

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA POLITÉCNICA

WILLIAM DANTAS VICHETE

**Modelo de hidrossustentabilidade econômica como suporte à decisão na
alocação de água em sistemas de recursos hídricos complexos**

SÃO PAULO

2023

WILLIAM DANTAS VICHETE

**Modelo de hidrossustentabilidade econômica como suporte à decisão na
alocação de água em sistemas de recursos hídricos complexos**

Versão Corrigida

Tese apresentada à Escola Politécnica da
Universidade de São Paulo para obtenção
do título de Doutor em Ciências.

Área de concentração: Engenharia
Hidráulica e Ambiental

Orientador: Professor Doutor Arisvaldo
Vieira Mélo Júnior.

SÃO PAULO

2023

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Este exemplar foi revisado e corrigido em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, 21 de maio de 2023

Assinatura do autor: Wdvichete

Assinatura do orientador: p/ Wdvichete

Catálogo-na-publicação

Vichete, William Dantas

Modelo de hidrossustentabilidade econômica como suporte à decisão na alocação de água em sistemas de recursos hídricos complexos / W. D. Vichete -- versão corr. -- São Paulo, 2023.

132 p.

Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental.

1.Sustentabilidade 2.Sistemas de reservatório 3.Abastecimento de água 4.Irrigação 5.Geração de energia hidrelétrica I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental II.t.

VICHETE, W. D. **Modelo de hidrossustentabilidade econômica como suporte à decisão na alocação de água em sistemas de recursos hídricos complexos.** 2023. 132 f. Tese. (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Ambiental) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2023.

Aprovado em: 23 de março de 2023

Banca Examinadora

Professor Doutor Arisvaldo Vieira Mélo Júnior (orientador)

Instituição: Universidade de São Paulo

Doutor Alexandre Moreira Baltar

Instituição: Externo

Professor Doutor Dirceu Silveira Reis Junior

Instituição: Universidade de Brasília

Professora Doutora Márcia Maria Guedes Alcoforado de Moraes

Instituição: Universidade Federal de Pernambuco

Professora Doutora Yvonilde Dantas Pinto Medeiros

Instituição: Universidade Federal da Bahia

*À Cesar e Luisa, que o amor, dedicação, e o conhecimento sejam os pilares da sua
jornada.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço à colaboração da minha família, amigos e colegas. Agradeço em especial a Mariana Mendes por cuidar dos nossos filhos enquanto estive em dedicação para construção e conclusão dessa pesquisa.

Agradeço eternamente aos meus pais Amauri e Ieda por ter me concedido a graça, liberdade das escolhas que fiz e me suportado até o momento. Ao meu Irmão Renan, que me ajudou em momentos cruciais. Agradeço aos meus familiares e amigos, pela atenção e compreensão.

Agradeço ao meu orientador e amigo Professor Doutor Arisvaldo Vieira Mélo Júnior por ter concedido a primeira conversa quando demonstrei interesse em iniciar uma pesquisa no programa de mestrado e por posteriormente recomendar e apoiar a minha passagem para o doutorado direto, sou eternamente grato pela confiança e paciência.

Agradeço aos professores que compuseram a minha banca de qualificação de mestrado e posteriormente na banca de qualificação dessa pesquisa no âmbito do programa de doutorado, aos professores Doutor Joaquim Garcia Boccanieri, Doutor Ariaster Chimili e Doutor Rodolfo Martins Scarati, pelas contribuições, sugestões e discussões construtivas que tivemos nesse processo.

Agradeço a equipe da secretária da pós-graduação da Escola Politécnica, ao departamento de engenharia hidráulica e ambiental, em especial a Wandréa Dantas pela paciência em sanar minhas dúvidas e no auxílio prestado durante todo o curso.

Agradeço pelas contribuições, sugestões, discussões e pelos desafios que vencemos juntos ao lado dos colegas de pesquisa no LabSid: Lina Maria Osório, Gabriel Soares, Camila Billerbeck, João Tercini e Silvana S. Marcelini e Ligia M. Silva.

Agradeço a Hidrostudio Engenharia por incentivar o meu retorno a academia para o desenvolvimento de pesquisas (Dr. Aluísio P. Canholi e Sr. Ruy J. Kubota).

Agradeço a NHC Brasil Consultores pelo incentivo e pelas discussões que contribuíram no desenvolvimento dessa pesquisa (Dr. Guilherme de Lima, Dr. Marcus V. Estigoni, Sr. Mike Okun, Dra. Mariza C. Cabral, Sr. Barry Chilibeck e Dr. Jose Vazques).

Agradeço aos colegas que iniciaram a jornada no programa de mestrado comigo, Guilherme Todt, Rodrigo Martins Lucci, Maria Cristina Santana Pereira, Luiz Gustavo S. Carvalho e Fabio Paiva pelas noites de estudo. Agradeço aos colegas do CEPE Fabio Cardoso e Celso Miranda pelos momentos esportivos.

Agradeço a Engenheira Ambiental Isabela B. Freire pela confiança em me convidar para co-orientar no seu trabalho de conclusão de curso.

Agradeço aos amigos e colegas que fizeram parte da minha carreira como engenheiro e pesquisador: Arnaldo S. Kutner, Jehovah Nogueira, Claudia Miranda, Gustavo Coelho, Julio Canholi, Luiz H. Bocalini, Thiago Souza Silva, Honório Lisboa, Rudá Serra, Roberta Pizaneli, Elieser Carvalho, Jorge T. Ishirara, Camila Otsuka, Melissa Graciosa, Vera Leite Silva, Bruno Bertoni, José Roberto Santos e Roberto Falanque.

Agradeço a equipe de recursos hídricos e diretoria da DF+ engenharia e recursos hídricos pela compreensão nos momentos necessários, em nome do Mestre Marcus Cruz.

Agradeço aos amigos da ONG de uma Figa que torceram por mim durante todo o desenvolvimento dessa pesquisa (Anthony, Elson, Fabio, Felipe, Gustavo e Victor).

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 88887502612/2020-00.

RESUMO

VICHETE, William Dantas. **Modelo de hidrossustentabilidade econômica como suporte à decisão na alocação de água em sistemas de recursos hídricos complexos**. 2023. 132 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Ambiental) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, SP, 2023.

O conflito pela água tem sido um problema físico, de qualidade, social, político e ambiental, geralmente devido à escassez hídrica. A resolução de conflitos devido a disputa por água impacta diretamente na segurança hídrica, energética e alimentar, com consequências econômicas, financeiras, política, social e ambientais. Os modelos de otimização para alocação de água usualmente se baseiam na minimização de um custo em redes de fluxo, que podem ser baseados no atendimento de diretrizes ou legislações (modelos baseados em prioridades), ou na maximização de parâmetros econômicos (modelos hidroeconômico). Ainda existe uma lacuna entre os resultados desses modelos e a sua aplicação prática no planejamento e às regras operacionais da infraestrutura hídrica. Os modelos de alocação hidroeconômico depende das curvas de demanda de água conforme as características de cada setor usuário (irrigação, abastecimento urbano, hidrelétricas, água subterrânea e meio ambiente). A hipótese central dessa tese é que, considerando a utilização de uma metodologia proposta, os modelos descritivos de alocação da água que considera aspectos econômicos resultam em maior fornecimento de água para os usuários em relação aos modelos de alocação com base em prioridades. A metodologia proposta busca simplificar a utilização de modelos de otimização que consideram os aspectos econômicos por meio da construção de uma curva de receitas econômicas geradas a partir da produção relacionada a disponibilidade hídrica. Para validação da hipótese dessa tese foi construído um modelo de alocação, denominado AcquaNetGIS, que otimiza o custo na rede de fluxo com técnicas de programação linear (LP). Os resultados obtidos a partir do modelo de alocação desenvolvido validou a hipótese de que os modelos descritivos de alocação de água com parâmetros econômicos podem resultar em uma maior oferta de água para os usuários. O AcquaNetGIS e a metodologia proposta foram aplicados a transposição de água do Rio São Francisco (PISF). O AcquaNetGIS e a metodologia para utilização do custo na rede de fluxo a partir de curvas de receitas geradas em um modelo de alocação com aspectos econômico apresentou resultados que devem ser considerados como uma opção de solução possível no processo de tomada de decisão quanto a alocação de água. Adicionalmente, é possível construir regras operacionais de sistemas de recursos hídricos complexos considerando as trocas entre os benefícios da alocação nos múltiplos usos da água para alcançar a sustentabilidade em função da disponibilidade hídrica (hidrossustentabilidade).

Palavra-chave: Sustentabilidade, Sistemas de reservatório, Abastecimento de água, Irrigação, Geração de energia hidroelétrica.

ABSTRACT

VICHETE, William Dantas. Hydro-economic sustainability model as support for water allocation decision in complex water resources systems, 2023. 132 f. Thesis (Hydraulic and Environmental Engineer PhD). Post-graduation program of Civil Engineer of Polytechnic School of São Paulo University, SP, 2023.

The water conflict has been a physical, quality, social, political, and environmental problem, usually due to water scarcity. Resolving conflicts arising from water disputes directly impacts water, energy, and food security, with economic, financial, political, social, and environmental consequences. Optimization models for water allocation usually rely on minimizing costs in networks flow, which can be used as priority-based guidelines (due to public legislations) or maximizing economic parameters (hydro-economic models). However, there is still a gap between the results of these models and their practical application in water infrastructure planning and operational rules. Hydro-economic water allocation models depend on the water demand curves according to the characteristics of each sector (irrigation, urban supply, hydropower, groundwater, and the environment). The hypothesis of this thesis is that, by considering the use of a proposed methodology, descriptive water allocation models that take economic aspects into account result in greater water supply for users compared to priority-based allocation models. The proposed methodology aims to simplify the utilization of optimization models that consider economic aspects through the construction of a curve representing generated revenues based on water availability-related production. To validate the hypothesis of this thesis, a water allocation model called AcquaNetGIS was developed, which optimizes the cost in the network flow using linear programming (LP) techniques. The results obtained from AcquaNetGIS validated the hypothesis that descriptive water allocation models with economic parameters can result in a greater water supply for users. The model and the proposed methodology were applied to the water transposition project São Francisco River (PISF). AcquaNetGIS and the methodology for use the cost in the network flow based on curves of generated revenues in a water allocation model with economic aspects presented results that should be considered as a possible solution option in the decision-making process. Additionally, it is possible to establish operational rules for complex water resource systems considering water and economic trade-off to achieve sustainability based on water availability (hydro-sustainability).

Key-words: Sustainability, Reservoir systems, Water supply, Irrigation, Hydroelectric power generation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fluxograma de desenvolvimento do modelo (Fonte: o Autor, 2023).....	25
Figura 2. Tomada de decisão adaptativa e participativa (Fonte: adaptado de Mercer et al., 2008).	27
Figura 3. Processo iterativo de gerenciamento dos riscos na tomada de decisão (Fonte: adaptado de Connell et al., 2005).	28
Figura 4. Representação ilustrativa de uma rede de fluxo (Fonte: adaptado de Vichete e Mélo Júnior, 2021).	31
Figura 5. Ilustração de uma curva de demanda (Fonte: adaptado de Baltar, 2001)..	34
Figura 6. Ilustração da topologia para a construção de um modelo de otimização (Fonte: o Autor, 2023).	43
Figura 7. Estrutura do modelo de alocação de água AcquaNetGIS (Fonte: o Autor, 2023).	45
Figura 8. Elasticidade preço e consumo da água (Fonte: adaptado de Olmstead e Stavins, 2009).	46
Figura 9. Representação da linearização por partes da curva de demanda pelo nó do tipo Piecewise Link (Fonte: adaptado de Tomlinson, Arnott e Harou, 2020).....	48
Figura 10. Método da curva hidroeconômica proposto (Fonte: o Autor, 2023).....	50
Figura 11. Curva hidroeconômica para o abastecimento urbano, imagem superior (a) apresenta a curva de receita gerada e a imagem inferior (b) apresenta a curva de prejuízo (Fonte: o Autor, 2023).....	54
Figura 12. Relação do déficit de produção e da disponibilidade de água (Fonte: o Autor, 2023).....	56
Figura 13. Curva hidroeconômica para irrigação, imagem superior (a) apresenta a curva de receita gerada e a imagem inferior (b) apresenta a curva de prejuízo (Fonte: o Autor, 2023).....	57
Figura 14. Variáveis envolvidas na geração de hidroenergia (Fonte: o Autor, 2023).	58
Figura 15. Curva hidroeconômica para geração de energia em hidrelétricas, imagem superior (a) apresenta a curva de receita gerada e a imagem inferior (b) apresenta a curva de prejuízo (Fonte: o Autor, 2023).	60

Figura 16. Curva hidroeconômica para produção industrial, imagem superior (a) apresenta a curva de receita gerada e a imagem inferior (b) apresenta a curva de prejuízo (Fonte: o Autor, 2023).....	61
Figura 17. Localização e mapa geral do PISF (Fonte: o Autor, 2023).....	62
Figura 18. Topologia da rede de fluxo construída para o PISF (Fonte: o Autor, 2023).	63
Figura 19. Curva hidroeconômica do PISF com base na metodologia proposta (Fonte: o Autor, 2023).....	67
Figura 20. Resumo geral das análises realizadas na aplicação do AcquaNetGIS PISF (Fonte: o Autor, 2023).	69
Figura 21. Curva de permanência para o resultado da vazão a jusante de Xingó (Fonte: o Autor, 2023).....	75
Figura 22. Indicadores de sustentabilidade baseados nos resultados do AcquaNetGIS PISF (Fonte: o Autor, 2023).	77
Figura 23. Resultados do volume do reservatório de Sobradinho do AcquaNetGIS PISF desconsiderando a regra operacional (Fonte: o Autor, 2023).	79
Figura 24. Curva de permanência de volume do reservatório Sobradinho e da vazão a jusante da UHE Xingó considerando a otimização por prioridade (Fonte: o Autor, 2023).	81
Figura 25. Estimativa da geração de energia (Fonte: o Autor, 2023).....	83
Figura 26. Relação entre o volume no reservatório de Sobradinho e a vazão bombeada para o PISF (Fonte: o Autor, 2023).	85
Figura 27. Relação entre a vazão descarregada no reservatório de Sobradinho e a vazão bombeada para o PISF (Fonte: o Autor, 2023).....	86
Figura 28. Relação entre a vazão no reservatório de Xingó e a vazão bombeada para o PISF (Fonte: o Autor, 2023).	86
Figura 29. Avaliação simplificada da alteração hidrológica no Rio São Francisco (Fonte: o Autor, 2023).	87
Figura 30. Curva de permanência das vazões em a jusante da UHE Xingó, no período inicial e final (Fonte: o Autor, 2023).....	88
Figura 31. Relação entre a taxa de juros anual considerada e os resultados dos indicadores relacionados ao valor presente dos benefícios e custos (Fonte: o Autor, 2023).	94

Figura 32. Funcionamento da regra alternativa proposta para o bombeamento do PISF (Fonte: o Autor, 2023).	102
Figura 33. Curva de permanência de volume do reservatório Sobradinho e da vazão a jusante da UHE Xingó considerando a otimização com curvas hidroeconômicas (Fonte: o Autor, 2023).	131
Figura 34. Curva de permanência de volume do reservatório Sobradinho e da vazão a jusante da UHE Xingó considerando a otimização por prioridade (Fonte: o Autor, 2023).	132

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Comparação das áreas de definição da Segurança Hídrica	36
Tabela 2. Produção média e coeficiente Ky de culturas.....	56
Tabela 3. Resumo dos cenários de demanda por água para cada setor usuário considerado.....	65
Tabela 4. Resumo dos cenários avaliados na validação da hipótese.	71
Tabela 5. Vazão média fornecida (m ³ /s) para os cenários 2020 (A1 e B1) e 2040 (A2 e B2) na validação da hipótese.	72
Tabela 6. Percentual de das vazões médias fornecidas para as vazões demandadas na bacia do rio São Francisco e no PISF.	74
Tabela 7. Cenários considerados na validação do modelo AcquaNetGIS PISF	80
Tabela 8. Resumo das vazões médias disponibilizada para cada tipo de demanda no modelo com as curvas hidroeconômicas.....	81
Tabela 9. Resumo da geração de energia no período entre 1941 e 2021 (com curvas hidroeconômicas e PISF, e baseado em prioridade sem o PISF).	84
Tabela 10. Fluxo de caixa estimado para a análise de viabilidade econômica.	92
Tabela 11. Resultados dos indicadores econômicos avaliados para o PISF.	94
Tabela 12. Regra operacional alternativa para o bombeamento do PISF conforme os resultados do modelo AcquaNetGIS.	103
Tabela 13. Volume percentual considerado no início do modelo de otimização.	129
Tabela 14. Resumo das vazões médias disponibilizada para cada tipo de demanda no modelo com curvas hidroeconômicas, para diferentes volumes iniciais de Sobradinho.	130
Tabela 15. Resumo das vazões médias disponibilizada para cada tipo de demanda no modelo de prioridade, para diferentes volumes iniciais de Sobradinho.....	130

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA – Agência Nacional de Água

DP – Programação Dinâmica

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

LP – Programação Linear

MHEAA – Modelos Hidroeconômicos de Alocação de Água

NRC – National Resources Council

PIB – Produto Interno Bruto

PISF – Projeto de Integração do São Francisco

RMC – Região metropolitana de Campinas

RMSP – Região metropolitana de São Paulo

SSD – Sistema de Suporte a Decisão

TCU – Tribunal de Contas da União

UHE – Usina Hidrelétrica

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	15
2	OBJETIVO.....	20
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
3.1	Contextualização	21
3.2	Tomada de Decisão	26
3.3	Conflitos pela Água	29
3.3.1	PROBLEMA DE MÍNIMO CUSTO NA REDE DE FLUXO PARA ALOCAÇÃO DE ÁGUA.....	30
3.4	Sustentabilidade na Alocação de Água	35
3.4.1	MEIO AMBIENTE E ALTERAÇÃO HIDROLÓGICA	39
4	MATERIAL E MÉTODOS	41
4.1	Modelo Proposto	42
4.2	Método Proposto	47
4.3	Curva Hidroeconômica Proposta	51
4.3.1	CURVA HIDROECONÔMICA PARA USO URBANO.....	52
4.3.2	CURVA HIDROECONÔMICA PARA USO NA IRRIGAÇÃO.....	55
4.3.3	CURVA HIDROECONÔMICA PARA GERAÇÃO DE ENERGIA.....	57
4.3.4	CURVA HIDROECONÔMICA PARA USO INDUSTRIAL.....	60
5	APLICAÇÃO DO MODELO PROPOSTO	62
6	RESULTADOS	70
6.1	Validação da Hipótese – AcquaNetGIS PISF	71
6.2	Impactos na Geração de Energia	80
6.3	Avaliação das Alterações Hidrológicas	86
6.4	Viabilidade Econômico-financeira	88
7	DISCUSSÃO.....	95
7.1	O Modelo AcquaNetGIS	95
7.2	Alocação de Água	98
7.3	Regra Alternativa Preliminar de Bombeamento do PISF	99

7.4	Alterações hidrológicas.....	103
7.5	Viabilidade Econômica	104
7.6	Curva Hidroeconômica Proposta.....	106
7.7	Tomada de Decisão.....	107
8	CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES	109
9	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	112
	APÊNDICE A – CARACTERIZAÇÃO DO PISF	122
	APÊNDICE B – MODELO ACQUANET PISF E CURVAS DE PERMANÊNCIA DE VAZÕES.....	125
	APÊNDICE C – CONDIÇÃO DE CONTORNO INICIAL DO ACQUANETGIS PISF	128

1 INTRODUÇÃO

O conflito pela água tem sido um problema físico, de qualidade, social, político e ambiental, geralmente devido à escassez hídrica (ASHOUR; ALY; ABUELEYON, 2019; SIVAKUMAR, 2011; SRDJEVIC et al., 2019; STUART et al., 2021). A resolução de conflitos devido a disputa por água impacta diretamente na segurança hídrica, energética e alimentar (ZHANG et al., 2018) com consequências econômicas, financeiras, político-administrativa e ambientais. A gestão integrada dos recursos hídricos é crucial no desenvolvimento sustentável (ALAMANOS et al., 2019; GOODLAND; LEDEC, 1987; KARAMOUZ; SZIDAROVSKY; ZAHRAIE, 2003; XIANG et al., 2021; ZOMORODIAN et al., 2018). O processo de decisão na alocação de água tem por objetivo minimizar o conflito. Entretanto, alcançar a sustentabilidade em situações de conflito pela água devido a sua escassez tem sido um desafio (JONES et al., 2014; MIRCHI et al., 2018; SRDJEVIC et al., 2019). Algoritmos matemáticos de simulação e otimização têm sido utilizados como um sistema de apoio à decisão para entender melhor a alocação de água (ABDULBAKI et al., 2017; NOZARI; MORADI; GODARZI, 2021, 2021; WURBS; SANCHEZ-TORRES, 1996). Esses modelos podem ser classificados como descritivos ou prescritivos (CANDIDO et al., 2022). Desde Fredericks, Labadie e Altenhofen (1998), Labadie (2004a), Simonovic (1992) e Yeh (1985), os modelos descritivos de otimização tem provado ser uma importante técnica para o processo de tomada de decisão e de análise das trocas (trade-off) entre os usuários de recursos hídricos. Os modelos descritivos de otimização para alocação de água usualmente se baseiam na minimização de um custo em redes de fluxo, que podem ser convertidos em prioridades de atendimento baseadas em diretrizes ou legislações (modelos baseados em prioridades). Por outro lado, os modelos descritivos de otimização da alocação da água que considera os valores econômicos proporcionados pela disponibilidade hídrica são denominados hidroeconômicos (WURBS, 2005; HAROU et al., 2009; CANDIDO et al., 2022). Harou et al. (2009) define que os modelos hidroeconômicos buscam representar em uma escala regional os aspectos hidrológicos, ambientais, de engenharia e econômicos dos sistemas de recursos hídricos como uma estrutura coerente. Deve-se atenção especial a alocação de água baseado nos aspectos econômicos pois ela fornece uma opção de solução possível e crucial para o processo de tomada de decisão (BAKER et al., 2021; HAROU et al., 2009; HOSSEN; CONNOR; AHAMMED, 2021).

Harou et al. (2009) e Hossen, Connor e Ahammed (2021) apresentaram uma revisão dos modelos hidroeconômicos de alocação de água (MHEEA). Ainda existe uma lacuna entre os resultados desses modelos e a sua aplicação prática no planejamento e às regras operacionais da infraestrutura hídrica (HAROU et al., 2009). O processo de tomada de decisão participativa e colaborativa deve ser levado em consideração para melhorar a utilização dos MHEEA (HOSSSEN; CONNOR; AHAMMED, 2021). Esses modelos foram amplamente utilizados por Alamanos et al. (2019), Medellín-azuara et al. (2009), Souza da Silva e Alcoforado de Moraes (2021^a), Souza da Silva; De Moraes (2018), Vichete e Mélo Júnior (2021); Wu et al. (2013); Vichete, Mélo Júnior e Soares (2023). Os modelos hidroeconômicos de alocação de água dependem dos benefícios marginais obtidos por meio das curvas de demanda de água conforme as características de cada setor usuário (irrigação, abastecimento urbano, hidrelétricas, água subterrânea e meio ambiente). A construção das curvas de demandas por água é obtida por meio de estudos econométricos que visam obter a variação do consumo de água com base na variação do preço (elasticidade-preço da demanda). A estrutura de preços, a política institucional e o clima podem resultar em diferentes respostas de elasticidade preço (GARRONE; GRILLI; MARZANO, 2019; OLMSTEAD; STAVINS, 2009; SCHOENGOLD; SUNDING; MORENO, 2006). A utilização de curvas de demanda em modelos de alocação de água deve ser utilizada com cautela. Olmstead; Stavins, (2009) chamam a atenção para uma resposta incerta de consumo dos usuários para uma variação da estrutura de preço. Além disso, é necessário um banco de dados de quantidade, preço e consumo para diferentes usuários de água (BAKER et al., 2021; HAROU et al., 2009; RUIJS; ZIMMERMANN; VAN DEN BERG, 2008).

A hipótese central dessa tese é que haverá um maior fornecimento de água alocada para os usuários quando considerado a metodologia proposta para utilização de modelos de alocação que adotam aspectos econômicos. O maior fornecimento de água alocada para os usuários é sempre comparando os modelos de otimização da alocação de água que utilizam aspectos econômicos com os que consideram o atendimento de vazões demandadas com base em prioridades. A motivação dessa pesquisa se deu em função da dificuldade da construção de curvas de demanda por água. A construção dessas curvas é um processo laborioso e complexo, que exige elevada quantidade de dados e informações. Isso dificulta a utilização de modelos

hidroeconômicos e modelos descritivos de otimização que consideram aspectos econômicos. Essa quantidade de dados e informações é comumente negligenciada devido à falta de informações, sendo adotado valores de elasticidade e metodologias alternativas como o método de expansão do ponto para construção das curvas de demanda. A metodologia proposta nessa tese busca simplificar esse processo considerando a construção de curvas de perdas de produção baseadas em uma função que associa a quantidade de água alocada em cada setor usuário a sua receita gerada. Essa metodologia proposta para a consideração de aspectos econômicos em modelos descritivos de otimização da alocação de água foi denominada nessa tese como curva hidroeconômica. Adicionalmente, nessa pesquisa a hidrossustentabilidade econômica é alcançada quando uma solução possível proporciona a menor perda econômica de produção para os múltiplos usos da água considerado. Usualmente, os modelos de otimização hidroeconômicos buscam o ótimo sob o ponto de vista da economia. Entretanto, nessa tese, a metodologia proposta que considera os aspectos econômicos de produção com base na disponibilidade hídrica foi denominada como curva hidroeconômica. Essa abordagem se diferencia das características de um modelo de otimização hidroeconômico (que busca o ótimo econômico).

A demanda por água pode resultar em sistemas não-lineares como no caso do abastecimento urbano, água para irrigação e geração de energia hidroelétrica (AMJATH-BABU et al., 2019; CIRILO et al., 2021; FLÖRKE; SCHNEIDER; MCDONALD, 2018; OLMSTEAD, 2009; STEDUTO; FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2012). A metodologia proposta das curvas hidroeconômicas simplifica a utilização dos aspectos econômicos nos modelos descritivos de alocação de água e fornece uma opção de solução possível no processo de tomada de decisão. Mesmo que o termo sustentabilidade tenha múltiplas dimensões, o processo de tomada de decisão com base na minimização das perdas de produção poderá avaliar alternativas possíveis que almejam a sustentabilidade econômica e seus reflexos nas demais dimensões da sustentabilidade (quantidade, qualidade, socioambiental, equidade e bem-estar social).

A validação da hipótese apresentada nessa tese se iniciou com a utilização do software AcquaNet (LABSID, 2013) em sua versão 3.16.00 (BALTAR, 2001). Nessa versão existem limitações para utilização do módulo hidroeconômico, como a

limitação do número de pontos considerados na curva de demanda, limites de links e a impossibilidade de análise pormenorizada das demandas de irrigação e geração de energia hidroelétrica integradas. A primeira investigação que compara a utilização de um modelo descritivo de otimização que considerava aspectos econômicos em algoritmos de mínimo custo da rede com uma otimização baseada em prioridades foi apresentada em Vichete e Mélo Júnior 2020. Posteriormente, foi considerado a aplicação da metodologia proposta de construção de curvas hidroeconômicas com base na perda de produção para uma análise da alocação de água no Sistema Cantareira (VICHETE; MÉLLO JÚNIOR, 2021). As evidências iniciais demonstraram que os resultados dos modelos que consideraram a curva hidroeconômica proposta resultou em um maior volume de água alocado para os usuários considerados, entretanto, as investigações iniciais utilizaram uma classe de usuários (vazões demandadas para abastecimento urbano).

O modelo de hidossustentabilidade econômica de alocação de água proposto (AcquaNetGIS) também foi aplicado na transposição de água do rio São Francisco (Programa de Integração do São Francisco – PISF) que considerou múltiplos usuários de água (irrigação, abastecimento urbano e geração de hidroeletricidade). A disponibilidade de água para cada setor usuário (vazão média fornecida), índice de sustentabilidade e a curva de permanência da vazão foram os parâmetros selecionados para analisar os resultados do modelo. A curva hidroeconômica baseada na produção de bens e serviços ligados à quantidade de água alocada para cada setor usuário mostra uma troca (trade-off) entre a água para irrigação na Bacia do São Francisco à montante da hidrelétrica de Sobradinho e a irrigação para o Eixo Norte do PISF. Considerando o funcionamento do PISF sem a regra operacional em vigência, a vazão turbinada das hidroelétricas a jusante do PISF seria 2% menor (Luiz Gonzaga, Sistema Paulo Afonso, e Xingó), o que resultou em uma redução de potência gerada de aproximadamente 1,3%. Ambos os modelos descritivos de otimização considerados na aplicação do AcquaNetGIS alcançaram o atendimento da vazão mínima a jusante de Xingó ($800 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) em 98,5% do tempo (baseado em prioridade) e 99,0% do período simulado (hidroeconômico). Em resumo, o modelo que considera os aspectos econômicos na otimização pode alocar um volume de água 7% superior em relação ao baseado em prioridades. O período de análise do modelo construído foi com base na vazão registrada entre janeiro de 1941 e junho de 2021. Uma parte

das análises desenvolvidas para o PISF com aplicação do modelo AcquaNetGIS está apresentada em Vichete, Mélo Júnior e Soares (2023).

O modelo proposto AcquaNetGIS e a metodologia para utilização de curvas hidroeconômicas baseadas na produção apresentou resultados que devem ser considerados como uma opção de solução possível. Em um processo de tomada de decisão quanto a alocação de água para múltiplos usos, deve-se considerar os resultados obtidos com os modelos baseados em prioridade e baseados em aspectos econômicos (ou hidroeconômicos). A consideração das prioridades de atendimento e os aspectos hidroeconômicos irão permitir uma melhor análise das trocas (trade-off) quanto a alocação de água, permitindo a expansão da dimensão de análise dos resultados obtidos para criação de regras operativas, legislações e negociações quanto a sua alocação para uma gestão integrada dos recursos hídricos.

O capítulo 3 contém a revisão de literatura utilizada para o desenvolvimento dessa tese. O capítulo 4 apresenta o modelo de hidrossustentabilidade econômica para alocação de água (AcquaNetGIS) proposto e a metodologia proposta para construção de curvas hidroeconômicas. O capítulo 5 contém a aplicação do modelo e metodologia proposta na transposição de água do rio São Francisco (PISF). O Capítulo 6 apresenta os resultados obtidos com a aplicação do modelo no PSIF. Os capítulos 7 e 8 apresentam as discussões dos resultados e as considerações finais, respectivamente.

2 OBJETIVO

Para a validação da hipótese central dessa tese, foi estabelecido como objetivo principal o desenvolvimento de um modelo de otimização da alocação da água em sistemas de recursos hídricos, que considera os seus múltiplos usos, aspectos econômicos e prioridades de atendimento das vazões demandadas.

Foi estabelecido como objetivo específico o desenvolvimento de uma metodologia com estrutura sistematizada para construção de curvas hidroeconômicas baseadas na produção e disponibilidade hídrica.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Contextualização

O planejamento e gerenciamento integrado dos recursos hídricos abrange um leque de problemas ambientais, sociais e econômicos (BRAGA; KELMAN, 2020; ERFANI; HAROU, 2021; KARAMOUZ; SZIDAROVSKY; ZAHRAIE, 2003; LOUCKS; STEDINGER; HAITH, 1981; OLMSTEAD, 2010a). Para resolver esses problemas, pesquisadores, planejadores, economistas, engenheiros e cientistas políticos vem desenvolvendo novos projetos, sistemas e regras operacionais, implementando medidas estruturais e não-estruturais para melhoria do gerenciamento integrado dos recursos hídricos (ABDULBAKI et al., 2017; ARTHINGTON et al., 2018; LABADIE, 2004a; MÉLLO JR; MATOS, 1999; NOZARI; MORADI; GODARZI, 2021). Em sistemas de recursos hídricos, os reservatórios são intervenções realizadas para armazenamento e utilização da água. Entretanto, construir uma nova infraestrutura pode nem sempre ser a solução para manter um desenvolvimento sustentável. Estudos vem demonstrando a importância no âmbito ambiental e socioeconômico do processo de remoção de barragens (NODA et al., 2018; RAVOT et al., 2020; TURNER; CHASE; BEDNARSKI, 2018). Entretanto, essa alternativa de remoção só é viável quando houver uma solução de otimização do uso do recurso hídrico.

O gerenciamento integrado dos recursos hídricos e da alocação ótima de água deve considerar a melhoria dos processos operacionais em detrimento da construção de novas infraestruturas (HAROU et al., 2009). A melhoria da eficiência operacional de sistemas de recursos hídricos é o desafio do gerenciamento da alocação da água. Uma visão holística para promover a eficiência da alocação de água em sistemas complexos está em desenvolvimento. Contudo, em países que possuem escassez hídrica estrutural, ou seja, não há falta de água como recurso natural, mas sim de infraestrutura hídrica adequada, o desafio é propor soluções estruturais e operacionais que promovam a alocação ótima da água. Considerando os avanços dos sistemas de abastecimento, múltiplas fontes de recursos hídricos, geração de energia, água para irrigação, produção industrial e vazões para sustentação do meio ambiente, o processo de alocação da água passou a envolver múltiplos atores. Esses atores ou usuários de recursos hídricos possuem suas necessidades qualitativas e quantitativas, em geral, podendo variar seu estado em função das condições climáticas, necessidades gerais ou mudanças socioculturais. A representação dessas condições no processo de alocação de água, por meio de redes de fluxo que

consideram o seu estado, necessidades e variabilidade ambiental pode ser caracterizada como um sistema complexo (THURNER; HANEL; KLIMEK, 2018).

O planejamento e gerenciamento da infraestrutura hídrica existente e da identificação da necessidade de novas infraestruturas é um desafio para o desenvolvimento sustentável de países que necessitam ampliar o seu sistema de recursos hídricos. Os modelos de alocação de água por meio de uma otimização hidroeconômica se apresentam como uma importante ferramenta no processo de tomada de decisão (ALAMANOS et al., 2019; BAKER et al., 2021; MEDELLÍN-AZUARA et al., 2009). Entretanto, existe uma lacuna entre o desenvolvimento desses modelos e a sua aplicação prática no processo de tomada de decisão quanto à alocação da água (MEDELLÍN-AZUARA et al., 2009). Os trabalhos de Hossen, Connor e Ahammed (2021) e Medellín-azuara et al. (2009) fazem uma ampla revisão da utilização de modelos hidroeconômicos de otimização da alocação da água. Esses modelos buscam representar um valor econômico da escassez hídrica (HAROU et al., 2009; HOSSEN; CONNOR; AHAMMED, 2021) e vêm sendo utilizado no planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos e para desenvolver novas políticas públicas para a operação das infraestruturas em recursos hídricos (BILLERBECK; MELLO JUNIOR, 2018; LUND; FERREIRA, 1996; NOZARI; MORADI; GODARZI, 2021; WARD; PULIDO-VELÁZQUEZ, 2008).

Em geral, os modelos hidroeconômicos de alocação são utilizados para fornecer suporte a tomada de decisão em períodos de escassez hídricas (JENKINS et al., 2004; MEDELLÍN-AZUARA et al., 2009; NIAYIFAR; PERONA, 2017; OLIVEIRA et al., 2021). Esses modelos também são utilizados em regiões que possuem um elevado desenvolvimento econômico e que são dependentes do gerenciamento da alocação de água. Os modelos hidroeconômicos utilizam princípios econômicos para suportar a tomada de decisão quanto à alocação de água (BAKER et al., 2021; HAROU et al., 2009; HOSSEN; CONNOR; AHAMMED, 2021; MIRCHI et al., 2018; SOUZA DA SILVA; ALCOFORADO DE MORAES, 2021b) e quanto à avaliação de alternativas e governança institucional (BRADEN, 2000; LUND; CAI; CHARACKLIS, 2006). Esses modelos se baseiam em curvas de demanda por água ao invés de níveis de prioridade de atendimento das vazões demandadas, refletindo o valor da água em função da sua disponibilidade (OLMSTEAD, 2010b). Nos modelos de otimização hidroeconômica, essas curvas de demanda são utilizadas para estabelecer a alocação

de água, sendo que o objetivo dessa otimização é a minimização dos prejuízos devido à escassez hídrica.

Os modelos hidroeconômicos de alocação de água têm implicações em políticas econômicas, políticas públicas e são utilizados em diversas áreas (HAROU et al., 2009; HOSSEN; CONNOR; AHAMMED, 2021), tais como:

- Operação e expansão da infraestrutura;
- Alocação de água e impacto no mercado;
- Planejamento com base em mudanças climáticas;
- Desenvolvimento de políticas institucionais para alcançar objetivos sociais, ambientais e econômicos;
- Análises de impactos de políticas econômicas;
- Base para legislação e regulações.

O sistema de suporte a decisão (SSD) AcquaNet (LABSID, 2013) desenvolvido pelo Laboratório de Sistema de Suporte a Decisão (LASID) é um software generalizado para análise da alocação de recursos hídricos que possui um módulo econômico em sua versão 3.16 (2007), em sua versão mais atual (2013 v1.64) esse módulo não foi incorporado.

O módulo econômico de alocação de água do SSD AcquaNet apresenta limitações que impedem a inclusão de externalidades ambientais e de flexibilidade nos parâmetros econômicos. Essas limitações incluem a limitação de arcos econômicos entre os nós da rede, que significa uma consideração restrita para caracterização de uma curva de demanda, além de não permitir análises pormenorizadas e integradas de demandas de irrigação e de geração de energia hidroelétrica. Em um modelo hidroeconômico, a curva de demanda é muito importante, sendo essa curva utilizada para a determinação do custo nos arcos. Diante dessas restrições, foi proposto a elaboração de um modelo descritivo de hidrossustentabilidade econômica para otimização da alocação de água. O modelo de hidrossustentabilidade de alocação de água visa considerar os aspectos econômicos na otimização da rede de fluxo e acoplar a avaliação de indicadores hidrológicos aos resultados.

