



# UFBA

UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA  
ESCOLA POLITÉCNICA  
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM  
ENGENHARIA INDUSTRIAL - PEI

DOUTORADO EM ENGENHARIA INDUSTRIAL

**WANDERBEG CORREIA DE ARAUJO**

Desenvolvimento de uma abordagem  
multimetodológica para apoiar na gestão  
de Sistemas de Abastecimento de Água



**SALVADOR**  
**2021**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA  
ESCOLA POLITÉCNICA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
ENGENHARIA INDUSTRIAL**

**WANDERBEG CORREIA DE ARAUJO**

**DESENVOLVIMENTO DE UMA ABORDAGEM  
MULTIMETODOLÓGICA PARA APOIAR NA GESTÃO DE SISTEMAS  
DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA**

Salvador  
2021

**WANDERBEG CORREIA DE ARAUJO**

**DESENVOLVIMENTO DE UMA ABORDAGEM  
MULTIMETODOLÓGICA PARA APOIAR NA GESTÃO DE SISTEMAS  
DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA**

Trabalho de Tese apresentado ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Industrial, da Universidade Federal da Bahia, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Industrial.

Orientadores: Prof<sup>ª</sup>. Dr. Karla Patrícia Santos Oliveira  
Rodrigues Esquerre  
Prof. Dr. Oz Sahin

Salvador  
2021

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

Correia de Araujo, Wanderbeg  
Desenvolvimento de uma Abordagem Multimetodológica  
para Apoiar na Gestão de Sistemas de Abastecimento de  
Água / Wanderbeg Correia de Araujo. -- Salvador, 2021.  
119 f.

Orientador: Karla Patricia Santos Oliveira  
Rodriguez Esquerre.

Coorientador: Oz Sahin.  
Tese (Doutorado - Doutorado em Engenharia  
Industrial) -- Universidade Federal da Bahia, Escola  
Politécnica, 2021.

1. região semi-árida. 2. gestão da água. 3.  
análise e desenvolvimento de opções estratégicas. 4.  
dinâmica de sistemas. 5. análise de cenários. I.  
Santos Oliveira Rodriguez Esquerre, Karla Patricia.  
II. Sahin, Oz. III. Título.

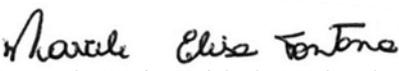
**“DESENVOLVIMENTO DE UMA ABORDAGEM MULTIMETODOLÓGICA  
PARA APOIAR NA GESTÃO DE SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE  
ÁGUA”.**

**WANDERBEG CORREIA DE ARAUJO**

Tese submetida ao corpo docente do programa de pós-graduação em Engenharia Industrial da Universidade Federal da Bahia como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de doutor em Engenharia Industrial.

Examinada por:

Prof. Dr. Karla Patricia Santos Oliveira Rodriguez Esquerre   
Doutora em Engenharia Química, pela Universidade de Campinas, Brasil, 2003

Prof. Dr. Marcele Elisa Fontana   
Doutor em Engenharia de Produção, pela Universidade Federal de Pernambuco, Brasil, 2012

Prof. Dr. Mauricio Uriona Maldonado   
Doutor em Engenharia e Gestão do Conhecimento, Brasil, pela Universidade Federal de Santa Catarina, 2012

Prof. Dr. Saulo de Tarso Marques Bezerra   
Doutor em Engenharia Mecânica, pela Universidade Federal da Paraíba, Brasil, 2009

Prof. Dr. Ângelo Marcio Oliveira Sant'anna\_   
Doutor em Engenharia de Produção, pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil, 2009

Salvador, BA -  
BRASIL08/2021

## **AGRADECIMENTO**

**Gostaria de agradecer primeiramente a minha família por todo o apoio dado durante toda essa minha caminhada. Em especial meu pai e minha mãe!**

**A professora Karla Esquerre, pela orientação, paciência, incentivo, amizade e principalmente por acreditar na proposta deste trabalho.**

**Ao Professor Oz Sahin, pela coorientação e estímulo de navegar em uma área desafiadora, porém bastante prazerosa.**

**Ao Professor Carlos Galvão, pelos ensinamentos e apoio dado em seu laboratório nos momentos que estive em Campina Grande (UFCG)**

**Ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Industrial (PEI) da Universidade Federal da Bahia pela oportunidade de conclusão de meu Doutorado.**

**Ao laboratório de pesquisa GAMMA “Growing with Applied Metrics and Mindful Analysis” por oferecer todo o suporte e materiais utilizados neste trabalho.**

**O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado da Bahia – (FAPESB) - Termo de Outorga N<sup>o</sup>BOL0424/2018.**

**Aos colegas de laboratório, de sala de aula, de RU, de barzinhos, de “Pelô” nos domingos a tarde...**

**Ao REUNI (Programa de Apoio a Planos de Reestruturação e Expansão das Universidades Federais) que possibilitou a entrada de jovens de baixa renda (meu caso) em um ensino superior gratuito e de qualidade.**

**Dedico aos meus pais  
(Wanderlei e Amélia)**

**A desobediência é uma virtude  
necessária à CRIATIVIDADE.  
(Raul Seixas)**

## RESUMO

Este estudo possui como objetivo principal desenvolver uma abordagem multimetodológica, combinando o método de estruturação de problemas *Strategic Options Development and Analysis* (SODA) com o modelo *System Dynamics* (SD). O papel de cada um destes representa claramente a contribuição deste estudo: o SODA na fase da construção de alternativas para a resolução de tal problema e a SD na fase de avaliação dessas alternativas. A abordagem multimetodológica desenvolvida será usada para criar e simular cenários considerando estratégias de gestão, e as diversas variáveis que afetam um sistema de abastecimento de água, incluindo o crescimento populacional, a fim de avaliar estratégias de gestão hídrica mais "assertiva(s)" que poderiam ter sido adotadas para o enfrentamento da crise hídrica (2012-2017) e analisar cenários futuros. Os resultados mostram que, apesar das opções de gestão de demanda serem soluções eficazes em um curto prazo de escassez hídrica, (por exemplo a influência da tarifa baseada na escassez na redução dos usos da água), essas estratégias já não seriam suficientes em um contexto de secas severas e em um sistema produtor de água que é altamente dependente de chuvas, conforme o caso da região semiárida da Paraíba. Por outro lado, políticas envolvendo a gestão da oferta de água, por exemplo, reuso de água residuais e a transposição de água entre bacias, aqui considerando o PISF, são bastantes eficazes para manter o fornecimento de água e evitar um colapso hídrico na região. Além disso, o emprego da abordagem de Monte Carlo na simulação da dinâmica do sistema provou que o abastecimento de água é sensível a tarifas baseadas na escassez, reutilização de águas residuais e transferência de água entre bacias. Espera-se que o desenvolvimento dessa abordagem multimetodológica seja útil para apoiar os gestores na tomada de decisão e implementação de estratégias de gestão hídrica.

**Palavras Chave:** região semi-árida; gestão da água; análise e desenvolvimento de opções estratégicas; dinâmica de sistemas; análise de cenários

## ABSTRACT

This study has as its main objective to develop a multi-methodological approach, combining the *Strategic Options Development and Analysis* (SODA) problem structuring method with the *System Dynamics* (SD) model. The role of each of these clearly represents the contribution of this study: SODA in the phase of structuring the problem (construction of alternatives to solve such a problem) and SD in the phase of evaluating these alternatives. The developed multi-methodological approach will be used to create and simulate scenarios considering management strategies, and the various variables that affect a water supply system, including population growth, in order to assess more "assertive" water management strategies than could have been adopted to face the water crisis (2012-2017) and analyze future scenarios. The results show that, despite of the management options claims to be effective solutions in a short term water scarcity, (for example the influence of the scarcity-based tariff on the reduction of water uses), these strategies would no longer be sufficient in a context of severe droughts and in a water production system that it is highly dependent on rainfall, as is the case in the semi-arid region of Paraíba. On the other hand, policies involving the management of water supply, e.g., wastewater reuse and inter-basin water transfers, here considering the PISF, are quite effective in maintaining the water supply and avoiding a water collapse in the region. Furthermore, employing the Monte Carlo approach in simulating the system dynamics proved that water supply is sensitive to tariffs based on scarcity, wastewater reuse and water transfer between basins. It is expected that the development of this multi-methodological approach will be useful to support managers in decision making and implementation of water management strategies.

**Keywords:** semi-arid region; water management; problem structure methods; strategic options development and analysis; system dynamics; scenario analysis

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> - Objetivos e trade-offs de políticas que afetam os níveis e estruturas de preços.....	38
<b>Figura 2</b> - Exemplo de um mapa cognitivo .....	48
<b>Figura 3</b> - Etapas da modelagem da Dinâmica de Sistemas .....	53
<b>Figura 4</b> - Exemplo de um Diagrama Causal .....	54
<b>Figura 5</b> - Simbologia utilizada para representar o Diagrama de Estoque e Fluxo .....	56
<b>Figura 6</b> - Exemplo de um Diagrama de Estoque e Fluxo .....	56
<b>Figura 7</b> - Mapa de localização do reservatório Epitácio Pessoa na bacia do Rio Paraíba, região Nordeste do Brasil .....	62
<b>Figura 8</b> - Série histórica de vazão de entrada para o reservatório Epitácio Pessoa (2005-2015) .....	63
<b>Figura 9</b> - Evaporação média mensal .....	64
<b>Figura 10</b> - Porcentagem de domicílios por blocos de tarifas .....	65
<b>Figura 11</b> - Passo a passo da aplicação da abordagem SODA/SD .....	66
<b>Figura 12</b> - Mapa congregado dos atores .....	76
<b>Figura 13</b> - Árvore do ponto de vistas fundamentais dos atores .....	77
<b>Figura 14</b> - Diagrama causal para representar o modelo “Água na região do Semiárido da Paraíba - (ASPB-SD)” .....	78
<b>Figura 15</b> - Diagrama de estoque e fluxo para representar o modelo “Água na região do Semiárido da Paraíba - (ASPB-SD)” .....	80
<b>Figura 16</b> - Comparação entre o armazenamento real e simulado de água no reservatório de Epitácio Pessoa.....	81
<b>Figura 17</b> - Comparação do volume armazenado entre o status quo e o cenário sem racionamento .....	82
<b>Figura 18</b> - Impacto da Tarifa Baseada na Escassez na conservação da água .....	83
<b>Figura 19</b> - Impacto do controle das perdas na conservação de água .....	84
<b>Figura 20</b> - Impacto da reutilização de águas residuais no abastecimento de água .....	86
<b>Figura 21</b> - Impacto da transferência de água entre bacias no abastecimento de água .....	87
<b>Figura 22</b> - Combinando diferentes cenários.....	88
<b>Figura 23</b> - Resultados da simulação de Monte Carlo.....	91

## LISTA DE QUADROS

<b>Quadro 1</b> - Projetos de transferência de água entre bacias mais famosos no mundo.....	33
<b>Quadro 2</b> - Objetivos das tarifas de água e seus componentes.....	37
<b>Quadro 3</b> - Projetos de estruturas tarifárias e possíveis ajustes encontrados na literatura .....	40
<b>Quadro 4</b> - Métodos de estruturação de problemas mais utilizados.....	46
<b>Quadro 5</b> - Perfil dos atores/especialistas envolvidos no processo decisório .....	67

## **LISTA DE TABELAS**

<b>Tabela 1</b> - Diferenças entre as abordagens de modelagem Soft e Hard. ....	54
<b>Tabela 2</b> - Aspectos hidroclimáticos da região do Rio Paraíba .....	63
<b>Tabela 3</b> - Preços da água para consumo residencial em Campina Grande (2020).....	65
<b>Tabela 4</b> - Parâmetros de entrada predefinidos para cenários de simulação examinados .....	73
<b>Tabela 5</b> - Parâmetros usados na análise de sensibilidade.....	90

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA - Agência Nacional de Águas

CAGEPA – Companhia de Água e Esgoto da Paraíba

DC - Diagrama Causal

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente

IBT – *Increasing Block Tariff*

IRT - *Increasing Rate Tariff*

MIN - Ministério da Integração Nacional

MIR - Ministério da Integração Regional

MIT - *Massachusetts Institute of Technology*

OCDE - Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico

ONU – Organizações das Nações Unidas

PA - Perda Aparente

PR – Perda Real

PISF - Projeto de Integração do Rio São Francisco

PSM - Problem Structuring Methods

RIMA - Relatório de Impacto Ambiental

SODA - *Strategic Options Development Analysis*

SUDENE - Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste

SEPRE - Secretaria Especial de Políticas Regionais

SODA - *Strategic Options Development and Analysis*

SSM - *Soft Systems Methodology*

SD - System Dynamics

SCA - *Strategic Choice Approach*

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento.

UFCG - Universidade Federal de Campina Grande

VFT - *Value-Focused Thinking*

MMC - Milhões de Metros Cúbicos

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	18
1.1. OBJETIVOS.....	20
1.1.1 Geral.....	20
1.1.2. Específicos.....	21
1.2. JUSTIFICATIVA .....	21
1.3. ESTRUTURA DA TESE .....	21
<b>2. REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	23
2.1. GESTÃO DA ÁGUA .....	23
2.1.1. Gestão da água no Brasil: uma descrição com base nos aspectos normativos .....	24
2.2. GESTÃO DA DEMANDA <i>VERSUS</i> GESTÃO DA OFERTA.....	26
2.2.1 Controle de Perdas .....	29
2.2.2. Reúso de água.....	30
2.2.3. Transferência de Água entre Bacias Hidrográficas.....	32
2.2.3.1. Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF) .....	34
2.3. TARIFA: ESTRUTURA, OBJETIVOS E MODELOS EXISTENTES NA LITERATURA .....	36
2.3.1. Discutindo a literatura dos modelos de tarifas de água existentes .....	40
2.4. METODOLOGIAS DE ESTRUTURAÇÃO DE PROBLEMAS.....	45
2.4.1. <i>Problem Structuring Methods</i> (PSM) .....	45
2.4.2. <i>Strategic Options Development and Analysis</i> (SODA) .....	47
2.5. DINÂMICA DE SISTEMAS ( <i>SYSTEM DYNAMICS</i> - SD) .....	51
2.5.1. Pensamento Sistêmico.....	51
2.5.2. Breve Histórico e Conceitos SD.....	52
2.5.3. Diagramas SD .....	54
2.5.3.1. Diagrama Causal (DC) .....	54
2.5.3.2. Diagrama de Estoque e Fluxo.....	55
2.5.4. Aplicações da Dinâmica de Sistemas.....	56
2.5.4.1. Aplicações da Dinâmica de Sistemas na Gestão da Água.....	57
<b>3. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS</b> .....	61
3.1. DELINEAMENTO DA PESQUISA.....	61
3.2. CARACTERIZAÇÃO DO OBJETO DE ESTUDO .....	62
3.3. ABORDAGEM MULTIMETODOLÓGICA SODA/SD: A RACIONALIDADE .....	65

3.3.1. Etapa 1: Estruturação do problema .....	66
3.3.1.1. Construção dos mapas cognitivos individuais.....	67
3.3.1.2. Construção do mapa cognitivo congregado.....	68
3.3.1.3. Construção da árvore de pontos de vistas fundamentais .....	68
3.3.2. Etapa 2: Aplicação da System Dynamics para a avaliação das alternativas .	69
3.3.2.1. Construção do Diagrama Causal .....	69
3.3.2.2. Construção do Diagramas de Estoque e Fluxo .....	69
3.3.2.2.1 Sub-modelo da população .....	69
3.3.2.2.2 Sub-modelo de abastecimento de água.....	70
3.3.2.2.3 Sub-modelo de demanda de água .....	70
3.3.2.2.4 Sub-modelo de tarifa de água .....	71
3.3.2.2.5. Sub-modelo de água retornada .....	72
3.3.2.3. Análise de Sensibilidade.....	73
<b>4. RESULTADOS .....</b>	<b>75</b>
4.1. ETAPA 1: ESTRUTURAÇÃO DO PROBLEMA.....	75
4.1.1. Construção dos Mapas Cognitivos:.....	75
4.1.2. Construção da árvore de pontos de vistas fundamentais.....	77
4.2. ETAPA 2: AVALIAÇÃO DAS ALTERNATIVAS .....	78
4.2.1. Diagrama Causal .....	78
4.2.2. Diagrama de Estoque e Fluxo .....	79
4.2.3. Validação do modelo.....	81
4.2.4. Simulação dos cenários .....	81
4.2.4.1. Status Quo versus Cenário 1 .....	81
4.2.4.2. Impactos da Tarifa Baseada na Escassez na conservação da água - (CE2)	83
4.2.4.3. Impactos do controle das perdas na conservação de água - (CE3).....	84
4.2.4.4. Impactos da reutilização de águas residuais no abastecimento de água - (CE4) .....	85
4.2.4.5. Impactos da transferência de água entre bacias no abastecimento de água - (CE5) .....	86
4.2.4.6. Combinando diferentes cenários .....	88
4.2.5. Análise de sensibilidade por simulação de Monte Carlo .....	89
4.3. DISCUSSÃO DA ABORDAGEM PROPOSTA .....	91
<b>5. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>94</b>
5.1 CONTRIBUIÇÕES IMPORTANTES .....	95
5.2 LIMITAÇÕES DA PESQUISA .....	95
5.3 POSSIBILIDADES DE FUTUROS TRABALHOS.....	96

<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>97</b>
<b>APÊNDICE I.....</b>	<b>117</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A segurança da água potável é uma preocupação crescente, uma vez que o crescimento da população, a mudança climática, a rápida urbanização e o aumento das demandas de água devido ao crescimento econômico estão colocando uma pressão considerável sobre os recursos hídricos disponíveis (ROMANO *et al.*, 2017). Estima-se no mundo, de acordo a Organização das Nações Unidas (2014), a existência de 780 milhões de pessoas que não possuem acesso a uma quantidade mínima aceitável de água potável e 2,5 bilhões sem acesso a serviços de saneamento. Ainda, conforme a ONU, avalia-se que a procura mundial por água pode exceder em 44% os recursos disponíveis anuais no ano de 2050. Esse panorama é agravado especialmente nas regiões áridas e semiáridas do mundo, nas quais os baixos índices pluviométricos (região árida: 200-250 mm/ano; região semiárida: 250-600 mm/ano) inerente nestas regiões, alinhado com os efeitos das mudanças climáticas diminuirão a disponibilidade hídrica.

No semiárido do estado da Paraíba, região nordeste do Brasil, os sistemas de abastecimento de água urbano são supridos, em quase sua totalidade, por reservatórios superficiais. Deste modo, o abastecimento de água depende exclusivamente da reposição dos estoques hídricos dos reservatórios superficiais durante o curto período de chuvas anuais, com duração de dois a seis meses, além da ocorrência frequente de ciclos de secas cada vez mais severos. Por exemplo, a mais recente (2012-2017), considerada por muitos como a pior crise hídrica da história do semiárido da Paraíba, tanto do aspecto quantitativo, no qual o reservatório atingiu o seu menor volume da história, ou seja 3,2% de sua capacidade total, bem como do aspecto qualitativo, no que diz respeito a qualidade da água em decorrência desse baixo nível do reservatório.

No entanto, quando chega a seca, a experiência padrão têm sido uma sequência de níveis de racionamento hídrico, com restrições de abastecimento cada vez mais severas. Durante o auge da crise, as políticas de racionamento hídrico operacionalizadas pela CAGEPA (Companhia de Água e Esgoto da Paraíba) nas 19 cidades abastecidas pelo reservatório Epitácio Pessoa (conhecido popularmente por “Boqueirão”), incluindo Campina Grande, segunda maior cidade do estado da Paraíba, abrangeram a suspensão temporária na retirada de água para indústrias e fins de irrigação, inclusive políticas de suspensão no fornecimento humano, que culminou em 70% do tempo semanal sem fornecimento de água no pico da crise em 2017 (LUCENA, 2018). De acordo com Grafton e Ward (2008), e Bakker *et al.* (2005), essas políticas de racionamento de água,

incluindo restrições obrigatórias ao uso da água, são comprovadamente inferiores em relação à equidade econômica e social. A maioria dessas políticas sem "preços" impõe custos adicionais. Para as famílias, esses custos podem ser ocultados, por exemplo, pela necessidade de compra de novos dispositivos e/ou depósitos domésticos adicionais. O mesmo se aplica às empresas de saneamento, com custos relacionados ao monitoramento e execução dos serviços (VAIRAVAMOORTHY *et al.*, 2008).

Além do racionamento, outra forma de atuar perante a crise hídrica foi a grande “epidemia” de perfurações de poços, incentivado pelo estado no início, mas que depois foi acatado e financiado pelos próprios usuários. Também virou uma prática rotineira a política de abastecimento nestas cidades através do caminhão-pipa (caminhão equipado com um reservatório que abastece principalmente cidades que sofrem com escassez hídrica constante). Dentre essas tentativas de evitar uma grande catástrofe de abastecimento “zero” em Campina Grande e mais 18 cidades abastecidas pelo Boqueirão, tem-se a chegada das águas do Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF) no reservatório do Boqueirão, mais precisamente no dia 12 de abril de 2017, período de menor nível do reservatório, na qual representa um montante de 3% de sua capacidade total.

De maneira geral, existem dois tipos distintos de políticas que podem ser adotadas pelos gestores de água: gerenciamento da demanda de água (como racionamentos ou preços da água) e aumento da oferta de água (dessalinização, reciclagem de água pluviais e transposição de água entre bacias hidrográficas). Estes estão interligados, uma vez que uma melhor gestão da demanda (por exemplo, preços otimizados da água) pode levar a uma redução na necessidade de aumentar a oferta (GRAFTON *et al.*, 2015). Portanto, a fim de garantir a segurança hídrica a longo prazo, os gestores dos recursos hídricos precisam diversificar os investimentos em abastecimento de água e, ao mesmo tempo, melhorar a eficiência do uso da água através da implementação de uma gama de estratégias de gerenciamento da demanda (SAHIN *et al.*, 2018).

