



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

**ESTUDO DAS REGRAS DE DEFLUÊNCIA DO SISTEMA DE RESERVATÓRIOS
NO RIO SÃO FRANCISCO E SUAS CONSEQUÊNCIAS PARA O ATENDIMENTO
ÀS DEMANDAS DA IRRIGAÇÃO E OUTROS USOS DA ÁGUA**

Isabela Dantas Reis Gonçalves Basto

Salvador
2018



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

**ESTUDO DAS REGRAS DE DEFLUÊNCIA DO SISTEMA DE RESERVATÓRIOS
NO RIO SÃO FRANCISCO E SUAS CONSEQUÊNCIAS PARA O ATENDIMENTO
ÀS DEMANDAS DA IRRIGAÇÃO E OUTROS USOS DA ÁGUA**

Isabela Dantas Reis Gonçalves Basto

Dissertação apresentada à Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Meio Ambiente, Águas e Saneamento.

Orientadora: Yvonilde Dantas Pinto Medeiros

Co-orientadora: Andrea Sousa Fontes

Salvador
2018

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema Universitário de Bibliotecas (SIBI/UFBA),
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Dantas Reis Gonçalves Basto, Isabela
Estudo das regras de defluência do sistema de
reservatórios no rio São Francisco e suas
consequências para o atendimento às demandas da
irrigação e outros usos da água / Isabela Dantas Reis
Gonçalves Basto. -- Salvador, 2018.
156 f.

Orientador: Yvonilde Dantas Pinto Medeiros.
Coorientador: Andrea Sousa Fontes.
Dissertação (Mestrado - Mestrado em Meio Ambiente,
Águas e Saneamento) -- Universidade Federal da Bahia,
Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia,
2018.

1. Operação de reservatórios. 2. Vazão ambiental. 3.
Irrigação. 4. Escassez hídrica. 5. Bacia hidrográfica
do rio São Francisco. I. Dantas Pinto Medeiros,
Yvonilde. II. Sousa Fontes, Andrea. III. Título.



MAASA

Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento

UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITECNICA



Isabela Dantas Reis Gonçalves Basto

**Estudo das regras de defluência do sistema de reservatórios
no rio São Francisco e suas consequências para o atendimento
às demandas da irrigação e outros usos da água**

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Yvonilde Dantas Pinto Medeiros
Universidade Federal da Bahia

Profa. Dra. Andrea Sousa Fontes
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia

Prof. Dr. Lafayette Dantas da Luz
Universidade Federal da Bahia

Prof. Dr. Vital Pedro da Silva Paz
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia

Salvador
24 de julho de 2018

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a minha família, pelo apoio em todos os momentos, em especial ao meu pai pela paciência de ter lido tudo que escrevi, a minha mãe pela sua dedicação constante, a minha tia Isabel pelo companheirismo e minha tia Marília por ter me estimulado, desde pequena, o gosto pelos números.

As professoras Yvonilde Medeiros e Andrea Fontes por terem acreditado no meu trabalho e me acolhido no grupo de pesquisa, por todas as oportunidades concedidas, ensinamentos passados e motivação, que ajudaram o no meu processo de maturidade pessoal e construção do meu conhecimento.

A minha amiga Cássia Juliana Torres, pela parceria e troca de informações, além de ter me ensinado a melhor forma de escrever um trabalho acadêmico.

A Micol Brambilla, pelo conhecimento sobre o modelo WEAP e ajuda que me foi dada.

Ao programa de mestrado MAASA e a todos os professores, pelos conhecimentos transmitidos, que contribuíram para o desenvolvimento desta dissertação.

Aos professores Lafayette Luz e Vital Paz, por todas as contribuições que ajudaram a enriquecer o meu trabalho.

A equipe do GRH, Adriana, Sândira, Denise, Kátia, Bárbara e todos os outros que estiveram sempre dispostos a me ajudar, com simpatia, amizade e momentos de descontração.

A ANA, ONS e CHESF pelas informações transmitidas através das videoconferências semanais e aos dados concedidos, em especial ao Dr. Joaquim Gondim por ter disponibilizado uma tarde para explicar e esclarecer dúvidas a respeito do funcionamento operacional do sistema hídrico do rio São Francisco.

Ao Comitê de Bacia do rio São Francisco, por ter permitido que eu assistisse à diversas reuniões, que me fizeram compreender sobre alguns conflitos existentes na bacia.

A FAPESB pelo apoio financeiro e institucional.

E, por fim, aos meus amigos pela paciência e compreensão por estar distante, trabalhando nesta pesquisa, inclusive nos finais de semana e feriados.

AUTORIZAÇÃO

Autorizo a reprodução e/ou divulgação total ou parcial da presente obra, por qualquer meio convencional ou eletrônico, desde que citada a fonte.

Nome do Autor: Isabela Dantas Reis Gonçalves Basto

Assinatura do autor: _____

Instituição: Universidade Federal da Bahia

Local: Salvador-BA

Endereço: R. Prof. Aristίδes Novis, 2 ,4º andar- Federação, Salvador - BA

E-mail: isabeladrgbasto@gmail.com

Estudo das regras de defluência do sistema de reservatórios no rio São Francisco e suas consequências para o atendimento às demandas da irrigação e outros usos da água

Resumo

A bacia do rio São Francisco tem passado desde o ano de 2013, uma situação hidroclimatológica desfavorável, o que provocou decaimento das vazões afluentes aos reservatórios do seu sistema hídrico, impondo a implementação de estratégias operacionais com o intuito de reduzir os efeitos da escassez, com a finalidade de reter os estoques hídricos dos reservatórios e atender aos usos múltiplos, como abastecimento humano, irrigação, energia elétrica, entre outros. No entanto, as defluências estabelecidas para o complexo de reservatórios não levam em consideração a uma sazonalidade natural do rio, requerida para a manutenção dos ecossistemas fluviais, visto que defluências com magnitudes constantes causam a degradação e simplificação destes ecossistemas. A consideração de um regime de vazões ambientais carece de determinada disponibilidade hídrica, que pode dificultar a gestão dos reservatórios e impactar usuários, como é o caso da irrigação, setor de destaque na bacia e que carece de grande quantidade de água para se desenvolver. Diante disso, esta pesquisa tem como objetivo avaliar os efeitos no atendimento das demandas da irrigação e outros usos da água em consequência das alterações das regras de defluência do sistema de reservatórios do rio São Francisco, em período de escassez hídrica. A abordagem metodológica adotada foi a construção de cenários prospectivos de defluências e a simulação do sistema hídrico através do modelo de suporte a decisão para planejamento de recursos hídricos WEAP. Os cenários prospectivos de defluências foram definidos a partir de um período hidrológico seco e podem ser descritos como: cenário 1.1 (vazão de restrição mínima de 1.100 m³/s), cenário 1.2 (vazão de restrição mínima de 550 m³/s), cenário 2 (vazão de restrição de acordo com o volume armazenado do reservatório) e cenário 3 (restrições de defluências considerando um hidrograma ambiental proposto para o baixo curso do rio São Francisco). Os resultados das simulações indicaram que o cenário 3 apresentou-se vantajoso em atender aos usos consuntivos e não consuntivos. Porém foi verificado um potencial conflito entre as defluências considerando o regime de vazões ambientais e a manutenção dos estoques hídricos para enfrentamento da crise hídrica atual. Os resultados sugerem a necessidade de realizar estudos que relacionem a alocação de água com a gestão da demanda associada à cobrança de recursos hídricos.

Palavras-Chaves: Operação de reservatórios, vazão ambiental, irrigação, escassez hídrica, bacia hidrográfica do rio São Francisco.

Study of the outflows rules of the reservoir system in the São Francisco River and the consequences for satisfying demands for irrigation and other water uses

Abstract

Since 2013, the São Francisco river basin has faced an unfavorable hydroclimatological situation, which has led to the decrease of reservoirs' outflows of this water system, imposing the implementation of operational strategies to reduce the effects of scarcity, with the purpose of preserving the reservoir's water supplies and satisfying multiple uses demands, such as human supply, irrigation, electric energy, among others. However, the established the reservoir complex outflows don't respect the natural river seasonality, required for the maintenance of fluvial ecosystems, since reservoir outflows with constant magnitudes cause the degradation and simplification of these ecosystems. The consideration of a regime of environmental flows needs water availability, which could restrict the reservoirs management and impact users, such as irrigation, one of the main sectors in the basin and your development depends on a large amount of water. Therefore, this research aims to evaluate the effects on irrigation demand and other water uses as a consequence of the outflows rules changes from the reservoir system of the São Francisco river, during a water scarcity period. The methodological approach adopted was the construction of prospective scenarios of reservoir outflows and the simulation of the water system by the decision support model for water resources planning WEAP. The prospective scenarios of outflows rules were defined from a dry hydrological period and can be described: scenario 1.1 (minimum flow restriction 1,100 m³ / s), scenario 1.2 (minimum flow restriction 550 m³ / s), scenario 2 (flow restriction according to reservoir volume) and scenario 3 (flow restrictions considering an environmental hydrograph proposed for the low course of the São Francisco river). The results of the simulations indicated that scenario 3 was advantageous to satisfy consumptive and non-consumptive water uses. However, a potential conflict was verified between considering an environmental flows operation and the maintenance of the water stocks to face the current water crisis. These results suggest the need to carry out studies that relate water allocation to the demand management associated with the water pricing.

Key words: Reservoir operation, environmental flow, irrigation, water scarcity, São Francisco river basin.

Lista de Figuras

Figura 1- As três dimensões do desenvolvimento sustentável.....	36
Figura 2 -17 objetivos do desenvolvimento sustentável.....	36
Figura 3-Dimensões de estudos da gestão sustentável de recursos hídricos.	38
Figura 4- Evolução entre a oferta e as demandas de água e as medidas de gestão para alcançar o uso sustentável da água.	40
Figura 5- Curva demanda-confiabilidade.	54
Figura 6- Divisão fisiográfica da bacia do rio São Francisco.....	59
Figura 7 - Áreas irrigada por pivô central, perímetros públicos e relação entre área irrigada e área do município, no ano de 2013.....	62
Figura 8- Distribuição dos usos consuntivos (ano 2014).	63
Figura 9- Principais usinas hidroelétricas e estações fluviométricas da bacia hidrográfica rio São Francisco	65
Figura 10- Cascata dos principais reservatórios da calha do rio São Francisco, volume total, volume útil e potência instalada.	66
Figura 11- Vazão naturalizada média anual (m ³ /s) e precipitação anual (mm) observada no Aproveitamento Três Marias.....	68
Figura 12- Evolução da precipitação na bacia do rio São Francisco, de dezembro de 2015 a dezembro de 2017.	68
Figura 13- Reservatório equivalente do rio São Francisco.	69
Figura 14- Condições hidrológicas das vazões afluentes dos anos 2015 a 2017, em percentagem (%) da média histórica de longo termo (1931 -2017).	69
Figura 15-Evolução das reduções das defluências mínimas flexibilizadas pela ANA e respectivas resoluções, no período de abril de 2013 a julho de 2017.	71
Figura 16- Regras operacionais do reservatório de Três Marias para o período úmido, impostas pela Resolução 2.081, de 4 de dezembro de 2017.	76

Figura 17- Regras operacionais do reservatório de Sobradinho para o período úmido, impostas pela Resolução 2.081, de 4 de dezembro de 2017.....	77
Figura 18- Diagrama esquemático de cada etapa metodológica adota nesta pesquisa.	81
Figura 19- Representação simplificada do balanço hídrico de um reservatório.	82
Figura 20 – Hidrograma ambiental proposto pela rede ECOVAZÃO.....	84
Figura 21- Cenários prospectivos de defluências e premissas assumidas.	86
Figura 22- Configuração do sistema em rede de fluxo no modelo WEAP.	87
Figura 23- Canal de irrigação do Projeto Jaíba, na cidade de Jaíba, Minas Gerais..	89
Figura 24- Caracterização do Volume Morto do reservatório de Sobradinho.....	90
Figura 25- Cotas e volumes do reservatório de Sobradinho.	90
Figura 26- Restrições para o complexo de reservatórios do rio São Francisco, propostas pela Resolução nº 2.081, de 4 de dezembro de 2017 (ANA, 2017f).	91
Figura 27- Valores da CHid para o período de 1931 a 2015, através da série de vazões naturalizadas do ONS (2016).....	95
Figura 28- Valores da CHid para o período de 1994 a 2017, através da série de vazões naturalizadas da ANA (2016).....	95
Figura 29- Vazões naturalizadas diárias de Três Marias, período de 01/01/2011 a 31/10/2017, fornecidas pela ANA e ONS.	97
Figura 30- Vazões naturalizadas diárias de Sobradinho, período de 01/01/2011 a 31/10/2017, fornecidas pela ANA e ONS.	97
Figura 31- Divisão dos trechos da calha principal do rio São Francisco e localização das demandas hídricas.	99
Figura 32- Percentual de demandas de água outorgadas por culturas (outorgas válidas em 2015).	100
Figura 33- Percentual de demandas de água outorgadas por culturas (outorgas válidas em 2017).	100

Figura 34 – Demandas outorgadas de água por método de irrigação (outorgas válidas em 2015).....	101
Figura 35- Somatório anual de demandas outorgadas de água por método de irrigação (outorgas válidas em 2017).....	101
Figura 36- Vazões simuladas e observadas no trecho jusante da UHE Xingó, cenários 1.1 e 1.2.....	103
Figura 37- Vazões simuladas e observadas no trecho jusante da UHE Xingó, cenário 2.....	103
Figura 38- Vazões simuladas e observadas no trecho jusante da UHE Xingó, cenário 3.....	104
Figura 39- Volumes simulados e observados para o reservatório de Três Marias..	106
Figura 40- Volumes simulados e observados para o reservatório de Sobradinho..	108
Figura 41- Volumes simulados e observados para o reservatório de Itaparica.....	109
Figura 42- Déficits hídricos para a irrigação e demais usos outorgados.....	113
Figura 43- Déficits hídricos para a irrigação por trecho (m ³ /s).	114
Figura 44- Déficits de atendimento mensal para a geração de energia hidroelétrica do Subsistema Nordeste (Mwmed).....	116

Lista de Tabelas

Tabela 1- Quantitativo das demandas de água dos usos outorgados no rio São Francisco, organizados por trecho (outorgas válidas nos anos 2015 e 2017). 98

Tabela 2- Premissas para prioridades assumidas nos cenários de defluências em estudo. 102

Lista de Quadros

Quadro 1- Estudos que utilizaram modelos rede-de-fluxo.	58
Quadro 2- Polos de desenvolvimento, projetos de irrigação pertencentes a Codevasf e a fonte hídrica captada.	61
Quadro 3- Características operacionais dos principais reservatórios do rio São Francisco	67
Quadro 4- Dez piores biênios para vazões naturalizadas (reservatório de Sobradinho), considerando os períodos úmidos entre os anos de 1931 a 2018.....	70
Quadro 5- Regras operacionais do reservatório de Três Marias, impostas pela Resolução 2.081, de 4 de dezembro de 2017.	74
Quadro 6- Regras operacionais dos reservatórios de Sobradinho e Xingó, impostas pela Resolução 2.081, de 4 de dezembro de 2017.....	75
Quadro 7- Regras operacionais do reservatório de Itaparica, impostas pela Resolução 2.081, de 4 de dezembro de 2017.	76
Quadro 8- Percentuais para o cálculo das vazões de retorno, consideradas para a simulação.....	83
Quadro 9- Defluências médias do reservatório de Três Marias.	89
Quadro 10- Resultados da classificação da condição hidrológica (CHid), considerando as séries de vazões naturalizadas ONS (2016) e ANA (2018b).....	96
Quadro 11- Índices de desempenho médios, considerando todos os trechos do rio - uso da irrigação.	111
Quadro 12- Índices de desempenho médios , considerando todos os trechos do rio - demais usos outorgados (exceto abastecimento humano e dessedentação de animais).	111
Quadro 13- Índices de desempenho para atendimento da demanda de energia hidroelétrica para o Subsistema Nordeste.	115

Lista de Siglas e Abreviações

ANA	Agência Nacional de Águas
BBM	<i>Building Block Method</i>
CBHSF	Comitê de Bacia Hidrográfica do rio São Francisco"
Cemaden	Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais
Cemig	Companhia Energética de Minas Gerais
CHESF	Companhia Hidro Elétrica do São Francisco
CODEVASF	Companhia de Desenvolvimento do Vale do São Francisco
CPTEC	Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos
DNIC	Distrito de irrigação Nilo Coelho
DNOCS	Departamento Nacional de Obras Contra as Secas
DQA	Diretiva Quadro da Água"
EC	<i>European Commission</i>
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i>
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
GRH	Grupo de Recursos Hídricos
Labisid	Laboratório de Sistemas de Suporte a Decisões em Engenharia Ambiental e de Recursos Hídricos
NE	Nordeste
OECD	<i>Organisation for Economic Co-operation and Development.</i>
ONS	Operador Nacional do Sistema elétrico"
ONU	Organização das Nações Unidas
PAM	Paulo Afonso – Moxotó
PMO	Programa Mensal de Operação Eletroenergética
RSF	Rio São Francisco
SEI	<i>Stockholm Environment Institute</i>
SIN	Sistema Integrado Nacional
SNIS	Sistema Nacional de Informação Sobre Saneamento
UFBA	Universidade Federal da Bahia
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
UFS	Universidade Federal de Sergipe

UHE	Usina Hidroelétrica
WEAP	<i>Water Evaluation and Planning System</i>
WEF	<i>World Economic Forum</i>
WWAP	<i>World Water Assessment Programme</i>

Sumário

1. INTRODUÇÃO.....	29
2. OBJETIVOS DE PESQUISA	34
3. REFERENCIAL TEÓRICO.....	35
3.1. Desenvolvimento sustentável e a gestão sustentável dos recursos hídricos...	35
3.2. Uso da água para a irrigação.....	40
3.3. Alocação de água	45
3.4. Operação estratégica de reservatórios visando atendimento dos ecossistemas aquáticos.....	47
3.5. Desempenho operacional de reservatórios	52
3.6. Modelos matemáticos para operação de reservatórios	55
4. ÁREA DE ESTUDO: BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO.....	59
4.1 Caracterização fisiográfica.....	59
4.2 Caracterização da agricultura irrigada na bacia de estudo	60
4.3 Caracterização do sistema hídrico.....	64
4.4 Crise hídrica e conflitos entre os múltiplos usos	67
4.5 Novas regras de operação dos reservatórios após crise hídrica	73
5. METODOLOGIA	78
5.1 Coleta, organização e análise dos dados	82
5.2 Construção de cenários prospectivos de defluências	85
5.3 Simulação e prospecção dos cenários de defluências	86
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	94
6.1 Classificação da condição hidrológica na área de estudo	94
6.2 Seleção dos dados de vazões afluentes aos reservatórios	96
6.3 Caracterização da demanda da irrigação no período de escassez hídrica. 98	

6.4	Premissas assumidas para a simulação dos cenários prospectivos de defluências	102
6.5	Análise e simulação da operação dos reservatórios	102
6.6	Operação de reservatórios considerando defluências destinadas à manutenção dos ecossistemas aquáticos e consequências para a agricultura irrigada	116
7.	CONCLUSÃO	119
	REFERÊNCIAS	123
	ANEXO A – Dados de entrada para simulação	136
	APÊNDICE A – Atualização do hidrograma ambiental proposto pelo ECOVAZÃO	145
	APÊNDICE B – Ajuste do modelo WEAP	151

1. INTRODUÇÃO

Os processos hidrológicos têm sido modificados progressivamente, em razão das mudanças climáticas e expansão populacional, associados a padrões de vida que requerem alto consumo de água e favorecem o esgotamento dos mananciais. A produção de alimentos em grande escala, geração de energia elétrica e industrialização, são setores que se destacam nesse contexto de pressão sobre os recursos hídricos (WWAP; 2012; WEF, 2016).

O desequilíbrio entre as demandas e disponibilidades hídricas provoca conflitos políticos, econômicos, sociais e ambientais (FAO, 2012; VEETIL; MISHRA, 2016; GUO; SHEN, 2016; SAYERS *et al.*, 2016). Esse desequilíbrio não afeta apenas os diferentes setores da economia, que dependem deste insumo para o seu desenvolvimento, mas também degradam a qualidade das águas, com efeitos prejudiciais à saúde humana, e compromete a integridade ecológica dos corpos hídricos, como perdas da biodiversidade, dos habitats e serviços que oferecem benefícios aos seres humanos.

Segundo o WEF (2016), a crise provocada pela escassez de água é uma das principais ameaças no mundo nos últimos anos, tornando-se a principal preocupação das populações e economias para os próximos anos. O termo “escassez hídrica” descreve as condições do estresse hídrico, causadas pela falta ou deficiência da oferta de água. A OECD (2012) complementa que, até o ano de 2050, 40% da população mundial viverá em bacias hidrográficas com severo estresse hídrico.

A agricultura irrigada será um dos segmentos usuário mais afetados pela escassez, uma vez que é um dos maiores consumidores de água do mundo (CALZADILLA *et al.*, 2010; FAO, 2012; DAI; LI; 2013; LI; GUO; SIGH, 2016; WWAP, 2017). Nos próximos anos, as pressões sobre os irrigantes serão cada vez maiores, não apenas pelas restrições de água, mas também pela necessidade de expandir a produção de alimentos e manter a segurança alimentar (HANJRA; QURESHI, 2010; FAO, 2012; LI; GUO; SIGH, 2016).

Diante deste conjunto de problemas, juntamente com a necessidade de minimizar os efeitos da escassez hídrica e garantir o uso sustentável da água em um ambiente de

contínuas mudanças, a Organização das Nações Unidas (ONU) anunciou dezessete objetivos globais para o desenvolvimento sustentável (ONU, 2017). Dentre estes objetivos, o sexto é “Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos”, que envolve um grupo de metas para atingir este fim, tais como aumentar o uso eficiente da água, assegurar retiradas sustentáveis deste insumo, proteger e restaurar ecossistemas relacionados com a água, entre outros (ONU, 2017).

Alcançar os objetivos do desenvolvimento sustentável é um desafio para muitas regiões do mundo, como é o caso do Brasil, uma vez que alguns locais do país estão passando por um período crítico de escassez hídrica. Os seus reservatórios têm apresentado níveis muito baixos, até mesmo em épocas do ano consideradas mais úmidas. Esta condição é em decorrência de alterações climáticas, como a falta de chuvas e altas temperaturas, associadas a uma gestão de demanda e garantia da oferta de água deficiente (ANA, 2014). Além disso, a maior parte dos reservatórios instalados no país foram construídos com a finalidade de priorizar a geração de energia elétrica. Os seus projetos não contemplaram as outras atividades humanas e a manutenção do ecossistema aquático, tratando-os apenas como restrições operativas (GALVÃO; BERMAN, 2015). Este conjunto de questões, provocam pressões nas bacias hidrográficas e conflitos entre usuários de água, uma situação comum no país.

Este cenário pode ser visto na bacia do rio São Francisco, onde grande parte de sua área está localizada na região semiárida do nordeste brasileiro, região que apresenta naturalmente longos períodos de estiagem. Em razão dos baixos volumes dos seus reservatórios e incertezas hidrológicas, a Agência Nacional de Águas (ANA), autorizou a flexibilização da restrição das vazões mínimas defluentes dos reservatórios Sobradinho e Xingó, com a finalidade de preservar o armazenamento hídrico e garantir o seu fornecimento para os múltiplos usos. No ano de 2013, a vazão de restrição mínima defluente que era de 1.300 m³/s, passou para 1.100 m³/s (ANA, 2013b). Como não houve melhora na situação hidrológica na bacia, consecutivas flexibilizações foram autorizadas. A última delas ocorreu em julho de 2017, esta vazão foi flexibilizada para 550 m³/s (ANA, 2017c).

Os conflitos entre os usuários têm se intensificado, especialmente devido à incompatibilização entre as exigências operacionais dos reservatórios para enfrentamento da crise hídrica e o atendimento aos demais usos na bacia. As sucessivas flexibilizações da restrição das vazões mínimas defluentes, por exemplo, têm diminuído os níveis d'água da calha principal do rio, o que tem dificultado as captações de água pelas estações de bombeamento para o abastecimento humano e perímetros irrigados (RAMINA, 2014; CODEVASF, 2017; CHESF, 2013; CHESF, 2015). Logo, para solucionar esta situação, foram realizados investimentos, em especial pela Companhia de Desenvolvimento do Vale do São Francisco- Codevasf (CODEVASF, 2017a), com o intuito de adaptar estas captações às superfícies de água do rio reduzidas (ANA, 2018a).

Apesar das adequações estruturais realizadas, a operação dos reservatórios tem buscado compatibilizar os níveis de água armazenados com as cotas das captações localizadas nas bordas dos lagos e canais de aproximação ao longo da calha do rio, destacam-se os projetos de irrigação Jaíba, localizado à jusante ao reservatório de Três Marias, e Nilo Coelho, no lago do reservatório Sobradinho. Nestes projetos, as captações não são exclusivas para a satisfação das demandas de irrigação, mas também abastecem cidades próximas destes empreendimentos (ANA, 2017c).

A agricultura irrigada tem um papel relevante para o desenvolvimento econômico da região. Estima-se que no ano de 2012, 10,9% das áreas irrigadas no Brasil, estavam inseridas na bacia do rio São Francisco (ANA, 2015a). Sendo que 60% da área irrigada na bacia, pertence a projetos públicos e que 79% das demandas de água foram destinadas a este setor no ano de 2013 (CBHSF, 2016). Os pólos de maior importância, estão localizados nas cidades de Juazeiro e Petrolina (fruticultura), em Barreiras (produção de soja) e na bacia do rio Preto/Paracatu (soja e milho) (ANA, 2015b).

A agricultura irrigada gera emprego e renda para a população e está em expansão, em virtude da valorização dos preços dos produtos agrícolas no mercado internacional. Atualmente existem intensos investimentos no setor, principalmente nas bacias contribuintes do rio, e o seu avanço faz parte do arsenal tecnológico desenvolvido, que propõe o aumento da sua produtividade (RAMINA, 2014; CBHSF, 2016).

Devido à dimensão do sistema hídrico, a importância dos usos múltiplos, modificações hidrológicas e um clima desfavorável, como o semiárido, a gestão de recursos hídricos na bacia do rio São Francisco é complexa. É necessário elaborar estudos para a definição de operações dos reservatórios com regras de defluências otimizadas, visando garantir o fornecimento aos usos de maneira sustentável, que considere todas as variáveis envolvidas neste sistema.

Déficits de água para a irrigação, acarretam em redução das safras, perdas de empregos, quedas de vendas no comércio, entre outros prejuízos sociais, econômicos para a população da bacia. Porém, a agricultura deverá se adaptar à realidade da bacia, uma vez que necessitará se desenvolver com uma disponibilidade hídrica reduzida.

A situação do rio São Francisco é crítica, configurando-se como a pior condição hidrológica dos registros históricos aferidos neste manancial. Em situações de crise hídrica é fundamental criar estratégias mais restritivas, capazes de minorar os efeitos da escassez, de maneira que maximize os estoques hídricos dos reservatórios e que prejudique minimamente os usuários.

Outra questão a ser ponderada é que na bacia, o ecossistema aquático não é considerado como um usuário. Em geral, as restrições de vazão defluente são definidas com base em uma vazão mínima constante, que provocam alterações nas características do regime de escoamento do rio e a degradação dos ecossistemas fluviais (POFF *et al.*, 1997; BUNN; ARTHINGTON, 2002; POFF; SCHMIDT, 2016). A população humana é beneficiada por inúmeros recursos provenientes dos ecossistemas de água doce saudáveis, matérias-primas essenciais para a manutenção da vida e de atividades que contribuem para o desenvolvimento socioeconômico e cultural.

Um regime de vazões ambientais (hidrograma ambiental) representa a quantidade, qualidade e sazonalidade necessárias para sustentar as funções dos ecossistemas aquáticos, serviços ambientais e o bem-estar da população, beneficiados por estes ecossistemas (BRISBANE DECLARATION, 2007). Normalmente, o estabelecimento do hidrograma ambiental visa restaurar ou preservar as condições ecológicas de corpos-hídricos, as quais proporcionam bens e serviços ambientais valorizados pela sociedade (POFF; SCHMIDT, 2016).

No domínio da bacia do rio São Francisco, entre os anos 2007 e 2009, foi realizado um projeto de pesquisa envolvendo as universidades UFBA (Universidade Federal da Bahia), UFMG (Universidade Federal de Minas Gerais) e UFS (Universidade Federal de Sergipe) intitulado “Rede estudo do regime de vazões ecológicas para o baixo curso do rio São Francisco: Uma abordagem multicriterial – ECOVAZÃO”, o qual desenvolveu estudos do regime de vazões no baixo curso do rio São Francisco, com o propósito de estruturar e propor um hidrograma ambiental preliminar (MEDEIROS et al., 2010). Posteriormente, com o intuito de aperfeiçoar este hidrograma e conciliá-lo à situação das demandas dos múltiplos usos na bacia, no ano de 2011 foi criado por pesquisadores da UFBA o projeto de Avaliação dos Impactos da Implantação do Hidrograma Ambiental, do baixo trecho do rio São Francisco (AIHA), o qual também intencionou mensurar os efeitos de sua implantação na bacia e facilitar negociações entre os usuários no processo de alocação de água.

Perante isto, este trabalho estudará a compatibilização das regras operacionais do complexo de reservatórios do rio São Francisco tendo em vista satisfazer as demandas de água para a manutenção do ecossistema aquático e suas implicações para os múltiplos usos, em especial para a irrigação, uso consuntivo mais expressivo na bacia. Apesar dos usos que concebem maiores receitas de mercado terem destaque, como a irrigação, deve ser considerado que, na legislação brasileira, o consumo humano e dessedentação de animais, são demandas prioritárias em situações de escassez hídrica e requerem que a satisfação de suas demandas seja assegurada. Além disso, a sazonalidade das vazões requerida para a conservação do ecossistema aquático deve ser considerada, visto que os serviços ecossistêmicos fornecem recursos que são valiosos para a população da bacia.

Logo, esta pesquisa visa responder à seguinte questão:

Quais as consequências para as demandas da irrigação e outros usos da água, tendo em vista as alterações nas regras de defluência do sistema de reservatórios do rio São Francisco, em período de escassez hídrica ?

2. OBJETIVOS DE PESQUISA

Avaliar os efeitos no atendimento das demandas da irrigação e outros usos da água em consequência das alterações das regras de defluência do sistema de reservatórios do rio São Francisco, em período de escassez hídrica.

Os objetivos específicos da pesquisa são:

- 1- Caracterizar a demanda da irrigação na calha principal do rio São Francisco, em anos de escassez hídrica;
- 2- Analisar os volumes armazenados dos reservatórios, considerando as alterações nas regras de defluências;
- 3- Avaliar os impactos no uso da água para irrigação com a adoção de uma defluência considerando um hidrograma ambiental proposto.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

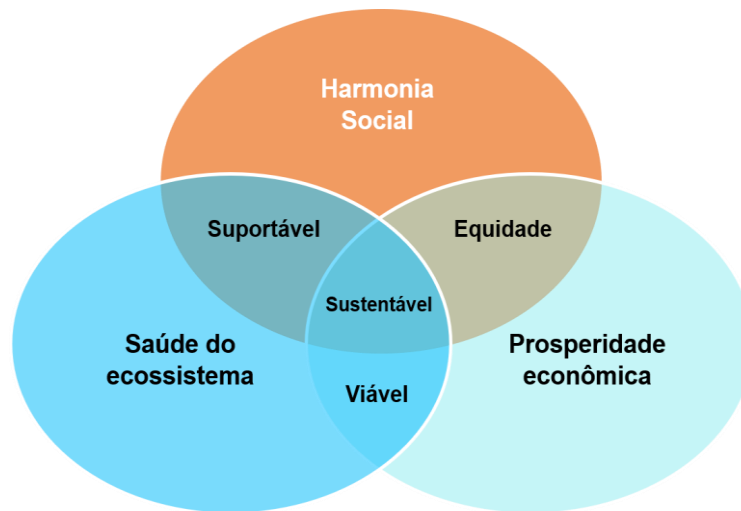
3.1. Desenvolvimento sustentável e a gestão sustentável dos recursos hídricos

A concepção do desenvolvimento sustentável tem, como essência, expressar o esforço para equilibrar diferentes necessidades, que normalmente são concorrentes, com o reconhecimento dos limites ambientais, sociais e econômicos. Este termo foi formalizado no ano de 1987, pela Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, em um relatório intitulado “*Our common future*” (Nosso futuro comum), que delineou o desenvolvimento sustentável como: “*o desenvolvimento que satisfaz as necessidades presentes, sem comprometer a capacidade das gerações futuras de suprir suas próprias necessidades*” (BRUNDTLAND, 1987, pg.87).

Após a divulgação deste conceito, ampliações para esta definição e ações referentes a esta ideia foram propostas em conferências internacionais em defesa do meio ambiente, tais como a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, ocorrida no Rio de Janeiro ano de 1992, que resultou a Agenda 21 (ONU, 1992), documento que constituiu em um plano de ação sobre meio ambiente e desenvolvimento sustentável, e Nações Unidas em 2000, onde foram aprovados oito Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODM) (ONU, 2000). De acordo com WWDR (2015), estes objetivos foram considerados um marco para o desenvolvimento sustentável, visto que esta compreensão se tornou um princípio organizador para sustentar recursos limitados e atender às necessidades das futuras gerações do planeta.

Com base nos princípios dos ODM, no ano de 2015 foi aprovado o documento “Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável”. Este documento consiste em uma declaração, que em seu conteúdo consta 17 objetivos e 169 metas, vinculados entre si, a fim de buscar o equilíbrio entre as três dimensões do desenvolvimento sustentável: a econômica, a social e a ambiental, indicados na Figura 1. Os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável foram elaborados com o propósito de orientar governos, Estados e a sociedade civil, e estão ilustrados na Figura 2.

Figura 1- As três dimensões do desenvolvimento sustentável.



Fonte: ONU (1992); Sayers *et al.* (2016)

Figura 2 - 17 objetivos do desenvolvimento sustentável.



Fonte: ONU (2015)

De acordo com a ONU (2015), o objetivo 6 “água limpa e saneamento”, explicito na Figura 2, tem a intenção de “garantir disponibilidade e manejo sustentável da água e saneamento para todos”. Este objetivo é composto por seis metas, descritas a seguir:

6.1 Até 2030, alcançar o acesso universal e equitativo a água potável e segura para todos;

6.2 Até 2030, alcançar o acesso a saneamento e higiene adequados e equitativos para todos, e acabar com a defecação a céu aberto, com especial atenção para as necessidades das mulheres e meninas e daqueles em situação de vulnerabilidade;

6.3 Até 2030, melhorar a qualidade da água, reduzindo a poluição, eliminando despejo e minimizando a liberação de produtos químicos e materiais perigosos, reduzindo à metade a proporção de águas

residuais não tratadas e aumentando substancialmente a reciclagem e reutilização segura globalmente;

6.4 Até 2030, aumentar substancialmente a eficiência do uso da água em todos os setores e assegurar retiradas sustentáveis e o abastecimento de água doce para enfrentar a escassez de água, e reduzir substancialmente o número de pessoas que sofrem com a escassez de água;

6.5 Até 2030, implementar a gestão integrada dos recursos hídricos em todos os níveis, inclusive via cooperação transfronteiriça, conforme apropriado;

6.6 Até 2020, proteger e restaurar ecossistemas relacionados com a água, incluindo montanhas, florestas, zonas úmidas, rios, aquíferos e lagos;

6.a Até 2030, ampliar a cooperação internacional e o apoio à capacitação para os países em desenvolvimento em atividades e programas relacionados à água e saneamento, incluindo a coleta de água, a dessalinização, a eficiência no uso da água, o tratamento de efluentes, a reciclagem e as tecnologias de reuso;

6.b Apoiar e fortalecer a participação das comunidades locais, para melhorar a gestão da água e do saneamento (ONU, 2015, pg. 6).

O objetivo 6 foi uma resposta ao colapso e deterioração dos ecossistemas de água doce, que tem ocorrido ao longo dos anos, juntamente com as restrições dos desenvolvimentos social e econômico causadas por esta situação. Este objetivo internaliza os Princípios de Dublin (1992), que contemplou, especificamente, a relação do desenvolvimento sustentável e recursos hídricos, por meio de reconhecimento do crescimento da escassez da água, como consequência do uso deste insumo em excesso.

Desse modo, o Objetivo 6 assume a água como um bem fundamental para alcançar o desenvolvimento sustentável, uma vez que este insumo se relaciona com as suas três dimensões. WWDR (2015) complementa que os recursos hídricos são essenciais para a redução da pobreza, uma saúde pública adequada, segurança alimentar, preservação das espécies e dignidade da vida humana.

Além disso, o Objetivo 6 incorpora a concepção de gestão sustentável de recursos hídricos, defendido oficialmente pela primeira vez pela Agenda 21 (ONU, 1992), que enfatiza a sustentabilidade deve ser alcançada através de uma gestão de recursos hídricos com uma abordagem integrada, ou seja, um processo gestão, planejamento e monitoramento de recursos hídricos coordenado, de modo que considere os objetivos das três dimensões do desenvolvimento sustentável.

De acordo com WWAP (2012), a gestão sustentável da água é definida como “O uso de água que sustenta a capacidade da sociedade humana de suportar e prosperar o

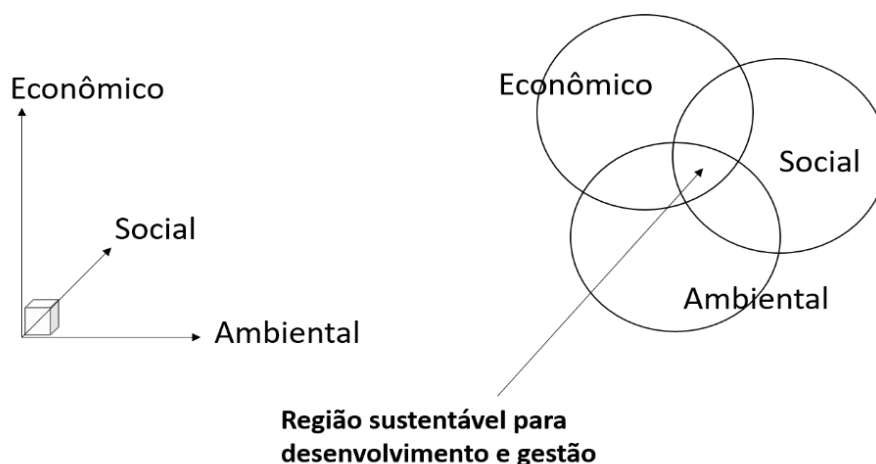
futuro incerto, sem prejudicar a integridade do ciclo hidrológico ou dos sistemas ecológicos que dependem deles” (WWAP; 2012;p.378). Já OECD (2010) descreve este termo pela ótica da gestão sustentável dos recursos hídricos na agricultura:

“O alcance da gestão sustentável dos recursos hídricos na agricultura diz respeito à responsabilidade de gestores de água e usuários para garantir que os recursos hídricos sejam alocados de forma eficiente e equitativa e usado para alcançar resultados sociais, ambientalmente e economicamente benéficos. Inclui: irrigação para suavizar o abastecimento de água durante as estações de produção; gestão da água na agricultura de sequeiro; gestão de inundações, secas e drenagem; conservação de ecossistemas e cultura cultural associada e valores recreativos” (OECD, 2010,p.9).

Autores como Loucks (2000), Juwana, Muttill & Perera (2012) e Harmancioglu, Barbaros & Cetinkaya (2013), relatam que a gestão sustentável da água ressalta a importância da consideração de uma visão de longo prazo nas tomadas de decisão e planejamento de recursos hídricos, além de contemplar incertezas dos desejos futuros de uma sociedade, no que tange aos aspectos sociais, econômicos e ambientais. A Figura 3 ilustra a região sustentável para o gerenciamento de recursos hídricos, encontrando-se na área que atende as três dimensões do desenvolvimento sustentável.

Figura 3-Dimensões de estudos da gestão sustentável de recursos hídricos.

Dimensões dos estudos de gestão de recursos hídricos



Fonte: Harmancioglu, Barbaros & Cetinkaya (2013)

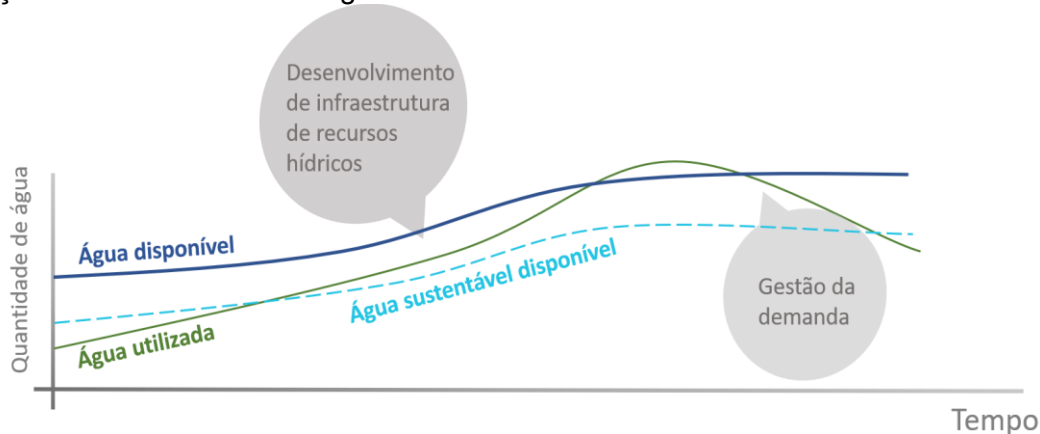
Segundo os autores Simovic (2001) e Harmancioglu, Barbaros & Cetinkaya (2013), a gestão de recursos hídricos deve ser avaliada considerando a eficiência econômica,

equidade social e compatibilidade ambiental. Para tanto, Harmancioglu, Barbaros & Cetinkaya (2013) relata que é necessário descrever a sustentabilidade de maneira precisa, para tornar possível a avaliação do gerenciamento de recursos hídricos e que suas práticas assegurem a sustentabilidade em suas tomadas de decisão. Diante disso, alguns autores como Harmancioglu, Barbaros & Cetinkaya (2013) e Pires *et al.* (2017) sugerem a adição de uma quarta dimensão para facilitar a compreensão de questões institucionais.

Um dos desafios para alcançar a gestão sustentável da água é compatibilizar a quantidade de hídrica disponível para o desenvolvimento econômico, atender as demandas de uma população crescente, proteção contra riscos oriundos de mudanças climáticas e para preservação ambiental. Segundo Speed *et al.* (2013), para alcançar o uso sustentável da água, as tomadas de decisão tradicionais são baseadas na gestão da oferta, ou seja, na implementação de infraestruturas hídricas. Entretanto, de acordo com os autores, normalmente esta medida torna-se apenas uma solução momentânea, uma vez que no futuro os padrões de uso tornam-se mais exigentes, configurando-se em uma escassez da oferta hídrica e competição entre os usuários.

Esta evolução está ilustrada na Figura 4, que descreve o crescimento das demandas de água, onde inicialmente é atendida em razão da implantação de infraestruturas hídricas, capazes de aumentar a oferta hídrica. Neste estágio, a gestão de recursos hídricos é baseada na construção e operação desta infraestrutura e como esta água armazenada deverá ser utilizada. Entretanto, com o passar do tempo, houve incremento das demandas de água dos usuários, que excedem a oferta de água disponível, o que pode produzir crises econômicas, sociais e ambientais. Neste período, para alcançar o uso sustentável da água, é preciso implementar um processo de planejamento e gestão de recursos hídricos de maneira integrada, capaz de considerar não somente as questões relacionadas à operação e implantação de infraestruturas hídricas, como também a gestão da demanda e atendimento das necessidades ambientais (SPEED *et al.*, 2013; FAO, 2012).

Figura 4- Evolução entre a oferta e as demandas de água e as medidas de gestão para alcançar o uso sustentável da água.



Fonte: SPEED *et al.* (2013).

Xiao, Hipel & Fang (2016) reforçam esta idéia, uma vez que o cenário das demandas futuras são cada vez maiores, apenas a gestão da oferta não será suficiente, impondo que a gestão de recursos hídricos sustentável deve dar atenção às demandas de água e seus usuários, incentivando-os a implementação de técnicas de uso de água eficientes e produtivas. Sayers *et al.* (2016) relatam que a desvantagem desta medida é a dependência dos usuários adotarem as técnicas de redução do consumo, o que torna o sistema menos flexível. De acordo com Xiao, Hipel & Fang (2016), a gestão da demanda de água é capaz de reduzir as demandas industriais em 10% e para a agricultura em até 25%.