O desenvolvimento de um modelo de hidrossustentabilidade econômica de alocação de água, que permite simular a disputa por água entre os múltiplos usos da água (irrigação, uso urbano, industrial e geração de energia), levando em consideração os aspectos econômicos de cada setor usuário, se apresenta como uma importante ferramenta para o processo de tomada de decisão.

A primeira etapa da pesquisa se iniciou com a busca por referências bibliográficas sobre o processo de tomada de decisão na alocação de água, sustentabilidade, meio ambiente e alterações hidrológicas, sistemas de suporte a decisão (SSD) e otimização da alocação de água. Posteriormente, a partir das referências bibliográficas foi possível desenvolver a metodologia da curva hidroeconômica (receitas de produção baseadas na disponibilidade de água) e desenvolver a estrutura para codificar o modelo AcquaNetGIS. A metodologia e o modelo desenvolvido foram aplicados ao Projeto de Integração São Francisco (PISF). Os resultados desenvolvidos possibilitaram a validação da hipótese por meio da avaliação dos indicadores adotados. Por fim, é apresentado as conclusões e recomendações para o desenvolvimento de pesquisas futuras. A Figura 1 ilustra o fluxograma que resume o desenvolvimento do modelo.

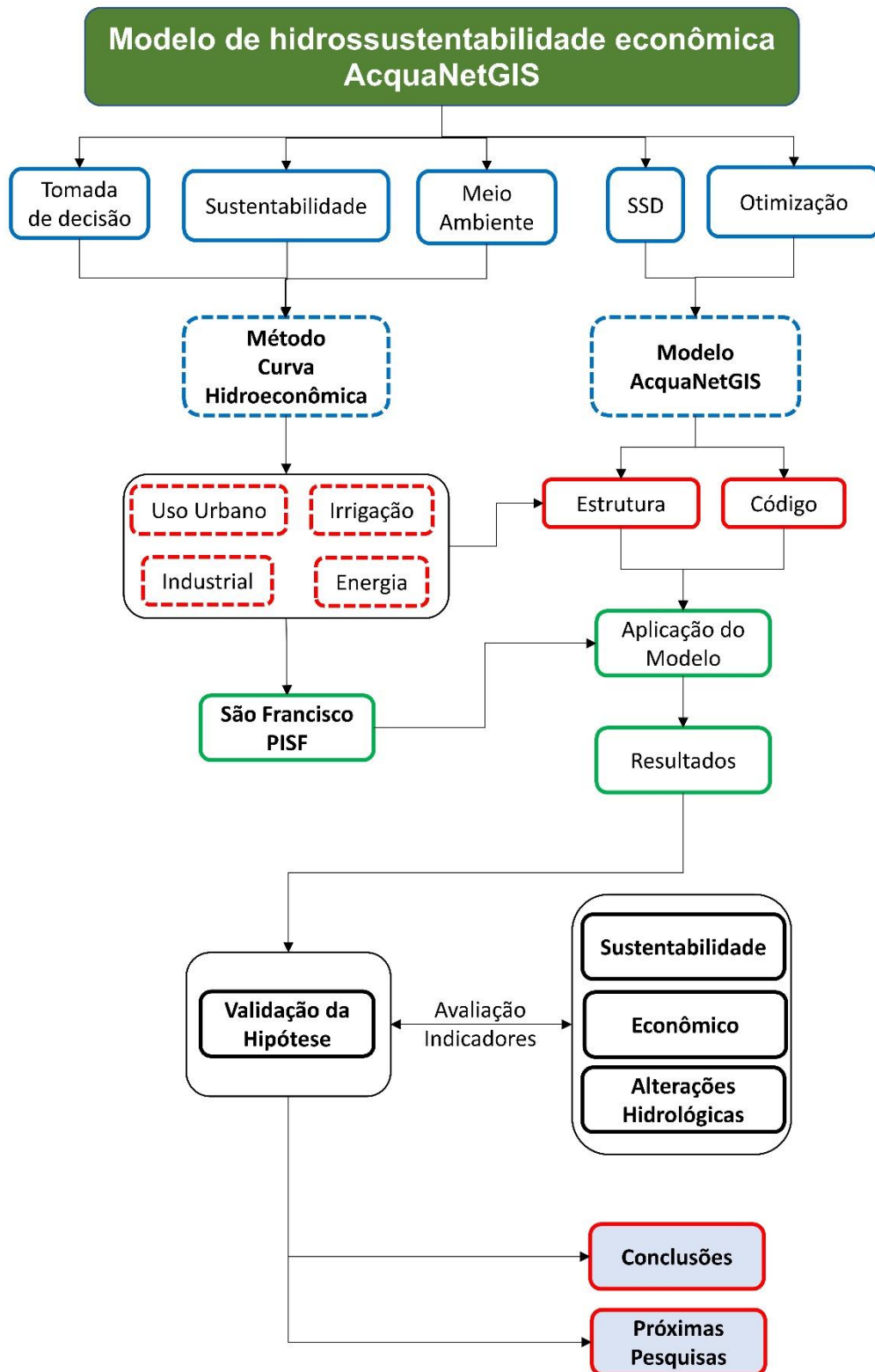


Figura 1. Fluxograma de desenvolvimento do modelo (Fonte: o Autor, 2023).

3.2 Tomada de Decisão

O principal objetivo na tomada de decisão é tomar boas ou melhores decisões. Entretanto, não existe nenhum critério universal na definição de boas e/ou melhores tomadas de decisão (MOSER; EKSTROM, 2010). As pesquisas no campo da ciência da tomada de decisão apresentam que apenas com boas informações científicas e técnicas se obtém a percepção de melhores decisões (JASANOFF, 2010).

Os aspectos da tomada de decisão em recursos hídricos e sua variabilidade envolvem escalas de longo prazo e incertezas associadas aos riscos (MCCRAY; OYE; PETERSEN, 2010). Fazem parte dessas incertezas as mudanças socioeconômicas e mudanças de valores através das gerações.

Em problemas complexos para a tomada de decisão, o contexto sociocultural e dos padrões cognitivo-comportamental torna-se mais importante na tomada de decisão. Isso requer a combinação da compreensão do risco com a forma de percepção dos indivíduos, organizações e instituições (HANSSON, 2010; RITTEL, 1973).

A compreensão de risco e a sua percepção vem sendo lentamente transformada em um processo participativo de tomada de decisão (MERCER et al., 2008; RENN; KLINKE, 2015), principalmente nas questões quanto a alocação de água e as regras operacionais das infraestruturas hídricas. A Figura 2 apresenta a constante adaptação que os processos de tomada de decisão devem possuir para a utilização de processos participativos.

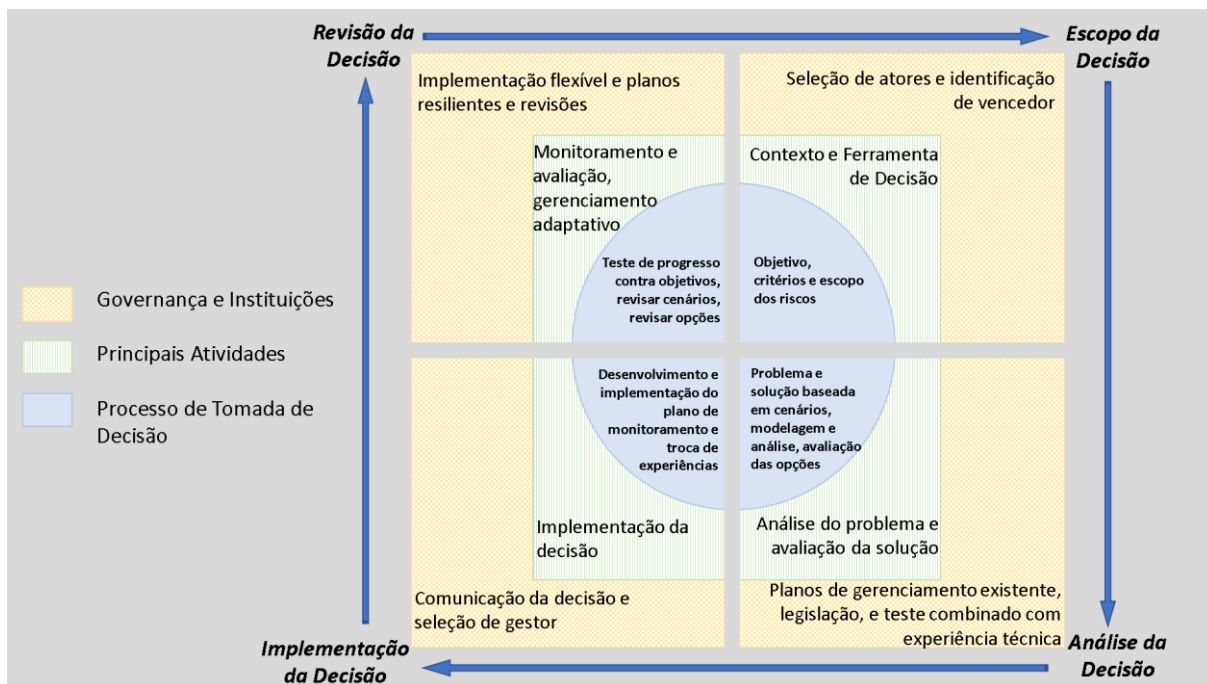


Figura 2. Tomada de decisão adaptativa e participativa (Fonte: adaptado de Mercer et al., 2008).

A avaliação dos riscos quanto a variabilidade hidrológica, externalidades financeiras, impactos ambientais, saúde pública, entre outros, são importantes para subsidiar a tomada de decisão. O conceito de sistemas de suporte a decisão (SSD) é de fornecer um painel de análises para compreender como as informações e conceitos baseados na avaliação dos riscos pode colaborar na melhoria da tomada de decisões (KANDLIKAR; ZERRIFFI; HO LEM, 2011; PIDGEON; FISCHHOFF, 2013). A Figura 3 apresenta o processo iterativo do gerenciamento do processo de tomada de decisão.

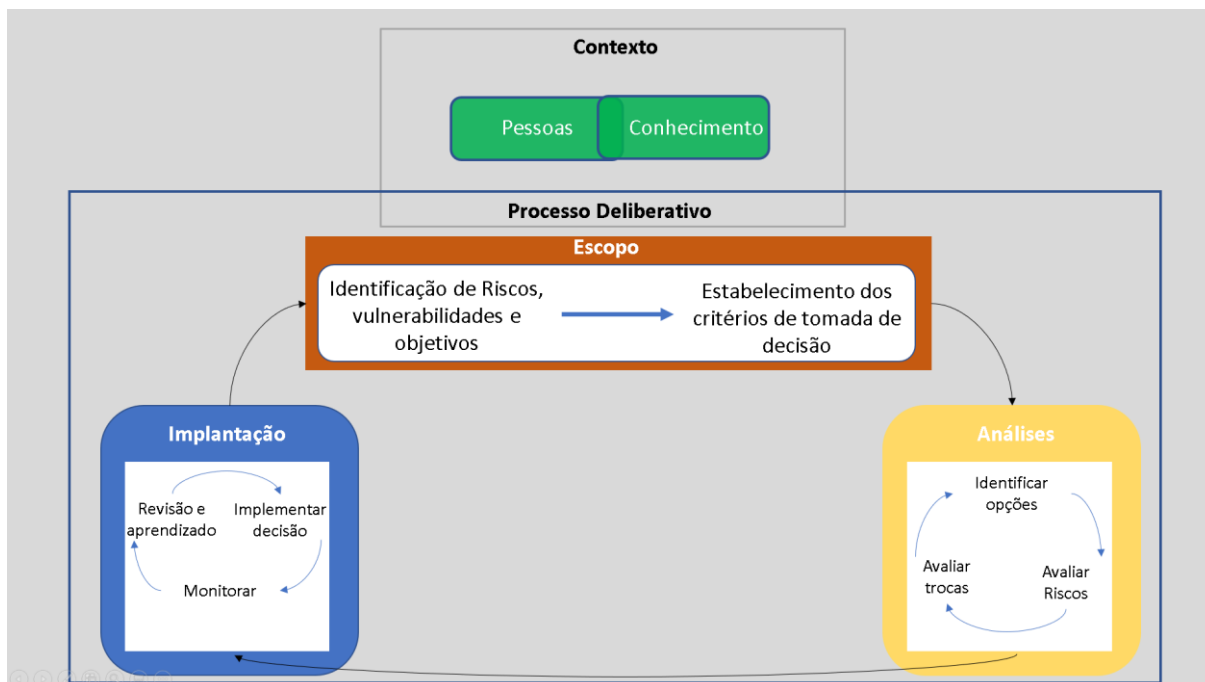


Figura 3. Processo iterativo de gerenciamento dos riscos na tomada de decisão (Fonte: adaptado de Connell et al., 2005).

O suporte a decisão pode ser entendido como uma série de processos que promovem a condição da tomada de decisão relevante e apropriada para o seu uso. A avaliação dos sistemas de suporte a decisão de acordo com NRC (2009) e Meadow et al. (2016) envolvem:

- Necessidades dos usuários dos SSD's;
- Informações relevantes para todos os atores envolvidos na tomada de decisão participativa;
- Conexões com informações multidisciplinares;
- Possibilidade de incorporar lições aprendidas;
- Alternativas político-institucional;

Esses critérios podem conduzir a diferentes processos de suporte a decisão em função do contexto da questão a ser decidida. Por exemplo, o apoio à decisão para uma grande agência de gestão dos recursos hídricos operar um sistema integrado, para o abastecimento de milhões de pessoas, terá necessidades diferentes comparados a uma pequena cidade que busca fontes subterrâneas de abastecimento (JONES et al., 2014). No entanto, a ferramenta e o processo de análise para subsidiar o planejamento de médio a longo prazo possui as mesmas funções.

As escolhas de desenvolvimento atual têm o potencial de influenciar a vulnerabilidade futura das infraestruturas hídrica. As recentes perdas econômicas devidas às extremas variabilidades climáticas (em especial a hidrológica), causa mudanças culturais e comportamentais que torna a tomada de decisão um procedimento cíclico e participativo. Esse procedimento cíclico e participativo na tomada de decisão busca alternativas sustentáveis e resilientes frente as possíveis variações climáticas.

A tomada de decisão quanto a alocação de água, com base em período de escassez hídrica, possui impactos nas gerações atuais e futuras. Esses impactos se refletem na segurança hídrica local e regional e na sustentabilidade da operação de infraestrutura hídrica. Por sua vez, a sustentabilidade hídrica possui a limitação de não incorporar as alterações comportamentais e culturais de uso da água, somados ao limite físico da disponibilidade hídrica local. Portanto, o conhecimento de externalidades ambientais, aspectos econômicos e socioculturais são fundamentais no processo de tomada de decisão, para maximizar a sustentabilidade na alocação da água, em uma condição de múltiplos usos e de escassez hídrica.

3.3 Conflitos pela Água

Estabelecer a sustentabilidade em sistemas e infraestrutura de recursos hídricos se torna um desafio quando existem escassez física e econômica da água, surgindo conflitos pelo uso da água. Os conflitos gerados pela disputa por água onde existe a escassez econômica¹ desse recurso natural envolve os setores usuários, instituições e gestores públicos.

Os conflitos provocados pelos múltiplos usos da água, assim como a operação integrada do sistema de recurso hídrico, tornam difícil a tarefa de se estabelecer políticas operacionais eficientes. A constante busca das alternativas operacionais é feita através da aplicação de potentes metodologias matemáticas e computacionais. Para isso, em geral, são empregados modelos de otimização e de simulação que utilizam algoritmos matemáticos específicos e requerem a assistência de ferramentas de modelagem computacional para resolução.

O campo de pesquisa para o uso de algoritmos matemáticos na otimização e simulação de reservatórios é muito vasto devido às peculiaridades dos problemas e a

¹ A escassez econômica é considerada quando existe água em quantidade e qualidade, mas falta a infraestrutura hídrica para utilização dessa água.

grande variabilidade de métodos de solução. Os trabalhos de Fredericks, Labadie e Altenhofen (1998), Labadie (2004b), Simonovic (1992), Wurbs e Sanchez-torres (1996) e Yeh (1985) são importantes referências que apresentam a utilização dessas técnicas na solução de problemas práticos.

Em ambiente de múltiplos usos, o bom conhecimento das necessidades dos diversos usuários e das disponibilidades hídricas é fundamental para uma boa gestão. Entretanto, as incertezas hidrológicas, as variações das demandas e o grande número de variáveis representativas dos processos físicos, químicos e biológicos, conferem elevado nível de complexidade à análise dos sistemas de recursos hídricos (DE CARVALHO, 2009). Os algoritmos matemáticos de otimização se baseiam na resolução do problema de mínimo custo da rede de fluxo para a alocação da água.

3.3.1 PROBLEMA DE MÍNIMO CUSTO NA REDE DE FLUXO PARA ALOCAÇÃO DE ÁGUA

A alocação de água e os diferentes problemas relacionados ao aproveitamento dos recursos hídricos podem ser resolvidos com base no cálculo do balanço hídrico. A solução para o balanço hídrico por meio do método de Mínimo Custo de Fluxo passou a ser utilizado por (LABADIE, 1990). Esses modelos de rede de fluxo fazem parte de uma classe de modelos de simulação que possuem um algoritmo de otimização (PORTO; AZEVEDO, 1997).

O equacionamento de uma rede de fluxo consiste na construção de um grafo onde os nós representam as estruturas hídricas (reservatórios, captações, canais etc.) ligados por arcos. A Figura 4 apresenta a ilustração de uma rede de fluxo com a indicação dos nós de demandas.

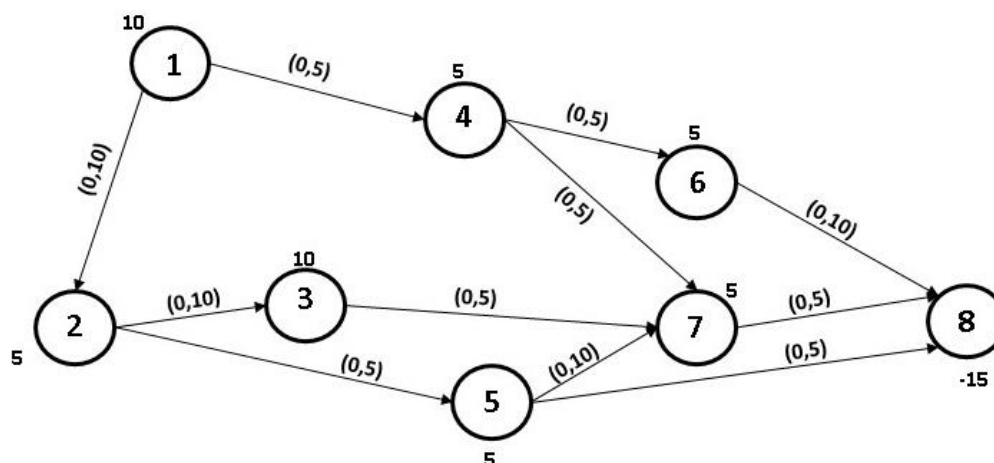


Figura 4. Representação ilustrativa de uma rede de fluxo (Fonte: adaptado de Vichete e Mélo Júnior, 2021).

Os “nós” podem representar demandas, reservatórios, confluências de rios ou pontos do sistema e os arcos podem representar as ligações entre os nós como adutoras, canais, rios, transposições e demais estruturas.

A resolução do problema de mínimo custo na rede consiste em estabelecer custos pelos arcos onde pode ser considerado uma função objetivo de maximização ou minimização do custo global (SIFALERAS, 2013). Em geral a otimização de uma rede de fluxo é composta por uma função objetivo (meta) e sujeita às restrições de ordem físicas ou analíticas, de acordo com o problema a ser otimizado.

A otimização da rede de fluxo utiliza algoritmos de programação linear (LP) ou em programação dinâmica (DP). A programação linear é em geral utilizada quando se tem problemas com funções côncavas e lineares para serem resolvidas (GRIVA; NASH; SOFER, 2009). Os algoritmos CS2, MCF, DIMACS, LEMON, PDNET e RELAX IV são utilizados para a otimização de redes de fluxo por meio da programação linear, denominados de Mínimo Custo de Redes de Fluxo (MCNFP sigla em inglês) - (SIFALERAS, 2013).

Os estudos iniciais desenvolvidos em Vichete e Mélo Júnior (2020 e 2021) demonstraram que o modelo descritivo de otimização que considera os aspectos econômicos permite um maior volume de água disponibilizado para os setores usuários considerados. Adicionalmente, também foi possível obter o custo da escassez hídrica, ou seja, os prejuízos evitados devido a melhor gestão da alocação de água para avaliar a viabilização de novos projetos e infraestruturas hídricas necessárias.

3.3.1.1 MODELOS HIDROECONÔMICOS

Os modelos de otimização hidroeconômicos consideram um custo variável para cada arco da rede (*link*). Esse custo variável é determinado em função da curva de demanda por água de cada setor usuário (cada vazão demandada utilizada). Harou et al. (2009) destacou que considerar a análise econômica na alocação da água é um problema complexo. A seguir é apresentado os fatores que contribuem para a complexidade dessa questão:

- a) há usos concorrentes, com diversas demandas e variados requisitos de qualidade da água, cujos custos e benefícios associados são difíceis de estimar;
- b) há, muitas vezes, uma importante variação interanual e intra-anual na ocorrência de vazões, o que pode exigir a consideração de diferentes hipóteses de atendimento das demandas;
- c) há muitas variáveis capazes de influenciar a evolução das demandas por água;
- d) há, em muitos casos, diferentes estratégias possíveis para operação das estruturas hidráulicas da bacia (barragens etc.); e
- e) há a necessidade de se considerarem, muitas vezes, períodos extensos de análise para se levar em conta o retorno de investimentos realizados em obras de infraestrutura hídrica.

Além desses fatores, deve-se considerar os aspectos políticos e institucionais, ambientais e sociais nas questões da utilização da análise hidroeconômica.

O embasamento teórico dos modelos hidroeconômicos está na Economia Ambiental. Nogueira, Medeiros e Arruda (2000) apresenta que a utilidade da água em termos econômicos está relacionada com a satisfação individual decorrente do setor de consumo. O nível de renda do consumidor e o nível de preços do mercado são as restrições para a maximização da utilidade. Conhecendo esses dois fatores é possível estabelecer uma função de demanda para o bem considerado. Em muitos estudos relacionados a água, a utilidade decresce à medida que maiores quantidades são consumidas, esse aspecto é denominado por economistas como utilidade marginal decrescente. Resumidamente, os modelos de otimização hidroeconômicos (sejam prescritivos ou descritivos) necessitam de uma curva de demanda. O processo de construção dessa curva enfrenta dificuldades na obtenção de dados e informações

suficientes para aplicação das técnicas econométricas. Usualmente são utilizadas metodologias complementares para obtenção dessas curvas para as demandas de irrigação, geração de energia e meio ambiente.

De acordo com Nogueira, Medeiros e Arruda (2000) a curva de demanda busca representar a utilidade da água em termos econômicos. Essa utilidade está relacionada com a satisfação individual com base no consumo. O nível de renda do consumidor e o nível de preços do mercado são as restrições para a maximização da utilidade. Nos estudos relacionados a água, a utilidade decresce a medida que maiores quantidades são consumidas, esse aspecto é denominado como utilidade marginal decrescente (JAMES; LEE, 1979). Os modelos de otimização hidroeconômica, utiliza como função de entrada uma curva de benefício marginal. A curva de benefício marginal é definida como sendo uma curva que contempla que a cada unidade do bem requerido existe um custo associado para tornar possível a sua disponibilidade.

Como exemplo da complexidade de determinação de uma curva de demanda, admite-se o abastecimento urbano, se for considerado apenas os recursos econômicos oriundos das tarifas de abastecimento, essa curva não representará os demais serviços urbanos que produzem riqueza. Na área urbana, o setor terciário da economia (serviços) é o que possuem o maior percentual de geração de riqueza. No Brasil, o setor terciário corresponde a 72% do PIB (produto interno bruto) – (IBGE, 2020).

Na Figura 5, a aproximação de um triângulo “abc” representa o benefício líquido do consumidor, enquanto o retângulo “Oacd” é o valor efetivamente pago, sendo “a” o preço que o consumidor paga por unidade ao consumir “d” unidades.

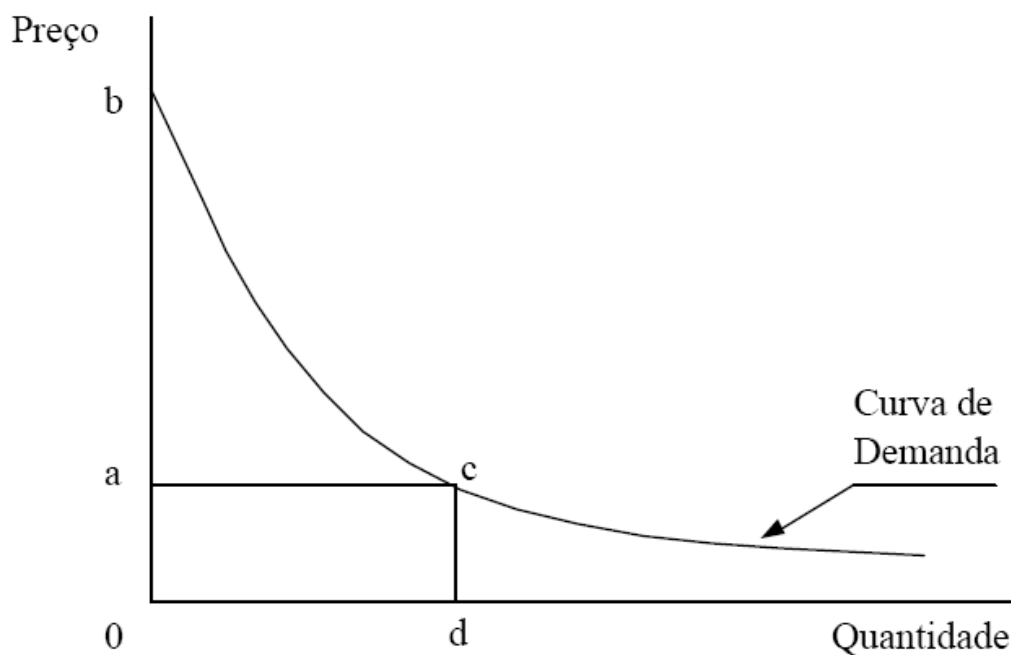


Figura 5. Ilustração de uma curva de demanda (Fonte: adaptado de Baltar, 2001).

A construção de curvas de demandas necessitam de uma elevada quantidade de dados e informações para a elaboração de estudos econométricos (MARZANO et al., 2020; OLMSTEAD, 2010a; RUIJS; ZIMMERMANN; VAN DEN BERG, 2008). As demandas por água entre os múltiplos usos possuem diferentes abordagem para estabelecer a curva de benefício marginal. Isso ocorre porque as condições climáticas e características de cada tipo de uso da água pode alterar os resultados da utilidade econômica da água. Por exemplo, a irrigação de culturas pode admitir déficits, entretanto o impacto na produção pode ser incerto devido as relações da produção específica e a resposta de cada cultura ao déficit hídrico (KUSCHEL-OTÁROLA et al., 2018; STEDUTO et al., 2009; STEDUTO; FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2012). Liu et al. (2015), Ruijs, Zimmermann e Van Den Berg (2008), Schleich e Hillenbrand (2009^a) e Zhang et al. (2020) identificaram que padrões climáticos como temperatura e umidade, renda e infraestrutura hídrica podem influenciar na demanda urbana por água.

O principal desafio da utilização de modelos de otimização hidroeconômico (prescritivos e/ou descritivos) é obter as curvas de demanda por água para os múltiplos usuários.

3.4 Sustentabilidade na Alocação de Água

A escassez hídrica já é parte da vida de muitas pessoas, principalmente dos grandes centros urbanos (BRAGA; KELMAN, 2020). A necessidade do uso múltiplo das águas recai sobre o aumento do número de fontes de abastecimento. Que, por sua vez, compõe uma complexa rede de abastecimento com conexões e até mesmo transposições (BILLERBECK; MELLO JUNIOR, 2018; LOPES; DRACUP, 2011).

O conceito de sustentabilidade na alocação da água deve ser compreendido em conjunto com a segurança hídrica. Tanto a sustentabilidade, quanto a segurança hídrica podem ter múltiplos significados para cada tipo de usuário dos recursos hídricos. Gerlak et al. (2018) utilizaram uma metodologia sistematizada na literatura de segurança hídrica e conseguiram quantificar os indicadores identificados para a abordagem da segurança hídrica. Os indicadores que foram identificados com maior frequência para definição de segurança hídrica são quantidade, qualidade, ecossistema e sustentabilidade. CANDIDO et al. (2022) também identificou que a sustentabilidade é o indicador que mais ocorreu nos modelos de otimização prescritivos e descritivos. Entretanto, é importante ressaltar que a sustentabilidade pode ter múltiplas dimensões (social, ambiental e econômica), considerando aspectos qualitativos e quantitativos. A Tabela 1 apresenta os indicadores e suas respectivas áreas associadas a segurança hídrica.

Tabela 1. Comparação das áreas de definição da Segurança Hídrica

Fonte ou Atributo	FAO (1996)	GWP (2000)	Grey e Sadoff (2007)	UNEP (2009)	Norman et al. (2010)	OECD (2011)	Bakker (2012)	UM-Water (2013)	Scott et al. (2013)	Total
Quantidade	x	x	x		x	x	x	x	x	8
Qualidade	x	x	x	x	x	x	x	x	x	9
Saúde	x		x		x		x	x		5
Crescimento Econômico	x		x	x		x		x		5
Acesso	x	x			x	x				4
Tempo	x									1
Preferência	x									1
Ecosistema		x	x	x	x	x	x	x	x	8
Sustentabilidade		x			x	x		x	x	5
Risco e desastres		x	x				x	x		4
Subsistência			x				x	x		3
Saneamento				x						1
Comida e Energia				x						1
Recursos Industriais				x						1
Transporte				x						1
Bacia hidrográfica					x					1
Legislação						x				1
Paz e segurança nacional							x	x		2
Mudança global									x	1
Resiliência									x	1
Incertezas									x	1
Total	7	6	7	7	7	7	7	10	9	64

Fonte: adaptado de Gerlak et al. (2018).

A sustentabilidade e a segurança hídrica permeiam por todas as áreas do conhecimento, inclusive em questões intangíveis como a preservação da vida das espécies que habitam o planeta terra. A gestão da alocação da água deve garantir esse recurso em quantidade e qualidade adequadas, para cada setor e tipo de uso, por períodos satisfatórios, minimizando os impactos sociais, ambientais e econômicos.

A resolução dos conflitos pelo uso da água e sua alocação para atendimento das necessidades de cada setor usuário deve ser entendida como uma tomada de decisão quanto a alocação da água. Essa tomada de decisão pode maximizar a sustentabilidade de sistemas de recursos hídricos complexos. O processo de tomada de decisão deve considerar a maior quantidade de aspectos e atores envolvidos para se estabelecer medidas participativas e colaborativas (ERFANI; HAROU, 2021; MERCER et al., 2008). Os modelos de simulação e otimização de sistemas de recursos hídricos oferece uma contribuição para prever externalidades ambientais, financeiras e sociais. O conhecimento das externalidades é um importante processo para a fase de negociação durante a tomada de decisão da alocação da água, em vista da segurança hídrica e do desenvolvimento sustentável. Os conflitos pela água se tornam mais evidentes em regiões com escassez da água devido a quantidade e quantidade disponível (KARAMOUZ et al., 2005; KARAMOUZ; SZIDAROVSKY; ZAHRAIE, 2003).

Assim como a segurança hídrica, a sustentabilidade permeia-se por diversas áreas e dimensões. No entanto, cabe ressaltar que a sustentabilidade pode ser entendida do ponto de vista unilateral ou multicritério. Do ponto de vista unilateral, pode-se exemplificar a sustentabilidade financeira para um único serviço. Do ponto de vista multicritério, a sustentabilidade possibilita a interface com diversas áreas do conhecimento. Entretanto, admite-se como alternativas sustentáveis aquelas que visam de forma equivalente em relação a minimização das interferências sociais, ambientais e econômicas.

Em recursos hídricos, Alaerts, Blair e Hartvelt (1991) propuseram a seguinte definição de sustentabilidade:

“Os sistemas sustentáveis em recursos hídricos são aqueles projetados e gerenciados para contribuir plenamente para os

objetivos da sociedade atual e futura, mantendo a sua integridade ecológica, ambiental e hidrológica.”

Uma forma de se mensurar a sustentabilidade foi proposta por Loucks (1997) e posteriormente em Sandoval-Solis, Mckinney e Loucks (2011). Esse indicador de sustentabilidade varia de 0 a 1. Quanto mais próximo de 1, o atendimento a vazão demandada é considerado mais sustentável. Essa proposta de indicador de sustentabilidade representa as questões relativas à quantidade de água disponível ou disponibilizada e a performance do sistema da infraestrutura hídrica. A Equação 1 contém a definição do indicador de sustentabilidade.

$$s_{D,R} = Conf_{D,R} \cdot Resl_{D,R} \cdot (1 - Vuln_{D,R}) \quad \text{Equação 1}$$

Onde: S é a sustentabilidade de atendimento da demanda D pelo reservatório ou fonte R ; $Conf$ é a confiabilidade de atendimento da demanda D pelo reservatório ou fonte R ; $Resl$ é a resiliência em atendimento da demanda D pelo reservatório ou fonte R ; e $Vuln$ é a vulnerabilidade de atendimento da demanda D pelo reservatório ou fonte R .

A confiabilidade é determinada como sendo o percentual de tempo em que se atende à demanda D pela fonte R em relação ao tempo total analisado. A Equação 2 apresenta o cálculo da confiabilidade.

$$Conf_{D,R} = 1 - \frac{NF_{D,R}}{NT} \quad \text{Equação 2}$$

Onde: NT é o número de eventos totais avaliados (dias, meses, anos); $NF_{D,R}$ é o número de eventos em que o sistema, reservatório ou fonte R , atende à demanda D .

A resiliência avalia se a fonte de abastecimento se recupera rapidamente após um evento de não atendimento da demanda D , conforme apresentado na Equação 3.

$$Resl_{D,R} = \left[\frac{1}{M_{D,R}} \sum_{j=1}^{M_{D,R}} d_{D,R} \right]^{-1} \quad \text{Equação 3}$$

Enquanto a vulnerabilidade (Equação 4) mede a magnitude das falhas de atendimento da demanda D pelo reservatório ou fonte R , sendo definido como o percentual de déficits do conjunto dos valores insatisfatório.

$$Vuln_{D,R} = \frac{1}{NF_{D,R}} \sum_{t=1}^{NT} \left| \frac{D_{t,D,R} - Q_{t,D,R}}{D_{t,D,R}} \right| \quad \text{Equação 4}$$

Onde: $NF_{D,R}$ é o número de eventos em que o sistema (reservatório ou fonte R) atende à demanda D ; NT é o número de eventos totais avaliados (dias, meses, anos); $D_{t,D,R}$ é a vazão demandada no período t para a demanda D a partir da fonte R ; e $Q_{t,D,R}$ é a vazão fornecida no período t para a demanda D a partir da fonte R .

O indicador de sustentabilidade, se baseia na relação quantitativa de atendimento das vazões demandadas. Indiretamente, as quantidades de vazões requeridas podem estar associadas a garantia de atendimento de padrões de qualidade e para o enquadramento de corpos hídricos.

3.4.1 MEIO AMBIENTE E ALTERAÇÃO HIDROLÓGICA

Os impactos no meio ambiente devido as ações antrópicas vêm sendo constantemente estudado. É muito provável que ainda não possuímos todo o conhecimento para a determinação dos impactos a longo prazo devido a variabilidade hidrológica por meio das ações antrópicas.

A determinação de vazões ecológicas em termos de regime de vazões e volumes é importante para a manutenção do ecossistema. A alocação de água é importante para garantir a manutenção do funcionamento do ecossistema, que considera os aspectos de conectividade longitudinal, trocas verticais, fluxos em planícies de inundações, fluxos mínimos e ideais. Na América do Norte, Petts (1996) concluiu que 60% (sessenta por cento) do recurso hídrico disponível é necessário para manter um rio como sendo um “rio de truta” (*trout river*). Esse volume pode ser significativo para a gestão de alocação de água em regiões de escassez hídrica.

Os regimes e volumes de vazões passam a ser característicos do ambiente local, variando conforme a sua localização no globo terrestre. A localização no globo terrestre

é importante para a determinação climática e de biodiversidade. No geral, as infraestruturas hídricas brasileiras desconsideram em seu planejamento operacional os regimes hidrológicos para manutenção dos aspectos ambientais. Em termos quantitativos da variabilidade hidrológica, destaca-se para as pesquisas de Carlisle et al. (2009), Richter et al. (1997a). Nesses dois estudos é apresentado o indicador de alteração hidrológico (indicators of hydrologic alteration – IHA). A partir dos dados de vazões, o algoritmo de cálculo do IHA realiza o cálculo de 67 (sessenta e sete) parâmetros estatísticos. Esses parâmetros são divididos em dois grandes grupos:

- Componente de vazões ambientais (environmental flow componente – EFC);
- Indicador de alteração hidrológica (IHA).

Ao total são 33 parâmetros para o IHA e 34 parâmetros para o EFC. Richter (1997) também apresenta a metodologias de preenchimento de detalhamento de séries de vazões quando não se tem os dados no período necessário a ser utilizado.