Nesse contexto, a abordagem de Dinâmica de Sistemas (do inglês *System Dynamics* - SD) é bastante utilizada no planejamento de recursos hídricos e tomada de decisão (QI e CHANG, 2011; SAHIN *et al.*, 2014; NASSERY *et al.*, 2017; BAO e HE, 2019). No entanto, os benefícios fornecidos pelos modelos de dinâmica do sistema estão diretamente relacionados à sua correta construção. Um dos principais desafios no processo de construção desses modelos é que eles devem ser capazes de representar efetivamente uma situação problemática específica (SANTOS *et al.*, 2018).

Para o processo de estruturação do problema de gestão de abastecimento de água, isto requer esforços de compreensão para “soluções divergentes”, por envolver uma estrutura complexa e inter-relacionadas de vários atores envolvidos (governo e os múltiplos usuários), além de diversos especialistas com diferentes visões e propostas de soluções de gestão hídrica, que na maioria das vezes são conflitantes e divergentes (HIPEL *et al.*, 2015), nos quais as decisões tomadas acerca do problema têm suas consequências observadas no longo prazo. É importante ressaltar que a tomada de decisão acerca da gestão da água necessita ser feita com rigorosa cautela e ter-se certeza de que todas soluções/opiniões dos diferentes especialistas, sejam levadas em consideração, pois tomar uma decisão frente a um problema não estruturado pode levar a escolha de alternativas que não são as corretas e que no futuro pode trazer problemas que não foram previstos anteriormente (ANDRADE e MORAIS, 2015).

Desse modo, a metodologia *Strategic Options Development and Analysis* (SODA) se torna uma alternativa apropriada na etapa inicial (identificação e construção do problema) do modelo de dinâmica de sistemas. Segundo Eden *et al.* (1983) o método SODA se baseia na construção de técnicas de mapeamento cognitivo para estruturação de problemas e desenvolvimento de análises estratégicas com base nos pontos de vista diferentes e muitas vezes conflitantes dos tomadores de decisão. Na literatura, embora seja verificada a existência de estudos propondo adaptar o método SODA para apoiar na construção de modelos SD (MORITA, 2011; SANTOS *et al.*, 2018) a contribuição do presente estudo se dá pelo aperfeiçoamento da junção de ambas as metodologias, para que a partir destas seja desenvolvida uma abordagem multimetodológica, considerando o objetivo de cada uma, o SODA na fase da estruturação do problema (construção de alternativas para a resolução de tal problema) e a SD na fase de avaliação dessas alternativas. Nesse contexto, delimitamos o seguinte problema de pesquisa:

A proposta de desenvolvimento de uma nova abordagem multimetodológica considerando os métodos SODA e SD pode se constituir como um modelo eficaz para apoiar os gestores e os especialistas na gestão de um sistema de abastecimento de água?

## 1.1. OBJETIVOS

### 1.1.1 Geral

A luz da discussão acima, o objetivo geral deste estudo é desenvolver uma abordagem multimetodológica combinando o método de estruturação de problemas *Strategic Options Development and Analysis* (SODA) com o modelo *System Dynamics*

(SD), para apoiar na gestão do sistema de abastecimento de água em uma região do semiárido da Paraíba.

### 1.1.2. Específicos

Sumariamente, para atingir o objetivo geral, os objetivos específicos a serem alcançados são:

- Identificar os aspectos do problema relatados na literatura em relação a gestão da água;
- Construir o problema de abastecimento de água do semiárido da Paraíba, sob a visão de especialistas;
- Desenvolver um modelo dinâmico para avaliar estratégia(s) de gestão hídrica mais "assertiva(s)", através de simulações de cenários que permitam combinações das alternativas de gestão de demanda e de oferta de água.
- Simular os impactos de uma nova estrutura de tarifa de água (Tarifa Baseada em Escassez) na conservação da água.

## 1.2. JUSTIFICATIVA

A problemática da gestão das águas neste século é um dos principais problemas a ser tratado em nossa sociedade, isto devido a vitalidade desse recurso cada vez mais escasso e valioso. Na comunidade científica, tal problema já é uma preocupação cada vez mais presente, agravado principalmente pelas consequências do aquecimento global e mudanças climáticas.

Neste contexto, torna-se importante abordar as lacunas de conhecimento e propor novas metodologias para apoiar uma gestão cada vez mais integrada dos recursos hídricos em regiões que sofrem ciclicamente com a escassez hídrica.

Com o apoio da abordagem participativa e dinâmica do modelo proposto, é possível avaliar cenários, considerando as estratégias de gestão hídrica e particularidades de cada situação/problema (regiões), para apoiar na escolha da(s) melhor(e)s estratégia(s) de gestão. Dessa forma, o estudo fornece uma estrutura técnica sólida que pode apoiar gestores/especialistas na gestão dos recursos hídricos de forma sustentável.

## 1.3. ESTRUTURA DA TESE

Além desta introdução, o trabalho está dividido em outras quatro partes principais. O capítulo dois apresenta o referencial teórico da pesquisa. Entre os principais tópicos

apresentados no decorrer da fundamentação os mais relevantes são: conceitos e características da gestão hídrica e suas estratégias de gestão, do método de estruturação de problemas SODA e da dinâmica de sistemas. Além disso é feito um levantamento bibliográfico dos estudos aplicando a dinâmica de sistemas na gestão hídrica.

No capítulo três são apresentados os procedimentos metodológicos que foram empregados na pesquisa, caracterizando o delineamento da pesquisa, a coleta dos dados e a abordagem multimetodológica proposta na pesquisa.

O quarto ilustra a aplicação dessa abordagem proposta no contexto de um sistema de abastecimento de água e expõem uma discussão sobre os resultados dessa aplicação. Por fim, no quinto capítulo são apresentadas as considerações finais da pesquisa, ressaltando as principais contribuições, limitações e sugestões de futuros trabalhos.

## 2. REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1. GESTÃO DA ÁGUA

A água é um recurso natural escasso, essencial para a vida e para realizar a grande maioria das atividades econômicas; é insubstituível, não expansível pela mera vontade do homem, irregular em sua maneira de se apresentar no tempo e no espaço, facilmente vulnerável e suscetível a usos sucessivos (DURÁN-SÁNCHEZ *et al.*, 2018). Os recursos hídricos facilmente disponíveis já foram amplamente explorados na maior parte do planeta, e as pressões do desenvolvimento, crescimento populacional e mudança climática exercem tensões adicionais sobre esse elemento vital (JACKSON *et al.*, 2001).

De acordo com Oliveira (1999), a gestão da água pode ser realizada em três níveis de atuação, micro, meso e macro. A atuação no nível micro refere-se às edificações de uma maneira geral. Em nível meso, a atuação engloba os sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário. Já o nível macro, é relativo às ações de gerenciamento que atingem a escala das bacias hidrográficas. Para Santos (2010), nos três níveis de atuação, a gestão da água para abastecimento humano no Brasil parece ainda estar pautada na tradicional cultura da “abundância hídrica”.

Para Gleick (2010), quatro estratégias fundamentais devem ser consideradas em um roteiro para gestão sustentável da água: 1) repensar as premissas e definições sobre o abastecimento de água; 2) reduzir a demanda de água através de programas/políticas de eficiência e conservação; 3) desenvolver melhores sistemas de gestão da água; 4) integrar as mudanças climáticas em todas as decisões envolvendo a gestão da água. Entretanto, integrar as considerações sobre as mudanças climáticas em instituições tradicionais, continua a ser um grande desafio (GLEICK, 2018).

Desse modo, torna-se fundamental a aplicação de modelos de gestão hídrica que se adaptem às possíveis mudanças no ambiente (HOEKSTRA, 2017). A necessidade de uma gestão hídrica é ainda mais notória nas regiões áridas e semiáridas. No contexto Brasileiro, o semiárido é caracterizado pelo seu solo, vegetação e clima, com uma precipitação média anual de 750 mm (em determinadas regiões não alcança os 400 mm anuais), na qual acarreta em altos déficits hídricos. A geologia regional é predominantemente diversificada, no entanto rochas cristalinas pouco permeáveis estipula a baixa produtividade e a elevada salinização dos aquíferos subterrâneos, com intensa relação de influência nos recursos hídricos da região (SOUZA *et al.*, 2017). Tal

contexto ambiental assume uma responsabilidade de influência sobre a pobreza e os desafios econômicos da região (SUDENE, 2011).

Para o enfrentamento desse quadro de escassez hídrica, construção de barragens, perfuração de poços e transposição de água entre bacias, são as estratégias mais utilizadas por parte dos gestores, no entanto, na maioria das vezes, tais estratégias não são viáveis do ponto de vista econômico, social e principalmente ambiental, além de agravar a artificialização do ciclo hidrológico natural, sendo necessário o uso de estratégias de gestão que busque mitigar os efeitos da seca na população e que melhore os usos eficientes da água (GNADLINGER, 2015).

#### 2.1.1. Gestão da água no Brasil: uma descrição com base nos aspectos normativos

Inspirada na lei das águas francesas e após anos de negociações, foi criada a Lei Nacional da Água em 1997 (Lei 9433). A lei aprovada estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) juntamente com um Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) para coordenar e implementar essa política. A PNRH está baseada em seis fundamentos (BRASIL, 1997, Art. 1):

I - a água é um bem de domínio público;

II - a água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico;

III - em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais;

IV - a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas;

V - a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos;

VI - a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades.

O modelo atual de gerenciamento é uma estrutura descentralizada que consiste em cinco níveis de gerenciamento: as Agências de Água (AAs); o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRHs); Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos (CERHs); Instituições Estaduais de Gestão de Recursos Hídricos (IEGRHs); e Comitês de Bacia Hidrográfica (CBHs).

As AAs são os órgãos executivos do sistema de gestão a nível da bacia, com objetivos de implementação dos Planos de Bacia Hidrográfica e com os deveres

administrativos de emitir permissões de uso e cobrança de taxas dos usuários da água. Os CNRHs são responsáveis por estabelecer diretrizes para implementar a estrutura e os instrumentos institucionais contidos na PNRH e resolver disputas sobre as bacias no nível federal. Os CERHs trabalham em paralelo com o CNRHs com as mesmas responsabilidades no nível estadual. Os IEGRHs implementam as diretrizes definidas pelos CERHs. E por fim, os CBHs constituem com uma espécie de “Parlamento das Águas”, ou seja, espaços em que representantes da comunidade de uma bacia hidrográfica discutem e deliberam no que diz respeito a gestão dos recursos hídricos compartilhando responsabilidades de gestão com o poder público (VICTOR *et al.*, 2015).

A lei 9.433 de 1997 também criou seis instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos para ajudar a alcançar a integração da gestão dos recursos hídricos (BRASIL, 1997, Art. 5):

- I - os Planos de Recursos Hídricos;
- II – o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água;
- III - a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos;
- IV - a cobrança pelo uso de recursos hídricos;
- V - a compensação a municípios;
- VI – o Sistema de Informação sobre Recursos Hídricos.

Após a criação da Lei das Águas de 1997, outras duas leis foram aprovadas no Brasil: a Lei 9.984, promulgada em (2000), e a Lei 10.881, promulgada em (2004). A criação dessas leis resultou em mudanças no modelo original previsto pelos formuladores de políticas de gestão de recursos hídricos, colaborando para a consolidação da reforma institucional da gestão de recursos hídricos no Brasil (VEIGA e MAGRINI, 2013).

A Lei 9.984/2000, alterada agora pela Lei 14.026 de 2020 que atualiza o marco legal do saneamento básico, insitiu um novo ato institucional, a Agência Nacional de Águas, que agora com essa nova alteração se chama Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Como Braga *et al.* (2006) afirmam, a criação da ANA consolidou a reforma institucional do setor hídrico brasileiro. Por outro lado, como outros autores afirmam, a inserção de um agente central no sistema modificou o formato inicial do modelo, baseado no princípio da gestão descentralizada dos recursos hídricos (MAGRINI e SANTOS, 2001).

Para “recuperar” essa estrutura de descentralização, em 2004, a Lei 10.881 (2004) foi promulgada pelo Congresso Nacional, regulamentando o procedimento para a celebração de contratos envolvendo gerenciamento de água entre a ANA e organizações não-governamentais, permitindo, posteriormente, a delegação de responsabilidades pelo gerenciamento de recursos hídricos. Outro destaque importante desta lei é assegurar que as receitas adquiridas com a cobrança pelo uso da água sejam destinadas para as obras e projetos definidos pela respectiva ANA no nível da bacia. Além das leis acima, desde 1997, um conjunto de outras normas e regulamentos de habilitação foram emitidas, no aspecto de decretos e resoluções federais do CNRH e da ANA (VEIGA e MAGRINI, 2013).

## 2.2. GESTÃO DA DEMANDA *VERSUS* GESTÃO DA OFERTA

Durante a maior parte do século 20, pouca atenção tem sido dada ao gerenciamento da demanda de água (STAVENHAGEM *et al.*, 2018). De acordo com Gleick (2000), os planejadores do setor hídrico simplesmente calcularam a demanda futura da água, multiplicando o uso esperado per capita pela população a ser atendida. Em outras palavras, um conjunto de alternativas focadas no aumento da disponibilidade hídrica para atender ao aumento das demandas. Dessa forma, a infraestrutura hídrica, como reservatórios e tubulações, foi então construída para armazenar e transportar a quantidade necessária (GLEICK, 2003).

No entanto, a partir do início dos anos de 1970, um conjunto de fatores levou os planejadores de água a reverem seu foco restritamente na gestão do lado da oferta. Esses fatores foram (GLEICK, 2000; 2002):

- Ciclos de secas severas cada vez mais constantes e demanda mais intensa entre os múltiplos usuários (agrícola, urbana e industrial);
- Menos recursos hídricos inexplorados perto das cidades, enquanto os demais ficaram mais difíceis de acessar;
- Contaminação e esgotamento das águas subterrâneas, limitando ainda mais a oferta disponível;
- Aumento da compreensão do público sobre a interdependência da água, um ecossistema funcional e a saúde humana;
- Elevados custos para a construção e manutenção da infraestrutura hídrica, diminuindo o entusiasmo por investimentos das agências de água.

O resultado do conjunto dessas novas percepções de gestão hídrica por parte dos planejadores, foi uma mudança em direção a uma gestão mais integrada dos recursos hídricos. Isto implica na necessidade de adoção de modelos de gestão modernos que também agreguem ações que reduzam o volume captado nos mananciais (DOS SANTOS AMORIM *et al.*, 2020).

Desse modo, a experiência sugere que enfrentar o desafio da escassez de água requer uma estratégia de gerenciamento de suprimentos, envolvendo desenvolvimento altamente seletivo e exploração de novos suprimentos de água (convencionais e não convencionais), juntamente com uma gestão vigorosa da demanda, envolvendo reformas e ações abrangentes para otimizar o uso dos suprimentos existentes (THIVET e FERNANDEZ, 2012). A combinação adequada de gerenciamento de oferta e demanda pode variar de acordo com o nível de desenvolvimento, a estrutura de governança e o grau de escassez de água em cada país (THIVET e FERNANDEZ, 2012).

Na literatura é possível encontrar vários estudos voltados para uma gestão integrada dos recursos hídricos (por exemplo, WANG *et al.*, 2011; OMAR, 2013; HUANG *et al.*, 2016; SHAVELLE *et al.*, 2017; CAMBRAINHA e FONTANA, 2018; BAKI *et al.*, 2018). Wang *et al.* 2011, desenvolveram um estudo que buscou examinar o futuro da segurança hídrica na cidade de Yulin. A partir da construção de um modelo de dinâmica de sistemas, foi avaliado quantitativamente a eficácia de várias opções de gerenciamento de oferta/demanda. Três cenários foram projetados e examinados: “negócios como de costume”, gerenciamento de suprimentos e gerenciamento de demanda. Os resultados mostraram que o atual regime de gestão não pode atender efetivamente à demanda futura de água. Enquanto a aquisição de suprimentos fornece benefícios de curto prazo, ela não pode lidar com a crescente população. Uma combinação de medidas de conservação e estratégias de gerenciamento da demanda é considerada a estratégia mais eficaz para equilibrar a oferta e a demanda na cidade.

Huang *et al.* 2016 desenvolveu seu estudo na cidade de Macau, costa sul da China. Os autores elaboraram modelos de otimização da gestão da água urbana que integraram o suprimento de água bruta de dois reservatórios que abastece a cidade, com várias políticas governamentais propostas (reutilização de águas residuais, coleta de águas pluviais e economia de água). Em seguida, determinou-se como várias estratégias de recursos hídricos influenciam o abastecimento urbano de água em Macau em situações de emergência. Dos três recursos hídricos não convencionais, a reutilização de águas

residuais é a mais benéfica para aumentar o suprimento de água na cidade, e a coleta de água da chuva também tem um grande potencial.

Sarvelle *et al.* (2017) em sua pesquisa, desenvolve e demonstra um Modelo Integrado de Água Urbana para prever a demanda de água urbana com opções que permitem avaliar os efeitos da conservação e reutilização da água. O modelo criado é implantado como uma ferramenta on-line com a interface do GIS, melhorando sua facilidade de uso e aplicabilidade na construção de escalas municipais. O desempenho do modelo em escalas espaciais variadas foi avaliado com extensos dados de medição de água para a cidade de Fort Collins, Colorado. Os resultados mostram a aplicabilidade do modelo para avaliar estratégias de gestão da demanda sob mudanças climáticas, crescimento populacional e mudanças no uso da terra.

No estudo de Baki *et al.* (2018) foi desenvolvido um modelo integrado, usado para investigar a difusão de tecnologias domésticas de conservação de água e seus efeitos nos sistemas urbanos de água, sob diferentes cenários socioeconômicos e climáticos. O modelo e a abordagem são testadas e demonstradas em uma reconstrução urbana em Atenas, Grécia, sob diferentes cenários socioeconômicos e intervenções políticas. Os autores deste estudo sugerem que a abordagem proposta possa estabelecer vínculos quantificáveis entre as mudanças socioeconômicas e as respostas dos sistemas urbanos de água e, portanto, auxiliar os tomadores de decisão na elaboração de estratégias de longo prazo mais eficazes e resilientes para a conservação da água. No entanto, as diferenças socioeconômicas ressaltadas nesse estudo podem ser um empecilho na aquisição dessas tecnologias, tornando inviável em termos de custo-benefício a conservação da água.

Já os pesquisadores Cambrainha e Fontana (2018) propuseram um modelo para auxiliar um grupo de tomadores de decisão a estabelecer um portfólio de ações viáveis (alternativas) capazes de equilibrar estratégias de oferta e demanda de água. Para isso, utilizou-se um método de estruturação de problemas (PSM) e um método de tomada de decisão multicritério (MCDM). O estudo conclui que devido às influências da sociedade e do governo, o modelo proposto mostrou-se adequado para conduzir uma tomada de decisão robusta e bem estruturada.

Nesse estudo, tanto estratégias de gestão de demanda quanto estratégias de gestão da oferta serão discutidos nas próximas seções.

### 2.2.1 Controle de Perdas

A gestão do fornecimento água potável e da preservação dos recursos hídricos é uma tarefa difícil, isto porque uma parte significativa da água fornecida não chega aos usuários pretendidos, mas é perdida no caminho como vazamento ou furtada das redes de distribuição (OCIEPA *et al.*, 2019). A maior quantidade de vazamento é evitável; no entanto, uma certa porção de vazamento é inevitável, mesmo em redes de distribuição de água novas e bem gerenciadas (LAMBERT *et al.*, 1999, 2014).

O volume anual de perda de água em todo o mundo é substancial; foi estimado em 126 bilhões de metros cúbicos, o que custa cerca de 39 bilhões de dólares anualmente (LIEMBERGER e WYATT, 2018). No Brasil, essa perda é de aproximadamente 38%, de acordo com dados do SNIS (SNIS, 2018). Nos sistemas de abastecimento de água existe dois tipos de perdas de água, que são: Perda Real (PR), chamada também de perda física, que ocorre por vazamentos no sistema e transbordamentos nos reservatórios, causadas por manutenção e operações precárias, ausência de controle rigoroso de vazamento e baixa qualidade da infraestrutura (ADEOSUN, 2014). Esse tipo de perda nos sistemas de abastecimento de água, ou seja, a água que se perde antes de chegar aos consumidores, consiste de um problema crítico no Brasil, pois impacta diretamente a quantidade de captação desperdiçado (AGUIAR, 2019). Perda Aparente (PA), conhecidas também por perdas comerciais, são as perdas advindas por erros de medições de consumo e processamento de água, furtos de água (por exemplo, as ligações clandestinas), além da água que é consumida, mas não é faturada (AGUIAR, 2019). A soma do volume da perda de água e o volume de consumo autorizado, mas que não é faturado, é chamada de água sem receita. A perda de água causa desperdício de água, instabilidade técnica dos componentes da rede, deterioração da qualidade da água, desigualdades na distribuição de água, aumento dos custos de operação e manutenção e perda de receita necessária para sustentar e expandir o acesso à água.

Desse modo, o aumento das perdas de água obriga as empresas de abastecimento de água a implementarem sistemas para controle e avaliação de perdas de água, a fazerem mudanças organizacionais e a desenvolverem e implementarem programas de modernização, a fim de melhorarem a condição técnica das redes de abastecimento de água. Em todas as empresas, uma análise confiável das perdas de água deve preceder as decisões relativas ao reparo ou modernização do sistema de abastecimento de água (LEE *et al.*, 2012; VAIRAVAMOORTHY *et al.*, 2013). Devido à otimização dos custos de

produção de água, a redução racional das perdas de água deve ser uma tarefa prioritária para as empresas de abastecimento de água.

### 2.2.2. Reúso de água

A reutilização de águas residuais tem atraído cada vez mais atenção em todo o mundo como parte integrante do gerenciamento de recursos hídricos. Tal movimento é impulsionado especialmente em áreas onde os recursos hídricos são escassos e o crescimento econômico e populacional é rápido (CHATILA, 2004; YANG e ARBASPOUR, 2007; ANGELAKIS *et al.*, 2013).