Dentre os usuários de água, a agricultura irrigada é o setor que sofre maior pressão para se adaptar a condição de uma disponibilidade hídrica reduzida, imposta a uma população crescente e submetida à mudanças climáticas. Neste contexto, a busca pela intensificação sustentável, ou seja, maior produção de alimentos, ganhos econômicos e menor impacto ambiental (GODFRAY; GANETT, 2014; PEREIRA, 2017), se torna uma tarefa fundamental.

3.2. Uso da água para a irrigação

Até o ano de 2050, serão necessários 60% a mais alimentos, para atender às necessidades da população, caso permaneçam os mesmos padrões de consumo atuais (FISCHER; BYERLEE; EDMEADES, 2014). O desafio se torna ainda maior, uma vez que a expansão populacional não apenas exigirá mais alimentos e maiores

demandas de água, mas também o incremento das demandas energia elétrica (RASUL, 2014; PEREIRA, 2017; OZTURK, 2017).

De acordo com OECD (2013), as baixas taxas cobradas pelo uso da água para fins agrícolas, além de estimular maior consumo deste recurso, não são suficientes para cobrir as despesas da operação e manutenção de infraestruturas hídricas, como barragens e redes de distribuição. Em alguns locais, como é o caso do Brasil, é comum oferecerem tarifas de energia elétrica mais baratas, para o bombeamento de água para a irrigação das lavouras.

O aumento das demandas de energia elétrica, implicará em uma maior necessidade da utilização de fontes de energias alternativas, como é o caso dos biocombustíveis (ROSEGRANT; RINGLER; ZHU, 2009; POPPY *et al.*; 2014). Cerca de 1% de toda a água retirada para o setor agrícola, é utilizada para a irrigação de sua matéria-prima. Apesar da quantidade de água, utilizada em processos industriais para transformação da matéria-prima em produto final, não ser expressiva, em regiões onde há escassez hídrica, existem concorrências dos recursos hídricos para a irrigação das lavouras para a produção dos biocombustíveis e alimentos (ROSEGRANT; RINGLER; ZHU, 2009).

A crescente escassez de água afetará a expansão da produção de alimentos, principalmente para o setor da irrigação. Em 2013, a agricultura irrigada forneceu cerca de 40% de alimentos no mundo (OCDE; 2013) e este setor depende da disponibilidade hídrica para se desenvolver. Segundo Rosegrant, Ringler & Zhu (2009), sem a irrigação, os avanços alcançados atualmente para o aumento dos rendimentos e produtos agrícolas não seria possível.

A irrigação é o maior usuário dos recursos hídricos disponíveis em todo o mundo, visto que 70% das reservas captadas, são destinadas a este setor (CALZADILLA *et al.*, 2010; FAO, 2012; DAI; LI, 2013; LI; GUO; SIGH, 2016). Em regiões áridas e semiáridas, o consumo hídrico para a irrigação é ainda mais expressivo, uma vez que estas regiões apresentam baixa pluviosidade e altas taxas de evaporação. Ademais, por efeito da escassa disponibilidade hídrica nestas áreas, a produção de alimentos só é viável mediante a aplicação de água.

O trecho médio da bacia do rio Guadiana, localizada na Espanha (BLANCO-GUTIERREZ; VARELA; ORTEGA; PURKEY, 2013), e a bacia do rio Tarim, na China

(HUANG *et al.*; 2013), são exemplos de regiões com estas características, e em ambas localidades, a irrigação consome aproximadamente 90% do total das demandas hídricas.

Apesar deste setor utilizar grande quantidade de água, também proporciona diversos benefícios, como: aumento da produtividade das áreas cultivadas, sendo duas a três vezes maior que a agricultura de sequeiro ; uso do solo durante todo o ano, com até três culturas por ano; aumento da oferta de alimentos e demais produtos agrícolas durante todo o ano, atenuação da sazonalidade climática, abertura de novos mercados, aumento da renda do produtor rural, redução da oferta sazonal de empregos, entre outros (OECD, 2010; OECD, 2016).

A água para irrigação é designada para compensar a deficiência hídrica das culturas, a qual é distribuída por meio de um conjunto de equipamentos e diferentes métodos. Estes métodos podem ser classificados através da técnica em que a água é aplicada. Destacam-se as técnicas de irrigação por superfície, subterrânea, aspersão e localizada. Cada método de irrigação é composto por diferentes sistemas, como o sistema de gotejamento, para a irrigação localizada, e pivô central, para irrigação por aspersão (FAO, 2012; PAUDEL; PANDIT; HINSON, 2016).

As demandas de água variam de acordo com o método de irrigação, clima, estágio de desenvolvimento da planta e de sua espécie (como grãos, hortaliças e frutas). É através do manejo que se determina a quantidade de água a ser aplicada e a metodologia a ser empregada.

Para o cálculo do requerimento de vazão do cultivo, são considerados os seguintes parâmetros: Evapotranspiração de referência (E_{To}), o qual define a parcela de água que é evapotranspirada por uma cultura com características específicas. Normalmente, utiliza-se a grama como referência; Evapotranspiração da cultura (E_{Tc}), representa a evapotranspiração de uma cultura, em determinado estágio de desenvolvimento, sem restrições de água, livre de doenças e bem fertilizada. Este parâmetro é estimado com o uso da evapotranspiração de referência (E_{To}) e dos coeficientes de cultura (K_c); Coeficiente de cultura (K_c) descreve a relação entre a E_{Tc} de uma cultura em certo estágio de desenvolvimento e a correspondente E_{To} do período analisado. Cada cultivo possui um coeficiente específico, o qual varia ao longo do seu ciclo de crescimento (ALLEN *et al.*, 1998).

Portanto, o manejo da irrigação deve considerar a sazonalidade das demandas de água das culturas, uma vez que as necessidades hídricas, variam de acordo com as suas características fisiológicas em diferentes estágios de desenvolvimento e condições climáticas, como as estações chuvosas e de estiagem.

Isto posto, a agricultura irrigada é um dos setores da economia mais dependentes da oferta de água, visto que quando há escassez, é um dos mais prejudicados e, simultaneamente, um dos maiores responsáveis pelo desequilíbrio hídrico.

Em situações de escassez hídrica, alocar este insumo de maneira sustentável, torna-se um desafio, uma vez que o benefício econômico está diretamente relacionado à quantidade de água destinada ao setor da irrigação (LI; GUO; SIGH, 2016; OECD, 2016), ou seja, quanto menor a parcela de água alocada para a agricultura irrigada, menor será o benefício econômico. O método para a obtenção do equilíbrio entre os aspectos econômicos e a mitigação da escassez hídrica, é uma difícil tarefa a ser considerada pelos tomadores de decisão.

Uma destas medidas, é maximizar a eficiência do uso da água. Cientistas e engenheiros de irrigação, têm utilizado o termo “uso eficiente da água”, para descrever a relação entre a quantidade de água efetivamente utilizada pela cultura e a quantidade de água captada (OECD, 2010; NAIR; JOHNSON; WANG, 2013).

Entretanto, este conceito clássico de eficiência do uso da água, foi debatido por alguns estudiosos, como Perry (2007) e Pereira (2012), uma vez que ignora o percentual da vazão de retorno e de reciclagem. Esta definição ampliou-se, sendo que a água desviada para a irrigação, foi dividida em frações, como *uso benéfico* (parcela de água utilizada para as finalidades previstas, como por exemplo evapotranspiração das culturas irrigadas) e *uso não benéfico* (evapotranspiração do solo nu e ervas daninhas). Por sua vez, estas parcelas foram classificadas em *vazões recuperáveis* (quando a água retorna para corpos hídricos e aquíferos de boa qualidade) e *não recuperáveis* (situação em que a água retorna para corpos hídricos poluídos ou aquíferos altamente salinos). (PERRY, 2007; PEREIRA, 2012; FAO, 2012).

Esta abordagem enfatiza que, o cálculo das perdas de água aplicada nas lavouras, não deve compreender apenas as perdas entre a captação e o sistema de irrigação, mas é preciso considerar o balanço hídrico global da bacia, uma vez que, segundo esta premissa, nem toda água aplicada nos perímetros irrigados constituem em uma

perda para o ciclo hidrológico (CRASE; OKEEFE, 2009; FAO, 2012; BARTCHELOR *et al.*, 2014; OECD, 2016; OECD, 2015). Por exemplo, o uso não consumido de água para a irrigação pode retornar para um corpo hídrico e ser aproveitada para atender a manutenção dos ecossistemas aquáticos ou esta parcela de água pode ser utilizada por outro irrigante, através da captação de águas subterrâneas.

Portanto, a alteração da escala do balanço hídrico promove o diagnóstico mais próximo da real eficiência do uso da água, além de dar suporte para questões mais amplas, com maior exatidão de cálculos para a elaboração planos de gestão de recursos hídricos.

Autores como OECD (2016), OECD (2015), Bartchelor *et al.* (2014), Hoekstra (2013), e FAO (2012), relatam que, em algumas situações, o uso das tecnologias para economizar água, podem promover a intensificação do seu uso.

De acordo com FAO (2012), as técnicas de microirrigação (como gotejamento e aspersão), são capazes de melhorar o uso da água, aumentando a produtividade e qualidade das colheitas. Além disso, podem também reduzir o consumo hídrico e a evapotranspiração não benéfica, quando aplicados sobre as culturas em filas e pomares, amplamente espaçadas. Entretanto, quando mal empregadas, a microirrigação pode aumentar o gasto de água, em consequência da intensificação da exploração agrícola, como crescimento da produção, expansão de áreas irrigáveis e aumento do número de culturas por ano.

Bartchelor *et al.* (2014), avaliou os potenciais efeitos das tecnologias do uso eficiente das águas para disponibilizar maior oferta hídrica para vazões ambientais e demais setores usuários de água, em rios da Índia. O estudo concluiu que, quando bem geridos, as tecnologias de uso eficiente da água podem promover muitos benefícios: aumento da produção, melhor rentabilidade e menores riscos de perdas de produção. Entretanto, estas tecnologias não garantem a economia de água para as vazões ambientais e outros usos. Conforme os autores, é possível liberar água para as vazões ambientais e demais usos, quando estas tecnologias reduzem a evaporação não benéfica, associados ao tratamento das águas residuais, reuso e sistemas de governança, que proporcionem um conjunto de ações e políticas eficazes, com medidas de controle do uso e alocação de água sustentável, considerando a

importância da preservação dos ecossistemas aquáticos e o valor dos serviços oferecidos por eles.

3.3. Alocação de água

A gestão e planejamento dos recursos de água doce, é uma tarefa complexa, uma vez que os sistemas hídricos são compostos por diversos fatores ambientais, sociais e administrativos (MADANI, 2010; READ; MADANI; INANLOO, 2014), assim sendo, conforme a escassez hídrica avança, os conflitos entre os usuários se intensificam, tornando os planos e acordos de alocação de água importantes para atenuação destes (OECD; 2015; HELLEGERS; LEFLAIVE, 2015; SAYERS *et al.*, 2016).

A alocação de água é um processo de planejamento, constituído por um conjunto de políticas, leis e mecanismos, que tem como objetivo promover o uso racional e sustentável dos recursos hídricos, garantir o seu fornecimento às demandas atuais, futuras e proteção dos ecossistemas aquáticos (LE QUESNE; PEGRAM; HEYDEN, 2007; SPEED *et al.*, 2013; OECD; 2015). Fundamentalmente, este processo consiste em identificar a quantidade de água disponível para o consumo e como este insumo deve ser repartido entre diferentes regiões administrativas, setores ou usuários. Para tanto, realiza-se um cálculo de balanço hídrico entre demandas e disponibilidades para o presente e efetua-se uma projeção das demandas futuras, para médio e longo prazo. A partir destas informações, são construídos cenários alternativos de alocação de água, os quais podem considerar diferentes interesses, como políticos, sociais, econômicos ou ambientais (LE QUESNE; PEGRAM; HEYDEN, 2007; SPEED *et al.*, 2013).

A projeção de cenários é uma ferramenta que auxilia procedimentos de gerenciamento estratégico, através do desenvolvimento de um referencial de futuros alternativos, afim de superar limitações e facilitar tomadas de decisões de longo prazo, que lidam com incertezas e situações complexas. Os cenários são construídos por um conjunto de eventos hipotéticos, capazes de suceder num horizonte futuro, tornando possível traçar uma sequência de eventos causais, assim como apontar questões relevantes a serem consideradas em processos decisórios. Os cenários não são capazes de eliminar incertezas e nem prever precisamente um horizonte futuro, entretanto

proporcionam uma visão geral do ambiente e a sua evolução quanto à realidade (SCHWARTZ, 2004; HEIJDEN, 2005; AMER; DAIM; JETTER, 2013).

Em geral, na etapa de desenvolvimento das alternativas de alocação de água, são estabelecidas prioridades de uso. Isto é, uma parcela da água disponível é reservada para usos de maior importância, cujas demandas são atendidas previamente em relação às demais. Os interesses específicos de cada região de estudo, determinam as prioridades de uso. Tradicionalmente, é dado maior enfoque aos usos para abastecimento humano, dessedentação de animais, atividades com relevância socioeconômica, como a geração de energia elétrica e, em abordagens mais modernas, a manutenção do ecossistema aquático (SPEED *et al.*, 2013; OCDE, 2015).

Autores como Le Quesne, Pegram & Heyden (2007), Speed *et al.* (2013) e Sayers *et al.* (2016) defendem o ecossistema aquático como usuário prioritário nos planos de alocação de água, uma vez que ecossistemas saudáveis possuem maior resiliência em situações em que há seca intensa. Sayers *et al.* (2016) relatam que, tradicionalmente a demanda hídrica para o meio ambiente é a primeira demanda a ser sacrificada nestes períodos, visto que faz necessário impor restrições de captação e regras de operação de reservatórios para recuperar os volumes de água naturais do rio e infraestruturas de armazenamento hídrico. Os autores pontuam que logo após o término deste período crítico, a demanda ambiental deve ser atendida o mais breve possível.

Em alguns locais, como Austrália (ACT, 2013) e Europa (EC, 2000), já reconhecem os benefícios proporcionados pelos ecossistemas fluviais saudáveis, e que, para preservá-los, dependem principalmente, de uma eficiente gestão do uso, proteção e restauração dos corpos hídricos. Nesse sentido, existem muitas pesquisas relacionadas à vazão ambiental, tanto para sua aplicabilidade, quanto à importância em considerá-la uma demanda prioritária em planejamentos de alocação de água e, assim, alcançar o atendimento das necessidades humanas e ambientais com maior eficiência.

Logo, a gestão das águas deve preservar saúde dos ecossistemas aquáticos, uma vez que uma gestão sustentável é fundamental para garantir água com qualidade e quantidade para o bem-estar da população.

3.4. Operação estratégica de reservatórios visando atendimento dos ecossistemas aquáticos

Uma das maiores dificuldades no campo da gestão de recursos hídricos, é projetar e implementar um programa de gestão, que busque o armazenamento e a retirada de água para os usos humanos de maneira que não cause a degradação e a simplificação dos ecossistemas. Usualmente, as concepções para a proteção dos ecossistemas aquáticos, costumam resumirem-se em apenas assegurar a qualidade hídrica e vazão mínima que devem ser preservadas em um manancial, sem apreciar as características da dinâmica de escoamento dos corpos hídricos e as necessidades destes ecossistemas (POFF *et al.*, 1997; ACREMAN *et al.*, 2014).

Em resposta, pesquisas recentes têm apresentado metodologias que abordam a operação estratégica de reservatórios, com o propósito de preservar ou restaurar algumas funções e serviços ambientais prejudicados (POFF; SCHMIDT, 2016). Neste contexto, surge o conceito de vazão ambiental, o qual é definido como a quantidade, qualidade e sazonalidade de água necessária à manutenção dos ecossistemas aquáticos e para o atendimento aos usos humanos que são beneficiados por este ecossistema (THE BRISBANE DECLARATION, 2007).

Esta definição, integra também, a participação social no processo científico, no que tange ao poder de decisão dos objetivos ambientais para determinado corpo hídrico. Os objetivos ambientais são as condições desejadas pela sociedade, quanto ao estado ecológico fluvial. Estes objetivos são incorporados a metas de gestão dos rios, os quais resumem-se a um conjunto de regras e ações exequíveis, baseadas em uma pesquisa socioambiental e monitoramento da área em estudo (RICHTER *et al.*; 1997).

A etapa de definição dos objetivos ambientais, deve ser participativa, tendo como fator preponderante a aceitação e compreensão das partes interessadas. Os integrantes dos grupos envolvidos, que possuem diferentes pontos de vista, podem ser os usuários, municípios, comunidades ribeirinhas, órgãos governamentais e ONGs. A União Europeia é um exemplo da consideração dos objetivos ambientais, determinados pela sociedade, em suas legislações e políticas. A Diretiva Quadro da Água (DQA), estabelece que as massas d'água, pertencentes aos estados membros, atinjam um padrão mínimo de bom estado ecológico (EU, 2000).

Após decisão dos objetivos ambientais a serem alcançados, é necessário construir um regime de vazões ambientais (hidrograma ambiental), que deverá ser composto por elementos suficientes obter as condições desejadas pela população para o ecossistema. O hidrograma ambiental representa o comportamento temporal das vazões ambientais, o qual é descrito por variáveis como a magnitude das vazões máximas e mínimas, frequência em que ocorrem eventos extremos, duração e a regularidade em que estas vazões ocorrem e taxa de variação de um regime (POFF *et al.*, 1997).

Estabelecer um regime de fluvial variável, através da operação de reservatórios, é fundamental para suceder os objetivos ambientais, uma vez que composição da biodiversidade dos ecossistemas aquáticos é influenciada por processos físicos dos rios (como transporte de sedimentos, escoamento e qualidade da água), visto que configuram a estrutura dos habitats. Dentre estes processos, o escoamento é o parâmetro mais relevante, sendo o principal fator que determina os habitats aquáticos (Poff *et al.*, 1997; Bunn; Arthington, 2002).

Os habitats são compostos por uma série de características geomórficas dos rios, sendo que o padrão de sua dinâmica espacial e temporal, influenciado pelo regime de vazões, regulam a distribuição, abundância, diversidade e desenvolvimento das espécies, visto que estas dependem de certas particularidades do seu ambiente para a conclusão do seu ciclo de vida (POFF *et al.*, 1997, O'KEEFFE; QUESNE, 2009; BUNN; ARTHINGTON, 2002 ; POFF; SCHMIDT, 2016). Por consequência, habitats modificados, suscitam o desaparecimento da biota nativa e da sua simplificação, uma vez que apenas as espécies mais resistentes a perturbações sobreviveriam neste ambiente. Apesar disso, o rio possui a capacidade de adaptação, o que promove o surgimento de novas e diferentes espécies, que muitas vezes, podem se manifestar como pragas (BUNN; ARTHINGTON, 2002 ;O'KEEFEE; QUESNE, 2009).

A relação entre o regime de vazões e a complexidade dos ecossistemas, também está associada à conectividade do fluxo ao longo do rio e de sua planície de inundação. A implantação de barragens, aterros e outras estruturas, podem fragmentar o sistema e contribuir para o declínio de espécies migratórias. Além disso, as barragens amortecem os picos de vazão, o que reduz a frequência, extensão e duração das enchentes. Os períodos de inundação, possuem um papel importante para a

manutenção dos ecossistemas, uma vez que cria áreas de desova, viveiros e fontes de alimento essenciais para muitas espécies fluviais (BUNN; ARTHINGTON, 2002; OKEEFEE; QUESNE, 2009).

Logo, o regime de fluxo natural do rio, representa um importante papel para a manutenção dos ecossistemas aquáticos e preservação de espécies nativas. A construção de barragens, alteram a variação hidrológica natural dos rios, com a finalidade de potencializar e garantir o atendimento das demandas de água, durante o período de estiagem ou controle de inundações em tempo de cheias. Estas perturbações, não só afetam os aspectos ambientais, mas também prejudicam uma série de bens e serviços que estes ecossistemas provêm à população humana.

Existe uma diversidade de metodologias para definir um regime de vazões ambientais. O’Keeffe & Quesne (2009) as classificou em seis grupos genéricos: (1) métodos hidrológicos, (2) métodos de classificação hidráulica, (3) métodos de extrapolação, (4) métodos de classificação de habitats, (5) métodos holísticos e (6) métodos alternativos.

Os métodos hidrológicos são considerados como as técnicas mais tradicionais, no entanto, ao longo dos anos têm se tornado obsoletas, uma vez que não consideram a sazonalidade requerida para a manutenção dos ecossistemas fluviais. Estas técnicas, apenas utilizam uma vazão mínima de referência, calculada por uma série histórica estatística (THARME, 2003). Já os métodos holísticos, englobam uma equipe de projeto, composta por especialistas de diferentes áreas com visões distintas, com o intuito de construir um hidrograma ambiental mais adequado aos objetivos ambientais pré-definidos. A equipe de projeto, geralmente é formada por hidrólogos, engenheiros hidráulicos, biólogos, especialistas em qualidade da água e em socioeconomia. São exemplos os métodos *Building Block Methodology* (BBM) e o *Downstream Response to Imposed Flow Transformation* (DRIFT) (O’KEEFEE; QUESNE, 2009).

De acordo com Acreman (2016), dentre as diferentes categorias de métodos para a construção do hidrograma ambiental, os métodos holísticos demonstram-se mais completos, uma vez que consideram a complexidade de disciplinas que se relacionam com a vazão ambiental, principalmente a perspectiva socioeconômica. No entanto, o autor finaliza que a escolha do método adequado depende da natureza do problema,

dos recursos financeiros disponíveis, grau de dificuldade para a implementação e complexidade do sistema.

King *et al* (2016) afirmam que as relações entre vazão e biodiversidade, que são utilizadas para determinar os hidrogramas ambientais, ainda foram pouco estudadas. Pahl-Wostl *et al* (2013) complementam, afirmando que existe uma dificuldade em tornar claro as interações entre as demandas de água, múltiplos usos, regime hidrológico, biota e os serviços ecossistêmicos. Para reduzir o grau de incertezas, King *et al* (2010) e Pahl-Wostl *et al* (2013) relatam que devem ser considerados os fundamentos da gestão adaptativa nas etapas de construção, implementação, acompanhamento e ajuste do hidrograma ambiental. É fundamental que a legislação exija o monitoramento contínuo do regime de vazões ambientais e que o processo de implementação seja flexível e adaptável, não apenas para minimizar incertezas, mas também o conhecimento científico está em constante evolução, apresentando inovações e, além disso, é provável que ocorram possíveis mudanças na infraestrutura hídrica, como a remoção de uma barragem ou, até mesmo, alterações bruscas na disponibilidade de água, causadas por mudanças climáticas.

Alguns autores analisaram a restauração da biota aquática em rios que adotaram o regime de vazões ambientais. Estudos como Mackie *et al.* (2013) e Grown (2016), avaliaram a presença de macroinvertebrados em rios australianos. Os resultados de ambos, sugeriram que a implementação do regime de vazões ambientais foi benéfica para o desenvolvimento destas espécies. King *et al.* (2010) descreveu o êxito da implementação do regime de vazões ambientais, através de uma abordagem de gestão adaptativa, esta alcançou diversos objetivos ambientais, como o incremento da desova e recrutamento de peixes, na bacia do rio Murray, Austrália. Warner, Bach & Hickey (2014) relatam a existência de estudos que evidenciam um aumento na reprodução de mexilhões, no rio Green, Estados Unidos.

Apesar dos benefícios que o hidrograma ambiental podem proporcionar, a etapa de sua implementação é um processo complexo, principalmente em rios com múltiplos usos e recursos escassos. A implementação exige discussões entre os usuários e ações que são, muitas vezes, desvantajosas, à curto prazo, sob a perspectiva econômica e social, causadas pela redução de água para os usuários. Na bacia Murray-Darling, por exemplo, no ano de 2010 os irrigantes protestaram contra a

proposta da implementação das vazões ambientais, uma vez que estes seriam prejudicados com a diminuição de suas demandas de água (Acreman, 2016).

Os resultados destes debates, vão depender da vontade política, social e, principalmente, de fatores econômicos. Segundo Acreman (2016), em situações que a alocação de água é alterada, a compensação financeira pode ser uma solução viável para os usuários impactados economicamente. Pang, Sang & Yang (2013) por exemplo, elaboraram uma proposta de alocação de água, contemplando uma compensação econômica para o setor da agricultura, com a finalidade de implementar um regime de vazões ambientais, no rio Yellow (China). Ou seja, nos meses de menores disponibilidades hídricas, a vazão ofertada para a irrigação, seria subsidiada para o ecossistema, através de repasses financeiros do governo.

Adicionalmente, as reformas na gestão e planejamento dos recursos hídricos exigem que sejam compatíveis com a capacidade institucional daquele local. Logo, a adoção de abordagens muito sofisticadas para locais em que possuem capacidades institucionais limitadas, podem causar o insucesso na implementação destas reformas. A África do Sul é um exemplo desta situação, onde o país passou por problemas devido à escassez hídrica e, em resposta, criou a *South African Water Act* (1998), lei abrangente e sofisticada, que entre os seus princípios, estabelece uma reserva hídrica para satisfazer, prioritariamente, as necessidades humanas e funções ecológicas. Entretanto, a implementação desta lei falhou em atender as expectativas, uma vez que determinou uma série de restrições, o que ocasionou em usos ilegais das águas, além da falta de vontade política de impor o seu cumprimento e escasso monitoramento (O'KEEFFE; QUESNE, 2009; LE QUESNE *et al.*, 2010; SPEED *et al.*, 2013; OECD, 2015). De acordo com Speed *et al.* (2013), a capacidade institucional deve ser desenvolvida simultaneamente às formulações das reformas, afim de permitir que estas abordagens mais modernas e sofisticadas sejam adotadas.

Alguns tomadores de decisão possuem resistência em reconhecer o ecossistema aquático como um usuário, uma vez que a demanda ambiental, além de requerer uma determinada parcela de água, pode impactar nos demais usuários, sob o aspecto quantitativo, carecendo também da variabilidade sazonal das vazões, o que, na prática, pode dificultar as regras e a performance operacional dos reservatórios, especialmente aqueles com aproveitamento hidroelétrico (MCMANAMAY *et al.*; 2016;

RHEINHEIMER; LIU; GUO, 2015; LIECHTI *et al.*, 2014; GÓMEZ; PÉREZ-BLANCO; BATALLA, 2014).

Geralmente, estes sistemas são geridos por um complexo de reservatórios interligados, os quais armazenam água e facilitam o atendimento a diversos usos, tais como: o abastecimento humano; irrigação; dessedentação animal; geração de energia elétrica; manutenção da vida aquática; industrial e outros. Em ambientes de múltiplos usos, é possível surgirem pressões, que desencadeiam conflitos sobre os recursos hídricos disponíveis, impondo uma maior preocupação de utilizar este insumo de maneira eficiente para atender as diversas necessidades.

3.5. Desempenho operacional de reservatórios

Os reservatórios de armazenamento de água, são soluções estruturais para a regularização da disponibilidade hídrica, que oferecem múltiplos benefícios, como energia elétrica, abastecimento (municipal, industrial, agrícola, etc.), controle de cheias e estiagem, recreação, pesca e navegação.

O modo de operação de um reservatório, depende da finalidade para que este foi construído. Caso esta estrutura venha a ser utilizada para satisfazer a um outro propósito, que não foi contemplado no projeto, a sua performance pode ser comprometida. No Brasil, por exemplo, a maioria das hidroelétricas foram projetadas para priorizar o aproveitamento elétrico, sem contemplar as necessidades das outras atividades, que posteriormente foram incorporadas. Alguns reservatórios situados neste país, em épocas de estiagem severa, quando o nível de água atinge a cota mínima operacional (volume morto), o atendimento aos múltiplos usos se interrompe, com exceção da produção de energia elétrica. Isso ocorre, em razão da cota da tomada d'água, ou seja, a estrutura que permite a adução de água para as turbinas de geração elétrica, encontra-se a poucos metros abaixo do mínimo operacional, para a regularização das vazões. Abaixo deste nível, a água é utilizada até a cota de adução, quando a geração de energia elétrica é paralisada, para evitar o colapso das suas turbinas (GALVÃO; BERMAN, 2015).

Em geral, as regras operacionais de um reservatório determinam o volume de água que deve ser estocada, em diferentes escalas de tempo (horário, diário, mensal, entre

outros), para satisfazer as demandas requeridas a jusante e restrições do sistema. As restrições podem ser descritas como limites operativos, a exemplo das cotas de captação, vazões defluentes mínimas e vazões ambientais.

Para garantir uma boa performance, a elaboração de política de operação de reservatórios, é fundamental. Esta política integra um conjunto de regras para a liberação de água, em diferentes condições operacionais. Ademais, a sua gestão deve ser fundamentada a partir das características físicas do sistema, vazões afluentes e tipo de uso, com a finalidade de garantir uma máxima confiabilidade e mínima vulnerabilidade durante um período de operação (AHMADI; HADDAD; MARIÑO, 2013; ADELOYE; SOUNDHARAJAN; MOHAMMED, 2017).

Uma política de operação apropriada, consiste em normas capazes de dar auxílio a decisões efetivas para qualquer situação, por intermédio da previsão das vazões do rio e definições das condições de armazenamento dos reservatórios (ADELOYE; SOUNDHARAJAN; MOHAMMED, 2017).

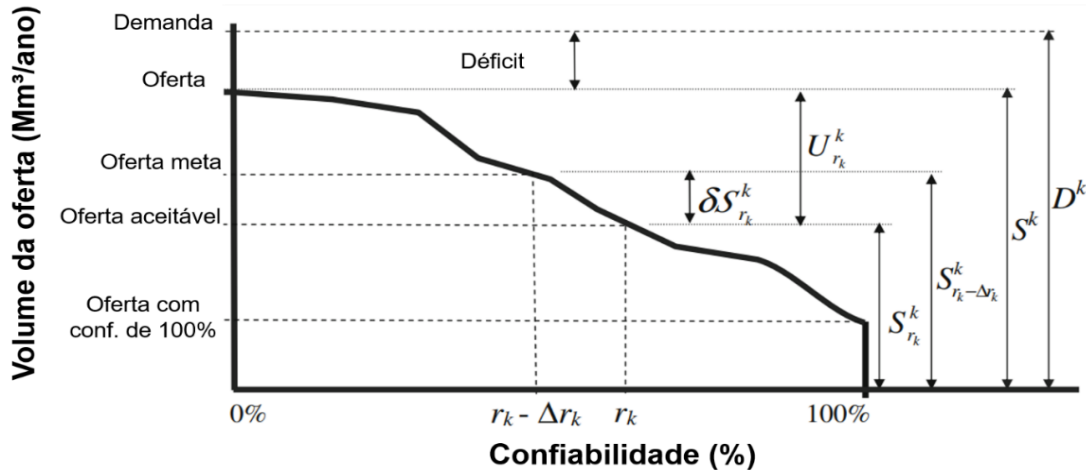
O desempenho de um sistema de reservatórios, é frequentemente avaliado utilizando critérios, que foram estabelecidos para condições operacionais, durante os períodos críticos. Uma operação inadequada, pode ser definida como uma falha, resultante da incapacidade do sistema de reservatórios em atender às demandas de projeto, para um determinado período (ADELOYE; SOUNDHARAJAN; MOHAMMED, 2017). A incompatibilidade dos níveis de água do rio, determinados pelas vazões defluentes dos reservatórios, com as cotas de captação ao longo do corpo-hídrico, pode ser considerada como uma falha operacional, uma vez que as demandas não foram atendidas.

Logo, o estabelecimento de critérios de desempenho do sistema, é necessário para auxiliar a elaboração de políticas operacionais estratégicas e diagnosticar a sua condição operacional. Hashimoto *et al.* (1982), adotaram alguns critérios para avaliar a performance de um sistema, o qual pode ser descrito como satisfatório ou insatisfatório. Hashimoto *et al.* (1982) utilizaram três perspectivas diferentes para avaliação operacional: confiabilidade, resiliência e vulnerabilidade.

Martin-Carrasco *et al.* (2013) analisaram a escassez hídrica em escala de uma bacia hidrográfica, fundamentados na identificação das demandas de água não atendidas pelas reservas de água disponíveis. Para tanto, agrupou as demandas de acordo com

a natureza do uso (abastecimento humano, irrigação, energia elétrica, etc.) e, com auxílio de uma série mensal de quantidade de água disponível para cada vazão requerida, construiu uma curva demanda-confiabilidade para cada categoria de uso, ilustrada na Figura 5.

Figura 5- Curva demanda-confiabilidade.



Fonte: Martin-Carrasco *et al.* (2013)

Onde D^k é demanda média de água da classe de uso “k”, em Mm^3/ano ; S_k , é quantidade média de água fornecida às demandas da classe de uso “k”, independentemente da Confiabilidade, em Mm^3 / ano ; $S_{r_k}^k$ é a quantidade média de água fornecida às demandas da classe “k”, com confiabilidade maior do que o valor aceitável “ r_k ”, em Mm^3/ ano ; $U_{r_k}^k$ é a quantidade média de água fornecida às demandas da classe “k” com confiabilidade menor do que o valor aceitável “ r_k ”, em Mm^3 / ano . $\partial S_{r_k}^k$ é quantidade média de água fornecida às demandas da classe “k” abaixo do nível de confiabilidade aceitável “ r_k ”, mas que poderiam atingir esse nível aceitável “ r_k ”, em Mm^3 / ano . Δr^k é o incremento da confiabilidade correspondente ao $\partial S_{r_k}^k$; $S_{r_k - \Delta r_k}^k$ refere-se à quantidade média de água fornecida às demandas da classe “k” que são abaixo da confiabilidade aceitável “ r_k ”, mas dentro de Δr_k , em Mm^3 / ano .

Com base na curva demanda-confiabilidade, ilustrada pela Figura 5, Martin-Carrasco *et al.* (2013) determinaram quatro índices: Índice de satisfação da demanda, que avalia a capacidade do sistema em atender às demandas; Índice de confiabilidade da demanda, quantifica a confiabilidade do atendimento das demandas; Índice de sustentabilidade, mensura os recursos hídricos disponíveis para satisfação das

demandas no sistema; Índice de potencial de gestão, que quantifica a proporção da demanda com confiabilidade inaceitável que está próxima do nível aceitável.

Já Milano *et al.* (2013), utilizaram o *Water Allocation Index* (WAI) para analisar o atendimento das demandas de água atuais e futuras. O índice é obtido através da razão oferta de água mensal e demanda de água para cada ano de estudo, com o resultado convertido para porcentagem. Um índice alto, indica que a reserva de água disponível, é capaz de satisfazer à demanda requerida, enquanto valores baixos, representam a incapacidade do sistema para o atendimento das demandas e provável estresse hídrico.

Observa-se que existem numerosos índices, que são capazes de auxiliar a avaliação de um sistema hídrico e da identificação de problemas. Apesar disso, não existe um indicador adequado para qualquer área de estudo, sendo necessário adequá-lo para a bacia contemplada.

Um método eficiente para compreender o funcionamento e gerir sistemas complexos de reservatórios é através dos modelos de suporte de decisão, os quais são capazes de representar vários aspectos dos sistemas com múltiplos usuários e estabelecer políticas operacionais. Em condições críticas de escassez de água, estes modelos facilitam a definição medidas para reduzir os efeitos de períodos secos, uma vez que são eficazes em descrever as relações entre as fontes hídricas e demandas, além de prever os impactos da escassez de água ao longo do tempo (SULIS; SECHI, 2013; ANGHILERI *et al.*, 2013).

3.6. Modelos matemáticos para operação de reservatórios

A ocorrência de períodos de estiagens intensas está cada vez mais comum em muitas partes do mundo (WWAP; 2012; WEF, 2016; SAYERS *et al.*, 2016), o que carece de uma gestão e planejamento dos sistemas hídricos de maneira adequada. Em situações de crise hídrica, medidas para mitigação dos efeitos da oferta de água reduzida, se tornam ainda mais urgentes. Neste contexto, os modelos de suporte à decisão constituem em um instrumento capaz de auxiliar a elaboração de planos para enfrentamento da crise hídrica e tomadas de decisão.

Os modelos de suporte à decisão são uma ferramenta computacional, constituídos por modelos matemáticos e uma base de dados capazes de representar um sistema de um complexo de reservatórios e suas regras operacionais. Através destes modelos, é possível identificar alternativas para o funcionamento do sistema, o que possibilita o usuário realizar as melhores decisões e as que mais se aproximam dos seus objetivos (ALEMU *et al.*, 2011; ANGHILERI *et al.*, 2013).

O êxito da modelagem quanto à proposição das políticas operacionais, depende da avaliação das leis que regem os recursos hídricos do local de estudo e exatidão da formulação matemática, que reproduzem essas leis. Dificilmente os modelos conseguirão representar com fidelidade um sistema real, em razão de muitas incertezas quanto aos processos naturais que os envolvem.

A estrutura computacional destes sistemas, possui modelos integrados de simulação e otimização. Estes modelos são capazes de formular cenários alternativos (modelos de simulação) e colaboram para que o usuário obtenha políticas de operação ou dimensões de projeto ótimas (modelos de otimização). Estes sistemas não são capazes de tomar decisões, mas sim, auxiliar o usuário nesta tarefa (SILVA, 2007; SULIS; SECHI, 2013).

Os modelos de otimização, podem ser definidos como uma formulação matemática em que o algoritmo calcula um conjunto de variáveis de decisão, que podem maximizar ou minimizar uma função objetivo, sujeita a restrições (TUCCI, 2000; WURBS, 2012). As funções objetivo são capazes de maximizar a geração de energia de uma hidroelétrica, níveis de armazenagem ideais, maximizar a vazão mínima, minimizar frequências, volumes e índices de escassez, maximizar o armazenamento de um reservatório para o final do horizonte de otimização, entre outros (WURBS, 2005).

A simulação da operação de reservatórios reproduz e prevê o desempenho de um sistema de reservatórios para determinadas condições hidrológicas e regras de funcionamento. O desempenho do sistema é analisado através de cenários alternativos, que podem ser construídos por diferentes condições de armazenamento e planos operacionais.

Os modelos rede de fluxo, possuem os modelos de simulação e otimização integrados em seu algoritmo, capazes de simular cenários alternativos e considerar restrições (SULIS; SECHI, 2013). Sulis e Sechi (2013) relatam que, apesar destes modelos possuírem algoritmos de otimização para alcançarem alternativas eficientes, esta integração não foi completamente concretizada e que, na prática, são aplicações de modelos de simulação genérica.

A estrutura de um modelo rede de fluxo configura um sistema de reservatórios interligados, sendo representado através de nós e links (ou arcos). Os nós representam os reservatórios, demandas e outros pontos de entrada e saída de água. Os links são as ligações entre os nós, por onde o fluxo é transmitido. Os links representam os rios, canais e tubulações.

As características que definem um modelo rede de fluxo, é o balanço entre a oferta e a demanda e o ganho ou perda no transporte. Estes modelos são capazes de resolver problemas utilizando algoritmos de progressão linear convencionais (WURBS, 2005; WUBS, 2012).

O modelo Acquanet, é um exemplo de modelo rede de fluxo muito popular no Brasil, possui estrutura acessível e os resultados são atingidos de forma precisa, de fácil visualização e interação com o usuário. A sua estrutura possui um módulo base, responsável pela criação e edição do traçado e pela integração e comunicação entre os módulos de alocação de água, qualidade da água, irrigação, geração de energia, análise econômica para alocação e curvas de aversão a risco (LABSID, 2016).

O *Water Evaluation and Planning System* (WEAP) é um modelo do tipo rede de fluxo, muito utilizado em diversos países para servir de apoio à resolução de problemas de alocação de água, desenvolvido pelo *Stockholm Environment Institute* (SEI). O modelo WEAP possui uma estrutura simples e dinâmica, que facilita a comunicação entre os stakeholders. A simulação engloba cálculos relativos à oferta e demanda, infiltração, demanda agrícola, abastecimento, poluição, tratamento, descarga e diferentes cenários hidrológicos e políticos (SEI, 2016).

Outros exemplos de modelos rede de fluxo são: MIKE (DHI, 2016), California Statewide Integrated Model (CalSIM) (DWR, 2016), OASIS (HYDROLOGICS, 2015), AQUATOOL (DIHMA, 2016) e WRAP (TWRI, 2016).

O Quadro 1 ilustra um levantamento de estudos que utilizaram modelos de rede-de-fluxo, bem como o modelo utilizado e a descrição do estudo desenvolvido.

Quadro 1- Estudos que utilizaram modelos rede-de-fluxo.

Autor	Título do artigo	Modelo	Descrição do estudo
Georgakakos et al. (2012)	<i>Value of adaptive water resources management in Northern California under climatic variability and change: Reservoir management.</i>	CALSIM	Avaliou a importância da gestão adaptativa da operação de reservatórios em contraste com as regras operacionais tradicionais, considerando cenários de mudanças climáticas
Blanco-gutiérrez, Varela-ortega & Purkey (2013)	<i>Integrated assessment of policy interventions for promoting sustainable irrigation in semi-arid environments: A hydro-economic modeling approach.</i>	WEAP	Aplicou uma modelagem hidroeconômica, com a finalidade de implementar políticas de irrigação sustentáveis no trecho médio do rio Guadiana, Espanha.
Esteve et al. (2015)	<i>A hydro-economic model for the assessment of climate change impacts and adaptation in irrigated agriculture.</i>	WEAP	Utilizou um modelo hidroeconômico no trecho médio do rio Guadiana, na Espanha, para avaliar os potenciais efeitos das mudanças climáticas em perímetros irrigados..
Bhave et al. (2016)	<i>Integrated Assessment of no-Regret Climate Change Adaptation Options for Reservoir Catchment and Command Areas.</i>	WEAP	Integrou as abordagens de gestão participativa e modelagem para avaliação de regras operacionais de reservatórios, contemplando cenários de mudanças climáticas no rio Kangsabati, Índia.
Haro-Montegudo, Solera & Andreu (2017)	<i>Drought early warning based on optimal risk forecasts in regulated river systems: Application to the Jucar River Basin (Spain).</i>	Aquatool	Propôs uma metodologia para monitoramento de secas e definição de cenários de operação de reservatórios, teve como caso de estudo a bacia do rio Jucar, Espanha. Os seus resultados foram fornecidos a partir de um modelo de otimização e outro de geração de vazões estocásticas.
Scriva-Bou, Pulido-Velazquez & Pulido-Velazquez (2017)	<i>Economic Value of Climate Change Adaptation Strategies for Water Management in Spain's Jucar Basin.</i>	Aquatool	Apresenta um método para avaliar impactos e estratégias para mudanças climáticas, através de um modelo hidroeconômico. Estes autores aplicaram esta metodologia na bacia do rio Jucar, Espanha.
Brambilla, Fontes & Medeiros (2017)	<i>Cost-benefit analysis of reservoir operation scenarios considering environmental flows for the lower stretch of the São Francisco River (Brazil).</i>	WEAP	Avaliou os impactos econômicos no setor hidrelétrico considerando fluxos ambientais como uma restrição para a operação de reservatórios. Os autores utilizaram como caso de estudo o baixo trecho do rio São Francisco, Brasil.
Fernandes et al. (2017)	<i>Reservoir yield intercomparison of large dams in Jaguaribe Basin-CE in climate change scenarios.</i>	Labsid Acquanet	Estimou os impactos que as mudanças climáticas causaram nas vazões regularizadas (Q90) nos reservatórios de Castanhão e Banabuiú, na bacia do rio Jaguaribe, no Ceará, Brasil.