A avaliação dos resultados do modelo de otimização proposto para a alocação de água por meio da aplicação da metodologia proposta por Richter et al. (1997b), oferece uma análise dos aspectos socioambiental da alternativa avaliada. Esses resultados associados aos resultados do modelo de otimização proposto são cruciais para o processo de tomada de decisão quanto à alocação de água.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Os modelos de otimização vem sendo utilizados para a tomada de decisão quanto à alocação de água e resolução de conflitos pela água devido à escassez hídrica (CANDIDO et al., 2022; HAROU et al., 2009; SIVAKUMAR, 2011; SRDJEVIC et al., 2019). A revisão bibliográfica desenvolvida por Hossen, Connor e Ahammed (2021) identificou aproximadamente 300 modelos hidroeconômicos, sendo que 25 focaram na transposição de água entre bacias hidrográficas. Resumidamente, os modelos de otimização são elaborados para maximizar ou minimizar uma função objetivo visando a sustentabilidade na alocação da água para os usuários (ABDULBAKI et al., 2017; NOZARI; MORADI; GODARZI, 2021; ZHANG et al., 2020). Em geral, esses modelos são baseados na resolução de um problema de mínimo custo da rede de fluxo, onde o custo por ser uma prioridade de atendimento, parâmetros ou de características econômicas. Em uma condição de múltiplos usos da água, o processo de tomada de decisão para planejamento e operação da alocação da água é um desafio (CANDIDO et al., 2022; DOKKEN, 2014; MIRCHI; WATKINS; MADANI, 2018). O conhecimento dos aspectos econômicos, ambientais e sociocultural introduz fatores que são fundamentais para o gerenciamento dos múltiplos usuários onde se visa a segurança alimentar, abastecimento urbano, e geração de energia elétrica de fonte hídrica (DOKKEN, 2014; FIELD et al., 2014a).

O modelo de alocação de água proposto consiste em uma otimização descritiva (CANDIDO et al., 2022) que considera os aspectos econômicos baseados em uma curva de produção, sendo chamado de AcquaNetGIS. Adicionalmente, o AcquaNetGIS também permite a utilização da otimização com base na prioridade de atendimento das vazões demandadas (conforme preconizado as prioridades de atendimento por legislações ou diretrizes). Isso é possível porque a função objetivo de minimização do custo na rede de fluxo pode considerar a prioridade ou benefícios/déficits econômicos como um custo. O AcquaNetGIS proposto foi desenvolvido com o núcleo de otimização a partir de uma biblioteca escrita para a programação em Python². A biblioteca utilizada

² Python é uma linguagem de programação criada na década de 90, sendo considerada uma programação de alto nível, orientada a objetos, dinâmica e interpretada.

é denominada Pywr e foi apresentada por Tomlinson, Arnott e Harou (2020). O modelo AcquaNetGIS foi aplicado à transposição do Rio São Francisco (BRASIL; CMPA, 2021; LOPES; DRACUP, 2011; STOLF et al., 2012).

4.1 Modelo Proposto

O modelo de alocação de água AcquaNetGIS proposto tem o objetivo de incluir os aspectos econômicos no cálculo da otimização da alocação de água para o processo de tomada de decisão. A sazonalidade hidrológica, o plano de operação da infraestrutura hídrica (canais, reservatórios, captações etc.), a política institucional e a produção econômica podem influenciar na construção e configuração do modelo proposto. A otimização utilizada (TOMLINSON; ARNOTT; HAROU, 2020) permite a minimização do custo na rede de fluxo como sendo um modelo de atendimento baseado em prioridades de atendimento ou em aspectos econômicos.

A construção do modelo AcquaNetGIS se inicia com a caracterização de uma rede de fluxo. Essa rede consiste em uma topologia das entradas e saídas de água de qualquer sistema de infraestrutura hídrica. Essa representação é feita por nós, que podem ou não possuir características para representar reservatórios, captações e outras estruturas hídricas que impactam no balanço de água do sistema a ser representado. A Figura 6 contém a ilustração do processo de construção da topologia de qualquer sistema de rede de fluxo para o modelo de otimização.

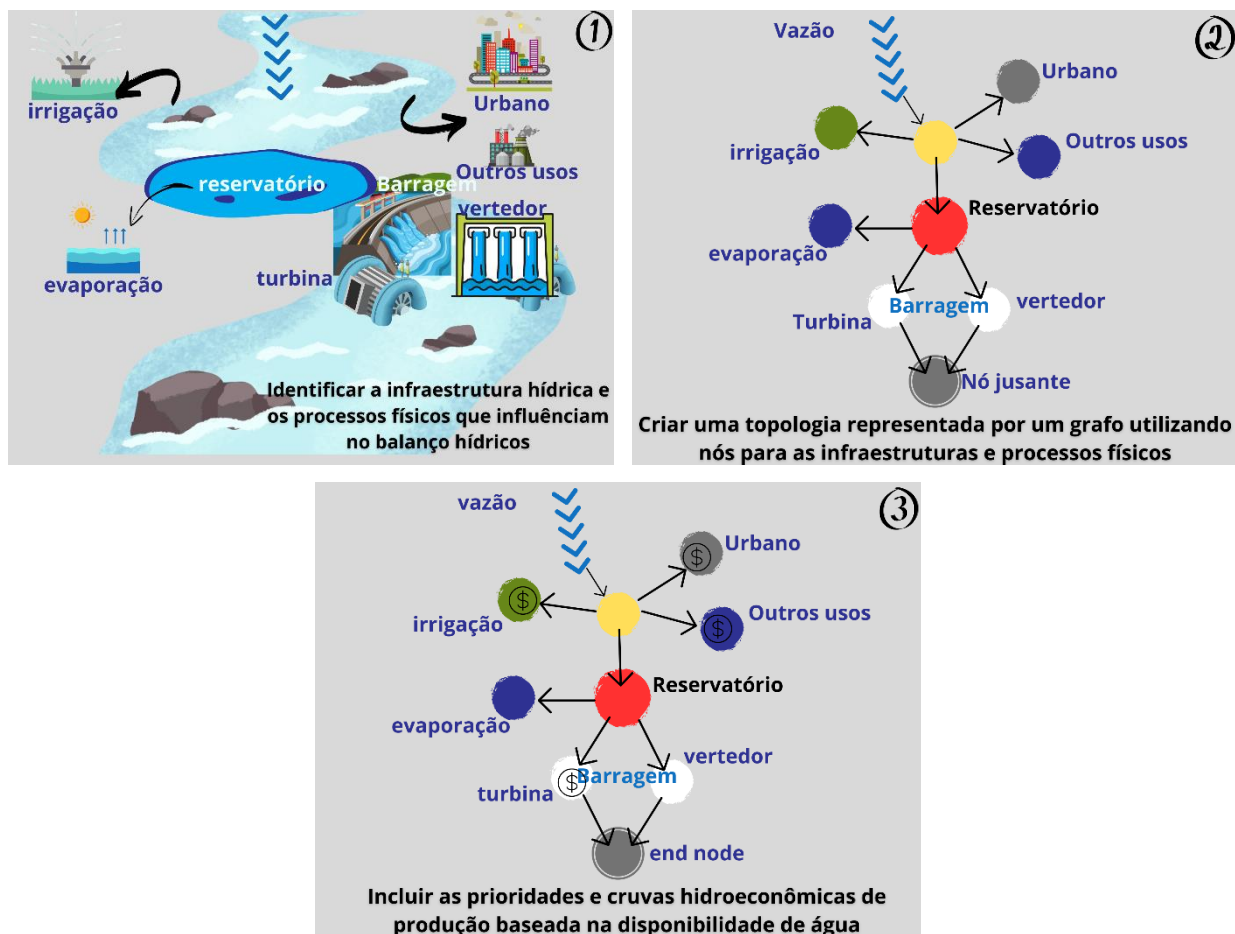


Figura 6. Ilustração da topologia para a construção de um modelo de otimização (Fonte: o Autor, 2023).

O biblioteca de otimização utilizada Pywr (TOMLINSON; ARNOTT; HAROU, 2020) permite a utilização de múltiplos algoritmos de otimização. Entretanto, essa biblioteca utiliza como padrão um modelo de programação linear (PL) para alocação da água na rede de fluxo em cada tempo de otimização selecionado. A função objetiva do modelo proposto é apresentada na Equação 5. O balanço de na rede também respeita o balanço de água no nó conforme a Equação 7.

$$\text{minimize } \sum C \cdot Q \quad \text{Equação 5}$$

sujeito a:

$$l \leq Q \leq u \quad \text{Equação 6}$$

$$\sum_{i=1}^n Q_i - \sum_{j=1}^m Q_j = 0 \quad \text{Equação 7}$$

Onde: C é o custo unitário da vazão demandada (podendo ser a prioridade de atendimento ou valor da curva hidroeconômica); Q é a vazão demandada ($m^3 s^{-1}$); l é a vazão mínima a ser atendida se houver restrições de vazões mínimas; u é a vazão máxima; Q_i é a vazão que entra no nó; Q_j é a vazão que sai do nó.

A formulação completa da otimização realizada pela biblioteca Pywr é apresentada na seção do apêndice de Tomlinson, Arnott e Harou (2020). Uma discussão sobre a utilização de algoritmos de otimização por programação linear é apresentado por Feng et al. (2018), Nozari, Moradi e Godarzi (2021) e Tomlinson, Arnott e Harou (2020). As diferenças entre a otimização por programação linear e dinâmica na resolução dos problemas de pode ser vista em Gebre, Cattrysse e Van Orshoven (2021); Labadie (2004b), Yakowitz (1982) e Zeng et al. (2019).

O modelo AcquaNetGIS proposto consiste em um *framework*³ onde é construída e configurada uma rede de fluxo a ser otimizada com base em prioridade de atendimento e em benefícios ou prejuízos econômicos. Os resultados são analisados com base em indicadores hidrológicos, de sustentabilidade, econômicos e ambientais. Na modelagem podem ser considerados regras operacionais, cenários institucionais, planos de sustentabilidade de uso da água em processos colaborativos e participativos (FIELD et al., 2014b). Os resultados permitem que se avaliem fatores externos aos considerados e trocas (trade-off) entre os múltiplos usuários. A Figura 7 representa a estrutura do modelo com os dados de entrada, o núcleo com duas opções de cálculo e os resultados de saída com várias possibilidades de análise.

³ Framework é um conjunto de estruturas que abordam funcionalidades para o desenvolvimento de aplicações, com a finalidade de fornecer soluções para um mesmo domínio de problema, permitindo a reutilização do seu código em outros problemas que possuem o mesmo tipo de domínio ou abordagem.

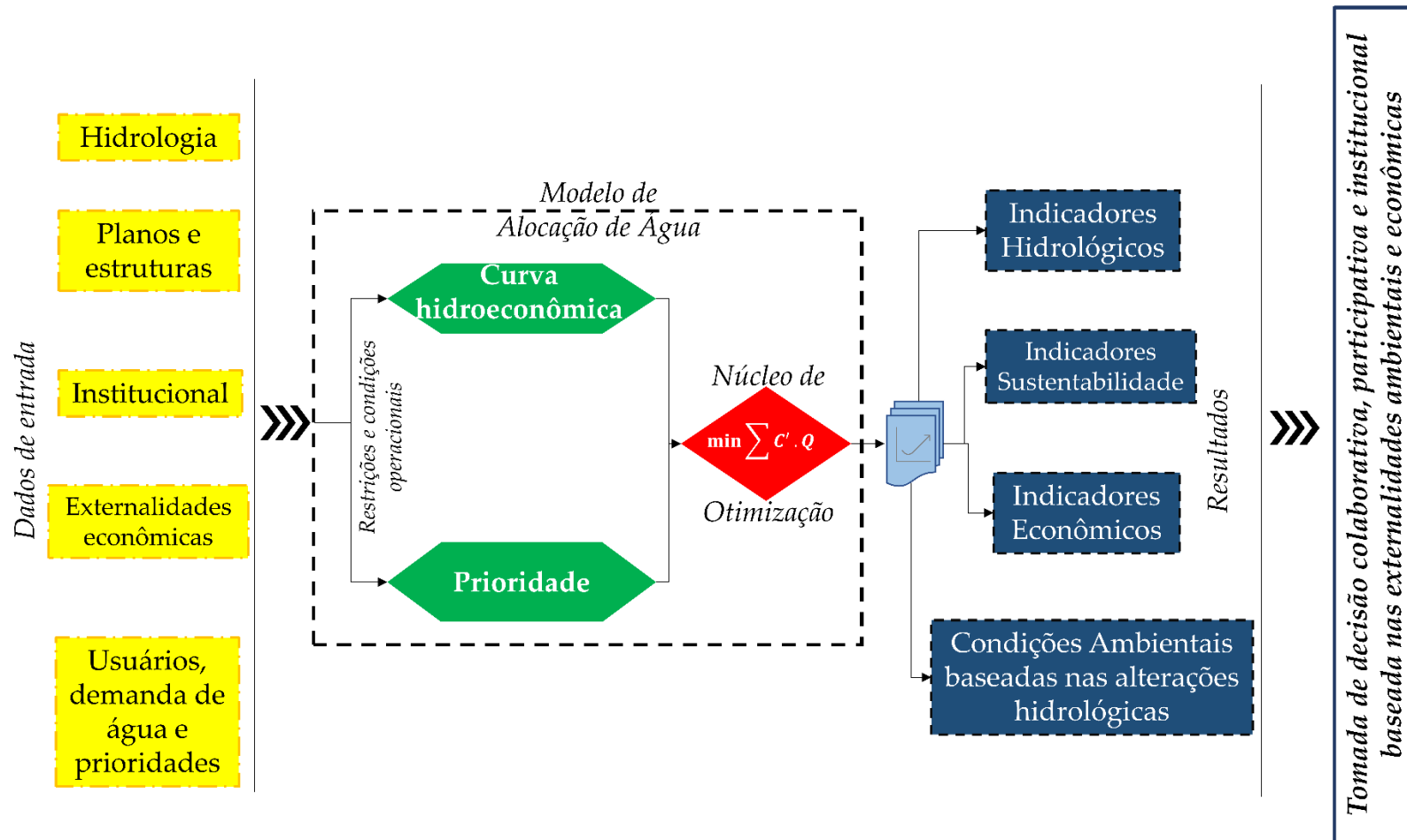


Figura 7. Estrutura do modelo de alocação de água AcquaNetGIS (Fonte: o Autor, 2023).

A configuração de otimização baseada em prioridades utiliza um custo fornecido pelo usuário. Esse custo busca representar a ordem de fornecimento de água aos usuários considerados. Essa prioridade geralmente é obtida por critérios estabelecidos em leis, diretrizes ou processos de decisão de alocação de água por meio de negociação. Por exemplo, no Brasil, a maior prioridade de atendimento é água para o abastecimento urbano e para dessedentação animal.

Os modelos hidroeconômicos de alocação de água geralmente dependem de curvas de benefício marginal (ou curva de demanda) que representam os aspectos econômicos dos usuários de água. Uma curva de demanda de água tem uma função para explicar o consumo de água como base na variação dos preços. Os preços marginais continuam sendo o custo adicional de produção fornecer uma unidade adicional do recurso ou bem (nesse caso, aumentar a disponibilidade de água). A relação entre a variação do preço e consumo de água é chamada de elasticidade do preço. Essa elasticidade tem um papel importante em uma curva de demanda de água. Isso significa, a variação de consumo com base na variação do preço por unidade. Uma demanda elástica representa uma variação igual entre o consumo e preço, e uma demanda inelástica tem variação diferente entre o consumo e preço (Figura 8). A elasticidade do preço da água é uma função baseada na teoria econômica neoclássica (GOODLAND; LEDEC, 1987).

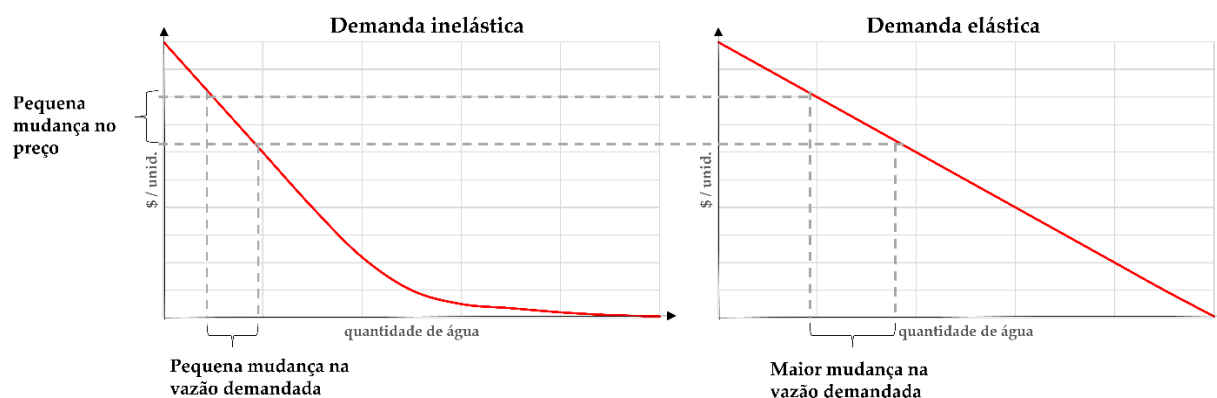


Figura 8. Elasticidade preço e consumo da água (Fonte: adaptado de Olmstead e Stavins, 2009).

O uso da otimização hidroeconômica é baseado na construção de curvas de benefício marginal. Para alguns tipos de usuários, a variação do preço da água tem

pouca influência, como no caso da geração de energia e irrigação. Nessa tese é proposto a consideração de aspectos econômicos a partir de curvas de receitas geradas para cada setor de usuário de acordo com a função de produção do uso da água. Vichete e Mélo Júnior (2021) utilizou este método em um modelo de alocação de água para o abastecimento urbano do Sistema Cantareira (Brasil). O método proposto é apresentado no próximo item.

4.2 Método Proposto

Modelos de otimização hidroeconômicos para a alocação de água buscam representar um valor econômico da escassez de água (HAROU et al., 2009). Esses modelos têm sido utilizados no planejamento, gestão e desenvolvimento de novas políticas públicas para a operação da infraestrutura hídrica (ALAMANOS et al., 2019; BAKER et al., 2021). Modelos de alocação hidroeconômica são comumente utilizados para fornecer apoio à tomada de decisão (CANDIDO et al., 2022; EXPÓSITO; BEIER; BERBEL, 2020; MEDELLÍN-AZUARA et al., 2009; SOUZA DA SILVA; ALCOFORADO DE MORAES, 2021b; VICHETE; MÉLLO JÚNIOR, 2021; WU et al., 2013). Esses modelos também são utilizados em regiões que têm um desenvolvimento econômico que depende da gestão da alocação de água. O uso deste tipo de modelo de alocação é baseado no uso de curvas de demanda para estabelecer custos na otimização de uma rede de fluxo. O uso de curvas de demanda em modelos hidroeconômicos reflete a variação do consumo de água em função da variação do preço da água, que é chamada de elasticidade do preço. A resposta do usuário é incerta e dependente das características climáticas, socioculturais e econômicas (FLÖRKE; SCHNEIDER; MCDONALD, 2018; GARRONE; GRILLI; MARZANO, 2019; RUIJS; ZIMMERMANN; VAN DEN BERG, 2008). Entretanto, é ressaltado por Olmstead e Stavins (2009) que o uso do preço para alavancar a conservação do uso da água deve ser usado com cautela, pois a resposta da demanda nem sempre é certa.

Considerando a falta de infraestrutura hídrica e a partir de uma análise do ponto de vista da engenharia, um planejamento sustentável para a segurança hídrica deve considerar a dimensão econômica tangível. Entretanto, alcançar a sustentabilidade no

planejamento integrado de infraestrutura hídrica se expande pelas dimensões econômicas, ambientais e social.

Normalmente, as curvas de benefícios marginais são definidas com base em estudos econométricos que avaliam a sensibilidade do consumo de água à variação de preços, incluindo fatores climáticos, econômicos e sociais (OLMSTEAD; MICHAEL HANEMANN; STAVINS, 2007; OLMSTEAD; STAVINS, 2009; RUIJS; ZIMMERMANN; VAN DEN BERG, 2008; SCHOENGOLD; SUNDING; MORENO, 2006; ZHANG et al., 2020). Entretanto, o uso do método de otimização da programação linear exige o uso da técnica de linearização por partes da curva de demanda (VANDERBEI, 2008). Em outras palavras, esta técnica consiste em dividir a curva de demanda não-linear em pequenas partes lineares. A biblioteca Pywr permite que as pequenas partes linearizadas seja incluída como uma restrição de fluxo mínimo e máximo com base no custo para cada segmento da função de demanda de água. Esta implementação foi aplicada anteriormente por Lund e Ferreira (1996). Na Pywr, essa inclusão é feita por um nó denominado *Piecewise Link*. Em outras palavras, o nó *Piecewise Link* tem múltiplas ligações com diferentes valores de vazões e custo associados em paralelo, conforme definido por Tomlinson, Arnott e Harou (2020). A Figura 9 ilustra a linearização por partes da curva de demanda e a sua representação no nó do tipo *Piecewise Link*.

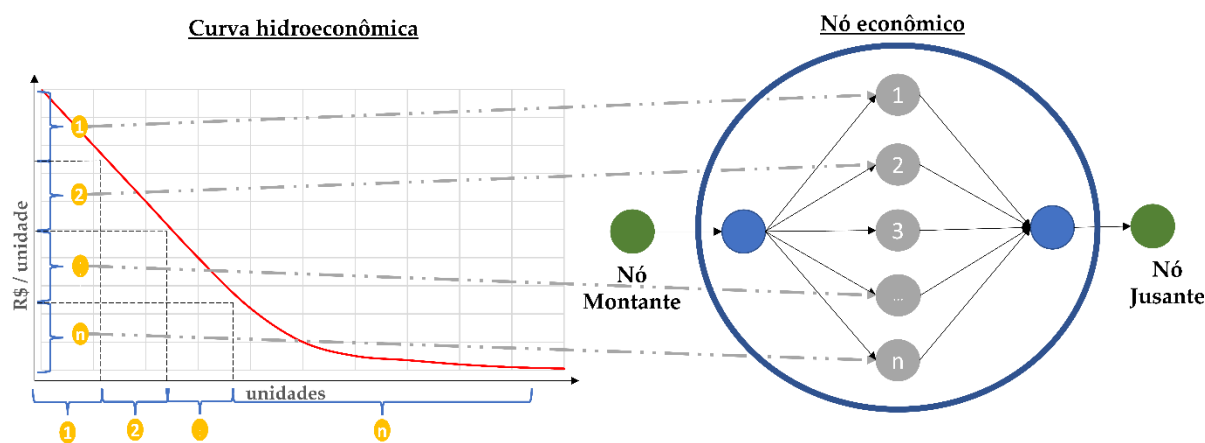


Figura 9. Representação da linearização por partes da curva de demanda pelo nó do tipo Piecewise Link (Fonte: adaptado de Tomlinson, Arnott e Harou, 2020).

A metodologia proposta que considera os aspectos econômicos com base na produção e disponibilidade hídrica (denominada curva hidroeconômica), permite

considerar o fator econômico na otimização da alocação da água por meio de um modelo descritivo. O benefício de fornecer uma quantidade de água é considerado inversamente igual à perda econômica devido a sua escassez. Ou seja, quanto menor o déficit de vazões demandas, menor as perdas econômicas, nesse caso denominado de prejuízo evitado. A Equação 8, 9 e 10 apresentam este equacionamento.

$$C = P_{Qi} - P_{Qi=0} \quad \text{Equação 8}$$

$$P_{Qi} = (Q_t - Q_i) \cdot [(P_m - P_o) \cdot V_t] \quad \text{Equação 9}$$

$$\min \sum_i^t C_{Qi} \quad \text{Equação 10}$$

Onde: P_{Qi} é o prejuízo quando disponibilizado uma vazão Q_i inferior a vazão total associada a uma produção de cada setor usuário ($\$/m^3/s$); Q_t é a vazão total demandada de água (m^3/s); Q_i é a vazão disponibilizada e limitada a Q_t ; P_m é a tarifa de água ou receita gerada ($\$/m^3$); P_o é o custo operacional ($\$/m^3$) considerando o fornecimento de Q_t ; e V_t é o volume total no período do passo de tempo considerado (usualmente considerado igual ao passo de tempo adotado na otimização).

O método proposto está limitado quando $P_m = P_o$, neste caso deverá ser utilizado essa diferença igual ao valor 1 ($P_m - P_o = 1$). Se $P_m < P_o$, significa que os custos operacionais são superiores à tarifa média praticada, nesta situação, a curva hidro-econômica deverá ser utilizada com cautela, pois se for utilizada a curva resultante da equação, o modelo irá ter um baixo custo negativo de atendimento, sendo caracterizado como uma vazão demandada de baixa importância. A vazão disponibilizada (Q_i) deve ser limitada a vazão total demandada (Q_t).

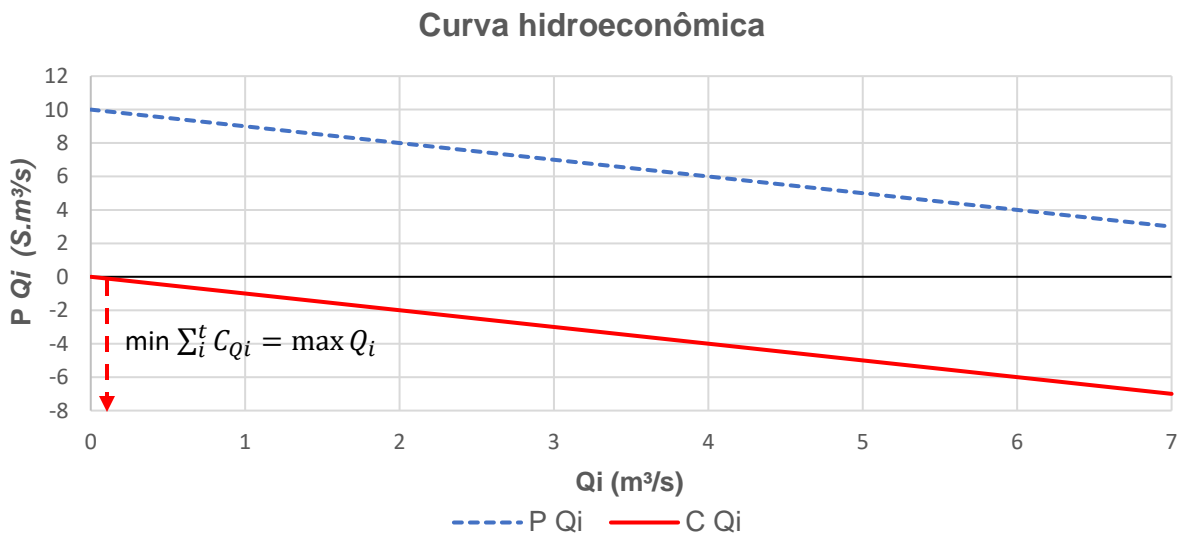


Figura 10. Método da curva hidroeconômica proposto (Fonte: o Autor, 2023).

A inclusão dos aspectos econômicos também pode ser considerada pela pressão econômica da demanda de água e sua produção por parte de cada setor usuário. Portanto, a vazão de água demandada por um setor usuário está diretamente relacionada à sua receita. Esta relação nem sempre é linear. Por exemplo, algumas culturas têm reduções de rendimento da produção que não são proporcionais ao déficit de água (STEDUTO et al., 2009). Por outro lado, a geração de energia pode suportar períodos de escassez de água devido à regularização das vazões por meio dos reservatórios, mantendo assim uma energia potencial mais estável, mesmo com a variação da vazão de entrada ao reservatório. O abastecimento urbano de água também pode utilizar reservatórios para a regularização da variabilidade das vazões para melhorar a garantia de atender as vazões demandadas. A estrutura de preços da tarifa de água pode induzir relações não lineares entre a produção, custos operacionais e a receita gerada pela disponibilidade da água. A Equação 11 e Equação 12 fornecem um valor baseado na receita de cada setor usuário vinculada pelos valores de produção de bens e serviços.

$$C_{Qi} = f(Q, R, P) \quad \text{Equação 11}$$

$$C_{Qi} = -1 \cdot \left(\frac{1}{n} \cdot Q_m * \frac{1}{n} R_t \right) \quad \text{Equação 12}$$

Onde: n é a fração da vazão máxima demandada; Q_m é a vazão máxima demandada; R_t é a receita gerada a partir da vazão máxima demandada. Esse custo deve ser calculado com base no passo de tempo adotado na otimização do fluxo da rede. Isso significa que para um passo de cálculo mensal, a receita gerada deverá ser calculada para a base mensal.

Esta abordagem proposta simplifica a obtenção de dados de entrada para o uso de modelos hidroeconômicos ou em um modelo descritivo de otimização que considera aspectos econômicos (curva hidroeconômica), utilizando uma abordagem estruturada e sistematizada. O uso dessa metodologia proposta introduz uma sensibilidade à alocação de água. Isto significa que os resultados podem fornecer uma perspectiva de setores usuários que necessitam de fontes alternativas de água, proporcionando um melhor benefício econômico para o sistema que está sendo analisado.

O uso da metodologia proposta tem diferentes implicações em cada setor usuário dos recursos hídricos. O abastecimento urbano de água impõe uma alta garantia de atendimento das vazões demandadas, enquanto a demanda de irrigação pode aceitar déficits em períodos em que a cultura não necessita de água. Por outro lado, a geração de energia hidroelétrica já está planejada com base na análise da variabilidade hidrológica para a definição de sua capacidade instalada. Além disso, a geração de energia hidrelétrica pode considerar a regularização das vazões para melhorar as garantias de atender as vazões necessárias para as turbinas.

A metodologia proposta para considerar os aspectos econômicos foi denominada como curva hidroeconômica e foi testada e validada por meio da utilização da biblioteca em Python Pywr (TOMLINSON; ARNOTT; HAROU, 2020). A metodologia da curva hidroeconômica foi aplicada ao Sistema Cantareira em Vichete e Mélló Júnior (2021) e a transposição do rio São Francisco (Projeto de Integração do Rio São Francisco – PISF) em Vichete, Mélló Júnior e Soares (2023).

4.3 Curva Hidroeconômica Proposta

O embasamento teórico para utilização de modelos hidroeconômicos de otimização da alocação da água está na economia ambiental. Nogueira, Medeiros e Arruda (2000) apresenta a utilidade da água, em termos econômicos, sendo essa relacionada com a

satisfação individual decorrente do setor de consumo. O nível de renda do consumidor e o nível de preços do mercado são as restrições para a maximização da utilidade. Em muitos estudos relacionados a água, o consumo decresce à medida que maiores quantidades são consumidas, esse aspecto é denominado por uma curva de demanda por água. Alguns autores refutam essa tese quando o bem de consumo é a água, pois essa não existe um substituto próximo e a variação de preço é pequena para que os estudos econométricos sejam assertivos.

A simulação do modelo proposto se dá por meio da construção de uma rede de fluxo que busca representar as estruturas hidráulicas, rios, consumos de água, adutoras, elevatórias, entre outros elementos por meio de nós. Esses nós, por sua vez devem satisfazer, mesmo que de forma simplificada, os reservatórios de água, os canais e adutoras existentes com suas respectivas capacidades de condução de água e o consumo de água pré-determinado na análise. Os consumos podem representar a água demandada para irrigação de uma área agrícola, assim como a água demandada por regiões industriais, consumo urbano e até mesmo a geração de energia.

4.3.1 CURVA HIDROECONÔMICA PARA USO URBANO

Diversos parâmetros exercem impacto na construção de uma curva de demanda urbana por água. Os principais se concentram na renda dos consumidores, na tarifa de água para uso urbano, no número de habitantes e em fatores climáticos (CHEN; YANG, 2009; FOSTER; BEATTIE, 1979; RUIJS; ZIMMERMANN; VAN DEN BERG, 2008; SCHLEICH; HILLENBRAND, 2009a). As curvas de demanda também podem incorporar uma variável do tipo *dummy*⁴, como no caso da existência de rede de esgoto, ou para caracterizar períodos de racionamento ou escassez hídrica, bem como para temperatura e/ou precipitação, dependendo da região e de como se apresenta o comportamento do consumo perante essas variáveis.

No caso da demanda por água para uso urbano, a elasticidade preço⁵ é muito mais elástica em climas úmidos do que em climas áridos, mas o preço da água tem um efeito significativo no uso da água em qualquer tipo de região (JAMES; LEE, 1979). Do

⁴ Variável categórica transformada em valor numérico.

⁵ Variação do consumo em relação a variação do custo.

ponto de vista de uma curva de demanda urbana por água, a elasticidade preço pode fornecer aspectos da sensibilidade no consumo com a variação do preço da água (FOSTER; BEATTIE, 1979). No entanto, a redução de vazões demandadas para consumo urbano durante períodos de escassez hídrica por meio de instrumentos de incentivos, e de comando e controle, enfrentam dificuldades na sua aceitação. O que torna difícil para se obter a sustentabilidade financeira das companhias de saneamento, visto que a maioria das concessões sofrem com as restrições de lucro zero (OLMSTEAD; MICHAEL HANEMANN; STAVINS, 2007).

Por exemplo, em relação a elasticidade preço na RMSP, sob uma função de preços médios e marginais resultou entre -0,45 e -0,50, enquanto a elasticidade renda foi de 0,39 a 0,42 (RUIJS; ZIMMERMANN; VAN DEN BERG, 2008).

Um dos problemas enfrentados na determinação das curvas de demanda é a incorporação das externalidades ambientais, o que torna difícil a tarefa das concessionárias a realizar o seu planejamento, necessitando de medidas econômicas e financeiras emergenciais para o gerenciamento dos recursos hídricos, principalmente nos períodos de escassez hídrica.

No modelo do Sistema Cantareira (VICHETE; MÉLLO JÚNIOR, 2021) foi utilizada a curva de demanda por água para consumo urbano na Região Metropolitana de Campinas - RMC e na Região Metropolitana de São Paulo - RMSP. Entretanto, também pode ser considerado a curva de receita gerada a partir da produção relacionada a disponibilidade hídrica.

A curva hidroeconômica proposta para as vazões demandadas para uso urbano pode agregar diversos setores da econômica que utilizam do abastecimento público em suas atividades. Para se obter esses déficits econômicos distribuídos no setor de serviços é possível utilizar a tabela de insumo-produto que contém para cada atividade. A Figura 11 apresenta a ilustração da construção da curva hidroeconômica proposta para uso urbano. Vichete e Méllo Júnior (2021) apresentou o equacionamento da metodologia do custo da escassez hídrica para o abastecimento urbano no Sistema Cantareira.

Para a utilização da metodologia proposta é necessário realizar a multiplicação dos valores para convertê-los em valores negativos, isso é necessário para utilização da função objetiva de minimização do custo na rede. Essa conversão deve ser aplicada para

a curva hidroeconômica proposta. A Figura 11 ilustra a curva de prejuízo evitados e curva de receitas geradas proposta para utilização em modelos de otimização hidroeconômico.

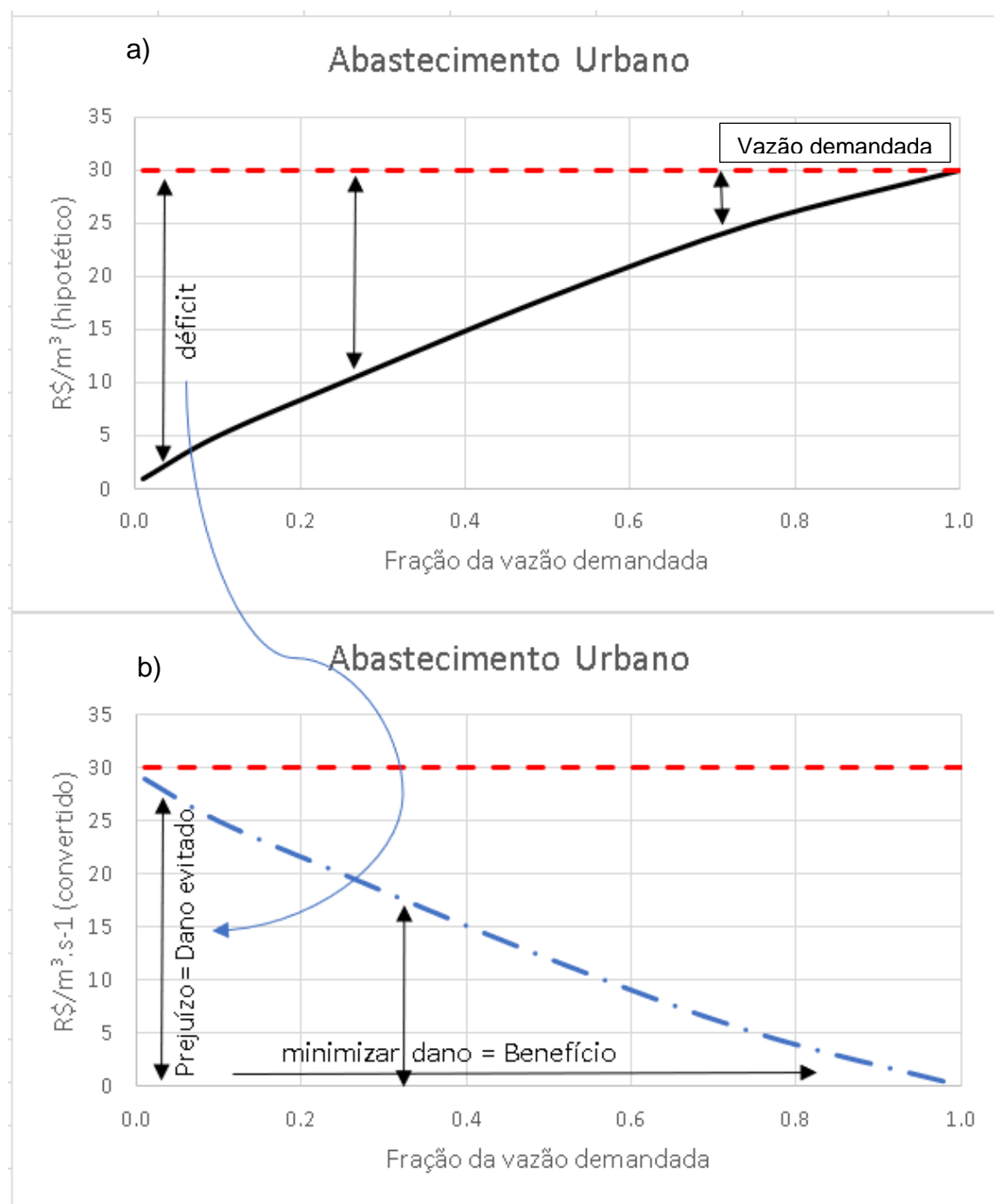


Figura 11. Curva hidroeconômica para o abastecimento urbano, imagem superior (a) apresenta a curva de receita gerada e a imagem inferior (b) apresenta a curva de prejuízo (Fonte: o Autor, 2023).