No entanto, embora a recuperação e reutilização de águas residuais tenha sido reconhecida como uma estratégia promissora para aliviar a escassez de água e reduzir os impactos no meio ambiente, a reutilização das águas residuais tratadas é bastante limitada. De acordo com o relatório da UN-WWAP (2017) em média, os países de alta renda tratam cerca de 70% das águas residuais municipais e industriais que geram. Esse índice cai para 38% nos países de renda média alta. Nesses países de renda alta, a maioria das águas residuais tratadas é liberada para as vias naturais da água. Nos países de renda média baixa o índice de tratamento é de 28%. Já para os países de renda baixa apenas 8% das águas residuais são submetidas a qualquer tipo de tratamento. Essas estimativas apoiam a aproximação frequentemente citada de que, globalmente, mais de 80% de todas as águas residuais são descartadas sem tratamento.

As águas residuais podem ser reutilizadas após o tratamento ou sem tratamentos (esgoto bruto) para uma variedade de finalidades benéficas (BOUWER, 2000). De acordo com essa definição e na interação dos corpos d'água no ciclo da água, três configurações principais dos sistemas de reutilização de águas residuais são apresentadas abaixo:

- Reutilização direta de águas residuais:

Os sistemas diretos de reutilização de águas residuais consistem no uso direto dos efluentes recuperados para fins urbanos ou agrícolas. As águas residuais não tratadas ou maltratadas também podem ser alocadas para irrigação de culturas seguindo algumas diretrizes técnicas para reduzir os riscos à saúde e ao meio ambiente (WHO, 2006). Apesar dos possíveis usos potáveis, os usos não potáveis nesse sistema de reutilização são mais razoáveis, como para irrigação de parques agrícolas e urbanos, pisciculturas, usos industriais (refrigeração, processamento), combate a incêndio, controle de poeira e descarga do vaso sanitário entre outros (ÜSTÜN *et al.*, 2007; KIM *et al.*, 2009).

- Aumento natural do corpo de água:

As águas residuais recuperadas podem ser usadas para restaurar as características anteriores do status ecológico das massas de água naturais (PLUMLEE *et al.*, 2012). Em suma, esse é o descarte tradicional de águas residuais em um meio receptor, mas cumprindo normas predefinidas de aprimoramento ambiental e cumprindo certos padrões de qualidade e quantidade de água, para reabilitar áreas úmidas, refúgios de vida selvagem, cidades ribeirinhas, lagos urbanos, etc. (GARCIA e PARGAMENT, 2014), restaurar o funcionamento do ecossistema em um determinado grau ou até complementar esses objetivos ecológicos, aprimorando os valores estéticos ou recreativos do corpo d'água e garantir a sustentabilidade cultural do projeto de reutilização (NASSAUER, 2004). Normalmente, esse acréscimo natural do corpo de água é accidental ou planejado. No entanto, sob períodos de estresse hídrico, o aumento natural accidental do corpo d'água é incomum, porque há menos capacidade de diluição e o tratamento secundário das águas residuais não seria suficiente para garantir a restauração da qualidade ecológica exigindo pelo menos qualidade terciária em tais casos (PRAT e MUNNÉ, 2000).

- Reutilização indireta de águas residuais:

Os sistemas indiretos de reutilização de águas residuais ocorrem quando os efluentes, depois de tratados, são descarregados de forma planejada nos corpos de águas superficiais ou subterrâneas, para serem utilizadas a jusante, de maneira controlada, no atendimento de algum uso benéfico. A reutilização indireta planejada ou não planejada de águas residuais diminui a pressão de extração de água nos corpos d'água (GARCIA e PARGAMENT, 2015). A reutilização potável desse tipo de sistema é mais confiável que a reutilização direta de águas residuais. Por exemplo, nos meses de verão, diversas cidades do norte Europeu dependem da reutilização indireta de águas residuais para 70% de seu suprimento de água (ANGELAKIS e DURHAM, 2008).

Os benefícios do reuso indireto de águas residuais são duplos, ou seja, aumentando a disponibilidade e a confiabilidade dos recursos de abastecimento de água e melhorando as condições ecológicas e, portanto, os serviços ecossistêmicos (WINPENNY *et al.*, 2010).

### 2.2.3. Transferência de Água entre Bacias Hidrográficas

O projeto de transferência de água entre bacias é uma contramedida de engenharia que pode ser eficaz no alívio da pressão do suprimento de água em regiões com deficiência de água e no equilíbrio da distribuição desigual dos recursos hídricos (TIAN *et al.*, 2019). Desse modo, para que um projeto de transferência de água possa ser executado, este deve ser ambientalmente e economicamente justificado.

De acordo com Khran *et al.* (2007), a finalidade da transposição de água é sempre a de suprir necessidades relacionadas à sua escassez. Vale ressaltar que a transposição de água de uma bacia levada para outras bacias pode propiciar usos múltiplos, por exemplo: irrigação, consumo animal e humano, navegação, geração de energia elétrica, etc.

Os projetos de transferências de água entre bacias hidrográficas têm algumas características notáveis comuns na maioria dos países e regiões, apesar das diferenças culturais, legais e socioeconômicas. Independentemente dos aspectos locais únicos de cada projeto, as experiências internacionais forneceram oportunidades de aprendizado e melhores práticas que podem beneficiar projetos futuros (ANDRADE *et al.*, 2011). O primeiro ponto em comum são os elevados investimentos de financiamento público, uma vez que outras necessidades sociais e projetos de infraestrutura estão competindo por um financiamento público limitado. O segundo ponto é que estes tipos de projeto geralmente são de longo prazo, às vezes duram décadas para serem finalizadas, o que acaba fazendo com que na maioria das vezes enfrentem contingências econômicas, políticas e administrativas de curto prazo que podem comprometer a conclusão do projeto e causar atrasos significativos (ANDRADE *et al.*, 2011).

Os casos de transferências de água entre bacias hidrográficas que já haviam sido concluídos ou em construção em todo o mundo, superou mais de 160 projetos de transferência em 2015, estando dispersos em cerca de 20 países e regiões, incluindo principalmente EUA, Canadá, antiga União Soviética, Índia, Paquistão e China, etc., todos os quais ocupavam mais de 80% da quantidade total de transferência de água (WANG *et al.*, 2008; ZHAO *et al.*, 2015). O Quadro 1 apresenta alguns casos de projetos de transferência de água mais famosos no mundo. Na próxima seção será discutida de maneira detalhada o Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF), pois este será uma das alternativas de gestão hídrica que será utilizada nesta pesquisa.

**Quadro 1** - Projetos de transferência de água entre bacias mais famosos no mundo.

<b>País</b>	<b>Nome do projeto</b>	<b>Q<sup>a</sup> de água transferida (bilhões de m<sup>3</sup>/ano)</b>	<b>Detalhes do projeto</b>	<b>Referência</b>
EUA	Projeto de transferência de água de norte ao sul da Califórnia	5.2	É o maior projeto de desenvolvimento multiuso da América para resolver a condição de alagamento na região norte e seca no sul.	CHEN, 2004
Canadá	Projeto de transferência de água em Quebec	25.2	Desvia a água dos rios adjacentes e a reúne em um rio para o desenvolvimento de hidrelétricas em terraços, o que reflete a eficiência econômica e a racionalidade em termos de desenvolvimento dos recursos hídricos.	WANG <i>et al.</i> , 2008
Austrália	Esquema de Snowy Mountains	1.13	É um projeto hidrelétrico de transferência de água em larga escala que aproveita a queda natural e transfere a água das Montanhas Nevadas para a bacia do rio Murray.	GHASSEMI e WHITE, 2007
Índia	Projeto Nacional de Ligação Fluvial	-	A transferência de água é essencialmente por gravidade. O objetivo é resolver a distribuição desigual dos recursos hídricos regionais, controlar as inundações e gerar eletricidade.	GHASSEMI e WHITE, 2007
China	Projeto de Transferência	44.8	É um sistema de projeto em grande escala que transfere um pouco de água redundante da bacia do rio Yangtze para o rio Amarelo e a região no lado norte, com o	ZHAO <i>et al.</i> , 2015

	de Água Sul-Norte		objetivo de complementar as fontes de água para a região norte da China e noroeste, onde há escassez de fontes de água. Após a conclusão será o maior projeto de transferência de água do mundo.	
Brasil	Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF)	4.5	A transposição do rio São Francisco é um projeto de deslocamento de parte das águas do rio São Francisco, no Brasil, nomeado pelo governo brasileiro como "Projeto de Integração do São Francisco – PISF”.	MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL, 2020

Fonte: Elaborado pelo autor (2019)

#### 2.2.3.1. Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF)

O Projeto de Integração do rio São Francisco é uma ideia pensada secularmente, em decorrência de secas severas na região do semiárido nordestino. De acordo com Andrade (2002), duas tentativas de transposição aconteceram nos períodos de 1982-1985 e 1993-1994, impedidas pela Companhia Hidroelétrica do São Francisco (CHESF) uma vez que haveria uma alta retirada de vazão do rio, algo entre 300 e 500 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>, sendo um dos entraves para a realização dessa obra. Além disso, durante todo esse tempo, inúmeros questionamentos foram feitos em oposição ao projeto, no quais os mais citados são o custo do projeto e o custo final da água; a vazão e sua capacidade de abastecer outros rios; o verdadeiro uso da água, se humano ou para atividades agrícolas e/ou industriais; e o impacto ambiental (MENEZES e GARDINI, 2005).

Em 1994, o então Ministério da Integração Regional (MIR) assumiu a apresentação do projeto, que era finalidade da Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE). O Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal assumiu o empreendimento, e, em 1996, a extinta Secretaria Especial de Políticas Regionais (SEPRE), entidade vinculado ao Ministério do Planejamento e Orçamento, assumiu a condução do empreendimento. A partir de 1999, o Ministério da Integração Nacional (MIN) tornou-se empreendedor do PISF (ALVES e NASCIMENTO, 2009). Sucedeu

desse modo uma fase marcada pela ocorrência de audiências públicas, reuniões técnicas e ações civis.

É importante deixar claro que tanto o Ministério da Integração Regional quanto o da Integração Nacional foram extintos em 1998 e 2019, respectivamente. Atualmente o órgão responsável por dar sequência no andamento das obras é o recém-criado Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR).

No ano de 2004, o Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) foi apresentado, e, em 2005, o empreendimento foi licenciado pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), licitada, e as outorgas para uso das águas concedidas pela ANA, retornando o andamento do projeto (HENKES, 2014).

A água será distribuída através de dois eixos. O Eixo Norte (Latitude Sul 08° 32'41,1" e Longitude Oeste 39° 27'15,2") busca alcançar os estados do Ceará (CE), Rio Grande do Norte (RN), Pernambuco (PE) e Paraíba (PB) – destes apenas Pernambuco dispõe da bacia em seu território. E o Eixo Leste (Latitude Sul 08° 49'37,7" e Longitude Oeste 38° 24'43,3") que beneficiará parte do Sertão e as regiões agrestes de Pernambuco e da Paraíba (HENKES, 2014; MDR, 2020).

O primeiro ponto de captação (Eixo Norte) situa-se no município de Cabrobó (PE) e correrá em torno de 400 km levando água aos rios Salgado e Jaguaribe, no Ceará; Apodi, no Rio Grande do Norte; Piranhas-Açu, na Paraíba e Rio Grande do Norte. Ao cruzar o limite do Estado de Pernambuco, este eixo conduzirá água para suprir as demandas de municípios inseridos em três sub-bacias do rio São Francisco: Pajeú, Brígida e Terra Nova (HENKES, 2014; MDR, 2020). Para fornecer água a região do rio Brígida, no estado de Pernambuco, criou-se um ramal de 110 km de extensão que fornecerá uma parcela da vazão do Eixo Norte para as barragens Chapéu e Entre Monte. Construída para uma capacidade máxima de 99 m<sup>3</sup>/s, este eixo operará com uma vazão contínua de 16,4 m<sup>3</sup>/s. Nas épocas de constante escassez hídrica nas bacias receptoras e de cheias na bacia do São Francisco, as vazões transferidas poderão alcançar os limites máximo de capacidade, e portanto, essa quantidade excedida serão armazenadas em reservatórios existentes nas bacias dos estados receptores: Entre Montes e Chapéu (PE); Pau dos Ferros e Santa Cruz (RN); São Gonçalo e Engenheiro Ávido (PB); Castanhão e Atalho (CE) (HENKES, 2014; MDR, 2020).

No Eixo Leste a captação se dará na Barragem de Itaparica, localizada no município de Floresta (PE) e percorrerá uma extensão de 220 km até a bacia do Paraíba (PB), depois de abastecer as bacias do Pajeú, do Moxotó e do Agreste de Pernambuco.

Para atender a demanda de água do Agreste de Pernambuco, o empreendimento prevê a construção de um ramal de cerca de 70 km que o ligará à Bacia do rio Ipojuca. Previsto para um volume máximo de 28 m<sup>3</sup>/s, o eixo Leste operará com uma vazão contínua de 10 m<sup>3</sup>/s (HENKES, 2014; MDR, 2020).

Os dois eixos permitirão um volume de vazão máxima de 127m<sup>3</sup>/s (99 no Eixo Norte e 28 no Leste). No entanto, esta vazão, de acordo com o Ministério do Desenvolvimento Regional, irá ser usada apenas nos períodos em que o reservatório de Sobradinho (BA) estiver com mais de 94% de seu volume total. A vazão prevista para 2013 era de 26,4m<sup>3</sup>/s (16,4m<sup>3</sup>/s no Eixo Norte e 10m<sup>3</sup>/s no Leste), equivalente a 1,5% da vazão mínima do rio. Em 2025, será de 63,5 m<sup>3</sup>/s (42,4 m<sup>3</sup>/s no Eixo Norte e 21,1 m<sup>3</sup>/s no Eixo Leste) (MDR, 2020).

Segundo o RIMA – PISF (2004), os objetivos do PISF são: “aumentar a oferta de água”, “com garantia de atendimento ao semiárido”; “fornecer água de forma complementar para açudes da região”, viabilizando a melhor gestão da água; e “reduzir as diferenças regionais causadas pela oferta desigual da água entre bacias e populações”. O empreendimento busca solucionar o problema de 12 milhões de pessoas (RIMA – PISF, 2004).

### 2.3. TARIFA: ESTRUTURA, OBJETIVOS E MODELOS EXISTENTES NA LITERATURA

A água tem sido tradicionalmente vista como um recurso abundante, mas com o aumento da população e conseqüentemente crescentes demandas a um baixo preço, associado a fatores ambientais e climáticos tem alterado sua categorização de “bem livre” para “bem escasso”. Essa questão é potencializada pelos múltiplos tipos de usuários, potencializando o conflito que surge pelo uso para consumo humano e de animais (uso prioritário em época de escassez e baixa disponibilidade) e os outros usos, indústrias, irrigação, pesca, etc. Neste contexto, se insere a importância do uso de estratégias econômicas, especificamente, as tarifas, que recentemente tem sido definida com o objetivo de sinalizar a escassez dos recursos hídricos atribuindo-se um preço de modo a induzir uso racional de água (MARZANO *et al.*, 2018), garantindo o seu acesso para esses múltiplos atores interessados (PINTO; MARQUES, 2016).

A imposição de um preço à água é uma das diversas estratégias de política econômica que poderiam ser usados para afetar o uso da água de forma ambiental, social e economicamente eficiente (DINAR *et al.*, 2015). Assim, a tarifa de água pode assumir

diversas formas, mas com objetivos específicos (GRAFTON *et al.*, 2015). O Quadro 2 demonstra os principais objetivos buscados pelas tarifas de água (OCDE, 2010).

**Quadro 2** - Objetivos das tarifas de água e seus componentes

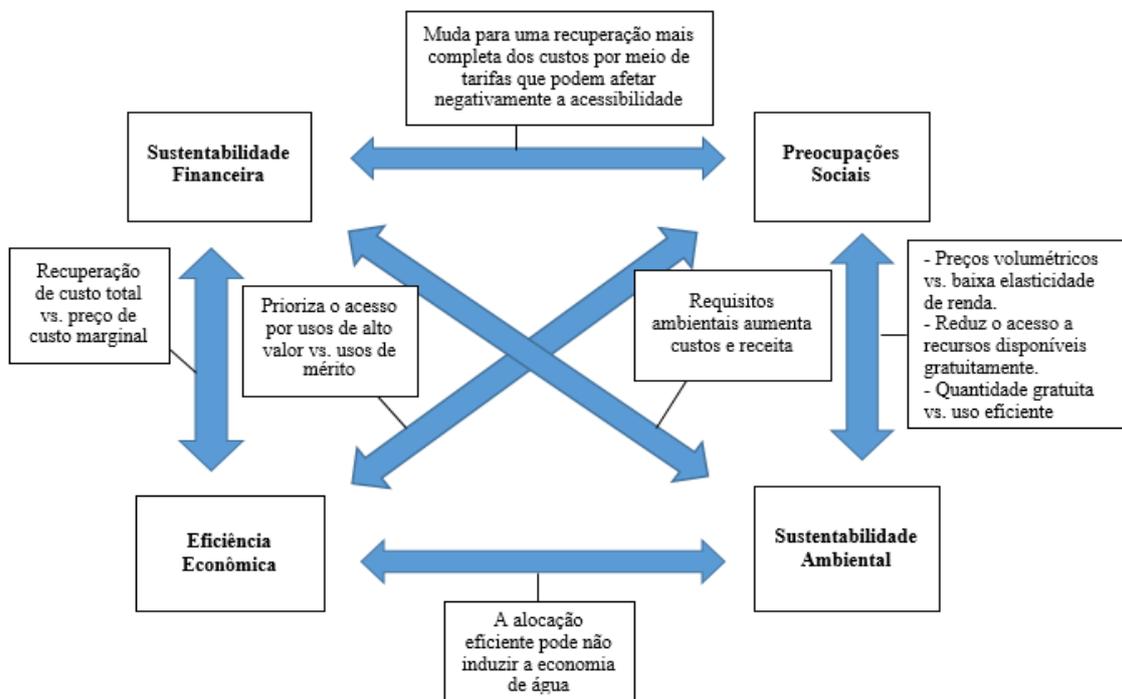
Componentes	Objetivos
Sustentabilidade Ambiental	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Desencorajar o esgotamento do capital natural crítico;</li> <li>• Garantir a preservação das funções ecológicas do capital natural da água;</li> <li>• Minimizar o uso de soluções do lado da oferta para a escassez de água;</li> <li>• Uso eficiente:               <ul style="list-style-type: none"> <li>- Incentivar a economia de água;</li> <li>- Desencorajar o desperdício de água;</li> </ul> </li> <li>• Minimizar a alteração do fluxo natural.</li> </ul>
Eficiência Econômica	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Alocar a água para os usos mais benéficos e os recursos econômicos não serão desperdiçados;</li> <li>• Eficiência de alocação:               <ul style="list-style-type: none"> <li>- Alocar a água com prioridade para usos com maior valor para a sociedade como um todo;</li> <li>- Comparar os custos da gestão da água e serviços relacionados à água com o seu valor, ou seja, não alocar recursos econômicos;</li> </ul> </li> </ul>
Sustentabilidade Financeira	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Garantir a reprodução a longo prazo de ativos físicos;</li> <li>• Compensar os recursos que são usados como insumos em atividades relacionadas à água;</li> <li>• Garantir através do fluxo de caixa a conservação do valor dos ativos físicos;</li> <li>• Eficiência de custos: minimizar os custos de ciclo de vida dos serviços, ou seja, a criação de capital físico e custos de operação e manutenção.</li> <li>• A recuperação de custos deve ser apenas para custos eficientes.</li> </ul>
Aspecto social	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fornecer acesso adequado a água a preços acessíveis em condições justas e equitativas;</li> <li>• Identificar “necessidades hídricas” e alocar a água de forma que não seja distorcida pela concentração de energia;</li> <li>• Estruturar as tarifas para que os usuários de baixa renda possam ter acesso e recursos para usar os serviços de abastecimento de água;</li> <li>• Conseguir uma maneira equitativa de compartilhar o custo da gestão dos recursos hídricos.</li> </ul>

Fonte: Adaptado, OCDE (2010)

Como decorrência desse contexto multiobjetivo, o projeto de elaboração de tarifas é um método complexo e espera-se que os esquemas tarifários vigentes sejam difíceis de justificar em virtude das prováveis compensações. Assim, o peso relativo dado a cada objetivo variará dependendo do contexto e da hierarquia estabelecida (PINTO;

MARQUES, 2015), o que frequentemente torna um desafio chegar a um acordo unânime sobre as questões relacionadas com a tarifação da água (SAHIN *et al.*, 2017). A Figura 1 expõe esses potenciais tradeoffs para cada objetivo (OCDE, 2010).

**Figura 1** - Objetivos e trade-offs de políticas que afetam os níveis e estruturas de preços



Fonte: Adaptado, OCDE (2010)

Conforme se verifica na Figura 1, um exemplo de tal *trade-off*, seriam as demandas sociais sobre os recursos hídricos e a sustentabilidade ambiental. As funções ecológicas disponíveis dos recursos hídricos são limitadas por fatores hidrológicos, tecnológicos e econômicos. Até certo ponto, sua disponibilidade pode ser incrementada pela adição de investimentos, mas isso é custoso e leva tempo para que essas intervenções equilibrem as demandas. Um descompasso de objetivos pode surgir: (i) se a comunidade que expressa a demanda é muito pobre para arcar com a cobertura desses custos; (ii) se os custos forem superiores ao valor das funções ambientais exigidas (reduzindo a eficiência econômica); ou (iii) se outras comunidades / grupos de usuários não estiverem dispostos a fornecer apoio por meio de impostos mais altos ou subsídios cruzados de preços mais altos da água (OCDE, 2010).

A elaboração dos modelos de políticas tarifárias no âmbito do saneamento busca a universalização do acesso à água com o objetivo de suprir um direito básico da sociedade. A procura por eficiência e modernidade no setor requer melhorias na qualidade

e produtividade na prestação de serviços, e para isso é crucial a existência de tarifas realistas.