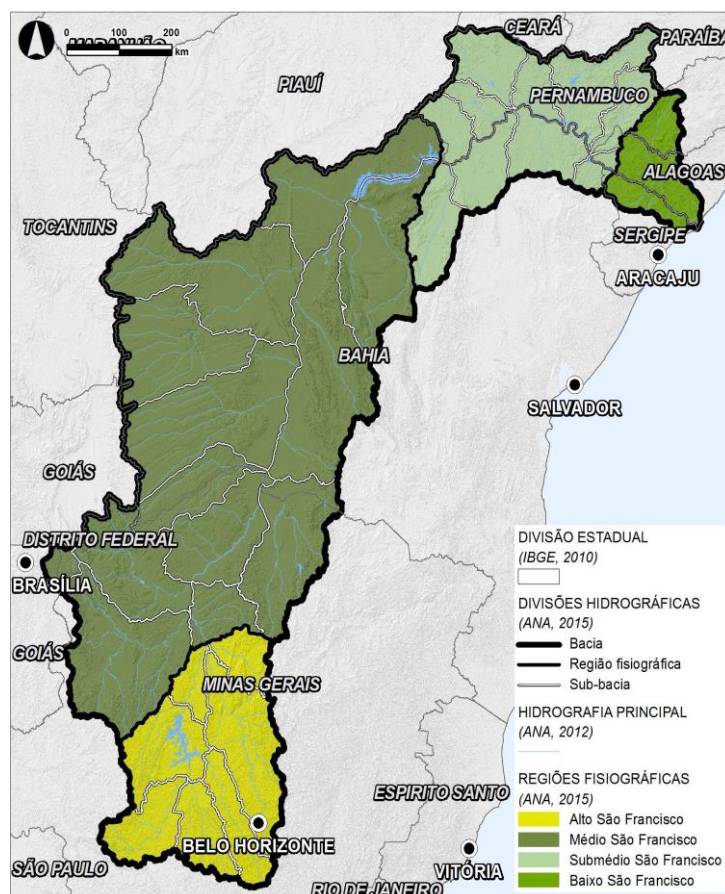
4. ÁREA DE ESTUDO: BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO

4.1 Caracterização fisiográfica

A presente pesquisa tem a intenção de estudar a bacia do rio São Francisco, com ênfase na calha principal do rio. Esta bacia abrange uma área de 7,5% do território brasileiro, compreendendo os estados de Minas Gerais, da Bahia, de Pernambuco, de Alagoas, de Sergipe, de Goiás, e do Distrito Federal. O rio São Francisco nasce na Serra da Canastra, em Minas Gerais, e percorre uma extensão de aproximada de 2.800 km até a foz, no Oceano Atlântico, área entre os estados de Alagoas e Sergipe. Aproximadamente 58% do seu território está inserido na região do semiárido, tornando-o a principal fonte de água da região (ANA, 2015b).

A Bacia está dividida em quatro regiões fisiográficas: Alto (16% da área da bacia), Médio (63%), Submédio (17%) e Baixo São Francisco (4%), conforme ilustrado na Figura 6.

Figura 6- Divisão fisiográfica da bacia do rio São Francisco.



Fonte: CBHSF (2016).

De acordo com o Quadro 3, os argilossolos e latossolos, encontrados nas regiões do Alto, Médio e Baixo São Francisco, são solos favoráveis para a agricultura e irrigação. Entretanto, os latossolos, identificados no Alto, Médio e Submédio, carecem do uso intensivo de adubos. Os luvisolos, verificado no Submédio, e neossolos, notado em toda a bacia, não possuem boa aptidão para a prática agrícola, em razão da sua susceptibilidade à erosão (CBHSF; 2016).

Com relação aos períodos com maiores pluviosidades, na região do Alto São Francisco, 60% da concentração de chuvas ocorrem nos meses novembro a janeiro e no Baixo São Francisco, a estação chuvosa acontece nos meses junho a setembro (CBHSF; 2016).

4.2 Caracterização da agricultura irrigada na bacia de estudo

A agricultura irrigada na bacia do rio São Francisco, juntamente com turismo, é a atividade econômica que mais promove o desenvolvimento econômico e social para a população na região (CBHSF, 2004).

No ano de 2013, a área irrigada total da bacia era de 807.389 ha, o que representou uma expansão de 136% em relação ao ano de 2004. Este fato é consequência da valorização dos produtos agrícolas nos mercados internacionais, que ocorreu entre os anos 2005 a 2013. As lavouras temporárias na bacia correspondiam a uma área de 3.641 mil hectares e 292 mil hectares para as lavouras permanentes (CBHSF, 2016). Neste período, os cultivos mais relevantes, em termos de área cultivada, são o café, com 30,3% da área total das lavouras permanentes, e a soja, que abrangeu 46,7% da área total das lavouras temporárias, ambas em lavouras com áreas superiores a 5.000 hectares. No que tange à quantidade produzida em lavouras com áreas superiores a 5.000 hectares, a produção de banana representou 27,5% do total produzido nas lavouras permanentes e a cana-de-açúcar, equivalendo a 63% das lavouras temporárias (CBHSF, 2016).

No ano de 2015, 60% do total das áreas irrigadas na bacia pertenciam aos projetos públicos, geridos pela Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba (CODEVASF), Ministério da Integração (MI) e Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS).

Os projetos de irrigação com maiores áreas cultivadas/irrigadas são: Nilo Coelho, com 18.563 ha, localizado em Petrolina-PE e Casa Nova-BA; Tourão, 13.223 ha, em Juazeiro-BA; Jaíba, 11.886 ha, em Jaíba, Matias Cardoso e Verdelândia-MG; Formoso, 7.890, localizado em Bom Jesus da Lapa-BA; Platô de Neópolis, 7.230 ha, em Neópolis, Paracatuba, Santana do São Francisco e Japoatã-SE (CBHSF, 2016).

O Quadro 2, ilustra o conjunto de polos de desenvolvimento e respectivos projetos de irrigação da Codevasf, bem como o manancial supridor de água para esta atividade. Os perímetros de irrigação de maior importância, estão localizados em Juazeiro-BA e Petrolina-PE com a produção de frutas para exportação, destacando-se a produção de uva (CBHSF, 2016; CODEVASF, 2017b).

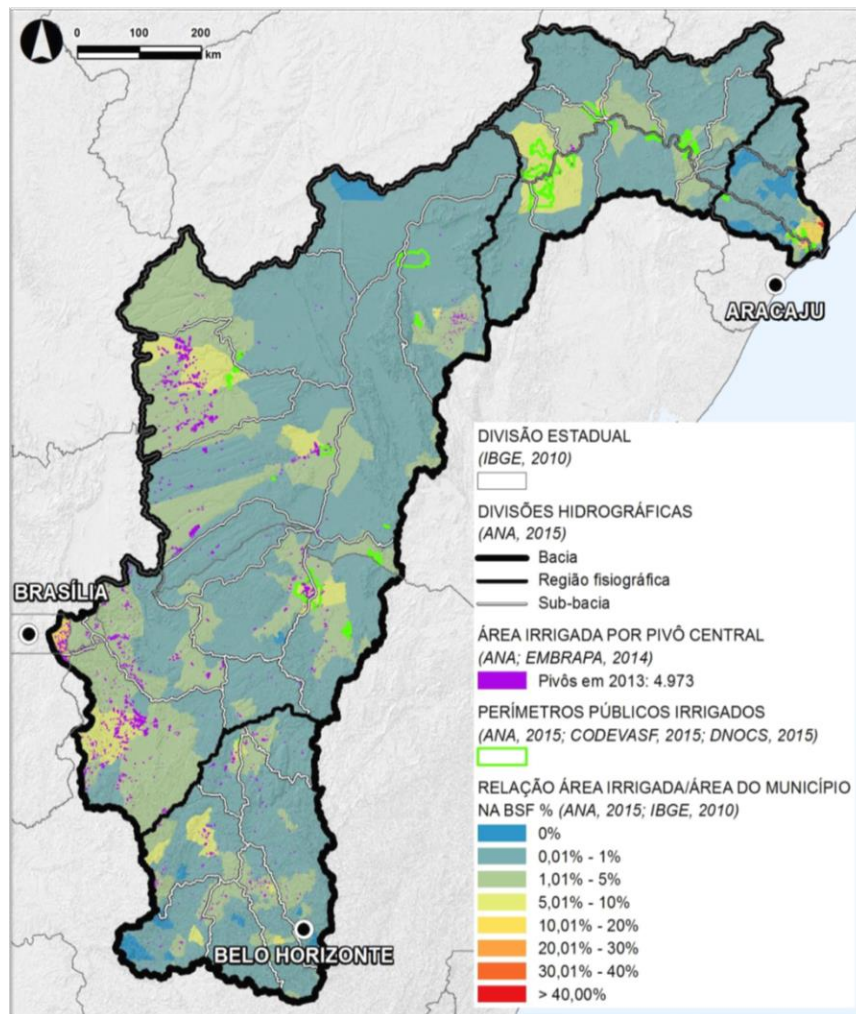
Quadro 2- Polos de desenvolvimento, projetos de irrigação pertencentes a Codevasf e a fonte hídrica captada.

Polo de desenvolvimento	Perímetros de irrigação	Fonte hídrica
Norte de Minas	Gorutuba, Jaíba, Lagoa Grande e Pirapora	São Francisco, Verde Grande, Gorutuba, Jequitaí e das Velhas
Guanambi	Estreito e Ceraíma	Rio São Francisco
Formoso/Correntina	Formosinho e Formoso A/H	Rio São Francisco
Barreiras	São Desidério/Barreiras Sul, Riacho Grande, Nupeba e Barreiras Norte	Rio Grande
Irecê	Mirorós e Baixio de Irecê	Rios São Francisco e Verde
Juazeiro/Petrolina	Curaçá, Maniçoba, Tourão, Mandacaru, Senador Nilo Coelho, Bebedouro e Complexo Itaparica (Pedra Branca, Glória, Rodelas, Manga de Baixo, Apolônio Sales, Brígida, Icó-Mandantes e Caraíbas)	Rio São Francisco
Baixo São Francisco	Betume, Cotinguiba/Pindoba, Propriá, Boacica, Itiúba, Marituba, Jacaré/Curituba	Rio São Francisco

Fonte: Codevasf (2017b)

Entre métodos de irrigação, 44% da área irrigada na bacia equivalem ao uso do pivô central. Os demais métodos mais relevantes são aspersão convencional e microaspersão, nas regiões fisiográficas do Médio e Submédio, e irrigação por superfície, no Submédio e Baixo (CBHSF, 2016). A Figura 7, ilustra a localização dos perímetros públicos irrigados, áreas irrigadas por pivô central e concentração das áreas irrigadas na bacia. Observa-se que o uso de pivôs centrais decorre em toda a bacia, com destaque nas nascentes dos afluentes do rio São Francisco, na região do Oeste da Bahia .

Figura 7 - Áreas irrigada por pivô central, perímetros públicos e relação entre área irrigada e área do município, no ano de 2013.



Fonte: (CBHSF, 2016).

É nesta área que está localizada o aquífero Urucuia, encarregado pela maior contribuição das vazões dos afluentes da margem esquerda do rio São Francisco (CBHSF, 2016) e responsável por contribuir em 30% das vazões da calha principal do rio no período úmido e no período seco sua contribuição pode alcançar até 90% (ANA, 2013a).

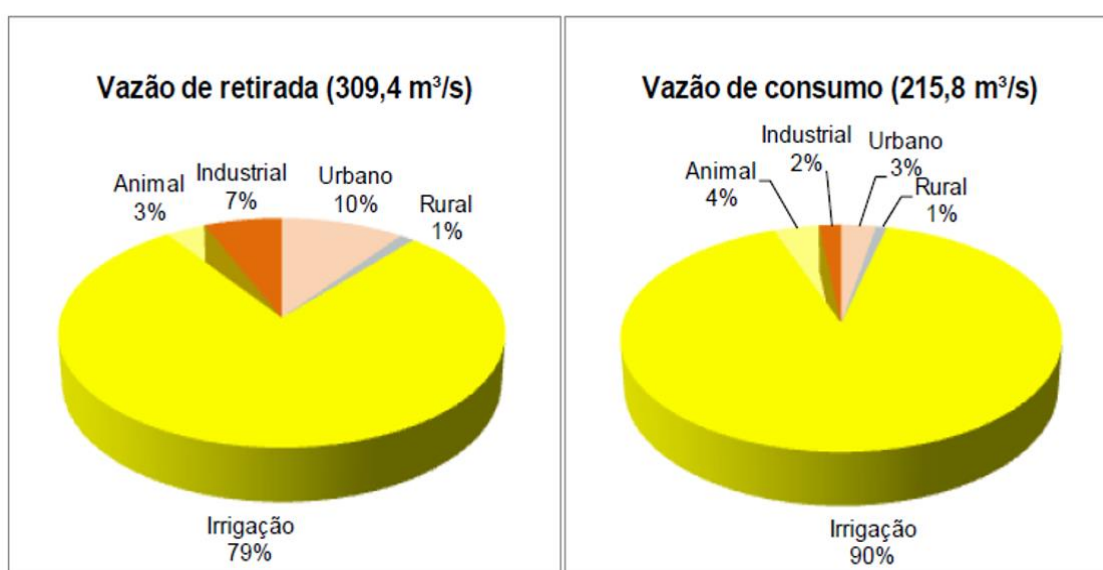
CBHSF (2016) aponta como um dos problemas encontrados na bacia é a captação excessiva por pivôs centrais na região do Urucuia e complementa que este manancial está sendo explorado sem controle nesta região. Guimarães *et al.* (2017) salienta a evolução das áreas irrigadas por pivôs centrais no extremo oeste baiano, sendo que no ano 2000 as áreas irrigadas abrangiam 62.943 hectares e 640 equipamentos de

irrigação do tipo pivô central e, em 2016, a área era de 165.656 hectares e totalizava 1.550 equipamentos. Conforme FGV EESP (2016), o pivô central é a tecnologia mais popular no Brasil, uma vez que estes equipamentos possuem boa capacidade de automação e versatilidade, no entanto é um método pouco eficiente sob os aspectos economia de água e energia.

Ramina (2014) menciona que a agricultura irrigada no oeste da Bahia está se expandindo em ritmo acelerado e os conflitos entre os usuários se tornarão cada vez mais intensos, principalmente nos períodos secos, visto que o rio São Francisco necessita da contribuição do Urucuia para a perenização de suas vazões. O autor acrescenta que a resolução dos conflitos relacionados uso da água que envolvem a agricultura irrigada é complexa, uma vez que englobam órgãos de gestão ambiental de diferentes Estados e o Comitê de Bacia do rio São Francisco não possui jurisdição para intervir.

Entre os usos consuntivos, a irrigação é o setor que mais consome água na bacia do rio São Francisco, representando 79% do total das vazões retiradas no ano de 2014, ou seja, vazões outorgadas ou captadas, e 90% das vazões consumidas, que são aquelas que consideram perdas de distribuição e vazão de retorno, conforme Figura 8 (CBHSF, 2016). Quanto à quantidade de outorgas, a irrigação destaca-se nas regiões fisiografias do Médio (92%), Submédio (57%) e Baixo (77%) (CBHSF, 2016).

Figura 8- Distribuição dos usos consuntivos (ano 2014).



Fonte: (CBHSF, 2016).

O plano de bacia do rio São Francisco (CBHSF, 2016), realizou um estudo prospectivo para avaliar as tendências da evolução das demandas hídricas na bacia, o qual propôs os seguintes cenários: cenário “A”, que contempla um consumo hídrico mais baixo e desenvolvimento econômico em recessão; cenário tendencial “B”, elaborado a partir das dinâmicas dos setores usuários, sendo 2010 o ano de referência; cenário “C”, maior consumo hídrico e elevado desenvolvimento da economia na bacia.

Como resultado, os estudos prospectivos para médio prazo, entre os anos de 2015 a 2025, apontaram que o crescimento das demandas de água para o cenário “A” será de 43%, cenário “B” de 72,4% e cenário “C” de 136%. Já para às projeções à longo prazo, entre os anos de 2015 a 2035, o incremento das demandas será de 68% (cenário “A”), 117,1% (cenário “B”) e 222,6% (cenário “C”). O plano adiciona que, a importância das demandas para a agricultura irrigada permanecerá com 80% da demanda total.

4.3 Caracterização do sistema hídrico

O monitoramento dos reservatórios de armazenamento hídrico é um instrumento de gestão de recursos hídricos, que possui como principais atribuições, acompanhar os níveis de água, vazões defluentes e afluentes, a fim de facilitar tomadas de decisão sobre as suas condições operacionais e prover os usos múltiplos. Na área de estudo, a Agência Nacional de Águas (ANA) é responsável pela fiscalização e deliberação das regras de operação dos reservatórios, com aproveitamento hidroelétrico, as decisões são articuladas com o Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS).

A calha principal do rio São Francisco, dispõe de sete reservatórios principais: Três Marias, Sobradinho, Itaparica, Moxotó, Paulo Afonso (I, II, e III), Paulo Afonso IV e Xingó. A Companhia Energética de Minas Gerais (Cemig) é responsável pela a operação de Três Marias, enquanto que a Companhia Hidrelétrica do São Francisco (Chesf) pelos demais. A Figura 9, ilustra a localização dos principais reservatórios da bacia e postos fluviométricos.

Figura 9- Principais usinas hidroelétricas e estações fluviométricas da bacia hidrográfica rio São Francisco



Fonte: ANA (2017a)

Dos sete reservatórios mais importantes, os com maiores capacidades de armazenamento são Três Marias, Sobradinho e Itaparica, sendo que as demais estruturas possuem aproveitamento a fio d'água. Três Marias e Sobradinho, têm o papel de regularizar as vazões do manancial e permitir a operação das demais usinas situadas ao longo do rio. Em razão do lago de Três Marias possuir uma taxa de evapotranspiração inferior a Sobradinho (ONS, 2004) e a maior concentração de chuvas na bacia ocorrer no trecho Alto do rio São Francisco (ANA, 2017b), a

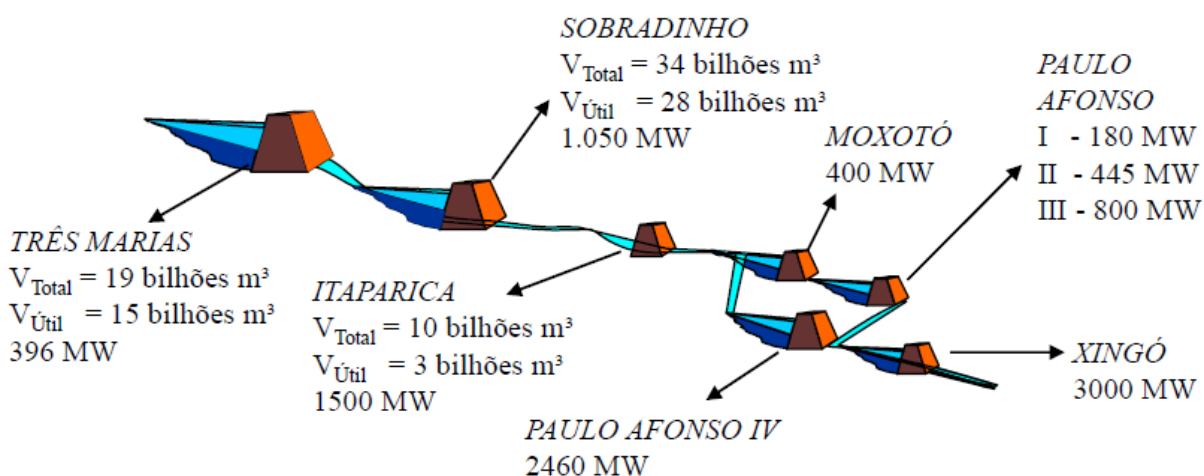
maximização do armazenamento de água nesta estrutura, constitui em uma estratégia para garantir o fornecimento hídrico para todo o sistema em períodos críticos (ONS, 2015).

Apesar destas barragens terem sido construídas com a função de produzir energia elétrica, elas também são utilizadas para atender a múltiplos usos, como abastecimento público, lazer, irrigação e navegação.

A geração de energia elétrica tem destaque na região. No ano de 2015, o potencial hidrolétrico instalado na bacia era de 10.695 MW, constituindo 13% do total da potência hidroelétrica e 10% energia elétrica total instalada no país (CBHSF, 2016). As principais usinas hidroelétricas em operação na bacia, estão inseridas no subsistema Nordeste, pertencente ao Sistema Nacional Interligado (SIN), com exceção da Usina Hidroelétrica Três Marias, que está incluída no subsistema Sudeste/Centro-Oeste. O Sistema Nacional Interligado (SIN), tem o papel de produzir e transmitir energia elétrica no Brasil, o qual é constituído pelos subsistemas: Sul, Sudeste/Centro-Oeste, Nordeste e Norte.

A Figura 10, ilustra o desenho esquemático do complexo dos principais reservatórios na bacia do rio São Francisco, volumes de armazenamento e energia elétrica gerada e o Quadro 3, apresenta as características operacionais dos componentes deste sistema.

Figura 10- Cascata dos principais reservatórios da calha do rio São Francisco, volume total, volume útil e potência instalada.



Fonte: ANA (2017a)

Quadro 3- Características operacionais dos principais reservatórios do rio São Francisco

Reservatório	Mínimo Operacional		Máximo Operacional		Volume Útil (hm ³)	Restrições de descarga (m ³ /s)	
	Cota (m)	Vol (hm ³)	Cota (m)	Vol (hm ³)		Mínima	Máxima
Três Marias	549,2	4.250	572,5	19.528	15.278	*500	2.500
Sobradinho	380,5	5.447	392,5	34.116	28.669	1.300	8.000
Itaparica	299,0	7.234	304,0	10.782	3.548		
Moxotó	251,5	1.226	251,5	1.226			
Paulo Afonso 1/3	230,3	26	230,3	26			
Paulo Afonso 4	251,5	121	251,5	121			
Xingó	138,0	3,8	138,0	3,8		1.300	8.000

* maior restrição de descarga mínima para Três Marias.

Fonte: ANA (2017a).

Em consequência da redução dos estoques hídricos dos reservatórios pertencentes a bacia do rio São Francisco, ocorridos desde o ano 2013, houve uma expansão da geração de energia térmica e eólica para dar suporte ao Subsistema Nordeste, visto que, quando as defluências dos reservatórios de Sobradinho e Xingó eram de 550 m³/s, correspondia apenas a 15% do total da energia instalada neste sistema (ONS, 2018b). No dia 28 de maio de 2018, a geração eólica representou 58,3% de toda a carga elétrica gerada neste Subsistema, hidráulica 19,2%, térmica 18%, solar 2,3% e importação de demais Subsistemas pertencentes ao SIN 2,3% (ONS, 2018c).

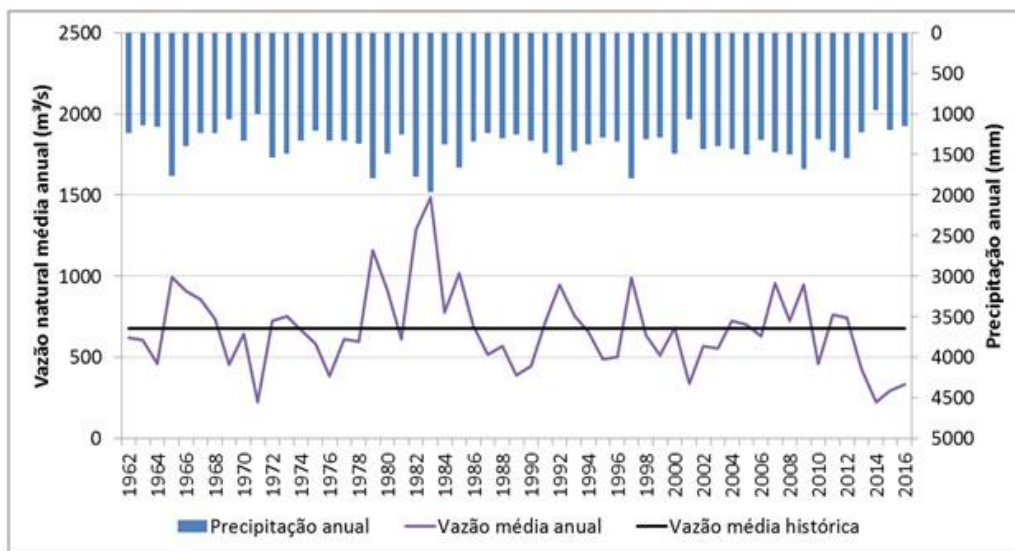
4.4 Crise hídrica e conflitos entre os múltiplos usos

Segundo ANA (2014), o ano 2012 foi crítico em termos climáticos no semiárido brasileiro, onde estão localizados os reservatórios Sobradinho e Itaparica. Em 90% dos 163 postos pluviométricos, posicionados nesta área, classificaram os totais pluviométricos como secos e 36% estiveram entre as três piores secas já registradas. Nos anos seguintes, a escassez de chuvas tem perdurado, o que ocasionou déficits nos estoques hídricos desta região.

Na área da bacia onde se encontra o reservatório de Três Marias, situada na cabeceira do rio São Francisco, em Minas Gerais, também foram observados baixos índices pluviométricos. A Figura 11 ilustra o histórico da precipitação média anual, vazão média anual e vazão média histórica, entre os anos de 1962 a 2016, no reservatório Três Marias. Nota-se que, desde o ano 2013, a carência de chuvas e contribuições hídricas para o reservatório, registrando vazões abaixo da média histórica.

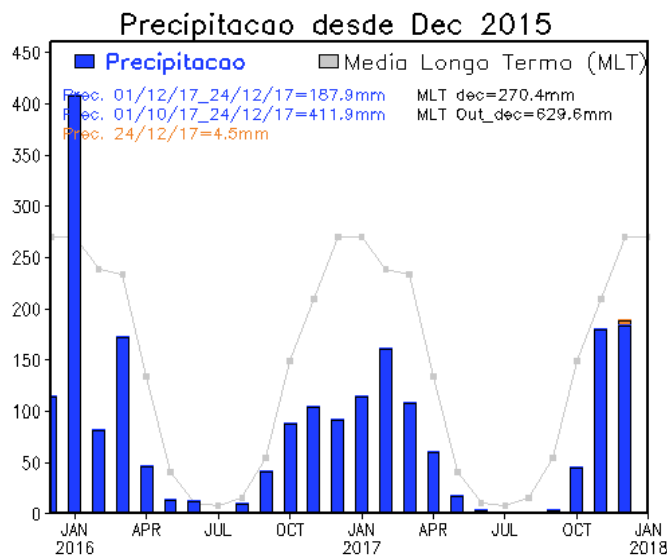
A Figura 12, que ilustra a evolução da precipitação em toda a bacia do rio São Francisco, entre dezembro de 2015 e a dezembro de 2017. Ressalta-se que ao longo de três anos, apenas em janeiro de 2016 evidenciou chuvas acima da média histórica. Já a Figura 13, apresenta o volume útil armazenado, em porcentagem, entre os anos 1998 a 2017, do reservatório equivalente do rio São Francisco, ou seja, somatório dos volumes úteis dos reservatórios Três Marias, Sobradinho e Itaparica. A partir desta figura, é possível verificar os baixos volumes acumulados.

Figura 11- Vazão naturalizada média anual (m³/s) e precipitação anual (mm) observada no Aproveitamento Três Marias.



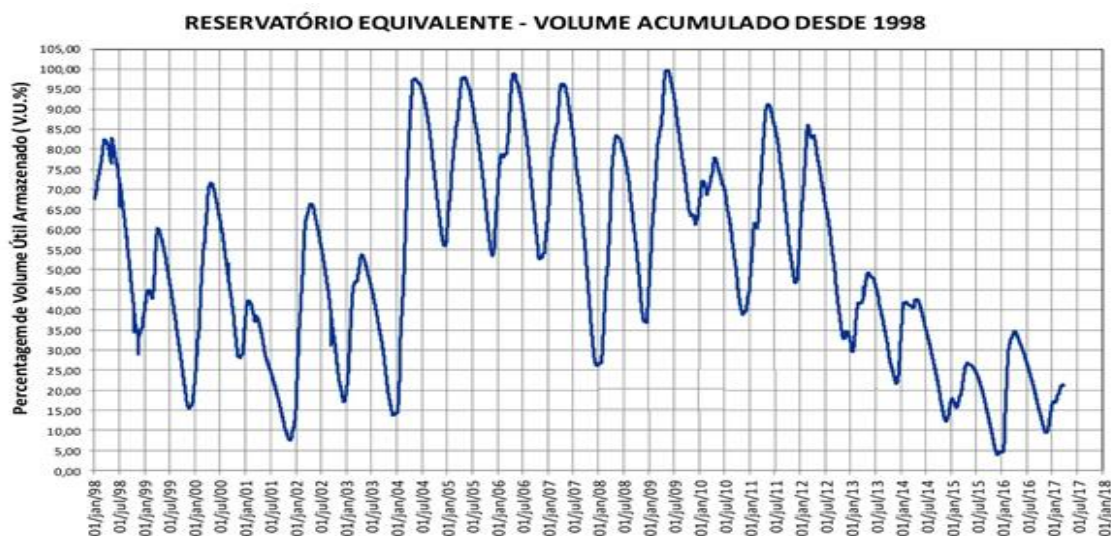
Fonte: Cemaden (2017).

Figura 12- Evolução da precipitação na bacia do rio São Francisco, de dezembro de 2015 a dezembro de 2017.



Fonte: CPTEC/INPE (2017).

Figura 13- Reservatório equivalente do rio São Francisco.



Fonte: ANA (2017a)

A Figura 14, expõe as condições hidrológicas das vazões naturais dos reservatórios Três Marias e Sobradinho, e vazões incrementais de Sobradinho. Percebe-se que, entre os meses de maio a novembro de 2017, as vazões afluentes de Três Marias e Sobradinho revelaram a pior média histórica em 87 anos.

Figura 14- Condições hidrológicas das vazões afluentes dos anos 2015 a 2017, em percentagem (%) da média histórica de longo termo (1931 -2017).

	MAI-NOV	DEZ		
	2017	2015	2016	2017*
Três Marias	26% Pior	33% 5º Pior	61% 19º Pior	88% 38º Pior
Inc. Sobradinho	28% 2º Pior	29% Pior	57% 15º Pior	40% 4º Pior
Sobradinho	27% Pior	32% Pior	59% 16º Pior	40% 3º Pior

*Medições até 17 de dezembro de 2017.

Fonte: ONS (2017a).

De acordo com ANA (2018c), entre dez os piores períodos úmidos (meses de dezembro a abril) dos históricos de vazão naturalizada registrados entre os anos de 1931 a 2018, para o reservatório de Sobradinho, seis destes estão inseridos entre os

anos 2013 a 2018, conforme ilustrado no Quadro 4. Conforme este quadro, o pior biênio verificado foi o de dezembro de 2016 a abril 2017, com vazão naturalizada média de 1.366 m³/s, contrapondo-se com a vazão média de longo termo para o período úmido de 4.140 m³/s. Nota-se que, os meses de dezembro de 2017 a abril de 2018 encontram-se na quinta posição, com 2.019 m³/s.

Quadro 4- Dez piores biênios para vazões naturalizadas (reservatório de Sobradinho), considerando os períodos úmidos entre os anos de 1931 a 2018.

Ordem	Biênio	Vazão naturalizada média (m ³ /s)	% da MLT*
1	2016-2017*	1.366	33%
2	1970-1971	1.790	43,2%
3	2014-2015*	1.793	43,3%
4	2015-2016*	1.991	48,1%
5	2017-2018*	2.019	48,8%
6	1975-1976	2.107	50,9%
7	2013-2014*	2.117	51,1%
8	2000-2001	2.265	54,7%
9	2012-2013*	2.402	58%
10	1986-1987	2.598	62,8%

*A média de longo termo (MLT) entre os anos de 1931 a 2018, considerando o período úmido de dezembro a abril é a vazão de 4.140 m³/s.

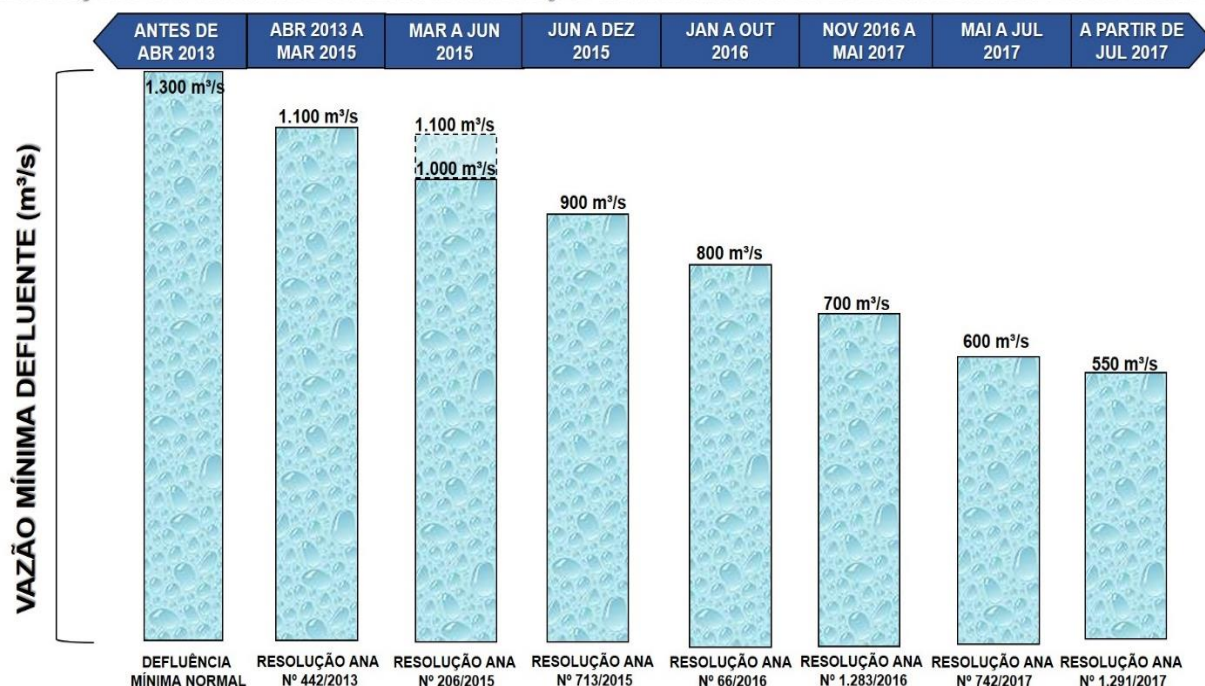
Fonte: ANA(2018c)

Em resposta a este conjunto de questões, no mês de abril de 2013, o Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS) solicitou à Agência Nacional de Águas (ANA), a autorização para flexibilizar as regras operacionais dos reservatórios Sobradinho e Xingó, reduzindo suas vazões defluentes mínimas de 1.300 m³/s para 1.100 m³/s (ANA, 2013b), com o objetivo de salvaguardar a reserva hídrica e garantir disponibilidade suficiente para atender aos usos múltiplos, como energia elétrica, abastecimento humano, irrigação, entre outros.

Como não houve reversão no quadro hidrológico da bacia, foi necessário implementar novas regras de flexibilização da descarga mínima. A última delas, ocorreu em julho de 2017, na qual a ANA autorizou a redução para 550 m³/s (ANA, 2017c). A Figura 15, ilustra as resoluções da ANA expedidas para as autorizações na redução das vazões defluentes mínimas, dos reservatórios Sobradinho e Xingó, entre os anos 2013 e 2017.

Figura 15-Evolução das reduções das defluências mínimas flexibilizadas pela ANA e respectivas resoluções, no período de abril de 2013 a julho de 2017.

RESOLUÇÕES DA ANA QUE AUTORIZARAM A REDUÇÃO DE PATAMAR DE DEFLUÊNCIA DE SOBRADINHO E XINGÓ



Fonte: Modificado de ANA (2017b).

O encarregado pela a operação do reservatório Três Marias, a Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG), também tem efetuado redução das suas vazões mínimas defluentes. Em março de 2014, a vazão mínima de 350 m³/s caiu para 220 m³/s. Em julho de 2014, após o ajuste da captação de água da cidade de Pirapora (MG), localizada a jusante de Três Marias, tornou possível reduzir a defluência mínima para 180 m³/s (ANA, 2016; ANA, 2017d). Posteriormente, a Cemig estabeleceu novas reduções, a exemplo em fevereiro de 2015, onde as vazões defluentes mínimas eram de 80 m³/s, após aproveitamento do volume de vazões incrementais.

Já no mês de setembro de 2015, devido à necessidade de transportar mais água para Sobradinho, a fim de reduzir a sua taxa de deplecionamento, as vazões defluentes de Três Marias foram elevadas para 500 m³/s. No entanto, houveram outras reduções em Três Marias, em janeiro de 2016 por exemplo, as defluências foram diminuídas três vezes: 300, 250 e 150 m³/s (ANA, 2016; ANA, 2017d).

As constantes alterações das regras operacionais dos reservatórios têm proporcionado incompatibilidades quanto ao atendimento dos múltiplos usuários do rio São Francisco, tais como a conciliação dos níveis de água do rio com as cotas de

captação. No registro da reunião que ocorreu no dia 16 de agosto de 2016, onde estavam presentes representantes dos órgãos gestores de recursos hídricos dos estados de Minas Gerais, Bahia, Sergipe, Alagoas e Pernambuco e a Agência Nacional de Águas, declarou-se *“Foi explicado que as vazões atualmente praticadas na calha do rio São Francisco, a jusante dos aproveitamentos hidrelétricos, são superiores às vazões de captação outorgadas pela ANA em cada trecho. Os problemas verificados nas captações não são devidos à quantidade, mas sim ao rebaixamento do nível d’água e podem, de forma geral, ser resolvidos com obras estruturais”*.

Os setores que mais prejudicados pela redução do nível de água do rio foram o abastecimento humano e a irrigação. No ano de 2013, quando as vazões mínimas defluentes encontravam-se em torno de 1.100 m³/s, a Companhia Hidrelétrica do São Francisco (Chesf) apresentou um relatório constatando algumas dificuldades para a captação de água dos sistemas de abastecimento humano e irrigação da bacia, a exemplo das captações da Deso em Propriá-SE, da Casal em Pão de Açúcar-AL e os perímetros irrigados de Propriá e Cotinguiba/Pindoba, com a paralisação dos sistemas de bombeamento, em razão da profundidade insuficiente para o seu funcionamento (CHESF, 2013).

Diante da situação crítica que se encontra a bacia do rio São Francisco, a Agência Nacional de Águas (ANA) criou um grupo de acompanhamento das condições de operação dos reservatórios do rio São Francisco, composto por representantes da ONS , CBHSF, Cemig, Chesf, Codevasf, Cemaden, Ministério Público, usuários e órgãos estaduais e federais que estão envolvidos na problemática. Semanalmente são realizadas reuniões por vídeo conferência, com a finalidade de discutir a situação atual de armazenamento dos reservatórios da bacia e tomadas de decisão para regras operacionais futuras, que são efetuadas através de negociações entre as partes interessadas. Nestas reuniões, o Cemaden apresenta previsões meteorológicas na bacia para a semana posterior e previsões de vazão, que são calculadas com base nas tendências de precipitação. Em seguida, o ONS apresenta uma avaliação das condições hidrológicas e de armazenamento na bacia do rio São Francisco, como também um estudo prospectivo para os meses seguintes, realizado a partir das informações fornecidas pelo Cemaden.

4.5 Novas regras de operação dos reservatórios após crise hídrica

Diante das experiências adquiridas por conta da crise hídrica na bacia, a ANA elaborou a Resolução nº 2.081, de 4 de dezembro de 2017 (ANA, 2017f), que estabelece as novas condições de operação do Sistema Hídrico do rio São Francisco, sendo que entrará em vigor após a recuperação dos estoques hídricos dos reservatórios. Entre as normas impostas, podem-se destacar os limites de vazão média mínima diária, faixas de operação dos reservatórios de Três Marias, Sobradinho, Itaparica e Xingó, pulsos de vazão, entre outras medidas. Observa-se que as vazões defluentes, previstas por este documento, poderão ter limite de variação de $\pm 5\%$.

Além disso, o ONS deverá encaminhar, anualmente, curvas de segurança de armazenamento dos reservatórios de Três Marias (com defluências de 100 m³/s a 500 m³/s e volume meta mínimo 30% até final de novembro) e Sobradinho (com defluências de 700 a 1.500 m³/s e volume meta mínimo 20% até final de novembro). As curvas de segurança associam cada defluência média mensal com o armazenamento mínimo do reservatório, de modo que assegurem um volume mínimo até o final do período seco, em um cenário de afluências equivalente ao mais crítico do período histórico. O ano hidrológico adotado pelas curvas de segurança, deverá ter início em 1º de dezembro e término em 30 de novembro do ano seguinte.

Vale ressaltar que esta resolução especificou que o período compreendido aos meses de dezembro a abril como período úmido, e maio a novembro como período seco. Outra questão que deve ser salientada é que, para a estimativa das vazões médias mensais naturalizadas de longo termo, deverão ser utilizados os dados de séries históricas das vazões naturalizadas mensais, concedidas pelo ONS.

Os Quadro 5 e o Quadro 6 resumem as regras estabelecidas pela resolução nº 2.081, de 4 de dezembro de 2017, no que se refere às faixas de operação dos reservatórios em função do seu do seu volume útil de armazenamento hídrico e seus respectivos limites de vazão defluentes, para os reservatórios de Três Marias, Sobradinho e Xingó, respectivamente.

Quadro 5- Regras operacionais do reservatório de Três Marias, impostas pela Resolução 2.081, de 4 de dezembro de 2017.

RESERVATÓRIO	LIMITE DE VAZÃO MÍNIMA MÉDIA	FAIXAS DE OPERAÇÃO	RESTRIÇÃO DE VAZÃO		OBSERVAÇÕES
			VAZÃO DEFLUENTE MÉDIA MENSAL MÁXIMA	VAZÃO DEFLUENTE MÉDIA DIÁRIA MÍNIMA	
Três Marias	100 m³/s	Faixa de Operação Normal (quando o armazenamento do reservatório for igual ou superior a 60% do seu volume útil).	Não há restrição.	150 m³/s	<ul style="list-style-type: none"> • Caso o volume útil de Três Marias for superior a soma dos volumes úteis dos reservatórios de Sobradinho e Itaparica, o ONS poderá programar defluências adicionais para o reservatório de Três Marias, com divulgação prévia à ANA. • Sempre que for possível, em situações em que as vazões incrementais do trecho entre os reservatórios de Três Marias e Sobradinho possibilitam o atendimento aos usos múltiplos pertencentes a este trecho ou sob orientação da ANA, as defluências de Três Marias deverão ser minimizadas.
		Faixa de Operação de Atenção (quando o armazenamento do reservatório for igual ou superior a 30% e inferior a 60% do seu volume útil)	A vazão defluente média mensal máxima será estabelecida, mensalmente, no 1º dia útil do mês de acordo com o volume armazenado no dia anterior e seu posicionamento em relação às curvas de segurança.	150 m³/s	
		Faixa de Operação de Restrição (quando o armazenamento do reservatório for inferior a 30% do seu volume útil).	A definição das defluências máximas deverá seguir as seguintes orientações: (i) atendimento aos usos múltiplos no trecho entre os reservatórios de Três Marias e Sobradinho e (ii) recuperação do nível do reservatório de Três Marias para valores superiores a 30% do seu volume útil.	100 m³/s	

Quadro 6- Regras operacionais dos reservatórios de Sobradinho e Xingó, impostas pela Resolução 2.081, de 4 de dezembro de 2017.

RESERVATÓRIO	LIMITE DE VAZÃO MÍNIMA MÉDIA	FAIXAS DE OPERAÇÃO	RESTRIÇÃO DE VAZÃO		OBSERVAÇÕES
			VAZÃO DEFLUENTE MÉDIA MENSAL MÁXIMA	VAZÃO DEFLUENTE MÉDIA DIÁRIA MÍNIMA	
Sobradinho e Xingó	700 m ³ /s	Faixa de Operação Normal (quando o armazenamento do reservatório for igual ou superior a 60% do seu volume útil).	Não há restrição.	800 m ³ /s (Sobradinho) e 1.100 m ³ /s (Xingó)	<ul style="list-style-type: none"> Em situações em que as defluências do reservatório de Sobradinho forem inferiores a 1.300 m³/s e caso seja necessário o incremento da vazão defluente, para viabilizar a navegação de comboios hidroviários, as vazões mínimas praticadas serão de 1.300 m³/s, de acordo com o tempo determinado para passagem do comboio, contanto que seja previamente comunicado.
		Faixa de Operação de Atenção (quando o armazenamento do reservatório for igual ou superior a 20% e inferior a 60% do seu volume útil)	Período úmido: A vazão defluente média mensal máxima será estabelecida, mensalmente, no 1° dia útil do mês de acordo com o volume armazenado do reservatório de Sobradinho no dia anterior e seu posicionamento em relação às curvas de segurança.	800 m ³ /s (Sobradinho e Xingó)	
		Faixa de Operação de Restrição (quando o armazenamento do reservatório for inferior a 20% do seu volume útil).	Período seco: A vazão defluente média mensal máxima será estabelecida, mensalmente, no 1° dia útil do mês de acordo com o volume armazenado do reservatório de Sobradinho no dia anterior e seu posicionamento em relação às curvas de segurança. O limite máximo de vazão é de 1.000 m ³ /s.	800 m ³ /s (Sobradinho e Xingó)	
			A definição das defluências dos reservatórios Sobradinho, Itaparica e Xingó, deverá seguir as seguintes orientações: (i) atendimento aos usos múltiplos no trecho entre o reservatório de Sobradinho e a foz; (ii) recuperação do nível do reservatório de Sobradinho para valores superiores a 20% do seu volume útil. O Limite máximo para Xingó é de 900 m ³ /s.	700 m ³ /s (Sobradinho e Xingó)	

Já para o reservatório de Itaparica, as suas restrições de volume útil, estão associadas com a classificação das faixas de operação para o reservatório de Sobradinho, conforme indicado no Quadro 7.