4.3.2 CURVA HIDROECONÔMICA PARA USO NA IRRIGAÇÃO

A curva hidroeconômica para a demanda de água para a irrigação depende diretamente do tipo de cultura e dos métodos de irrigação (STEDUTO; FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2012). Para cada tipo de plantio, existe uma vazão ótima de produção (STEDUTO et al., 2009). Essa produção resulta em um valor, seja por preço de comercialização de *commodities* ou de mercados futuros. A partir da conversão da *área x produção x demanda de água*, pode-se determinar os déficits a partir do ponto ótimo de irrigação.

De acordo com Steduto et al. (2009), a relação entre a taxa de produção (*crop yield*) e a disponibilidade de água é representada pela Equação 13, onde é considerado a relação entre a produção específica e a redução da evapotranspiração.

$$\left(1 - \frac{Y_a}{Y_x}\right) = Ky \left(1 - \frac{ET_a}{ET_x}\right) \quad \text{Equação 13}$$

Onde: Y_x é a produção característica máxima; Y_a é a produção característica atual; ET_x é a evapotranspiração máxima; ET_a é a evapotranspiração atual; Ky representa o efeito da redução da água nas perdas da produção de cada tipo de cultura.

A Tabela 2 contém a produção média e o coeficiente Ky de algumas culturas apresentadas em Doorenbos e Kassam (1979). Algumas culturas aceitam melhor o déficit hídrico, resultando em um impacto menor na produção. A evapotranspiração pode ser relacionada diretamente a disponibilidade de água para irrigação, entretanto o processo e os mecanismos de irrigação podem afetar os coeficientes de produções característicos de cada tipo de cultura. Devido à natureza complexa da interação da água no solo e a evapotranspiração das culturas, para exemplificar o déficit hídrico para valores de Ky superior e inferior a 1, a disponibilidade de vazão para irrigação está diretamente relacionada ao déficit da produção. A Figura 12 ilustra o comportamento da relação entre água disponibilizada e déficit na produção para Ky igual a 1, inferior e superior a 1. Essa função de produção x água disponibilizada é utilizada para a construção da curva de prejuízos evitados ou de receita gerada (baseado no preço de venda da cultura). Para a utilização da metodologia proposta é necessário realizar a multiplicação dos valores para convertê-los em valores negativos, isso é necessário para

utilização da função objetiva de minimização do custo na rede. Essa conversão deve ser aplicada para a curva de prejuízo evitado e para receitas geradas. A Figura 13 ilustra a curva hidroeconômica proposta para utilização em modelos de otimização da alocação da água.

Tabela 2. Produção média e coeficiente K_y de culturas.

Cultura	K_y (médio) - ton./hec.	K_y
Milho	5.7	1.25
Algodão	4.33	0.85
Amendoim	3.64	0.70
Batata	32.13	1.10
Sorgo	3.13	0.90
Soja	3.28	0.85
Cana de açúcar	75.6	1.20
Girassol	1.62	0.95
Tomate	72.24	1.05
Ervilha	3.25	1.15
Feijão	1.13	1.15
Banana	14.59	1.25

Fonte: adaptado de Steduto et al. (2009).

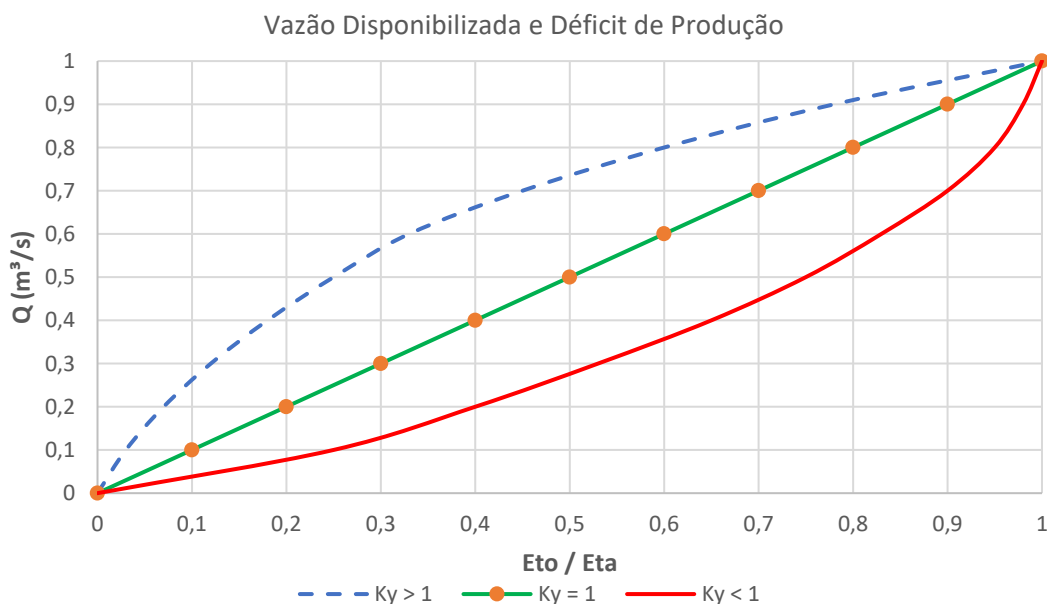


Figura 12. Relação do déficit de produção e da disponibilidade de água (Fonte: o Autor, 2023).

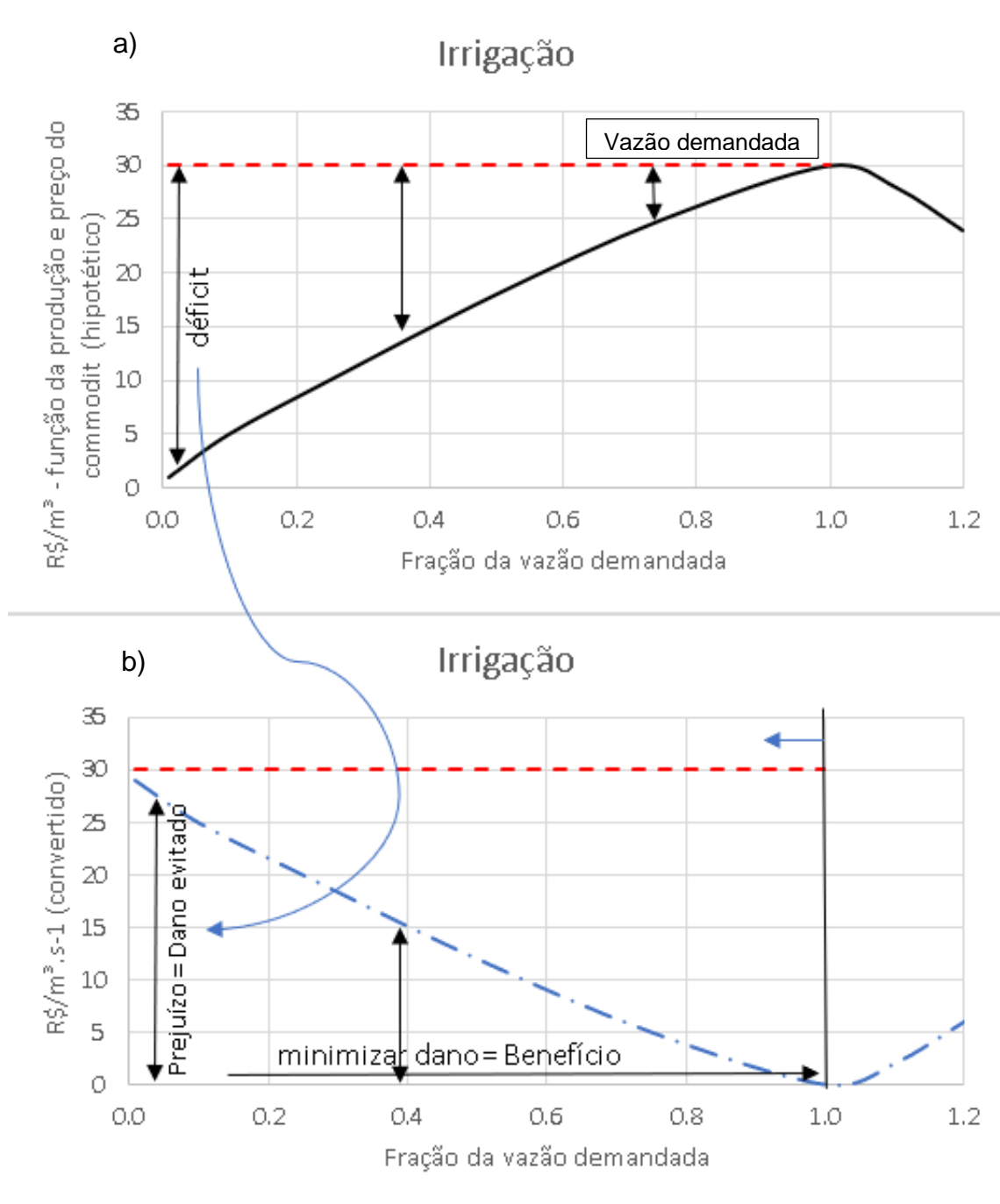


Figura 13. Curva hidroeconômica para irrigação, imagem superior (a) apresenta a curva de receita gerada e a imagem inferior (b) apresenta a curva de prejuízo (Fonte: o Autor, 2023).

4.3.3 CURVA HIDROECONÔMICA PARA GERAÇÃO DE ENERGIA

A geração de hidroenergia é constituída por um consumo de água não consumptivo na movimentação das turbinas. Usualmente, a implantação de uma hidroelétrica é realizada por meio de estudos hidrológicos que definem a viabilidade da

energia a ser gerada. Fatores como a vazão média regularizada, desnível geométrico da queda e condições da calha do rio a jusante são cruciais para se ter a potência de energia gerada (PORTO, 2004). A energia média gerada é dada pela Equação 14.

$$P = \rho_a \cdot g \cdot \eta \cdot H_e \cdot Q_{turb} \quad \text{Equação 14}$$

Onde: P é energia média gerada (MW); ρ_a é o peso específico da água (10^{-3} kg/cm^3); g é aceleração da gravidade ($9,81 \text{ m/s}^2$); η é o rendimento médio total da usina considerando os conjuntos turbina-gerador e a perda de carga dos circuitos hidráulicos (pode ser variável em função da queda e da vazão turbinada); H_e é a queda líquida (m); e Q_{turb} é a vazão turbinada (m^3/s).

A queda líquida (H_e) é uma das condições que podem influenciar diretamente na energia média gerada. Isso pode ocorrer pois a configuração da calha de jusante tem uma resposta hidráulica que eleva os níveis (H_j), a depender da vazão total descarregada pela barragem da usina hidroelétrica (*fluxo*). Isso ocorre quando o barramento está descarregando água pelo vertedor e não pelos geradores (turbinas). Usualmente a vazão total descarregada pelos barramentos são as vazões turbinadas, ambiental e vertida. Essa dinâmica entre os níveis do reservatório (H_m), vazões que passam pelo barramento (*fluxo*) e as condições hidráulicas de jusante (H_j) para determinar a queda líquida (H_e) para geração de energia média (P). A Figura 14 ilustra as relações entre as variáveis consideradas no cálculo da potência gerada.

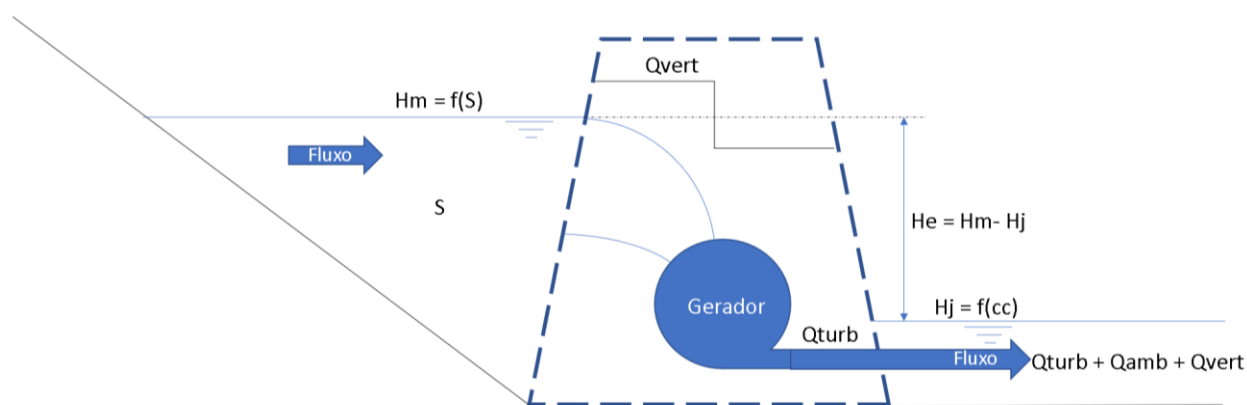


Figura 14. Variáveis envolvidas na geração de hidroenergia (Fonte: o Autor, 2023).

Portanto, a construção da curva hidroeconômica proposta pode ser por meio da estimativa de geração de energia média a partir das características das usinas hidroelétricas e suas instalações, adotando o custo médio da venda da energia. Para a utilização da metodologia proposta é necessário realizar a multiplicação dos valores para convertê-los em valores negativos, isso é necessário para utilização da função objetivo de minimização do custo na rede. A Figura 15 ilustra a curva hidroeconômica proposta para utilização em modelos de otimização de alocação da água.

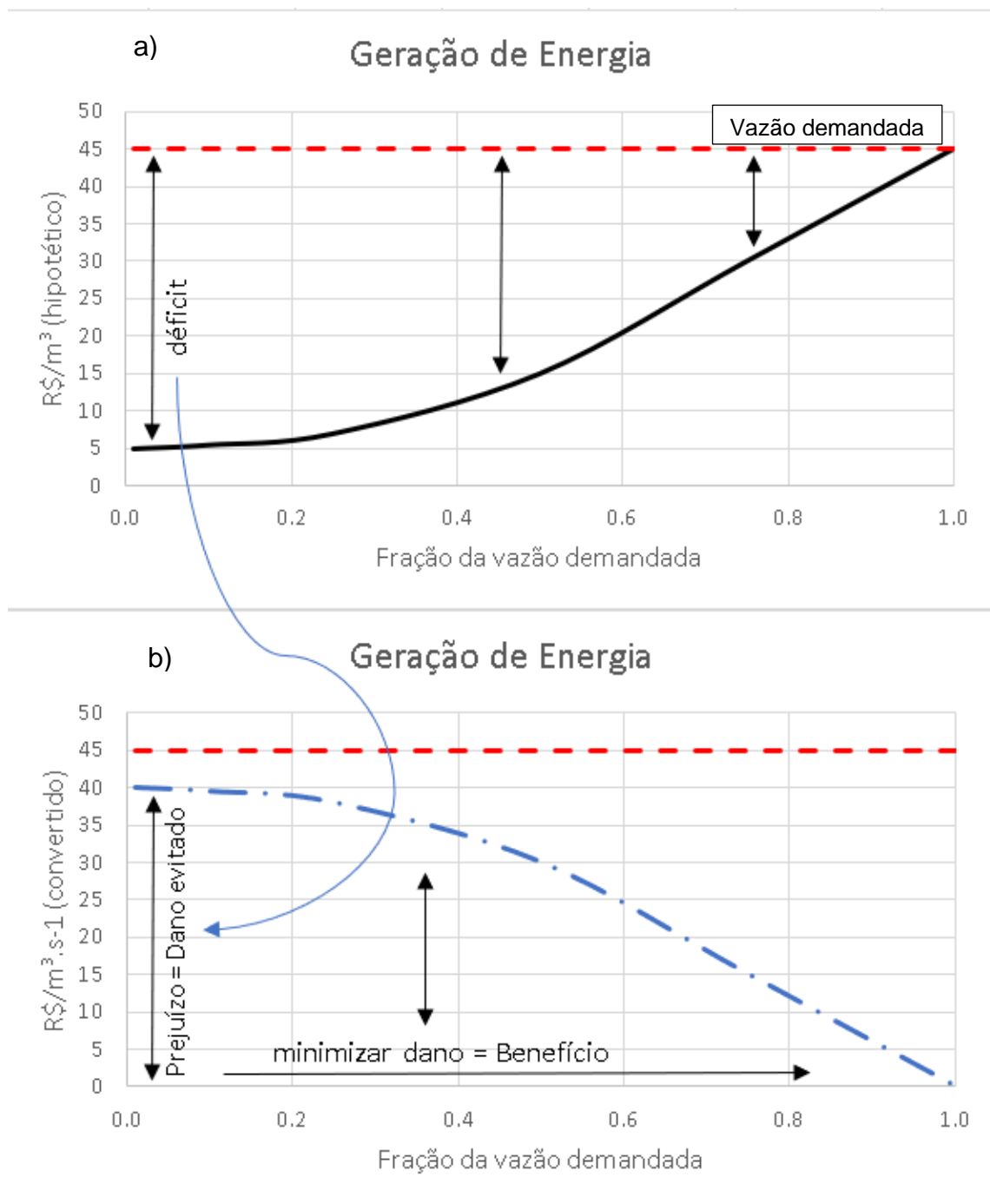


Figura 15. Curva hidroeconômica para geração de energia em hidrelétricas, imagem superior (a) apresenta a curva de receita gerada e a imagem inferior (b) apresenta a curva de prejuízo (Fonte: o Autor, 2023).

4.3.4 CURVA HIDROECONÔMICA PARA USO INDUSTRIAL

Assim como as demais curvas hidroeconômicas, para uma vazão demandada diretamente para uso industrial, pode-se utilizar a tabela de insumo-produto para

determinação dos déficits (redução da produção) devido a redução da disponibilidade hídrica. A partir dos déficits econômicos pode-se determinar a curva de receitas geradas e prejuízo (Figura 16).

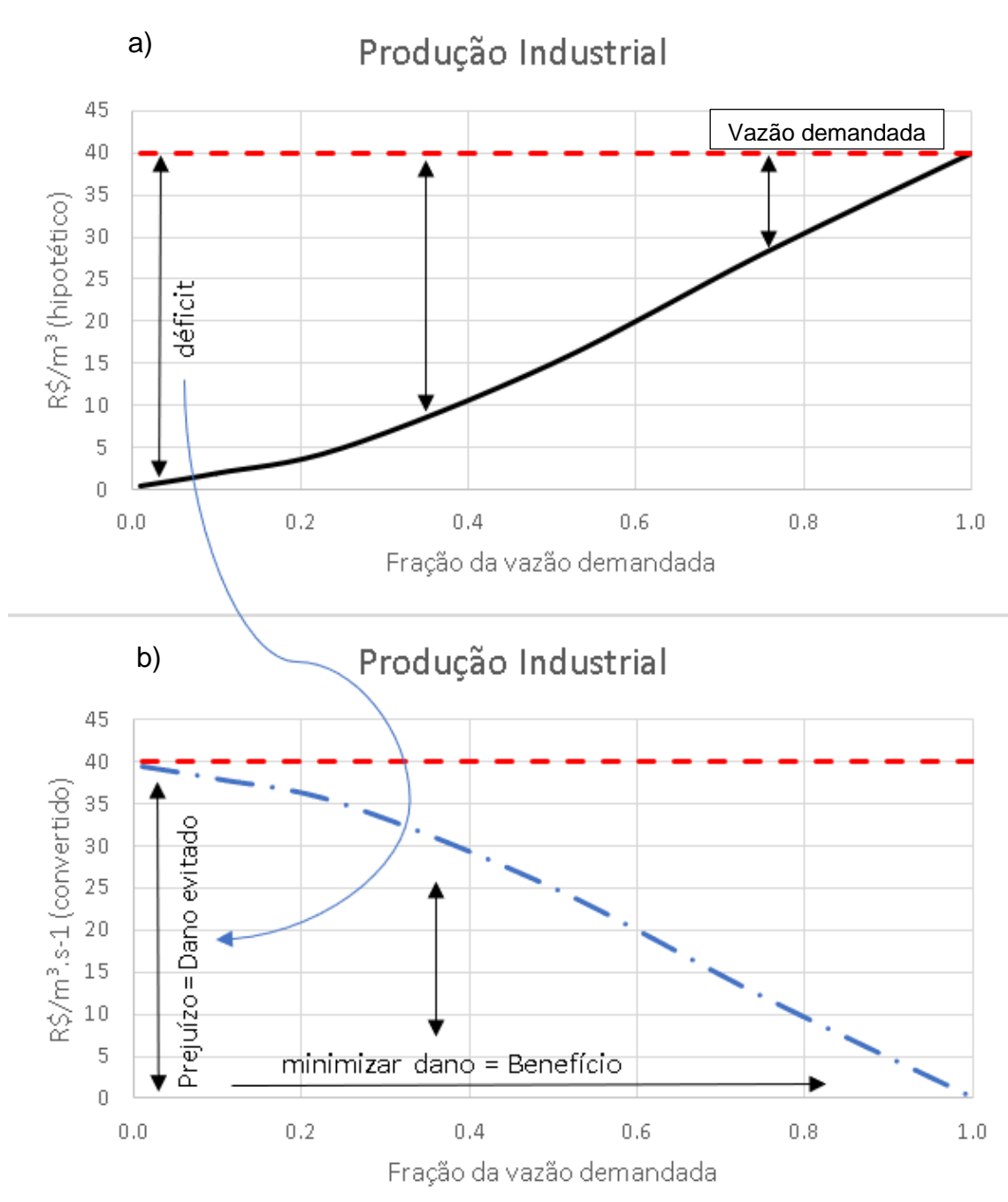


Figura 16. Curva hidroeconômica para produção industrial, imagem superior (a) apresenta a curva de receita gerada e a imagem inferior (b) apresenta a curva de prejuízo (Fonte: o Autor, 2023).

5 APLICAÇÃO DO MODELO PROPOSTO

O AcquaNetGIS e a metodologia para utilização de curvas hidroeconômicas em uma otimização da alocação de água foram aplicados a Transposição do Rio São Francisco (denominado Projeto de Integração do São Francisco – PISF). A Figura 17 demonstra a localização e o mapa geral de abrangência do PSIF. Essa transposição é estruturada em dois eixos principais para transpor a água do rio São Francisco para a região semiárida do Brasil para os estados de Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte e Ceará (BRASIL; CMPA, 2021; LOPES; DRACUP, 2011). A transposição tem uma capacidade instalada de retirar até 127 m³/s de água. O Eixo Norte tem uma extensão de 260 km no canal principal, com volume total nos reservatórios de 675 hm³, capacidade instalada de bombear até 99 m³/s com um desnível total de 170 m. O Eixo Leste tem 217 km no canal principal, com volume total nos reservatórios de 38 hm³, capacidade instalada de bombear até 28 m³/s com desnível total de 332 m.

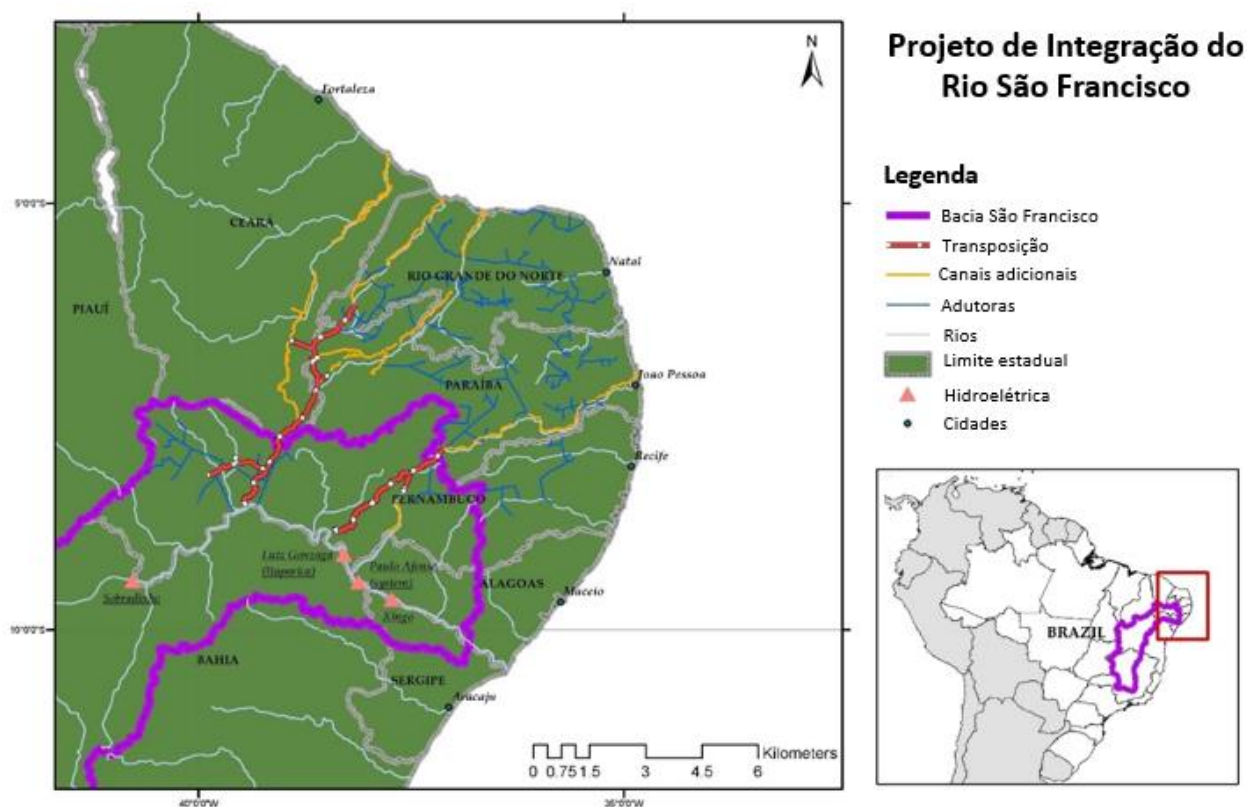


Figura 17. Localização e mapa geral do PISF (Fonte: o Autor, 2023).

O modelo AcquaNetGIS do PISF foi construído conforme a topologia da rede de fluxo apresentada na Figura 18. A montante de cada reservatório e da captação de cada eixo do PISF foi considerado um nó de balanço hídrico. Nesse nó foi incluído a vazão incremental devido a área de drenagem incremental, e as vazões demandadas para irrigação, abastecimento urbano e outros usos. Devido a distribuição espacial, todos os reservatórios do PISF foram considerados como um único reservatório equivalente para cada eixo.

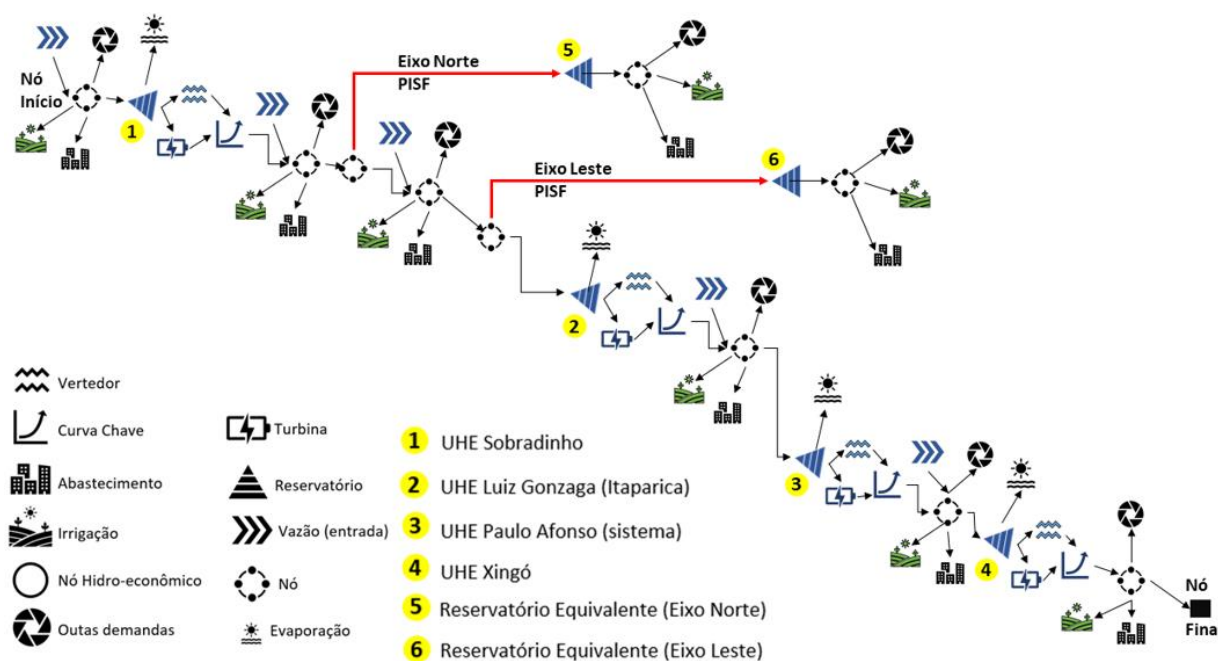


Figura 18. Topologia da rede de fluxo construída para o PISF (Fonte: o Autor, 2023).

A otimização baseada em prioridade adotou o atendimento das vazões demandadas conforme a legislação, sendo considerado a seguinte ordem de atendimento: 1º abastecimento e dessedentação animal; 2ª irrigação; 3ª geração de energia; e 4º outros usos. As curvas hidroeconômicas baseadas na metodologia proposta consideraram a receita gerada devido a disponibilidade de água e a produção com base nos indicadores do produto interno bruto de cada setor (irrigação utilizou o PIB agrícola das bacias e outros usos utilizou o PIB de serviços). Essa simplificação foi necessária devido à falta de informações para a construção das curvas hidroeconômicas. Essa simplificação pode ser considerada satisfatória para avaliação do modelo e método proposto no processo de tomada de decisão da alocação de água. A curva

hidroeconômica utilizada para cada vazão demandada considerada está apresentada na Figura 19. A regra operacional para o bombeamento da capacidade do PISF foi negligenciada para permitir o entendimento dos possíveis impactos do PISF na geração de energia. A vazão mínima a jusante da UHE Xingó foi considerada como uma restrição de vazão mínima igual a 800 m³/s (DE MEDEIROS; CARVALHO; DE SOUZA, 2022). A resolução 2081 da ANA de 4 de dezembro de 2017 alterou as vazões descarregadas por Sobradinho e Xingó em função do volume acumulado nos reservatórios. No entanto, essa resolução também foi desconsiderada para permitir maior liberdade nas restrições do modelo.

Os cenários avaliados na otimização hidroeconômica considerou as vazões demandadas até 2040. Os cenários considerados foram:

- A1: otimização baseada em prioridade e vazões demandadas para 2020;
- A2: otimização baseada em prioridade e vazões demandadas para 2040;
- B1: otimização com curva hidroeconômica e vazões demandadas para 2020;
- B2: otimização com curva hidroeconômica e vazões demandadas para 2040;

A Tabela 3 contém as vazões demandadas para o cenário de 2020 e 2040. Os dados de entrada e os arquivos do modelo construído estão disponíveis no repositório (VICHETE; MÉLLO JÚNIOR, 2023). A vazão total turbinada considerou o índice de disponibilidade devido a manutenções operacionais e disponibilidade de cada máquina no período de um ano. Foi considerado um índice de disponibilidade para UHE Sobradinho igual a 89,4%. A UHE Itaparica, o complexo UHE Paulo Afonso e Xingó considerou um valor de 85,5%. Cabe ressaltar que as UHE do complexo Paulo Afonso e Xingó são barragens a fio d'água. A vazão turbinada a jusante do PISF é a vazão acumulada para Itaparica, Paulo Afonso e Xingó.

Tabela 3. Resumo dos cenários de demanda por água para cada setor usuário considerado.

Local	Tipo	2020 (A1 e B1)	2040 (A2 e B2)
RSF a montante do PISF	Turbina	3.808,44	3.808,44
	irrigação	364,00	440,92
	Urbano	24,48	29,62
	Outras	20,01	24,21
RSF a jusante do PISF	Turbina	8.741,69	8.741,69
	irrigação	95,16	115,15
	Urbano	17,94	24,7
	Outras	5,14	6,23
Eixo Norte do PISF	irrigação	36,6	52,11
	Urbano	15,91	18,83
	Outras	9,01	13,61
Eixo Leste do PISF	irrigação	7,08	8,37
	Urbano	5,74	7,02
	Outras	4,44	5,74
RSF jusante de Xingó	Restrição (vazão mínima)	800,00	800,00

Fonte: adaptado de (BRASIL; CMPA, 2021)

A otimização que considerou os aspectos econômicos levou em consideração as curvas de receita geradas baseadas na produção de bens e serviços (PIB) de cada estado (Bahia, Sergipe, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte e Ceará) utilizando dados do IBGE (2020) para as informações de 2020. A região do estado da Bahia, localizada à montante da hidrelétrica de Sobradinho, e da Linha Norte (para entrega de água ao estado do Ceará), são as regiões que apresentam a maior pressão econômica para a irrigação. As maiores receitas geradas devido ao abastecimento urbano estão localizadas entre Sobradinho e a captação do Eixo Leste do PISF. A região do Eixo Norte também possui uma elevada pressão econômica para a receita gerada do abastecimento urbano. Além disso, o Eixo Leste e o Eixo Norte têm elevada pressão econômica para o abastecimento de água devido às cidades de Fortaleza, Mossoró, Juazeiro do Norte, Campina Grande e João Pessoa. O nível de pressão da irrigação e de outros usuários apresentam maior receita do que a energia gerada e o abastecimento urbano. Os valores de receita para cada tipo de usuário foram considerados como valores negativos para simplificar e manter a função objetiva como a minimização de um custo. O modelo

alcançará o custo mínimo relacionado a vazão total demandada. Entretanto, a captação de água para os Eixos Norte e Leste do PISF possuem sistema de bombeamento que apresentam elevado gasto de energia. O custo da água bombeada para o PISF foi considerado como valores positivos, o que significa uma penalidade para a entrega de água nos eixos do PISF.

O custo da água bombeada foi calculado com base no desnível geométrico de transposição e na potência do bombeamento. Foi considerado um preço médio de US\$/MW 39,95. Todos os cenários e modelos construídos considerou as vazões naturais reconstituídas com bases nos postos fluviométricos de código ANA 45298000, 46360000, 469020000, 48020000, 48290000, 48590000, 48860000, 49042580, 49160000 e 49370000 no período entre 1941 e 2021. O passo de tempo foi considerado na base da vazão média mensal.