A fixação de tarifas realistas e justas para os encargos de ligação e consumo é um dos grandes desafios para as agências reguladoras, a ser implantada pelos serviços de fornecimento da água. Para as empresas prestadoras desse serviço é importante que as políticas de determinação de tarifas reflitam realmente seus aspectos práticos tanto de recuperação de custo quanto o de cobranças de receitas (LOPEZ-NICOLAS *et al.*, 2018). Neste contexto, quando as tarifas de água são baixas e os operadores não recuperam totalmente os custos de seus serviços, o consumo de água é insustentável, a manutenção da infraestrutura é comprometida, as interrupções do serviço são mais frequentes, impactando assim, na sustentabilidade dos sistemas de abastecimento de água (DONOSO, 2017). Isto se deve ao fato de que muitas vezes, os critérios para a determinação de uma tarifa não obedecem aos aspectos técnicos ou econômicos, em grande medida são socialmente construídos (KEJSER, 2016). Em muitas áreas, a gestão do recurso hídrico é altamente política e o aumento dos preços da água tende a ser uma questão política sensível e complicada (OLMSTEAD, 2010), caracterizando-se como uma distorção na função dos preços e, portanto, não informa o verdadeiro valor do que se está consumindo e produzindo.

É importante também levar em consideração na elaboração dos modelos tarifários, a perda significativa no excedente do consumidor. Desse modo, o estado tem um papel importante através de subsídios na recuperação dos elevados custos de investimentos das concessionárias, para que não ocorra essa perda do excedente do consumidor (BARBOSA e BRUSCA, 2015). Sendo assim, devem ser eliminadas quaisquer hipóteses de repasse para os usuários das ineficiências empresariais.

No Brasil, a política atual que regulamenta as estruturas tarifárias no Brasil tem por base o novo marco regulatório do setor de saneamento (Lei 14026), instituído em 15 de julho de 2015. Conforme esta lei, uma das finalidades da regulação é “definir tarifas que assegurem tanto o equilíbrio econômico-financeiro dos contratos quanto a modicidade tarifária, por mecanismos que gerem eficiência e eficácia dos serviços e que permitam o compartilhamento dos ganhos de produtividade com os usuários” (BRASIL, 2020, Art. 22, inc. IV).

No entanto, para as famílias de baixa renda brasileiras nas faixas de menor consumo, as cobranças sobre esses consumidores representam um desafio substancial, o que gera problemas de acessibilidade. Assim, mecanismos sociais são implementados

para minimizar os impactos na capacidade dos consumidores de ter acesso à água. Nesse caso, tarifas sociais foram implementadas como uma estratégia para superar as questões de acessibilidade das famílias de baixa renda e atualmente praticamente em todos os municípios brasileiros possuem esse mecanismo.

### 2.3.1. Discutindo a literatura dos modelos de tarifas de água existentes

A fim de obter uma estrutura tarifária que responda aos objetivos da concessionária e de sua comunidade, todas as variáveis de decisão envolvidas em sua modelagem devem ser avaliadas com cuidado (NAUGES e WHITTINGTON, 2017). Portanto, assumindo que uma estrutura tarifária é essencialmente uma função de componentes fixos e variáveis com possíveis ajustes, apresenta-se no Quadro 3 as principais variáveis de decisão surgidas ao considerar as estruturas mais adotadas (PINTO e MARQUES, 2017).

**Quadro 3** - Projetos de estruturas tarifárias e possíveis ajustes encontrados na literatura

<b>TARIFA</b>	<b>DEFINIÇÃO</b>	<b>DESIGN DA TARIFA</b>
<b>Fixo, plano</b>	Uma tarifa fixa por cliente por fatura, isto é, a cobrança não muda com o volume de uso da água.	1) O preço (ou nível)
<b>Uniforme, bloco único, (Uniform Tariff - UT)</b>	Uma única tarifa por unidade de volume é aplicada, portanto, é uma tarifa volumétrica única.	1) O preço (ou nível) por unidade de volume.
<b>Aumentando (diminuindo), blocos (Increasing Blocking Tariff – IBT / Decreasing Blocking Tariff - DBT)</b>	A tarifa unitária volumétrica aumenta (diminui) gradualmente à medida que aumenta o uso da água, de bloco para bloco.	1) O número de blocos; 2) o volume associado a cada bloco e; 3) o preço a ser cobrado por cada bloco.
<b>Taxa crescente, escala móvel (Increasing Rate Tariff - IRT)</b>	O preço volumétrico unitário de todo o consumo de água aumenta à medida que aumenta o uso da água	1) e 2) são iguais as IBTs / DBTs e; 3) o preço a ser cobrado terminando o consumo total naquele bloco.
<b>AJUSTES DE TARIFAS</b>		
<b>Características dos clientes</b>	Diferenciar com base em recursos que podem atuar como uma representação da característica do cliente, por exemplo: acessibilidade; índice socioeconômico; valor da propriedade; tamanho do agregado familiar e número de dependentes.	Todos os recursos de design de tarifas podem ser adaptados. Componentes são combinados: por exemplo, parte fixa pode ser negativa ou atuar como um subsídio livre.

<b>Tempo de uso, pico da tarifa</b>	As tarifas são mais altas durante os horários de pico ou dias da semana.	Necessariamente afeta as características da peça volumétrica, principalmente o preço.
<b>Sazonal</b>	As tarifas são mais altas durante a temporada de maior demanda do que na baixa temporada.	Necessariamente afeta as características da peça volumétrica, de preferência o preço.
<b>Espacial</b>	Os usuários pagam pelo custo real de fornecer água ao seu estabelecimento	Todos os designs de tarifas podem ser adaptados nesta situação.

Fonte: Adaptado, Pinto e Marques (2017)

Uma questão importante quando se trata de modelos tarifários, é a simplicidade. Neste sentido, Arbués e Villanúa (2006) destaca a necessidade de evitar estruturas tarifárias complicadas, pois elas são mais caras de implementar e mais difíceis de serem entendidas pelos clientes, dificultando sua resposta. Ademais, mesmo que tarifas mais sofisticadas possam dominar (na conquista de múltiplos objetivos) as mais simples, elas também exigem mais informações sobre a estrutura e a distribuição da demanda. Baerenklau *et al.* (2013) e Herrington (2007) sugerem que as concessionárias podem, com segurança, buscar estruturas tarifárias relativamente mais simples, sem abrir mão de oportunidades objetivas significativas. De fato, os resultados desejados de uma estrutura tarifária dependem de os clientes receberem um sinal de preço ou uma compreensão do custo de seu consumo. Para que um utilitário maximize seu sinal de preço, os clientes devem ter informações atualizadas e o sinal deve ser significativo para eles. O elemento tempo é crítico, com maior frequência gerando maior conscientização da relação de custo e volume de uso (HOWE, 2005).

Com base nos projetos das estruturas tarifárias apresentados no Quadro 3, verificou-se uma ampla literatura apresentando e discutindo diversos modelos de tarifas de água. Os modelos mais comumente utilizados na maioria dos países são as estruturas tarifárias IBT, conforme se verifica nos estudos (ARBUÉS e BARBERÁN, 2012; ASCI *et al.*, 2016; BARBERÁN e ARBUÉS, 2009; BARRAQUÉ, 2011; CHEN e YANG, 2009; DAHAN e NISAN, 2007; DEYÀ-TORTELLA *et al.*, 2016; DONKOR, 2010; HOFFMAN e DU PLESSIS, 2013; MA *et al.*, 2014; MOLINOS-SENANTE e DONOSO, 2016; MONTEIRO e ROSETA-PALMA, 2011; OLMSTEAD *et al.*, 2007; RINAUDO *et al.*, 2012; WASIMI e HASSA, 2012). No entanto, apesar da popularidade desse tipo de estrutura, muitos desses estudos mostraram, que os impactos dessa tarifa complexa são relativamente complexos. A implementação prática do IBT (por exemplo, a escolha dos

níveis de largura de bloco e preço da água) ainda é considerada pelas concessionárias de água como um desafio, tendo em vista o risco de impactos financeiros ou sociais inesperados. Este modelo de tarifa é bastante utilizado pelas empresas de saneamento, em geral de economia mista e públicas, mas também presente nas companhias privadas, Brasileiras (BARBOSA e BRUSCA, 2015).

De acordo com o estudo de Dahan e Nisan (2007), a política de precificação IBT se choca com uma de suas principais justificativas, a consideração de equidade. A pesquisa mostrou que a estrutura de preços IBT obriga as famílias grandes a pagar preços médios mais altos pela água (*ceteris paribus*). Esse resultado é inconsistente com a consideração de equidade, porque as famílias grandes tendem a pertencer às classes de renda mais baixa.

Outra forma similar de fornecer um preço, que é progressivo em relação ao uso da água, é a Tarifa de Taxa Crescente, conhecida do inglês *Increasing Rate Tariff – IRT*. Nesse tipo de tarifa, um usuário paga o mesmo preço por toda a água usada no período de faturamento, mas o preço aumenta com o uso crescente (LIU *et al.*, 2003).

Por outro lado, a Tarifa Fixa se caracteriza como uma estrutura de tarifa no qual os consumidores pagam uma certa quantia independente do volume usado (FRANCO-CRESPO e VIÑA, 2017; KANAKOUDIS *et al.*, 2013; KANAKOUDIS e TSITSIFLI, 2014; SCHMIDT e LEWIS, 2017). Esse tipo de tarifa ainda é amplamente utilizado nos países industrializados, como Canadá, México, Nova Zelândia, Noruega e Reino Unido, onde a água tem sido historicamente abundante e, portanto, a medição não é generalizada (OECD, 2009).

Um problema com relação a esse modelo de estrutura de tarifa, ocorre do ponto de vista da eficiência econômica e ambiental, no qual os consumidores não possuem qualquer incentivo para economizar no uso da água, já que o uso de mais água não aumentará sua conta. Se o custo marginal de fornecimento de curto prazo for muito baixo devido ao excesso de capacidade no sistema, isso pode não ser um grande problema. No entanto, do ponto de vista de recuperação de custos, um sistema de cobrança fixa cria um problema potencialmente grande para a concessionária (ou operadora) se algumas famílias ainda não tiverem conexões individuais: os clientes que têm conexão podem fornecer água a outros usuários (por exemplo, famílias desconectadas e vendedores) sem incorrer em um aumento na conta de água dos domicílios. Além disso, como o encargo fixo não oferece incentivo para economizar no uso da água, um encargo fixo que forneceu receitas suficientes em um determinado momento se tornará cada vez mais inadequado à

medida que a economia e os rendimentos crescem e o uso da água aumenta (WHITTINGTON, 2011). Os fornecedores de serviços de saneamento e água ficarão relutantes em expandir a cobertura porque mais clientes podem significar mais perdas financeiras. As tarifas fixas são, portanto, especialmente propensas a prender as comunidades em armadilhas de equilíbrio de baixo nível de poucos clientes, receitas baixas e serviço precário (WHITTINGTON *et al.*, 1990).

A Tarifa Uniforme, todas as unidades de água são precificadas da mesma forma independente do uso, e os consumidores pagam proporcionalmente ao seu consumo de água. Com esse tipo de tarifa, todos os consumidores (domésticos, industriais e comerciais) pagam a mesma taxa unitária, e sua conta de água corresponde diretamente à quantidade de água consumida. O pré-requisito para definir uma tarifa volumétrica uniforme é que os consumidores tenham uma conexão medida com o sistema de água. A tarifa volumétrica constante pode ser projetada como uma tarifa única ou como uma tarifa de duas partes combinada com uma taxa fixa (WHITTINGTON, 2002; CARDONE e FONSECA, 2003). Na literatura é possível identificar alguns estudos discutindo a Tarifa Uniforme (DONNELLY e CHRISTIAN-SMITH, 2013; MARZANO *et al.*, 2018; SUÁREZ-VARELA, 2015; WHITTINGTON *et al.*, 2014; AL-SAIDI, 2017).

A Tarifa Uniforme parece ser menos eficaz na promoção da conservação da água em comparação com a IBT, mas pode ser igualmente eficiente na geração de receitas se a taxa for fixada em um nível apropriado. Hoque e Wichelns (2013), no entanto, sugerem que se uma tarifa volumétrica uniforme (sem qualquer encargo fixo) visar cobrir custos fixos e variáveis, a tarifa pode se tornar muito alta, e os consumidores podem tentar renunciar a usos benéficos da água e desperdiçar tempo, dinheiro e recursos em economia ineficiente de água.

Com relação aos modelos de ajustes de tarifa de água, a literatura é vasta (ZHAO e CHEN, 2008; OLMSTEAD, 2010; WANG *et al.*, 2010; ARBUÉS e BARBERÁN, 2012; MOLINOS-SENANTE e DONOSO, 2016). Nesse contexto, podem-se destacar os trabalhos que desenvolveram ajustes de preços baseados em períodos sazonais (PESIC *et al.*, 2013; PLUMMER e SCHREIDER, 2015), disposição a pagar dos usuários (DEL SAZ-SALAZAR *et al.*, 2016; WANG *et al.*, 2010; MAJUNDAR e GUPTA 2009; VÁSQUEZ, 2014), demanda de pico (VASAK *et al.*, 2014; ROUGÉ *et al.*, 2018) e preço orientado pelo nível do armazenamento de água (GRAFTON e KOMPAS, 2007; LOPEZ-NICOLAS *et al.*, 2018; SAHIN *et al.*, 2014; SAHIN *et al.*, 2016; SAHIN *et al.*, 2018). No entanto, em nenhum desses estudos consideram a elaboração de modelos que

incorporam empiricamente faixas de segurança da disponibilidade de água e séries temporais de volume acumulado e médio de água do reservatório, variando inversamente com os preços dinâmicos. O modelo de ajuste de tarifa elaborado e aplicado na simulação do modelo nesta pesquisa, determina os preços de acordo com as faixas de segurança da disponibilidade de água no reservatório e será chamado de Tarifa Baseada na Escassez (TBE).

Ao contrário das contas de energia, o preço da escassez é baseado em sistemas de abastecimento de água que dependem de recursos naturais influenciados pelo clima (LOPEZ-NICOLAS *et al.*, 2018). Quando a água se torna escassa, seu valor marginal aumenta e o preço de escassez busca refletir isso. Do ponto de vista econômico, à medida que o abastecimento de água se torna abundante, esse valor é quase zero e o preço da água pago pelas famílias reflete apenas os custos de tratamento e entrega (GRIFFIN, 2006; PULIDO-VELAZQUEZ *et al.*, 2013; RIEGELS *et al.*, 2013).

No contexto de regiões que sofrem constantes períodos de estresse hídrico, o uso de preços orientados para a escassez é uma forma altamente eficaz de precificar corretamente o uso da água, mas também mantendo um papel de equidade no acesso à água (ARAÚJO *et al.*, 2019). Este tipo de ajuste de preços garante dois objetivos fundamentais para os fornecedores de água em períodos de escassez. Estimula a redução da demanda aumentando o preço da água, mas ainda permite que os usuários escolham usar a água com base no custo de oportunidade (SAHIN *et al.*, 2014).

No entanto, os preços dos blocos de consumo da estrutura do IBT praticados em Campina Grande refletem apenas os custos de tratamento e entrega, e não incorporam o valor marginal da escassez de água, sendo na maioria das vezes construídos socialmente, ocasionando uma distorção dos preços, e, portanto, não informa o verdadeiro valor do que está sendo consumido e produzido.

Desse modo, ao contrário do aumento das tarifas IBT, os preços mais altos levarão em conta a escassez de água medida pelo volume do reservatório. Assim, pode-se afirmar que tal prática produzirá eficiência alocativa em períodos de escassez de água, não só do ponto de vista da CAGEPA (custos elevados e inesperados), mas do aspecto do uso racional da água.

## 2.4. METODOLOGIAS DE ESTRUTURAÇÃO DE PROBLEMAS

### 2.4.1. *Problem Structuring Methods* (PSM)

Durante a década de 1970, se identificou uma “crise” nos estudos da Pesquisa Operacional (OR do inglês *Operational Research*), sugerindo que as suposições subjacentes às abordagens quantitativas existentes de OR não eram suficientes para suportar os problemas sociais enfrentados pelas organizações (KIRBY, 2007). Uma resposta a essas novas características do problema, novas abordagens começaram a ser criadas com diferentes métodos de análise, enxergando problemas de uma posição filosófica diferente (SMITH e SHAW, 2019). Chama-se essas novas abordagens desenvolvidas de Métodos de Estruturação de Problemas, do inglês *Problem Structuring Methods* (PSMs), na qual se ganha uma maior notabilidade a partir da década de 1980 (ROSENHEAD, 2006)

Segundo Rosenhead (1996), os PSMs compõem um grupo de abordagens que tem como objetivo a estruturação de um problema ao invés de solucionar o problema. Ainda nesse contexto, Rittel e Webber (1973) argumentam que os PSMs geralmente não são usados com a expectativa de alcançar uma "solução de problemas" definitiva, mas são mais comumente usados para reduzir a incerteza e conduzir um problema.

Guarnieri *et al.* (2016) justificam que o processo de estruturação do problema é importante porque ajuda os tomadores de decisão a entender um problema e apoia as partes interessadas ao trabalhar com problemas mal definidos, aumentando assim a interação entre eles. Ao estruturar os problemas, os atores se sentem mais à vontade em afirmar seus valores e preferências e, como resultado, criam um ambiente mais democrático para a tomada de decisões. Levino e Morais (2011a) enfatiza que a estruturação de problema é uma ferramenta extremamente útil, especialmente, quando envolve um grande número de decisores com diversidade de preferências. Esse ambiente que é gerado permite reduzir os conflitos, ao estimular os atores a revelarem suas preferências diante do problema, melhorando o nível de cooperação e confiança entre as partes.

De forma geral, Rosenhead (2006) afirma que os PSMs são apropriados para situações caracterizadas por vários atores, perspectivas diferentes, interesses parcialmente conflitantes, intangíveis significativos e incertezas desconcertantes. Eles podem operar em tais contextos porque:

- são projetados para implantação em um formato de grupo;
- permitem a consideração simultânea de perspectivas alternativas;

- são de natureza participativa, com interação entre os participantes e entre participante e facilitador (es);
- interação entre a análise de entradas de julgamento e a aplicação de julgamento para saídas analíticas; e
- permite o fechamento quando os participantes estiverem satisfeitos com o progresso alcançado, em vez de exigir o compromisso de uma solução abrangente de todas as vertentes interagentes que compõem a situação problemática.

Neste contexto, devido à complexidade das decisões com as quais as partes interessadas estão envolvidas, inúmeras metodologias para a estruturação de problemas foram propostas. De acordo com De Almeida *et al.* (2012), os métodos de estruturação de problemas mais usados são: *Strategic Options Development and Analysis* (SODA), *Soft Systems Methodology* (SSM), *Strategic Choice Approach* (SCA) e *Value-Focused Thinking* (VFT). O Quadro 4 apresenta a definição de cada um desses:

**Quadro 4** - Métodos de estruturação de problemas mais utilizados

MÉTODO	DEFINIÇÃO
<i>Strategic Options Developments and Analysis</i> (SODA)	É um método de estruturação de problemas que incorpora uma abordagem específica que usa entrevista e mapeamento cognitivo para registrar visualizações de decisores acerca de um problema (ROSENHEAD, 1989);
<i>Soft System Methodology</i> (SSM)	É uma maneira de modelar processos de negócios e pode ser usada para resolver problemas gerais e, gerenciar mudanças na organização. O uso base do SSM gira em torno da análise de problemas complexos, na qual diferentes partes envolvidas possuem visões diferentes sobre o mesmo (CHECKLAND, 1999).
<i>Strategic Choice approach</i> (SCA)	É um método de estruturação de problemas centrado no gerenciamento da incerteza e do comprometimento em situações estratégicas. O termo estratégico se refere à conveniência de considerar decisões específicas no contexto de outras. No SCA Facilitadores participam do processo para auxiliarem os participantes a interconectarem as áreas de decisões (ROSENHEAD e MINGERS, 2004).

<i>Value-Focused Thinking</i> (VFT)	O foco do pensamento nessa abordagem é o valor. O VFT é um método para determinar e estruturar os objetivos das partes interessadas. O método também ajuda a encontrar os objetivos, uma vez que se concentra nos valores dos tomadores de decisão, em vez de pedir diretamente pelos objetivos. (KEENEY, 2012).
-------------------------------------	--

Fonte: Elaborado pelo autor (2019)

Dentre os PSMs mais presentes na literatura (Quadro 4), este estudo utiliza a metodologia SODA, que oferece maior interação e entendimento do problema aos atores para determinar um curso de ação para abordar problemas estratégicos mal definidos que geralmente envolvem situações complexas, nas quais os atores têm diferentes preferências e pontos de vista (EDEN e ACKERMANN, 2006). Uma característica peculiar da abordagem SODA é o compromisso psicológico e emocional com a sugestão de programas de ação, elicitada a partir da interpretação de cada indivíduo sobre um problema específico (EDEN e ACKERMANN, 2004). Na próxima seção a metodologia SODA será descrita de maneira mais detalhada.

#### 2.4.2. *Strategic Options Development and Analysis* (SODA)

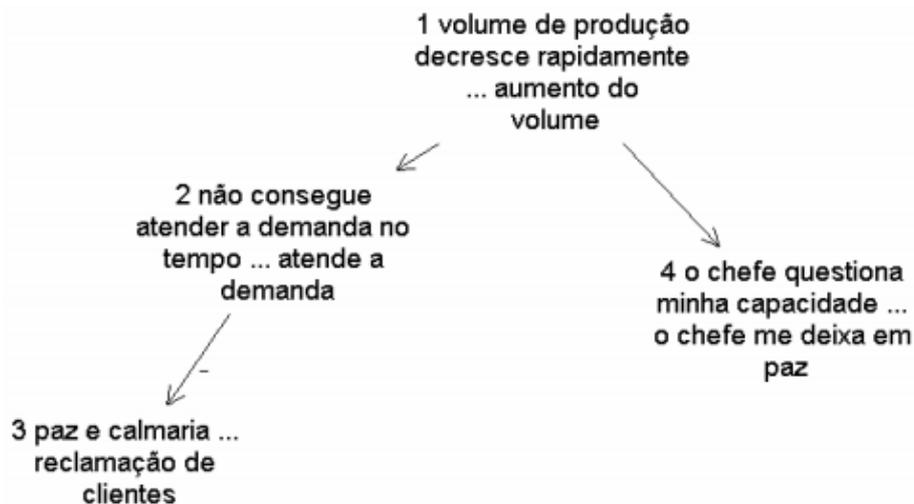
De acordo com Eden *et al.* (1983), o SODA é um método desenvolvido para dar suporte a consultores, ou facilitadores, a apoiar os decisores com problemas complexos a buscarem uma solução ou um conjunto de soluções de compromisso. Seu propósito elementar é simplificar a construção de um mapa que agrega os objetivos de cada ator envolvido no processo decisório, facilitando assim uma integração de todos os atores para uma reflexão coletiva do problema.