Quadro 7- Regras operacionais do reservatório de Itaparica, impostas pela Resolução 2.081, de 4 de dezembro de 2017.

RESERVATÓRIO	FAIXA DE OPERAÇÃO (SOBRADINHO)	ARMAZENAMENTO MÍNIMO
Itaparica	Normal ou de Atenção	30% do seu volume útil
	Restrição	Será estabelecido pela ANA.

As Figuras 16 e 17, ilustram as regras de operação dos reservatórios específicas para o período úmido, com suas correspondentes condicionantes. Nota-se que, diferente das resoluções anteriores, esta resolução faz referência ao ecossistema aquático. Apesar de ainda não prever um hidrograma que contemple uma sazonalidade natural do regime hidrológico do rio, esta resolução se destaca por mencionar a necessidade de se alimentar as lagoas marginais localizadas a montante de Sobradinho e de se implementar pulsos de vazão para jusante de Xingó.

Figura 16- Regras operacionais do reservatório de Três Marias para o período úmido, impostas pela Resolução 2.081, de 4 de dezembro de 2017.

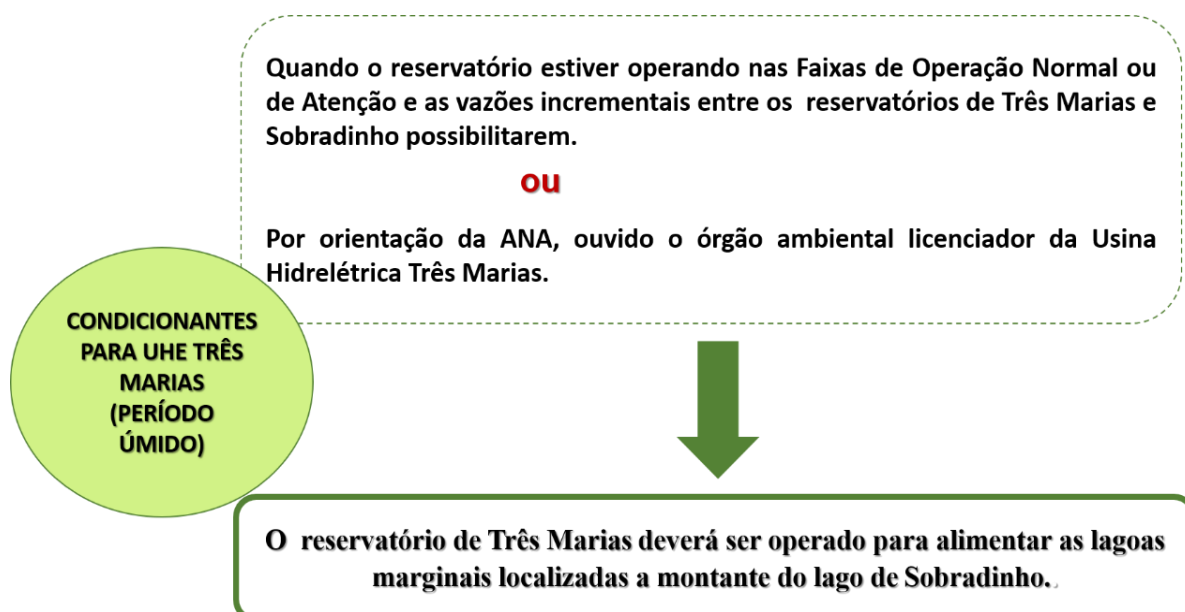
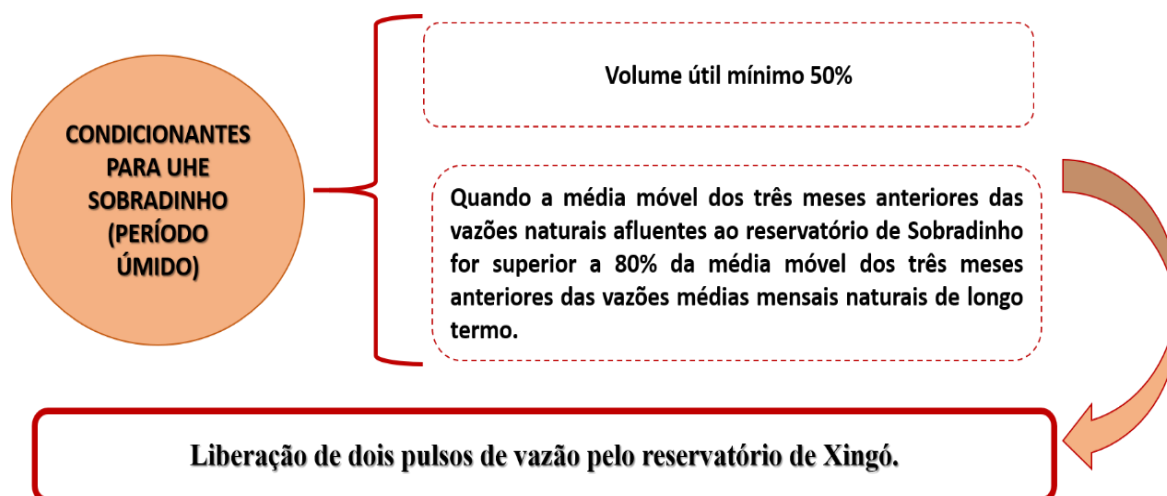


Figura 17- Regras operacionais do reservatório de Sobradinho para o período úmido, impostas pela Resolução 2.081, de 4 de dezembro de 2017



Ressata-se que esta resolução não está sendo praticada atualmente e as magnitudes dos pulsos de vazão ainda não foram definidas. No dia 16 de abril de 2018, ocorreu uma reunião onde o ONS informou que o sistema hídrico do rio São Francisco ainda não possui capacidade de obedecer integralmente esta resolução, porém a operação do complexo de reservatórios está se aproximando progressivamente das regras exigidas por esta. Em outra reunião realizada no dia 07 de maio de 2018, foi relatado pela ANA a necessidade de efetuar testes para uma defluência de 100 m³/s para reservatório de Três Marias, vazão mínima exigida por esta resolução, além de realizar adequação dos locais e estruturas das captações localizadas à sua jusante deste reservatório (ANA, 2017f)

5. METODOLOGIA

Este trabalho propõe analisar os efeitos no setor da irrigação considerando as alterações nas regras de defluências do complexo de reservatórios na bacia do rio São Francisco, em períodos de escassez hídrica. O estudo delimita-se à calha principal deste rio, no trecho onde estão compreendidos os reservatórios Três Marias, Sobradinho, Itaparica, Complexo Paulo Afonso-Moxotó e Xingó, os quais pertencem ao Sistema de Produção e Transmissão de Energia Elétrica do Brasil (SIN).

A pesquisa tem caráter exploratório, o seu conteúdo é desenvolvido por meio de dados reais de um sistema hídrico existente e aborda o problema de forma quantitativa. O procedimento técnico adotado é a modelagem matemática do sistema hídrico e a simulação de cenários alternativos de defluências de reservatórios. A modelagem matemática, representa um complexo sistema de reservatórios de maneira simplificada, em razão de muitas incertezas hidrológicas envolvidas. No entanto, esta técnica permite descrever a operação de um sistema, considerando todos os usuários de água, inclusive o ecossistema aquático. Além disso, a modelagem matemática produz resultados confiáveis e são úteis para estudos de longo prazo. A análise dos resultados será através de indicadores de desempenho, níveis de água dos reservatórios e a quantificação dos déficits hídricos para o uso da irrigação, tendo em vista a satisfação da demanda para a manutenção do ecossistema aquático.

Assim, de modo atingir os objetivos especificados nesta pesquisa, a metodologia foi delineada em três etapas: (1) Coleta, organização e análise de dados; (2) Construção de cenários alternativos de defluências; (3) Simulação e prospecção dos cenários.

A primeira etapa do desenvolvimento deste trabalho é a coleta, organização e análise de dados do sistema hídrico, compreendendo a identificação das demandas consuntivas, não consuntivas, características físicas e operacionais dos reservatórios. Estas informações foram obtidas a partir de dados de trabalhos e estudos já realizados anteriormente, além de registros oficiais de órgãos e concessionárias no âmbito federal e estadual, os quais estão relacionados aos assuntos desta pesquisa.

As quantificações das demandas consuntivas da bacia, tais como irrigação, abastecimento humano, industrial, entre outros, são obtidas através de dados de outorga e informações de estudos prévios. Como o rio São Francisco é classificado

como um rio de domínio da União, as outorgas são concedidas pela Agência Nacional de Águas (ANA). A partir dos dados de outorgas válidas em dois anos distintos serão organizados e comparados, com o intuito de adquirir conteúdo necessário para realizar a caracterização do uso da irrigação na calha principal do rio São Francisco, no período de escassez hídrica.

As demandas não consuntivas do rio são a produção de energia elétrica, navegação e a vazão ambiental. A demanda da energia elétrica foi adquirida a partir do banco de dados do Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS) e a do setor da navegação, é encontrada no relatório das restrições operativas do ONS. Para a vazão ambiental, serão utilizados como referência os valores determinados por estudos prévios realizados pelos pesquisadores da rede ECOVAZÃO (MEDEIROS *et al.*, 2010), cujo projeto propôs um hidrograma ambiental para o baixo trecho do rio São Francisco. Entretanto, será necessário adequá-lo à condição hidrológica atual, através de um estudo do comportamento das vazões afluentes ao reservatório de Sobradinho.

As características físicas e operacionais dos reservatórios, que integram este trabalho, são encontradas em estudos e no banco de dados das empresas operadoras tais como Companhia Hidro Elétrica do São Francisco (CHESF), Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG) e Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS).

Para a segunda etapa desta pesquisa, foi efetuada a construção de cenários prospectivos de defluências dos reservatórios. Esta técnica, busca representar prováveis alternativas que podem ocorrer no futuro. Os cenários servem de instrumentos para facilitar investigações de processos decisórios e de planejamento, quando envolvem incertezas e situações que provoquem impactos sociais e econômicos, com visões de longo prazo (Schwartz, 2004). Esta metodologia procura tornar claro os diversos posicionamentos dos setores envolvidos e os conflitos entre eles. Portanto, a partir desta abordagem, é possível comparar diferentes alternativas para a operação dos reservatórios.

No caso do rio São Francisco, os cenários prospectivos de defluências serão definidos com base em um período hidrológico seco. Além disso, cada cenário considerará premissas de regras operacionais com restrições distintas, que podem ser descritos como: Cenário 1 (vazão de restrição mínima), baseadas em uma vazão de restrição mínima constante em todo o período simulado; Cenário 2 (vazão de restrição de

acordo com o volume armazenado do reservatório), fundamentadas pela Resolução nº 2.081, de 4 de dezembro de 2017 (ANA, 2017f), onde as defluências são delimitadas a partir dos volumes armazenados dos reservatórios; e o Cenário 3 (restrições de defluências considerando um hidrograma ambiental proposto para o baixo curso do rio São Francisco), em que as defluências são descritas respeitando a sazonalidade natural para o baixo curso do rio São Francisco, através de um hidrograma ambiental proposto. Esta abordagem permitirá a compreensão do funcionamento sistema hídrico e avaliar as regras operacionais dos reservatórios, no que tange ao atendimento aos múltiplos usos.

A terceira etapa será a simulação e prospecção de cenários. A simulação de cenários alternativos é uma ferramenta que permite a gestão e o planejamento integrado de recursos hídricos e análises políticas. Esta metodologia é realizada através de modelos matemáticos. Os dados de cada cenário serão compilados e os resultados servirão de suporte para responder à pergunta de pesquisa.

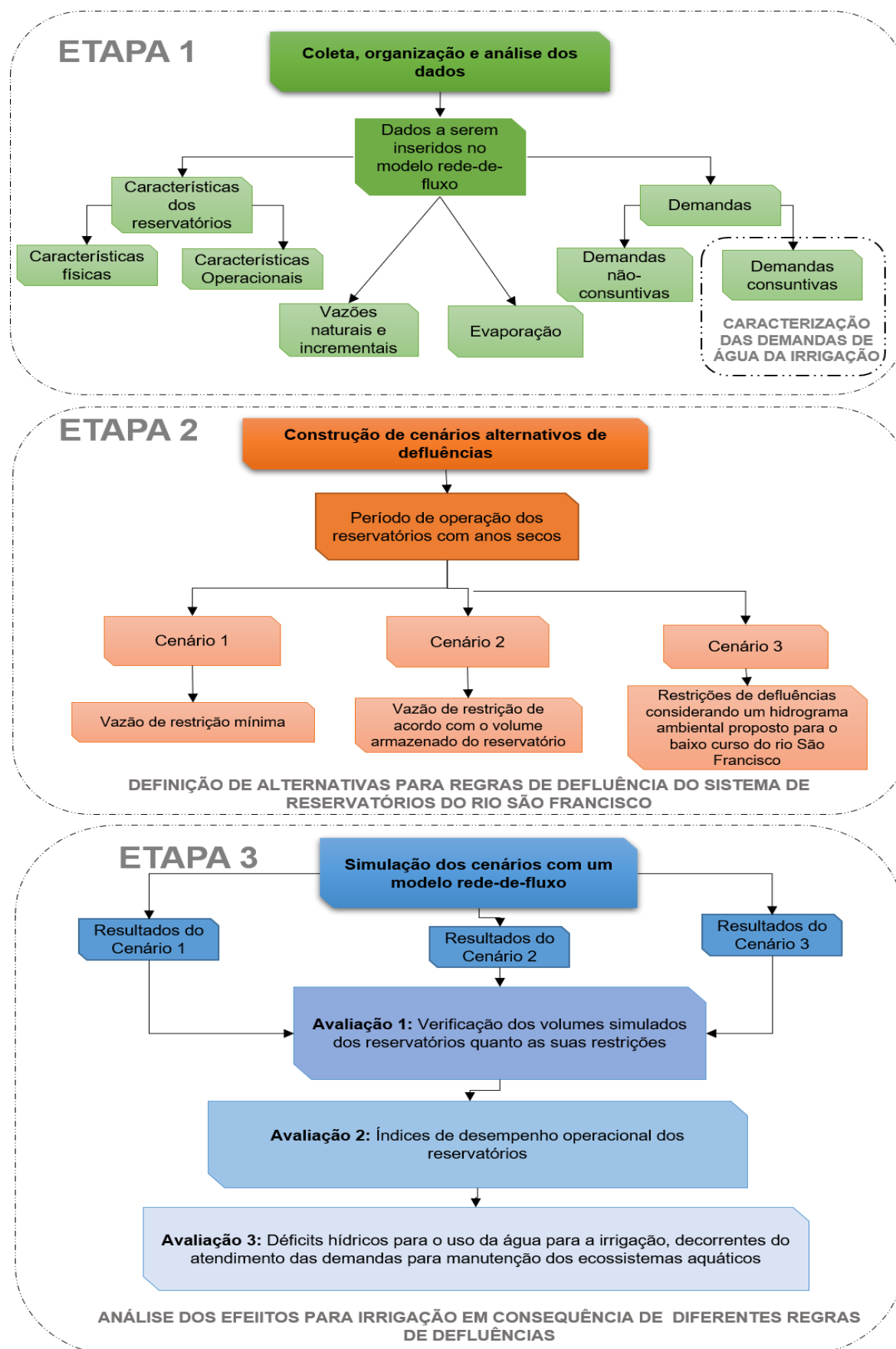
O modelo de simulação do tipo rede de fluxo selecionado foi o *Water Evaluation and Planning System* (WEAP). Este modelo possui uma plataforma simples, dinâmica e eficiente, é empregado em diversos países.

Os cenários de defluências simulados pelos modelos rede-de-fluxo, serão avaliados através de critérios de compatibilidade dos volumes de armazenamento dos reservatórios conforme restrições que estes estão submetidos e indicadores de desempenho dos reservatórios no que se refere à satisfação das demandas consuntivas, como a Confiabilidade, Vulnerabilidade, Resiliência e Sustentabilidade (HASHIMOTO *et al.*, 1982; LOUCKS, 1997).

Por fim, serão quantificados os déficits hídricos para as demandas da irrigação e outros usos decorrentes de diferentes regras de operação propostas pelos cenários prospectivos de defluências, o que torna possível avaliar os efeitos da operação do sistema hídrico considerando a implantação de um hidrograma ambiental sobre estas demandas.

A Figura 18 resume, detalhadamente, as etapas da metodologia deste presente estudo.

Figura 18- Diagrama esquemático de cada etapa metodológica adota nesta pesquisa.



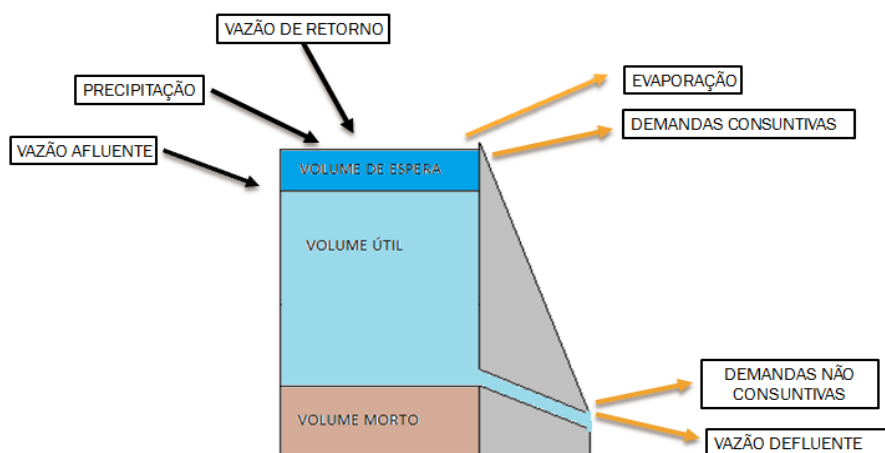
Fonte: Autoria própria, 2018.

5.1 Coleta, organização e análise dos dados

5.1.1 Dados de entrada do modelo de operação de reservatórios

Uma das abordagens de análise para alcançar os objetivos desta pesquisa será a simulação matemática da operação de um sistema de reservatórios. Para esse fim, os modelos do tipo rede-de-fluxo, como o WEAP, efetuam um cálculo de balanço hídrico em cada reservatório. Os dados de entrada destes modelos são as informações físicas e operacionais dos reservatórios pertencentes ao sistema hídrico (volumes inicial, máximo e morto, relação “cota x área x volume”, características para geração de energia elétrica, entre outros) e as entradas e saídas de água, conforme está representado na Figura 19.

Figura 19- Representação simplificada do balanço hídrico de um reservatório.



Fonte: Autoria própria, 2018.

Em relação às informações das vazões afluentes, as séries de dados adotadas foram das vazões naturais e incrementais, organizadas em discretização mensal. A vazão naturalizada refere-se à vazão que ocorreria em um trecho do rio, caso não houvessem intervenções antrópicas, como captações para usos consuntivos, desvios de água, evaporação por reservatórios, entre outros (ONS, 2017b). Já as vazões incrementais, devem ser calculadas através da subtração entre a vazão naturalizada do reservatório em estudo e a vazão naturalizada do reservatório localizado a montante. Como a análise limitará apenas ao trecho do reservatório de Três Marias até Xingó, logo, a barragem de Três Marias não necessita do cálculo da vazão

incremental. Vale ressaltar que, para o cálculo da vazão incremental de Sobradinho, devem ser consideradas as contribuições das vazões naturais do reservatório de Queimado. A localização do reservatório de Queimado, bem como dos demais reservatórios do sistema, podem ser observadas na Figura 17.

Figura 17- Arranjo do complexo de reservatórios do rio São Francisco.



Fonte: ANA (2017d)

No que se refere as demandas de água para a irrigação e demais usos consuntivos da calha principal do rio São Francisco, foram obtidas através da Agência Nacional de Águas (ANA) por meio do Cadastro Nacional dos Usuários de Recursos Hídricos. As demandas outorgadas foram organizadas em médias mensais e por uso, com a finalidade de separar as demanda para cada respectivo uso.

Para estimar as vazões consumidas, é necessário calcular as vazões de retorno e perdas de distribuição. Os percentuais de retorno adotados para a etapa de simulação estão ilustrados no Quadro 8. Para o cálculo das perdas, foi admitido o índice de 45% de perdas de água em sistemas de distribuição para o abastecimento humano, valor médio para a região Nordeste (SNIS, 2015).

Quadro 8- Percentuais para o cálculo das vazões de retorno, consideradas para a simulação.

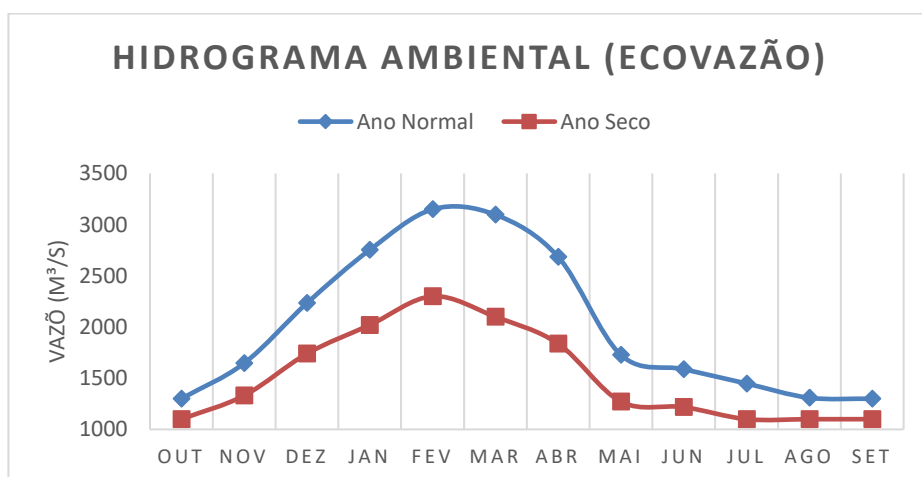
Percentual da vazão de retorno					
Abastecimento urbano	Abastecimento rural	Abastecimento industrial	Irrigação	Criação de animais	Fonte
80%	50%	80%	20%	20%	CBHSF, 2016

No que se refere às demandas não consuntivas, que serão consideradas neste estudo, são o ecossistema aquático, navegação e geração de energia elétrica. Quanto

ao atendimento da demanda de água para a manutenção do ecossistema, adotou-se como referência o hidrograma ambiental proposto pelo projeto “Rede estudo do regime de vazões ecológicas para o baixo curso do rio São Francisco: Uma abordagem multicriterial – ECOVAZÃO”, ilustrado na Figura 20. Este projeto, ocorreu entre os anos 2007 e 2009, desenvolvido pela Universidade Federal da Bahia (UFBA), Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) e Universidade Federal de Sergipe (UFS). A abordagem adotada, para a estruturação do hidrograma, foi o método holístico *Building Block Methodology* (BBM), que teve como objetivo identificar um regime de vazões que atendam as demandas para a preservação da biodiversidade, como também, as sociais e econômicas, no baixo trecho do rio São Francisco (MEDEIROS *et al.*, 2010).

Diante da alteração do comportamento hidrológico na bacia, foi necessário reavaliar o hidrograma ambiental proposto pelo grupo ECOVAZÃO, com a finalidade de ajustá-lo à condição de disponibilidade hídrica reduzida. Esta atualização é preliminar, e foi fundamentada através de uma avaliação hidrológica do comportamento das vazões afluentes ao reservatório de Sobradinho, contemplando os anos de menores vazões das séries históricas, que compreendem os anos de 2013 a 2017. A atualização do hidrograma ambiental está apresentado no “Apêndice A - Atualização do hidrograma ambiental proposto pelo ECOVAZÃO”.

Figura 20 – Hidrograma ambiental proposto pela rede ECOVAZÃO.



Fonte: Medeiros *et al.*, 2010.

No que tange à navegação, de acordo com o relatório das restrições operativas do ONS (2014), a restrição de vazão na calha do rio são 1.300 m³/s, a jusante de Sobradinho.

As demandas de energia elétrica dos reservatórios Sobradinho, Itaparica, Complexo Paulo Afonso e Xingó, referem-se à energia hidroelétrica gerada no subsistema Nordeste, e o reservatório de Três Marias, que integra o subsistema Sudeste/Centro Oeste, foi utilizada a energia hidroelétrica gerada por esta estrutura individual. As séries históricas foram fornecidos pelo ONS e discretizadas em médias mensais, em Mwh.

Os dados físicos e operacionais dos reservatórios bem como as demais informações adquiridas até o momento, com suas respectivas fontes, estão apresentados no anexo B “Dados de entrada para simulação”.

5.2 Construção de cenários prospectivos de defluências

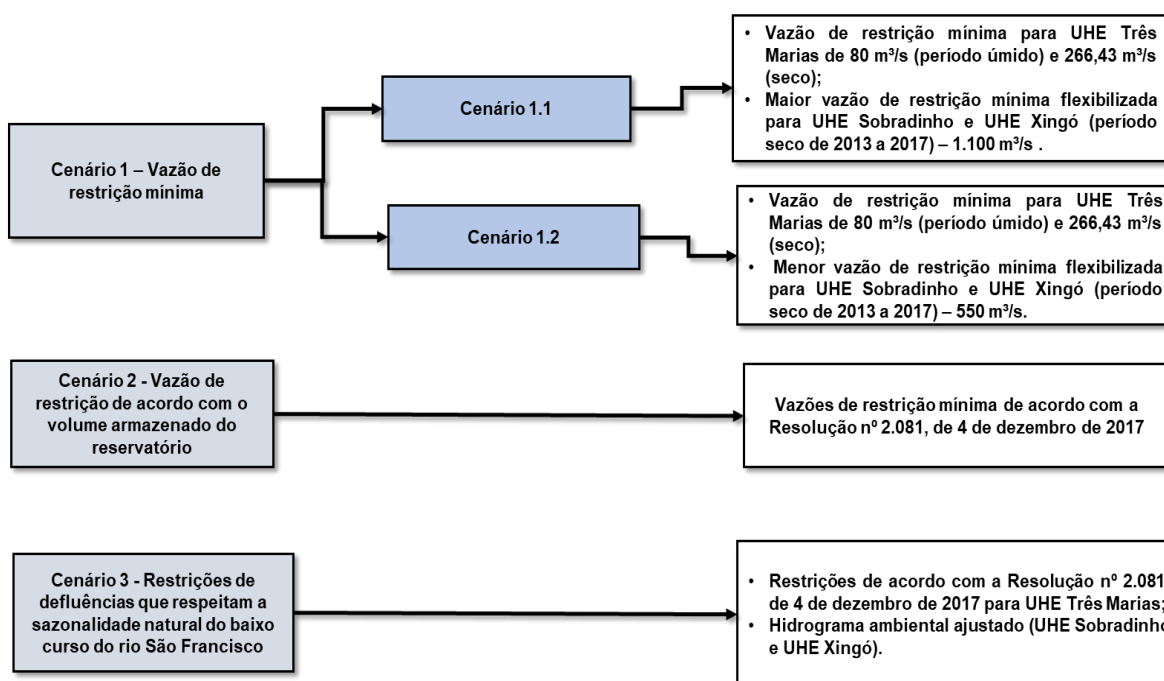
A abordagem metodológica adotada para a segunda etapa desta pesquisa foi a construção de cenários de defluências. Esta técnica possibilita esboçar múltiplas alternativas de defluências e, posteriormente, confrontá-las. Foram selecionados três cenários prospectivos de defluências:

- Cenário 1 (Vazão de restrição mínima): Situação de crise hídrica na bacia, contemplando as regras operacionais vigentes entre os anos de 2013 a 2017. Este cenário considera uma vazão de restrição mínima para os reservatórios de Sobradinho e Xingó em todo o período de simulação.
- Cenário 2 (Vazão de restrição de acordo com o volume armazenado do reservatório): Esta condição segue as normas para a vazão de restrição mínima definidas pela Resolução nº 2.081, de 4 de dezembro de 2017 (ANA, 2017f), que variam de acordo com o volume de estocado dos reservatórios. Este cenário visa acomodar os interesses dos usos consuntivos e não consuntivos, uma vez que tem em vista a preservação do armazenamento hídrico dos reservatórios, em especial o de Três Marias.
- Cenário 3 (Restrições de defluências considerando um hidrograma ambiental proposto para o baixo curso do rio São Francisco): Cenário de defluências com regras e restrições dos reservatórios que tencionam atender a um regime de vazões sazonais, requeridos para a preservação dos ecossistemas aquáticos, através da consideração de um hidrograma ambiental proposto para o baixo trecho do rio São Francisco.

O período seco adotado para este estudo, será entre os meses de outubro de 2013 a abril de 2018, uma vez que, segundo o ONS (2017a), é o período mais crítico de toda a média histórica já registrada.

Os cenários prospectivos de defluências foram organizados em grupos, considerando diferentes premissas de defluências, conforme ilustrado na Figura 21. Cada grupo de cenário, será simulado individualmente e, posteriormente, confrontados.

Figura 21- Cenários prospectivos de defluências e premissas assumidas.



A partir da Figura 21, nota-se que o cenário 1 (Vazão de restrição mínima) contempla duas situações distantes para defluências. A primeira, descreve a maior vazão de restrição mínima praticada no período seco (1.100 m³/s) e a segunda a menor (550 m³/s). Essa diferenciação foi realizada com a finalidade de simplificar a simulação dos cenários , visto que ocorreram sucessivas flexibilizações no período de estudo.

5.3 Simulação e prospecção dos cenários de defluências

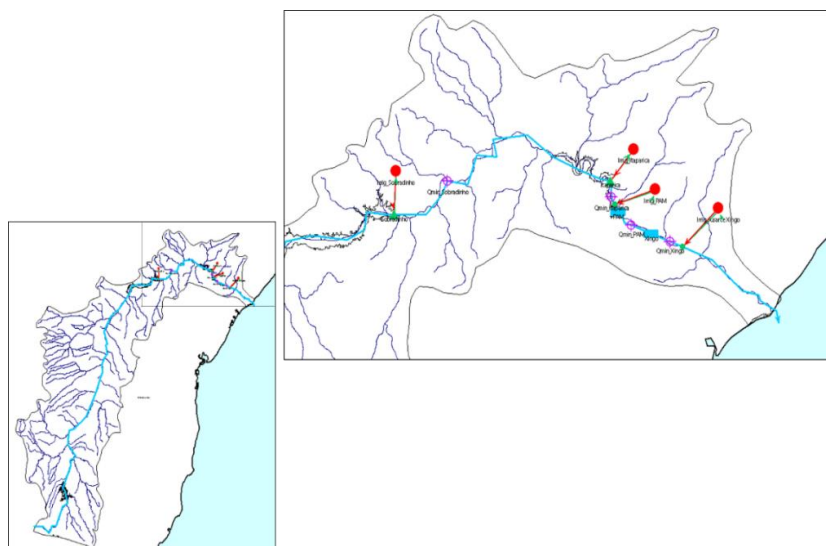
A terceira etapa da metodologia desta pesquisa é a simulação e prospecção de cenários de defluências. Para este fim, a simulação será executada por meio de um modelo do tipo rede-de-fluxo, uma vez que é capaz de representar o complexo sistema hídrico da bacia do rio São Francisco e permite inserir um conjunto de cenários alternativos, que auxiliarão na análise do comportamento deste sistema em diferentes

condições operacionais e hidrológicas. O modelo selecionado para este fim é o *Water Evaluation and Planning System* (WEAP).

O modelo WEAP possui uma interface moderna, com uma diversidade de opções de análise e gráficos de resultados. O WEAP foi elaborado na década de 80 (SEI, 2016), é atualizado e aprimorado frequentemente.

O processo de estruturação do sistema de reservatórios neste modelo, em uma rede-fluxo de ofertas e demandas, consiste em ligar cada demanda em uma fonte hídrica disponível, através de links (arcos), conforme as Figuras 22. Posteriormente, os dados coletados e organizados são inseridos nos modelos, que realizam um cálculo de balanço hídrico entre demandas e disponibilidades.

Figura 22- Configuração do sistema em rede de fluxo no modelo WEAP.



Fonte: Autoria própria, 2017.

O modelo WEAP possui integrado em seu algoritmo, uma equação de programação linear, com o papel de solucionar o problema de alocação de água, onde sua função objetivo maximiza o atendimento das demandas, sujeitas a restrições como prioridades de demanda. O seu módulo de alocação atenderá as demandas de maneira sequencial, de acordo com as prioridades especificadas para os usuários de água, reservatórios e requerimentos de vazão, como as defluências mínimas. As prioridades variam de 1 a 99 (números inteiros), sendo que 1 é a maior prioridade e 99 a menor. Logo, em períodos de escassez, pela lei brasileira nº 9.433 de 1997 (Brasil, 1997), o abastecimento humano e a dessedentação de animais possuem prioridade 1. A equação de programação linear é configurada para fornecer a mesma

porcentagem de atendimento de água aos membros com prioridades iguais (Yates *et al.*, 2005).

Este modelo permite formular e analisar os cenários alternativos na mesma interface, sendo necessário apenas inserir os dados referentes ao outro cenário que será simulado.

5.3.1 Critérios de análise dos cenários prospectivos

Os resultados das simulações dos cenários prospectivos de deluências serão analisados por três critérios: avaliação dos volumes simulados dos reservatórios, avaliação dos índices de desempenho operacional dos reservatórios considerando o atendimento das demandas consuntivas e avaliação dos déficits hídricos para o uso da água para a irrigação decorrentes da implementação do hidrograma ambiental ajustado.

No que tange à primeira análise, dos níveis de água dos reservatórios, os valores das cotas e volumes serão verificados através dos resultados das simulações do modelo rede-de-fluxo e comparados com as restrições de cada reservatório. Estão descritas, a seguir, as restrições para cada reservatório, considerando os cenários com “Vazão de restrição mínima” e “Vazão de restrição de acordo com o volume armazenado do reservatório”.

Em relação aos cenários com premissa de “Vazão de restrição mínima”, considerando o reservatório de Três Marias, a sua operação deve maximizar o estoque hídrico e minimizar o risco de deplecionamento do seu volume útil, uma vez que esta estrutura não possui descarga de fundo. Ademais, as regras operacionais não devem comprometer os usos localizados à jusante desta estrutura, sendo que o usuário de maior destaque é o projeto Jaíba, perímetro de irrigação pertencente a Codevasf. Logo, as defluências de Três Marias devem contemplar as cotas das captações do projeto Jaíba visto que, após testes realizados pela Cemig, a sua cota limite aproximada é de 438 metros (CEMIG, 2017).

No entanto, para o atendimento deste projeto de irrigação, as defluências do reservatório de Três Marias dependem do comportamento das vazões incrementais correspondentes ao trecho entre este reservatório e o canal de irrigação. No período

úmido, este trecho recebe contribuição de afluentes e por chuvas (ANA, 2017b), portanto as defluências deste reservatório são menores, com valores mínimos de 80 m³/s. Já para o período seco determinado pela Agência Nacional de Águas (ANA, 2017f), de maio a novembro, o atendimento da cota mínima do projeto Jaíba requer defluências de Três Marias com maiores magnitudes. O Quadro 9 ilustra o histórico de defluências do reservatório de Três Marias, sendo que as defluências previstas para o reservatório de Três Marias é de 80 m³/s para o período úmido de dezembro de 2017 a abril de 2018.

Quadro 9- Defluências médias do reservatório de Três Marias.

Defluências- UHE Três Marias – 2017 (m ³ /s)												Média período maio a novembro (m ³ /s)
Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
145	129	193	228	258	272	267	276	295	308	189	80	266,43

Fonte: ONS (2018d).

Como a captação do Projeto Jaíba é realizada através de um canal de aproximação, conforme Figura 23, seria necessária a obtenção das batimetrias deste canal e uma simulação hidrodinâmica para estudar o comportamento das vazões no trecho em questão, com a finalidade de estimar as defluências da mesma forma que a Companhia Energética de Minas Gerais (Cemig) realiza os seus estudos para a operação do reservatório de Três Marias. Com a finalidade de simplificar a simulação, foram adotadas duas defluências para Três Marias: 80 m³/s, para os meses de dezembro a abril, e 266,43 m³/s, para os demais meses.

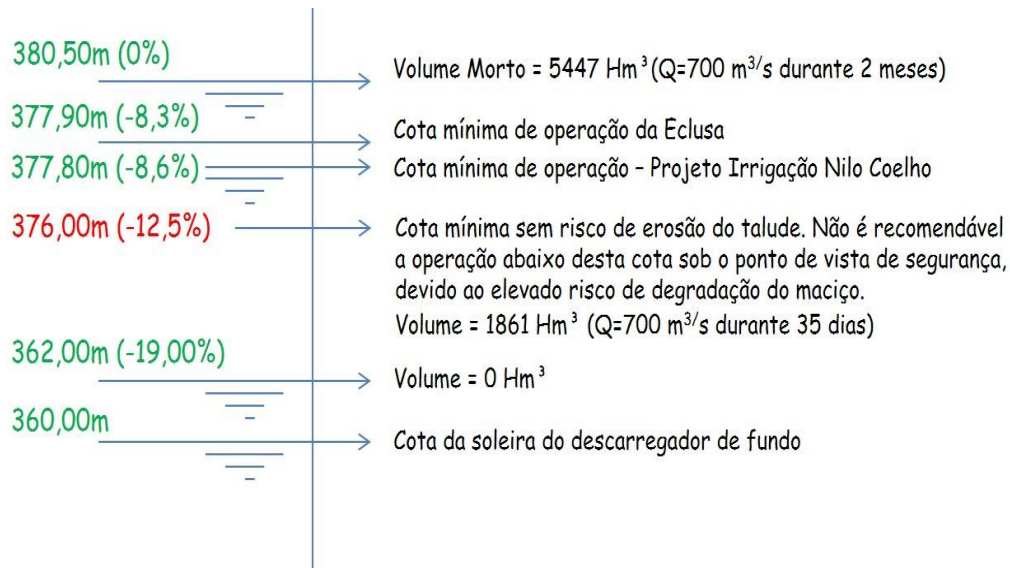
Figura 23- Canal de irrigação do Projeto Jaíba, na cidade de Jaíba, Minas Gerais.



Fonte: Google Earth (2018)

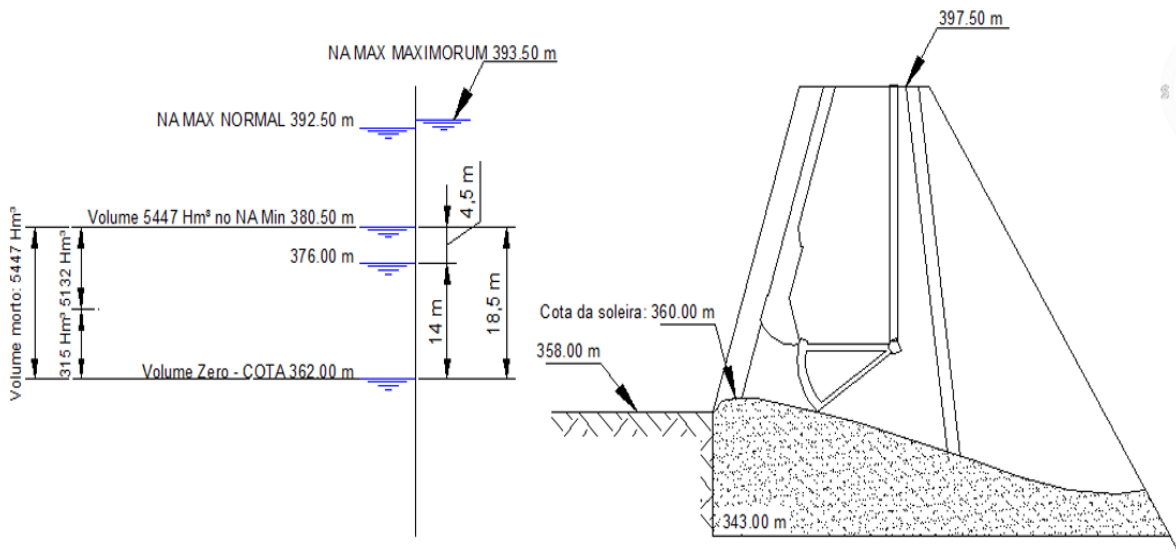
As Figuras 24 e 25 descrevem as restrições do Volume Morto do reservatório de Sobradinho, bem como a cota mínima para operação da captação do projeto de irrigação Nilo Coelho. Esta figura ilustra a configuração deste reservatório, quanto aos seus volumes e cotas. Segundo ANA (2017b), caso o Volume Morto de Sobradinho alcance a cota -7%, este reservatório operará à fio d'água. Logo, para obter maior segurança de atendimento aos usos, a utilização do volume morto deste reseratório será evitado.

Figura 24- Caracterização do Volume Morto do reservatório de Sobradinho



Fonte: Chesf (2017a)

Figura 25- Cotas e volumes do reservatório de Sobradinho.

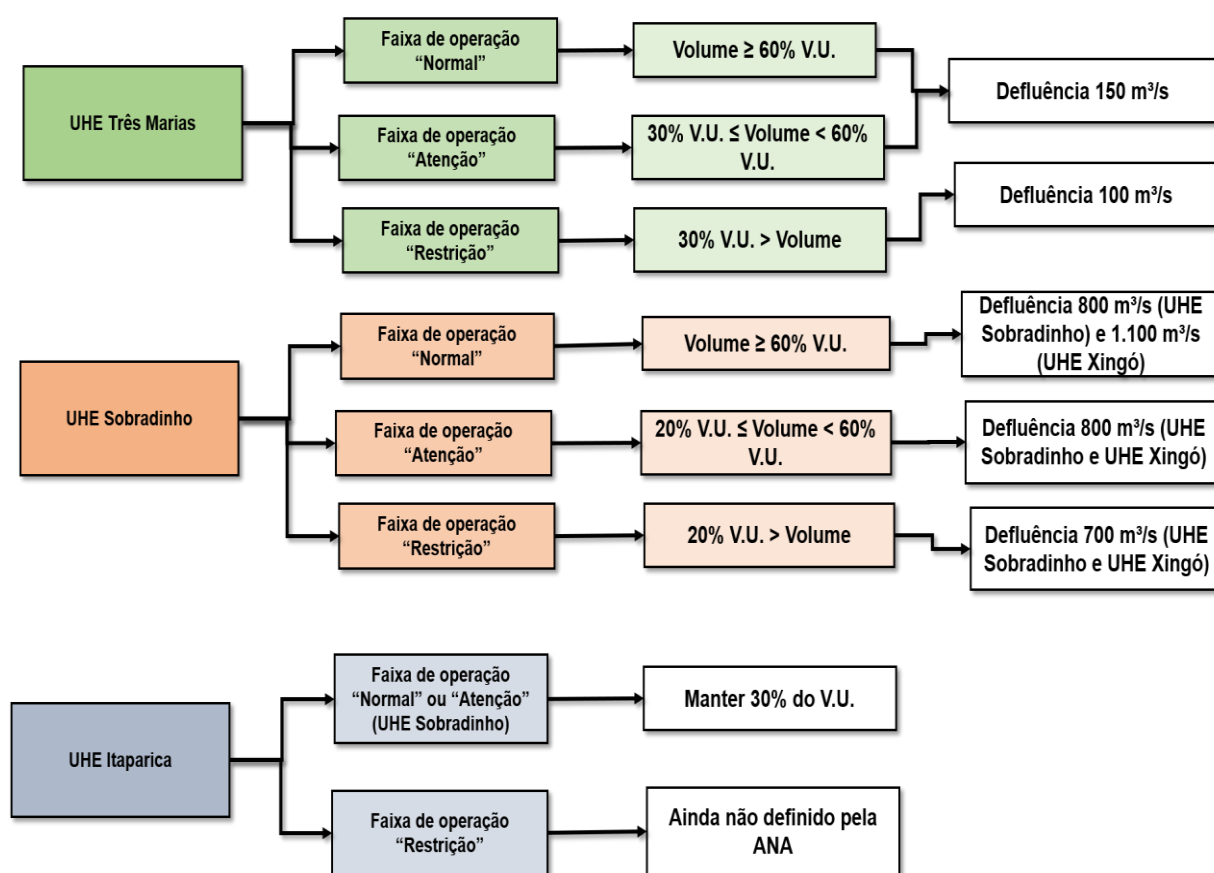


Fonte: Chesf (2017a).

No caso do reservatório de Itaparica, por não possuir descarga de fundo (RAMINA, 2014), o seu Volume Morto não pode ser acessado. A restrição deste reservatório era manter um Volume Útil mínimo de 15%, sendo que a partir de outubro de 2017, o Volume Útil mínimo passou para 10% (ANA, 2017b).