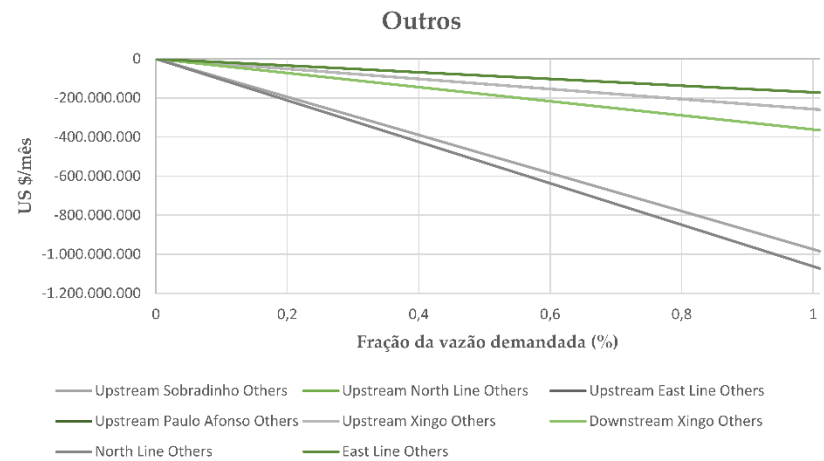
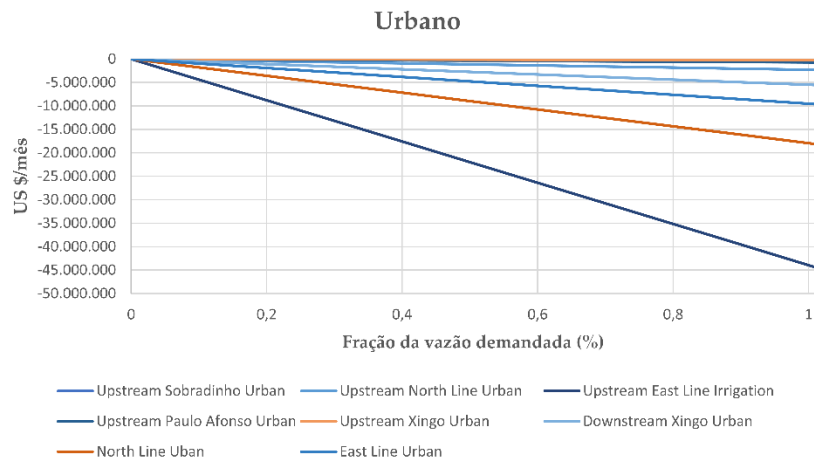
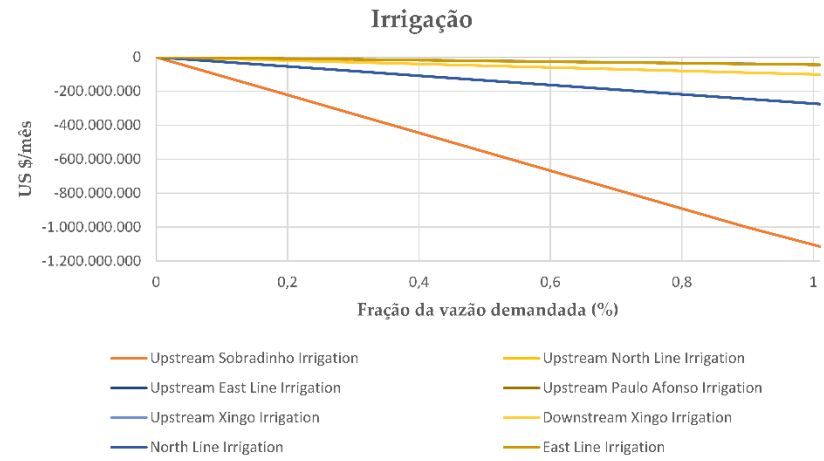
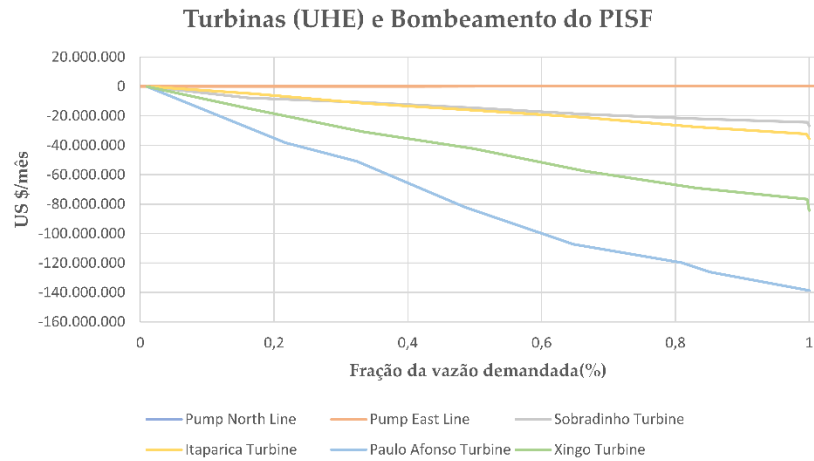


Figura 19. Curva hidroeconômica do PISF com base na metodologia proposta (Fonte: o Autor, 2023).

A aplicação do modelo AcquaNetGIS ao PISF foi configurada em três cenários para validação da utilização da metodologia proposta. Em resumo, os três cenários consistiram em: (i) validação da hipótese; (ii) avaliação dos impactos na geração de energia; e (iii) verificação da condição de contorno inicial. A configuração do modelo quanto as vazões demandadas, cenários do PISF, opções de otimização e as análises dos resultados para os cenários (i) e (ii) estão ilustradas na Figura 20. O cenário (iii) considerou as vazões demandadas para o ano de 2040, o bombeamento do PISF em funcionamento, a otimização com base em prioridades e com as curvas hidroeconômicas. O resultado do cenário (iii) está apresentado no Apêndice C e os resultados dos cenários (i) e (ii) estão apresentados no Capítulo 6.

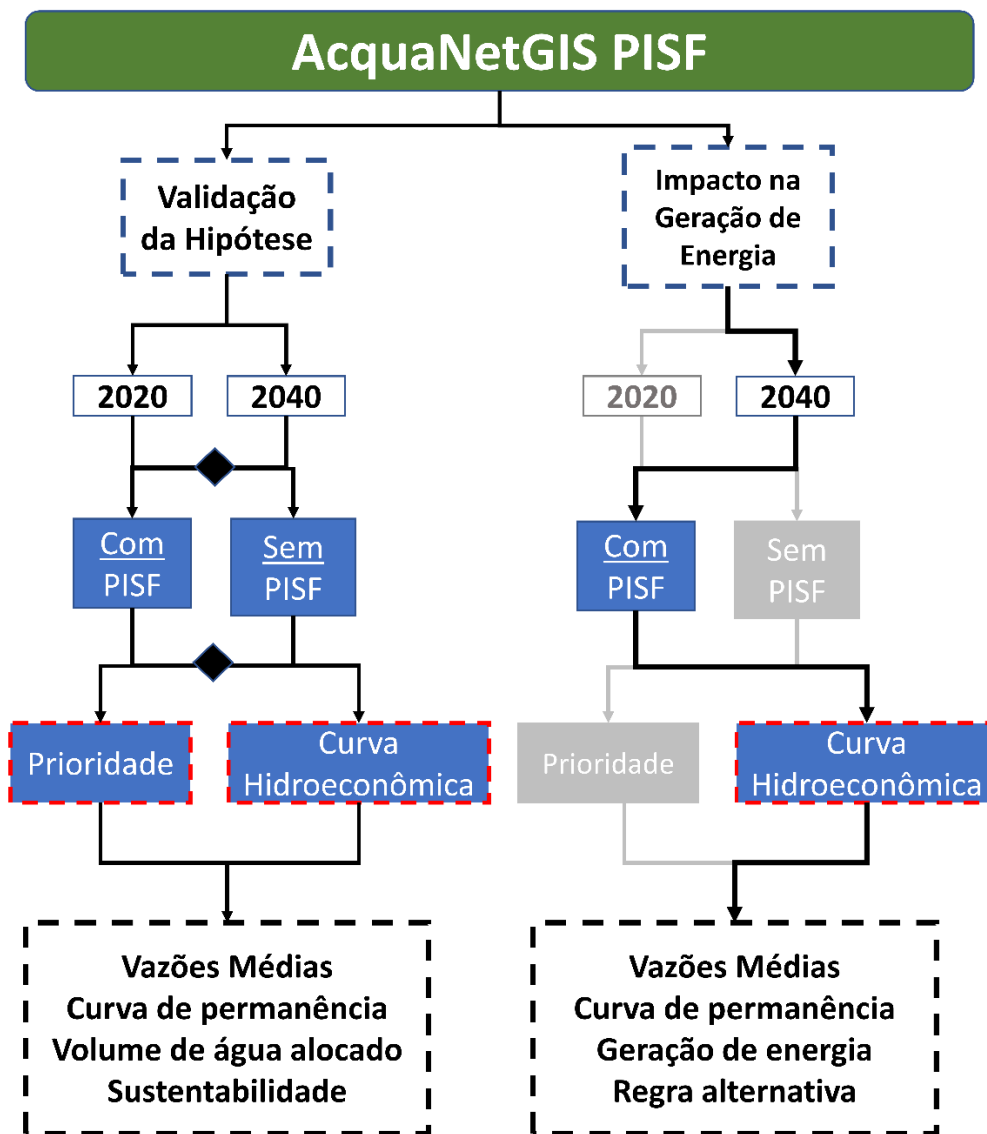


Figura 20. Resumo geral das análises realizadas na aplicação do AcquaNetGIS PISF (Fonte: o Autor, 2023).

6 RESULTADOS

Durante o desenvolvimento da pesquisa, a metodologia proposta para utilização da curva hidroeconômica em modelos de otimização da alocação de água foi aplicada a transposição do sistema Cantareira por meio da aplicação do software AcquaNet versão 3.16.00 (LABSID, 2013). Nessa aplicação, foi considerado somente o abastecimento urbano. Em Vichete e Mélo Júnior (2021) está apresentado a aplicação da metodologia e a discussão inerente ao estudo realizado. Mesmo com as limitações observadas no módulo econômico do AcquaNet versão 3.16.00 (VICHETE; MÉLLO JÚNIOR, 2021), os resultados se apresentam eficientes na otimização da alocação de água e os prejuízos evitados (denominados de benefícios econômicos) foram coerentes com os déficits de arrecadação das companhias de saneamento no período de severa escassez hídrica na região (2014-2015).

A seguir é apresentado os resultados do modelo AcquaNetGIS construído para aplicação e validação da hipótese dessa tese por meio do estudo de caso do PISF (AcquaNetGIS PISF). Destaca-se que na validação da hipótese, foi desconsiderado a regra de bombeamento do PISF. Essa regra considera o bombeamento máximo somente quando o reservatório de Sobradinho estiver com volume superior a 94% do total. No teste da condição de contorno inicial (ver Apêndice C), foi considerado duas alternativas de bombeamento do PISF, sendo a primeira alternativa com a desconsideração da regra operacional e a segunda considerando a limitação do bombeamento em 26,5 m³/s, conforme outorga operacional (ANA, 2005). Na verificação de impactos na geração de energia, o AcquaNetGIS PISF considerou a condição inicial do reservatório de Sobradinho com volume de 50% do total e duas alternativas de bombeamento do PISF (capacidade total de bombeamento de 127 m³/s e vazão de bombeamento outorgada de 26,5 m³/s). Os resultados completos, gerados pelo modelo AcquaNetGIS PISF e os arquivos com a construção do modelo proposto estão disponibilizados para o acesso público no repositório (https://github.com/wdvichete84/sustainable_waterAllocation_model.git) e no (10.5281/zenodo.7497731) conforme referência Vichete e Mélo Júnior (2023).

6.1 Validação da Hipótese – AcquaNetGIS PISF

Os cenários considerados na validação da hipótese consistiram na avaliação da alocação de água com e sem o PISF, utilizando a otimização baseada em prioridade e com aspectos econômicos. Nessa análise foi considerado os cenários de vazões demandadas para as bacias para os anos de 2020 e 2040 de acordo com as estimativas apresentadas em (BRASIL; CMPA, 2021). Em resumo, os cenários avaliados nessa etapa estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Resumo dos cenários avaliados na validação da hipótese.

Otimização	Cenário de vazões demandadas	Cenário do PISF
A1 - prioridade	2020	Sem PISF
A2 - prioridade	2040	Sem PISF
A1 - prioridade	2020	Com PISF
A2 - prioridade	2040	Com PISF
B1 – curva hidroeconômica	2020	Sem PISF
B2 – curva hidroeconômica	2040	Sem PISF
B1 – curva hidroeconômica	2020	Com PISF
B2 – curva hidroeconômica	2040	Com PISF

Fonte: o Autor (2023)

As vazões médias fornecidas para as vazões demandadas consideradas no modelo AcquaNetGIS PISF são apresentadas na Tabela 5 e os percentuais em relação a vazão total demandada estão na Tabela 6. O modelo baseado na prioridade resultou em baixas garantias de atendimento das vazões demandadas para abastecimento urbano, de irrigação e outros usos na bacia do São Francisco em ambos os cenários, independentemente da implantação ou não do PISF. O modelo resultou em garantias de atendimento para irrigação a jusante do PISF superior as vazões demandadas para a irrigação a montante do PISF. Os melhores resultados foram para as vazões turbinadas a jusante do PISF (91,2%) e a montante do (77,6%), no cenário sem o PISF.

Tabela 5. Vazão média fornecida (m³/s) para os cenários 2020 (A1 e B1) e 2040 (A2 e B2) na validação da hipótese.

Região	Tipo	Otimização baseada em prioridade				Otimização com curva hidroeconômica			
		Sem PISF		Com PISF		Sem PISF		Com PISF	
		A1	A2	A1	A2	B1	B2	B1	B2
SF montante PISF	Turbinas	2.954,30	2.836,20	2.836,20	2.836,20	3.084,80	3.084,70	3.084,80	3.055,50
	Irrigação	61,6	68,2	56,8	68,1	133,4	143,3	132,3	157,9
	Abastecimento urbano	4,6	4,9	4,1	4,8	6,4	7,8	6,3	7,3
	Outros	3,8	4,1	3,3	4,0	9,0	10,9	9,0	10,5
SF jusante PISF	Turbinas	7.968,80	7.726,30	7.728,40	7.728,90	8.123,30	8.096,90	8.065,90	7.955,40
	Irrigação	26,2	29,6	14,4	17,5	14,3	17,3	14,1	16,7
	Abastecimento urbano	3,4	4,1	3,4	4,1	3,2	3,9	3,2	3,7
	Outros	0,7	0,8	0,7	0,8	1,2	1,4	1,2	1,4
Eixo Norte PISF	Irrigação	-	-	12,9	17,7	-	-	32,9	46,3
	Abastecimento urbano	-	-	5,4	6,3	-	-	8,3	9,4
	Outros	-	-	3	4,4	-	-	8,2	12,3
Eixo Leste PISF	Irrigação	-	-	2,5	2,9	-	-	3,7	4,2
	Abastecimento urbano	-	-	1,9	2,3	-	-	3,0	3,5
	Outros	-	-	1,5	1,9	-	-	2,7	3,4

Fonte: o Autor (2023).

A otimização baseada em prioridades resultou no melhor atendimento das demandas da Bacia do São Francisco (BSF) sem o PISF para ambos os cenários de vazões demandadas. No cenário A1, o fornecimento de água foi em média 3,1% maior sem o PISF, com a maior diferença (12,3%) observada para a demanda de irrigação a jusante do PISF, enquanto as vazões demandadas para outros usos variaram de 0,3% a 2,2%. No cenário A2, a garantia de atendimento média para outros usos foi 1,4% maior, com a maior diferença (10,6%) para a irrigação a jusante da PISF. As vazões turbinadas a montante do PISF foi 3,1% maior no cenário A1 sem o PISF, enquanto a jusante do PISF foi de 2,8%.

Em geral, o modelo que considerou os aspectos econômico também apresentou baixas garantias de atendimento das vazões demandadas para os usos e usuários considerados no AcquaNetGIS PISF. Entretanto, a simulação sem o PISF resultou em maiores garantias de atendimento, em ambos os cenários B1 e B2, exceto para irrigação a montante de Sobradinho, no cenário B2, onde a diferença foi 3,3% maior com o PISF. As vazões demandadas para abastecimento urbano, de irrigação e outras demandas de água a montante de Sobradinho resultaram em maiores garantias, exceto para as vazões turbinadas a jusante do PISF, cujas garantias foram 92,9% no cenário B1 e 81% no cenário B2, sem o PISF. As garantias de fornecimento de água para as vazões turbinadas a jusante do PISF foram 11,9% (B1) e 11,6% (B2) maiores que a montante (sem o PISF), e 11,3% (B1) e 10,8% (B2), com o PISF.

As garantias de atendimento para as vazões demandadas pelo PISF, nos dois eixos, são em média 18,2% (A1) e 17,8% (A2) maiores do que as demandadas na bacia do São Francisco (BSF) para a otimização baseada em prioridades, e 39,3% (B1) e 38,7% (B2) maiores para a otimização com as curvas hidroeconômicas (aspectos econômicos). As maiores garantias de atendimento foram observadas no Eixo Norte do PISF para a otimização com curvas hidroeconômicas, sendo as maiores garantias para irrigação (89,8% no cenário B1 e 88,9% para o B2) e outras demandas (91,1% no cenário B1 e 90% para o B2). A Tabela 6 contém o percentual das vazões médias fornecidas para as vazões demandadas na BSF e no PISF.

Tabela 6. Percentual de das vazões médias fornecidas para as vazões demandadas na bacia do rio São Francisco e no PISF.

Região	Tipo	Otimização baseada em prioridade				Otimização com curva hidroeconômica			
		Sem PISF		Com PISF		Sem PISF		Com PISF	
		A1	A2	A1	A2	B1	B2	B1	B2
SF montante PISF	Turbinas	77,60%	74,50%	74,50%	74,50%	81,00%	81,00%	81,00%	80,20%
	Irrigação	16,90%	15,50%	15,60%	15,40%	36,60%	32,50%	36,40%	35,80%
	Abastecimento urbano	18,60%	16,60%	16,60%	16,20%	26,10%	26,20%	25,60%	24,70%
	Outros	18,90%	16,80%	16,70%	16,40%	45,00%	44,90%	44,70%	43,50%
SF jusante PISF	Turbinas	91,20%	88,40%	88,40%	88,40%	92,90%	92,60%	92,30%	91,00%
	Irrigação	27,50%	25,70%	15,20%	15,20%	15,00%	15,00%	14,80%	14,50%
	Abastecimento urbano	19,10%	16,50%	18,80%	16,50%	17,80%	15,60%	17,60%	15,10%
	Outros	13,90%	13,00%	13,20%	13,10%	22,60%	22,60%	22,60%	22,40%
Eixo Norte PISF	Irrigação			35,30%	34,10%			89,80%	88,90%
	Abastecimento urbano			33,90%	33,20%			51,90%	49,90%
	Outros			33,40%	32,50%			91,10%	90,00%
Eixo Leste PISF	Irrigação			35,20%	34,50%			51,90%	50,00%
	Abastecimento urbano			33,70%	33,00%			51,70%	49,80%
	Outros			33,30%	32,40%			61,00%	59,50%

Fonte: o Autor (2023).

As curvas de permanência das vazões resultante do AcquaNetGIS a jusante de Xingó são apresentadas na Figura 21. A otimização baseada em prioridades resultou em vazões entre 4.186,3 m³/s e 14.826,7 m³/s durante 26,8% do tempo, e entre 1.408 m³/s e 2.373,5 m³/s durante 25,2% do tempo. Este modelo disponibiliza um volume maior de água (616.537,8 hm³) para jusante de Xingó (52%) do que a otimização com curvas hidroeconômicas. Isso implica em um menor volume de água alocado para os múltiplos setores usuários considerados no AcquaNetGIS PISF. O atendimento da vazão mínima a jusante de Xingó (800 m³/s) foi de 99,01% para a otimização com curvas hidroeconômicas e 98,48% para a otimização baseada em prioridades.

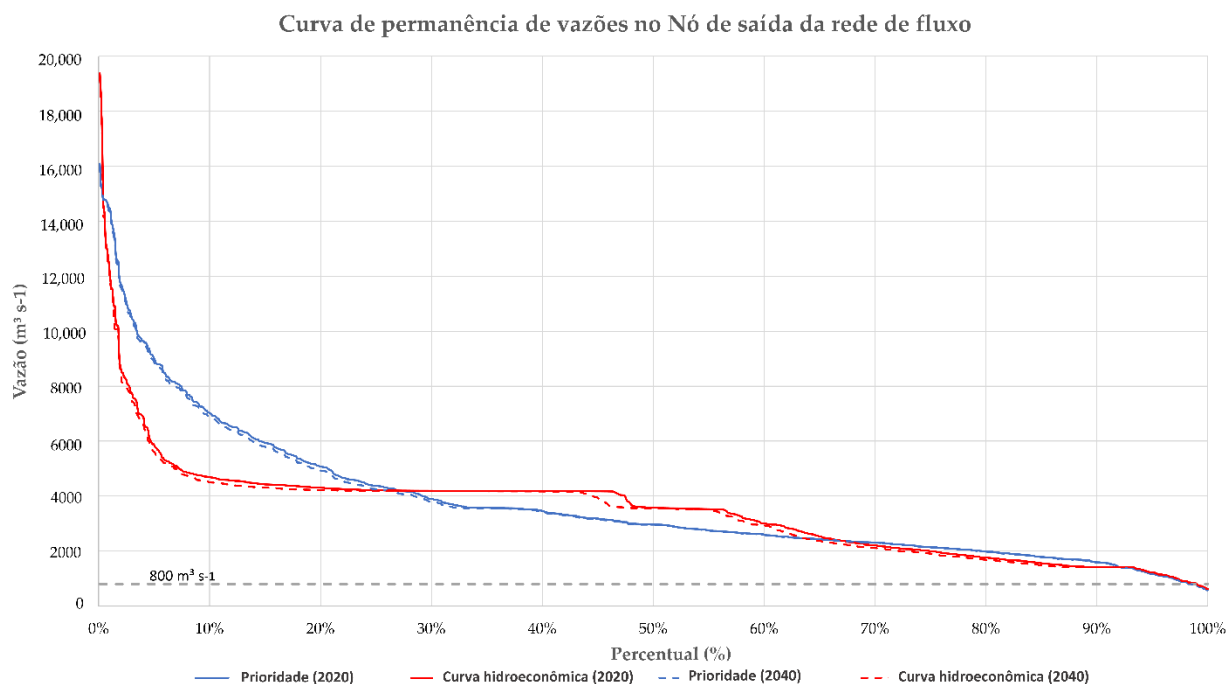


Figura 21. Curva de permanência para o resultado da vazão a jusante de Xingó (Fonte: o Autor, 2023).

A sustentabilidade pode ter diferentes dimensões na alocação de água (CANDIDO et al., 2022; HOEKSTRA; CHAPAGAIN; ZHANG, 2015). Com base em Degefu et al., 2016, as dimensões e características observadas pelos indicadores de sustentabilidade podem incluir conceitos sociais, físicos, ambientais e culturais. Sandoval-Solis, Mckinney e Loucks (2011) propõe um indicador de sustentabilidade baseado na disponibilidade de água que é composto pelos indicadores de resiliência, vulnerabilidade e confiabilidade (HASHIMOTO; STEDINGER; LOUCKS, 1982). Estes indicadores colaboram na

compreensão dos resultados, considerando sua ocorrência no período da otimização. Por exemplo, mesmo que o fluxo médio disponível para uma demanda seja inferior ao fluxo total demandado, a resiliência permite a avaliação da probabilidade de que o sistema foi capaz de atender a essa demanda (estado satisfatório e insatisfatório). A confiabilidade, por outro lado, pode demonstrar, em termos percentuais, como a demanda foi atendida no período de otimização. Por outro lado, a vulnerabilidade mostra quanto grave foi o não atendimento da vazão demanda. O uso do resultado da vazão média fornecida para cada demanda pode induzir a interpretação do não atendimento da demanda, entretanto, as demandas de abastecimento urbano, outros usuários e irrigação são plenamente atendidas na maioria dos períodos úmidos (maior disponibilidade de água).

Para avaliar esta variabilidade, e a sazonalidade do atendimento das vazões demandadas, foi utilizado os indicadores de avaliação propostos por Hashimoto, Stedinger e Loucks (1982) e sustentabilidade (SANDOVAL-SOLIS; MCKINNEY; LOUCKS, 2011). A Figura 22 apresenta o índice de sustentabilidade calculado para os cenários de vazões demandadas em 2020 e 2040 e para ambas as (baseada em prioridades e com curvas hidroeconômicas). Em geral, é possível observar que a otimização com curvas hidroeconômicas permite uma melhor sustentabilidade na alocação da água. Nesta otimização, a resiliência atinge valores superiores à otimização baseada em prioridades para todos os usuários, aumentando a confiabilidade e reduzindo significativamente a vulnerabilidade de atender as vazões demandadas em todos os setores de usuários. No cenário mais crítico, o índice de sustentabilidade para as demandas de montante da bacia do Rio São Francisco foi menor que as demandas de jusante e do PISF, que apresentaram índices semelhantes. A menor confiabilidade alcançada pelas demandas de montante da bacia doadora foi causada pela menor atratividade econômica das suas demandas, conforme pode-se observar na Tabela 6, contribuindo para reduzir o índice de sustentabilidade.

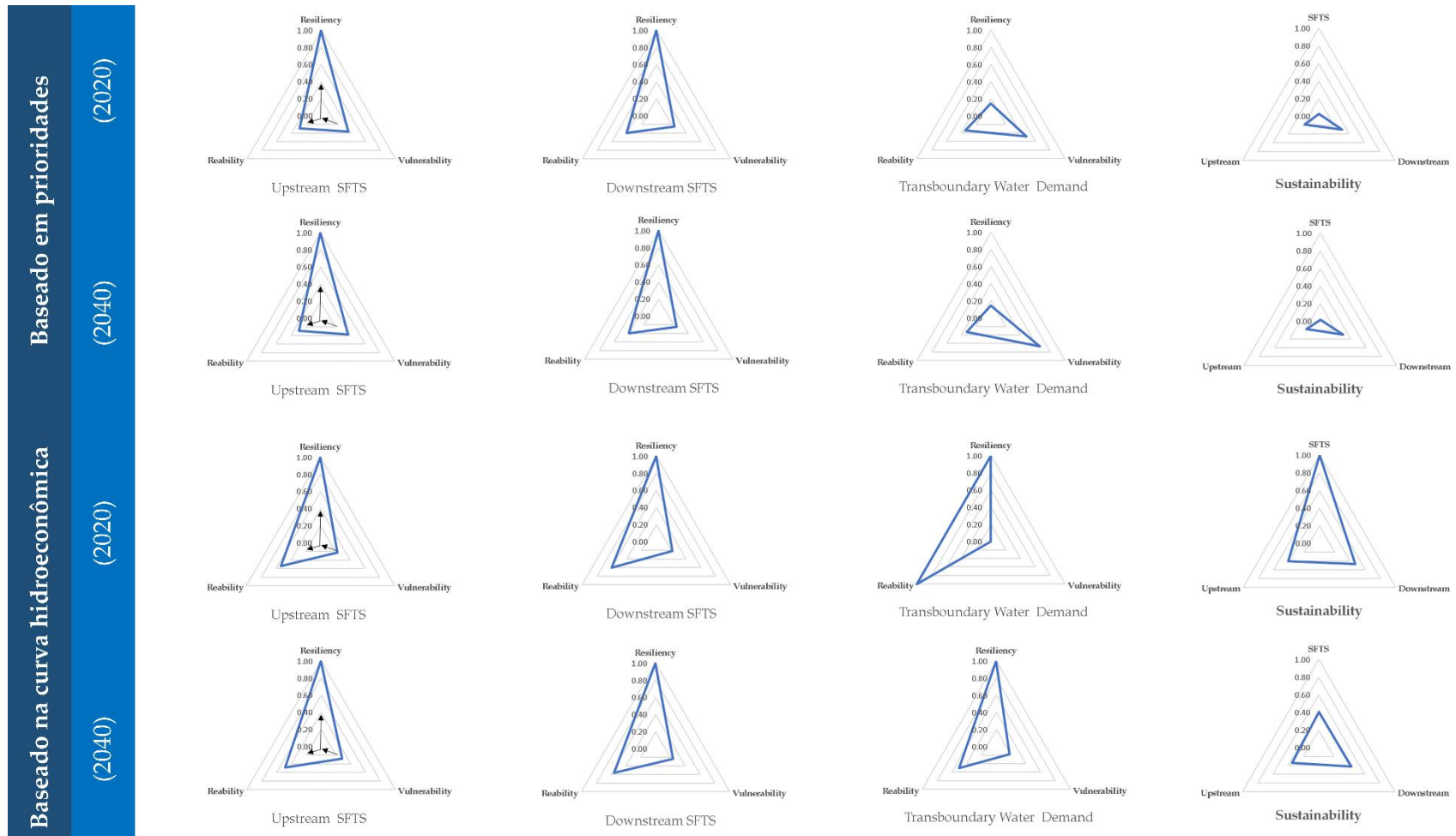


Figura 22. Indicadores de sustentabilidade baseados nos resultados do AcquaNetGIS PISF (Fonte: o Autor, 2023).

Atualmente, o bombeamento acima das vazões médias estabelecidas nas regras operacionais do PISF só pode ocorrer quando o reservatório Sobradinho estiver com o volume acima de 94% do seu volume total. Quando esta regra é desconsiderada, é possível analisar os resultados e impactos sobre o reservatório de Sobradinho sem a operação da regra. Foi possível observar que o volume do reservatório variava com mais frequência no modelo com curvas hidroeconômicas do que o modelo com base em prioridades. A Figura 23 mostra o volume do reservatório do Sobradinho de acordo com a operação do PISF e as diferenças de otimização baseadas em prioridades e com curvas hidroeconômicas.

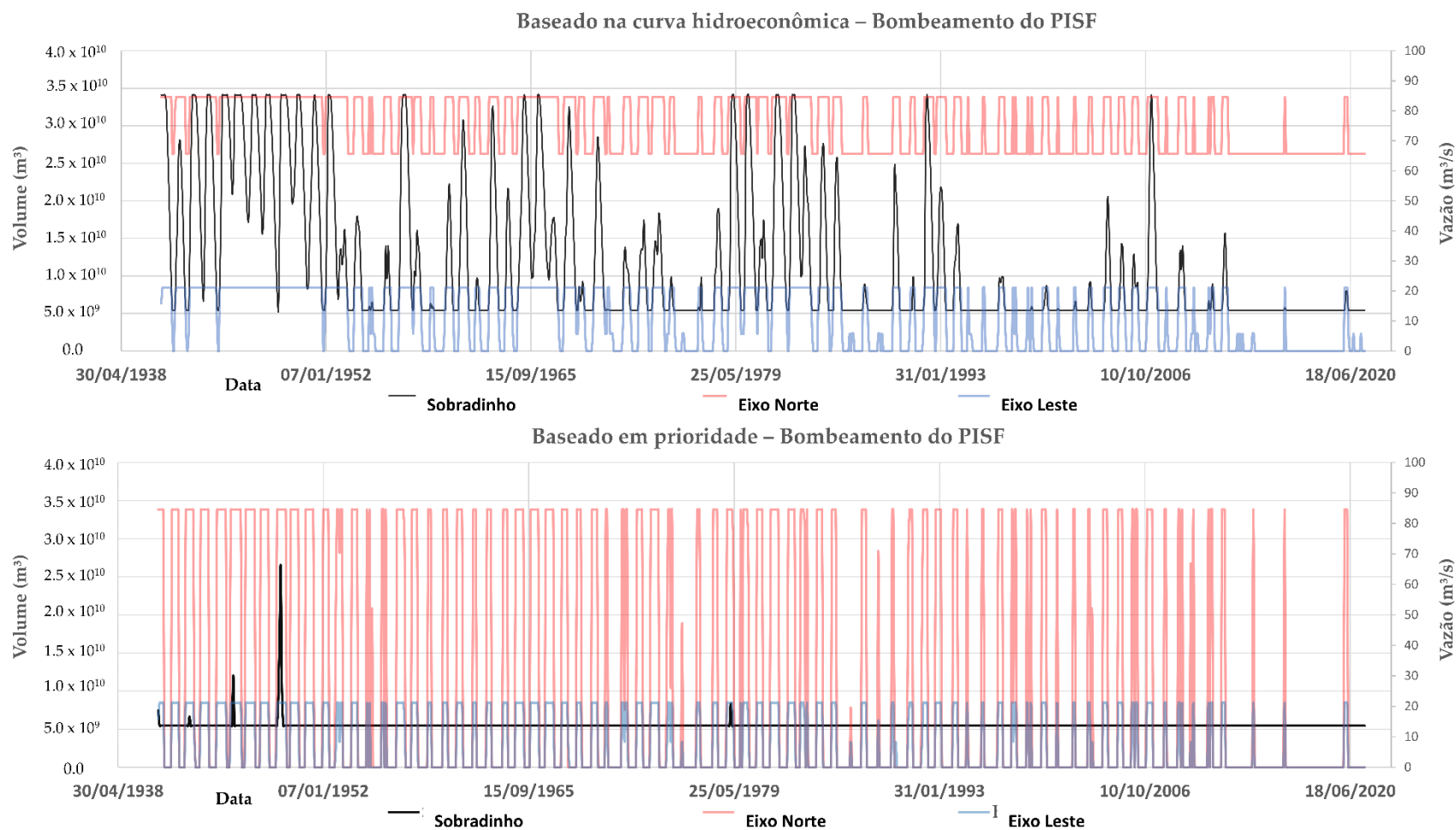


Figura 23. Resultados do volume do reservatório de Sobradinho do AcquaNetGIS PISF desconsiderando a regra operacional (Fonte: o Autor, 2023).

6.2 Impactos na Geração de Energia

A análise dos possíveis impactos na geração de energia (UHE) teve o objetivo de avaliar os resultados específicos da otimização com as curvas hidroeconômicas, considerando o cenário de vazões demandadas para o ano de 2040 e considerando o volume inicial do reservatório de Sobradinho em 50%. Essa análise do AcquaNetGIS também considerou uma condição do bombeamento do PISF sem as restrições da regra operacional e com a capacidade total de bombeamento (127 m³/s). Adicionalmente, foi considerado uma situação com a restrição do bombeamento limitado ao máximo da vazão outorgada (26,5 m³/s). A Tabela 7 contém o resumo dos cenários considerados na avaliação dos impactos da geração de energia do modelo AcquaNetGIS PISF. Os cenários foram avaliados quanto a vazão média de água alocada em cada tipo de demanda, curva de permanência para a vazão resultante a jusante de Xingó, geração de energia e condições da regra operacional.

Tabela 7. Cenários considerados na validação do modelo AcquaNetGIS PISF

Otimização	Cenário de Vazões demandadas	Restrição de capacidade do Bombeamento do PISF
Curva hidroeconômica	2040	127,0 m ³ /s
Curva hidroeconômica	2040	26,5 m ³ /s
Prioridade	2040	0,0 m ³ /s

Fonte: o Autor (2023).

A Tabela 8 contém os resultados gerais resumidos. Foi possível notar que a redução da vazão de bombeamento de 127 m³/s para o limite de vazão outorgado de 26,5 m³/s (ANA, 2005) reduziu em 28,77% a alocação de água para o abastecimento urbano, em 9,8% para a irrigação e 74,15% para a vazão bombeada para o PISF. Também foi observado um aumento da vazão média turbinada de 0,45%. A vazão com permanência de 95% a jusante de Xingó permaneceu constante em 803,67 m³/s e as vazões alocadas para os outros usos se manteve constante, sem alterações.

Tabela 8. Resumo das vazões médias disponibilizada para cada tipo de demanda no modelo com as curvas hidroeconômicas.

Tipo de demanda	PISF (127 m³/s)	PISF (26,5 m³/s)	Variação (%)
Abastecimento Urbano	5,31	3,78	-28,77%
Irrigação	54,22	48,90	-9,80%
Vazão turbinada	2.749,62	2.762,11	0,45%
Outros	5,29	5,29	0,00%
PISF	39,50	10,21	-74,15%
Jusante (permanência de 95%)	803,67	803,67	0,00%

Fonte: o Autor (2023).

Adicionalmente, foi construído uma curva de permanência de volume para o reservatório de Sobradinho e de vazões para jusante de Xingó. Os resultados indicaram que considerando o modelo AcquaNetGIS PISF não há alterações nas curvas de permanência, conforme ilustrado na Figura 24.

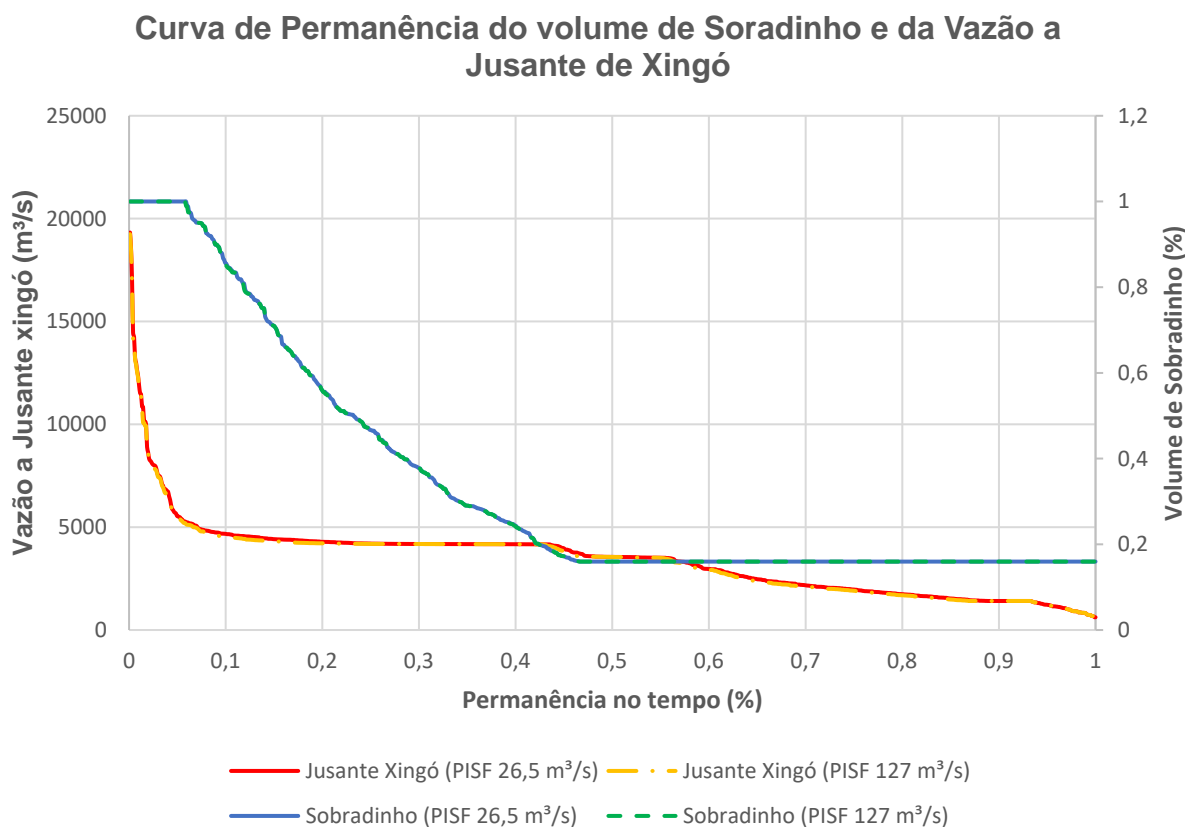


Figura 24. Curva de permanência de volume do reservatório Sobradinho e da vazão a jusante da UHE Xingó considerando a otimização por prioridade (Fonte: o Autor, 2023).