A metodologia caracteriza-se por sua aptidão de lidar com fatores qualitativos, de estruturar situações complexas, de apoiar discussão em equipe e no desenvolvimento de direções estratégicas (CORRÊA, 1996). Esse método tem aplicação direta na construção dos mapas cognitivos, ferramenta essencial da abordagem SODA.

Esses mapas cognitivos são representações, esquemas ou modelos mentais construídos pelos indivíduos, para domínios específicos de solução de problemas que são aprendidos e codificados como resultado da interação de um indivíduo com seu ambiente. (SWAN, 1997). Segundo Cossete e Audet (1992) os mapas cognitivos são definidos como representações gráficas de um conjunto de reproduções discursivas (*constructs*) elaboradas por um sujeito (o ator) com foco a um objeto (o problema), em circunstâncias de interações específicas. Essa maneira de representação gráfica é o resultado da

interpretação mental que o facilitador faz através da representação discursiva criada pelo sujeito (ator) no tocante um problema (JARDIM, 2001). A Figura 2 mostra um exemplo de um mapa cognitivo elaborado por Eden *et al.* (1983). Conforme pode-se observar, o mapa cognitivo é composto de inúmeras frases, as quais podem ser chamadas de opiniões, idéias, discursos ou *constructs*, ligadas por setas que representam a relação entre elas. Todo esse conjunto de *constructs* são representações do indivíduo sobre tal situação.

**Figura 2** - Exemplo de um mapa cognitivo



Fonte: Eden *et al.*, (1983)

Fiol e Huff (1992) classifica os mapas no que se refere os seus elementos, que podem ser: de (1) categorização, (2) de identidade e (3) causais ou de argumentação. Os mapas de categorização criam escalas e convenções de contorno que busca fornecer informações sobre a relação entre as entidades do problema. Os mapas de identidade compreendem componentes físicos chaves da problemática (atores, eventos e processos). Os mapas causais ou de argumentação abrangem meios alternativos para movimentar-se de uma posição a outra no mapa (ou seja, ligações potenciais entre as entidades de importância para a organização, no decorrer de tempo). No presente trabalho, os mapas cognitivos analisados serão os causais e organizacionais.

Uma vez desenvolvido o mapa de como o decisor percebe a situação, pode-se efetuar múltiplas análises com o objetivo de apoiar esse decisor a entender melhor a forma com que ele percebe a questão, tal que ele possa, atuando iterativamente com o modelo, aprimorar esta estrutura, introduzir novos aspectos ignorados anteriormente e encontrar soluções. Segundo Ackermann e Eden (2001), os mapas cognitivos e as reuniões facilitadoras são utilizadas para induzir o procedimento de negociação que é fundamental para elaborar um compromisso consensual com um curso de ação proposto.

De maneira geral, as etapas para a aplicação da metodologia SODA, são:

- **negociação:** compreende os termos do procedimento de cooperação entre o grupo e o facilitador e determina-se o objetivo e as expectativas;
- **construção do problema:** analisa-se os pontos de vista do problema de cada membro do grupo elaborando mapas cognitivos individuais;
- **desenvolvimento do mapa estratégico:** o facilitador agrega os vários mapas permitindo uma comparação das distintas visões das pessoas;
- **SODA Workshop:** onde o grupo a partir do mapa cognitivo geral construído na etapa anterior discute o problema buscando achar a sua solução). Todas estas etapas gerais precisam ser seguidas em qualquer aplicação do SODA. Todavia, há autonomia para conduzir-se, dentro de cada fase, de forma distinta da apresentada sempre que sejam necessárias adaptações, de acordo com restrições ou especificidades da aplicação.

Na literatura, a aplicação da metodologia SODA está presente na estruturação de problemas de diversas áreas. Hjortsø (2004) buscou aplicar o SODA para aumentar o nível de participação dos cidadãos em um processo estratégico de planejamento de manejo florestal. Os autores Eden e Ackermann (2004) utilizaram os mapas cognitivos do método SODA para auxiliar um departamento prisional do Reino Unido para a análise de estratégias políticas. Kunc e Morecroft (2009) usaram apenas para fazer uma analogia e argumentar que métodos de estruturação de problemas podem ajudar a entender melhor o uso estratégico de recursos organizacionais

As autoras Levino e Moraes (2014) procuraram aplicar a metodologia SODA para apoiar a sociedade na troca de informações e redução de conflitos usando um processo cooperativo e democrático na definição de políticas públicas. Almeida *et al.* (2014) propuseram o uso do SODA para agregar opiniões de diferentes partes interessadas afim de determinar o preço de venda dos produtos de uma farmácia de manipulação, localizada no sul do Brasil. No estudo de Caruzzo *et al.* (2015), buscou-se mapear a visão sistêmica da meteorologia aplicada para as missões de lançamento de veículos aeroespaciais. Para isso, o SODA foi usado para captar das partes interessadas diferentes visões e conceitos em relação à situação atual da Meteorologia Aeroespacial. Duryan *et al.* (2015) utilizaram o SODA para apoiar na tomada de decisão estratégica em organizações do setor de saúde.

Na pesquisa de Manso *et al.* (2015), os autores buscaram através do método SODA estruturar a problemática de gerenciamento de desastres naturais do estado de São

Paulo. Após a estruturação, foi possível mapear o Sistema de Defesa Civil do Estado de São Paulo, o que acarretou no conhecimento de vários entraves e o estabelecimento de um entendimento ampla acerca do problema. O trabalho de Guarnieri *et al.* (2016) procurou utilizar a metodologia SODA para apoiar os gestores de lixo eletrônico a tomar decisões com base em diferentes pontos de vistas da cadeia deste setor. O estudo de Araujo e Fontana (2016) propõe a utilização da metodologia SODA para auxiliar aos atores envolvidos na estruturação do problema da destinação dos resíduos sólidos gerados em uma indústria têxtil. Mais recentemente, Silva (2018) elaborou um estudo no qual aplicou a metodologia SODA para auxiliar gestores no levantamento de ações de combate ao mosquito *Aedes aegypti* em uma cidade da Paraíba.

No contexto de recursos hídricos, alguns estudos também foram verificados na literatura, no entanto, a maioria destes utilizaram o SODA para lidar com os conflitos e guiar um processo de tomada de decisão em grupo de forma democrática no contexto de Comitês de Bacias Hidrográficas (LEVINO e MORAIS, 2012; SOARES *et al.*, 2017; MEDEIROS *et al.*, 2017; SCHRAMM e SCHRAMM, 2018).

Algumas vantagens do método SODA são reconhecidas na literatura. Segundo Levino e Moraes (2011b), uma vantagem do método SODA em relação aos outros métodos de estruturação de problemas está na sua facilidade de permitir a interação das partes interessadas e no aumento do índice de aprendizado. Já Rouwette *et al.* (2011) afirma que uma das principais vantagens do SODA é a sua aptidão de perceber e relacionar ações para nortear o comportamento futuro em direções priorizadas.

Por outro lado, ressalta-se algumas desvantagens do uso do método SODA, na qual está relacionada a construção dos mapas cognitivos. Hwang and Lin (1987) afirmam que há maneiras de pensamento que não possuem relações de causa e efeito, o que complica (ou impossibilita) a elaboração de um mapa cognitivo. Os mesmos autores ainda argumentam sobre a falta de quantificação dos mapas cognitivos, isto é, estimar o quanto um conceito impacta em outro.

Outra desvantagem importante relatada pelos autores Hwang and Lin (1987) esta relacionada ao custo do tempo para a construção dos mapas cognitivos. Eles estimam que um mapa elaborado com base em análise de documentos pode demorar de 3 a 6 semanas, já o mapa que é construído baseado em questionários, pode durar em média 5 meses. Ademais, um mapa cognitivo de um conjunto de decisores pode possuir centenas de conceitos, na qual possa afetar o seu entendimento (NORONHA, 2003).

## 2.5. DINÂMICA DE SISTEMAS (*SYSTEM DYNAMICS*- SD)

### 2.5.1. Pensamento Sistêmico

O mundo, como vemos, é uma combinação de vários relacionamentos e, para entendê-los, é necessário entender vários componentes que criam um sistema e a subsequente complexidade decorrente dele. Assim, pensar em sistemas é reformular a forma como as pessoas pensam sobre o que vêem como um problema em primeiro lugar, e quais soluções podem parecer (CABRERA *et al.*, 2008). Vickers (2013) argumenta que ao contrário da dura tradição que presume que o mundo contém "sistemas" que podem ser projetados, a tradição suave supõe um "sistema" como um mundo social fluido, que persiste e muda. Neste sentido, os sistemas ou "sistemas de atividade humana" não pretendem ser modelos do mundo com elementos pré-definidos, mas principalmente um conjunto de atividades interligadas que incorporam um propósito particular ou uma maneira específica de ver o mundo (CHECKLAND, 2000; MINGERS, 1980).

De acordo com Lezak e Thibodeau (2016) o pensamento sistêmico enfatiza que as causas e seus efeitos são frequentemente menos diretos do que se poderia esperar intuitivamente. Essa mentalidade é pensada para facilitar a compreensão de sistemas e eventos como emergentes de uma matriz dinâmica de fatores inter-relacionados, que podem ter consequências esperadas e não intencionais (MEADOWS e WRIGHT, 2008).

Boardman e Sauser (2008) conceituaram pensamento sistêmico em duas perspectivas, uma em que um indivíduo utiliza todas as suas habilidades cognitivas para refletir sobre sistemas complexos sendo confrontados e, na outra, pensando em sistemas para analisar e resolver problemas que confrontam um sistema.

Apesar das inúmeras definições do termo “Pensamento Sistêmico”, existem vários princípios centrais do construto que são amplamente endossados: eles incluem uma ênfase no holismo que abrange multidisciplinas, suas relações formais e informais e padrões emergentes (KEATING *et al.*, 2001), uma expansão concepção de causalidade (isto é, uma apreciação do fato de que um vasto conjunto de variáveis são frequentemente responsáveis por resultados específicos em sistemas complexos) e reconhecimento de que os sistemas estão constantemente mudando de maneiras previsíveis e imprevisíveis (ESPEJO, 1994; SWEENEY e STERMAN, 2007).

Jackson (2000) afirma que o pensamento sistêmico tem contribuído mais para resolver problemas complexos que existem no mundo atual do que qualquer outra disciplina. Da mesma forma, Palaima e Skaržauskiene (2010) em seu estudo descobriram

que as capacidades de pensamento sistêmico, como pensamento dinâmico, interatividade, lógica do sistema, orientação a processos, aprendizado contínuo e compreensão de modelos mentais, ajudam os gestores a se tornarem mais eficazes.

#### 2.5.2. Breve Histórico e Conceitos SD

Desenvolvido no *Massachusetts Institute of Technology* (MIT) pelo professor Jay Forrester na década de 1960 (FORRESTER, 1969) e popularizado pelos Limites para o Crescimento do Clube de Roma na década de 1970 (MEADOWS *et al.*, 1972), a metodologia ganhou relevância na área da pesquisa operacional nas últimas décadas pela facilidade de representar estruturas complexas e de explicar os mecanismos que produzem o comportamento dinâmico.

Apoiado na teoria de controle de feedback (LINGLING *et al.*, 2012) e conceitos de pensamento sistêmico (RICHMOND, 1993), a abordagem SD mostrou-se adequada não apenas para problemas de negócios e estratégia (SENGE e STERMAN, 1992; STERMAN, 2000), mas também para a simulação de problemas ambientais e hídricos complexos (MAVROMMATI *et al.*, 2013; KOTIR *et al.*, 2016; CROOKES, 2017).

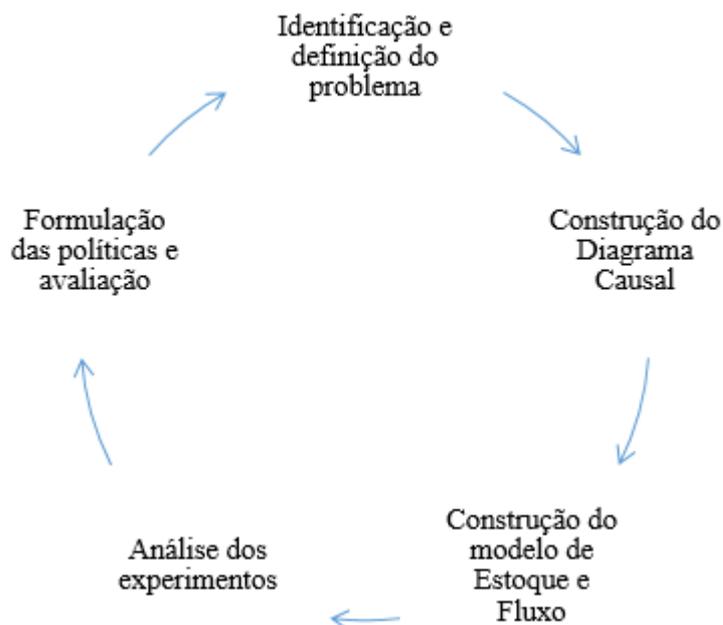
Ao contrário das técnicas de modelagem convencionais que são baseadas no pensamento causal linear e, conseqüentemente, não podem fornecer a estrutura mental e estrutural necessária para lidar com problemas desse nível de complexidade. A Dinâmica do Sistema é um método que busca investigar os comportamentos de um sistema complexo ao longo do tempo, convertendo todo o sistema em uma série interconectada de estoques e fluxos que afetam uns aos outros através de ciclos de feedback. Pode, assim, fornecer aos decisores uma ferramenta contextual poderosa (KELLY *et al.*, 2013; MIRCHI *et al.*, 2012).

Similar a este conceito, Sterman (2000) define SD como um método baseado em computador fundamentado na teoria de controle de feedback e na teoria moderna da dinâmica não linear. Assenta-se no pressuposto de que atrasos de tempo, não-linearidades, feedbacks do sistema, ampliações e relações estruturais entre os elementos de um sistema podem ser mais significativos na determinação do comportamento agregado do sistema do que os próprios componentes individuais (FORRESTER, 1961; STERMAN, 2000).

Para alcançar uma análise integral, a dinâmica do sistema considera três aspectos: ciclos de realimentação, simulação computacional e envolvimento participativo (GALLATI e WIESMANN, 2011). Loops de feedback e estruturas como diagramas de

estoque e fluxo são usados para comunicar e simular o comportamento do modelo (GALLATI e WIESMANN, 2011). Uma descrição detalhada dos diagramas causal e de estoque e fluxo são mostradas na próxima seção. As etapas da modelagem SD são ilustrados na Figura 3.

**Figura 3** - Etapas da modelagem da Dinâmica de Sistemas



Fonte: Adaptado de Sterman (2000)

É importante ressaltar que a modelagem de dinâmica de sistemas, é considerada um método híbrido, pois combina as vantagens dos conceitos de tempo contínuo e discreto (SAHIN *et al.*, 2016). O conceito discreto de tempo baseia-se na distinção entre pontos de tempo e intervalos de tempo finitos, enquanto o conceito contínuo lida com mudanças ao longo do tempo, baseado na matemática infinitesimal (SAHIN *et al.*, 2016). Além disso, a abordagem ajuda a fornecer uma compreensão mais profunda de como os sistemas complexos se comportam e evoluem ao longo do tempo, dando uma visão dinâmica e não estática de tais sistemas (FORRESTER, 1961; STERMAN, 2000).

Com relação aos aplicativos de simulação de computador utilizados na SD, a maioria destes depende do uso de pacotes de software especializados, por exemplo o software Vensim e Stella, nos quais os mecanismos de dinâmica do sistema podem ser manipulados por uma interface amigável. Esses procedimentos de desenvolvimento de modelo são projetados usando um processo de visualização que permite aos desenvolvedores de modelos conceituar, documentar, simular e analisar modelos de sistemas dinâmicos (QI e CHANG, 2011).

### 2.5.3. Diagramas SD

Dentro das técnicas de modelagem, a dinâmica de sistemas pode ser definida dentro de uma abordagem *Soft* ou *Hard*, na qual são construídas e apresentadas na forma de diagramas, para extrair e modelar o comportamento de um sistema ao longo do tempo, através dos Diagrama Causal e do Diagrama de Estoque e Fluxo (GOMES, 2014). A Tabela 1 apresenta, de maneira concisa, a diferença entre ambas abordagens.

**Tabela 1** - Diferenças entre as abordagens de modelagem *Soft* e *Hard*.

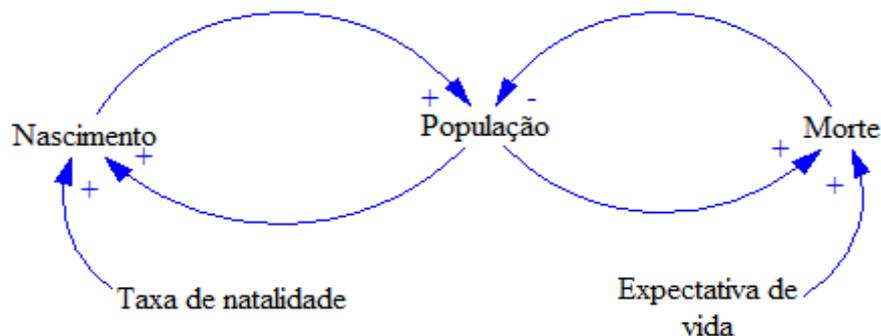
	<i>Hard</i> (formal)	<i>Soft</i> (mental)
<b>Definição do modelo</b>	<b>Representação da realidade</b>	<b>Métodos para gerar debates e insights da realidade</b>
Definição do problema		
Natureza	Quantitativa	Qualitativa
Objetivos	Insights e aprendizagem	Soluções e otimizações
Resultados	Produtos ou recomendações	Aprendizagem em equipes ou autodesenvolvimento
Modelo de diagrama	Diagrama de estoque e fluxo	Diagrama causal

Fonte: Adaptado de Gomes (2014)

#### 2.5.3.1. Diagrama Causal (DC)

A Figura 4 mostra um exemplo de um DC representando uma população.

**Figura 4** - Exemplo de um Diagrama Causal



Fonte: Sterman (2000)

No exemplo da Figura 4, a população é influenciada por uma taxa de natalidade e de uma taxa de mortalidade, por meio de ligações, representadas por setas. Cada ligação causal deste sistema é atribuída a uma polaridade, positiva (+) ou negativa (-) para indicar mudanças na variável dependente quando a variável independente muda.

Uma ligação positiva ocorre se, a variável independente (causa) aumentar, a variável dependente (efeito) também aumentar (vice-versa). Por exemplo, se a taxa de

nascimento fracionário aumentar, isto significa que a taxa de natalidade também aumentará.

Por outro lado, uma ligação negativa ocorre se, a variável independente (causa) aumentar, a variável dependente (efeito) diminuir (vice-versa). Conforme mostra o exemplo da Figura 4, um aumento no tempo de vida médio significa que a taxa de mortalidade diminuirá.

Outra simbologia no Digrama Causal é o loop de feedback, este é considerado um reforço se a polaridade das ligações for predominantemente positiva (representada pela letra R) e um equilíbrio se a polaridade das ligações for predominantemente negativa (representada pela letra B).

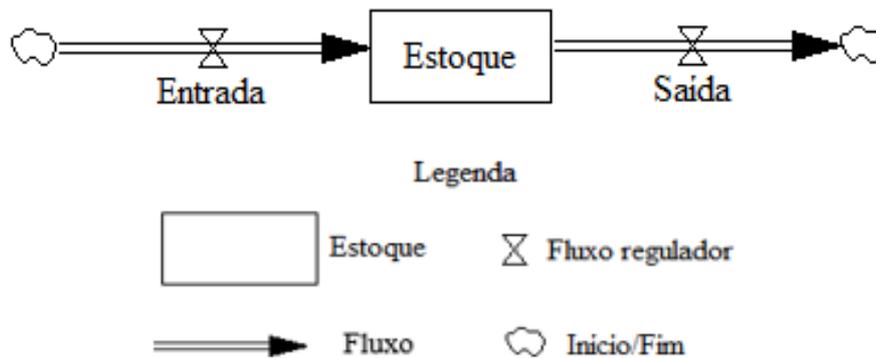
Apesar dos diagramas causais serem bastantes úteis em diversos tipos de problemas, por exemplo, na representação de processos de interdependência e feedback, em inícios de projetos de modelagem para capturar modelos mentais, tanto os de um grupo de clientes quanto o seu, etc, estes estão sujeitos há limitações. Algumas das limitações importantes são: os loops poderiam ser especificados com mais detalhes; a falta de capacidade capturar a estrutura de estoque e fluxo dos sistemas. Isto porque, os estoques e fluxos, em conjunto com feedback, são os dois conceitos fundamentais da teoria dos sistemas dinâmicos (STERMAN, 2000).

#### 2.5.3.2. Diagrama de Estoque e Fluxo

Segundo Sterman (2000) os estoques e os fluxos servem como indicadores do estado do sistema em um tempo específico, bem como a velocidade da mudança nesse estado (exemplo, estoques de produtos, populações, etc). Especificamente, os estoques representam variáveis de estado, que acumulam algo de interesse para o sistema, em sistemas complexos físicos e biológicos. Já os Fluxos, representam as taxas de mudança nos estoques, aumentando ou diminuindo seu nível (exemplo, produção e embarques, nascimentos e óbitos, etc).

Os designs originais dos modelos de estoque e fluxo foram criados por J. W. Forrester e são baseadas em uma metáfora hidráulica (STERMAN, 2000). Assim, os estoques são representados por retângulos, os fluxos são representados por um tubo (seta) apontando para o estoque; as saídas são representadas por tubos apontando para fora do estoque. As válvulas representam o controle de fluxos e as nuvens representam as fontes e os sumidouros dos fluxos, normalmente fora do limite do modelo. A Figura 5 mostra os elementos que compõe um diagrama de estoque e fluxo.