Quanto os cenários que visam a premissa de vazão de restrição de acordo com o volume armazenado do reservatório, estas são baseadas pela Resolução nº 2.081, de 4 de dezembro de 2017 (ANA, 2017f), as quais estão representadas pela Figura 26. Pode-se observar que as restrições para defluências variam de acordo com a faixa de operação, definidas pela porcentagem de armazenamento do volume útil. Vale salientar que as restrições para o reservatório de Itaparica estão condicionadas às faixas de operação do reservatório de Sobradinho e que, quando este estiver na faixa de “Restrição”, a ANA ainda não definiu o volume útil mínimo para o reservatório de Itaparica, logo adotou-se o limite de 10% do volume útil, mesmo valor admitido para este reservatório considerando os cenários de “Vazão de restrição mínima”.

Figura 26- Restrições para o complexo de reservatórios do rio São Francisco, propostas pela Resolução nº 2.081, de 4 de dezembro de 2017 (ANA, 2017f).



Fonte: ANA (2017j).

No que se refere à segunda análise, dos índices de desempenho operacional dos reservatórios considerando o atendimento das demandas consuntiva, serão adotados os indicadores: Confiabilidade, Vulnerabilidade, Resiliência e Sustentabilidade (HASHIMOTO *et al.*, 1982; LOUCKS, 1997). A consideração desses indicadores é necessária, uma vez que é uma forma de diagnosticar a condição operacional dos reservatórios em cada cenário prospectivo. O cenário prospectivo ideal será aquele que apresentará uma performance com máxima sustentabilidade, confiabilidade em atender as demandas, resiliência após a ocorrência de uma falha e mínima vulnerabilidade.

A confiabilidade ou garantia, refere-se à probabilidade de que o desempenho de um sistema em operação seja satisfatório, isto é, a probabilidade que o reservatório possua oferta hídrica suficiente para satisfazer completamente às demandas. A seguir a equação de confiabilidade:

$$Conf = \frac{1}{K} \sum_{j=1}^K Z_i \quad (1)$$

Sendo K o número de intervalos de tempo, e $Z_i = 1$ se a operação for satisfatória, $Z_i = 0$ operação insatisfatória.

Portanto, quanto mais próximo do número “1” for o resultado, maior será a confiabilidade do sistema. A confiabilidade, pode ser definida como o oposto de risco, isto é, quanto menor a confiabilidade, menor será o risco de um sistema falhar.

Normalmente, o valor da confiabilidade é convertido para porcentagem. Uma porcentagem com 90% de confiabilidade, significa que a garantia da oferta de água é de 90% do período estudado e 10% de risco para o não atendimento das demandas (CAMPOS; FILHO; LIMA, 2014). Como metodologia de avaliação do atendimento das demandas, estes valores são comparados a outras porcentagens de referência, como outorgas, volumes de alerta, entre outros critérios.

Já resiliência, exprime a probabilidade de um sistema se recuperar após a ocorrência de uma falha, regressando a uma condição satisfatória. A equação de resiliência é expressa como:

$$Res = \left[\frac{1}{M_i} \sum_{j=1}^M d_i \right]^{-1} \quad (2)$$

Sendo que M_i é o número de ocorrências de demandas não atendidas, i a demanda e D_i a duração do déficit.

Logo, um sistema pouco resiliente, representa a ocorrência de eventos prolongados de escassez hídrica, com recuperação lenta.

A vulnerabilidade mede a severidade de uma falha de um sistema. A sua equação é descrita a seguir:

$$Vul = \frac{\sum_{j=1}^M S_i}{\sum_{j=1}^K D_i} * 100 \quad (3)$$

Sendo S_i é o volume total de déficit de uma determinada demanda i e D_i é o volume total da demanda.

Segundo Preziosi *et al.* (2013), mensurar este critério é importante, visto que auxilia na elaboração de estratégias de segurança, capazes de minimizar possíveis consequências de uma falha, ao invés de tentar eliminá-la, através do incremento de sua confiabilidade, uma vez que a maximização da confiabilidade e eficiência de um sistema, podem aumentar a vulnerabilidade de falhas em um sistema de hídrico.

Baseado nos índices de confiabilidade, resiliência e vulnerabilidade, Loucks (1997) propôs o índice de sustentabilidade, a fim de quantificar a sustentabilidade dos recursos hídricos, com o objetivo de facilitar a avaliação e comparação de políticas de gestão.

$$SI^i = Conf^i \times Res^i \times (1 - Vul^i) \quad (4)$$

A terceira análise dos cenários de defluências, se refere aos déficits hídricos para o uso da água para a irrigação e outros usos em consequência da implementação do hidrograma ambiental ajustado. Os déficits hídricos serão quantificados através da simulação dos cenários no modelo de rede-de-fluxo WEAP e, em seguida confrontados, com a finalidade de avaliar os potenciais impactos aos usos da água provenientes de uma operação que considera a manutenção dos ecossistemas aquáticos.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este capítulo descreve os resultados obtidos nesta pesquisa e está dividido nos seguintes tópicos: classificação hidrológica na área de estudo; seleção dos dados de vazões afluentes aos reservatórios; caracterização da demanda da irrigação no período de escassez hídrica; premissas assumidas para a simulação dos cenários prospectivos de defluências; análise e simulação da operação dos reservatórios; e operação de reservatórios considerando defluências destinadas à manutenção dos ecossistemas aquáticos e consequências para a agricultura irrigada.

6.1 Classificação da condição hidrológica na área de estudo

Com o intuito de especificar a situação da disponibilidade hídrica na área de estudo, foi realizado um cálculo através do método de classificação da condição hidrológica (Chid), elaborado por Genz & Luz (2007), a partir de duas séries de vazões naturalizadas, fornecidas pela ONS (2016) e ANA (2018b). Optou-se em calcular pelas duas séries de vazões naturalizadas distintas, visto que os dados disponibilizados pelo ONS (2016) possui um período de abrangência mais longo, de 1931 a 2015, sendo que a série de dados cedidas pela ANA (2018b) possui um período menor, porém contempla anos mais recentes, abrangendo os anos de 1994 a 2017.

As Figuras 27 e 28 ilustram os resultados para valores da CHid considerando as séries de vazões selecionadas, sendo que: “2” refere-se a um ano “muito úmido”; “-1” para um ano “úmido”; “0” ano “normal”; “-1” ano “seco”; e “-2” para um ano “muito seco”. O Quadro 10 ilustra um resumo para os resultados da classificação, tendo em vista os anos de 2011 a 2017. Verificam-se algumas divergências entre os resultados das séries de vazões contempladas, como por exemplo, para o ano de 2014, que para a série de vazões naturalizadas da ONS(2016) este ano foi classificado como “muito seco” e para a série disponibilizada pela ANA (2018b) como “seco”. Esta situação ocorreu certamente devido a diferença da extensão dos períodos de abrangências destas séries, além disso, a média de longo período para a série de vazões para 1931 a 2015 (ONS) foi de 2.606 m³/s e para as vazões de 2011 a 2017 (ANA) foi de 1.969 m³/s.

Apesar das diferenças entre as séries de vazões naturalizadas, foi possível observar que a área de estudo tem enfrentado, desde o ano de 2013, cinco anos consecutivos “secos” e “muito secos”, fato inédito, visto que o período mais crítico anterior foi de 2001 a 2003, com três anos secos seguidos, posto que o ano de 2001 foi classificado como “muito seco”, considerando a série de vazões do ONS (2016).

Figura 27- Valores da CHid para o período de 1931 a 2015, através da série de vazões naturalizadas do ONS (2016).

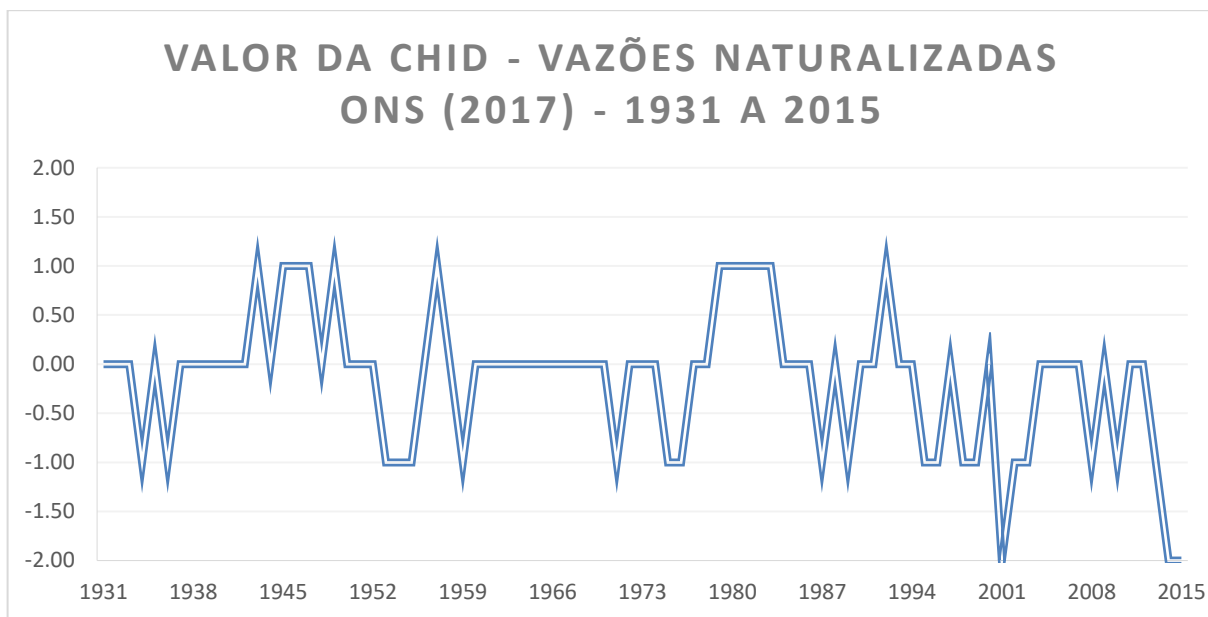
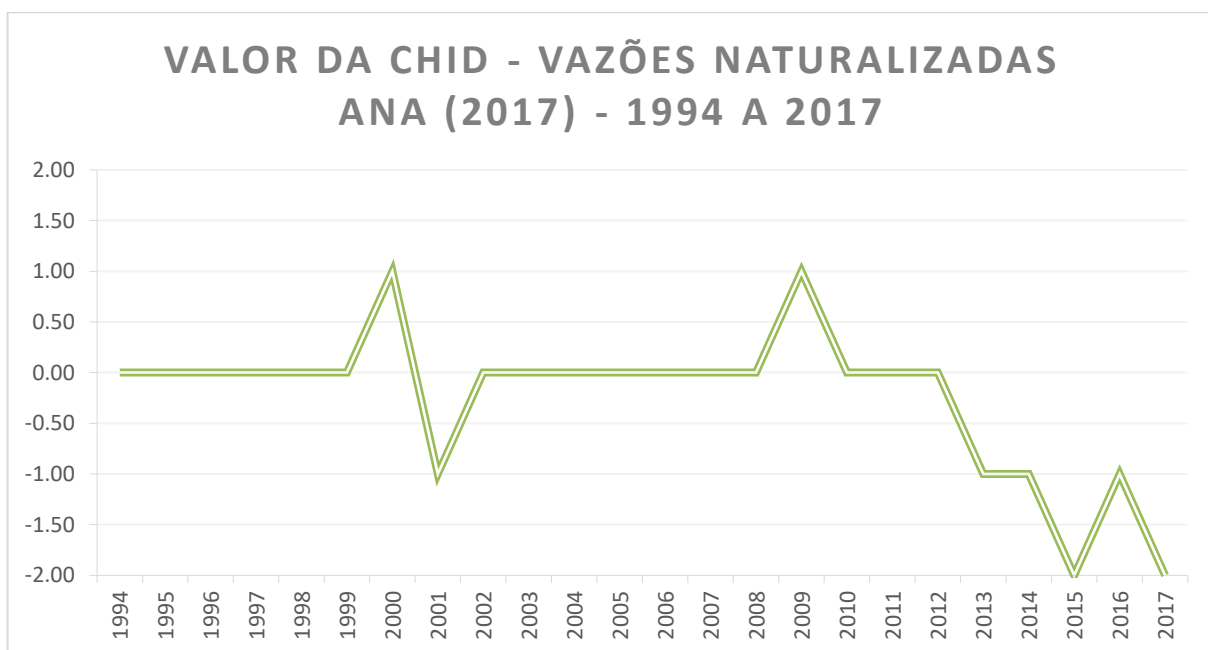


Figura 28- Valores da CHid para o período de 1994 a 2017, através da série de vazões naturalizadas da ANA (2016).



Quadro 10- Resultados da classificação da condição hidrológica (CHid), considerando as séries de vazões naturalizadas ONS (2016) e ANA (2018b).

Ano	Classificação – Chid	
	Série de vazões ONS	Série de vazões ANA
2011	Média	Média
2012	Média	Média
2013	Seca	Seca
2014	Muito seca	Seca
2015	Muito seca	Muito seca
2016	-	Seca
2017	-	Muito seca

6.2 Seleção dos dados de vazões afluentes aos reservatórios

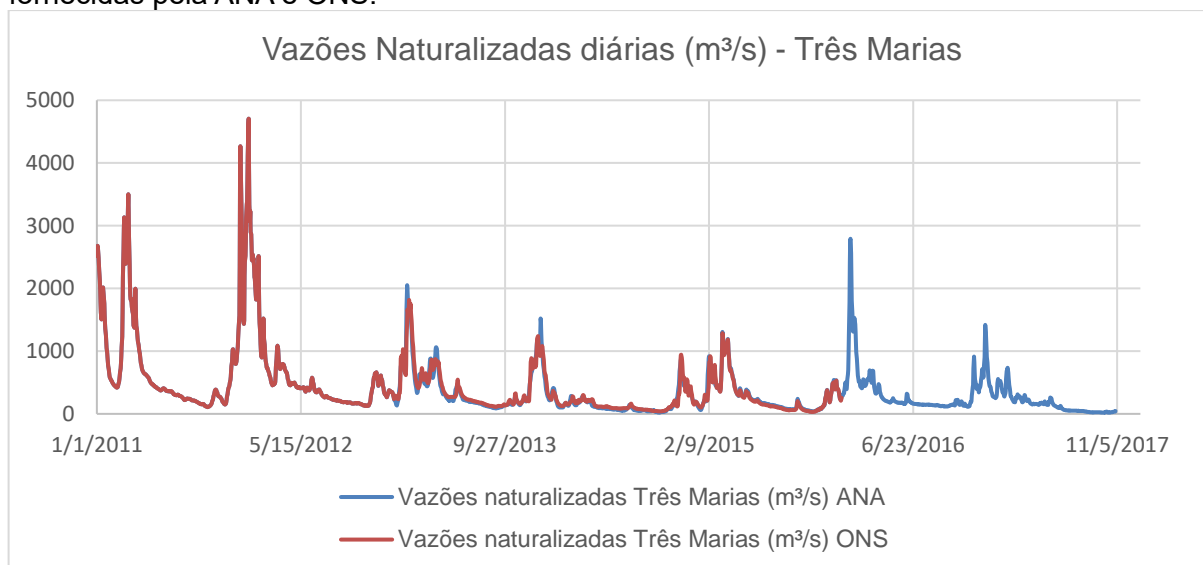
No que se refere à obtenção dos dados históricos de vazões naturais e incrementais dos reservatórios, pesquisas como Brambilla (2016), utilizavam as informações fornecidas pelo banco de dados do Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS), no entanto em seu site oficial fornece as séries temporais das vazões naturalizadas até o ano de 2015. Atualmente o site foi remodelado e consta somente informações de vazões afluentes aos reservatórios, ou seja, as vazões medidas na entrada de cada estrutura.

A Resolução nº 2.081, de 4 de dezembro de 2017, que dispõe das novas regras de operação dos reservatórios da calha principal do rio São Francisco, estabelece que os dados de referência para os estudos das operações dos reservatórios, devem ser as séries de vazões naturalizadas mensais (ANA, 2017f).

Logo, com o intuito de se aproximar ao padrão dos dados utilizados pelas análises ANA, foram utilizadas as informações disponíveis no Sistema de Acompanhamento de Reservatórios (SAR), localizado no site oficial da ANA. Este sistema fornece dados diários de vazão naturalizada, vazão afluente, cotas, volumes úteis dos reservatórios, entre outras informações para todo o complexo de reservatórios do rio São Francisco, além de oferecer informações do ano de 2017 e é atualizado diariamente.

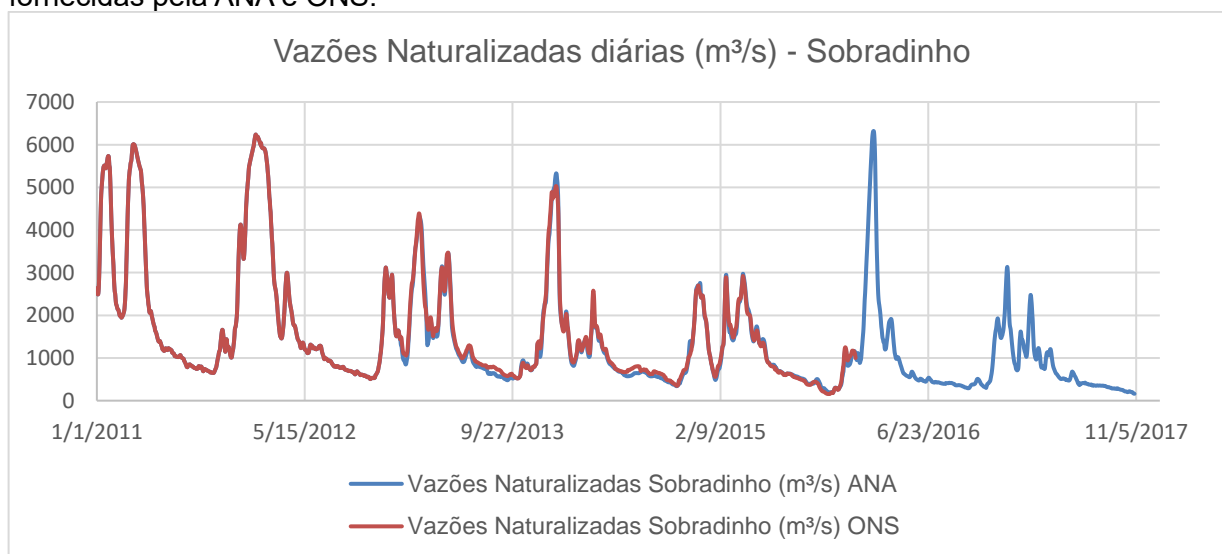
As Figuras 29 e 30 ilustram o comparativo das séries históricas fornecidas pela ANA (2018b) e ONS (2016).

Figura 29- Vazões naturalizadas diárias de Três Marias, período de 01/01/2011 a 31/10/2017, fornecidas pela ANA e ONS.



Fonte: ANA (2018b) e ONS (2016)

Figura 30- Vazões naturalizadas diárias de Sobradinho, período de 01/01/2011 a 31/10/2017, fornecidas pela ANA e ONS.



Fonte: ANA (2018b) e ONS (2016).

Nota-se que, em alguns períodos, as séries demonstram divergências quanto à magnitude das vazões, no entanto são pouco significativas, visto realizou-se um cálculo de verificação da correlação entre as duas séries através critérios estatísticos PEARSON, NSE e PBIAS, com resultados de 0,99, 0,99 e -1,31, respectivamente. Estes valores evidenciaram forte correlação nos três critérios considerados, o que possibilita utilizar as séries de vazões naturais disponibilizadas pela ANA nas simulações desta pesquisa como vazão afluente.

6.3 Caracterização da demanda da irrigação no período de escassez hídrica

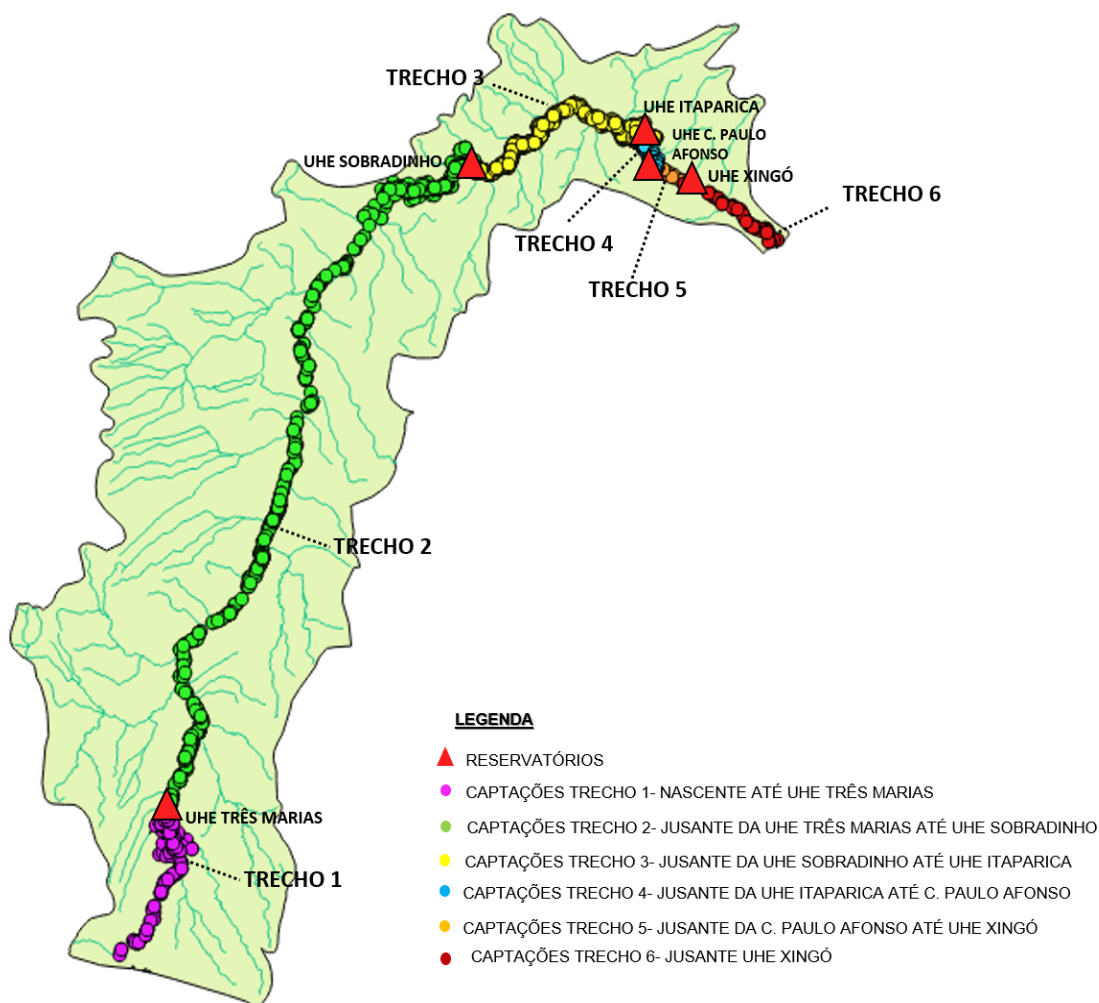
Os dados utilizados neste estudo consistem nas demandas de água outorgadas do rio São Francisco, disponibilizadas pela Agência Nacional de Águas (ANA) através do do Cadastro Nacional dos Usuários de Recursos Hídricos. As demandas foram calculadas para médias mensais para os anos de 2015 e 2017, em m³/s, e para este último, as demandas foram classificadas por uso e trechos do rio, como mostra a Tabela 1. A Figura 31 ilustra a localização das demandas de água e a divisão da calha principal do rio São Francisco em trechos.

Tabela 1- Quantitativo das demandas de água dos usos outorgados no rio São Francisco, organizados por trecho (outorgas válidas nos anos 2015 e 2017).

Finalidade principal	Demandas hídricas na calha principal do rio São Francisco (m ³ /s) (Σ média mensal)							
	Ano 2015	Ano 2017						Total
		Trecho 1-nascente até UHE Três Marias	Trecho 2-jusante da UHE Três Marias até UHE Sobradinho	Trecho 3-jusante da UHE Sobradinho até UHE Itaparica	Trecho 4-jusante da UHE Itaparica até C. Paulo Afonso	Trecho 5-jusante da C. Paulo Afonso até UHE Xingó	Trecho 6-Jusante UHE Xingó	
Irrigação	184,07	4,10	103,57	44,94	2,37	0,35	11,81	167,13
Termoelétrica	0,80	-	0,14	-	-	-	0,47	0,62
Mineração	1,63	-	0,52	0,02	-	-	-	0,54
Indústria	2,06	0,33	0,20	0,12	0,0028	0,01	0,01	0,68
Dessed. animal	0,01	0,01	0,01	0,0009	0,0003	-	0,0008	0,02
Aquicultura	1,72	0,04	0,02	0,08	1,65	-	0,03	1,82
Abast. Humano	13,66	0,12	3,21	4,08	3,25	0,69	6,59	17,93
Outros	26,49	0,00001	0,13	26,42	0,01	0,0019	0,02	26,59
Total	230,44	4,60	107,80	75,66	7,28	1,05	18,93	215,33

Fonte: Ana (2015c), ANA (2017i).

Figura 31- Divisão dos trechos da calha principal do rio São Francisco e localização das demandas hídricas.



Fonte: Autoria própria (2018)

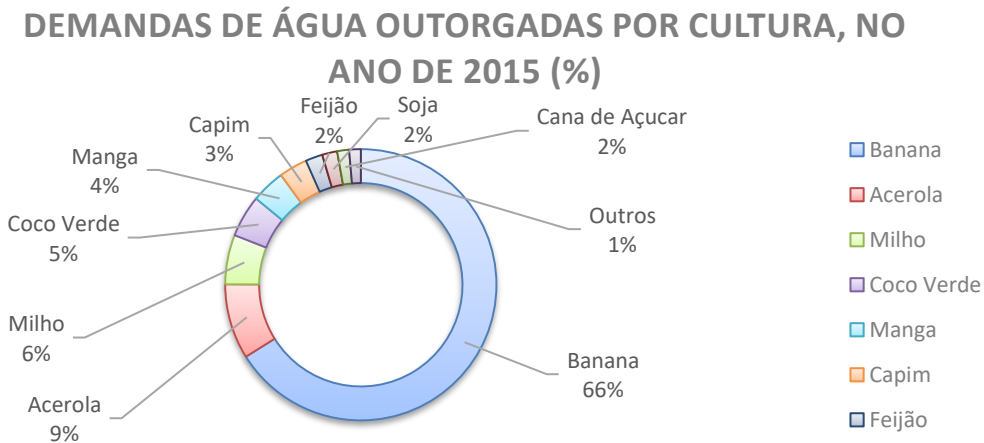
De acordo com as informações apresentadas na Tabela 1, considerando as vazões outorgadas para o ano de 2017, o maior valor está situado no trecho 1, a jusante do reservatório de Três Marias até o reservatório de Sobradinho, com uma demanda média mensal de 108 m³/s. Dos usos identificados, a irrigação possui a maior demanda outorgada, com média mensal de 167 m³/s, o que remete a 80% das vazões mensais outorgadas na calha principal do rio.

Adicionalmente, é possível perceber que entre os anos de 2015 e 2017, houve redução das demandas hídricas para os usos outorgados, de aproximadamente 15 m³/s, a diferença mais significativa foi para o uso da irrigação, com redução aproximada de 17 m³/s, esta diminuição ocorreu, possivelmente, devido ao período de crise hídrica na bacia, que impôs maior pressão para os usos consuntivos e recessão

dos consumos. Apesar disso, houve incremento das demandas de água para os usos aquícultura e abastecimento humano, este último obteve um com aumento de 4,27 m³/s.

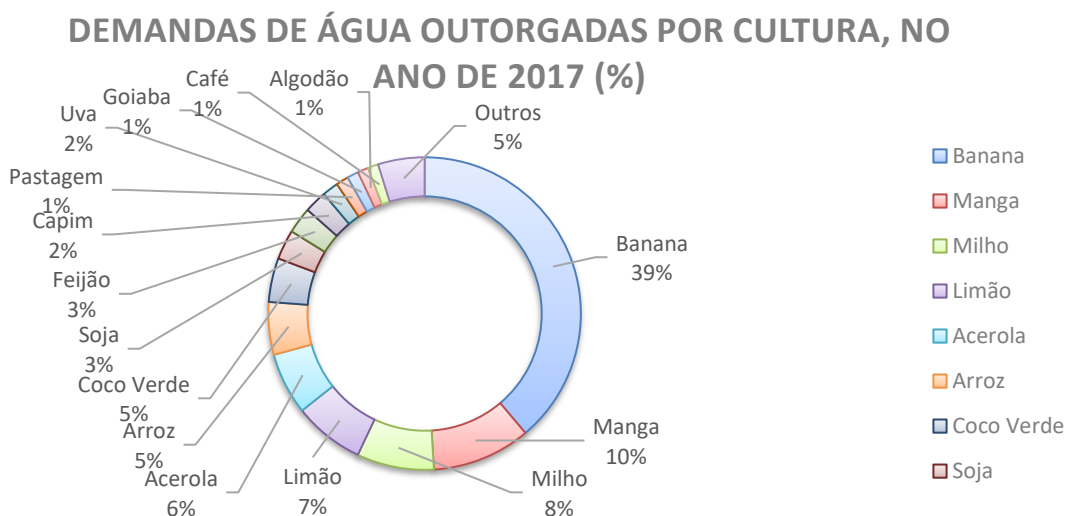
Tendo em vista especificar a situação do uso da água para a irrigação, estas demandas foram organizadas por natureza do cultivo e sistema de irrigação, com a finalidade de obter o percentual de culturas por vazão outorgada para a irrigação e o quantitativo das vazões utilizadas por cada tipo de sistema empregado nos perímetros de irrigação que captam água na calha principal do rio São Francisco, conforme ilustrados nas Figuras 32, 33,34 e 35.

Figura 32- Percentual de demandas de água outorgadas por culturas (outorgas válidas em 2015).



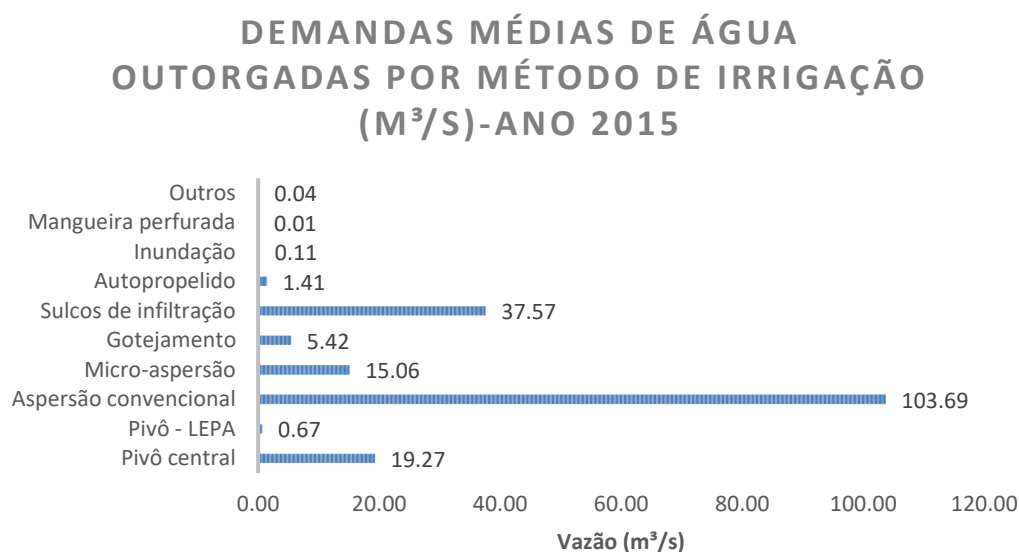
Fonte: Ana (2015c).

Figura 33- Percentual de demandas de água outorgadas por culturas (outorgas válidas em 2017).



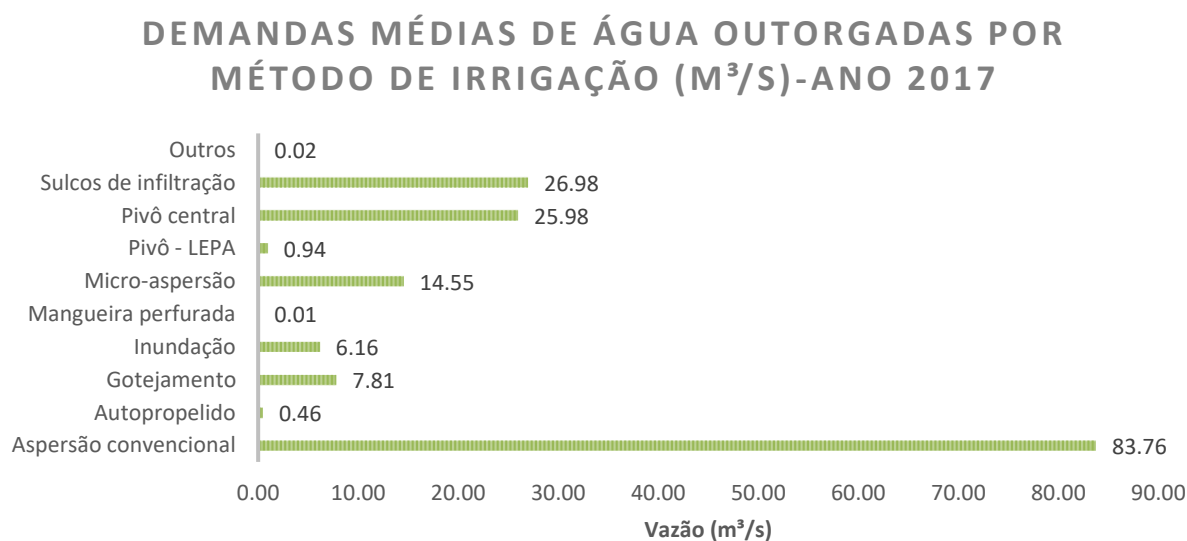
Fonte: Ana (2017i).

Figura 34 – Demandas outorgadas de água por método de irrigação (outorgas válidas em 2015).



Fonte: Ana (2015c).

Figura 35- Somatório anual de demandas outorgadas de água por método de irrigação (outorgas válidas em 2017).



Fonte: Ana (2017i).

De acordo com as Figuras 32 e 33, entre as culturas outorgadas para a irrigação, o maior consumidor hídrico é a banana, com 66% das demandas de água outorgadas no ano de 2015 e 39% para o ano de 2017, o que representa 115 m³/s das demandas médias mensais do ano de 2015, e 65 m³/s, para o ano de 2017, o que totalizou uma redução aproximada de 43%. Já para os sistemas de irrigação identificadas nas outorgas (Figuras 34 e 35), o sistema de aspersão convencional foi a tecnologia com

maior demanda hídrica com vazão média mensal de 104 m³/s em 2015 e 84 m³/s em 2017, configurando uma redução em torno de 19%.

6.4 Premissas assumidas para a simulação dos cenários prospectivos de defluências

O Apêndice B presente neste estudo, apresenta o ajuste do modelo WEAP para a representação do complexo de reservatórios da bacia. A Tabela 3, ilustra as prioridades consideradas para a simulação. Ressalta-se que, com o propósito obedecer a lei nacional de recursos hídricos (nº 9433/1997) (Brasil, 1997), as demandas para o abastecimento humano e dessedentação animal foram descontadas das vazões afluentes aos reservatórios, antes de serem inseridas no modelo, visto que são usos prioritários e a sua satisfação deve ser inteiramente garantida.

Tabela 2- Premissas para prioridades assumidas nos cenários de defluências em estudo.

Demandas/ Reservatórios	Prioridades
Vazão de restrição mínima / Hidrograma ambiental	1
Indústria, aquicultura, mineração e termoelétrica*	2
Irrigação	2
Reservatório de Três Marias	3
Reservatório de Sobradinho	4
Reservatório de Itaparica	4
Energia hidroelétrica	5

Portanto, para cada cenário de defluências (cenário 1.1, cenário 1.2, cenário 2, cenário 3) foi realizada uma simulação. O resultados serão analisados no capítulo a seguir.

6.5 Análise e simulação da operação dos reservatórios

Neste capítulo, serão apresentadas as avaliações de cada simulação realizada para os cenários: Cenário 1 (vazão de restrição mínima), Cenário 2 (vazão de restrição de acordo com o volume armazenado do reservatório) e o Cenário 3 (restrições de defluências considerando um hidrograma ambiental proposto para o baixo curso do rio São Francisco), sob as seguintes perspectivas: avaliação dos volumes simulados dos reservatórios; avaliação dos índices de desempenho operacional dos reservatórios considerando o atendimento às demandas; avaliação dos déficits hídricos para o uso da água para a irrigação decorrentes do ao ecossistema aquático.

Primeiramente foi necessário verificar o cumprimento da restrição de vazão mínima para os trechos a jusante dos reservatórios, considerando os cenários em estudo. As Figuras 36, 37 e 38 ilustram um comparativo entre as vazões simuladas dos cenários prospectivos de defluências, vazões observadas na estação fluviométrica de Piranhas (ANA, 2018d), localizada a jusante do reservatório de Xingó, e para o hidrograma ambiental.

Figura 36- Vazões simuladas e observadas no trecho jusante da UHE Xingó, cenários 1.1 e 1.2.

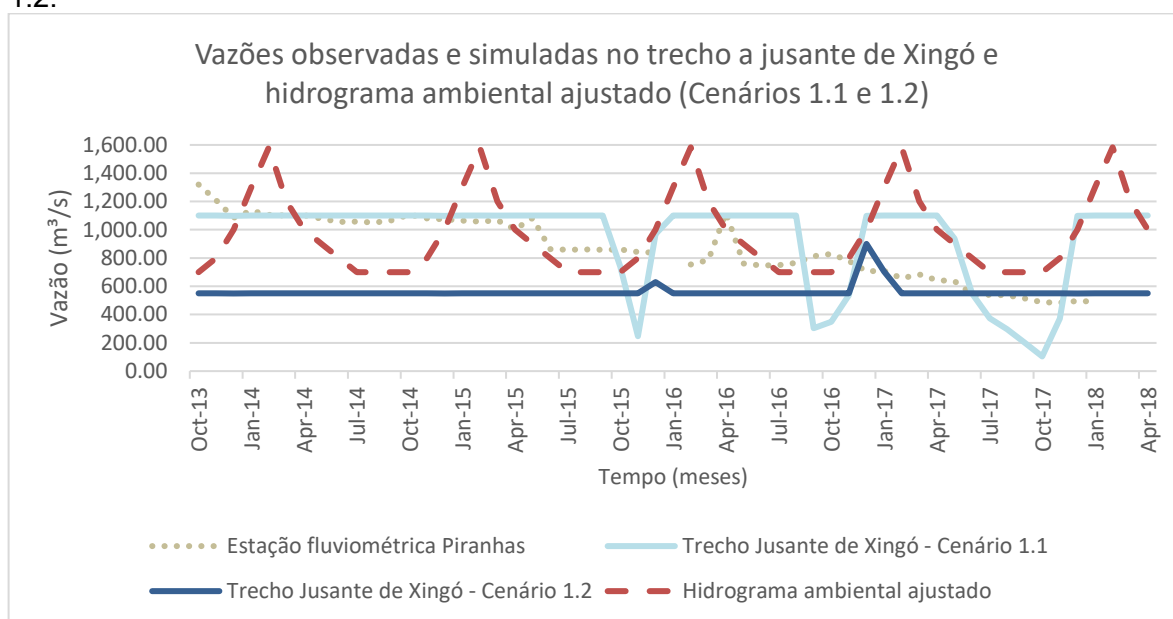


Figura 37- Vazões simuladas e observadas no trecho jusante da UHE Xingó, cenário 2.

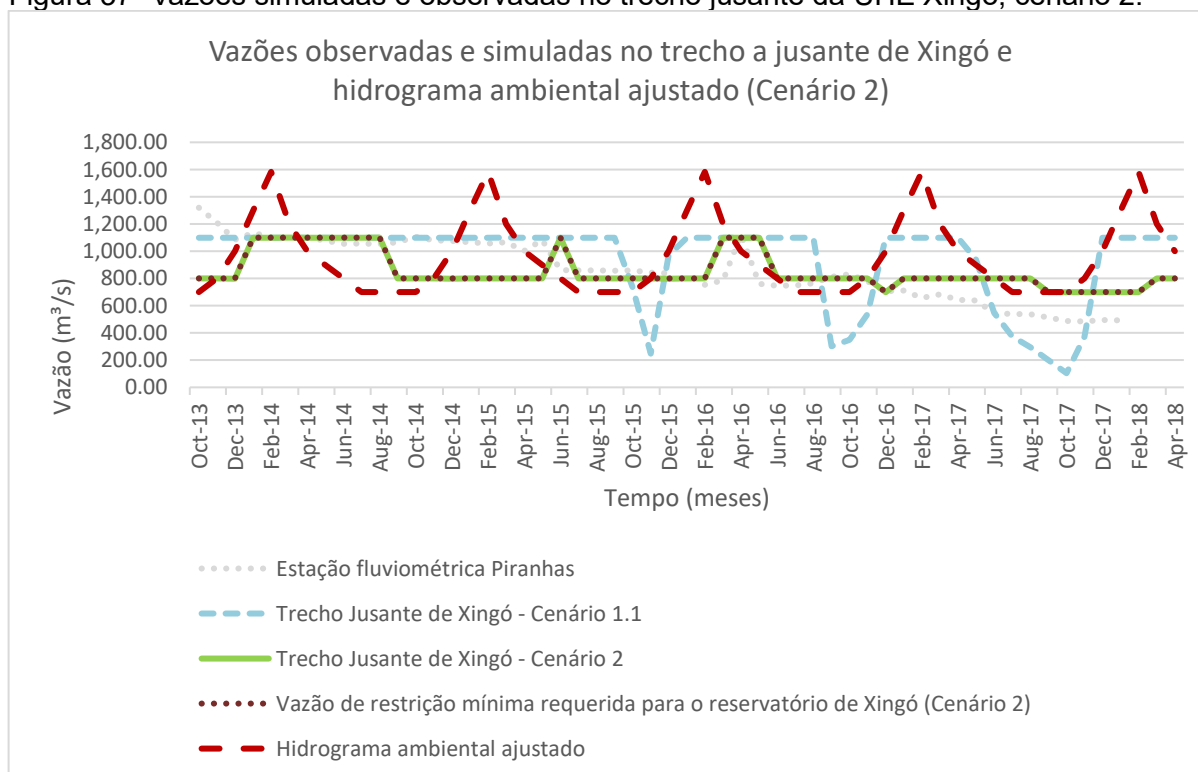
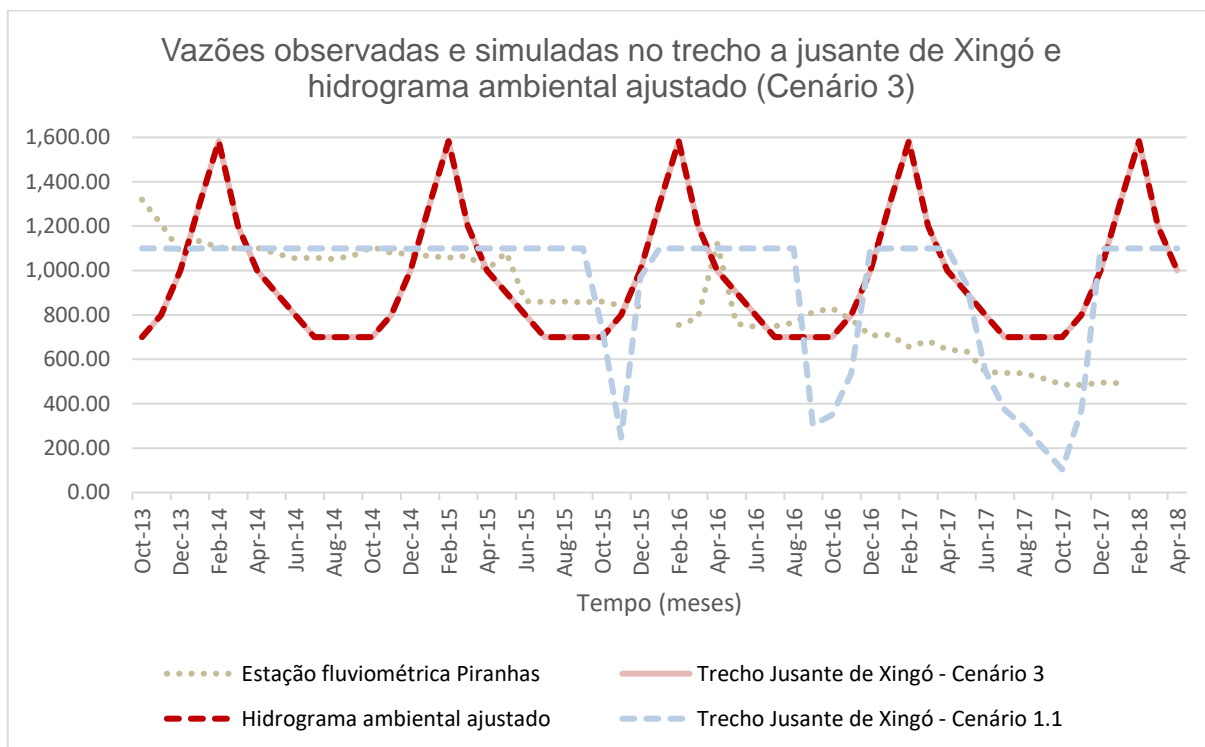


Figura 38- Vazões simuladas e observadas no trecho jusante da UHE Xingó, cenário 3.