Os resultados obtidos para a avaliação dos impactos na geração e energia foram obtidos de acordo com o período otimizado entre 1941 e 2021. A Figura 25 ilustra a geração de energia promovida com base no cálculo da queda líquida para estimativa da potência gerada. Esses resultados foram comparados com a otimização baseada em prioridade sem a implantação do PISF da validação da hipótese. Em ambos os cenários, foram utilizadas as vazões demandadas para o ano de 2040. No longo prazo, a redução de geração de energia com a implantação do PISF foi de 1,3%. Essa diferença de geração de energia pode ser diferente se o período de análise for diferente do considerado (1941 a 2021), principalmente se for considerado os últimos 10 anos (2012 a 2021), em que se observou uma redução da vazão natural. A Tabela 9 contém os resultados gerais da geração de energia entre os dois cenários avaliados.

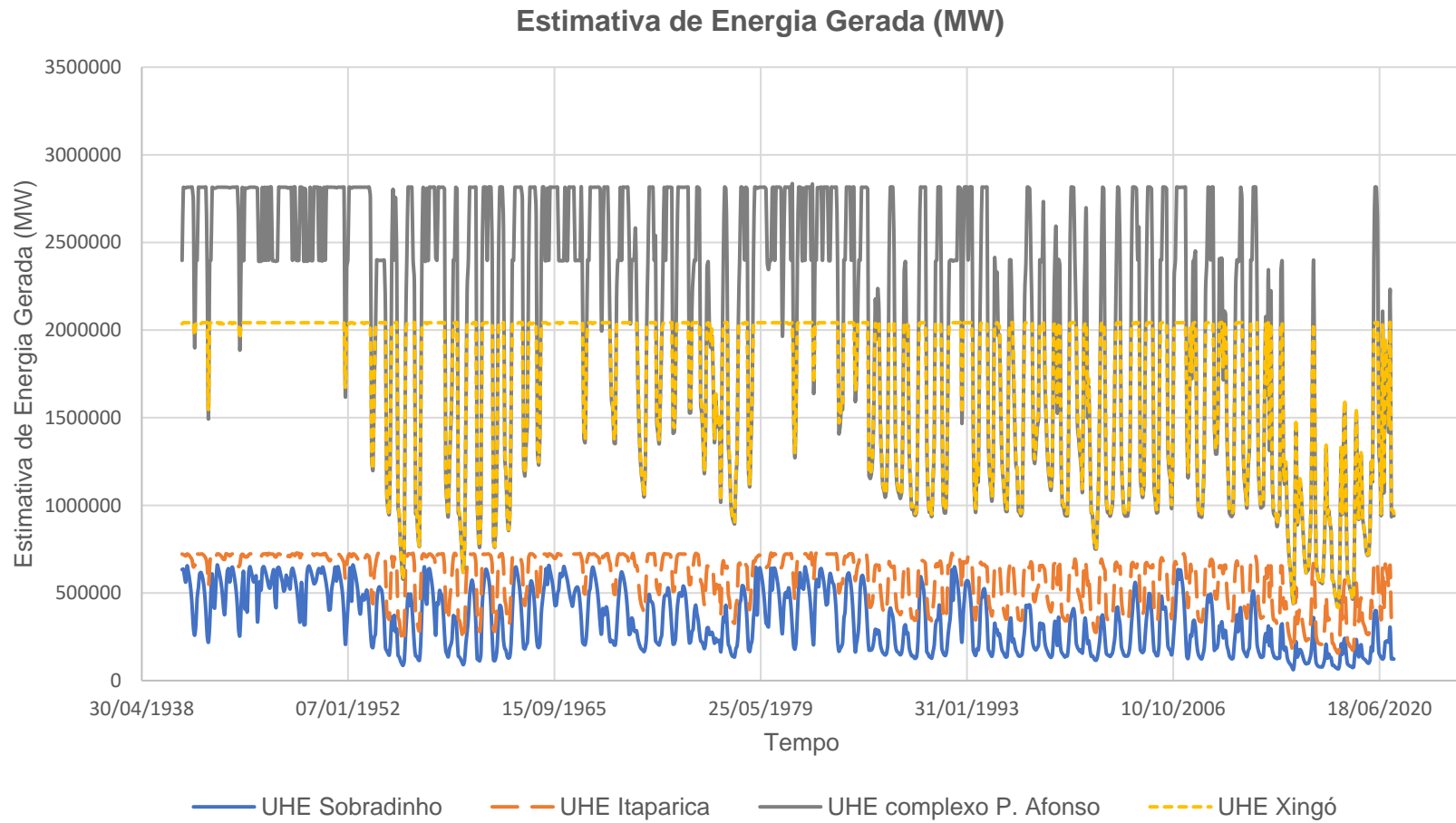


Figura 25. Estimativa da geração de energia (Fonte: o Autor, 2023).

Tabela 9. Resumo da geração de energia no período entre 1941 e 2021 (com curvas hidroeconômicas e PISF, e baseado em prioridade sem o PISF).

Energia Total Gerada Estimada (GW)		
	Curvas	
Hidroelétrica	hidroeconômicas	Prioridade
Sobradinho	331.949,7	362.971,1
Itaparica	568.171,1	636.829,9
Complexo P. Afonso	1.981.121,6	1.832.161,3
Xingó	1.648.370,4	1.758.711,6
Total Geral	4.529.612,7	4.590.674,0

Fonte: o Autor (2023).

O AcquaNetGIS PISF desconsiderou a regra operacional que permite o bombeamento da capacidade máxima do PISF somente quando o volume do reservatório de Sobradinho estiver acima de 94%. Entretanto, foi considerado cenários que restringiram o bombeamento ao máximo outorgado, ou seja, bombeamento máximo de 26,5 m³/s (sendo o máximo do eixo norte igual a 14,5 m³/s e o máximo do eixo leste igual a 12,1 m³/s). Isso permitiu avaliar se o volume do reservatório de Sobradinho guarda uma relação direta com o bombeamento do PISF. Foi testado a relação entre o bombeamento do PISF resultante do AcquaNetGIS PISF com: (i) volume de Sobradinho; (ii) volume de Itaparica; (iii) vazão total descarregada por Sobradinho; (iv) vazão total descarregada por Xingó; e (v) volume total de Sobradinho e Itaparica. O volume do reservatório de Sobradinho, Itaparica e o total deles (i, ii, v) tiveram baixa correlação com o bombeamento. A vazão total descarregada por Sobradinho e a vazão total descarregada por Xingó (iii e iv) tiveram uma melhor relação com a vazão bombeada pelo PISF. A vazão total descarregada por Sobradinho teve a maior correlação (79%) e a vazão total descarregada por Xingó teve a segunda maior correlação (68%). A Figura 26 ilustra a correlação entre o resultado do bombeamento do PISF e o volume do reservatório de Sobradinho. A Figura 27 ilustra a relação entre o bombeamento do PISF e a vazão total descarregada no reservatório de Sobradinho. Por fim, a Figura 28 ilustra a relação entre o bombeamento do PISF e a vazão total descarregada em Xingó. Esses resultados podem auxiliar na revisão da regra operacional vigente. Essa revisão da regra operacional é necessária para que sejam incorporados os estados de criticidade dos reservatórios de Sobradinho e Itaparica, conforme preconizado na resolução 2081 da

ANA de 4 de dezembro de 2017. A existência de uma variação da vazão de bombeamento do PISF para uma mesma situação de volume e vazão considerados nessa análise, demonstram que pode existir uma situação adicional que impacta na disponibilização de água para o PISF e que não foi avaliada pelo modelo. As relações apresentadas são ilustrativas e foram obtidas a partir dos resultados do modelo de otimização, sendo necessário a ampliação das análises da regra operacional de bombeamento do PISF.

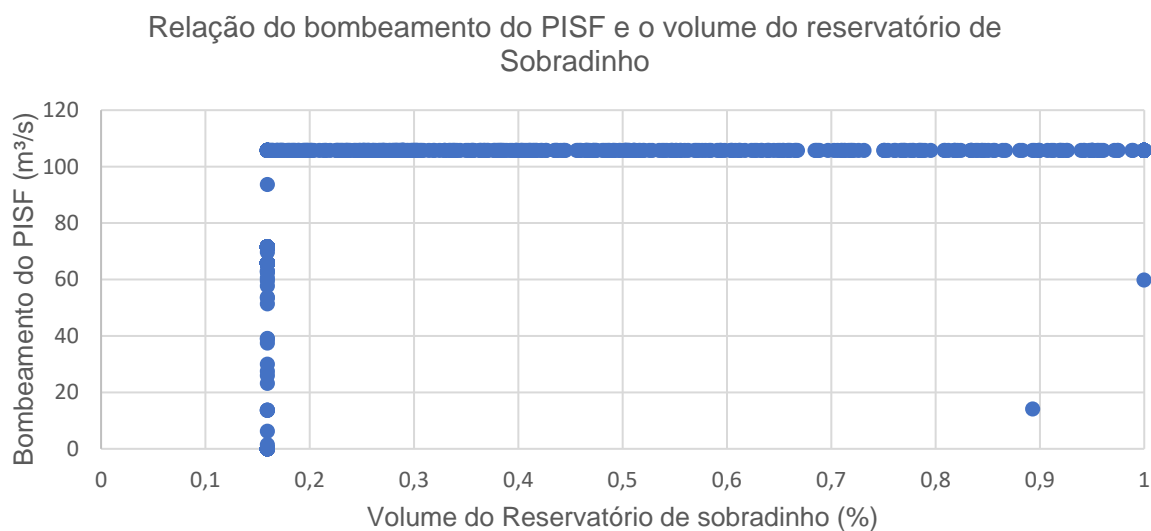


Figura 26. Relação entre o volume no reservatório de Sobradinho e a vazão bombeada para o PISF (Fonte: o Autor, 2023).

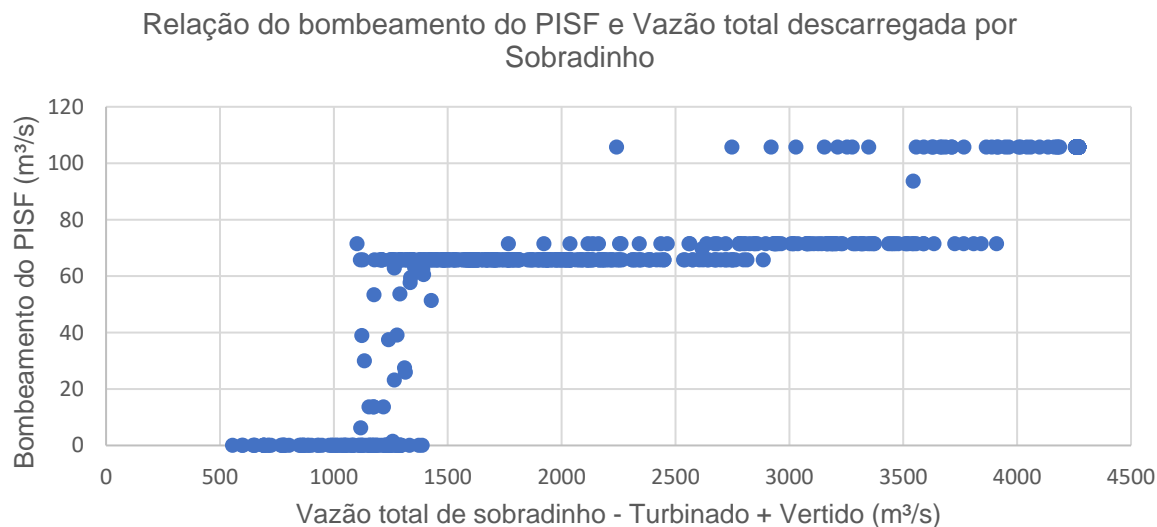


Figura 27. Relação entre a vazão descarregada no reservatório de Sobradinho e a vazão bombeada para o PISF (Fonte: o Autor, 2023).

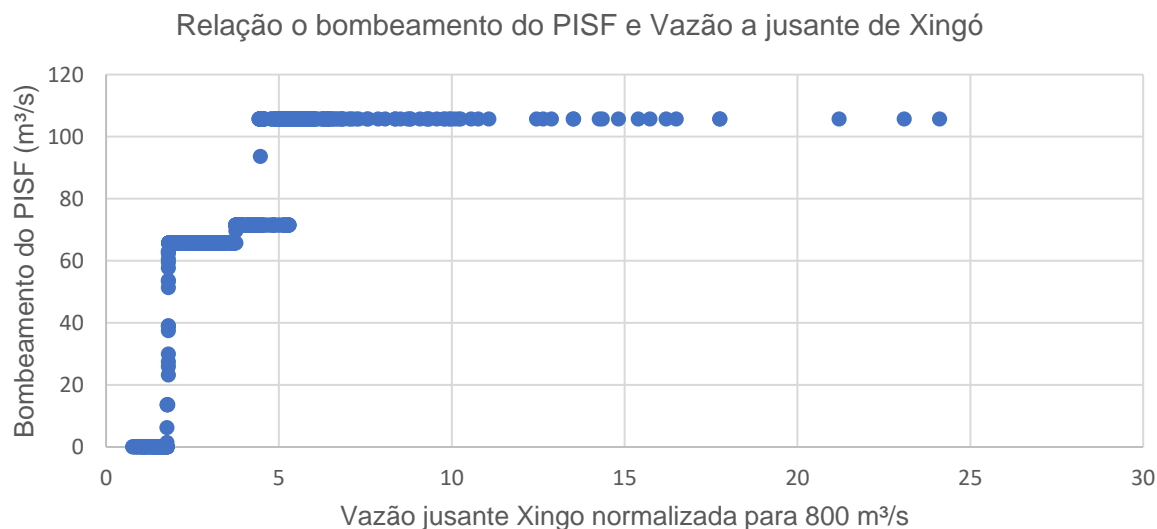


Figura 28. Relação entre a vazão no reservatório de Xingó e a vazão bombeada para o PISF (Fonte: o Autor, 2023).

6.3 Avaliação das Alterações Hidrológicas

O rio São Francisco vem recebendo infraestrutura hídrica desde a década de 50 com o início da construção do complexo de Usinas Paulo Afonso em 1952. Ao longo dos anos foram construídas as UHE de Sobradinho (1978), UHE Três Marias (1961), Itaparica (1981) e Xingó (1992). Essas estruturas já demonstraram um impacto significativo no regime hidrológico do Rio São Francisco, principalmente com efeitos

acumulativos de maior relevância a jusante da UHE Xingó (BEZERRA et al., 2019; DE ARAÚJO, 2016). As análises considerando apenas a implantação do PSIF demonstraram nenhuma influência dos indicadores de alteração hidrológica. Isso porque as vazões médias outorgadas representam 3,25% da vazão mínima estabelecida como garantia de atendimento a jusante de Xingó (800 m³/s). Portanto, foi utilizado as vazões naturais obtidas para a construção do modelo a jusante de Xingó, que possui dados de vazões entre 1941 e 2020. A série de vazões diárias foi reconstruída e apresentada em conjunto com as vazões outorgada e máxima do PISF. Foi possível reconstruir as vazões entre os anos de 1935 e 2021. É possível notar que mesmo sem a implantação do PISF, a vazão média de longo termo para cada período posterior a implantação das UHE na calha do Rio São Francisco, possui um impacto mais significativo no regime de vazões do que se for considerado a implantação do PISF. A Figura 29 ilustra as vazões médias mensais a jusante de Xingó, considerando a média de longo termo entre os períodos de construção das UHE e a média móvel do período de 5 anos (60 meses). A média de longo termo antes da construção das UHE eram de aproximadamente 5.000 m³/s, sendo que após a construção das UHE esse valor reduziu para aproximadamente 2600 m³/s.

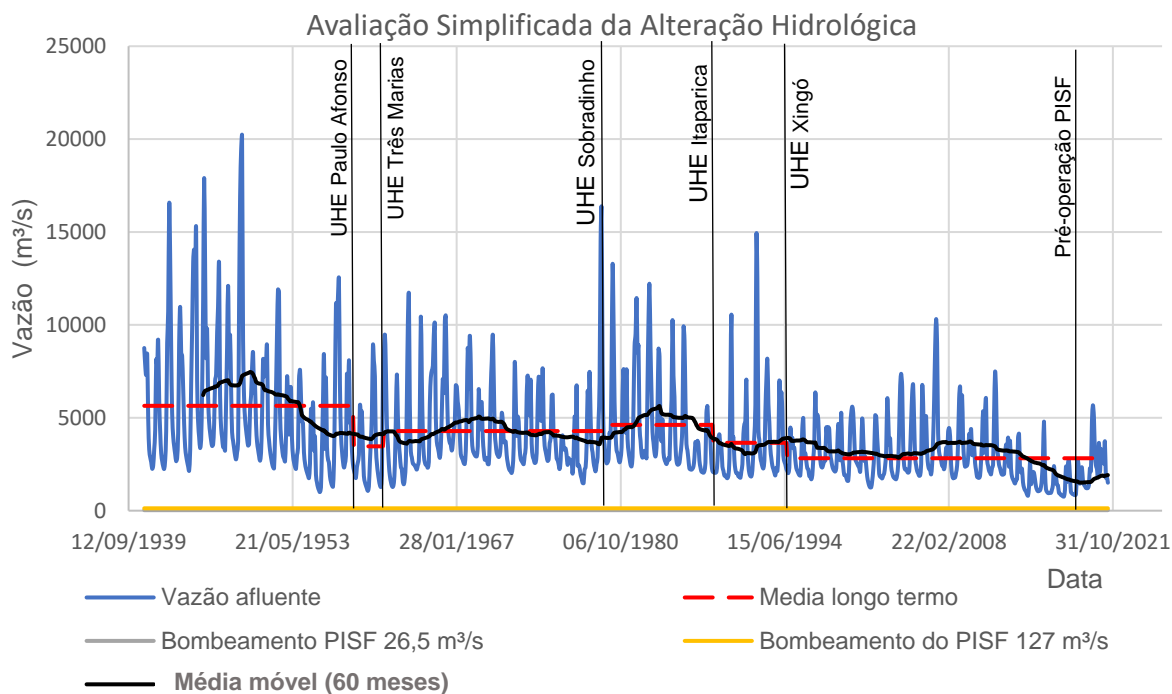


Figura 29. Avaliação simplificada da alteração hidrológica no Rio São Francisco (Fonte: o Autor, 2023).

Selecionando o período de 10 anos antes da construção de qualquer uma das UHE no Rio São Francisco (1941 a 1950) e o período de 10 anos antes do início da fase de pré-operação do PISF (2009 a 2018), foi observado uma redução média geral de 59% da vazão com 50% de permanência (Figura 30). Para uma permanência de 90%, a redução foi de 67% (2.917 m³/s para 966 m³/s). Isso significa que mesmo antes do início das operações do PISF, o Rio São Francisco sofreu com alterações no seu regime hidrológico. A vazão máxima do bombeamento representa 13,1% da vazão de permanência de 90% do tempo, no período entre 2009 e 2018. Esse resultado pode auxiliar na revisão da regra operacional em vigência.

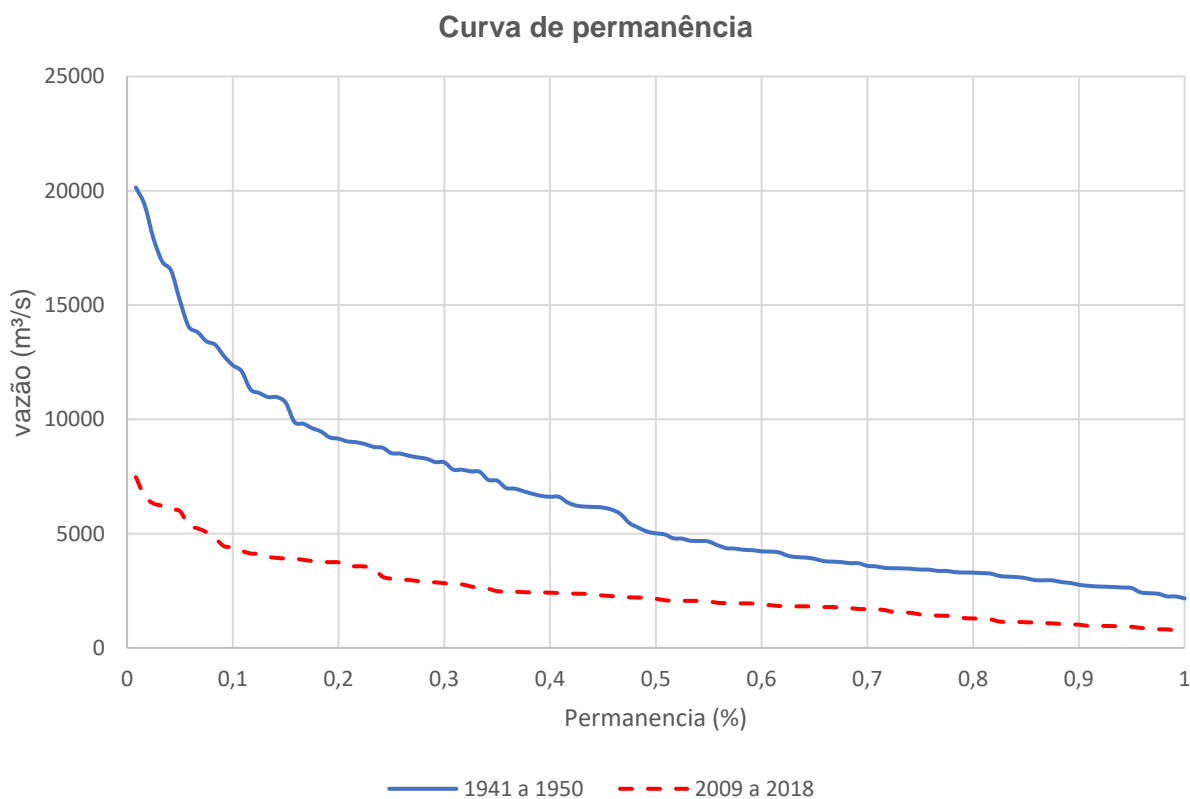


Figura 30. Curva de permanência das vazões em a jusante da UHE Xingó, no período inicial e final (Fonte: o Autor, 2023).

6.4 Viabilidade Econômico-financeira

A análise de viabilidade econômica e financeira tem o objetivo de analisar se um projeto é viável ou não. Sob a ótica econômica, a viabilidade será alcançada por meio da comparação dos recursos econômicos necessários para implantação e operação com os

recursos econômicos obtidos a partir da implantação do projeto (ALMEIDA; DI AGUSTINI, 2020). Essa avaliação pode ser considerada com a utilização de indicadores a partir de uma análise de fluxo de caixa em um horizonte de projeto pré-determinado (ALMEIDA; DI AGUSTINI, 2020; BORDEAUX-RÊGO, 2015). No âmbito do tipo de serviço prestado pelo PSIF e a sua função social de disponibilidade de água, foi considerado um período de análise de 50 anos.

De acordo com Bordeaux-Rêgo (2015), a análise de viabilidade econômica deve ser baseada em mais de um indicador e considerando a variação da taxa de juros considerada. Os indicadores de valor presente da relação benefício e custo, a taxa interna de retorno (TIR) e o tempo de retorno das inversões (*Payback*) são os indicadores mais utilizados nessas análises.

O valor presente (VP) de um recurso econômico busca representar um valor atual a partir de valores futuros previstos. O VP é utilizado para saber o valor atual de um recurso no momento da análise. O cálculo do VP consiste em trazer para o momento atual da análise um montante estimado para o futuro. A Equação 15 apresenta a fórmula de cálculo do VP.

$$VP = \frac{VF}{(1 + i)^t} \quad \text{Equação 15}$$

Onde: VP é o valor presente; VF é o valor futuro; i é a taxa de juros; e t é o tempo considerado de análise.

A taxa interna de retorno (TIR) é uma taxa de desconto hipotética calculada a partir de uma estimativa de fluxo de caixa quando é considerado o VP igual a zero. A TIR pode ser utilizada para avaliar alternativas de implantação de projetos de infraestrutura, demonstrando de forma qualitativa a desvalorização dos recursos investidos. A Equação 16 apresenta a fórmula de cálculo da TIR.

$$\sum_{i=1}^n \frac{FC_t}{(1 + TIR)^i} = 0 \quad \text{Equação 16}$$

Onde: n é o período final do fluxo de caixa; i é cada período de cada fluxo; e FCt são as entradas do fluxo de caixa.

As simplificações consideradas nessa análise da viabilidade econômica da implantação do PISF foram:

- Custo da obra de R\$ 12,8 bi (valores distribuídos em um tempo de construção estimado em 15 anos) - (TCU, 2021);
- Retorno de 10% dos benefícios obtidos pelo modelo com curvas hidroeconômicas entre os anos 14 e 23);
- Retorno de 30% dos benefícios entre os anos 24 e 33;
- Retorno de 50% dos benefícios entre os anos 34 e 50;
- Custo anual de operação que considera os custos de energia de bombeamento conforme os resultados do modelo AcquaNetGIS PISF;
- Taxa de juros anual variando entre 3% e 15%.

Os custos de investimento e operacional foram obtidos de Brasil e Cmpa (2021) e Brasil (2000). Os benefícios econômicos foram obtido por meio da diferença da vazão alocada entre a otimização com as curvas hidroeconômicas e baseada na prioridade para as vazões demandadas para o ano de 2040 (BRASIL; CMPA, 2021). Com a utilização das curvas hidroeconômicas construídas para aplicação do modelo AcquaNetGIS PISF, o benefício médio anual foi de US\$ 1,44 bi (foi considerado a cotação de US\$ 1,00 = R\$ 5,30).

Os resultados da análise econômica têm o objetivo de fornecer informação para avaliar as alternativas de subsídios econômicos necessários e alternativas de financiamento. A análise econômica demonstrou que o valor presente dos custos totais supera os benefícios para um cenário com juros anual médio superior a 12% (Tabela 11). A TIR resultou em 4,70% e o Payback foi obtido no ano 34 (quando o valor se torna positivo na coluna “saldo acumulado” da Tabela 10). No entanto, os resultados foram obtidos com valores estimados para o custo operacional. Qualquer alteração dos valores utilizados nessa avaliação irá alterar os resultados obtidos.

Com base nos resultados obtidos da análise de viabilidade econômica, a depender das condições dos custos de implantação e operação, o PISF pode ser considerado economicamente viável. Entretanto, é um desafio construir a política institucional para aferição dos benefícios diretos devido a disponibilidade de água na região das bacias

receptoras de água e doadoras de água. Devido à complexidade da abrangência político-geográfica e dos instrumentos e subsídios cruzados para aferição de um benefício econômico direto do PISF, foi considerado que o benefício integral obtido com a otimização com as curvas hidroeconômicas só será possível após uma revisão da política institucional, do monitoramento e operação do PISF e rio São Francisco.

Tabela 10. Fluxo de caixa estimado para a análise de viabilidade econômica.

Ano	Inversões (R\$)	Operação (R\$)	Saídas totais - Inversões + Operação (R\$)	Benefício (R\$)	Saldo - Saídas e Benefícios (R\$)	Saldo Acumulado (R\$)
1	857.142.857		-857.142.857		-857.142.857	-857.142.857
2	857.142.857		-857.142.857		-857.142.857	-1.714.285.714
3	857.142.857		-857.142.857		-857.142.857	-2.571.428.571
4	857.142.857		-857.142.857		-857.142.857	-3.428.571.429
5	857.142.857		-857.142.857		-857.142.857	-4.285.714.286
6	857.142.857		-857.142.857		-857.142.857	-5.142.857.143
7	857.142.857		-857.142.857		-857.142.857	-6.000.000.000
8	857.142.857		-857.142.857		-857.142.857	-6.857.142.857
9	857.142.857		-857.142.857		-857.142.857	-7.714.285.714
10	857.142.857		-857.142.857		-857.142.857	-8.571.428.571
11	857.142.857	500.000.000	-1.357.142.857		-1.357.142.857	-9.928.571.429
12	857.142.857	500.000.000	-1.357.142.857		-1.357.142.857	-11.285.714.286
13	857.142.857	500.000.000	-1.357.142.857		-1.357.142.857	-12.642.857.143
14	857.142.857	500.000.000	-1.357.142.857	763.200.000	-593.942.857	-13.236.800.000
15	857.142.857	500.000.000	-1.357.142.857	763.200.000	-593.942.857	-13.830.742.857
16		500.000.000	-500.000.000	763.200.000	263.200.000	-13.567.542.857
17		500.000.000	-500.000.000	763.200.000	263.200.000	-13.304.342.857
18		500.000.000	-500.000.000	763.200.000	263.200.000	-13.041.142.857
19		500.000.000	-500.000.000	763.200.000	263.200.000	-12.777.942.857
20		500.000.000	-500.000.000	763.200.000	263.200.000	-12.514.742.857
21		500.000.000	-500.000.000	763.200.000	263.200.000	-12.251.542.857
22		1.000.000.000	-1.000.000.000	763.200.000	-236.800.000	-12.488.342.857
23		1.000.000.000	-1.000.000.000	763.200.000	-236.800.000	-12.725.142.857
24		1.000.000.000	-1.000.000.000	2.289.600.000	1.289.600.000	-11.435.542.857
25		1.000.000.000	-1.000.000.000	2.289.600.000	1.289.600.000	-10.145.942.857

26	1.000.000.000	-1.000.000.000	2.289.600.000	1.289.600.000	-8.856.342.857
27	1.000.000.000	-1.000.000.000	2.289.600.000	1.289.600.000	-7.566.742.857
28	1.000.000.000	-1.000.000.000	2.289.600.000	1.289.600.000	-6.277.142.857
29	1.000.000.000	-1.000.000.000	2.289.600.000	1.289.600.000	-4.987.542.857
30	1.000.000.000	-1.000.000.000	2.289.600.000	1.289.600.000	-3.697.942.857
31	1.000.000.000	-1.000.000.000	2.289.600.000	1.289.600.000	-2.408.342.857
32	1.500.000.000	-1.500.000.000	2.289.600.000	789.600.000	-1.618.742.857
33	1.500.000.000	-1.500.000.000	2.289.600.000	789.600.000	-829.142.857
34	1.500.000.000	-1.500.000.000	3.816.000.000	2.316.000.000	1.486.857.143
35	1.500.000.000	-1.500.000.000	3.816.000.000	2.316.000.000	3.802.857.143
36	1.500.000.000	-1.500.000.000	3.816.000.000	2.316.000.000	6.118.857.143
37	1.500.000.000	-1.500.000.000	3.816.000.000	2.316.000.000	8.434.857.143
38	1.500.000.000	-1.500.000.000	3.816.000.000	2.316.000.000	10.750.857.143
39	1.500.000.000	-1.500.000.000	3.816.000.000	2.316.000.000	13.066.857.143
40	1.500.000.000	-1.500.000.000	3.816.000.000	2.316.000.000	15.382.857.143
41	1.500.000.000	-1.500.000.000	3.816.000.000	2.316.000.000	17.698.857.143
42	1.500.000.000	-1.500.000.000	3.816.000.000	2.316.000.000	20.014.857.143
43	1.500.000.000	-1.500.000.000	3.816.000.000	2.316.000.000	22.330.857.143
44	1.500.000.000	-1.500.000.000	3.816.000.000	2.316.000.000	24.646.857.143
45	1.500.000.000	-1.500.000.000	3.816.000.000	2.316.000.000	26.962.857.143
46	1.500.000.000	-1.500.000.000	3.816.000.000	2.316.000.000	29.278.857.143
47	1.500.000.000	-1.500.000.000	3.816.000.000	2.316.000.000	31.594.857.143
48	1.500.000.000	-1.500.000.000	3.816.000.000	2.316.000.000	33.910.857.143
49	1.500.000.000	-1.500.000.000	3.816.000.000	2.316.000.000	36.226.857.143
50	1.500.000.000	-1.500.000.000	3.816.000.000	2.316.000.000	38.542.857.143

Fonte: o Autor (2023).

A Tabela 11 contém os resultados da avaliação do Benefício – Custo e da relação Benefício/Custos para a faixa de variação da taxa de juros considerada (3% a 15%). A Figura 31 apresenta a ilustração do cálculo das relações dos benefícios e custos. A viabilidade econômica do PISF passa a ter valores presente negativos das relações entre os benefícios e custos a partir da taxa de juros anual de 12%. Taxas de juros inferiores a 12% passam a ter valores positivos.

Tabela 11. Resultados dos indicadores econômicos avaliados para o PISF.

Taxa de juros anual (%)	B - C (10 ⁶ R\$)	B/C
3	16,290	1,50
5	8,890	1,37
6	6,425	1,30
8	3,060	1,18
10	1,047	1,08
11	367	1,03
12	-160	0,99
13	-567	0,95
14	-881	0,91
15	-1,121	0,88

Fonte: o Autor (2023).

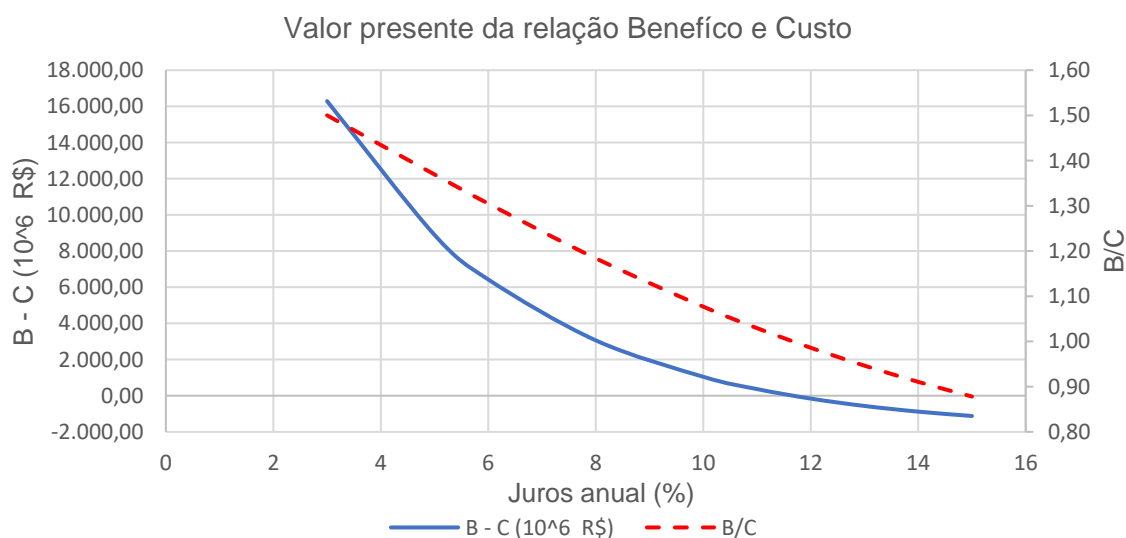


Figura 31. Relação entre a taxa de juros anual considerada e os resultados dos indicadores relacionados ao valor presente dos benefícios e custos (Fonte: o Autor, 2023).

7 DISCUSSÃO

7.1 O Modelo AcquaNetGIS

O modelo AcquaNetGIS proposto para a alocação de água foi construído utilizando um núcleo de otimização com algoritmo de programação linear (PL), da biblioteca Pywr. O modelo pode ser configurado para simular com o passo de tempo diário, mensal e até mesmo anual. A possibilidade de representar praticamente qualquer sistema hídrico, com distintas topologias e condições operacionais, e de integrar demandas com diferentes características numa análise única, confere uma alternativa de análise da alocação da água, aumentando o mesmo grau de generalidade de versões anteriores do AcquaNet (LABSID, 2013). A análise integrada na alocação da água no sistema de recursos hídricos é um requisito essencial na obtenção de resultados confiáveis para a tomada de decisão, conforme sinalizado por Abdulkaki et al. (2017), Arthington et al. (2018), Harou et al. (2009), Labadie (2004), Mélo Júnior e Matos (1999), Nozari, Moradi e Godarzi (2021), Candido et al. (2022) e Vichete, Mélo Júnior e Soares (2023).

A otimização no AcquaNetGIS ocorre a cada passo de tempo configurado (modelo descritivo), o que pode tornar a otimização menos eficiente quando comparada aos métodos que fazem otimização global (modelos prescritivos). Com um modelo de programação dinâmica recursiva, Billerbeck; Mélo Júnior (2018) demonstraram que a otimização global apresenta maiores garantias de atendimento às demandas, ao mesmo tempo que mantém volumes armazenados nos reservatórios mais equilibrados, com menores desperdícios de água. Pesquisas futuras poderão investigar a possibilidade de uso de algoritmo da biblioteca Pywr que permita a otimização global da rede de fluxo.

O AcquaNetGIS que considera os aspectos econômicos adota uma relação direta entre a disponibilidade de água para um setor usuário e a receita gerada. A geração de energia hidroelétrica utilizou uma curva-chave a jusante das usinas hidrelétrica, reduzindo assim a energia potencial disponível para geração de energia. A demanda de água para abastecimento urbano e irrigação considerou uma relação linear entre a receita gerada e a demanda de água estimada (VICHETE; MÉLLO JÚNIOR, 2021). Apesar dessas simplificações, o modelo que utilizou as curvas hidroeconômicas

propostas foi o que apresentou melhor desempenho, tomando como base indicadores apresentado em Alamanos et al. (2019), Baker et al. (2021), Harou et al. (2009), Hossen, Connor e Ahammed (2021) e Medellín-Azuara et al. (2009).

A vazão demandada para a irrigação foi considerada como um valor médio mensal a partir do volume total anual estimado para a demanda de irrigação. Entretanto, há culturas que requerem a complementação de água para irrigação em períodos específicos do ano (com base no déficit hídrico). Isto pode resultar em uma alocação de água mais flexível para outras demandas no período em que as culturas não necessitam de irrigação complementar. Por outro lado, também pode aumentar a disputa por água em períodos de escassez de água. Steduto et al. (2009) apresentaram uma formulação para estimar as necessidades hídricas das culturas. Este método foi baseado na função de crescimento das espécies e no déficit de água no solo. Este tipo de método pode ser usado quando houver dados suficientes para sua aplicação.