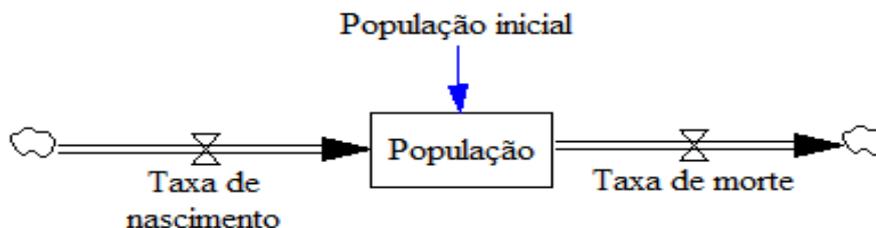
**Figura 5** - Simbologia utilizada para representar o Diagrama de Estoque e Fluxo



Fonte: Sterman (2000)

Um exemplo de um diagrama de estoque e fluxo representando uma população é mostrado na Figura 6. Neste exemplo, tem-se os nascimentos e mortes como os fluxos e a população inicial como o estoque.

**Figura 6** - Exemplo de um Diagrama de Estoque e Fluxo



Fonte: Adaptado Walters *et al.* (2016)

Nos modelos de estoque e fluxo, outros elementos básicos são bastantes presentes:

- **Variáveis** (círculo) – Compreende os parâmetros que são utilizados no sistema. Ocasionalmente uma variável pode assumir um valor que não varia, ou seja é uma **Constante** (losangos).
- **Informação** (setas de traço simples) - ligam os componentes do sistema e evidenciam relações entre os mesmos. Ressalta-se que as informações, diferente dos fluxos, não retiram ou colocam recursos nos estoques. As informações também podem ter um "traço duplo", indicando que estas apenas estarão à disposição num instante de tempo futuro, isto é chamado de “delay”.

#### 2.5.4. Aplicações da Dinâmica de Sistemas

A abordagem Dinâmica de Sistemas foi criada no início dos anos de 1960 por Jay Forrester, como uma metodologia de modelagem e simulação para tomada de decisão em problemas de gerenciamento industrial, desde então a SD têm sido aplicada em diversas

áreas, como transporte urbano (BARISA e ROSA, 2018; FONTOURA *et al.*, 2019), saúde (NEWELL e SIRI, 2016; HILL e CAMACHO, 2017; RECIO *et al.*, 2018), economia (RUSIAWAN *et al.*, 2015, AZIS *et al.*, 2017) e recursos naturais, nos quais se destacam energia, chuva, vento etc (FANG *et al.*, 2017), pastagem (ALLINGTON *et al.*, 2017), energia (WU *et al.*, 2018; GOTTSCHAMER e ZHANG, 2020) e água (DURAN-ENCALADA *et al.*, 2016; WANG *et al.*, 2019; RUBIO-MARTIN *et al.*, 2020).

Como o foco deste estudo é na gestão dos recursos hídricos, na seção abaixo será discutido estudos que aplicaram a Dinâmica de Sistemas no contexto da gestão da água.

#### 2.5.4.1. Aplicações da Dinâmica de Sistemas na Gestão da Água

No planejamento de recursos hídricos em áreas urbanas, alguns estudos foram observados na literatura utilizando a abordagem SD. Simonovic e Rajasekaran (2004), criaram um modelo de gerenciamento de recursos hídricos para o Canadá, chamado CanadaWater, usando a abordagem de simulação de dinâmica de sistemas. O modelo CanadaWater leva em consideração as interações dinâmicas entre as características quantitativas dos recursos hídricos disponíveis e o uso da água, determinados pelo nível de desenvolvimento socioeconômico, população e características fisiográficas do território do Canadá. Simulações do modelo são realizadas para 12 cenários projetados para investigar opções de políticas na área de disponibilidade de água doce, tratamento de águas residuais, crescimento econômico, crescimento populacional, geração de energia e produção de alimentos.

Os autores Ahmad e Prashar (2010) criaram um modelo baseado da Dinâmica de Sistemas de maneira mais abrangente para o sul da Flórida. O estudo captura as inter-relações entre a disponibilidade de água e as demandas municipais, agrícolas e ambientais concorrentes. Políticas de introdução de aparelhos de baixo fluxo, xeriscaping e preços são testadas quanto à sua eficácia na redução da demanda municipal de água. Os critérios de desempenho de confiabilidade, resiliência e vulnerabilidade são usados para medir o sucesso das políticas. Por exemplo, o critério confiabilidade é avaliado a partir da probabilidade de o sistema de abastecimento de água estar em um estado satisfatório a qualquer momento. As políticas também são avaliadas por seu impacto nos requisitos de fluxo ambiental (regime hídrico para manter os ecossistemas e seus benefícios, onde haja usos concorrentes de água). As simulações do status quo (definidas como nenhuma mudança nos padrões atuais de uso da água) mostram uma redução nos fluxos ambientais após 2010, levando a um aumento no número de violações mínimas no nível do fluxo. As

políticas testadas mostram potencial para redução da demanda municipal e melhoria dos fluxos ambientais.

Susnik *et al.* (2012) desenvolveram um modelo SD para avaliar a escassez de água e os possíveis impactos de políticas socioeconômicas em um sistema hidrológico complexo (envolvendo inúmeras fontes de captura e demanda de quatro setores: bombeamento doméstico, industrial, agrícola e externo). O modelo é aplicado à bacia hidrográfica de Merguellil, região de escassez hídrica na Tunísia.

Ainda nesse contexto, Dai *et al.* (2013) produziram um Modelo Dinâmico de Sistemas orientado a objetos para capturar as inter-relações entre disponibilidade de água e aumento da demanda de água para o crescimento e consumo industrial da população localizada na Bacia do Rio Manas, região de Xinjiang Uygur. Dawadi e Ahmadi (2013) investigaram a influência do aumento da população e o efeito das mudanças climáticas na disponibilidade de água no semiárido Vale de Las Vegas, no sul de Nevada.

Nos estudos de Sahin (2014; 2016), são desenvolvidos modelos de gestão da água urbana, aplicando a abordagem SD. Os estudos visavam criar reajustes de preços que, por sua vez, poderiam gerar receita para investir em usinas de dessalinização capazes de fornecer segurança hídrica de maneira eficiente no futuro. O estudo foi desenvolvido em Queensland, Austrália. Park *et al.* (2015) buscou criar um modelo SD para prever os efeitos a longo prazo do desenvolvimento de uma fonte alternativa de água no armazenamento da margem do rio Nak-Dong em Busan, Coreia do Sul, com base nas relações de feedback causal inerentes ao gerenciamento dos sistemas de abastecimento de água. Os resultados da simulação do modelo indicaram que os principais índices de gerenciamento de sistemas de abastecimento de água, como a taxa de abastecimento de água e a taxa de receita da água, serão melhorados durante os períodos de simulação de 60 anos a partir do ano de 1999.

Huanhuan *et al.* (2016) usaram a SD para analisar a disponibilidade futura de água em uma região costeira em Longkou, província de Shandong, China. Para este estudo, três cenários diferentes (“*Business as usual*”, desenvolvimento econômico e proteção abrangente dos recursos hídricos) foram projetados por 50 anos. Weil *et al.* (2016) construíram um modelo de gestão da água urbana, que incorpora a vontade de conservar. O modelo foi útil para quantificar o consumo dos moradores e os efeitos da economia de água.

Na gestão das águas agrícolas, a SD foi aplicada em diversos estudos. Shi e Elmahdi (2010) elaboraram um Modelo Econômico de Uso de Água (MEUA), do inglês

Economical Water Use Model, baseado na abordagem SD, para ajudar os tomadores de decisões a explorar opções de alocação de água para satisfazer a demanda de irrigação a um custo mínimo de água. Os resultados mostram que o modelo proposto pode ser considerado uma ferramenta robusta de gerenciamento de água, desenvolvida a partir de sua flexibilidade e poder de agilizar e facilitar a interligação de diferentes componentes do modelo, para ampla aplicação na alocação eficiente de água para o desenvolvimento sustentável da irrigação.

No estudo de Kotir *et al.* (2016), um modelo integrado de simulação de dinâmica de sistemas foi desenvolvido usando também uma abordagem SD para examinar os processos de feedback e a interação entre a população, os recursos hídricos e os subsetores de produção agrícola da Bacia do Rio Volta, na África Ocidental. O objetivo do modelo foi fornecer uma ferramenta de aprendizado para os formuladores de políticas melhorarem sua compreensão do comportamento dinâmico de longo prazo da bacia e como uma ferramenta de apoio à decisão para explorar cenários políticos plausíveis necessários para o gerenciamento sustentável dos recursos hídricos e o desenvolvimento agrícola.

O estudo de Walters *et al.* (2016), em uma abordagem de métodos mistos, combinou dados qualitativos e quantitativos para desenvolver e simular um modelo de dinâmica de sistemas que explora a interação sistêmica de fatores que interagem de maneiras complexas para influenciar a sustentabilidade da produção na sustentabilidade econômica, ambiental e social da produção agrícola. Em seguida, utilizou-se esse modelo para avaliar o papel de cada condutor na determinação das diferenças de sustentabilidade entre três sistemas distintos de produção: somente culturas, somente animais e um sistema integrado de culturas e animais. O resultado desses esforços de modelagem constatou que o maior potencial de sustentabilidade existia no sistema de produção apenas de culturas.

Pluchinotta *et al.* (2018) desenvolveram um modelo de SD, explorando como diferentes ações podem influenciar os processos de tomada de decisão de várias partes interessadas envolvidas no espaço de interação de Ostanello-Tsoukiàs. O modelo SD foi implementado em uma situação de tomada de decisão de várias partes interessadas, a fim de apoiar o gerenciamento da água e a proteção das águas subterrâneas nos sistemas agrícolas na área de Capitanata (região de Apúlia, sul da Itália).

Ahmadi e Zargham (2019), em seu estudo, abordaram o consumo de água em espaços verdes urbanos para a cidade de Shiraz, Irã, e a principal questão era se deveria procurar recursos hídricos externos (construção de barragens) ou recursos internos, ou

seja, dentro da cidade (tratamento de esgoto). Para isso, foi desenvolvido um Modelo de Dinâmica de Sistemas para avaliar e comparar diferentes cenários de abastecimento de água externo e interno até 2025. O estudo de Tianhong *et al.* (2019), utilizando-se como estudo de caso todo o ciclo da água da cidade de Shenzhen, teve como objetivo construir um modelo de Dinâmica do Sistemas para investigar as complexas interações ao longo do ciclo da água no sistema socioeconômico-ecológico. O fornecimento e a demanda de água na cidade de Shenzhen foram simulados de 2015 a 2030. Os resultados mostram que o suprimento e a demanda de água de Shenzhen diminuirão constantemente nos próximos anos, o que indica uma grave escassez de recursos hídricos e conflitos entre o suprimento e a demanda de água nessa região.

Outro estudo que simulou cenários de longo prazo foi desenvolvido por Bao e He (2019). Os autores nesse estudo desenvolveram um modelo de dinâmica de sistemas para simular as condições atuais e os cenários futuros de desenvolvimento da urbanização e escassez de água na aglomeração urbana de Pequim – Tianjin – Hebei (PTH) em 2000–2030, examinando a interação e o feedback entre os seis principais subsistemas: abastecimento de água, demanda de água, poluição da água, urbanização da população, urbanização econômica e urbanização da terra. Verificou-se que o Projeto de Desvio de Água do Sul para o Norte e o Sistema de Reutilização de Água Recuperada aprimorado podem aumentar bastante o suprimento de água. No entanto, a velocidade da urbanização da população e o crescimento econômico, a estrutura espacial da aglomeração urbana e o padrão de consumo de água podem determinar a demanda de água.

Os estudos mais recentes (BAKHSIHANLAMOUKI *et al.*, 2020; RAVAR *et al.*, 2020) tem se destinado a desenvolver modelos SD para avaliar a segurança nonexo água-alimentação-energia, considerando os serviços de fornecimento de ecossistemas das bacias hidrográficas.

No contexto de todos estes estudos relatados acima, os componentes interconectados e o comportamento complexo dos sistemas urbanos de água fazem com que a SD seja uma abordagem eficaz para lidar com tais tipos de problema (ZARGHAMI e AKBARIYEH, 2012).

### 3. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Neste capítulo será apresentada a metodologia de pesquisa empregada neste estudo de modo que os objetivos propostos sejam alcançados.

#### 3.1. DELINEAMENTO DA PESQUISA

Em relação a sua natureza, a presente pesquisa apresenta as características do tipo aplicada apresentadas por Vergara (2004), na qual se busca resolver um problema prático. Neste contexto, o estudo tem como propósito apontar alternativas de ações de gestão hídrica para melhorar o abastecimento de água em uma região de escassez.

Quanto a sua abordagem, a pesquisa é denominada quali-quantitativa. Isto porque no presente estudo será desenvolvida uma multimetodologia que utiliza tanto o método qualitativo SODA (estruturação do problema através de mapas cognitivos de decisores), quanto o método quantitativo de estoque e fluxo da Dinâmica de Sistemas (avaliação de alternativas através de simulação computacional, construção de modelos utilizando como inputs dados, equações, parâmetros, etc). Além disso, o tema da gestão hídrica e suas estratégias envolvem aspectos de cunho qualitativo (uso racional, hábitos etc) bem como quantitativos (quantidade de oferta e demanda de água, índice de perdas de água, total de água reutilizada, etc).

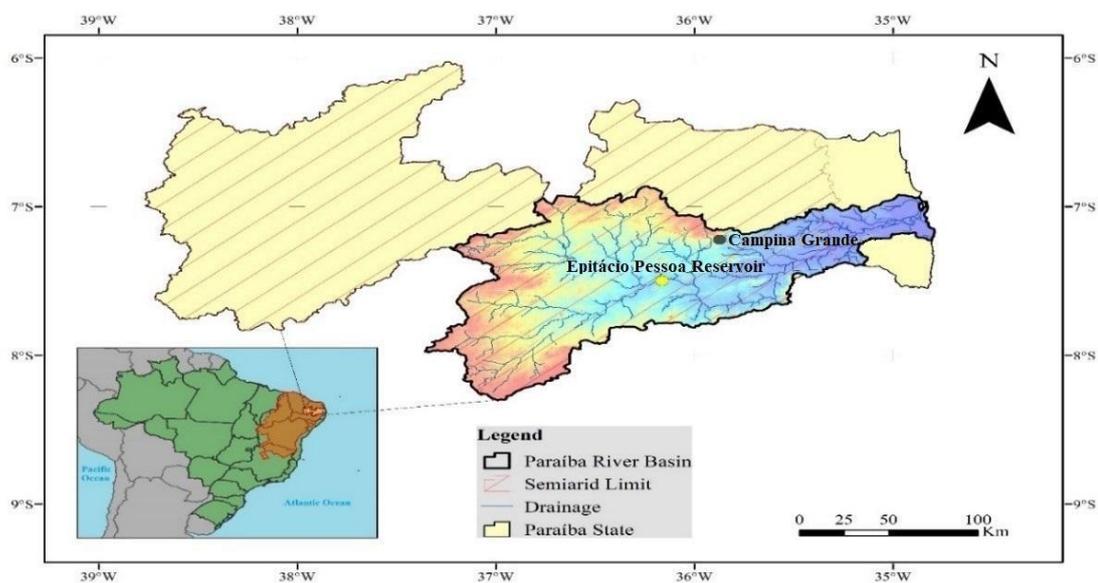
Do ponto de vista de seus objetivos segundo Gil (2007) e Barros e Lehfeld (2007), a pesquisa se caracteriza como sendo exploratória, tendo em vista possibilitar maior familiaridade com o tema da gestão hídrica e os métodos mais sofisticados para lidar com tal problemática; descritiva, por descrever a forma de gestão hídrica da região semiárida utilizada no estudo, englobando os padrões de consumo e a disponibilidade hídrica da região, e; explicativa: uma vez que o estudo busca também identificar os aspectos que influenciam no abastecimento de água da região semiárida da Paraíba.

Quanto aos procedimentos técnicos, duas categorias foram utilizadas nesse estudo, a pesquisa bibliográfica e documental. A pesquisa bibliográfica foi útil para a etapa de levantamento da literatura (artigos científicos, livros, jornais, publicações em sites, etc) sobre o tema abordado nesta pesquisa, tornando útil para apontar caminhos inovadores para o estudo. Já a pesquisa documental foi importante, uma vez que houve o uso exaustivo de jornais e documentos dos órgãos competentes da gestão hídrica da região. Por exemplo, ANA, CAGEPA, AESA, PNRH, IBGE, documentos do PISF, etc.

### 3.2. CARACTERIZAÇÃO DO OBJETO DE ESTUDO

O reservatório Eptácio Pessoa (Figura 7) possui uma capacidade de armazenamento de 411 MMC (milhões de metros cúbicos) (ANA, 2018) e, atualmente, fornece água para a cidade de Campina Grande e outros 18 pequenos municípios situados na região semiárida da Paraíba (Alagoa Nova, Boa Vista, Boqueirão, Barra de Santana, Caturité, Cabaceiras, Cubati, Queimadas, Juazeirinho, Lagoa Seca, Matinhas, São Sebastião de Lagoa de Roça, São Vicente do Seridó, Soledade, Sossego, Olivedos, Pedra Lavrada e Pocinhos). A população da região em estudo consiste em aproximadamente 650 000 pessoas, com uma taxa de crescimento atual e futura de 1% (IBGE, 2019).

**Figura 7** - Mapa de localização do reservatório Eptácio Pessoa na bacia do Rio Paraíba, região Nordeste do Brasil



Fonte: Adaptado de Del Grande *et al.*, (2016)

As cidades que são abastecidas por este reservatório enfrentam uma série de desafios, principalmente devido aos aspectos hidroclimáticos da região do rio Paraíba, principal fonte do reservatório (Tabela 2) (VIEIRA, 2008; NUNES *et al.*, 2016), bem como fatores relacionados à gestão municipal da água (por exemplo, a alta taxa de 33% de perda de água) (SNIS, 2019). A perda de água considerada neste estudo é resultado de perdas reais (vazamentos em tubulações) e perdas aparentes (roubo, hidrômetro com problemas de calibração). Outro fator preocupante é a média alta de consumo de água que corresponde a aproximadamente 222L/p/d (litros por pessoa por dia) (131 doméstica + 91 industrial / outra). Esses níveis de consumo foram retirados a partir de transformações das retiradas médias mensais de m<sup>3</sup>/s para L/p/d dos trabalhos de RÊGO *et al.*, 2014 e

RÊGO *et al.*, 2015. Ressalta-se que esse índice ainda é consideravelmente menor que nos países mais industrializados (KATZ, 2015).

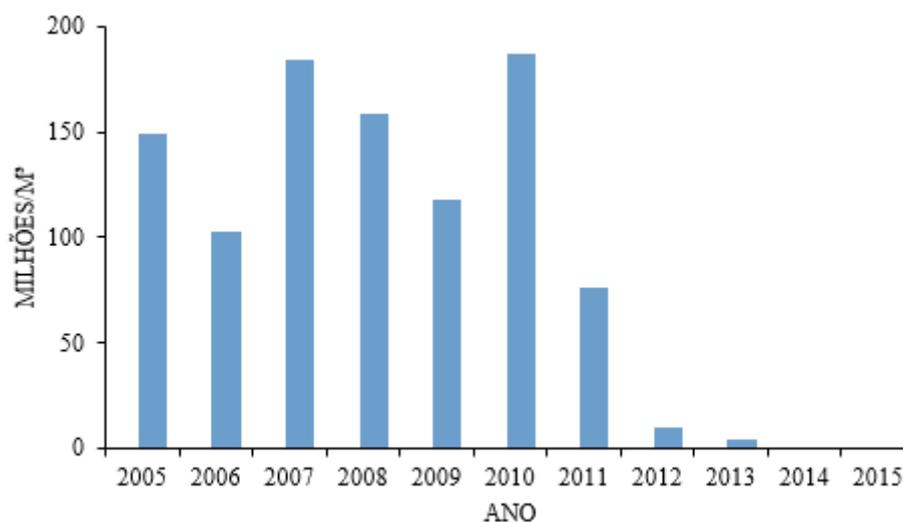
**Tabela 2** - Aspectos hidroclimáticos da região do Rio Paraíba

Aspectos	Valores
Área de drenagem (km <sup>2</sup> )	6 727,69
Precipitação (mm/ano)	600
Período de concentração de precipitação (meses)	4 (fev-mai)
Temperatura Mínima (°C)	18-22
Temperatura Máxima (°C)	28-31
Evaporação (mm/ano)	2 000-2 500

Fonte: Vieira (2018)

Além disso, para complementar o balanço hídrico e realizar as simulações neste estudo, foram necessárias informações sobre vazões de entrada e evaporação do reservatório Epitácio Pessoa. Portanto, para as vazões de entrada, uma série de dados de vazões entre os anos de 2005 e 2015 (Figura 8) foi empregada com base em volume de medições diárias e convertidas para anual, retiradas do sistema de monitoramento de reservatório da ANA (ANA, 2018), sendo calculada a partir da Equação 2 da seção 3.3.2.2.2.