Ao observar as Figuras 36, 37 e 38, percebe-se o decaimento das vazões aferidas nas estação fluviométrica de Piranhas, sendo que até maio de 2015, o seu comportamento foi parecido com o cenário 1.1 e, logo após deste mês, houve a recessão das vazões, causadas pelas flexibilizações de defluências praticadas no período de crise hídrica para os reservatório de Sobradinho a Xingó, sendo que o período com menores vazões foi de junho de 2017 a janeiro de 2018, onde a vazão mínima para o reservatório de Xingó era de 550 m³/s.

Quanto aos cenários 1.1 e 1.2, conforme ilustrado na Figura 36, constata-se que a restrição de vazão mínima para o cenário 1.1 (1.100 m³/s) não foi cumprida em três períodos secos da simulação: outubro a dezembro de 2015, setembro a novembro de 2016 e julho a novembro de 2017. Apesar da restrição de vazão mínima possuir prioridade 1 na simulação do sistema, o cálculo de balanço hídrico realizado pelo modelo WEAP desconta a vazão requerida por esta restrição, em razão das baixas afluições e níveis dos reservatórios próximos ao volume morto, o que acarreta no não cumprimento desta restrição e prejuízos para a satisfação das demandas hídricas. Porém no cenário 1.2, a vazão mínima de 550 m³/s foi cumprida em todo o período de estudo.

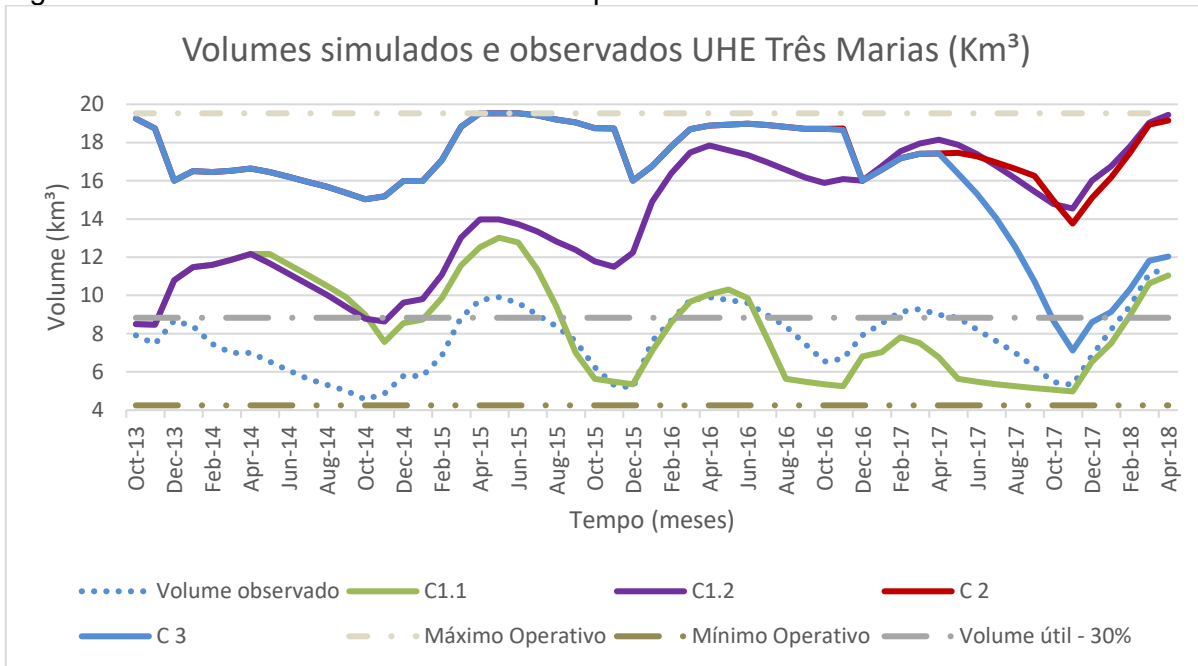
Considerando o cenário 2 (Figura 37), a série de vazões calculadas obteve comportamento equivalente às vazões requeridas no trecho a jusante de Xingó. Destacaram-se os intervalos de meses de janeiro a agosto de 2014, junho de 2015 e março a maio de 2016, onde as defluências do reservatório de Xingó foram de 1.100 m³/s, igualando-se com o cenário 1.1. Isto ocorreu em razão do modelo WEAP, ao efetuar o cálculo de defluência mínima (fundamentada na resolução nº 2.081 de 4 de dezembro de 2017) relaciona o volume simulado do mês anterior do reservatório de Sobradinho com a vazão de restrição mínima do reservatório de Xingó para o mês seguinte. Dessa forma, como o reservatório de Sobradinho encontrou-se na faixa de operação “Normal” nos meses de dezembro de 2013 a julho de 2014, por exemplo, logo as defluências de 1.100 m³/s para o reservatório de Xingó ocorreram em janeiro a agosto de 2014.

Outra questão a ser salientada, refere-se à ausência de sazonalidade da série de vazões calculadas para o cenário 2, em especial para o ano de 2017, onde não ocorreram defluências de 1.100 m³/s. Ressalta-se também o intervalo de meses de setembro de 2014 a maio de 2015, com oito meses com defluências constantes de 800 m³/s. Embora as premissas assumidas nesta simulação considerarem a flutuação dos volumes hídricos dos reservatórios, estas não contemplam a variação natural das vazões do rio, sendo que estas podem ser evidenciadas no hidrograma ambiental apresentado pela Figura 37.

Para o cenário 3, apesar das séries de vazões simuladas se igualarem as vazões sazonais propostas pelo hidrograma ambiental (Figura 38), apontando que esta restrição foi cumprida integralmente para o período simulado.

No que se refere a análise dos volumes simulados dos reservatórios, a Figura 39 ilustra a evolução dos volumes simulados e observados para o reservatório de Três Marias, considerando os cenários de defluências em estudo.

Figura 39- Volumes simulados e observados para o reservatório de Três Marias.



Ao comparar os volumes simulados do cenário 1.1 com os volumes observados no sistema real, nota-se que, inicialmente os valores simulados são superiores aos observados. Porém após junho de 2016, estes tornaram-se inferiores, alcançando o patamar mínimo em novembro de 2017, com 5% do volume útil (volume acumulado de 5,06 km³). Manter o reservatório de Três Marias com volumes próximos ao volume morto deve ser evitado, visto que sua operação é paralisada ao alcançar tais níveis e, além disso, se faz necessário potencializar a sua capacidade de reservação, uma vez que é este reservatório que garante o fornecimento hídrico aos demais reservatórios nos períodos críticos de escassez.

Já o cenário 1.2 produziu maiores níveis de armazenamento em relação ao cenário de referência, alcançando nível máximo em abril de 2018, com volume útil aproximado de 100% (volume acumulado de 19,5 km³). Vale ressaltar que os cenários do grupo 1 (vazão de restrição mínima), consideram as premissas de defluências para UHE Três Marias de 80 m³/s (dezembro a abril) e 266,43 m³/s (maio a novembro).

Em relação ao cenário 2, que levam em conta a premissa das regras de operação sugeridas pela resolução nº 2.081 de 4 de dezembro de 2017 (ANA, 2017f), produziram os volumes de armazenamento acima do cenário 1.1 e próximos ao volume máximo operativo nos meses de maio de 2015 e abril de 2018.

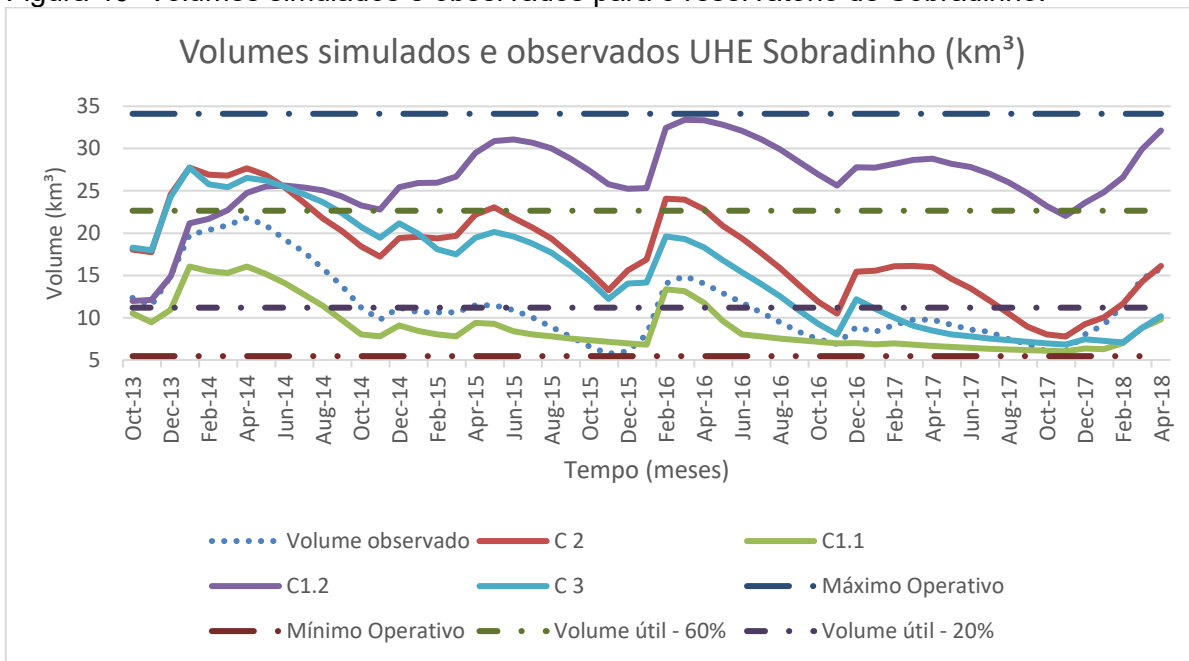
Tendo em vista que o cenário 2 se refere à operação dos reservatórios baseadas nas normas propostas pela resolução citada anteriormente, e que as defluências dos reservatórios estão sujeitas às suas condições de armazenamento hídrico, logo neste cenário é preciso também avaliar a faixa de operação que estes se encontram. No que tange ao reservatório de Três Marias, as faixas de operação e suas referentes defluências são as seguintes: faixa de operação normal (volume útil igual ou superior a 60%, vazão de restrição mínima de 150 m³/s); faixa de operação de atenção (volume útil igual ou maior que 30% e inferior a 60%, vazão de restrição mínima de 150 m³/s) e faixa de restrição (volume útil inferior a 30%, vazão de restrição mínima de 100 m³/s). Portanto, a operação do reservatório de Três Marias restringe-se em defluências de 150 m³/s, em situações em que o seu volume útil estiver acima ou equivalente a 30%, e 100 m³/s, caso contrário. Dessa forma, conforme a Figura 39, a série de volumes produzida por este cenário foi acima do patamar de 30%, portanto, as defluências deste reservatório foram de 150 m³/s em todo o período simulado.

As simulações para o cenário 3, que considera as mesmas premissas adotadas pelo cenário 2 para o reservatório de Três Marias, produziu volumes superiores ao cenário 1.1, sendo que atingiu o volume máximo operativo em junho de 2015. Entretanto, houve o decréscimo dos volumes simulados a partir de abril de 2017, com volume mínimo de 19% do volume útil (volume total de 7,12 km³) em novembro deste ano, sendo abaixo do patamar dos 30% do volume útil, faixa de restrição. O decaimento ocorreu em razão da interferência das vazões afluentes neste reservatório com baixas magnitudes as quais abrangeram o período seco e úmido do ano de 2017. Logo, de acordo com a resolução nº 2.081 de 4 de dezembro de 2017, as defluências de Três Marias foram de 150 m³/s para todo o período, com exceção do mês de novembro de 2017, com defluências de 100 m³/s.

Salienta-se que os cenários 2 e 3 iniciaram com volumes de armazenamento superiores aos demais cenários, este fato ocorreu devido a representação gráfica ilustrada na Figura 39 não apresenta o primeiro ano da simulação, intitulado de “current accounts”, ano inicial destinado ao aquecimento do modelo.

A Figura 40 ilustra os volumes observados e simulados do reservatório de Sobradinho para os diferentes cenários contemplados neste estudo, considerando o período de outubro de 2013 a abril de 2018.

Figura 40- Volumes simulados e observados para o reservatório de Sobradinho.



Quanto aos volumes simulados para o reservatório de Sobradinho (Figura 40), em aproximadamente todo o período de simulação, o cenário 1.1 (1.100 m³/s), produziu volumes inferiores aos observados, atingindo volume morto em novembro de 2017. Já as simulações para o cenário 1.2 (550 m³/s), produziram os maiores volumes estocados neste reservatório em relação aos volumes obtidos nos demais cenários, com volumes máximos armazenados de 97% do volume útil (com volume total de 33,36 km³).

No que se refere ao cenário 2, obteve volumes simulados acima do cenário de referência, com volume estocado mínimo de 8% do volume útil (volume total de 7,77 km³) em novembro de 2017. Quanto às faixas de operação propostas neste cenário, este reservatório está sujeito as seguintes regras: faixa de operação normal (volume útil igual ou superior a 60%, vazão de restrição mínima de 800 m³/s para o UHE Sobradinho e 1.100 m³/s em Xingó); faixa de operação de atenção (volume útil igual ou maior que 20% e inferior a 60%, vazão de restrição mínima de 800 m³/s para UHE Sobradinho e UHE Xingó) e faixa de restrição (volume útil inferior a 20%, vazão de restrição mínima de 700 m³/s para UHE Sobradinho e UHE Xingó). Verificando-se os volumes simulados ilustrados na Figura 40, o cenário 2 alcançou o nível do volume útil acima e igual a 60%, no intervalo dos meses de dezembro de 2013 a julho de 2014, maio de 2015 e fevereiro a abril de 2016, o que denota a uma vazão de restrição mínima de 800 m³/s para o reservatório de Sobradinho e 1.100 m³/s para o reservatório

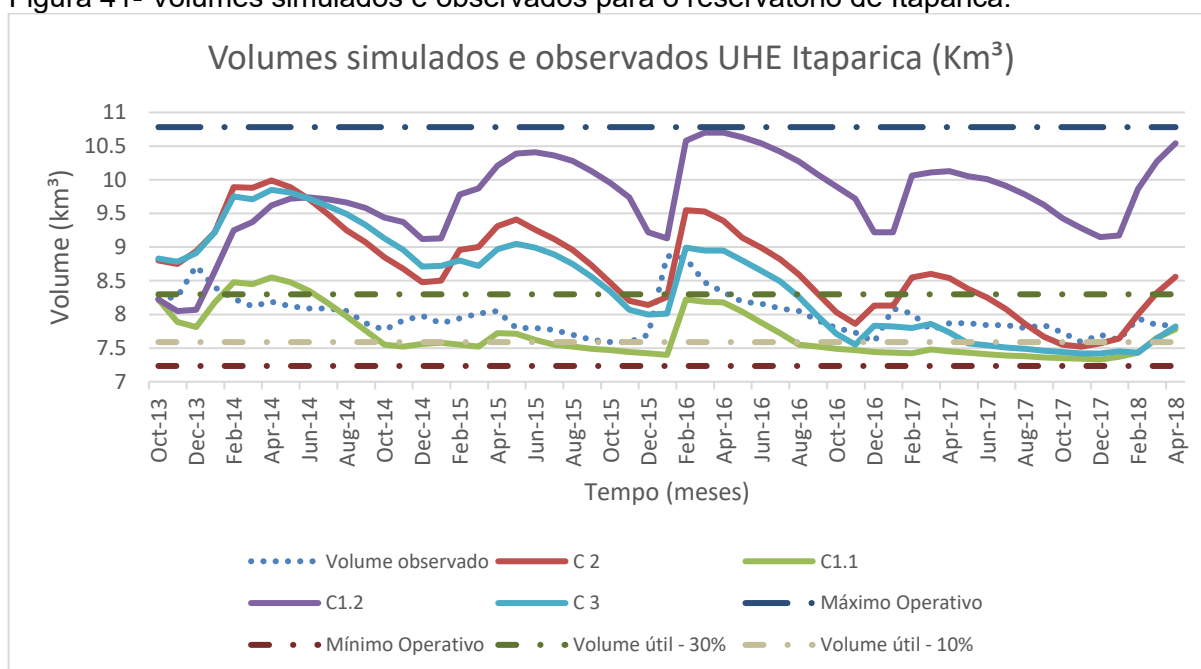
de Xingó. Tendo em consideração os volumes abaixo de 20%, a série de volumes simulados do cenário 2 alcançaram estas magnitudes nos meses de novembro de 2016 e setembro de 2017 a janeiro de 2018. No restante do período da simulação, para o cenário 2, a restrição de vazão mínima foi de 800 m³/s para ambos reservatórios.

Em relação ao cenário 3, os valores dos volumes simulados foram superiores ao cenário 1.1, com volumes mínimos em novembro de 2017, de 2% do volume útil (6,12 km³ do volume total), próximos ao volume morto.

Uma das razões dos baixos volumes estocados nos reservatórios nos meses do período seco de 2017, em especial no novembro, foi certamente devido a ocorrência de vazões naturalizadas piores do histórico, verificadas no período seco entre os meses de maio a novembro de 2017 (ONS,2017a). Além disso, este fato também é reflexo do pior período úmido do histórico, aferidos entre os meses de dezembro de 2016 a abril de 2017 (ANA, 2018c), o que promoveu vazões afluentes aos reservatórios com baixas magnitudes e, conseqüentemente, um menor aporte hídrico para o período seco subsequente, visto que os períodos úmidos são as estações que propiciam a restituição dos estoques hídricos dos reservatórios.

A Figura 41 apresenta os volumes observados e os resultados das simulações para o reservatório de Itaparica.

Figura 41- Volumes simulados e observados para o reservatório de Itaparica.



Quanto ao reservatório de Itaparica (Figura 41), para o cenário 1 foram gerados volumes simulados com magnitudes abaixo dos volumes observados, que ultrapassaram o nível inferior ao volume útil de 10%. Em termos de volumes estocados mínimos atingidos, o cenário 1.1 obteve 4% (volume total de 7,36 km³) em janeiro de 2018. No que concerne ao cenário 1.2, em aproximadamente todo o período simulado, este alcançou volumes superiores aos demais cenários e acima do volume útil mínimo de 10%, atingindo o nível volume máximo operativo em abril de 2016.

Em relação aos volumes simulados para o reservatório de Itaparica, considerando o cenário 2, obteve-se volumes de armazenamento acima dos volumes observados e, para o cenário 1.1, este fato ocorreu em todo o período de simulação, porém alcançou volume mínimo de 10% do volume útil em novembro de 2017, equivalente ao volume meta limite admitido para este reservatório, uma vez que este não possui descarga de fundo e o seu volume morto não pode ser utilizado.

A respeito das normas de operação da resolução nº 2.081 para o reservatório de Itaparica, estas estão submetidas às faixas de operação do reservatório de Sobradinho, dado que quando este reservatório estiver na faixa “Atenção” e “Normal”, com volumes úteis acima de 20%, o reservatório de Itaparica deve ser mantido no volume útil de 30%. Caso este esteja com o volume armazenado abaixo deste patamar, a ANA deverá estabelecer o seu volume mínimo. Contudo, ao observar a série de volumes simulados para o cenário 2, é possível verificar, em alguns meses, não foi alcançada a meta de nível mínimo de 30% do volume útil estipulado para o reservatório de Itaparica, como por exemplo, em novembro de 2015 a janeiro de 2016 e junho a julho de 2017, uma vez que o reservatório de Sobradinho encontra-se na faixa de atenção ou normal (acima dos 20% do volume útil).

No que tange ao cenário 3, a série de volumes simulados atingiu valores acima do cenário 1.1, porém abaixo do cenário 2, com destaque o período de junho de 2017 a fevereiro de 2018 onde os volumes estocados foram abaixo do volume mínimo de 10%, desse modo, seria preciso equilibrar os volumes dos três reservatórios em questão, afim de impedir que o reservatório de Itaparica ultrapassasse o patamar do volume morto em um futuro próximo. Vale destacar que ao efetuar a simulação da no modelo WEAP, foi definida a restrição para que o armazenamento dos reservatórios

não atinja o volume morto, logo as demandas foram descontadas para obter disponibilidade hídrica e evitar que o reservatório se encontre neste nível.

O Quadro 11 ilustra os índices de desempenho do sistema hídrico quanto ao atendimento das demandas de água para o uso da irrigação, e o Quadro 12 apresenta os índices calculados para os demais usos outorgados, tais como indústria, mineração, termoelétrica, aquicultura, entre outros (com exceção dos usos abastecimento humano e dessedentação de animais, que já foram atendidos previamente). Salienta-se que o cálculo efetuado com base no atendimento mensal das demanda individualmente e, logo após, calculou-se a média global para cada grupo de demanda consuntiva.

Quadro 11- Índices de desempenho médios, considerando todos os trechos do rio - uso da irrigação.

Cenário	Confiabilidade	Resiliencia	Vulnerabilidade	Sustentabilidade
1.1	79%	35%	21%	27%
1.2	100%	100%	0%	100%
2	100%	100%	0%	100%
3	100%	100%	0%	100%

Quadro 12- Índices de desempenho médios , considerando todos os trechos do rio - demais usos outorgados (exceto abastecimento humano e dessedentação de animais).

Cenário	Confiabilidade	Resiliencia	Vulnerabilidade	Sustentabilidade
1.1	83%	46%	16%	39%
1.2	100%	100%	0%	100%
2	100%	100%	0%	100%
3	100%	100%	0%	100%

Pode-se observar que apenas o cenário 1.1 não obteve índices de confiabilidade, resiliência e sustentabilidade com valores máximos e valor mínimo de vulnerabilidade. O cenário 1.1 apresentou garantia de atendimento média de 79%, considerando o uso para a irrigação, e 83% para os demais usos outorgados. Ou seja, a probabilidade média dos reservatórios não possuem oferta hídrica para o atendimento das demandas é de 21% (irrigação) e de 17% (demais usos).

Quanto ao índice de resiliência, o cenário 1.1 demonstrou-se pouco resilientes, visto que obtiveram valores médios de 35% (irrigação) e 46% (demais usos). Observa-se que, quanto maior for este índice, maior é a resiliência de um sistema se recuperar de

uma falha, logo, como os índices obtiveram valores distantes do índice resiliência ideal (100%), isto retrata a ocorrência de um período longo de escassez hídrica e uma lenta capacidade recuperação do sistema quanto a este déficit. Para este cenário, isto sucedeu devido a disponibilidade hídrica insuficiente para atender às demandas em seis meses subsequentes, entre os meses de maio a novembro de 2017.

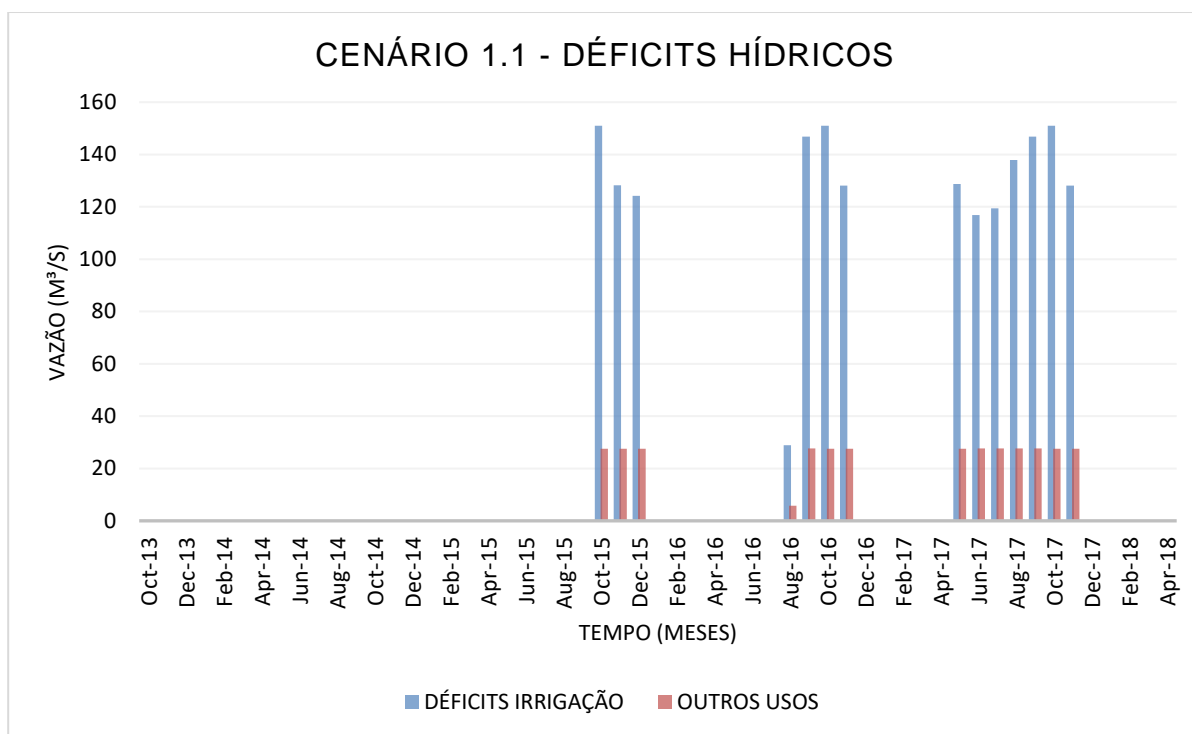
Já o índice de vulnerabilidade mede a extensão de uma falha, dessa forma, quanto menor é este índice, mais robusto será o sistema. Logo, o cenário 1.1 demonstrou-se vulnerável, em especial para o uso da irrigação, visto que possuiu déficits com maiores magnitudes em relação aos outros usos, com percentuais médios de 21% (irrigação) e 16% (demais usos).

No que tange ao índice de sustentabilidade, este relaciona os resultados dos confiabilidade, resiliência e vulnerabilidade. Portanto, os cenários 1.2, 2, e 3, com produziram projeções que demonstraram índices com melhor desempenho quanto ao atendimento aos múltiplos usos, os quais atingiram índices de sustentabilidade igual a 100%, portanto revelaram-se sistemas com operações confiáveis quanto à satisfação das demandas, resilientes para recuperação de falhas de atendimento e pouco vulneráveis. No entanto, em razão dos cenário 1.2 e 2 não considerarem um defluências com vazões sazonais, especialmente cenário 1.2 que é baseado em uma vazão de restrição mínima constante, estes alteram o fluxo natural do rio, gerando implicações para os ecossistemas aquáticos, visto que causam modificações nos habitats, dinâmicas populacionais, incorporação de espécies exóticas, entre outros prejuízos. Desse modo, considerando estes cenários (1.2, 2 e 3), apenas o cenário 3 demonstrou-se uma regra de operação mais vantajosa, visto que obteve bons índices de desempenho para atendimento das demandas consuntivas e a manutenção dos ecossistemas aquáticos.

Já o cenário 1.1, apontou percentuais médios de 27% para o uso da irrigação e 39% considerando os demais usos, respectivamente. O que contribuiu para os baixos valores do índice de sustentabilidade, foi a ocorrência de um período longo de não atendimento das demandas, o que promoveu a um índice muito baixo de resiliência e, conseqüentemente, a um índice de sustentabilidade inferior a 40%.

A Figura 39 ilustra os déficits hídricos para irrigação e demais usos consuntivos (exceto abastecimento e dessedentação de animais), considerando o cenário de defluências 1.1.

Figura 42- Déficit hídricos para a irrigação e demais usos outorgados.

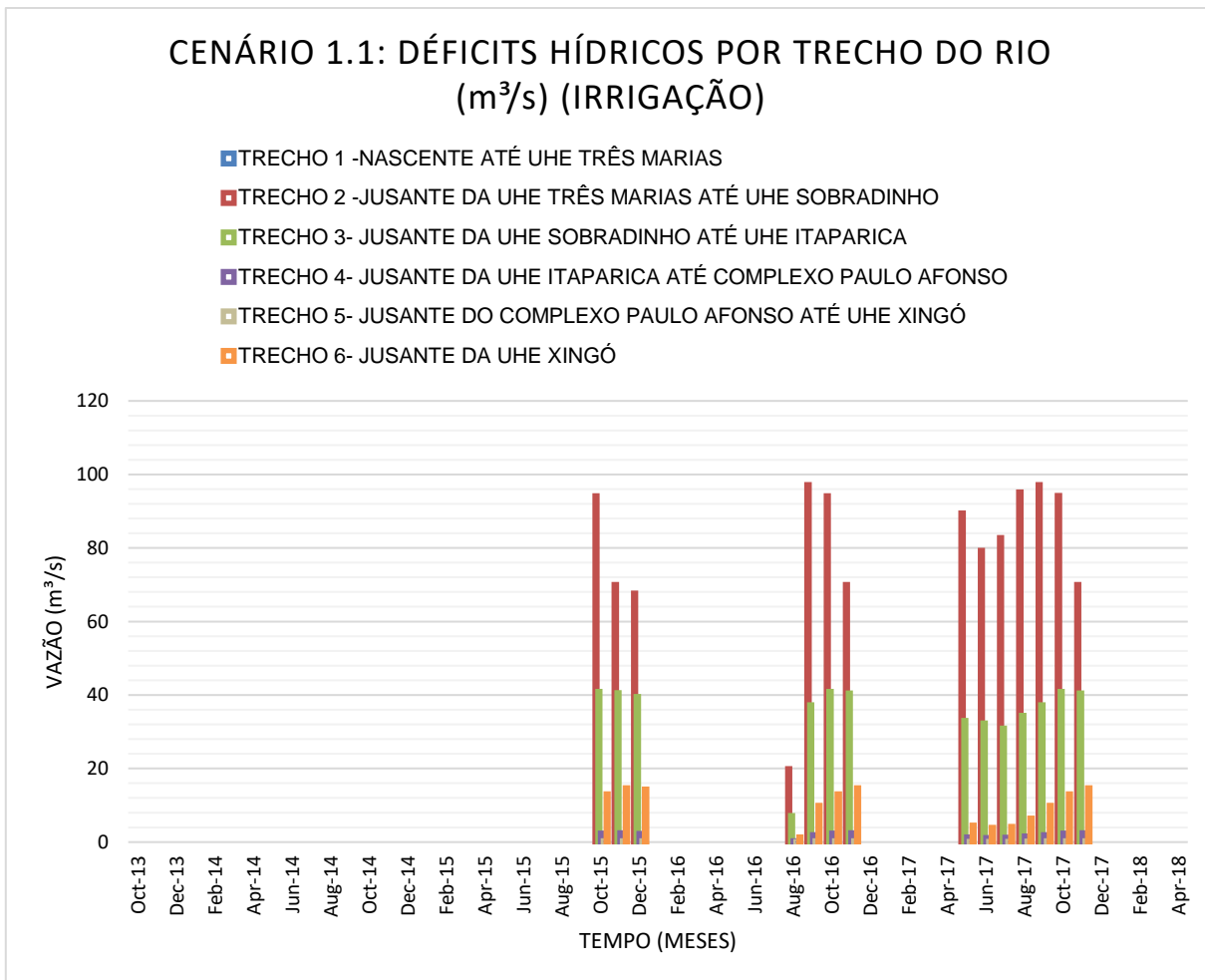


Conforme a Figura 42, observa-se que o cenário 1.1 obteve déficits de atendimento aos usos outorgados em três anos do período em estudo. No ano de 2015, os déficits ocorreram no intervalo de outubro a dezembro de 2015, o período seco de agosto a novembro de 2016 e junho a novembro de 2017, sendo que, considerando o setor da irrigação, o mês com déficit de maior magnitude foi outubro (151 m³/s) nos três anos simulados. Já os demais usos outorgados (exceto abastecimento humano e dessedentação de animais), a importância dos déficits compreenderam uma vazão aproximada de 28 m³/s por mês, exceto em agosto de 2016, que o déficit totalizou uma vazão de 6 m³/s. Salienta-se que o percentual de atendimento admitido para as demandas de cada uso foi a mesma (ambas com prioridade 2), desse modo a importância dos déficits para a irrigação foi maior devido a maior magnitude de suas demandas em relação aos demais usos.

Destaca-se que os cenários 1.2, 2 e 3 não implicaram em déficits hídricos para os usos consuntivos.

No que se refere aos déficits hídricos para o uso da irrigação por trecho, conforme Figura 43, nota-se que os trechos mais impactados estão compreendidos a jusante da UHE Três Marias até a UHE Sobradinho (trecho 2) e o trecho entre a jusante da UHE Sobradinho até a UHE Itaparica (trecho 3). Quanto à distribuição do atendimento às demandas calculado pelo modelo WEAP por trecho de rio, não houve diferenciação de prioridades, dessa forma, este fato sucedeu (similarmente a análise anterior) devido a um maior porte de vazões outorgadas nestes trechos e, além disso, parte destas vazões são provenientes de projetos com extensas áreas irrigadas, a exemplo do Projeto Jaíba e Senador Nilo Coelho. No caso do cenário 1.1, os prejuízos para a irrigação no trecho 2 com maiores magnitudes ocorreram no mês de setembro dos anos de 2016 e 2017, com um total de 97 m³/s e para o trecho 3 foi de 41 m³/s, em outubro e novembro dos anos de 2015, 2016 e 2017.

Figura 43- Déficit hídricos para a irrigação por trecho (m³/s).



Além dos usos consuntivos, foi efetuado um cálculo dos índices de desempenho para atendimento da energia hidroelétrica e a quantificação dos seus déficits de

atendimento mensal. Ressalta-se que foi analisado apenas o Subsistema Nordeste, visto que o sistema hídrico do rio São Francisco é encarregado pela maior parte da sua geração de energia hidroelétrica. O Quadro 13 ilustra os índices de desempenho confiabilidade, resiliência, vulnerabilidade e sustentabilidade calculados para cada cenário de defluências.

Quadro 13- Índices de desempenho para atendimento da demanda de energia hidroelétrica para o Subsistema Nordeste.

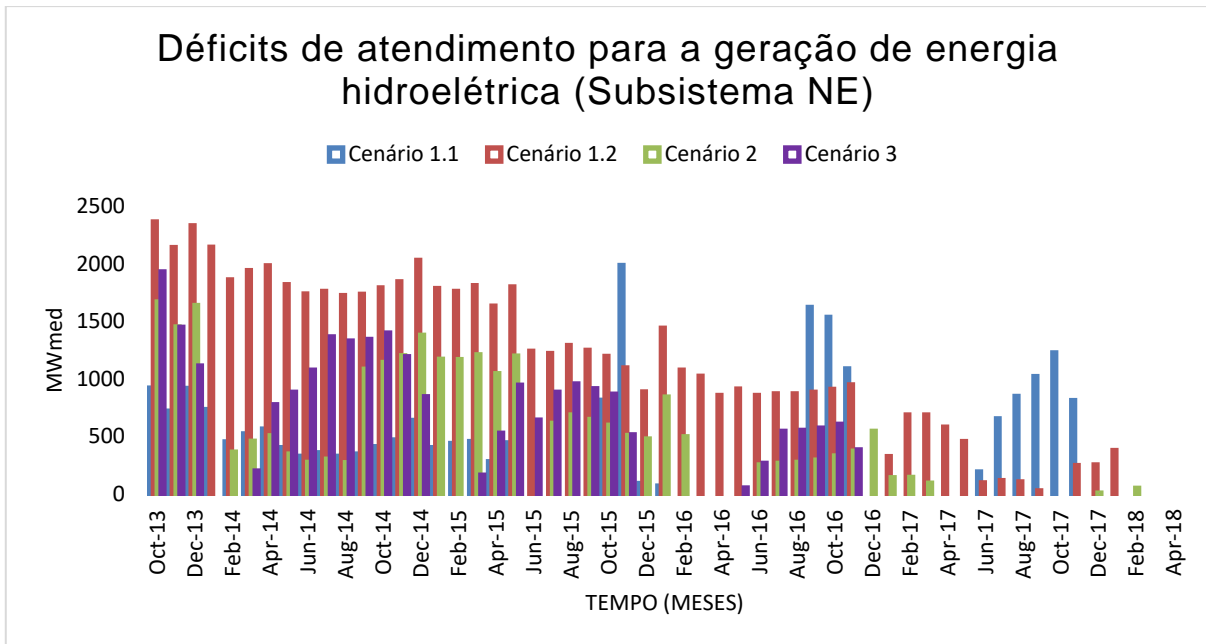
Cenários	Confiabilidade	Resiliencia	Vulnerabilidade	Sustentabilidade
1.1	40%	9%	13%	3%
1.2	9%	4%	33%	0,24%
2	29%	13%	25%	3%
3	47%	10%	24%	4%

A partir do Quadro 13 apresentado, observa-se que os índices de sustentabilidade apresentaram valores abaixo de 5%, considerado um desempenho insatisfatório, visto que este sistema demonstrou pouco confiável para atender a demanda requerida de energia e pouca capacidade de recuperação a falhas de atendimento. Os baixos índices de confiabilidade e resiliência foram em consequência de déficits desta demanda em longos períodos da simulação, o cenário 2, por exemplo, obteve déficits em 12 meses consecutivos em 2015, 7 meses em 2016 e 3 meses em 2017. O cenário 3 alcançou déficits em nove meses seguidos em 2015 e sete meses em 2016 e uma probabilidade de 53% de risco para que ocorra uma falha de atendimento.

O índice de vulnerabilidade também influenciou o valor do índice de sustentabilidade, este indicador relaciona a demanda não atendida com a demanda requerida, para os cenários 1.1, 2 e 3, estes valores foram menores que 20%, o que demonstrou que as magnitudes dos déficits foram inferiores comparando-se ao cenário 1.2, que apresentou um índice de vulnerabilidade de 43%.

Um dos motivos para a ocorrência de déficits para o setor elétrico foi devido as prioridades estabelecidas para o ajuste do modelo WEAP, com a finalidade de representar, o mais próximo possível, o sistema real. Logo, o uso da geração de energia hidroelétrica obteve menor prioridade e, por consequência, a última demanda a ser satisfeita e com déficits de atendimento. A Figura 44 apresenta os déficits mensais para o setor da geração hidroelétrica.

Figura 44- Déficits de atendimento mensal para a geração de energia hidroelétrica do Subsistema Nordeste (Mwmed).



Apesar da demanda de energia hidroelétrica ter apresentado índices de desempenho com valores baixos, o cenário 3 se destacou ao atendê-la no período de dezembro de 2016 a abril de 2018. Isto foi colaborado devido ao decaimento da demanda requerida para este setor, consequência dos baixos níveis de armazenamento dos reservatórios no sistema real, o que propiciou a expansão de outros métodos de geração de energia para auxiliar o fornecimento desta demanda, como a de energia eólica e a energia térmica. No ano de 2014 a média mensal de energia hidroelétrica produzida no Subsistema Nordeste era de, aproximadamente, 3.411 Mwmed e no ano de 2017 de 1.879 Mwmed (ONS, 2018c), equivalendo a uma redução aproximada de 45%.

6.6 Operação de reservatórios considerando defluências destinadas à manutenção dos ecossistemas aquáticos e consequências para a agricultura irrigada

De acordo com o tópico anterior, foram discutidos os resultados das simulações tendo em vista cenários alternativos para defluências, de forma analisar o atendimento ao regime de vazões ambientais requerido para a manutenção dos ecossistemas aquáticos, e quantificar as suas implicações para a irrigação, em um período de limitada disponibilidade hídrica.

A consideração do atendimento aos ecossistemas aquáticos incorpora-se em uma situação de conflito de interesses políticos, ambientais e econômicos, onde em um período de crise hídrica, estes são ainda mais evidenciados, uma vez que implementar um regime de vazões que satisfaçam a proteção dos ecossistemas fluviais, podem dificultar a gestão dos reservatórios, especialmente em um período crítico onde há necessidade de reter os estoques hídricos para a garantia de atendimento às demandas futuras. Logo, inserido neste dilema, liberar água para o meio ambiente pode significar para alguns usuários, como é o caso da agricultura irrigada que carece de grandes retiradas hídricas para o seu desenvolvimento, em perdas de safras e impactos na economia e sociais.

O estabelecimento de restrições fixas para defluências dos reservatórios, a partir de vazões de restrição mínima com valores constantes, é um método tradicional que tem sido adotado na bacia, porém alteram o fluxo natural do rio e causam a deterioração dos ecossistemas aquáticos e impactam as comunidades ribeirinhas. Conforme os resultados apontados no item anterior, o cenário 1.1 (vazão de restrição mínima de $1.100 \text{ m}^3/\text{s}$), primeira flexibilização realizada no período de crise hídrica, demonstrou-se insustentável quanto atingir as metas estipuladas para os estoques hídricos dos reservatórios e atendimento das demandas, tornando evidente a necessidade de reduzir as defluências dos reservatórios. Já o cenário 1.2 (vazão de restrição mínima de $550 \text{ m}^3/\text{s}$), foi o cenário que revelou maior segurança para a manutenção dos estoques hídricos e demandas consuntivas, porém este é o menos favorável quanto à saúde ecológica no rio.

As vazões de restrição de acordo com o volume armazenado do reservatório, descritas pela Resolução nº 2.081, de 4 de dezembro de 2017 (ANA, 2017f), apesar de considerar apenas a variação dos volumes estocados nas estruturas, com a finalidade de maximizar a reserva hídrica, esta propõe a implantação de pulsos de vazão, o que torna mais vantajoso que as regras de operação anteriores. Apesar disso, os resultados da simulação para o cenário 2 revelaram que em períodos de pouca disponibilidade de água, tal como o ano de 2017 (período mais crítico do histórico), a operação do sistema demonstrou pouca variação para as vazões de restrição, tornando-se quase que constante neste ano de simulação.

Em relação às restrições de defluências considerando um hidrograma ambiental proposto para o baixo curso do rio São Francisco, os resultados da simulação para o cenário 3 ressaltaram que a operação não demonstrou conflito entre os usos consuntivos e não consuntivos, tornando-se a implementação deste hidrograma recomendável. Vale destacar que, ao comparar com os resultados da simulação do cenário 3 com o cenário 2, este demonstrou menor segurança em atingir os volumes metas atribuídos aos reservatórios nos meses que apresentaram menores contribuições de afluições para o sistema, o que propicia o conflito entre a manutenção dos ecossistemas aquáticos e a retenção dos estoques hídricos para enfrentamento dos períodos de menores disponibilidades. Adicionalmente, ressalta-se a complexidade de se estabelecer um hidrograma ambiental que satisfaça com exatidão todas as necessidades dos ecossistemas e da sociedade beneficiada por estes, visto que o hidrograma deve ser testado, monitorado e adaptado conforme o comportamento dos ecossistemas a esta operação.

A partir deste estudo, é necessário apreciar que, apesar da retração das vazões outorgadas entre os anos de 2015 e 2017, a tendência destas é aumentar nos próximos anos. A capacidade hidrológica da recuperação da bacia é incerta, principalmente em um cenário de mudanças climáticas, progressão do desmatamento e a falta de programas de reflorestamento, levando em conta que a situação de disponibilidade hídrica pode se estender nos próximos anos, como também pode piorar ou melhorar. Logo, para que este sistema tenha capacidade de atender as demandas, é exigido que estas se adequem a condição hidrológica atual e do futuro próximo na bacia, carecendo, portanto, de ferramentas que auxiliem nesta questão. Práticas de gestão da oferta hídrica a partir de regras de operação de reservatórios, bem como modelos de alocação de água, isoladamente, não são suficientes para amenizar o descompasso entre as demandas e disponibilidade de água, é preciso levar em conta outras abordagens, como por exemplo a gestão da demanda, com a adoção de tecnologias, medidas e práticas que vislumbrem o uso dos recursos hídricos com eficiência.

A adesão a abordagens que visam o uso sustentável da água e a proteção dos ecossistemas aquáticos deve ser uma incumbência dos órgãos gestores responsáveis, através da efetivação de políticas públicas. Uma estratégia seria criar subsídios para recompensar agricultores que são adeptos ao uso eficiente dos

recursos hídricos, onde isto poderia ser alcançado através da cobrança de recursos hídricos, um dos instrumentos da Política nacional de recursos hídricos, sendo capaz de servir como suporte para o incentivo do uso de metodologias sustentáveis e de cultivos que consumam menos água.