As vazões demandadas nos eixos do PISF foram as demandas de água incrementais disponibilizadas. Neste estudo, nenhuma análise de balanço hídrico considerando a disponibilidade de água nas bacias receptoras foi realizada. A geração de energia não foi considerada nas demandas das bacias receptoras. Os desafios de operação e gerenciamento dos reservatórios, e sistemas de bombeamento do PISF foi considerado no modelo proposto. A magnitude e distribuição espacial, bem como a manutenção da segurança patrimonial para evitar a retirada não autorizada de água do sistema são os principais fatores a serem superados na gestão do PISF. Os reservatórios de cada eixo do sistema de transposição foram simplificados utilizando um reservatório equivalente. A evaporação nesses reservatórios foi desconsiderada devido à dificuldade de representar uma relação cota-área-volume que resultasse em uma condição proporcional aos reservatórios isolados, operando em distintas condições de volumes.

A utilização do algoritmo para otimização do custo na rede realiza o cálculo da alocação por cada período considerado. Não sendo considerado a otimização global, que leva em consideração os períodos subsequentes da série utilizada. Entretanto, do ponto de vista da eficiência, esses algoritmos apresenta uma diferença pouco significativa nos resultados (SCHARDONG e PORTO, 2006).

Em geral, ambas as alternativas de otimização apresentaram baixas garantias de atendimento das vazões demandadas de água, mas o atendimento foi maior na bacia do Rio São Francisco, exceto para a irrigação, abastecimento urbano a jusante do PISF, com e sem a transposição. A otimização que considerou os aspectos econômicos resultou em um volume de alocação de água 7% superior a otimização baseada em prioridades. Esse resultado é obtido porque o custo na rede da otimização que considerou os aspectos econômicos utilizou uma abordagem sistematizada para os múltiplos usos considerados, portanto, torna-se mais sensível na alocação da água através da rede de fluxo. Essa sensibilidade é caracterizada pela variação do custo utilizado na função objetivo, que varia de acordo com a vazão fornecida. Para uma mesma fração de fornecimento de água entre as vazões demandadas, dependendo das características da curva hidroeconômica de cada setor usuário, o custo na função objetiva varia de acordo com a receita gerada. Mesmo quando comparado os custos entre vazões demandadas, para uma mesma classe de uso da água, haverá variação dos custos considerados na função objetiva a ser minimizada. Por outro lado, em um modelo de otimização baseado em prioridade de atendimento, uma mesma classe de uso da água pode ter o mesmo custo na função objetiva. Nessa situação, o modelo passa a disponibilizar água para a maior vazão demandada. Isto não ocorre no modelo de otimização que considerar a curva hidroeconômica proposta, pois mesmo que em uma mesma classe de uso da água, haverá diferenças nas receitas geradas, conseqüentemente haverá custos diferentes considerados na função objetiva. Essa é a principal diferença que explica o resultado da alocação de água entre o modelo baseado em prioridade e o modelo que considerou os aspectos econômicos com base na curva hidroeconômica proposta.

O uso da otimização AcquaNetGIS PISF pode alcançar um benefício econômico médio anual de até US\$ 1,44 bilhões. Os benefícios foram estimados por meio da diferença do volume de água alocado entre a otimização que considerou as curvas hidroeconômicas e baseada em prioridades. Qualquer alteração dos valores utilizados como os custos operacionais irá alterar os resultados obtidos. Entretanto, os desafios de uma estrutura de política institucional que considere incentivos cruzados de benefícios econômicos devido ao uso da água para a produção econômica é um grande desafio,

envolvendo fontes alternativas de água, questões socioculturais, geracionais, políticas públicas, geração de energia e de abastecimento urbano.

7.2 Alocação de Água

A otimização que considerou os aspectos econômicos (curvas hidroeconômicas) apresentou uma maior sensibilidade na alocação da água entre os múltiplos setores considerados na aplicação do modelo proposto. Assim como apresentado em Oliveira et al. (2021), a irrigação teve um maior percentual de atendimento em relação ao abastecimento urbano. Isso ocorre, pois, a receita gerada pela disponibilidade de água para irrigação é superior as receitas geradas para o abastecimento urbano. Mas, as vazões demandadas para irrigação, abastecimento e a vazão bombeada pelo PISF apresentaram uma disputa com a vazão para geração de energia.

O volume de água alocado para as demandas dos múltiplos usuários teve um volume 7% superior quando considerado a otimização com curvas hidroeconômicas, proporcionando maior garantia de atendimento das vazões demandadas para irrigação no Eixo Norte do PISF e a irrigação a montante de Sobradinho. Nas UHE, a vazão turbinada reduziu em aproximadamente 2%, mas com uma redução da energia gerada de 1,35%. Esses valores foram aferidos para o período de otimização considerado entre janeiro/1941 e junho/2021.

As análises da curva de permanência de vazões resultante a jusante de Xingó mostraram que o modelo que utilizou as curvas hidroeconômicas tem uma melhor alocação de água em 52% do tempo, principalmente para períodos com vazões elevadas (acima de 4.000 m³/s) e vazões intermediárias (entre 1.700 e 2.000 m³/s). Tanto a otimização baseada em prioridades e a otimização com curvas hidroeconômicas tiveram uma permanência da vazão mínima (800 m³/s) de 98,5% e 99% do tempo, respectivamente. Considerando a resolução 2081 da ANA de 04 de dezembro de 2017 (ANA 2017), dependendo dos níveis dos reservatórios de Três Marias, Sobradinho e Itaparica, a vazão mínima a jusante de Xingó pode ser de 700 m³/s, o que aumenta a garantia de atendimento para aproximadamente 100% do tempo simulado. O modelo desenvolvido desconsiderou as regras estabelecidas nesta resolução. No entanto, foi

considerado uma restrição de vazão mínima a jusante de Xingó de 800 m³/s, sendo que essa restrição já acarretou impactos significativos nas vazões demandadas para o uso de irrigação do PISF e todas as vazões demandadas a jusante de Xingó que foram consideradas.

Apesar da maior quantidade de dados de entrada (MARZANO et al., 2020; OLMSTEAD, 2010a; RUIJS; ZIMMERMANN; VAN DEN BERG, 2008), um modelo hidroeconômico tende a apresentar melhor desempenho quando comparado ao modelo de prioridade porque busca maximizar uma função de utilidade econômica, em que a satisfação de cada demanda decorre da característica do consumo e dos preços relacionados. Este comportamento foi apresentado por James e Lee (1979), Nogueira, Medeiros e Arruda (2000), Vichete e Mélo Júnior (2021) e Vichete e Mélo Júnior (2020). Entretanto, no caso do AcquaNetGIS que considera curvas hidroeconômicas, também foi observado o mesmo tipo de desempenho que os modelos de otimização hidroeconômicos.

7.3 Regra Alternativa Preliminar de Bombeamento do PISF

Atualmente, o bombeamento das vazões máxima pelo PISF só pode ocorrer quando o reservatório de Sobradinho estiver acima de 94% do seu volume total. Quando essa regra é desconsiderada, é possível analisar os resultados e impactos sobre o reservatório de Sobradinho sem a operação da regra. Foi possível observar que, na otimização com curvas hidroeconômicas, o volume do reservatório varia com maior frequência. A Figura 23 ilustra a variação do volume do reservatório de Sobradinho e o bombeamento do PISF. É possível observar uma maior frequência de variação do volume do reservatório de Sobradinho quando utilizado a otimização com curvas hidroeconômicas.

Os resultados do modelo AcquaNetGIS PISF demonstrou que a regra operacional vigente deve ser revisada. Isso porque, não foi observada nenhuma correlação direta entre o volume do reservatório de Sobradinho e o bombeamento total do PISF. Assim, como demonstrado no capítulo 6, as melhores variáveis observadas para relacionar o estado do sistema e o bombeamento total do PISF ocorreram com a vazão total

descarregada pela UHE Sobradinho (turbinada + ambiental + vertida) e a vazão total descarregada pela UHE Xingó. As Figura 26 a 28 ilustram essas relações de forma preliminar. Considerando que o estado do sistema de reservatórios do São Francisco foi alterado pela resolução 2081 da ANA de 04 de dezembro de 2017 (ANA, 2017), torna-se necessário uma proposta de regra alternativa para operação do bombeamento do PISF. Essa regra alternativa deve considerar os aspectos econômicos na otimização da alocação da água. Com a atualização das vazões descarregadas por Sobradinho e Xingó pela resolução 2081 da ANA, em função do estado dos volumes dos reservatórios, uma associação da regra operacional de bombeamento do PISF existente e proposta deve ser objeto de pesquisas e discussão na revisão do plano de bacias do São Francisco.

Foram realizadas tentativas de estabelecer correlações e regressões com a utilização do volume do reservatório de Itaparica, Sobradinho e a somatória desses dois. Não foram verificadas correlações entre as variáveis. As regressões não obtiveram resultados considerados satisfatório ($R^2 > 0,80$). A regressão entre a vazão bombeada para o PISF e a vazão total descarregada por Sobradinho resultou em um $R^2 = 0,78$ e um *valor-p* inferior a 5%. Essas correlações tiveram um baixo desempenho devido a se obter resultados diferentes de bombeamento da transposição para uma mesma faixa de vazão e/ou volume dos reservatórios. Entretanto, uma análise simplificada de um gráfico que relaciona os valores de bombeamento total do PISF e as vazões descarregadas por Sobradinho e Xingó possibilitou a construção de uma regra alternativa simplificada. Observando as faixas de vazões descarregadas por Sobradinho e Xingó, e utilizando valores considerados mínimos em cada faixa, foi possível fazer a eliminação de situações de bombeamentos possíveis. Duas principais observações iniciais são possíveis:

- O bombeamento máximo do PISF só pode ser considerando quando a vazão descarregada em Sobradinho é superior ou igual a 4.000 m³/s e a vazão descarregada em Xingó é superior ou igual a 4.500 m³/s;
- O bombeamento do PISF deve ser nulo quando a vazão descarregada em Sobradinho for inferior ou igual a 1.500 m³/s ou quando a vazão descarregada por Xingó for inferior ou igual a 1.370 m³/s;

Também foi possível estimar que os valores de bombeamento até 65 m³/s são possíveis quando as vazões descarregadas por Sobradinho são superiores ou iguais a 1.650 m³/s e as vazões descarregadas de Xingó são superiores ou iguais a 1.600 m³/s. Já as vazões bombeadas de até 26,5 m³/s precisam que as vazões descarregadas em Sobradinho sejam superiores a 1.500 e a vazão descarregada em Xingó seja superior a 1.370 m³/s. A faixa de vazões bombeadas entre 0 e 26,5 m³/s permitem variações que dependem das vazões descarregadas em Xingó.

A Figura 32 ilustra os resultados obtidos para a regra alternativa avaliada para o bombeamento do PISF e a comparação com os resultados do modelo AcquaNetGIS PISF. É possível notar que a regra alternativa proposta foi mais conservadora que os resultados da alocação de água obtidos na aplicação do modelo. Por outro lado, os resultados do AcquaNetGIS PISF são mais flexíveis que a regra alternativa, onde a vazão máxima bombeada seria possível em 485 dias e a regra alternativa resultou em 112 dias. Avaliando os dias sem bombeamento para o PISF, a regra alternativa resultou em 97 dias, enquanto o AcquaNetGIS PISF resultou em 95 dias. Considerando o volume do reservatório de sobradinho resultante do AcquaNetGIS PISF, o bombeamento da vazão total do PISF seria possível em 76 dias (volume de Sobradinho superior a 94%). A regra operacional alternativa proposta para o bombeamento do PISF foi elaborada com base na análise dos resultados obtidos da aplicação do modelo AcquaNetGIS. Essa regra alternativa deve passar por uma análise tática/operacional que considera diferentes condições do sistema e cenários hidrológicos possíveis. Na ausência de regras operacionais alternativas, esta pode ser cogitada como uma opção inicial para as discussões dos impactos gerados na alocação de água da região considerada na aplicação do modelo proposto.

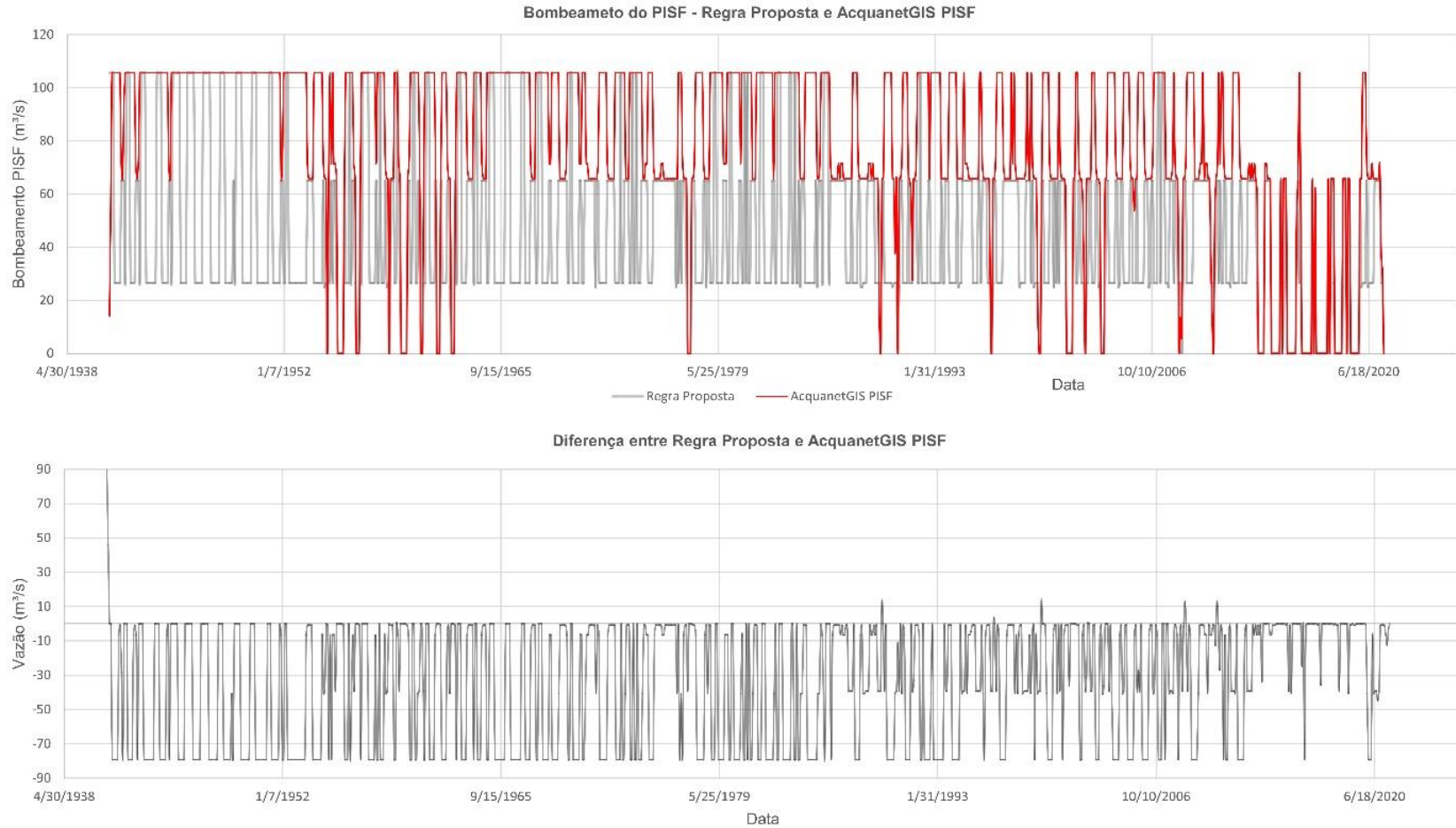


Figura 32. Funcionamento da regra alternativa proposta para o bombeamento do PISF (Fonte: o Autor, 2023).

A Tabela 12 resume a regra alternativa para o bombeamento do PISF construída a partir dos resultados obtidos com o AcquaNetGIS PISF. No entanto, a regra alternativa precisa ser validada em uma extensiva análise das condições operacionais e político-institucional.

Tabela 12. Regra operacional alternativa para o bombeamento do PISF conforme os resultados do modelo AcquaNetGIS.

Vazões totais bombeadas pelo PISF (m³/s)	Condição da vazão descarregada por Sobradinho (m³/s)	Condição da vazão descarregada por Xingó (m³/s)
0	≤ 1.500	≤ 1.370
0 a 26,5	$1.500 < Q_s < 1.600$	$1.370 < Q_x < 1.600$
26,5 a 65 *	$1.600 < Q_s < 2.800$	$1.600 < Q_x < 3.200$
65 a 105 *	$2.800 < Q_s < 4.000$	$3.200 < Q_x < 4.500$
114 *	≥ 4.000	≥ 4.500

* além do atendimento das condições das vazões descarregadas em Sobradinho e Xingó, o reservatório de Itaparica deverá estar acima de 60% do seu volume total. Para o bombeamento em situação contrária a essa condição, deverá ser estabelecido uma tomada de decisão negociada com os atores envolvidos na operação do PISF e na UHE de Itaparica.

Fonte: o Autor (2023).

7.4 Alterações hidrológicas

A vazão mínima a jusante de Xingó representa uma restrição devido a legislação vigente. De Araújo (2016) e Stolf et al. (2012) apontam que o fluxo mínimo no final do Rio São Francisco tem por objetivo manter o ecossistema mínimo e evitar a intrusão salina devido à proximidade com o oceano Atlântico. É importante ressaltar que a vazão ambiental foi desconsiderada na aplicação do modelo. Essa vazão pode ser considerada em pesquisas futuras, considerando as metodologias de valoração do meio ambiente conforme métodos apresentados em Bromley (1995), Loomis (1998), Momblanch et al.

(2016), Ward (2021) e Hatamkhani, Moridi e Asadzadeh (2022). A alteração hidrológica no Rio São Francisco tem sido observada desde a construção das UHE de Paulo Afonso (1952), Três Marias (1961), Sobradinho (1979), Itaparica (1981) e Xingó (1992). Essas estruturas entraram em operação antes do início do bombeamento do PISF, que atualmente está em fase de pré-operação.

O regime hidrológico necessário para alcançar as vazões para geração de energia hidroelétrica tem conflito direto com as vazões demandadas para irrigação e o fluxo mínimo a jusante em Xingó (DE ARAÚJO, 2016). Aragão (2008), De Medeiros, Carvalho e De Souza (2022) ressaltam os principais problemas que as alterações do regime de vazões a jusante da UHE de Xingó causam, são: (i) baixo volume de água no canal principal, (ii) interrupção do ciclo natural das zonas úmidas laterais, (ii) erosão das margens, (iii) perdas nas áreas de irrigação, (iv) impactos na infraestrutura de captação de água, (v) falha nos diques de contenção.

A avaliação simplificada das alterações hidrológicas apresentadas nos resultados demonstrou que a vazão média mensal já reduziu em 57% quando comparado o período sem intervenções no Rio São Francisco (1941 a 1950) e o período recente entre 2009 e 2018 (Figura 29). Considerando a regra operacional alternativa apresentada nesta pesquisa, o bombeamento para o PISF (127 m³/s), nas condições das vazões mínimas sugeridas para a vazão descarregada por Xingó (1.370 m³/s), representam 9,2%. Somando-se as vazões alocadas pelo modelo AcquaNetGIS PISF, a perda por evaporação nos reservatórios entre as captações do PISF e Xingó, e o tempo de trânsito da água, as vazões mínimas continuariam sendo atendidas nas condições da regra operacional alternativa apresentada. Essa regra operacional alternativa de bombeamento do PISF deve ser validada em pesquisas futuras com análises mais detalhadas das condições operacionais do sistema de reservatórios e bombeamento do PISF.

7.5 Viabilidade Econômica

O uso da otimização AcquaNetGIS PISF pode alcançar um benefício econômico médio anual de até US\$ 1,44 bilhões. Os benefícios foram estimados por meio da diferença do volume de água alocado entre a otimização que considerou as curvas

hidroeconômicas e baseada em prioridades. Considerando a metodologia proposta para a utilização de curvas hidroeconômicas na otimização da alocação da água, o valor presente dos benefícios para uma taxa de juros anual variando entre 3% e 11% em um período de 50 anos é de R\$ 16,3 bi a R\$ 367 mi (Tabela 11). Os resultados da análise de viabilidade econômica resultaram em um *Payback* (tempo de retorno do investimento) de 34 anos e em uma TIR de 4,7%. O método utilizado para estimativa dos benefícios e para as análises econômicas mostraram resultados compatíveis do ponto de vista de um investimento com recursos públicos, ou seja, a sustentabilidade econômica pode ser alcançada sem obtenção de lucros. No entanto, qualquer alteração dos valores utilizados como os custos operacionais irá alterar os resultados obtidos. Adotando os instrumentos de uma política de cobrança da água, institucional, monitoramento e operação, os benefícios econômicos podem superar as estimativas obtidas na aplicação do modelo AcquaNetGIS PISF. Sem a consideração desses instrumentos, o PISF pode aferir benefícios econômicos inferiores ao estimado. O estudo de viabilidade econômico-financeiro desenvolvido por Brasil (2000) apresentou valores diferentes dos obtidos na aplicação do modelo AcquaNetGIS ao PISF. Isso ocorre porque o PISF passou por adequações nos custos de implantação e operação. Adicionalmente, as metodologias utilizadas para obtenção dos benefícios econômicos foram distintas.

As perdas de água poderão impactar significativamente no retorno dos benefícios econômicos, e constituem um desafio para a operação do PISF. O contexto da área de baixa umidade e de governança do PISF deve ser reavaliado continuamente. As perdas de água podem representar uma variabilidade Ambiental contraditória para estimativa da tarifa de adução de água bruta. Podem ser citadas duas principais fontes de perdas de água do PISF, sendo elas: (i) nos reservatórios por evaporação, e (ii) a infiltração no solo. O conhecimento dessas perdas irá proporcionar elementos adequados para o planejamento da governança tarifária da água. Isso pode ser feito por meio de monitoramento de vazões em pontos estratégicos para mensurar as perdas entre pontos de captação e destinação final. Outro fator que deve ser observado são captações não autorizadas ao longo dos canais, reservatórios e adutoras. Esse tipo de prática é comumente observado nos municípios na área de implantação do PISF. Esse tipo de perda de água possui um contexto sociocultural que dificulta o processo de construção

de uma base tarifária adequada, sendo que a fiscalização para mitigar essa prática enfrenta desafios devido ao tamanho da abrangência territorial das obras do PISF.

Os benefícios do meio ambiente em diferentes serviços ecossistêmicos também levantam questões filosóficas sobre a incomensurabilidade de múltiplos valores, especialmente em relação as questões culturais que são caracterizadas por incomensurabilidade e intangibilidade, que, em muitos casos, não são considerados nas avaliações econômicas, necessitando de técnicas alternativas de valoração ambiental para uma visão sociocultural (SCHULZ, 2017).

7.6 Curva Hidroeconômica Proposta

A curva hidroeconômica proposta para consideração dos aspectos econômicos em modelos de otimização da alocação da água foi testada e validada nas aplicações do Sistema Cantareira (VICHETE; MÉLLO JÚNIOR, 2021) e no PISF (VICHETE; MÉLLO JÚNIOR; SOARES, 2023). Essa metodologia apresentou uma abordagem com estrutura sistematizada, com necessidade de dados e informações simplificadas, mantendo a representatividade no processo de otimização do custo na rede de fluxo. A construção de curvas de demandas com a utilização de técnicas econométricas também deve ser considerada quando se tiver informações disponíveis para o sistema de recursos hídrico em análise. Fatores climáticos, socioculturais e um ambiente de múltiplos usos da água podem afetar de formas diferentes as curvas de demandas por água (CHEN; YANG, 2009; LIU et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2021; RUIJS; ZIMMERMANN; VAN DEN BERG, 2008; SCHLEICH; HILLENBRAND, 2009b; SCHOENGOLD; SUNDING; MORENO, 2006; YAN; LI, 2018). Deve-se ressaltar que a resposta da demanda a variação dos preços por ser incerta (OLMSTEAD, 2010b; OLMSTEAD; STAVINS, 2009) e algumas demandas independem desse custo do recurso natural, como no caso de hidroelétricas. A metodologia proposta se mostrou como uma alternativa possível na utilização de uma otimização da alocação da água que considera aspectos econômicos.

A teoria neoclássica de alocação de recursos pressupõe que o capital natural pode ser substituído infinitamente pelo capital material (produzido pelo homem). Subjazendo esta crença, existe um otimismo fatalista de que o progresso tecnológico irá superar quaisquer limites que possam surgir ao crescimento devido à escassez dos recursos

(MAY, REYDON e LEONARDI, 1997). Young (1996), por sua vez, divide os métodos de avaliação econômica dos usos da água em dois grupos, um em que a água é considerada como um bem de consumo, seja ele privado (como o uso doméstico) ou público, e outro, no qual a água constitui um bem intermediário, ou seja, um fator de produção (irrigação, indústria, geração de energia). Representantes de outras correntes teóricas rejeitam fundamentalmente os conceitos econômicos ambientais neoclássicos e rogam por um único ponto de orientação na política ambiental, sendo ele a sustentabilidade, a qual, por seu turno, toma por base critérios oriundos das ciências naturais - sustentabilidade (HARTMAM, 2010). Os recursos naturais outrora existentes em abundância vão se tornando um bem escasso que não mais se encontra ilimitadamente a disposição. Entre os sujeitos econômicos envolvidos, passam a surgir conflitos em torno do uso destes recursos (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2011). Dessa forma, uma abordagem que considere os aspectos econômicos simplificados possibilita a verificação de possíveis trocas entre os múltiplos usos da água e seus impactos nas dimensões socioculturais e ambientais.

7.7 Tomada de Decisão

A tomada de decisão quanto a investimentos para aliviar uma seca extrema ocorre normalmente após o evento já ter ocorrido (KELMAN, 2015). Conhecer o maior número de variáveis externas para a gestão e gerenciamento dos recursos hídricos pode permitir tomadas de decisão melhores do ponto de vista social e ambiental. Essas melhores decisões devem garantir os reflexos nas questões ambientais, sociais e econômicas, para que todos os atores envolvidos possam conhecer os seus impactos. De posse das externalidades e dos possíveis impactos gerados na tomada de decisão da alocação da água, a tomada de decisão participativa visa garantir o planejamento sustentável e resiliente para o uso integrado dos recursos hídricos.

Para tornar a tomada de decisão, que leve a consideração dos aspectos incomensuráveis e intangíveis, é necessário a participação das instituições, organizações e sociedade. Para o envolvimento desses atores na tomada de decisão participativa, é necessário um painel dos possíveis impactos e suas extensões ambientais, sociais e econômicas.

A questão da qualidade da água e de possíveis mudanças climáticas transcende o âmbito da bacia hidrográfica, pois a poluição gerada é transmitida para jusante, o que pode afetar os sistemas de armazenamento e captação, assim como um impacto direto no custo operacional para o tratamento dessas águas, até um nível de enquadramento para se tornar potável. Por outro lado, as possíveis mudanças climáticas podem alterar o planejamento regional devido a sua ampla escala de influência.

Os possíveis efeitos das mudanças climáticas que afetam a variabilidade hidrológica também possuem impactos nos habitats aquáticos e consequentes desencadeamento no meio ambiente devido as incertezas ecológicas. É importante destacar que os atuais efeitos ambientais apresentados nessa pesquisa se devem a mudanças observadas (RICHTER, 1998; CARLISLE, 2010), não sendo possível um maior detalhamento com base em processos geomorfológicos relacionados ao ciclo hidrológico (NELSON, 2011).

8 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

O modelo de hidrossustentabilidade econômica de alocação de água, denominado AcquaNetGIS, foi utilizado para validação da hipótese central dessa pesquisa. A metodologia proposta, que considera os aspectos econômicos em um modelo descritivo de otimização da alocação da água se mostrou como uma alternativa às curvas de demanda. Os resultados obtidos demonstraram que a metodologia proposta permitiu a utilização de algoritmos de otimização, apresentando uma alternativa simplificada, estruturada e sistematizada. Essa abordagem com uma estrutura sistematizada foi aplicada em um estudo de caso que considerou os múltiplos usos da água. A consideração dos aspectos econômicos resultou em uma maior alocação de água para as vazões demandadas pelos usuários considerados no estudo de caso. A metodologia e o modelo de otimização desenvolvido deve ser considerado na construção de uma opção de solução possível no processo de tomada de decisão quanto a alocação de água em sistemas de recursos hídricos complexos.

O modelo AcquaNetGIS proposto apresentou uma abordagem de engenharia para simplificar a consideração da dimensão econômica na alocação de água. Os resultados do modelo que levou em consideração os aspectos econômicos amplia as dimensões de análise e trocas para os tomadores de decisão e as partes interessadas na tomada de decisão. As informações econômicas melhoram o processo de planejamento e operação da alocação de água em sistemas complexos de recursos hídricos, minimizando o conflito pela escassez de água.

O modelo de otimização que considerou os aspectos econômicos apresentou um maior volume de água alocado para os múltiplos setores usuários e vazões demandadas, quando comparado ao modelo baseado em prioridades. No caso da aplicação do modelo e da metodologia proposta ao PISF, houve uma preferência de atendimento das vazões de irrigação em relação as vazões de abastecimento urbano. A utilização de indicadores de sustentabilidade, alteração hidrológica e de viabilidade econômica demonstrou que a otimização com aspectos econômicos resultou em uma opção de solução possível quanto a alocação de água desenvolvida no estudo de caso do PISF.

Na aplicação do AcquaNetGIS ao PISF, a regra operacional do bombeamento foi desconsiderada. No entanto, a otimização que considerou os aspectos econômicos,

apresentou um maior volume de água alocado, superior em 7% comparado a otimização baseada em prioridade. Ambas as otimizações atenderam a vazão mínima a jusante de Xingó em 98,5% (prioridade) e 99% (curva hidroeconômica) de permanência. A otimização que considerou os aspectos econômicos apresentou uma preferência de atendimento das vazões demandadas para irrigação. A análise de longo prazo, entre 1941 e 2021, do AcquaNetGIS PISF resultou em uma redução de 2% da vazão turbinada e uma redução de 1,3% na geração de energia. A diferença entre os volumes de água alocado com base no modelo e metodologia proposta resultou em um benefício econômico aproximadamente US\$ 1,44 bi (R\$ 7,62 bi) como média anual. Esse valor foi obtido com base nas curvas hidroeconômicas proposta (receitas geradas para cada setor usuário). Qualquer alteração dos valores utilizados como os custos operacionais irá alterar os resultados obtidos.

Os resultados do AcquaNetGIS PISF permitiram avaliar que o volume do reservatório de Sobradinho possui baixa relação com as vazões bombeadas pelo PISF. O que significa que a regra operacional em vigência pode ser revisada com base na sugestão de uma regra alternativa. Essa regra operacional alternativa deve ser objeto de pesquisas futuras. A versão apresentada nesta pesquisa se limitou a verificar os impactos gerados no caso de sua utilização. As melhores relações observadas com a vazão total bombeada pelo PISF foram com as vazões totais descarregadas por Sobradinho e Xingó. Com base nos resultados foi possível estabelecer uma regra alternativa proposta no capítulo 7. A regra alternativa considera que o bombeamento máximo do PISF (114 m³/s) só pode ser acionado se a vazão total descarregadas por Sobradinho for superior ou igual a 4.000 m³/s (turbinada + ambiental + vertida) e se a vazão total descarregada por Xingó for superior ou igual a 4.500 m³/s (turbinada + ambiental + vertida). A operacionalidade dessa regra alternativa se mostrou viável devido ao tempo de trânsito da água entre as estruturas consideradas (Sobradinho, PISF e Xingó). No entanto, a regra alternativa precisa ser validada em uma extensiva análise das condições operacionais e político-institucional.

O conhecimento prévio das possíveis alterações ou impactos no meio ambiente, em especial no habitat aquático e zona ripária, permite o planejamento adequado quanto a alocação de água e estabelecimento de medidas operativas para minimizar os

impactos devido a possíveis alterações de indicadores hidrológicos. A previsão das possíveis alterações ambientais também promove um benefício social por meio da melhor gestão dos recursos e redução dos déficits hídricos, permitindo a realização de investimentos públicos com melhor eficiência de custos e sustentabilidade na utilização de recursos universais (hídricos, econômicos, sociais e ambientais).

No caso do PISF, os maiores desafios estão na construção de uma estrutura de política institucional para arrecadação eficiente dos benefícios econômicos e incentivos cruzados devido ao uso da água. Esse desafio envolve questões socioculturais geracionais, políticas públicas e fontes alternativas de energia e abastecimento urbano. A regulamentação por uma política institucional precisa de melhorias para alcançar a sustentabilidade, sendo necessário a consideração dos aspectos econômicos durante o planejamento e operação da alocação da água.

O processo de tomada de decisão quanto a alocação da água deve considerar as duas abordagens de otimização (baseada em prioridade e nos aspectos econômicos). Assim será possível avaliar as trocas (trade-off) entre os usuários, permitindo a identificação de soluções alternativas que visam minimizar a escassez hídrica. Ambos resultados devem ser levados em consideração no processo de tomada de decisão quanto a alocação de água.

As pesquisas futuras podem se concentrar em: (i) validação de uma regra operacional para o PISF que considere os aspectos econômicos na otimização da alocação da água em modelos prescritivos e descritivos; (ii) melhoria da interface ao usuário, principalmente no que se refere ao ambiente SIG e integração dos bancos de informações das diversas instituições de monitoramento hidrológico, ambiental e econômico/social; (iii) incorporação de algoritmos de otimização que considere a programação dinâmica; (iv) inclusão de aspectos relacionados as possíveis mudanças climáticas e integração com água subterrânea.

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDULBAKI, D. et al. An optimization model for the allocation of water resources. **Journal of Cleaner Production**, v. 164, p. 994–1006, out. 2017.

ALAERTS, G.; BLAIR, T.; HARTVELT, F. **A strategy for water sector capacity building**. Proceedings of the UNDP Symposium, Delft, 3-5 June 1991. **Anais...**1991.

ALAMANOS, A. et al. Integrated Hydro-Economic Modeling for Sustainable Water Resources Management in Data-Scarce Areas: The Case of Lake Karla Watershed in Greece. **Water Resources Management**, v. 33, n. 8, p. 2775–2790, jun. 2019.

ALMEIDA, A.; DI AGUSTINI, C. A. **Análise de viabilidade de projetos**. [s.l.] Editora FGV, 2020.

AMJATH-BABU, T. S. et al. Integrated modelling of the impacts of hydropower projects on the water-food-energy nexus in a transboundary Himalayan river basin. **Applied Energy**, v. 239, p. 494–503, abr. 2019.

ANA, Agência Nacional de Águas. 9.984 de 17 de julho de 2000. RESOLUÇÃO N.411, DE 22 DE SETEMBRO DE 2005.

ANA, Agência Nacional de Águas. 9.984 de 17 de julho de 2000. RESOLUÇÃO N.2081, DE 04 DE DEZEMBRO DE 2017.

ARAGÃO, T. G. TRANSPOSIÇÃO DAS ÁGUAS DO RIO SÃO FRANCISCO PARA A BACIA DO RIO PARAÍBA: UMA AVALIAÇÃO DA SINERGIA E SUSTENTABILIDADE HÍDRICA UTILIZANDO O MODELO DE REDE DE FLUXO ACQUANET. p. 142, 2008.

ARTHINGTON, A. H. et al. Recent advances in environmental flows science and water management—Innovation in the Anthropocene. **Freshwater Biology**, v. 63, n. 8, p. 1022–1034, ago. 2018.

ASHOUR, M. A.; ALY, T. E.; ABUELEYON, H. M. Transboundary water resources “A comparative study”: The lessons learnt to help solve the Nile basin water conflict. **Limnological Review**, v. 19, n. 1, p. 3–14, 1 mar. 2019.

BAKER, J. S. et al. **A Hydro-Economic Methodology for the Food-Energy-Water Nexus: Valuation and Optimization of Water Resources**. [s.l.] RTI Press, 28 maio 2021. Disponível em: <<https://www.rti.org/rti-press-publication/hydro-economic-methodology-food-energy-water-nexus-0>>. Acesso em: 11 dez. 2022.

BEZERRA, B. G. et al. Changes of precipitation extremes indices in São Francisco River Basin, Brazil from 1947 to 2012. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 135, n. 1–2, p. 565–576, jan. 2019.

BILLERBECK, C.; MELLO JUNIOR, A. V. Regras operativas ótimas do Sistema Cantareira para um período crítico de vazões. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 6, p. 1121–1130, dez. 2018.

BORDEAUX-RÊGO, R. **Viabilidade econômico-financeira de projetos**. [s.l.] Editora FGV, 2015.

BRADEN, J. B. Value of Valuation: Introduction. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 126, n. 6, p. 336–338, dez. 2000.

BRAGA, B.; KELMAN, J. Facing the challenge of extreme climate: the case of Metropolitan Sao Paulo. **International Journal of Water Resources Development**, v. 36, n. 2–3, p. 278–291, 3 mar. 2020.

BRASIL; CMPA. **Relatório de Avaliação do Projeto de Integração do Rio São Francisco PISF**. , 2021. Disponível em: <<https://www.gov.br/economia/pt-br/aceso-a-informacao/participacao-social/conselhos-e-orgaos-colegiados/cmap/politicas/2021/gastos-diretos/pisf-relatorio-de-avaliacao.pdf>>

BRASIL, S. DE R. H. **RELATÓRIO SÍNTESE DE VIABILIDADE TÉCNICO-ECONÔMICA E AMBIENTAL**. , 2000. Disponível em: <<https://www.bndes.gov.br/wps/portal/site/home/transparencia/desestatizacao/processo-s-em-andamento/pisf>>

BROMLEY, Daniel W. *Handbook of environmental economics*. 1995.