**Figura 8** - Série histórica de vazão de entrada para o reservatório Epitácio Pessoa (2005-2015)

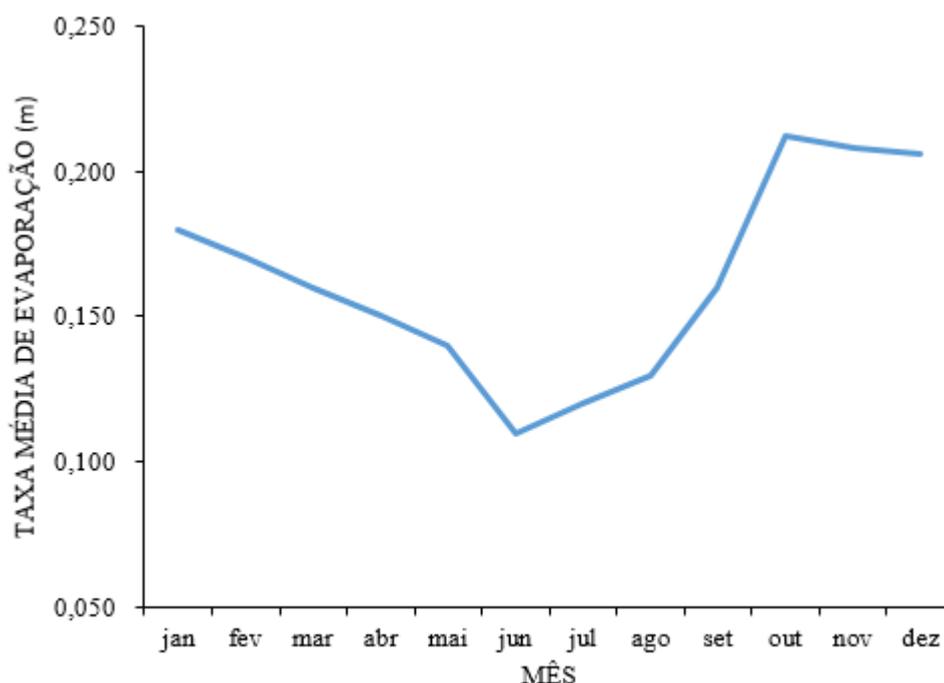


Fonte: ANA (2018)

No que diz respeito à evaporação, não foram encontrados estudos com medições de lâminas evaporadas do reservatório Epitácio Pessoa. Por esse motivo, foram usados dados médios mensais de evaporação coletados de um tanque evaporimétrico Classe A da Escola São João do Cariri da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). A série é considerada representativa devido à sua proximidade com o reservatório e as

características climáticas semelhantes, vegetação e terreno. Os coeficientes ( $K_p$ ) calculados por Nunes *et al.* (2016), foram utilizados para corrigir os valores medidos no tanque Classe A. No reservatório Eptácio Pessoa, outros coeficientes além do valor comumente empregado de 0,7 são utilizados sazonalmente, uma vez que cada estação do ano traz suas próprias condições climáticas, radiação, umidade, vento e temperatura do ar, entre outros atributos associados ao clima exclusivo de cada localidade. As médias mensais das lâminas de água evaporadas utilizadas nas simulações podem ser observadas na Figura 9.

**Figura 9** - Evaporação média mensal



Fonte: Adaptado de Nunes *et al.*, (2016)

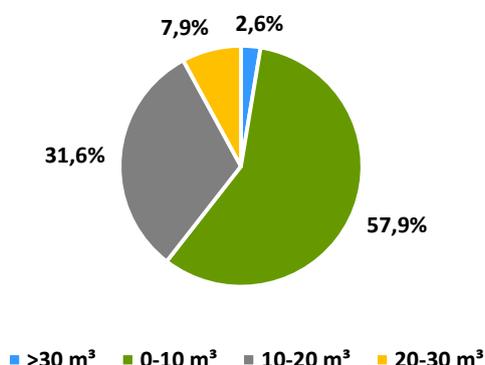
O reservatório Eptácio Pessoa fornece água para usos múltiplos (consumo urbano, agrícola e industrial); no entanto, para os fins desta pesquisa e devido a falta de informações consistentes da quantidade de agricultores/indústrias e seus respectivos consumos, a proposta de ajuste de preço da escassez é restrita apenas ao uso doméstico. A Tabela 3 apresenta um exemplo da política de preços da CAGEPA para consumo residencial com base no modelo de Aumento da Tarifa por Bloco, do inglês *Increasing Block Tariff* (IBT) em 2020.

**Tabela 3** - Preços da água para consumo residencial em Campina Grande (2020)

Blocos de consumo mensal	Tarifa (R\$)
Tarifa social/mínima - Consumo $\leq 10 \text{ m}^3$	10,56 / 37,91
Entre 11 e 20 $\text{m}^3$	4,89
Entre 21 e 30 $\text{m}^3$	6,45
Maior que 30 $\text{m}^3$	8,76

Fonte: Cagepa (2017)

O primeiro bloco (consumo  $\leq 10 \text{ m}^3$ ) dessa tarifa tem dois objetivos: alcançar a equidade no acesso à água e estabelecer um preço mínimo que corresponda à sustentabilidade econômico-financeira da empresa responsável pelo serviço da água. Se a residência exceder o consumo de  $10 \text{ m}^3$  de água, por exemplo,  $12 \text{ m}^3$ , o cálculo da tarifa será (R\$ 37,91 + 2 x 4,89). Essa mesma lógica se aplica a outros blocos de consumo. A Figura 10 mostra a distribuição das famílias por blocos de tarifa de água. Verifica-se que 57,9% dos domicílios estão no bloco de consumo de 0 a  $10 \text{ m}^3$  e 31,6% no bloco entre 10 e  $20 \text{ m}^3$ , perfazendo um total de 89,5% dos domicílios apenas nesses dois primeiros blocos (OLIVEIRA e CURI, 2007).

**Figura 10** - Porcentagem de domicílios por blocos de tarifas

Fonte: Adaptado de Oliveira e Curi (2007)

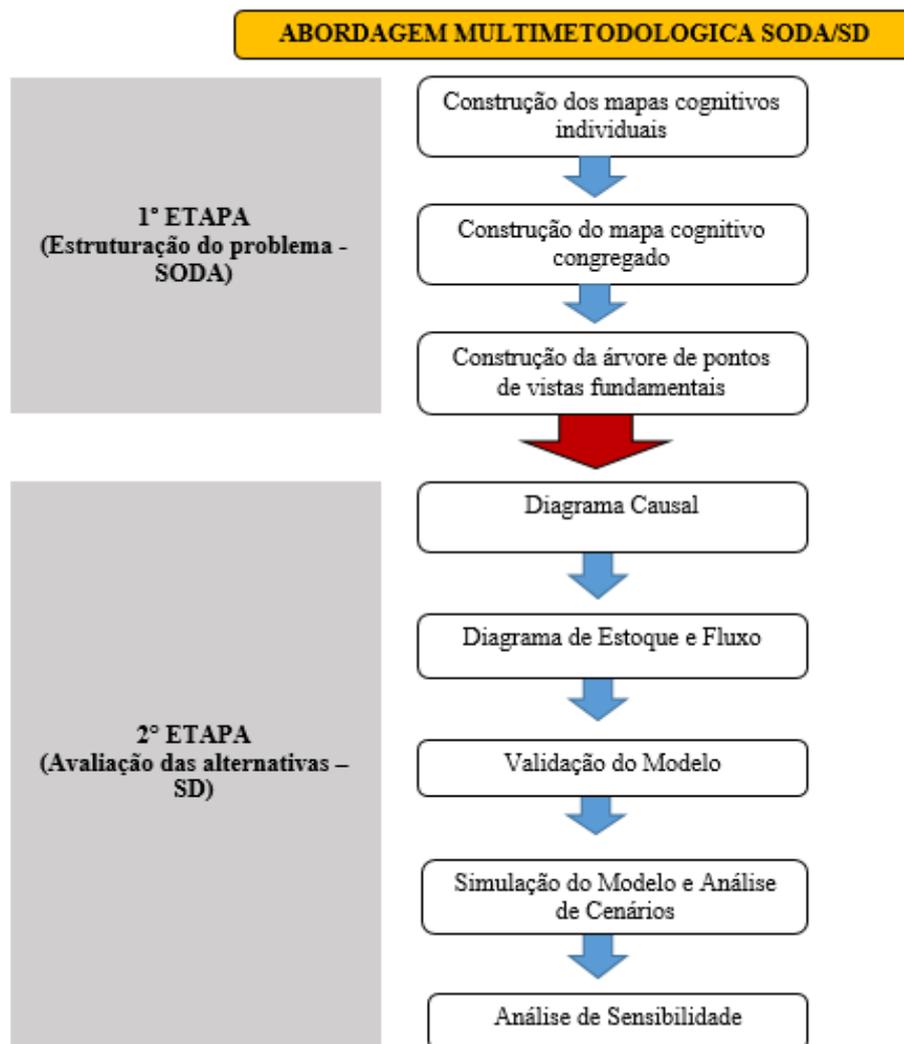
Deve-se resaltar que o modelo de ajuste proposto neste estudo não foi considerado para a tarifa mínima de consumo (0 a  $10 \text{ m}^3$ ), uma vez que essa tarifa desempenha um papel de equidade no acesso à água. Dessa forma, o ajuste se aplica aos clientes de faixas de consumo subsequentes, penalizando os maiores consumidores de água.

### 3.3. ABORDAGEM MULTIMETODOLÓGICA SODA/SD: A RACIONALIDADE

A abordagem multimetodológica proposto neste estudo tem como propósito apoiar o processo de estruturação do problema e tomada de decisão de gestão de abastecimento de água. Para isso, o método SODA e abordagem SD serão utilizados na

construção dessa multimetodologia. O papel de cada um destes representa claramente a contribuição desta tese: o SODA na fase da estruturação do problema (construção de alternativas para a resolução de tal problema) e a SD na fase de avaliação dessas alternativas. A Figura 11 mostra o passo a passo da aplicação desta abordagem proposta:

**Figura 11** - Passo a passo da aplicação da abordagem SODA/SD



Fonte: Elaborado pelo autor (2020)

### 3.3.1. Etapa 1: Estruturação do problema

Para iniciar o processo de estruturação do problema de estratégias de gestão da água durante a crise hídrica (2012-2017) e analisar cenários futuros, foi necessário identificar os atores envolvidos no processo decisório (Quadro 5). No processo de escolha dos atores, considerou-se especialistas na área de recursos hídricos e de saneamento, que de certa forma, possuem experiências em estudos e interesse na gestão dos recursos hídricos do reservatório Epitacio Pessoa, além de um especialista colaborador da companhia de água e esgoto da Paraíba (CAGEPA). Para este último, não foi possível

marcar uma entrevista, no entanto, foram aproveitados depoimentos/informações/insights em artigos científicos e relatórios (CAGEPA, 2018; LUCENA, 2018; DEL GRANDE *et al.*, 2016). Esta técnica de aproveitamento para a construção de mapa cognitivo foi utilizada similarmente também por Santos *et al.* (2011). Na sequência um facilitador foi designado para a condução do processo de aplicação do método. Neste estudo, o próprio autor assumiu o papel de facilitador.

**Quadro 5** - Perfil dos atores/especialistas envolvidos no processo decisório

<b>Ator</b>	<b>Perfil</b>
Ator A	Professor com vasta experiência na área de água e saneamento. Desenvolve estudos para a região alvo de estudo nesta pesquisa.
Ator B	Professor com vasta experiência na área de água e saneamento.
Ator C	Colaborador da CAGEPA.
Ator D	Professor com vasta experiência na área de água e saneamento. Desenvolve estudos para a região alvo de estudo nesta pesquisa.

Fonte: Elaborado pelo autor (2020)

Uma vez definidos os atores, pode-se definir o rótulo do problema. Para o caso analisado definiu-se como rótulo “*Ações para melhorar o abastecimento de água das cidades abastecidas pelo reservatório Epitácio Pessoa localizadas na região semiárida da Paraíba durante a crise hídrica (2012-2017) e cenários futuros*”.

#### 3.3.1.1. Construção dos mapas cognitivos individuais

Nesta fase da aplicação do método SODA, por meio da realização de entrevistas, o facilitador levantou um compilado de Elementos Primários de Avaliação (EPAs) de cada ator a cerca do problema de abastecimento de água. A partir de cada um desses elementos foi produzido um conceito, do qual o conjunto produziu o mapa cognitivo. Os conceitos apresentados nestes mapas expressam os entendimentos, explicações e estratégias que refletem, em geral, a problemática analisada. As ligações entre esses conceitos são representadas por setas, as quais apontam como um conceito conduz ou impacta sobre outro. O significado do conceito deve está embasado em parte na ação que o ator propõe, com um pólo atual (no qual este é determinado pelo decisor para ação do presente) e um pólo oposto (que expõe o oposto psicológico da ação). Os dois rótulos são separados por ‘...’, que significa o oposto. Além disso, a partir de um conceito elicitado do ator, é feita uma hierarquia entre dois conceitos, no qual o ator é indagado sobre quais

são os meios necessários para alcançá-los, ou seja, para quais fins ele se destina. Na maioria das vezes o mapa cognitivo é construído obedecendo a ordem de conceitos meios na posição inferior da página e conceitos fins na posição superior. O software Decision Explorer foi utilizado na confecção dos mapas (BANXIA, 2005).

#### 3.3.1.2. Construção do mapa cognitivo congregado

Após a construção dos mapas cognitivos individuais dos atores envolvidos, um mapa cognitivo agregado será elaborado acoplando todos estes mapas individuais e apresentados para o grupo de atores para que eles possam validar, realizar modificações ou inclusões, bem como discutir o estado e a evolução dos conceitos sobre a problemática do abastecimento de água da região estudada. Esta agregação de todos os mapas cognitivos individuais é um procedimento bem difícil, principalmente quando o número de atores envolvidos na pesquisa são mais de dois e, desse modo apresentasse uma elevada quantidade de conceitos, no entanto, para o caso estudado nessa pesquisa, diversos conceitos foram apresentados por mais de um ator o que permitiu uma maior facilidade na agregação. Ressalta-se que nesta etapa não foi obedecido o procedimento “padrão” do SODA para validar o mapa agregado, ou seja, em uma reunião com todos os atores envolvidos no estudo seria algo impraticável. Desse modo, esse processo se deu através do envio de e-mails para todos os atores contendo o mapa agregado. Este tipo de validação também foi realizado nos estudos de Santos *et al.* (2018) e Tajra (2018) e foi bastante eficaz para validar o mapa agregado por permitir que todos os atores envolvidos participassem, superando todas as adversidades de distância geográfica e divergências de horários para uma possível reunião de cada ator.

Na próxima etapa, com a apresentação e a validação do mapa agregado com os atores foi gerado o mapa congregado, que por sua vez representa o problema segundo a visão de todos os atores.

#### 3.3.1.3. Construção da árvore de pontos de vistas fundamentais

Na próxima etapa, com todas as informações já disponíveis, o facilitador constrói a árvore de pontos de vistas fundamentais, mostrando para cada ação necessária (fins) quais alternativas podem ser implementadas (meios). Ou seja, propostas para solucionar/mitigar a problemática do abastecimento de água na crise hídrica (2012-2017) e em cenários futuros.

É importante ressaltar que a escolha das estratégias de gestão hídrica discutidos na revisão de literatura desse estudo foi norteada pelas ações apresentadas na árvore de pontos de vistas fundamentais.

### 3.3.2. Etapa 2: Aplicação da System Dynamics para a avaliação das alternativas

#### 3.3.2.1. Construção do Diagrama Causal

Nesta segunda etapa, após identificar as alternativas propostas, um Diagrama Causal foi construído para explicitar as relações de causa e efeito dentro do contexto do problema. O modelo elaborado é chamado de “Água na região do Semiárido da Paraíba - ASPB-SD”. O modelo foi desenvolvido usando o pacote de software Vensim DSS v6.3 (VENTANA SYSTEM, 2018)

#### 3.3.2.2. Construção do Diagramas de Estoque e Fluxo

Após a construção do Diagrama Causal, na qual é caracterizado por um diagrama qualitativo, sub-modelos foram delimitados para que possa construir, de maneira detalhada (com parâmetros, variáveis e conjunto de dados) o Diagrama de Estoque e Fluxo. O diagrama proposto consiste em cinco submodelos: submodelo de população, submodelo de abastecimento de água (superfície), submodelo de demanda, submodelo de tarifa de água e submodelo de água recuperada. Para evitar anomalias devido a oscilações nos níveis dos reservatórios, o modelo será projetado para agregar a produção mensal em uma etapa anual de simulação.

##### 3.3.2.2.1 Sub-modelo da população

A população é um dos principais consumidores de água em relação aos seus múltiplos usos. Deve-se enfatizar que o consumo doméstico da população inclui usuários urbanos e rurais. O nível populacional será calculado usando a população atual e a mudança populacional, conforme mostrado na Equação (1).

$$P = \int (P_{vp})dt + [P_i] \quad (1)$$

Onde,

$P$  – população

$P_{vp}$  – taxa de variação populacional (pessoa/ano)

$P_i$  – população inicial

### 3.3.2.2.2 Sub-modelo de abastecimento de água

O reservatório Eptácio Pessoa é um estoque de águas superficiais, sendo a única fonte de abastecimento para a região delimitada neste estudo. A Equação (2) mostra a formulação do balanço hídrico adaptado ao reservatório de Eptácio Pessoa (NUNES *et al.*, 2016). Todas as variáveis serão medidas usando MMC (milhões de metros cúbicos).

$$A_{t+1} = A_t + VE_t - E_t - VR_t - FN_t \quad (2)$$

Onde,

$t$  - intervalo de simulação atual e  $t + 1$  o próximo intervalo da simulação

$A_t$  - volume armazenado no reservatório;

$VE_t$  - volume de entrada no reservatório;

$E_t$  - volume de água perdida por evaporação;

$VR_t$  - volume retirado do reservatório para consumo;

$FN_t$  - volume de água vertida do reservatório para os fluxos naturais no rio Paraíba.

É importante reiterar que, para simular cenários futuros (2016-2025), a mesma série de dados observados, porém representado por um valor médio, e os dados meteorológicos serão repetidos durante períodos futuros para considerar uma variedade de vazões de entrada no reservatório. Isso fornece uma aproximação consistente do padrão histórico de vazões de entrada (SAHIN *et al.*, 2014). Winz e Brierley (2007) neste contexto afirma que os estados futuros do sistema são replicados a partir do modelo atual SD.

### 3.3.2.2.3 Sub-modelo de demanda de água

A demanda total de água foi calculada a partir do uso real dos recursos hídricos. Assim, as seguintes variáveis foram relacionadas à demanda por recursos hídricos: consumo doméstico de água, consumo industrial de água e retirada para irrigação. A demanda anual de água doméstica foi calculada usando a seguinte Equação (3):

$$DAD_t = P_t * DA_{pct} \quad (3)$$

Onde,

$DAD_t$  - representa a demanda anual de água doméstica;

$P_t$  - população anual;

$DA_{pct}$  - demanda de água per capita.

Uma vez calculada a demanda doméstica de água, foi possível determinar a demanda total de água usando a Equação (4):

$$DTA_t = DAD_t + DIA_t + DAA_t \quad (4)$$

Onde,

$DTA_t$  - demanda total anual de água;

$DAD_t$  - demanda de água doméstica;

$DIA_t$  - demanda industrial de água;

$DAA_t$  - demanda de água para agricultura.

#### 3.3.2.2.4 Sub-modelo de tarifa de água

A equação que define o preço de ajuste é mostrada na Equação (5).

$$PA = TR + (TBE * TR) \quad (5)$$

Onde,

$PA$  - Preço Ajustado (aumento sobre a tarifa regular);

$TR$  - Tarifa Regular (CAGEPA);

$TBE$  - Tarifa Baseada na Escassez (aumento percentual sobre a tarifa regular).

A TBE aplicada nesse estudo é determinada a partir da disponibilidade de água do reservatório, na qual o preço poderia atingir um percentual máximo de até 200% em relação à tarifa regular em seu volume “morto” (ou seja, 10% do a capacidade máxima do reservatório, um nível que representava insegurança hídrica para as cidades abastecidas pelo reservatório Epitácio Pessoa (ANA, 2017). Da mesma forma, como os níveis totais de armazenamento foram restaurados devido a chuvas acima da média ou controle de perdas, a TBE é retirada nos mesmos níveis. Para prever a extensão da resposta do consumidor a uma mudança de preço, foi consultada a seguinte equação básica de elasticidade da demanda (6):

$$Mudança na demanda = DA_{pc} * (PA / TR)^{Ed} \quad (6)$$

Onde,

$DA_{pc}$  - demanda de água per capita;

$PA$  - preço ajustado;

$TR$  - tarifa regular;

$E_d$  - elasticidade-preço da demanda.

As elasticidades utilizadas para avaliar a sensibilidade dos usuários aos novos níveis de preços foram de 0,45 e 0,55, propostas por Medeiros e Ribeiro (2006) e Banco do Nordeste do Brasil (1997), respectivamente.

### 3.3.2.2.5. Sub-modelo de água retornada

Nesse submodelo, a água retornada com o controle de perdas e o reúso de águas residuais serão considerados como o volume total de água retornada ao sistema. As águas residuais devolvidas serão retornadas para a irrigação. O volume total de água retornando ao sistema será calculado usando a Equação (7).

$$AR_t = CP_t + RR_t \quad (7)$$

Onde,

$AR_t$  - água retornada anualmente;

$CP_t$  - água retornada com controle de perdas;

$RR_t$  - água retornada com a reutilização de águas residuais.

### 3.3.2.3. Validação do Modelo

Nesse contexto, antes de prosseguir com a análise dos resultados, o modelo foi validado para o balanço hídrico de 2005 a 2015. Assim, testes estruturais diretos irão avaliar a validade da estrutura do modelo em relação ao sistema real. Para esse fim, será verificado se o modelo inclui todas as variáveis críticas que devem ser investigadas, ou seja, todas as variáveis que influenciam no consumo e na oferta de água do sistema estudado.

Além disso, o desempenho do modelo será avaliado por meio dos Erros Percentuais Absolutos Médios, do inglês *Mean Absolute Percentage Error* (MAPE). A escolha pela utilização do MAPE se deu pela facilidade de interpretação, devido ao fato que o seu resultado seja expresso em termos percentuais. Ademais, por ser bastante utilizado em estudos que aplicam modelos de Dinâmica de Sistemas, principalmente na área de recursos hídricos (por exemplo, DAWADI e AHMAD, 2013; DURAN-ENCALADA *et al.*, 2016; ZHANG *et al.*, 2016; AHMADIA e ZARGHAMI, 2019).

### 3.3.2.4. Simulação do Modelo e Análise dos Cenários

Nesta etapa, são delimitados cinco cenários (os quais foram propostos pelo método anterior) que serão simulados juntamente com o cenário Status Quo, para identificar opções estratégicas de gestão hídrica considerando a gestão da oferta e da demanda (Tabela 4). Explorar esses cenários usando o modelo de dinâmica de sistemas pode colocar os gestores do setor de água em uma posição melhor para entender a complexidade e os aspectos dinâmicos do sistema, apoiando-os para gerenciar e tomar decisões com mais eficácia.