A alteração dos padrões de consumo e produção geram custos aos segmentos usuários e, simultaneamente, deve-se compreender qual o valor que os serviços ambientais contribuem para a bacia, logo, faz necessário contabilizar as perdas e ganhos para cada setor de maneira isolada, e posteriormente realizar negociações entre os mesmos, com o intuito de equilibrar ambições distintas e, assim, possibilitar a construção de um modelo de gestão sustentável da água.

7. CONCLUSÃO

A situação hidrológica no rio São Francisco vem se tornando cada vez mais crítica, visto que os volumes precipitados continuam abaixo das médias históricas, até mesmo para o período úmido mais recente, de dezembro de 2017 a fevereiro de 2018, além do avanço da degradação ambiental na bacia. Este fato reflete em consequências para a restituição dos estoques hídricos dos reservatórios, uma vez que impõe a necessidade preservá-los e garantir o atendimento às demandas dos múltiplos usos e a proteção dos ecossistemas aquáticos.

Isto posto, esta pesquisa propôs estudar as alterações das regras de defluências do sistema hídrico do rio São Francisco e suas implicações para as demandas de água da irrigação e outros usos, para um período de disponibilidade hídrica reduzida. A metodologia adotada foi a construção e simulação de cenários prospectivos de defluências, que foram os seguintes: Cenário 1.1 (Vazão de restrição mínima de 1.100 m³/s), Cenário 1.2 (Vazão de restrição mínima de 550 m³/s), Cenário 2 (Vazão de restrição de acordo com o volume armazenado do reservatório) e Cenário 3 (Restrições de defluências considerando um hidrograma ambiental proposto para o baixo curso do rio São Francisco).

As conclusões mais relevantes desta pesquisa são apresentadas, a seguir:

- Quanto à situação das demandas para a irrigação, esta englobou 80% das vazões totais outorgadas na calha principal do rio, o que compreende uma vazão

média mensal de 167 m³/s. Ao comparar com o ano de 2015, houve uma redução das demandas outorgadas para este uso de, aproximadamente, 9%. Entre as culturas outorgadas para a irrigação, o maior consumidor hídrico é a banana, com 66%, ano de 2015, e 39%, em 2017, das demandas de água outorgadas na bacia. Já para os sistemas de irrigação identificadas nas outorgas, o sistema de aspersão convencional foi a tecnologia com maior demanda hídrica, com média mensal de 84 m³/s, o que traduziu a uma diminuição de 19% da demanda outorgada em relação ao ano de 2015.

- Quanto aos resultados da avaliação dos volumes simulados dos reservatórios, demonstraram que o cenário 1.2 e o cenário 2 obtiveram maiores volumes simulados; Considerando o cenário 3, para o reservatório de Três Marias, alcançou volumes simulados abaixo dos 30% do volume útil apenas no mês de novembro de 2017. Com relação ao reservatório de Sobradinho, os volumes atingiram valores abaixo dos 20% do volume útil, entre os meses de fevereiro de 2017 a abril de 2018. Quanto ao reservatório de Itaparica, no período de junho de 2017 a fevereiro de 2018, onde os volumes simulados neste cenário foram abaixo do volume mínimo de 10%, o que necessitaria de uma equalização dos volumes hídricos dos demais reservatórios para evitar que o reservatório de Itaparica alcançasse o volume morto em período posterior.
- No que tange aos resultados apresentados para os índices de desempenho operacional dos reservatórios quanto ao atendimento das demandas consuntivas, apenas o cenário 1.1 não obteve índices máximos de confiabilidade, resiliência e sustentabilidade e mínimos de vulnerabilidade, apresentando garantia média para a satisfação do uso da água para o setor da irrigação 79%. O sistema demonstrou-se pouco resiliente, com valores médios de 35%, em razão de ter apresentado falhas de atendimento em seis meses consecutivos. No que se refere aos demais índices, o cenário 1.1 demonstrou percentuais médios de 21% (vulnerabilidade) e 27%(sustentabilidade).

Os resultados dos índices de desempenho para os cenários 1.2, 2 e 3 demonstraram que estas operações são confiáveis, resilientes, pouco vulneráveis e, conseqüentemente, sustentáveis no que se refere ao atendimento às demandas de água para a irrigação e demais usos consuntivos. Apesar dos cenários 1.2 e 2 terem obtido índices de desempenho considerados “satisfatórios”, estes não visam atender a dinâmica de escoamento natural do rio, dessa forma apenas o cenário 3 satisfaz a

este requerimento de vazões tornando-se, portanto, a alternativa mais favorável no que diz respeito ao equilíbrio das demandas ambientais, da irrigação e usos consuntivos.

Quanto aos índices de desempenho para atendimento das demandas de energia hidroelétrica, os resultados dos cálculos em todos os cenários apontaram índices de sustentabilidade abaixo dos 5%. Apesar dos índices com valores pouco satisfatórios, o cenário 3 sobressaiu-se entre os demais cenários por atender totalmente a esta demanda no período de dezembro de 2016 a abril de 2018.

- Em relação aos déficits hídricos para o uso da água para a irrigação decorrentes do atendimento aos ecossistemas aquáticos, os resultados para o cenário 3 evidenciaram que não houve conflito entre esta operação sugerida e a satisfação das demandas dos usos consuntivos e não consuntivos. No entanto, foi verificado um potencial conflito entre a implementação do hidrograma ambiental proposto e a manutenção dos estoques hídricos para minimização dos efeitos da escassez hídrica atual.

Quanto às recomendações para estudos futuros, sugere-se:

- É importante uma análise relacionando o comportamento da operação sugerida pela resolução nº 2.081 de 4 de dezembro de 2017 (ANA, 2017f) e a sazonalidade natural do rio São Francisco. Os resultados desta pesquisa evidenciaram que, em períodos de baixas afluições, há pouca variação para as defluências. Logo, faz-se necessário um estudo incorporando-se pulsos de vazão e períodos úmidos;
- É oportuno atualizar o hidrograma ambiental do grupo ECOVAZÃO ajustado para período úmido, além de estudos no campo da biologia para a adequação dos pulsos de acordo com o comportamento hidrológico atual da bacia. Ademais, o hidrograma deve ser testado e monitorado, a fim de adequá-lo aos objetivos ambientais almejados na bacia;
- Além disso, é de importância uma avaliação de cenários prospectivos considerando mudanças climáticas e projeções das demandas para a irrigação. Recomenda-se que a avaliação contemple toda a bacia do rio São Francisco, em especial afluentes em que o uso da irrigação é mais intenso.

- De forma a complementar a análise dos efeitos para a irrigação, considerando o atendimento do ecossistema aquático, faz necessário um estudo de alocação de água que associe a gestão da demanda aplicada à cobrança de recursos hídricos;
- Por fim, é relevante realizar uma análise econômica que integre custos e benefícios para cada segmento usuário de água tendo em vista a implementação uma gestão sustentável da água, principalmente a quantificação das contribuições dos serviços ambientais fornecem à bacia.

REFERÊNCIAS

ACREMAN. M.; ARTHINGTON. A.H.; COLLOFF. M.J.. COUCH. C.; CROSSMAN. N.; DYER. F.; OVERTON. IAN; POLLINO. C.A.; STEWARDSON. M.J.; YOUNG. W. Environmental flows for natural, hybrid, and novel riverine ecosystems in a changing world. *Frontiers In Ecology And The Environment*. [s.l.]. v. 12. n. 8. p.466-473. out. 2014.

ACREMAN. Mike. Environmental flows-basics for novices. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*. [s.l.]. v. 3. n. 5. p.622-628. 30 jun. 2016.

ACT- Australian Capital Territory. *Water Resources Environmental Flow Guidelines*. Austrália. 2013.

ADELOYE. Adebayo J.; SOUNDHARAJAN. Bankaru-swamy; MOHAMMED. Sarwar. Harmonisation of Reliability Performance Indices for Planning and Operational Evaluation of Water Supply Reservoirs. *Water Resources Management*. [s.l.]. v. 31. n. 3. p.1013-1029. jan. 2017.

AHMADI. M.; HADDAD. Omid Bozorg; MARIÑO. M. A.. Extraction of Flexible Multi-Objective Real-Time Reservoir Operation Rules. *Water Resources Management*. [s.l.]. v. 28. n. 1. p.131-147. 21 nov. 2013.

ALEMU. E.. PALMER. R.. POLEBITSKI. A.. AND MEAKER. B. Decision Support System for Optimizing Reservoir Operations Using Ensemble Streamflow Predictions. *J. Water Resour. Plann. Manage.* [S.l.]. v. 137. n. 1. p.72-82. jan. 2011. American Society of Civil Engineers (ASCE).

ALLEN. R.G.. PEREIRA. L.S.. RAES. D.. SMITH. M. Crop evapotranspiration — guidelines for computing crop water requirements. *FAO Irrigation and drainage paper 56*. Food and Agriculture Organization. Rome. 1998.

AMER. Muhammad; DAIM. Tugrul. U.; JETTER. Antonie. A review of scenario planning. *Futures*. [s.l.]. v. 46. p.23-40. fev. 2013.

ANA - Agência Nacional de Águas. *Estudos Hidrogeológicos na Bacia Hidrográfica do São Francisco - Sistema Aquífero Urucuia/Areado e Sistema Aquífero Bambuí*. 2013a. Disponível em: <http://cbhsaofrancisco.org.br/?wpfb_dl=1825>. Acesso em: 28 dez. 2018.

_____. Resolução nº442. de 8 de abril de 2013b. Publicada no D.O.U. de 10/04/2013. Disponível em:<<http://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2015/1492-2015.pdf>>. Acesso em 9 julho 2016.

_____. Resolução nº 209. de 22 de abril de 2004. Disponível em: <<http://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2004/209-2004.pdf>>. Acesso em: 31 dez. 2017.

_____. Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: Encarte especial sobre a crise hídrica. Brasília: ANA. 2014. 30 p.

_____. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: Informe 2015. Brasília. 2015a. 88 p

_____. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: Regiões hidrográficas brasileiras. Edição Especial. Brasília: ANA. 2015b.164p.

_____. Coordenação de Outorgas. Disponível em: <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/institucional/SobreaAna/uorgs/sof/geout.aspx>> Acesso em: 1 maio 2015c.

_____. Resoluções de redução temporária da descarga. 2016. Disponível em: <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/saladesituacao/v2/saofrancisco.aspx>>. Acesso em: 01 ago. 2016.

_____. Boletim de monitoramento dos reservatórios do rio São Francisco do mês de março de 2017. Brasília: ANA. 2017a.

_____. Reunião de avaliação da Bacia do São Francisco - 15/05/2017: Brasília. 2017. Disponível em: < <https://www.youtube.com/watch?v=3inWXSqvbfg>>. Acesso em: 27 jun. 2017b.

_____. Resolução nº 742. de 24 de abril de 2017. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2017/742-2017.pdf>. Acesso em: 02 maio 2017c.

_____. Sala de Situação. Disponível em: < <http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/saladesituacao/v2/saofrancisco.aspx>> Acesso em: 31 dezembro 2017d.

_____. Disponível em: < <http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/regulacao/principais-servicos/outorgas-emitidas>> Acesso em: 18 agosto 2017i.

_____. Resolução nº 2.081, de 4 de dezembro de 2017j. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2017/2081-2017.pdf>. Acesso em: 02 fevereiro 2018.

_____. Reunião de avaliação da Bacia do São Francisco - 29/01/2018: Brasília. 2018. Disponível em: < <https://www.youtube.com/watch?v=puLjgiKtFXk&index=2&list=PLdDOTUuInCuwDJ8tsrVi-G5yULaOj0zRx>>. Acesso em: 06 fev. 2018a.

_____. SAR- Sistema de acompanhamento de reservatórios. Disponível em: < <http://sar.ana.gov.br>> Acesso em: 26 maio 2018b.

_____. A crise hídrica atual. Teleconferência. 07 mai. 2018c. 12 slides. Apresentação em Power-point.

_____. Hidroweb- Sistema de informações hidrológicas. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb>> Acesso em: 3 maio de 2018d.

ANGHILERI. D.; CASTELLETTI. A. PIANOSI. F.. SONCINI-SESSA. R.. AND WEBER. E.. Optimizing Watershed Management by Coordinated Operation of Storing Facilities. *J. Water Resour. Plann. Manage.*. [S.l.]. v. 139. n. 5. p.492-500. set. 2013.

BARTCHELOR. C. REDDY. V. R.; LINSTEAD. C.; DHAR. M.; ROY. S.; MAY. R. Do water-saving technologies improve environmental flows? *Journal Of Hydrology*. [s.l.]. v. 518. p.140-149. out. 2014.

BHAVE. A. G.; Mittal. N.; Mishra. A.; Raghuwanshi. N.S. Integrated Assessment of no-Regret Climate Change Adaptation Options for Reservoir Catchment and Command Areas. *Water Resources Management*. [s.l.]. v. 30. n. 3. p.1001-1018. 30 dez. 2015.

BLANCO-GUTIÉRREZ. I.; VARELA-ORTEGA. C.; PURKEY. David R. Integrated assessment of policy interventions for promoting sustainable irrigation in semi-arid environments: A hydro-economic modeling approach. *Journal Of Environmental Management*. [S.l.]. v. 128. p.144-160. out. 2013.

BRAMBILLA. M.; FONTES. A. S.; MEDEIROS. Y.D.P. Cost-benefit analysis of reservoir operation scenarios considering environmental flows for the lower stretch of the São Francisco River (Brazil). *RBRH [online]*. Porto Alegre. v. 22. e 34. 2017. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rbrh/v22/2318-0331-rbrh-22-e34.pdf>. Data de acesso: 9 jun. 2017.

BRASIL. Lei nº 9.433. de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal. e altera o art. 1º da Lei nº 8.001. de 13 de março de 1990. que modificou a Lei nº 7.990. de 28 de dezembro de 1989. *Diário Oficial da União. Poder Legislativo. Brasília. DF. 9 janeiro 1997. Seção 1. p. 470 -474.*

BRUNDTLAND, Gro Harlem — “Our Common Future – The World Commission on Environment and Development” – Oxford University, Oxford University Press, 1987.

BUNN. Stuart E.; ARTHINGTON. Angela H.. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management*. [S.l.]. v. 30. n. 4. p.492-507. 1 out. 2002.

CALZADILLA. Alvaro; REHDANZ. Katrin; TOL. Richard S.J. The economic impact of more sustainable water use in agriculture: A computable general equilibrium analysis. *Journal Of Hydrology*. [s.l.]. v. 384. n. 3-4. p.292-305. abr. 2010.

CAMPOS. J.n.b.; SOUZA FILHO. F.a.; LIMA. H.v.c.. Risks and uncertainties in reservoir yield in highly variable intermittent rivers: case of the Castanhão Reservoir in semi-arid Brazil. *Hydrological Sciences Journal*. [s.l.]. v. 59. n. 6. p.1184-1195. 3 jun. 2014.

CBHSF - COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco – PBHSF (2004-2013). Resumo Executivo. 2004.

_____. Plano de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica do Rio São Francisco 2016-2025: RP3 Resumo Executivo do Plano de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica do Rio São Francisco. 2016. Disponível em: <http://cbhsaofrancisco.org.br/planoderecursoshidricos/wp-content/uploads/2015/04/RF3_24jan17.pdf>. Acesso em: 01 maio 2017.

CEMADEN - Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais. Relatório da Situação Atual e Previsão Hidrológica para o Aproveitamento Hidroelétrico Três Marias do mês de março de 2017. CEMADEN. 2017.

CEMIG- Companhia Energética de Minas Gerais. Teste Redução de Cotas no Jaíba. Teleconferência. 15 mai. 2017. 2 slides. Apresentação em Power-point.

CHESF - Companhia Hidrelétrica do São Francisco. Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco: Segurança Hídrica – O Reservatório de Sobradinho Pulmão do Submédio e Baixo São Francisco (Utilização do Volume Morto). Teleconferência. 27 mar. 2017a. 11 slides. Apresentação em Power-point.

_____. Sistemas de Geração. Disponível em: <<https://www.chesf.gov.br/SistemaChesf/Pages/SistemaGeracao/SistemasGeracao.aspx>>. Acesso em: 1 jun. 2017b.

_____. Redução temporária de vazão para 1100 m³/s a partir da UHE Sobradinho: 1º Relatório de acompanhamento. Recife: Chesf. 2013. 12 p.

_____. Relatório de Acompanhamento de Vazão Reduzida para o Patamar de 900 m³/s. conforme Autorização Especial no 05/2015 - IBAMA. Recife: Chesf. 2015. 60 p.

CPTEC/INPE - CENTRO DE PREVISÃO DE TEMPO E ESTUDOS CLIMÁTICOS/ INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. Evolução de Precipitação. Bacia do rio São Francisco. Disponível em: <<http://energia1.cptec.inpe.br/bacias/pt#To>>. Acesso em: 25 dezembro 2017.

CRASE. Lin; O'KEEFE. Suzanne. The Paradox of National Water Savings: A Critique of 'Water for the Future'. Agenda. Si. v. 16. n. 1. p.45-60. 2009.

DAI. Z.Y.; LI. Y.P.. A multistage irrigation water allocation model for agricultural land-use planning under uncertainty. Agricultural Water Management. [s.l.]. v. 129. p.69-79. nov. 2013.

DEPHILIP, M., MOBERG, T. 2010. Ecosystem flow recommendations for the Susquehanna River Basin. The Nature Conservancy, Harrisburg, Pennsylvania.

DHI. MIKE. Disponível em: <<http://www.mikepoweredbydhi.com/products>>. Acesso em: 9 de maio de 2015.

DIHMA- Department of Hydraulic and Environmental Engineering at the Polytechnic University of Valencia Disponível em: <http://www.upv.es/aquatool/en/index_en.html>. Acesso em: outubro de 2016.

DWR - DEPRATMENT OF WATER RESOURCES. WRIMS I Model engine and CalSim II model. Disponível em: <<http://baydeltaoffice.water.ca.gov/modeling/hydrology/CalSim/index.cfm>>. Acesso em: 9 de maio de 2016.

EC- European Commission. Directive 2000D 60D EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. Official Journal 22 December 2000 L 327D 1. European Commission. Brussels. 2000.

ESTEVE. P.; VARELA-ORTEGA. C.; BLANCO-GUTIÉRREZ. I.; DOWNING. T.E. A hydro-economic model for the assessment of climate change impacts and adaptation in irrigated agriculture. Ecological Economics. [s.l.]. v. 120. p.49-58. dez. 2015.

FAO-FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Coping with water scarcity: An action framework for agriculture and food security. FAO Water Reports. Rome. 2012.

FERNANDES, Renato de Oliveira et al. Reservoir yield intercomparison of large dams in Jaguaribe Basin-CE in climate change scenarios. Rbrh, [s.l.], v. 22, p.1-11, 2017.

FGV EESP- GETÚLIO VARGAS AGRO CENTRO DE ESTUDOS DO AGRONEGÓCIO. Sumário executivo: Estudo sobre eficiência do uso da Água no Brasil: análise do impacto da irrigação na agricultura brasileira e potencial de produção de alimentos face ao aquecimento global. Rio de Janeiro. Embrapa. 2016. 17 p.

FISCHER R.A.; BYERLEE D.; EDMEADES G.O. Crop yields and global food security: will yield increase continue to feed the world? ACIAR Monograph. Australian Centre for International Agricultural Research. Canberra. 2014.

GALVÃO. J.; BERMANN. C. Crise hídrica e energia: Conflitos no uso múltiplo das águas. Estudos Avançados. v. 29. n. 84. p.43-68. ago. 2015.

GEORGAKAKOS. A.P.; YAO. H.; KISTENMACHER. M.; GEORGAKAKOS. K.P.; GRAHAM. N.E.; CHENG. F.Y.; SPENCER. C.; SHAMIR. E. Value of adaptive water resources management in Northern California under climatic variability and change: Reservoir management. Journal Of Hydrology. [s.l.]. v. 412-413. p.34-46. jan. 2012.

GODFRAY. H. C. J.; GARNETT. T. Food security and sustainable intensification. Philosophical Transactions Of The Royal Society B: Biological Sciences. [s.l.]. v. 369. n. 1639. p.20120273-20120273. 17 fev. 2014.

GÓMEZ, Carlos M.; PÉREZ-BLANCO, C. Dionisio; BATALLA, Ramon J.. Tradeoffs in river restoration: Flushing flows vs. hydropower generation in the Lower Ebro River, Spain. Journal Of Hydrology, [s.l.], v. 518, p.130-139, out. 2014.

GROWNS, Ivor. The implementation of an environmental flow regime results in ecological recovery of regulated rivers. *Restoration Ecology*, v. 24, n. 3, p.406-414, janeiro 2016.

GUPTA, H.V.; SOROOSHIAN, S.; YAPO, P.O.; Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. *Journal of Hydrologic Engineering*, v. 4, n.2, p. 135-143. 1999.

GUIMARÃES. D. P; LANDAU. E.C; SANTOS. M.C.B; ROSA; K.K.P. Diagnóstico da agricultura irrigada no extremo oeste baiano. In: XX CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROMETEOROLOGIA. 20.. 2017. Anais... Juazeiro-Petrolina: SBA. 2017.

GUO, Ying; SHEN, Yanjun. Agricultural water supply/demand changes under projected future climate change in the arid region of northwestern China. *Journal Of Hydrology*, [s.l.], v. 540, p.257-273, set. 2016.

HANJRA. Munir A.; QURESHI. M. Ejaz. Global water crisis and future food security in an era of climate change. *Food Policy*. [s.l.]. v. 35. n. 5. p.365-377. out. 2010.

HARMANCIOGLU, Nilgun B.; BARBAROS, Filiz; CETINKAYA, Cem P.. Sustainability Issues in Water Management. *Water Resources Management*, [s.l.], v. 27, n. 6, p.1867-1891, 17 out. 2012.

HARO-MONTEAGUDO. David; SOLERA. Abel; ANDREU. Joaquín. Drought early warning based on optimal risk forecasts in regulated river systems: Application to the Jucar River Basin (Spain). *Journal Of Hydrology*. [s.l.]. v. 544. p.36-45. jan. 2017.

HASHIMOTO. T.. STEDINGER. J.. LOUCKS. D.P. Reliability. Resilience and Vulnerability Criteria for Water Resource System Performance Evaluation. *Water Resources Research*. v. 18. n. 1. p. 14-26. 1982.

HEIJDEN. Kees van Der. *Scenarios: The Art of Strategic Conversation*. 2. ed. West Sussex: John Wiley & Sons Ltd. 2005. 382 p.

HELLEGERS. P.; LEFLAIVE. X. Water allocation reform: what makes it so difficult? . *Water International*. [s.l.]. v. 40. n. 2. p.273-285. 3 fev. 2015.

HOEKSTRA, A.Y. Wise freshwater allocation: water footprint caps by river basin, benchmarks by product and fair water footprint shares by community. UNESCO-IHE. Enschede.2013.

HUANG. Y.; LI. Y.P.; CHEN. X.; MA. Y.G. Optimization of the irrigation water resources for agricultural sustainability in Tarim River Basin. China. *Agricultural Water Management*. [s.l.]. v. 107. p.74-85. maio 2012.

HYDROLOGICS. Introduction. Disponível em: <<http://www.hydrologics.net/oasis.html>>. Acesso em: 20 junho 2015.

JUWANA, I.; MUTTIL, N.; PERERA, B.j.c.. Indicator-based water sustainability assessment — A review. *Science Of The Total Environment*, [s.l.], v. 438, p.357-371, nov. 2012.

KING. A. J.; WARD. K.A.; O'CONNOR. P.; GREEN. D.; TONKIN. Z.; MAHONEY. J. Adaptive management of an environmental watering event to enhance native fish spawning and recruitment. *Freshwater Biology*. v. 55. n. 1. p.17-31. janeiro 2010.

KING. Alison J.; GWINN. D.C.; TONKIN. Z.; MAHONEY. J.; RAYMOND. S.; BEESLEY. L. Using abiotic drivers of fish spawning to inform environmental flow management. *Journal of Applied Ecology*. v. 53. n. 1. p.34-43. outubro 2016.

LABSID - Acquanet. Disponível em: <<http://www.weap21.org/>>. Acesso em: 20 de março de 2017.

LE QUESNE. T.; PEGRAM. G.; HEYDEN. C. V.D. Allocating Scarce Water: A Primer on Water Allocation. *Water Rights and Water Markets*. WWF. [SI]. 2007.

LE QUESNE T., MATTHEWS, J., VON DER HEYDEN, C., WICKEL, A. WILBY, R., HARTMANN, J., PEGRAM, G., KISTIN, E., BLATE, G., KIMURA DE FREITAS, G., LEVINE, E., GUTHRIE, C., MCSWEENEY, C., SINDORF. Flowing forward: freshwater ecosystem adaptation to climate change in water resources management and biodiversity conservation. *Water Working Note No. 28*. WWF; 2010. p.74.

LI. M.; GUO. P.; SINGH. V. P. An efficient irrigation water allocation model under uncertainty. *Agricultural Systems*. [s.l.]. v. 144. p.46-57. maio 2016.

LIECHTI, T. C.; MATOS, J.P.; BOILLAT, J.L; SCHLEISS, A.J. Influence of Hydropower Development on Flow Regime in the Zambezi River Basin for Different Scenarios of Environmental Flows. *Water Resources Management*, [s.l.], v. 29, n. 3, p.731-747, 18 out. 2014.

LOUCKS. D.P. Quantifying trends in system sustainability. *Hydrological Sciences Journal*. n. 42. p. 513–530. 1997.

LOUCKS, D. Sustainable water resources management. *Water international*, v. 25, n. 1, p. 3-10.2000.

GENZ, F.; LUZ, L. Metodologia para considerar a variabilidade hidrológica na definição do regime natural de vazões no baixo curso do rio São Francisco. In: *XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 2007, São Paulo/SP.

LUZ, L.; GENZ, F; Projeto 1.1 Identificação de regime hidrológico compatível com objetivos ecológicos para o baixo curso do Rio São Francisco. In: *Estudo do regime de vazão ecológica para o Baixo curso do rio São Francisco: Uma abordagem multicriterial*. Universidade Federal da Bahia. 2010.

MACKIE, J.K.; CHESTER, E.T.; MATTHEWS, T.G.; ROBSON, B.J. Macroinvertebrate response to environmental flows in headwater streams in western Victoria, Australia. *Ecological Engineering*, n.53, 100–105.

MADANI. Kaveh. Game theory and water resources. *Journal of Hydrology*. [S.l.]. v. 381. n. 3-4. p.225-238. fev. 2010.

MARTIN-CARRASCO. F.; GARROTE. L.; IGLESIAS. A.; MEDEIRO. L. Diagnosing Causes of Water Scarcity in Complex Water Resources Systems and Identifying Risk Management Actions. *Water Resources Management*. [s.l.]. v. 27. n. 6. p.1693-1705. 11 jul. 2012.

MCMANAMAY. Ryan A. et al. Organizing Environmental Flow Frameworks to Meet Hydropower Mitigation Needs. *Environmental Management*. [s.l.]. v. 58. n. 3. p.365-385. 25 jun. 2016.

MEDEIROS. Y. D. P.; PINTO. I. M.; STIFELMAN. G. M.; FARIA. A. S. F; PELLI. J. C. S.; RODRIGUES. R. F.; SILVA. E. R.; COSTA. T.; BOCCACIO. M. X.; SILVA. E. B. G. Projeto 3.1 - Participação Social no Processo de Alocação de Água. no Baixo Curso do Rio São Francisco. In: Estudo do regime de vazão ecológica para o Baixo curso do rio São Francisco: Uma abordagem multicriterial. Universidade Federal da Bahia. 2010.

MILANO. M.; REDDY. V.R.; LINSTED. C.; DHAR. M.; ROY. S.; MAY. R. Modeling the current and future capacity of water resources to meet water demands in the Ebro basin. *Journal of Hydrology*. [s.l.]. v. 500. p.114-126. set. 2013.

MORIASI, D.N.; ARNOLD, J.G.; VAN LIEW, M.W.; BINGNER, R.L.; HARMEL, R.D.; VEITH, T.L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, St. Joseph, v. 50, n. 3, p. 885-900. 2007.

NAIR. S.; JOHNSON. J.; WANG. C. Efficiency of Irrigation Water Use: A Review from the Perspectives of Multiple Disciplines. *Agronomy Journal*. [s.l.]. v. 105. n. 2. p.351-363. 2013.

Nash, J. E., and J. V. Sutcliffe. 1970. River flow forecasting through conceptual models: Part 1. A discussion of principles. *J. Hydrology* 10(3): 282-290.

O'KEEFFE J. QUESNE T. L.: Keeping rivers alive. A primer on environmental flows and their assessment. WWF Water Security Series 2. WWF; 2009. p.39.

OECD- Organization for Economic Co-operation and Development. Sustainable Management of Water Resources in Agriculture. *OECD Studies on Water*. Paris. 2010. _____. Meeting the Water Reform Challenge. *OECD Studies on Water*. Paris. 2012.

_____. Water Security for Better Lives. *OECD Studies on Water*. Paris. 2013.

_____. Water Resources Allocation: Sharing Risks and Opportunities. *OECD Studies on Water*. Paris. 2015.

_____. Mitigating Droughts and Floods in Agriculture: Policy Lessons and Approaches. *OECD Studies on Water*. Paris. 2016.

ONS – OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO. Evaporação nas usinas hidroelétricas. 2004.

_____. Programa Mensal de Operação (PMO): Relatório mensal de previsão de vazões e de cenários de geração de afluência. 2011.

_____. Inventário das restrições operativas hidráulicas dos aproveitamentos hidroelétricos. Revisão – 1. 2014.

_____. [Carta] 28 Set. 2015. Rio de Janeiro [para] ANA- AGENCIA NACIONAL DE ÁGUA. Brasília. 3f. Condições operativas dos reservatórios da bacia do rio São Francisco.

_____. Vazões Naturais. Disponível em: <http://www.ons.org.br/operacao/vazoes_naturais.aspx> Acesso em: outubro 2016.

_____. Avaliação das Condições Hidrológicas e de Armazenamento na Bacia do Rio São Francisco: Acompanhamento semanal. Teleconferência. 18 dez. 2017a. 16 slides. Apresentação em Power-point.

_____. Inventário de Dados Técnicos de Aproveitamentos Hidroelétricos. Disponível em: <<http://www.ons.org.br/operacao/hidrologia.aspx>> Acesso em: junho 2017b.

_____. Avaliação das Condições Hidrológicas e de Armazenamento na Bacia do Rio São Francisco: Acompanhamento semanal. Teleconferência. 20 nov. 2017c. 16 slides. Apresentação em Power-point.

_____. Condições operativas de atendimento ao Submercado Nordeste dias 05 e 06/01/2018 Teleconferência. 12 jan. 2018a. 30 slides. Apresentação em Power-point.

_____. Geração de energia. Disponível em: <http://ons.org.br/Paginas/resultados-da-operacao/historico-da-operacao/geracao_energia.aspx> Acesso em: maio 2018b.

_____. Carga e Geração. Disponível em: <<http://ons.org.br/paginas/energia-agora/carga-e-geracao>> Acesso em: maio 2018c.

_____.Dados Hidrológicos / Vazões. Disponível em:<http://ons.org.br/Paginas/resultados-da-operacao/historico-da-operacao/dados_hidrologicos_vazoes.aspx> Acesso em: maio 2018d.

ONU- Organização das Nações Unidas. Objetivos do desenvolvimento sustentável. 2017. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/pos2015>>. Acesso em: 27 jun. 2017.

_____.Objetivos de Desenvolvimento do Milênio. 2000. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/tema/odm/>>. Acesso em: 14 fev. 2018.

_____. Commission on Sustainable Development. 1992. Disponível em: <https://sustainabledevelopment.un.org/csd.html?utm_source=OldRedirect&utm_medium=redirect&utm_content=dsd&utm_campaign=OldRedirect>. Acesso em: 14 fev. 2018.

OZTURK. Ilhan. The dynamic relationship between agricultural sustainability and food-energy-water poverty in a panel of selected Sub-Saharan African Countries. *Energy Policy*. [s.l.]. v. 107. p.289-299. ago. 2017.

PAHL-WOSTL. C.; PALMER. M.; RICHARDS. K. Enhancing water security for the benefits of humans and nature—the role of governance. *Current Opinion In Environmental Sustainability*. [S.l.]. v. 5. n. 6. p.676-684. dez. 2013.

PANG. A.; SUN. T.; YANG. Z.. Economic compensation standard for irrigation processes to safeguard environmental flows in the Yellow River Estuary. China. *Journal of Hydrology*. Beijing. n. 482. p.129-138. jan. 2013.

PAUDEL. Krishna P.; PANDIT. Mahesh; HINSON. Roger. Irrigation water sources and irrigation application methods used by U.S. plant nursery producers. *Water Resources Research*. [s.l.]. v. 52. n. 2. p.698-712. fev. 2016.

PEREIRA. Luis S.; CORDERY. Ian; IACOVIDES. Iacovos. Improved indicators of water use performance and productivity for sustainable water conservation and saving. *Agricultural Water Management*. [s.l.]. v. 108. p.39-51. maio 2012.

PEREIRA. Luis Santos. Water. Agriculture and Food: Challenges and Issues. *Water Resources Management*. [s.l.]. v. 31. n. 10. p.2985-2999. 12 jun. 2017.

PERRY. Chris. Efficient irrigation; inefficient communication; flawed recommendations. *Irrigation And Drainage*. [s.l.]. v. 56. n. 4. p.367-378. 2007. Wiley-Blackwell.

PIRES, A., MORATO, J., PEIXOTO, H., BOTERO, V., ZULUAGA, L., FIGUEROA, I.. Sustainability Assessment of indicators for integrated water resources management. *Science Of The Total Environment*, [s.l.], v. 578, p.139-147, fev. 2017.

POFF. N. L.; ALLAN. J. D.; BAIN. M.; KARR. J.; PRESTEGAARD. K.; RICHTER. B.; SPARKS. R.; STROMBERG. J. The natural flow regime. *Bioscience*. v. 47. n. 11. p. 769-784. 1997.

POFF. N. L.; SCHMIDT. J. C.. How dams can go with the flow. *Science*. [s.l.]. v. 353. n. 6304. p.1099-1100. 8 set. 2016. American Association for the Advancement of Science (AAAS).

POPPY. G. M.; CHIOTHA. S.; EIGENBROD. F; HARVEY. C. A.; HONZÁK. M; HUDSON. M. D.; JARVIS. A.; MADISE. N. J.; SCHRECKENBERG. K.; SHACKLETON. C. M.; VILLA. F.; DAWSON. T. P. Food security in a perfect storm: using the ecosystem services framework to increase understanding. *Philosophical Transactions Of The Royal Society B: Biological Sciences*. [s.l.]. v. 369. n. 1639. p.20120288-20120288. 17 fev. 2014.

PREZIOSI. E.; BOM. A.D.; ROMANO. E.; PETRANGELI. A.B.; CASADEI. S.. Vulnerability to Drought of a Complex Water Supply System. The Upper Tiber Basin Case Study (Central Italy). *Water Resources Management*. [s.l.]. v. 27. n. 13. p.4655-4678. 5 set. 2013.

RAMINA. R. H. Concepção de uma estratégia robusta para a gestão dos usos múltiplos das águas na bacia hidrográfica do rio São Francisco – cenários. Consultoria e assessoria presencial especializada para estudo das vazões reduzidas em caráter emergencial no rio São Francisco a partir da UHE Sobradinho e proposição de alternativas que garantam o uso múltiplo das águas. Revisão 0. 2014.

RASUL. Golam. Food, water, and energy security in South Asia: A nexus perspective from the Hindu Kush Himalayan region. *Environmental Science & Policy*. [s.l.]. v. 39. p.35-48. maio 2014.

READ. Laura; MADANI. Kaveh; INANLOO. Bahareh. Optimality versus stability in water resource allocation. *Journal of Environmental Management*. [S.l.]. v. 133. p.343-354. jan. 2014.

RICHTER. B.D.; BAUMGARTNER. J.V.; WIGINGTON. R.; BRAUN. D.P. How much water does a river need? *Freshwater Biology*. v. 37. p.231-249. 1997.

RHEINHEIMER, D. E.; LIU, P.; GUO, S.. Re-operating the Three Gorges Reservoir for Environmental Flows: A Preliminary Assessment of Trade-offs. *River Research And Applications*, [s.l.], v. 32, n. 3, p.257-266, 16 jan. 2015.

ROSEGRANT. Mark W.; RINGLER. Claudia; ZHU. Tingju. Water for Agriculture: Maintaining Food Security under Growing Scarcity. *Annual Review Of Environment And Resources*. [s.l.]. v. 34. n. 1. p.205-222. nov. 2009.

SAYERS. P.B.; YUANYUAN. L.; MONCRIEFF. C; JIANQIANG. L.; TICKNER. D.; XIANGYU. X.; SPEED. R.; AIHUA. L.; GANG. L.; BING. Q; YU. W.; PEGRAM. G. Drought risk management: A strategic approach. UNESCO. Paris. 2016.

SCHWARTZ. P. A arte da Visão de Longo Prazo: Planejando o futuro em um mundo de incertezas. 3. Edição. Editora Best Seller. 2004. p. 215.

SCRIVA-BOU. Alvar; PULIDO-VELAZQUEZ. Manuel; PULIDO-VELAZQUEZ. David. Economic Value of Climate Change Adaptation Strategies for Water Management in Spain's Jucar Basin. *Journal Of Water Resources Planning And Management*. [s.l.]. v. 143. n. 5. p.1-13. maio 2017.

SEI – STOCKHOLM ENVIRONMENT INSTITUTE. WEAP. Disponível em: <<http://www.weap21.org/>>. Acesso em: 20 março 2017.

SILVA. Rui Carlos Vieira da (Ed.). Métodos Numéricos em Recursos Hídricos VI. 2. ed. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ. 2007. 306 p.

SIMONOVIC S.P. (2001) Measures of sustainability and their utilization in practical water management planning. *Regional Management of Water Resources (Proceedings of a symposium held during the Sixth IAHS Scientific Assembly at Maastricht, The Netherlands, July 2001)*. IAHS Publ. no. 268, pp 3–16.

SNIS – SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÃO SOBRE SANEAMENTO. Diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2015. 2015.

SPEED. R.; LI. Y.; LE QUESNE. T.; PEGRAM. G.; ZHIWEI. Z. Basin Water Allocation Planning. Principles, procedures and approaches for basin allocation planning. UNESCO. Paris. 2013.

SULIS, Andrea; SECHI, Giovanni M. Comparison of generic simulation models for water resource systems. *Environmental Modelling & Software*, [s.l.], v. 40, p.214-225, fev. 2013.

THARME. R.E. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *Rivers Research and Application*. n. 19. p. 397-441.

THE BRISBANE DECLARATION. Environmental Flows are Essential for Freshwater Ecosystem Health and Human Well-Being. Austrália. Brisbane. 2007.

TUCCI. E.M. Otimização de parâmetros de modelos hidrológicos. Em: *Modelos Hidrológicos*. 1998. p. 59 - 84.

TWRI- Texas Water Resources Institute. WRAP. Disponível em: <<http://twri.tamu.edu/>>. Acesso em: 20 março 2017.

VEETTIL. A. V.; MISHRA. A. K. Water security assessment using blue and green water footprint concepts. *Journal Of Hydrology*. [S.l.]. p.1-14. set. 2016.

WARNER, Andrew T.; BACH, Leslie B.; HICKEY, John T.. Restoring environmental flows through adaptive reservoir management: planning, science, and implementation through the Sustainable Rivers Project. *Hydrological Sciences Journal*, [S.l.], v. 59, n. 3-4, p.770-785, 3 abr. 2014.

WEF- World Economic Forum. The Global Risks Report 2016: 11th Edition. WEF. Genova. 2016.

WURBS. Ralph A. Comparative Evaluation of Generalized River/Reservoir System Models. Texas: Texas Water Resources Institute. 2005. 203 p.

WURBS. Ralph A. Reservoir/River System Management Models. Texas Water Resources Institute. Texas. v. 3. n. 1. p.26-41. ago. 2012.

WWAP- World Water Assessment Programme. The United Nations World Water Development Report 2017. UNESCO. Paris. 2017.

WWAP- World Water Assessment Programme. The United Nations World Water Development Report 4: Managing Water under Uncertainty and Risk. UNESCO. Paris. 2012.

WWDR- United Nations World Water Assessment Programme. The United Nations World Water Development Report 2015. UNESCO. Paris. 2015.

YATES, D.; SIEBER, J; PURKEY, D.; HUBER-LEE, A. WEAP21 – A Demand-, Priority-, and Preference-Driven Water Planning Model. Part 1: Model Characteristics. *Water International*, v. 30, n. 4, p. 487–500, dezembro 2005.

XIAO, Yi; HIPEL, Keith W.; FANG, Liping. Incorporating Water Demand Management into a Cooperative Water Allocation Framework. *Water Resources Management*, [s.l.], v. 30, n. 9, p.2997-3012, 23 abr. 2016.

ANEXO A – Dados de entrada para simulação

Equações cota x volume dos reservatórios.

Reservatório	Equação - cota x volume	Fonte
Três Marias	$y = 1E-12e^{(0.0651x)}$	ONS (2017b)
Sobradinho	$y=273.48+122.45*(1-\exp((-4.97*10^{-5}*x)-1.80))$	
Itaparica	$y = -806.23+1123.89*(1-\exp((8.76*10^{-6}*x)-3.46))$	

Equações cota x volume das barragens a fio d'água.

Barragens a fio d'água	Equação - cota x volume					Fonte
	PCV(0)	PCV(1)	PCV(2)	PCV(3)	PCV(4)	
PAM	2.52E+02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	ONS (2017b)
XINGÓ	1.38E+02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	

Volumes dos reservatórios.

Reservatório	Três Marias	Sobradinho	Itaparica	Fonte
Volume máximo	19528 Hm ³	34116 Hm ³	10782 Hm ³	ONS (2017b)
Volume morto	4250 Hm ³	5447 Hm ³	7233 Hm ³	
Volume inicial	setembro 1999 (média) = 54.25 % (8250.12)	setembro 1999 (média) = 38.85 % (16584.9)	setembro 1999 (média) = 72.8 % (9816.672)	

Volumes das barragens a fio d'água.

Barragens a fio d'água	PAM	Xingó	Fonte
Volume máximo	1373 hm ³	3800 hm ³	Chesf (2017b)
Volume morto	1373 hm ³	3800 hm ³	
Volume inicial	1373 hm ³	3800 hm ³	

Evaporação.

Mês	Três Marias	Sobradinho	Itaparica
Janeiro	-1	171	163
Fevereiro	-2	109	88
Março	28	61	47
Abril	47	56	35
Maio	61	108	55
Junho	61	104	41
Julho	58	165	81
Agosto	49	203	138
Setembro	49	234	190
Outubro	35	267	227
Novembro	21	245	235
Dezembro	22	223	202
Fonte	ONS, 2004		

Volumes de espera.