CANDIDO, L. A. et al. Review of Decision Support Systems and Allocation Models for Integrated Water Resources Management Focusing on Joint Water Quantity-Quality. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 148, n. 2, p. 03121001, fev. 2022.

CARLISLE, D. M. et al. Predicting the natural flow regime: models for assessing hydrological alteration in streams. **River Research and Applications**, p. n/a-n/a, 2009.

CHEN, H.; YANG, Z. F. Residential water demand model under block rate pricing: A case study of Beijing, China. **Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation**, v. 14, n. 5, p. 2462–2468, maio 2009.

CIRILO, J. A. et al. Management of water supply systems from interbasin transfers: case study in the Brazilian semiarid region. **Urban Water Journal**, v. 18, n. 8, p. 660–671, 14 set. 2021.

CONNELL, R. K. et al. A framework for climate risk management applied to a UK water resource problem. **Water and Environment Journal**, v. 19, n. 4, p. 352–360, 2005.

NRC. National Research Council. **Informing decisions in a changing climate**. [s.l.] National Academies Press, 2009.

DE ARAÚJO, S. S. O PEIXE, O PESCADOR E A BARRAGEM DE XINGÓ NO BAIXO SÃO FRANCISCO EM SERGIPE E ALAGOAS NO BRASIL. 2016.

DE MEDEIROS, E. R.; CARVALHO, T. S.; DE SOUZA, K. B. São Francisco River Transposition Project: Socio-economic impacts in Brazilian Northeast semi-arid region. **Papers in Regional Science**, v. n/a, n. n/a, 2022.

DOKKEN, D. 2 — Foundations for Decision Making. p. 34, 2014.

DOORENBOS, J.; KASSAM, A. Yield response to water. **Irrigation and drainage paper**, v. 33, p. 257, 1979.

ERFANI, T.; HAROU, J. J. Adaptive water resource planning using decision-rules. **Advances in Water Resources**, v. 154, p. 103961, ago. 2021.

EXPÓSITO, A.; BEIER, F.; BERBEL, J. Hydro-Economic Modelling for Water-Policy Assessment Under Climate Change at a River Basin Scale: A Review. **Water**, v. 12, n. 6, p. 1559, 29 maio 2020.

FENG, Z. et al. Developing a successive linear programming model for head-sensitive hydropower system operation considering power shortage aspect. **Energy**, v. 155, p. 252–261, jul. 2018.

FIELD, C. B. et al. (EDS.). Foundations for Decision Making. Em: **Climate Change 2014 Impacts, Adaptation, and Vulnerability**. Cambridge: Cambridge University Press, 2014a. p. 195–228.

FLÖRKE, M.; SCHNEIDER, C.; MCDONALD, R. I. Water competition between cities and agriculture driven by climate change and urban growth. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 1, p. 51–58, jan. 2018.

FOSTER, H. S.; BEATTIE, B. R. Urban Residential Demand for Water in the United States. **Land Economics**, v. 55, n. 1, p. 43–58, 1979.

FREDERICKS, J. W.; LABADIE, J. W.; ALTENHOFEN, J. M. Decision Support System for Conjunctive Stream-Aquifer Management. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 124, n. 2, p. 69–78, mar. 1998.

GARRONE, P.; GRILLI, L.; MARZANO, R. Price elasticity of water demand considering scarcity and attitudes. **Utilities Policy**, v. 59, p. 100927, ago. 2019.

GEBRE, S. L.; CATTRYSSE, D.; VAN ORSHOVEN, J. Multi-Criteria Decision-Making Methods to Address Water Allocation Problems: A Systematic Review. **Water**, v. 13, n. 2, p. 125, 7 jan. 2021.

GERLAK, A. K. et al. Water security: A review of place-based research. **Environmental Science & Policy**, v. 82, p. 79–89, abr. 2018.

GOODLAND, R.; LEDEC, G. Neoclassical economics and principles of sustainable development. **Ecological Modelling**, v. 38, n. 1–2, p. 19–46, set. 1987.

GRIVA, I.; NASH, S. G.; SOFER, A. **Linear and nonlinear optimization**. [s.l.] Siam, 2009. v. 108

HATAMKHANI, Amir; MORIDI, Ali; ASADZADEH, Masoud. Water allocation using ecological and agricultural value of water. **Sustainable Production and Consumption**, v. 33, p. 49-62, 2022.

HANSSON, S. O. Risk: objective or subjective, facts or values. **Journal of Risk Research**, v. 13, n. 2, p. 231–238, mar. 2010.

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.

HOSSEN, M. A.; CONNOR, J.; AHAMMED, F. Review of hydro-economic models (HEMs) which focus on transboundary river water sharing disputes. **Water Policy**, v. 23, n. 6, p. 1359–1374, 1 dez. 2021.

IBGE, I. B. DE G. E. E. **Produto Interno Bruto**. 2020. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/explica/pib.php>>

JAMES, L. D.; LEE, R. R. **ECONOMICS OF WATER RESOURCES PLANNING**. p. 635, 1979.

JASANOFF, S. A New Climate for Society. **Theory, Culture & Society**, v. 27, n. 2–3, p. 233–253, mar. 2010.

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.

JONES, R. et al. Foundations for Decision Making. Em: FIELD, C. B. et al. (Eds.). **Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Working Group II contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. New York: Cambridge University Press, 2014. p. 195–228.

KANDLIKAR, M.; ZERRIFFI, H.; HO LEM, C. Science, decision-making and development: managing the risks of climate variation in less-industrialized countries. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change**, v. 2, n. 2, p. 201–219, 2011.

KARAMOUZ, M. et al. **Conflict Resolution in Water Allocation Considering the Water Quality Issues**. Impacts of Global Climate Change. **Anais...** Em: WORLD WATER AND ENVIRONMENTAL RESOURCES CONGRESS 2005. Anchorage, Alaska, United

States: American Society of Civil Engineers, jul. 2005. Disponível em: <<http://ascelibrary.org/doi/10.1061/40792%28173%2966>>. Acesso em: 30 dez. 2022

KARAMOUZ, M.; SZIDAROVSKY, F.; ZAHRAIE, B. **Water resources systems analysis**. Boca Raton, Fla: Lewis Publishers, 2003.

KUSCHEL-OTÁROLA, M. et al. Multiperiod Optimisation of Irrigated Crops under Different Conditions of Water Availability. **Water**, v. 10, n. 10, p. 1434, 12 out. 2018.

LABADIE, J. **Dynamic Programming with the Microcomputer**, **Encyclopedia of Microcomputers**, A. Kent and J. Williams, eds. Marcel Dekker, Inc., New York, NY, , 1990.

LABADIE, J. W. Optimal Operation of Multireservoir Systems: State-of-the-Art Review. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 130, n. 2, p. 93–111, mar. 2004a.

LABSID, E. P. DA U. DE S. P. **AcquaNet - Manual do usuário**. , 2013. Disponível em: <<https://labsid.poli.usp.br/software/labsid-acquanet-2013/>>

LIU, L. et al. Water demands for electricity generation in the U.S.: Modeling different scenarios for the water–energy nexus. **Technological Forecasting and Social Change**, v. 94, p. 318–334, maio 2015.

LOPES, A. V.; DRACUP, J. A. **The Sao Francisco Transboundary Project: Regulation and Sustainability**. World Environmental and Water Resources Congress 2011. **Anais...** Em: WORLD ENVIRONMENTAL AND WATER RESOURCES CONGRESS 2011. Palm Springs, California, United States: American Society of Civil Engineers, 19 maio 2011. Disponível em: <<http://ascelibrary.org/doi/10.1061/41173%28414%29295>>. Acesso em: 20 dez. 2022

LOUCKS, D.; STEDINGER, J.; HAITH, D. Water Resource. **Systems Planning and**, 1981.

LOOMIS, John B. ESTIMATING THE PUBLIC'S VALUES FOR INSTREAM FLOW: ECONOMIC TECHNIQUES AND DOLLAR VALUES 1. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 34, n. 5, p. 1007-1014, 1998.

LUND, J. R.; CAI, X.; CHARACKLIS, G. W. Economic engineering of environmental and water resource systems. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 132, n. 6, p. 399–402, 2006.

LUND, J. R.; FERREIRA, I. Operating Rule Optimization for Missouri River Reservoir System. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 122, n. 4, p. 287–295, jul. 1996.

MARZANO, R. et al. Response of residential water demand to dynamic pricing: Evidence from an online experiment. **Water Resources and Economics**, v. 32, p. 100169, out. 2020.

MCCRAY, L. E.; OYE, K. A.; PETERSEN, A. C. Planned adaptation in risk regulation: An initial survey of US environmental, health, and safety regulation. **Technological Forecasting and Social Change**, v. 77, n. 6, p. 951–959, jul. 2010.

MEADOW, A. M. et al. From principles to action: Applying the National Research Council's principles for effective decision support to the Federal Emergency Management Agency's watch office. **Climate Services**, v. 1, p. 12–23, mar. 2016.

MEDELLÍN-AZUARA, J. et al. Virtues of simple hydro-economic optimization: Baja California, Mexico. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 11, p. 3470–3478, ago. 2009.

MÉLLO JR, A. V.; MATOS, L. N. Optimização da operação de reservatório pela programação dinâmica em um processo de decisão Markoviano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 4, n. 3, p. 5–15, 1999.

MERCER, J. et al. Reflections on use of participatory research for disaster risk reduction. **Area**, v. 40, n. 2, p. 172–183, jun. 2008.

MIRCHI, A. et al. A hydro-economic model of South Florida water resources system. **Science of The Total Environment**, v. 628–629, p. 1531–1541, jul. 2018.

MIRCHI, A.; WATKINS, D.; MADANI, K. MODELING FOR WATERSHED PLANNING, MANAGEMENT, AND DECISION MAKING. p. 25, [s.d.].

MOSER, S. C.; EKSTROM, J. A. A framework to diagnose barriers to climate change adaptation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 51, p. 22026–22031, 21 dez. 2010.

MOMBLANCH, Andrea et al. Using ecosystem services to represent the environment in hydro-economic models. **Journal of Hydrology**, v. 538, p. 293-303, 2016.

NIAYIFAR, A.; PERONA, P. Dynamic water allocation policies improve the global efficiency of storage systems. **Advances in Water Resources**, v. 104, p. 55–64, jun. 2017.

NODA, K. et al. Debates over dam removal in Japan: Debates over dam removal. **Water and Environment Journal**, v. 32, n. 3, p. 446–452, ago. 2018.

NOGUEIRA, J. M.; MEDEIROS, M. DE; ARRUDA, F. DE. Valoração econômica do meio ambiente: ciência ou empiricismo. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 17, n. 2, p. 81–115, 2000.

NOZARI, H.; MORADI, P.; GODARZI, E. Simulation and optimization of control system operation and surface water allocation based on system dynamics modeling. **Journal of Hydroinformatics**, v. 23, n. 2, p. 211–230, 1 mar. 2021.

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.

OLMSTEAD, S. M. Reduced-Form Versus Structural Models of Water Demand Under Nonlinear Prices. **Journal of Business & Economic Statistics**, v. 27, n. 1, p. 84–94, jan. 2009.

OLMSTEAD, S. M. The Economics of Managing Scarce Water Resources. **Review of Environmental Economics and Policy**, v. 4, n. 2, p. 179–198, 1 jul. 2010a.

OLMSTEAD, S. M.; MICHAEL HANEMANN, W.; STAVINS, R. N. Water demand under alternative price structures. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 54, n. 2, p. 181–198, set. 2007.

OLMSTEAD, S. M.; STAVINS, R. N. Comparing price and nonprice approaches to urban water conservation: APPROACHES TO URBAN WATER CONSERVATION. **Water Resources Research**, v. 45, n. 4, abr. 2009.

PETTS, G. E. Water allocation to protect river ecosystems. **Regulated rivers: research & management**, v. 12, n. 4–5, p. 353–365, 1996.

PIDGEON, N.; FISCHHOFF, B. The role of social and decision sciences in communicating uncertain climate risks. Em: **Effective risk communication**. [s.l.] Routledge, 2013. p. 345–358.

PORTO, R. DE M. Hidráulica básica. 2004.

PORTO, R. L. L.; AZEVEDO, L. T. DE. Sistemas de suporte a decisões aplicados a problemas de recursos hídricos. **Técnicas quantitativas para o gerenciamento de recursos hídricos. Coordenação e organização científica: PORTO, RL Porto Alegre: Ed. Da Universidade/UFSGS/ABRH,(Coleção ABRH de recursos hídricos)**, p. 42–95, 1997.

RAVOT, C. et al. Large dam removal and early spontaneous riparian vegetation recruitment on alluvium in a former reservoir: Lessons learned from the pre-removal phase of the Sélune River project (France). **River Research and Applications**, v. 36, n. 6, p. 894–906, jul. 2020.

RENN, O.; KLINKE, A. Risk Governance and Resilience: New Approaches to Cope with Uncertainty and Ambiguity. Em: FRA.PALEO, U. (Ed.). **Risk Governance: The Articulation of Hazard, Politics and Ecology**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2015. p. 19–41.

RICHTER, B. et al. How much water does a river need? **Freshwater Biology**, v. 37, n. 1, p. 231–249, fev. 1997a.

RITTEL, H. W. J. Dilemmas in a general theory of planning. 1973.

RUIJS, A.; ZIMMERMANN, A.; VAN DEN BERG, M. Demand and distributional effects of water pricing policies. **Ecological Economics**, v. 66, n. 2–3, p. 506–516, jun. 2008.

SANDOVAL-SOLIS, S.; MCKINNEY, D. C.; LOUCKS, D. P. Sustainability Index for Water Resources Planning and Management. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 137, n. 5, p. 381–390, set. 2011.

SCHLEICH, J.; HILLENBRAND, T. Determinants of residential water demand in Germany. **Ecological Economics**, v. 68, n. 6, p. 1756–1769, abr. 2009a.

SCHOENGOLD, K.; SUNDING, D. L.; MORENO, G. Price elasticity reconsidered: Panel estimation of an agricultural water demand function: PRICE ELASTICITY RECONSIDERED. **Water Resources Research**, v. 42, n. 9, set. 2006.

SIFALERAS, A. Minimum cost network flows: Problems, algorithms, and software. **Yugoslav Journal of Operations Research**, v. 23, n. 1, p. 3–17, 2013.

SIMONOVIC, S. P. Reservoir Systems Analysis: Closing Gap between Theory and Practice. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 118, n. 3, p. 262–280, maio 1992.

SIVAKUMAR, B. Water crisis: From conflict to cooperation—an overview. **Hydrological Sciences Journal**, v. 56, n. 4, p. 531–552, jun. 2011.

SOUZA DA SILVA, G. N.; ALCOFORADO DE MORAES, M. M. G. Decision Support for the (Inter-)Basin Management of Water Resources Using Integrated Hydro-Economic Modeling. **Hydrology**, v. 8, n. 1, p. 42, 5 mar. 2021a.

SOUZA DA SILVA, G. N.; DE MORAES, M. M. G. A. Economic water management decisions: trade-offs between conflicting objectives in the sub-middle region of the São Francisco watershed. **Regional Environmental Change**, v. 18, n. 7, p. 1957–1967, out. 2018.

SRDJEVIC, Z. et al. Conflicts and resolutions in managing water allocation at the watershed scale. **Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment**, v. 70, n. 3, p. 161–170, 1 dez. 2019.

STEDUTO, P. et al. AquaCrop—The FAO Crop Model to Simulate Yield Response to Water: I. Concepts and Underlying Principles. **Agronomy Journal**, v. 101, n. 3, p. 426–437, maio 2009.

STEDUTO, P.; FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (EDS.). **Crop yield response to water**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2012.

STOLF, R. et al. Water transfer from São Francisco river to semiarid northeast of Brazil: technical data, environmental impacts, survey of opinion about the amount to be transferred. **Engenharia Agrícola**, v. 32, n. 6, p. 998–1010, dez. 2012.

STUDART, T. M. DE C. et al. Turbulent waters in Northeast Brazil: A typology of water governance-related conflicts. **Environmental Science & Policy**, v. 126, p. 99–110, dez. 2021.

TCU, T. DE C. DE U. **RELATÓRIO DE FISCALIZAÇÃO**. , 2021. Disponível em: <https://www.camara.leg.br/internet/comissao/index/mista/orca/orcamento/OR2021/Fiscobras2020/anexo/SINTETICOS/Sint%C3%A9tico_2020_141.pdf>

THURNER; Stefan, Rudolf HANEL, and Peter KLIMEK. **Introduction to the theory of complex systems**. Oxford University Press, 2018.

TOMLINSON, J. E.; ARNOTT, J. H.; HAROU, J. J. A water resource simulator in Python. **Environmental Modelling & Software**, v. 126, p. 104635, abr. 2020.

TURNER, S. M.; CHASE, B. C.; BEDNARSKI, M. S. Evaluating the Effect of Dam Removals on Yellow-Phase American Eel Abundance in a Northeastern US Watershed. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 38, n. 2, p. 424–431, 2018.

VANDERBEI, R. J. **Linear programming: foundations and extensions**. 3rd ed ed. Boston: Springer, 2008.

VICHETE, W. D.; MÉLLO JÚNIOR, A. V. GESTÃO SUSTENTÁVEL DE RECURSOS HÍDRICOS: MODELO HIDRO ECONÔMICO DE ALOCAÇÃO DE ÁGUA. Em: MARIA ELANNY DAMASCENO SILVA (Ed.). **Meio Ambiente, Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental 3**. 1. ed. [s.l.] Atena Editora, 2020. p. 13–25.

VICHETE, W. D.; MÉLLO JÚNIOR, A. V. Análise de decisão hidroeconômica na alocação de água para abastecimento urbano em sistemas complexos de reservatórios. **Revista DAE**, v. 69, n. 230, p. 108–126, 25 mar. 2021.

VICHETE, W.; MÉLLO JÚNIOR, A. V. **AcquanetGIS PISF - files, dataset input and results**. Zenodo, jan. 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.5281/zenodo.7497731>>

VICHETE, W.; MÉLLO JÚNIOR, A. V.; SOARES, G.A.d.S. **A Water Allocation Model for Multiple Uses Based on a Proposed Hydro-Economic Method**. *Water* 2023, 15, 1170. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w15061170>

WARD, F. A.; PULIDO-VELÁZQUEZ, M. Efficiency, equity, and sustainability in a water quantity–quality optimization model in the Rio Grande basin. **Ecological Economics**, v. 66, n. 1, p. 23–37, maio 2008.

WARD, Frank A. Hydroeconomic analysis to guide climate adaptation plans. **Frontiers in Water**, v. 3, p. 681475, 2021.

WU, X. et al. Interdependence in water resource development in the Ganges: an economic analysis. **Water Policy**, v. 15, n. S1, p. 89–108, 1 mar. 2013.

WURBS, R. A.; SANCHEZ-TORRES, G. Simulation of a Surface Water Allocation System. **Water International**, v. 21, n. 1, p. 46–54, mar. 1996.

XIANG, X. et al. Urban water resource management for sustainable environment planning using artificial intelligence techniques. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 86, p. 106515, 2021.

YAKOWITZ, S. Dynamic programming applications in water resources. **Water Resources Research**, v. 18, n. 4, p. 673–696, ago. 1982.

YAN, Z.; LI, M. A Stochastic Optimization Model for Agricultural Irrigation Water Allocation Based on the Field Water Cycle. **Water**, v. 10, n. 8, p. 1031, 3 ago. 2018.

YEH, W. W.-G. Reservoir Management and Operations Models: A State-of-the-Art Review. **Water Resources Research**, v. 21, n. 12, p. 1797–1818, dez. 1985.

ZENG, X. et al. Improved dynamic programming for parallel reservoir system operation optimization. **Advances in Water Resources**, v. 131, p. 103373, set. 2019.

ZHANG, C. et al. Water-energy-food nexus: Concepts, questions and methodologies. **Journal of Cleaner Production**, v. 195, p. 625–639, set. 2018.

ZHANG, Y. et al. Optimal water allocation scheme based on trade-offs between economic and ecological water demands in the Heihe River Basin of Northwest China. **Science of The Total Environment**, v. 703, p. 134958, fev. 2020.

ZOMORODIAN, M. et al. The state-of-the-art system dynamics application in integrated water resources modeling. **Journal of Environmental Management**, v. 227, p. 294–304, dez. 2018.

APÊNDICE A – CARACTERIZAÇÃO DO PISF

O projeto de transposição de uma parcela das águas do rio São Francisco para a região do nordeste setentrional remonta o período imperial do Brasil na década de 1818 (Ferreira, 2019) como forma de combate as secas no nordeste septentrional. Inicialmente o projeto foi concebido para levar água da região de Cabrobó em Pernambuco até o rio Jaguaribe no Ceará (BRASIL 2016b). Desde o período imperial o projeto de transposição foi revisado e ampliado sendo que sua licença para instalação das obras foi obtida em 2007.

A atual transposição é denominada como Projeto de Integração do São Francisco (PISF), sendo composto por dois eixos estruturantes (norte e leste), acrescidos de ramais e interligações associadas para promover a segurança hídrica a aproximadamente 12 milhões de pessoas. O PISF abrange 390 municípios dos estados do Pernambuco, Ceará, Paraíba e Rio Grande do Norte. Essa região sofre com longas estiagem recorrentes (BRASIL, 2019^a). Os dois eixos estruturantes possuem um total de aproximadamente 477 km de extensão, com mais 345 km de ramais e interligações. Ao todo em sua conclusão o PISF conta com 27 reservatórios, 9 estações de bombeamento, 13 aquedutos, 9 subestações de 230 kW, 270 km de linha de alta tensão e 4 túneis. Os ramais e interligações são cruciais para a permeação da água transposta aos locais de destino, em sua maioria descentralizados em relação aos eixos estruturantes. O custo total das obras para conclusão é estimado em R\$ 12 bilhões.

A retirada de água permitida pela ANA por meio da Resolução n. 411/2005 é uma vazão constante nos dois eixos de 26,4 m³/s. Essa vazão firme tem como função principal o atendimento do consumo humano e dessedentação animal. Se o reservatório de Sobradinho estiver com o nível entre o valor correspondente a 94% do volume útil e o volume de espera para controle de cheias, é permitido o bombeamento de uma vazão média diária 114,30 m³/s e instantânea de até 127 m³/s.

Eixo Norte

O eixo norte se divide em dois trechos (I e II). Sua captação de água está localizada no rio São Francisco próximo a ilha de Assunção, no município de Cabrobó, PE. As águas são bombeadas para o Reservatório Engenheiro Ávidos em Cajazeiras, PB. O eixo norte passa por municípios do Ceará e tem uma extensão total de 260 km.

O Trecho I do eixo norte está compreendido entre a captação de água até o reservatório Engenheiro Hilton Timóteo, também conhecido como Reservatório Jati. Esse trecho possui capacidade de conduzir vazões de até 99 m³/s e possui 3 estações de bombeamento para superar 169 metros de desnível topográfico. Esse trecho tem extensão de aproximadamente 114 km em canais, 5 aquedutos que somam 675 m, 1 túnel de aproximadamente 500 metros de extensão e 6 reservatórios.

O Trecho II do eixo norte inicia no reservatório Jati até o reservatório de Engenheiros Ávidos, PB. O início desse trecho tem capacidade de conduzir vazões de até 99 m³/s, passando para 53,8 m³/s no canal de deságue no reservatório Engenheiro Ávidos. Esse trecho possui aproximadamente 40 km de extensão em canais, 3 aquedutos que somam 510 m, 2 túneis com total de 19 km e 9 reservatórios.

Eixo Leste

O eixo leste tem sua captação localizada no reservatório de Itaparica no rio São Francisco. As águas são bombeadas para o Açude Poções na Paraíba. O eixo leste passa por municípios Pernambuco e Paraíba e tem uma extensão total de 217 km.

O eixo leste possui um desnível topográfico de 332 m e sua capacidade de conduções vazões é de até 28 m³/s, chegando ao final com capacidade de 8 m³/s. Ao todo, o eixo leste conta com 176,2 km de extensão de canais, 5 aquedutos, 1 túnel, 1 adutora. 6 estações de bombeamento e 14 reservatórios.

Ao todo são previstos 713,49 hm³ de água armazenada em reservatórios e uma extensão de pelo menos 343,62 km em canais e aquedutos. Sendo um desnível topográfico acumulado nos ambos os eixos de 501 m. A capacidade instalada para Atendimento da vazão constante nos dois eixos soma 38,75 m³/s, onde 24,75 m³/s está no eixo norte e 14 m³/s está no eixo leste. A capacidade total prevista em projeto para atender as demandas por água tem uma vazão máxima instantânea de 127 m³/s, onde 99 m³/s está previsto para o eixo norte e 28 m³/s no eixo leste (Brasil, 2004).

APÊNDICE B – MODELO ACQUANET PISF E CURVAS DE PERMANÊNCIA DE VAZÕES

O modelo AcquaNetGIS aplicado ao PISF foi construído em linguagem de programação Python utilizando a biblioteca Pywr (TOMLINSON; ARNOTT; HAROU, 2020). A construção do modelo consistiu na elaboração de um arquivo em formato *json*. A estrutura do arquivo construído consiste na seguinte estrutura:

- *Metadata*
- *Timestep*
- *Solver*
- *Nodes*
- *Edges*
- *Parameters*
- *Recorders*

Na estrutura de ***Metadata*** são incluídas as informações e comentários do modelo construído, como versão mínima do Pywr e nome do arquivo.

Já no ***Timestep*** é definido o passo de tempo que o modelo irá considerar na otimização. É possível considerar o passo de tempo diário (1), mensal (M) ou qualquer outro período desejado (por exemplo, a cada 7 dias = 7).

O ***Solver*** é onde se seleciona o algoritmo de otimização. O padrão considera o solver *glpk*, sendo possível escolher entre *lpsolve*, *glpk-edge* e outros algoritmos permitido de forma acoplada.

Em ***Nodes*** é a seção onde se define a entrada dos nós considerados, os seus parâmetros e a sua classe (*link*, *storage*, *piecewise*, etc). Os principais parâmetros como vazões mínimas e máximas são incluídas nessa seção para cada nó.

Na seção ***Edges*** é onde se estabelece a origem e destino do fluxo da água na rede construída.

Na seção ***Parameters*** é a seção que se adiciona parâmetros aos nós considerado, como no caso da evaporação, curvas de descargas, curvas cota-volume de reservatório, curvas de vazões turbinadas, entre outras características possíveis.

Na estrutura **Recorders** é a seção que será selecionado os nós que serão gravados em arquivos, o caminho de gravação e a forma de gravação dos resultados. Nessa seção é onde é feita a inclusão das propriedades de geração de energia, com a eficiência das turbinas, cota de instalação e conversão da unidade da potência gerada.

Os arquivos construídos para as análises realizadas para o PISF estão disponíveis em https://github.com/wdvichete84/sustainable_waterAllocation_model.git e no doi:10.5281/zenodo.7497731 (VICHETE; MÉLLO JÚNIOR, 2023). Adicionalmente, todas as curvas de permanência das vazões disponibilizadas para cada tipo de demanda considerada no modelo AcquaNetGIS PISF estão disponíveis nesse mesmo repositório (VICHETE; MÉLLO JÚNIOR, 2023).

APÊNDICE C – CONDIÇÃO DE CONTORNO INICIAL DO ACQUANETGIS PISF

O teste das condições de contorno iniciais teve o objetivo de avaliar a alocação de água para as demandas considerando a variação dos níveis dos reservatórios considerados no modelo AcquaNetGIS PISF. As condições dos reservatórios no rio São Francisco a jusante de Sobradinho e o reservatório equivalente considerado em cada eixo do PISF forma mantidos constantes, variando somente o volume inicial do reservatório de Sobradinho. A análise da condição de contorno inicial foi realizada para o reservatório de Sobradinho, sendo o maior volume entre os reservatórios considerados e por estar localizado a montante dos PISF e dos demais reservatório (usinas hidroelétricas no rio São Francisco). A Tabela 13 apresenta os níveis dos reservatórios considerados no teste da condição de contorno inicial.

Tabela 13. Volume percentual considerado no início do modelo de otimização.

Sobradinho	Reservatórios de Jusante no São Francisco	Reservatório equivalente dos eixos do PISF
94%	90%	50%
80%	90%	50%
50%	90%	50%

Fonte: o Autor (2023).

As condições iniciais dos volumes dos reservatórios foram consideradas para o cenário de vazões demandadas estimados para 2040 (BRASIL; CMPA, 2021), com a implantação do PISF e para as otimização baseada no atendimento por prioridades e com curvas hidroeconômicas.

A Tabela 14 contém os resultados das vazões médias de água alocada para cada tipo de demanda considerando a otimização com curvas hidroeconômicas e na Tabela 15 estão os resultados para a otimização com base nas prioridades de atendimento. É possível notar que o volume inicial do reservatório tem baixa influência nos resultados das vazões disponibilizadas. A máxima diferença permanece inferior a 1,0% da vazão média, sendo a máxima diferença observada na otimização por prioridade para o atendimento das vazões de abastecimento urbano (0,6%). As vazões médias

bombeadas pelo PISF resultaram em uma variação máxima de 0,2% e 0,1% (otimização por prioridade e com curvas hidroeconômicas respectivamente). Nenhuma diferença entre as vazões médias disponibilizadas para os múltiplos setores usuários foi identificada entre os cenários do volume inicial de Sobradinho com 80% e 50% do total.

Tabela 14. Resumo das vazões médias disponibilizada para cada tipo de demanda no modelo com curvas hidroeconômicas, para diferentes volumes iniciais de Sobradinho.

Curvas Hidroeconômicas (vazões médias em m³/s)			
Tipo de Demanda	Sobradinho 94%	Sobradinho 80%	Sobradinho 50%
Urbana	8,60	8,56	8,56
Irrigação	63,20	63,20	63,20
Turbinada	2.732,10	2.735,08	2.734,93
Outras	5,20	5,25	5,25
Transposição	45,37	45,33	45,33
Jusante Xingó	3.247,90	3.253,27	3.253,80

Fonte: o Autor (2023).

Tabela 15. Resumo das vazões médias disponibilizada para cada tipo de demanda no modelo de prioridade, para diferentes volumes iniciais de Sobradinho.

Prioridade (vazões médias em m³/s)			
Tipo de Demanda	Sobradinho 94%	Sobradinho 80%	Sobradinho 50%
Urbana	5,35	5,31	5,31
Irrigação	54,34	54,22	54,22
Turbinada	2.748,54	2.749,62	2.749,62
Outras	5,29	5,29	5,29
Transposição	39,59	39,50	39,50
Jusante Xingó	3.385,19	3.385,67	3.385,67

Fonte: o Autor (2023).

Utilizando o reservatório de Sobradinho e os resultados das vazões a jusante da UHE Xingó, é possível avaliar os resultados em termos volumétricos de alocação da água. Ou seja, uma avaliação global dos cenários desenvolvidos para observar se houve uma alteração na alocação de água considerando a variação do volume inicial do reservatório de Sobradinho. A Figura 33 ilustra os resultados da curva de permanência para o volume do reservatório de Sobradinho e para as vazões resultantes a jusante da UHE Xingó considerando a otimização com curvas hidroeconômicas, sendo que a Figura 34 ilustra os mesmos resultados para a otimização por prioridade. Assim como os

resultados das vazões médias, nenhuma diferença significativa (superior a 0,6%) foi observada na curva de permanência do volume do reservatório de Sobradinho e na vazão a jusante de Xingó.

No AcquaNetGIS PSIF foi observado que existem diferenças poucos significativas (inferior a 0,6%) na variação do volume do reservatório de Sobradinho na condição inicial da otimização realizada entre o período de Janeiro/1941 e Junho/2021.

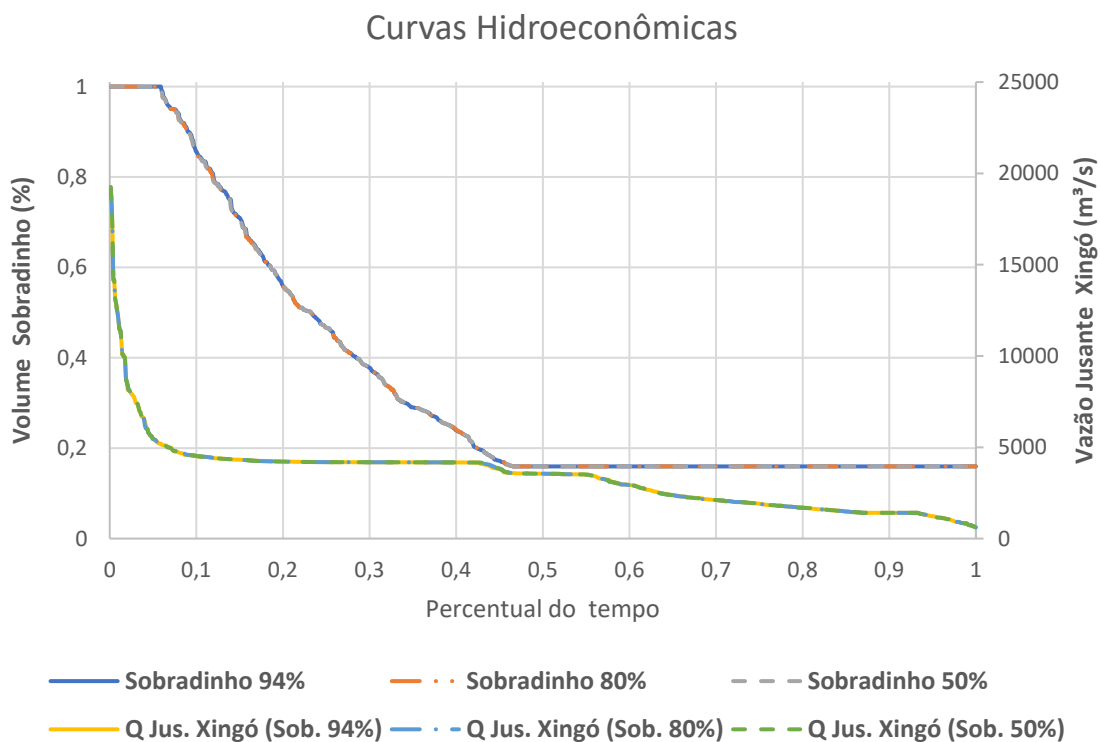


Figura 33. Curva de permanência de volume do reservatório Sobradinho e da vazão a jusante da UHE Xingó considerando a otimização com curvas hidroeconômicas (Fonte: o Autor, 2023).

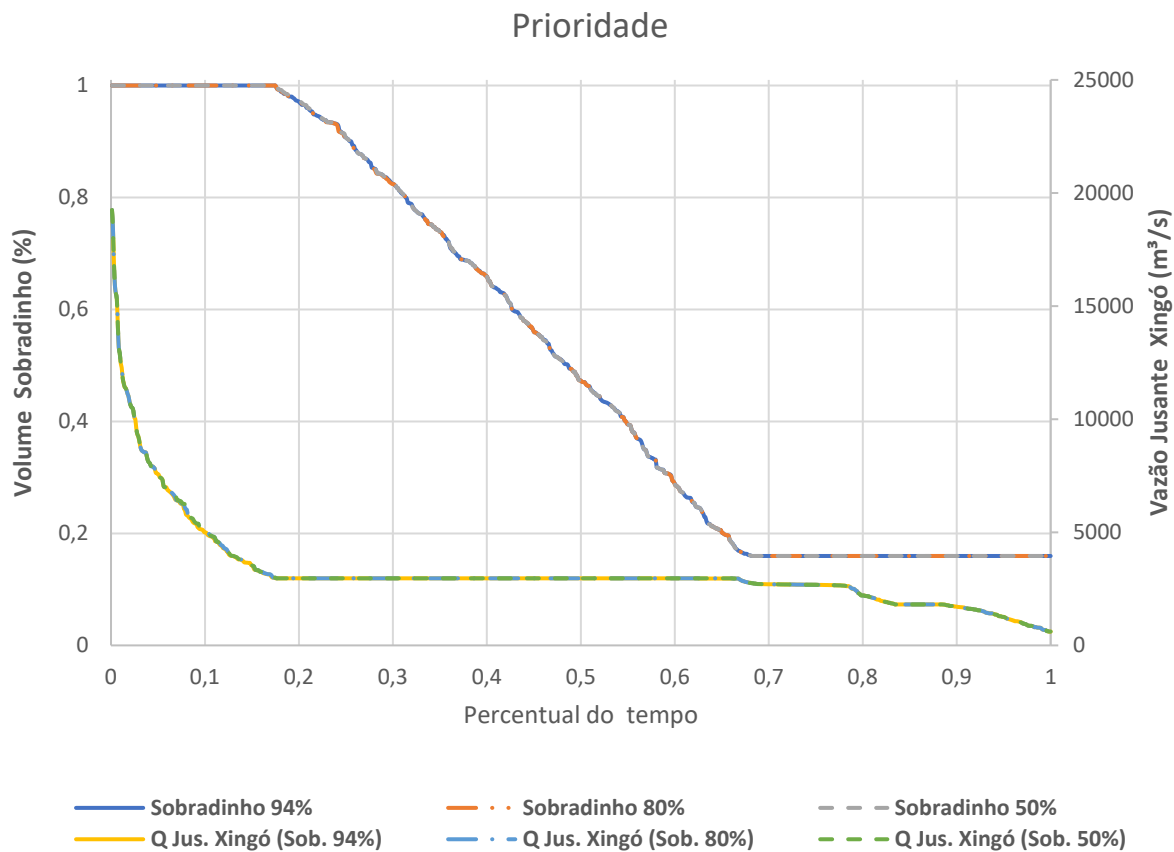


Figura 34. Curva de permanência de volume do reservatório Sobradinho e da vazão a jusante da UHE Xingó considerando a otimização por prioridade (Fonte: o Autor, 2023).