Volume de espera (%)			
Meses chuvosos	Três Marias	Sobradinho	Itaparica
Outubro	100,00	100,00	100,00
Novembro	94,78	81,99	81,53
Dezembro	76,97	77,94	56,00
Janeiro	81,88	77,80	56,00
Fevereiro	88,71	77,80	56,00
Março	96,81	78,78	55,52
Abril	100,00	79,02	78,76
Maio	100,00	87,94	99,01
Fonte	ONS, 2014		

Geração de energia elétrica – Subsistema Nordeste (Fonte: ONS. 2018b)

Energia hidroelétrica gerada (Mwmed)- Subsistema Nordeste												
Ano	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
2012	6987	6495	6941	6508	6062	5984	4941	5452	5511	5106	4570	6162
2013	5149	3964	3865	3934	3487	3467	4019	3646	3739	3881	3661	3720
2014	3701	3455	3502	3478	3367	3285	3307	3278	3299	3358	3375	3527
2015	3373	3316	3423	3254	3413	2823	2802	2878	2844	2793	2689	2633
2016	2919	2756	2632	2431	2489	2428	2439	2446	2469	2505	2504	2386
2017	2317	2308	2264	2164	2019	1651	1666	1662	1588	1546	1602	1764
2018	1655	1907	2034	1844								
Fonte:	ONS (2018b)											

Geração de energia elétrica – Três Marias (Fonte: ONS. 2018b)

Energia hidroelétrica gerada (Mwmed)- UHE Três Marias												
Ano	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
2012	248	290	285	258	261	305	264	256	201	205	210	249
2013	188	187	188	196	192	195	196	190	178	168	160	161
2014	172	174	108	82	82	80	67	54	46	40	34	35
2015	38	29	27	30	87	113	111	116	140	164	152	117
2016	63	44	40	45	70	78	100	116	127	136	86	45
2017	43	39	60	70	79	91	92	91	94	93	54	25
2018	26	28	32	33								
Fonte:	ONS (2018b)											

Vazões afluentes (Fonte: ANA. 2018b)

Data	Vazões Naturalizadas (m³/s)					
	Três Marias	Queimado	Sobradinho	Itaparica	Complexo Paulo Afonso - Moxotó	Xingó
1/1/2012	2795,69	86,54	5947,56	5891,95	5891,95	5891,95
2/1/2012	1061,71	75,65	5138,58	5341,58	5341,58	5341,58
3/1/2012	689,64	66,09	2105,90	2152,53	2152,53	2152,53
4/1/2012	575,21	59,81	2066,37	2155,60	2155,60	2155,60
5/1/2012	413,13	44,01	1246,65	1255,12	1255,12	1255,12
6/1/2012	415,04	35,15	1211,54	1229,21	1229,21	1229,21
7/1/2012	275,10	28,15	897,25	927,07	927,07	927,07
8/1/2012	206,40	24,41	752,39	758,94	758,94	758,94
9/1/2012	174,09	19,90	650,06	655,84	655,84	655,84
10/1/2012	146,25	17,10	552,08	556,67	556,67	556,67
11/1/2012	508,57	33,11	1635,90	1479,78	1479,78	1479,78
12/1/2012	329,61	30,43	2097,44	2232,16	2232,16	2232,16
1/1/2013	700,39	48,97	1510,06	1419,29	1419,29	1380,84
2/1/2013	975,70	50,73	3687,25	3691,43	3691,43	3681,43
3/1/2013	602,98	51,14	1645,32	1722,03	1722,03	1768,58
4/1/2013	646,06	62,99	2835,70	2744,07	2744,07	2687,60
5/1/2013	265,51	37,95	1313,32	1443,23	1443,23	1516,74
6/1/2013	290,45	36,17	1027,00	1033,03	1033,03	1035,73
7/1/2013	178,97	25,51	761,39	772,94	772,94	778,48
8/1/2013	120,65	20,54	605,55	610,19	610,19	613,71
9/1/2013	109,60	21,59	519,63	521,70	521,70	523,13
10/1/2013	180,62	23,58	704,72	683,52	683,52	672,62
11/1/2013	260,47	28,26	898,60	868,80	868,80	852,70
12/1/2013	968,87	54,47	2721,39	2501,97	2501,97	2398,55
1/1/2014	341,93	39,30	3537,58	3719,90	3719,90	3808,84
2/1/2014	128,88	34,37	1241,57	1302,18	1302,18	1331,79
3/1/2014	187,62	58,77	1260,16	1260,65	1260,65	1258,00

Continua

Continuação

Data	Vazões Naturalizadas (m³/s)					
	Três Marias	Queimado	Sobradinho	Itaparica	Complexo Paulo Afonso - Moxotó	Xingó
4/1/2014	210,49	56,79	1619,03	1680,97	1680,97	1643,31
5/1/2014	98,03	37,07	954,35	989,16	989,16	1008,58
6/1/2014	76,07	30,01	654,43	666,37	666,37	672,73
7/1/2014	73,20	23,35	618,74	613,10	613,10	610,71
8/1/2014	65,47	19,08	630,13	635,68	635,68	638,16
9/1/2014	49,11	16,24	538,37	546,10	546,10	549,87
10/1/2014	36,48	13,25	397,77	418,26	417,67	421,90
11/1/2014	218,09	23,92	758,93	705,71	705,14	673,27
12/1/2014	460,84	35,84	2242,97	2166,58	2166,58	2125,35
1/1/2015	148,38	19,32	1105,94	1216,48	1216,48	1278,61
2/1/2015	563,33	28,19	1523,25	1421,85	1421,85	1356,50
3/1/2015	828,38	48,69	1788,00	1787,35	1787,35	1786,10
4/1/2015	460,37	73,34	2208,53	2292,15	2292,15	2323,45
5/1/2015	288,59	52,81	1424,58	1447,13	1447,13	1456,19
6/1/2015	191,95	36,72	815,73	839,60	839,60	854,70
7/1/2015	137,06	29,65	638,94	643,29	643,29	645,55
8/1/2015	86,86	21,03	548,74	556,97	556,97	560,94
9/1/2015	113,70	18,53	425,87	424,33	424,33	424,67
10/1/2015	50,08	12,25	293,90	312,87	312,87	321,84
11/1/2015	164,45	15,57	293,90	269,47	269,47	261,33
12/1/2015	367,92	14,25	996,94	961,58	961,58	938,90
1/1/2016	1095,27	35,44	1870,74	1673,81	1673,81	1587,90
2/1/2016	647,64	26,43	4497,86	4662,80	4662,80	4719,52
3/1/2016	501,02	22,45	1582,52	1617,90	1617,90	1634,00
4/1/2016	240,25	12,55	873,87	933,50	933,50	968,93
5/1/2016	191,24	10,40	566,77	574,90	574,90	579,13
6/1/2016	194,06	7,32	488,63	488,33	488,33	487,87

Continua

Continuação

Data	Vazões Naturalizadas (m ³ /s)					
	Três Marias	Queimado	Sobradinho	Itaparica	Complexo Paulo Afonso - Moxotó	Xingó
7/1/2016	148,38	6,86	421,74	427,13	427,13	430,32
8/1/2016	136,25	6,88	397,97	400,26	401,87	401,45
9/1/2016	128,61	4,51	329,37	333,43	335,67	335,67
10/1/2016	165,37	5,99	412,81	408,61	404,97	405,87
11/1/2016	350,61	15,37	577,30	505,77	505,77	476,03
12/1/2016	676,32	15,21	1953,94	1847,03	1847,03	1788,23
1/1/2017	368,05	19,70	1288,77	1386,94	1386,94	1441,06
2/1/2017	378,60	36,80	1599,50	1559,18	1559,18	1525,79
3/1/2017	247,38	28,96	1031,87	1120,06	1120,06	1171,77
4/1/2017	174,99	21,84	920,27	931,47	931,47	935,60
5/1/2017	183,06	16,70	510,19	515,35	515,35	519,74
6/1/2017	103,36	11,23	501,60	508,90	508,90	511,47
7/1/2017	52,12	9,59	380,74	384,77	384,77	386,48
8/1/2017	39,86	8,06	343,87	345,90	345,90	347,10
9/1/2017	24,14	6,41	283,00	287,50	287,50	289,57
10/1/2017	26,68	4,40	212,52	218,58	218,58	221,32
11/1/2017	187,95	14,43	464,37	423,60	423,60	401,00
12/1/2017	669,22	35,15	2009,90	1812,47	1843,29	1754,87
1/1/2018	559,76	31,69	1580,06	1695,84	1695,84	1759,06
2/1/2018	639,49	43,10	2123,54	2109,69	2126,53	2089,78
3/1/2018	721,51	36,39	2623,29	2633,52	2618,30	2619,82
4/1/2018	254,66	34,26	1879,58	1879,58	1879,58	1939,98

APÊNDICE A – Atualização do hidrograma ambiental proposto pelo ECOVAZÃO

Em virtude da alteração da condição hidrológica no rio São Francisco, consequência da escassez de chuvas que ocorre desde o ano 2012, foi necessária uma reavaliação do hidrograma ambiental para o período seco, que atenda aos padrões do regime de vazões atuais, uma vez que este regime foi registrado como o pior período seco dos últimos 87 anos (ONS, 2017a), com cinco anos consecutivos de limitada disponibilidade hídrica, conforme descrito no Capítulo 6.1 desta pesquisa. Vale ressaltar que o estudo descrito a seguir encontra-se apenas na etapa de análise hidrológica das vazões afluentes ao reservatório de Sobradinho e, posteriormente, pesquisas de outras áreas, em especial da biologia, deverão contribuir com as demais etapas do ajuste do hidrograma ambiental.

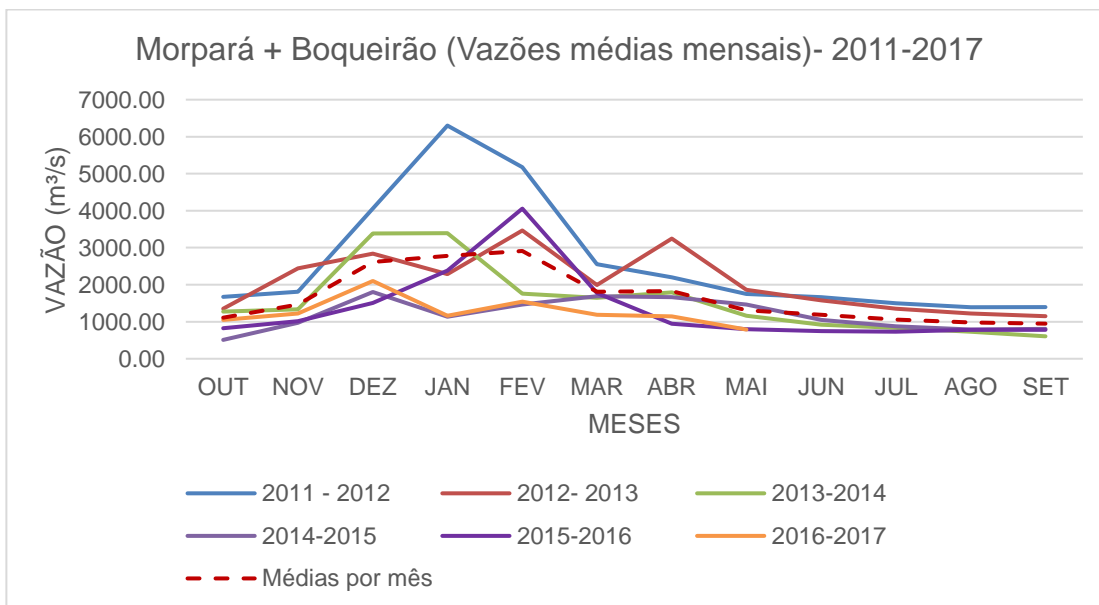
O hidrograma ambiental desenvolvido para o baixo curso do rio São Francisco, foi construído e proposto entre os anos de 2006 a 2009, pelo projeto de pesquisa Rede ECOVAZÃO, definido através do método holístico *Building Block Methodology* (BBM) (MEDEIROS *et al.*, 2010). De acordo com Luz & Genz (2010), a caracterização do regime hidrológico no trecho do rio em estudo foi realizada de maneira simplificada, que compreendeu valores médios das séries históricas de vazões em períodos pré e pós a implantação do reservatório de Sobradinho. As séries históricas selecionadas para a caracterização das vazões afluentes ao reservatório de Sobradinho foram provenientes das estações fluviométricas de Morpará (46360000), localizada na calha principal do rio São Francisco, e Boqueirão (46902000), situada no rio Grande, afluente do rio São Francisco. Além dos postos citados, o estudo também considerou a estação fluviométrica de Traipu (49660000), com o intuito de estudar o regime hidrológico à jusante desta barragem, localizada no baixo curso do rio São Francisco.

Em relação à reavaliação do hidrograma ambiental para a adequação do regime hidrológico atual, o estudo das vazões afluentes ao reservatório Sobradinho apreciou o somatório das vazões características médias das estações fluviométricas de Morpará (46360000) e Boqueirão (46902000) (ANA, 2018d), da mesma forma que o estudo realizado por Luz & Genz (2010). Além disso, para confrontar os dados de vazões medidos pelas estações fluviométricas, a análise também contemplou as vazões naturalizadas do reservatório de Sobradinho, fornecidas pela ANA (2018b). A estação fluviométrica de Traipu (49660000) não foi considerada neste estudo, uma

vez que no período analisado, de 2012 a 2017, esta estação está sobre influência das vazões defluentes do reservatório de Sobradinho, o que impossibilita observar o comportamento natural do regime de vazões neste local.

A figura abaixo ilustra as vazões médias mensais entre os anos 2011 a 2017 do somatório das estações fluviométricas de Morpará (46360000) e Boqueirão (46902000), organizadas por anos hidrológicos. De acordo com a Figura 1, pode-se observar que o período úmido característico é de dezembro a fevereiro, uma vez que são os meses que possuem vazões mais altas, e o período seco característico foi entre os meses de agosto, setembro e outubro, visto que são os meses com menores vazões. Ressalta-se que, nos meses típicos do período úmido, apenas um deles apresentam vazões mais altas em um ano hidrológico. Para os anos de menores vazões, o período úmido apresentou vazões médias entre 1.500, 1.800 e 2.100 m³/s no mês de dezembro, janeiro 1.100 m³/s e fevereiro vazões entre 1.500 e 1.700 m³/s. Já para os piores anos do período seco, as vazões médias de outubro e setembro foram de 500 e 600 m³/s. A vazão média anual atingiu o valor de 1.300 m³/s. Nota-se que, a partir do mês de junho, o regime de vazão afluente já apresenta um padrão regularizado para a vazão mínima.

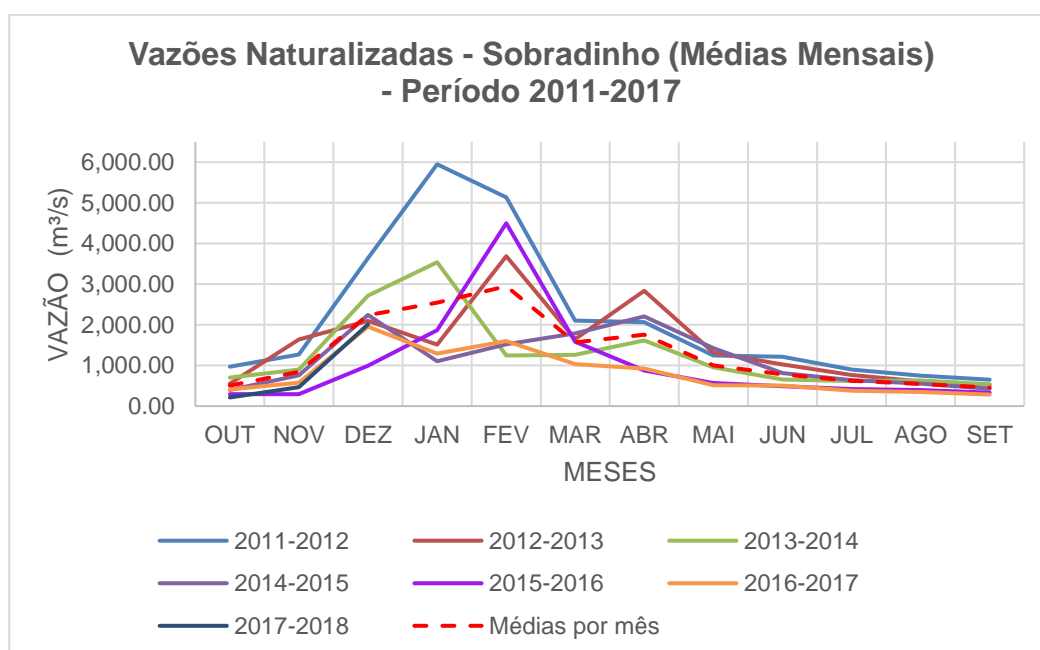
Hidrogramas das vazões médias mensais de Morpará e Boqueirão, no período de 2011 a 2017.



No que se refere à avaliação das vazões naturalizadas do reservatório de Sobradinho, os meses característicos para o período úmido e seco foram equivalentes aos

observados no somatório das vazões médias das estações fluviométricas de Morpará e Boqueirão, sendo os meses de dezembro, janeiro e fevereiro para o período úmido, com apenas um mês de vazão mais alta, e agosto, setembro e outubro como os meses representativos ao período seco. De acordo com a figura apresentada a seguir, a série de vazões naturalizadas apresenta um comportamento mensal mais variável que as vazões medidas nas estações fluviométricas contempladas, mas denota compatibilidade com a análise anterior com um aumento na maior vazão, como por exemplo 3.500 m³/s em janeiro do ano hidrológico 2013/2014, 2.700 e 2.200 m³/s em dezembro do ano 2013/2014 e 2014/2015, respectivamente. Nos piores anos secos, a vazão média de outubro e setembro são inferiores a 500 e 600 m³/s, obtidas pelas vazões médias de Morpará e Boqueirão, com valores de 212, 280 e 330 m³/s. Do mesmo modo da análise anterior, o formato do hidrograma exprime um padrão regularizado para vazão mínima a partir do mês de junho. Ao observar os valores das vazões médias anuais, foi considerada uma vazão média anual de 1300 m³/s.

Hidrogramas das vazões médias mensais naturalizadas de Sobradinho, entre os anos 2011 e 2016.

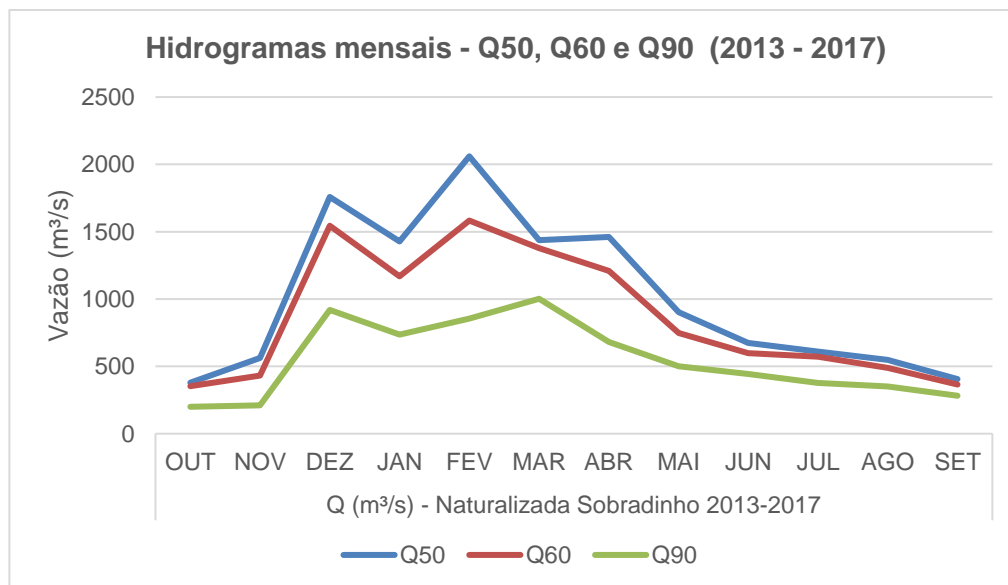


Já a figura abaixo apresenta os hidrogramas mensais para as vazões de 50%, 60% e 90% de permanência da série histórica das vazões naturais do reservatório de Sobradinho, para o período de 2013 a 2017, anos que ocorreram menores vazões. A partir destes hidrogramas, é possível perceber que, entre os meses característicos do período úmido, dezembro e fevereiro possuem vazões de permanência com maiores

magnitudes para as frequências de 50%, 60% e 90%, alcançando valores aproximados de Q_{60} de $1.500 \text{ m}^3/\text{s}$ e Q_{90} de $900 \text{ m}^3/\text{s}$, para ambos os meses. Nota-se também que, apesar de março e abril serem meses de transição entre o período úmido e seco, estes revelaram valores de Q_{60} superiores ao mês de janeiro, com $1.380 \text{ m}^3/\text{s}$ em março, $1.208 \text{ m}^3/\text{s}$ em abril e $1.170 \text{ m}^3/\text{s}$ em janeiro. Além disso, março foi o mês com maior Q_{90} , com $1.002 \text{ m}^3/\text{s}$, sendo o segundo maior o mês de dezembro com Q_{90} de $918 \text{ m}^3/\text{s}$.

Para os meses característicos do período seco, setembro e outubro demonstraram-se como os meses de menores vazões, com valores de Q_{90} da ordem de $200 \text{ m}^3/\text{s}$ e $280 \text{ m}^3/\text{s}$, valores próximos às médias mensais ilustradas na figura exposta abaixo.

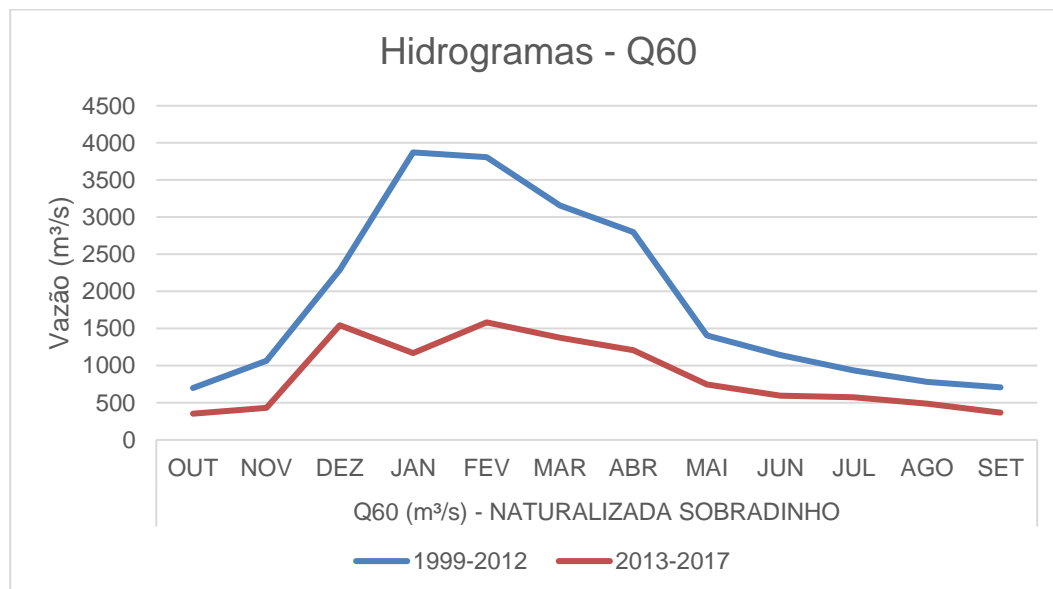
Hidrogramas mensais para a Q_{50} , Q_{60} e Q_{90} das vazões naturalizadas de Sobradinho (2013-2017).



A figura apresentada em seguida ilustra o comparativo entre as Q_{60} mensais para os períodos 1999 a 2012 e 2013 a 2017. A partir desta figura, é possível perceber a diferença entre os formatos dos hidrogramas, sendo que o período de 1999 a 2012, janeiro e fevereiro são os meses de maiores vazões Q_{60} e para o período 2013 a 2017, são os meses de dezembro e fevereiro, como já foi citado anteriormente. Sobre as diferenças entre as magnitudes, para os meses típicos do período úmido, os valores de Q_{60} mensais foram de $2.289 \text{ m}^3/\text{s}$ em dezembro, $3.872 \text{ m}^3/\text{s}$ em janeiro e $3.807 \text{ m}^3/\text{s}$ em fevereiro, em contraste ao período de 2013 a 2017, com valores de Q_{60} mensais de $1.544 \text{ m}^3/\text{s}$, $1.169 \text{ m}^3/\text{s}$ e $1.583 \text{ m}^3/\text{s}$, respectivamente. No que concerne a setembro e outubro, meses típicos do período seco, alcançaram valores de Q_{60} mensais de

aproximadamente 700 m³/s (1999 a 2012) e 350 m³/s (2013 a 2017), com reduções de cerca de 50%.

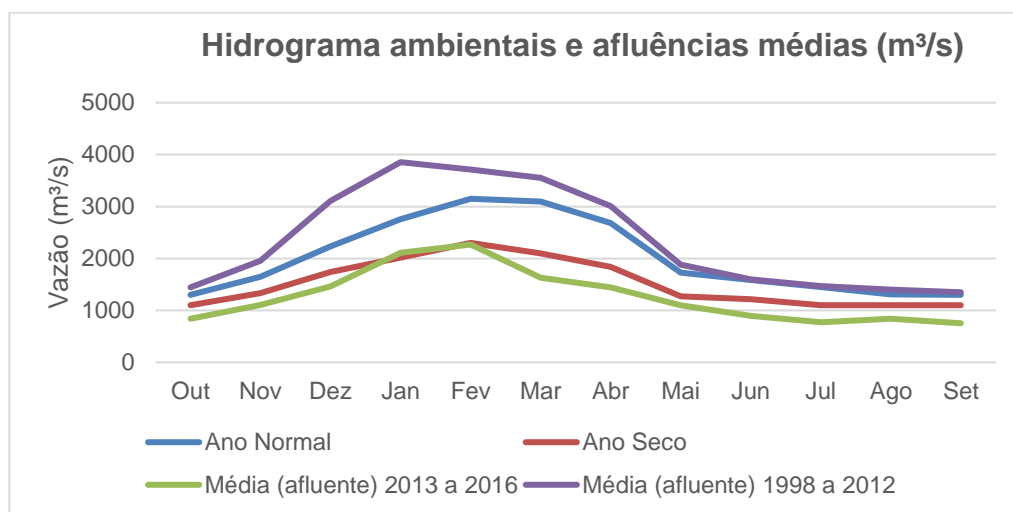
Comparativo Q60 mensais para os períodos 1999 a 2012 e 2013 a 2017.



Após análise do comportamento das séries históricas ilustradas nas figuras anteriores, recomenda-se que o hidrograma ambiental para o período seco mantenha o mês de vazão máxima em fevereiro, com o intuito de garantir maior segurança, uma vez que é o último mês do período úmido característico.

A figura a seguir ilustra os hidrogramas ambientais seco e úmido propostos pelo grupo ECOVAZÃO e as médias das vazões afluentes para os períodos de 1998 a 2012 e 2013 a 2017. De acordo com a Figura 35, observa-se que o período de 2013 a 2017 permaneceu com a mesma sazonalidade observadas nos demais hidrogramas, no entanto com menores magnitudes, o que representa valores abaixo de 1.000 m³/s nos meses característicos do período seco. Ao confrontar as vazões médias afluentes do período de 2013 a 2017 e o hidrograma ambiental proposto para o período seco, nota-se que o hidrograma das vazões médias afluentes se tornou mais estreito, sendo que apenas os meses de janeiro e fevereiro alcançaram valores próximos aos das vazões propostas pelo hidrograma ambiental para o período seco.

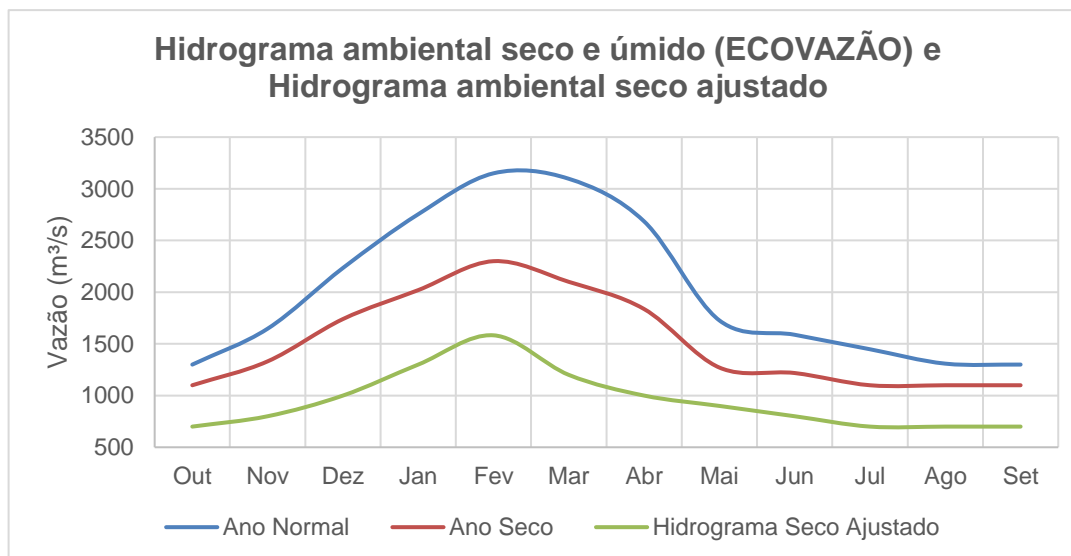
Comparativo do hidrograma ambiental proposto pelo grupo ECOVAZÃO (MEDEIROS et al., 2010) e vazões médias afluentes de 2013 a 2017* e 1998 a 2012.



*Foi realizada a média histórica até julho de 2017, em razão da disponibilidade dos dados históricos de vazão das estações fluviométricas Morpará e Boqueirão.

Diante disso, a figura exibida abaixo descreve a proposta preliminar do hidrograma ambiental do período seco ajustado, nota-se que este hidrograma foi estruturado através dos valores das vazões mensais de 60% de permanência do tempo (Q_{60}), para os meses âncoras setembro (período seco) e fevereiro (período úmido). Estes valores de referência, foram baseados no princípio relatado por DePhilip & Moberg (2010), que definem a vazão mensal Q_{50} (mediana), como a vazão sazonal para a manutenção dos ecossistemas aquáticos. Logo, os autores recomendam que para a definição de um hidrograma, deve ser adotada uma distribuição de vazões próximas aos valores obtidos pela mediana mensal. Vale destacar que, como a Q_{60} para setembro é de $365 \text{ m}^3/\text{s}$, é um valor abaixo de $550 \text{ m}^3/\text{s}$, defluências mínimas praticadas atualmente para os reservatórios de Sobradinho e Xingó, estabelecida pela Resolução nº 1.291, de 17 de julho de 2017. Vazões abaixo deste patamar poderiam comprometer as cotas para as captações, deterioração da qualidade das águas do trecho do rio, avanço da cunha salina, entre outros prejuízos. Contudo, optou-se adotar a vazão para o mês de setembro de $700 \text{ m}^3/\text{s}$, uma vez que é a vazão de restrição mínima para o período seco, recomendada pela Resolução nº 2.081, de 4 de dezembro de 2017, que dispõe sobre as condições para a operação do Sistema Hídrico do Rio São Francisco, que entrará em vigor após restituição dos estoques hídricos do complexo de reservatórios.

Hidrograma ambiental seco e úmido propostos por Medeiros et al. (2010) e Hidrograma ambiental seco ajustado.



APÊNDICE B – Ajuste do modelo WEAP

Com o intuito de representar o sistema hídrico do rio São Francisco com maior fidelidade, por meio da simulação com o modelo WEAP, foi necessário aproximar os volumes dos reservatórios simulados com os volumes observados do sistema real. Para a realização do ajuste do modelo, foram consideradas as defluências médias mensais de todos os reservatórios, publicados pelo ONS (2018), de modo a contemplar todo o período de estudo. O método do ajuste consistiu em estabelecer, por tentativas, prioridades de atendimento aos múltiplos usos e reservatórios, a fim de atingir o equilíbrio dos volumes simulados e observados dos reservatórios de Três Marias, Sobradinho e Itaparica, de modo que represente o sistema para o período de simulação contemplado.

Adicionalmente, com o propósito obedecer a lei nacional de recursos hídricos (nº 9433/1997) (Brasil, 1997), as demandas para o abastecimento humano e dessedentação animal foram descontadas das vazões afluentes aos reservatórios, antes de serem inseridas no modelo, visto que são usos prioritários e a sua satisfação deve ser inteiramente garantida. Outro fator a ser salientado, é que o ONS e a ANA, consideram que as demandas de todos os usos consuntivos como prioritárias, sendo que são atendidas integralmente, sem distinção de maior ou menor prioridade entre estes usos.

O procedimento de avaliação da qualidade do ajuste do modelo para a representação dos volumes simuladas pelo modelo WEAP, foram adotados os mesmos testes estatísticos utilizados por Brambilla (2016), tais como: o coeficiente de Pearson, coeficiente de Nash–Sutcliffe (NSE) (NASH; SUTCLIFFE, 1970) e o percentual de viés entre os volumes simulados e observados (PBIAS) (GUPTA *et al.*, 1999). Estes testes são comuns para calibrações para modelos hidrológicos, porém Moriasi *et al.* (2007) relata que o índice Pbias, por exemplo, são utilizados para encontrar erros de modelos que realizam cálculos de balanço hídrico.

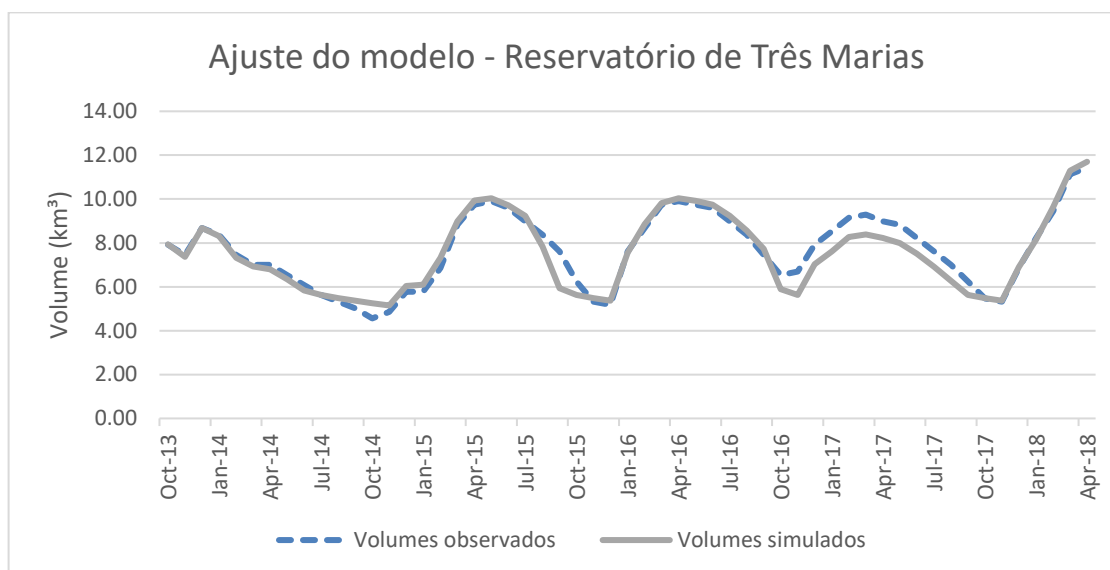
O coeficiente de Pearson calcula o grau de compatibilidade entre as séries observadas no sistema real e calculadas pelo modelo, através de uma relação linear, sendo que a correlação considerada ideal é igual a “1”. O NSE correlaciona duas variáveis lineares, sendo possível apontar magnitudes superestimadas. Moriasi *et al.* (2007) relata valores $0,75 < NSE \leq 1,00$ é considerado como ajuste ótimo e $0,5 < NSE \leq 0,65$ como satisfatório. Já o coeficiente PBIAS indica a tendência média entre os valores simulados em comparação aos observados, sendo que quando o resultado é um número positivo indica uma superestimação da variável calculada e negativo caso contrário. O ajuste é considerado ótimo quando o PBIAS é $< \pm 10\%$ e satisfatório quando $\pm 15 \leq PBIAS < \pm 25\%$. A tabela abaixo ilustra as prioridades admitidas para efetuar a simulação no modelo rede-de-fluxo.

Prioridades selecionadas para a realizar a simulação do sistema hídrico do rio São Francisco.

Demandas/ Reservatórios	Prioridades
Vazão de restrição mínima	1
Indústria, aquicultura, mineração e termoelétrica, obras hidráulicas e outros	2
Irrigação	3
Energia hidroelétrica	5
Reservatório de Três Marias	3
Reservatório de Sobradinho	4
Reservatório de Itaparica	4

A seguir, são descritos os resultados do ajuste do modelo realizado para os três reservatórios em estudo, bem como os seus respectivos testes estatísticos. A figura abaixo ilustra os volumes simulados e observados para o reservatório de Três Marias.

Volumes observados e simulados do reservatório de Três Marias.



A partir da apresentada, é possível verificar o contraste entre os volumes calculados pelo modelo WEAP e os observados no sistema real. Nota-se que os volumes simulados com menores magnitudes entre os meses de junho de 2015 a outubro de 2015 e setembro de 2016 a outubro de 2017, porém com o comportamento do gráfico muito próximo ao sistema real.

Média e desvio padrão dos volumes simulados e calculados do reservatório de Três Marias.

	Volume Observado (km ³)	Volume Simulado (km ³)
Média	7,69	7,55
Desvio Padrão	1,69	1,72

CrITÉRIOS estatísticos para avaliação do ajuste realizado (Três Marias).

CrITÉRIOS estatísticos	
PEARSON	0,96
NSE	0,91
PBIAS	-1,82

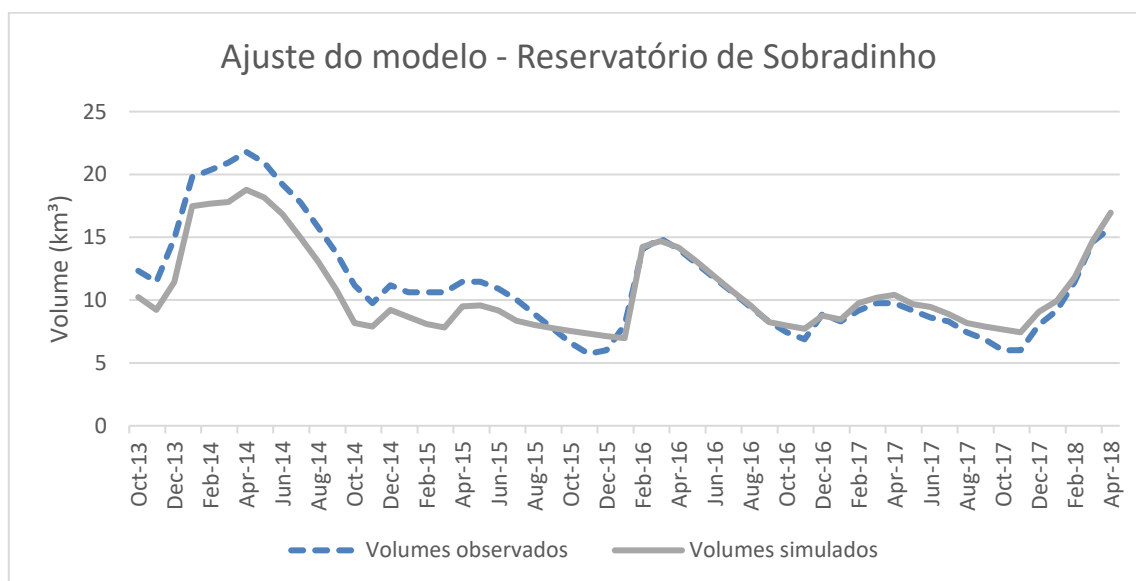
Após efetuar o cálculo da média e desvio padrão dos volumes simulados e observados (período de outubro de 2013 a abril de 2018) para o reservatório de Três Marias, obtiveram-se valores muito próximos, com diferenças de 0,14 Km³ para as volumes médios e 0,03 Km³ para o desvio padrão.

No que se refere à verificação do desempenho da simulação através de cálculos estatísticos, o coeficiente de correlação de Pearson estima o grau de linearidade entre as séries de volumes simulados e observados, dessa forma o resultado apresentou 0,96, valor próximo à 1, o que significa que as séries contempladas possuem uma

forte correlação. Já o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE), apresentou um resultado de 0,91, o que expressa uma simulação com boa precisão. Quanto ao percentual de viés (PBIAS), obteve-se -1,82, considerado como um resultado muito bom, ou seja, a tendência média dos valores simulados foi próxima aos observados. O sinal negativo significa que os volumes calculados foram subestimados.

A figura abaixo compara os volumes simulados e observados para o reservatório de Sobradinho. Percebe-se que, entre os meses de outubro de 2013 a agosto de 2015, os volumes calculados ficaram abaixo das observadas, mas com o formato da série similar à série do sistema real, e a partir do mês de janeiro de 2016, os volumes produzidos pela simulação alcançaram valores próximos aos volumes aferidos no sistema real, com exceção dos meses de agosto a dezembro de 2017, onde os volumes foram superestimados.

Volumes observados e simulados do reservatório de Sobradinho.



Média e desvio padrão dos volumes simulados e calculados do reservatório de Sobradinho.

	Volume Observado (km³)	Volume Simulado (km³)
Média	11,41	10,72
Desvio Padrão	4,24	3,391

Critérios estatísticos para avaliação do ajuste realizado (Sobradinho).

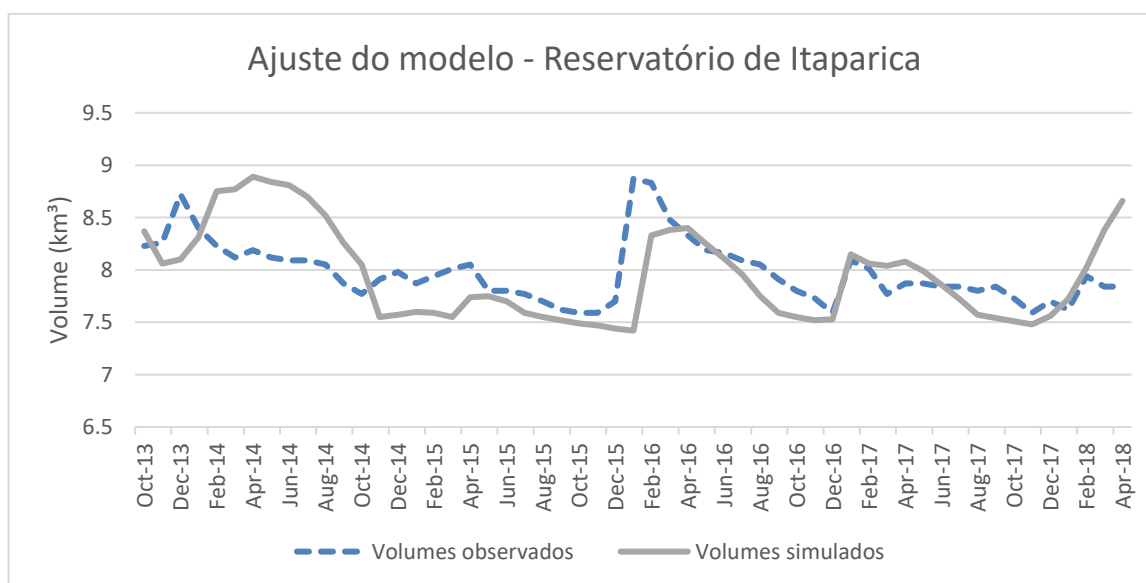
Critérios estatísticos	
PEARSON	0,94
NSE	0,84
PBIAS (%)	-6,1

No que tange as média e desvio padrão para dos volumes simulados e observados do reservatório de Sobradinho, atingiu-se uma diferença um pouco maior, em relação de Três Marias, de 0,69 Km³ para os volumes médios e 0,84 Km³ para o desvio padrão.

Em relação aos testes a partir de cálculos estatísticos, o coeficiente de correlação de Pearson foi de 0,94, o que demonstrou uma boa correlação. Para o NSE, apresentou um resultado de 0,84, o que expressou uma simulação muito boa. Já para o PBIAS, obteve-se -6,1, considerado como um bom resultado, e novamente com volumes simulados foram subestimadas.

A figura exposta abaixo, associa os volumes simulados e observados para o reservatório de Itaparica. Repara-se que as magnitudes dos volumes calculados foram próximas às observadas, contudo o comportamento do gráfico da série de volumes gerados pelo modelo WEAP difere-se dos volumes observados neste reservatório, em especial no período de outubro de 2013 a outubro de 2014.

Volumes observados e simulados do reservatório de Itaparica.



Média e desvio padrão dos volumes simulados e calculados do reservatório de Itaparica.

	Volume Observado	Volume Simulado
Média	7,98	7,96
Desvio Padrão	0,29	0,44

Critérios estatísticos para avaliação do ajuste realizado (Itaparica).

Critérios estatísticos	
PEARSON	0,50
NSE	-0,82
PBIAS (%)	-0,23

Os cálculos da média e desvio padrão dos volumes simulados e observados do reservatório de Itaparica, atingiram menores diferenças comparando com o reservatório de Sobradinho, de 0,02 Km³ para os volumes médios e 0,15 Km³ para o desvio padrão.

Quanto aos cálculos estatísticos, o coeficiente de correlação de Pearson foi de 0,50, o que demonstrou uma correlação moderada. Para o NSE, obteve um resultado de -0,82, o que expressou uma simulação com bom desempenho. Já para o PBIAS, obteve-se -0,23%, considerado como um resultado muito bom, logo a tendência média dos observados e simulados foi próxima, porém o ajuste possuiu valores subestimados.

Tendo em vista o desempenho das simulações para os reservatórios de Três Marias e Sobradinho foram bons, ainda que o reservatório de Itaparica descreveu pouca linearidade entre os dados simulados e observados, porém a magnitude dos volumes calculados próximos aos reais. De modo geral, apesar das limitações, o modelo apresentou resultados próximos aos reais, tornando-se possível analisar o sistema do rio São Francisco através de diferentes cenários de operação dos reservatórios.