**Tabela 4** - Parâmetros de entrada predefinidos para cenários de simulação examinados

Cenários	Descrição dos cenários					
	Racionamento (Não/Sim)	Uso de água (L/P/D)	Controle de perdas (CP) (Não/Sim)	TBE (Não/Sim)	Reúso de água residuária (Não/Sim)	PISF (Não/Sim)
Status Quo	Sim	Variando	Não	Não	Não	Não
CE1	Não	222	Não	Não	Não	Não
CE2	Não	222	Não	Sim	Não	Não
CE3	Não	222	Sim	Não	Não	Não
CE4	Não	222	Não	Não	Sim	Não
CE5	Não	222	Não	Não	Não	Sim

Fonte: Elaborado pelo autor (2020)

Nota: Status Quo: cenário com racionamento; CE1: cenário sem racionamento; CE2: cenário sem racionamento + tarifa baseada na escassez; CE3: cenário sem racionamento + controle de perdas; CE4: cenário sem racionamento + reaproveitamento de água residuária; CE5: cenário sem racionamento + PISF.

Em seguida, uma análise de cenários será conduzida para analisar os impactos de possíveis eventos futuros sob um ambiente incerto no desempenho do sistema, levando em consideração vários resultados alternativos, ou seja, cenários, e para apresentar diferentes opções para avaliações futuras.

### 3.3.2.3. Análise de Sensibilidade

Após simular o modelo e realizar a análise dos cenários, uma análise de sensibilidade será realizada. A análise de sensibilidade visa identificar quais parâmetros de entrada de um modelo (ou combinação dos mesmos) explicam, na melhor das hipóteses, as incertezas nas previsões do modelo (WAGNER *et al.*, 2020).

Nesta proposta de abordagem metodológica, a simulação de Monte Carlo será o método utilizado para realizar a análise de sensibilidade. Na aplicação desse método, um

dos parâmetros do sistema é alterado por uma determinada porcentagem, mantendo todos os outros parâmetros constantes, o modelo é executado e a alteração percentual do indicador de desempenho pré-especificado é observada.

## 4. RESULTADOS

### 4.1. ETAPA 1: ESTRUTURAÇÃO DO PROBLEMA

#### 4.1.1. Construção dos Mapas Cognitivos:

##### **1º Passo – Construção dos mapas cognitivos individuais:**

Nesta fase da aplicação do método SODA, o facilitador levantou um compilado dos pontos importantes (EPAs) de cada ator a cerca do problema de abastecimento de água. Deste modo, os atores foram conduzidos a refletir sobre as causas e efeitos do problema, buscando sugestões e soluções para as questões apresentadas.

Para isso, reuniões foram realizadas com cada ator separadamente para a construção dos mapas cognitivos individuais. É pertinente ressaltar que o mapa cognitivo não se trata de um modelo de decisão, mas de uma maneira de apoiar o ator a pensar de forma mais estruturada sobre o problema.

Para a confecção dos mapas cognitivos individuais foram identificados os seguintes Elementos Primários de Avaliação (EPAs) na visão dos atores A, B, C, e D:

(A) *“melhoria da gestão do balanço hidrológico do reservatório; reúso de água residuária; estimular a cobrança da água através de tarifas eficientes; controle de perdas e educação ambiental para uso consciente da água”;*

(B) *“transposição entre bacias hidrográficas; dessalinização; controle de perdas, reúso de água residuária; modelos de tarifas eficientes; construção de uma nova barragem e educação ambiental para uso conciente da água”;*

(C) *“expandir o combate as perdas; racionamento nos usos da água; elevar preços da tarifa da água; uso consciente dos recursos hídricos; reúso de água residuária e transposição de água entre bacias hidrográficas”;*

(D) *“melhorar o planejamento da bacia hidrográfica; maior atuação no controle das perdas; desenvolver tarifas que oriente para um uso racional da água e transposição de água entre bacias hidrográficas”.*

Após ordenar os EPA's para as ações, são determinados o oposto psicológico e, com isso são contruídos conceitos com cada ator. Na próxima etapa, iniciou-se a elaboração dos mapas cognitivos individuais a partir da hierarquização de conceitos. O Apêndice I apresenta os mapas cognitivos dos atores A, B, C e D.



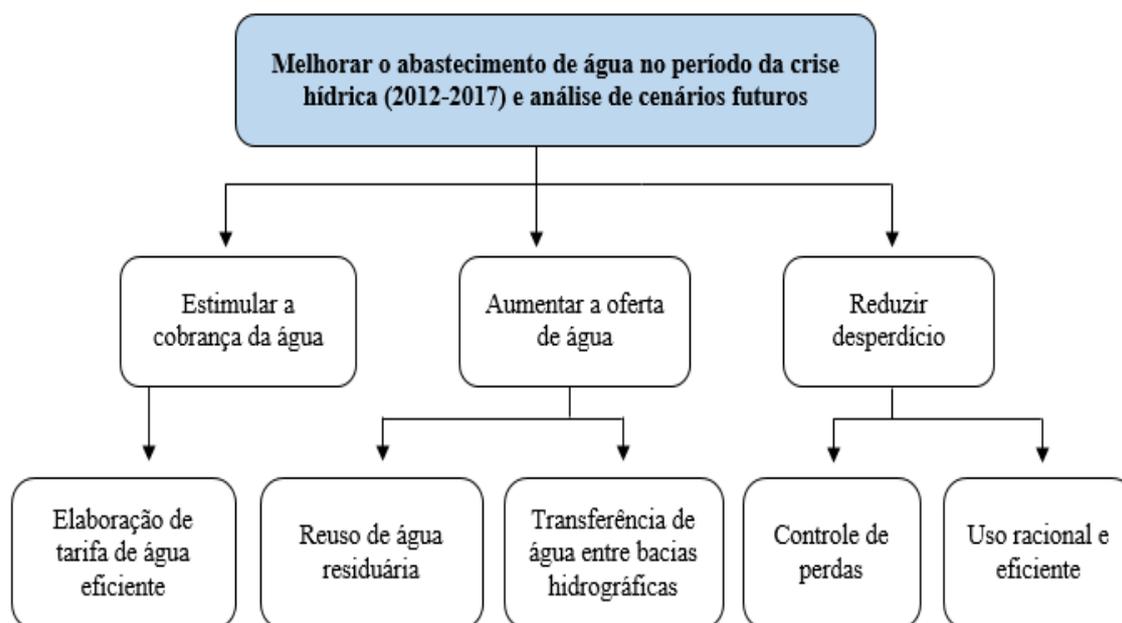
caso estudado. Já os conceitos “caudas” estão no mapa congregado, sendo representados pelos seguintes números: 13, 12, 11, 14, 7, 8, 6, 5, 10 e 9. Esses conceitos “caudas”, conforme é descrito no referencial teórico, são denominados meios para alcançar aos objetivos estratégicos e fundamentais dos decisores;

- **Laços de realimentação:** Não foi verificado no mapa nenhum laço de realimentação;
- **Clusters:** Verificou-se no mapa a presença de 3 *clusters*, nos quais são: precificação eficiente de água, gestão da demanda e gestão da oferta. Os clusters estão destacados com cores distintas no mapa (Figura 12).

#### 4.1.2. Construção da árvore de pontos de vistas fundamentais

Por fim, com as informações contidas no mapa congregado, o facilitador construiu a árvore de pontos de vistas fundamentais/árvore de decisão do problema (Figura 13), apresentando alternativas de gestão para solucionar/mitigar a problemática do abastecimento de água na crise hídrica (2012-2017) e em cenários futuros.

**Figura 13** - Árvore do ponto de vistas fundamentais dos atores



Fonte: Elaborado pelo autor (2020)

A construção da árvore de pontos de vistas fundamentais de todos os atores selecionados para este estudo busca oferecer um conjunto de ações que poderiam serem

implementadas para melhorar o abastecimento de água. Assim, ao final deste procedimento, tem-se o problema estruturado.

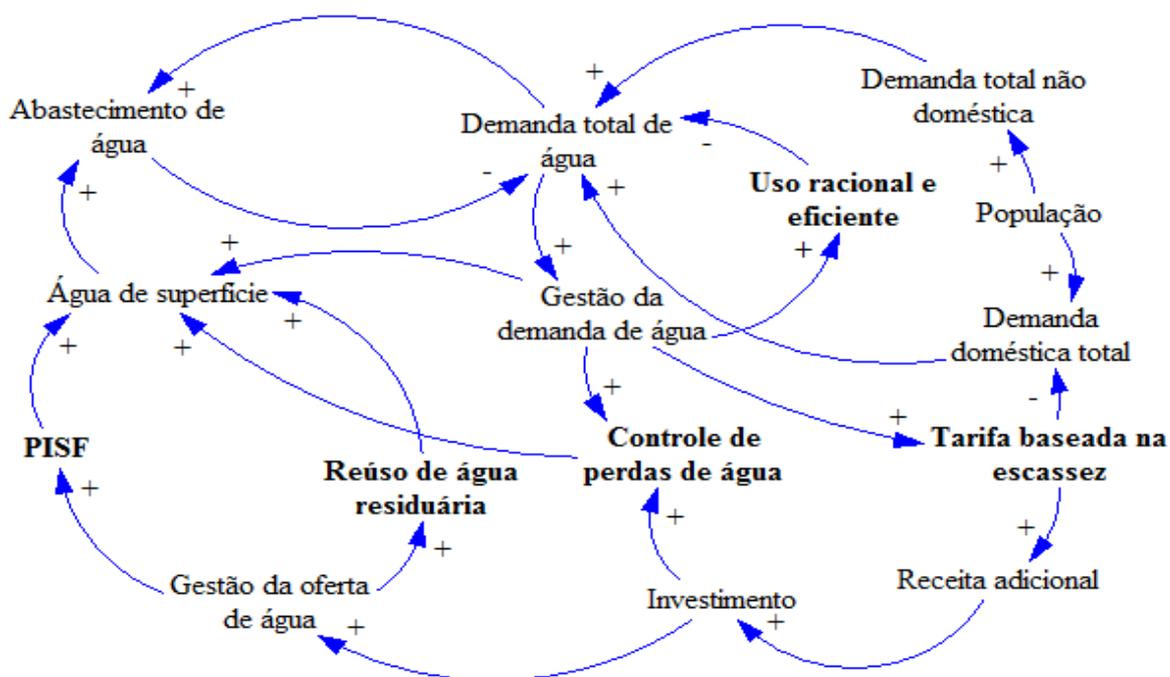
A estruturação do problema, em um contexto interativo e democrático com vários atores (especialistas na temática da gestão dos recursos hídricos), proporcionou um melhor entendimento da problemática viabilizando a determinação de ações e metas para serem atingidas, com o objetivo de facilitar a tomada de decisão.

## 4.2. ETAPA 2: AVALIAÇÃO DAS ALTERNATIVAS

### 4.2.1. Diagrama Causal

O processo de criação do diagrama (Figura 14) iniciou-se utilizando como variáveis de referência as alternativas de gestão definidas na aplicação do método SODA (transferência de água entre bacias hidrográficas; estruturação de uma nova tarifa de água; reúso de água residuária; controle de perdas; uso racional e eficiente). Após definidas estas variáveis no diagrama, foi possível capturar as interações entre essas variáveis de referências e diversas outras que influenciam no modelo, chamadas de variáveis auxiliares, as quais foram: crescimento populacional, investimento no setor, demanda doméstica de água, demanda agrícola de água, demanda industrial de água, suprimento de água de superfície.

**Figura 14** - Diagrama causal para representar o modelo “Água na região do Semiárido da Paraíba - (ASPB-SD)”



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

#### 4.2.2. Diagrama de Estoque e Fluxo

Após a construção do Diagrama Causal, foi possível elaborar o Diagrama de Estoque e Fluxo (Figura 15), na qual representa de maneira detalhada e quantitativa (com parâmetros, variáveis e conjunto de dados) o sistema de abastecimento de água da região em estudo, considerando todas as suas interconexões.

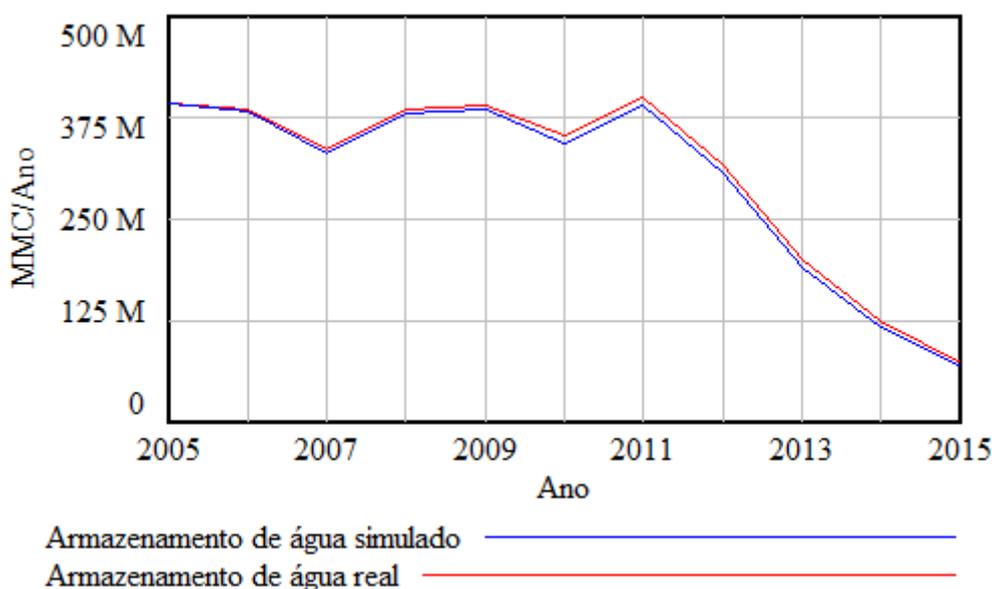


#### 4.2.3. Validação do modelo

Antes de proceder para a simulação e análise dos cenários, o modelo foi validado para o balanço hídrico de 2005 a 2015. Assim, testes estruturais diretos avaliaram a validade da estrutura do modelo em relação ao sistema real. Para tanto, verificou-se se o modelo incluía todas as variáveis críticas a serem investigadas.

Além disso, o desempenho do modelo foi avaliado por meio dos Erros Percentuais Absolutos Médios (MAPE), em que foi observado um erro de 2,8% entre os dados simulados e os dados reais. Os resultados, portanto, indicaram desempenho satisfatório do modelo, ou seja, o modelo estimado representou bem o comportamento real do reservatório (Figura 16). O modelo validado foi usado para gerar o balanço hídrico para o futuro de 2016 a 2025.

**Figura 16** - Comparação entre o armazenamento real e simulado de água no reservatório de Epitácio Pessoa



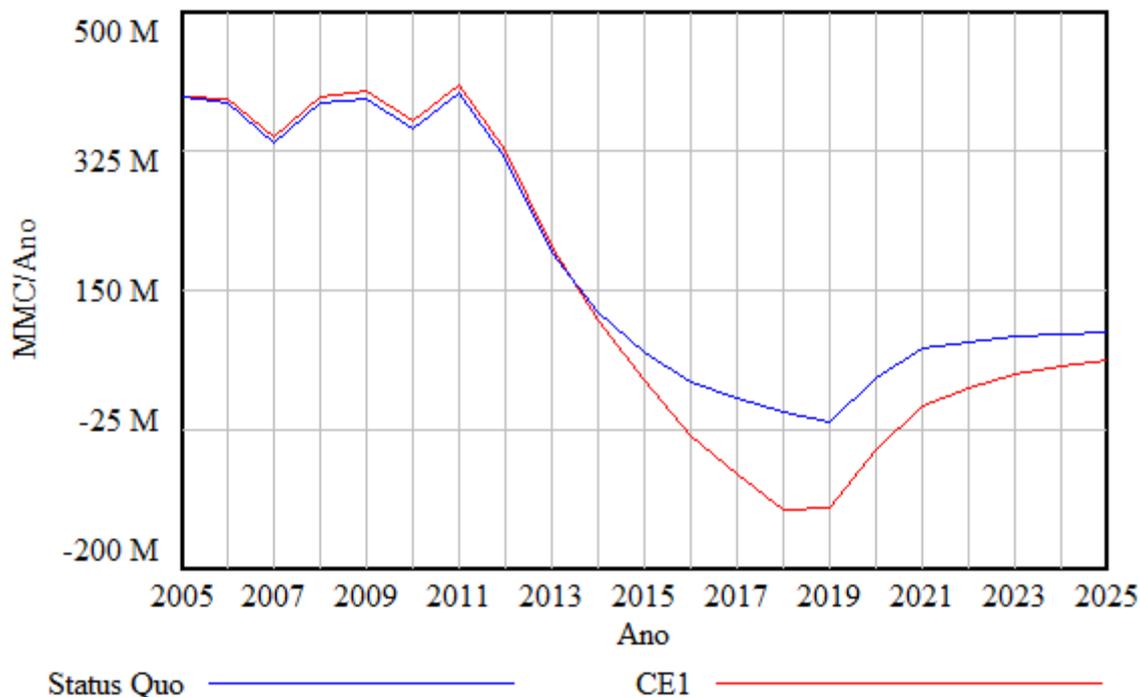
Fonte: Elaborado pelo autor (2020)

#### 4.2.4. Simulação dos cenários

##### 4.2.4.1. Status Quo *versus* Cenário 1

Neste cenário (Figura 17), uma comparação do volume armazenado no reservatório Epitácio Pessoa entre o Status Quo e o Cenário 1 foi realizada. O Cenário Status Quo representa a simulação feita para o cenário mais próximo do real do fenômeno estudado. Este cenário foi caracterizado por uma série de medidas severas de racionamento de água que a CAGEPA impôs por um longo período de tempo.

**Figura 17** - Comparação do volume armazenado entre o status quo e o cenário sem racionamento



Fonte: Elaborado pelo autor (2020)

De acordo com as simulações feitas no estudo e ocorrida no cenário real, através destas medidas de racionamento foi possível garantir o abastecimento de água até abril de 2017 com um volume de aproximadamente 13,7 MMC (3%). Foi neste momento que o reservatório recebeu água do Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF). Conforme pode ser observado na Figura 21, a partir de 2017, tais medidas deixariam de ser eficientes e, de fato, causariam um déficit hídrico de aproximadamente 4 MMC e 15 MMC em 2018 e 2019, respectivamente. Para o final do período simulado, o reservatório estaria com um estoque hídrico de 97 MMC. Vale ressaltar que este cenário desconsiderou a água que entra no reservatório do PISF.

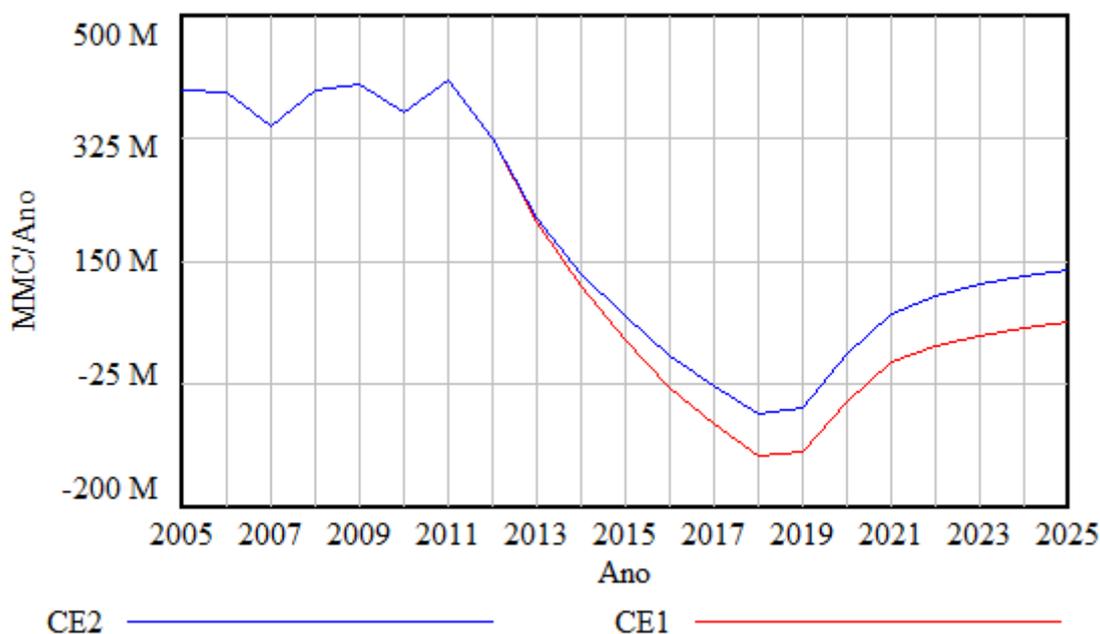
Para o Cenário 1, supondo que não haja mudanças nos padrões de uso de água urbana e irrigação durante o período de simulação, os municípios abastecidos por este sistema produtor de água ficariam sem água já no início de 2016, conseqüentemente acumulando um déficit hídrico de mais de 120 MMC até o final de 2018. Ao final do período simulado o reservatório estaria com um baixo estoque hídrico de 60 MMC, volume que representa insegurança hídrica para a região. O consumo de água considerado para esse cenário foi o adotado pelo CAGEPA nos períodos em que o reservatório estava

em níveis seguros para abastecimento (131 domésticos + 91 industriais/outras = 222 L/p/d).

#### 4.2.4.2. Impactos da Tarifa Baseada na Escassez na conservação da água - (CE2)

Para este cenário (Figura 18), foi analisada a influência da TBE no nível de armazenamento de água durante o período simulado. Portanto, de acordo com as simulações, pode-se concluir que a tarifa baseada em escassez é uma estratégia eficiente para incentivar a redução na demanda da água, porém, para o caso estudado não evitaria um colapso hídrico na região para os anos de 2017, 2018 e 2019. Por exemplo, em 2017 o déficit hídrico seria de 28 MMC e em 2019 o déficit seria de 59 MMC. O que representa um percentual de redução no déficit hídrico de 65% em 2017 e de 51% em 2019, em relação ao cenário 1. Para o final do período simulado, 2025, o volume de água armazenado no reservatório é de aproximadamente 138 MMC.

**Figura 18** - Impacto da Tarifa Baseada na Escassez na conservação da água



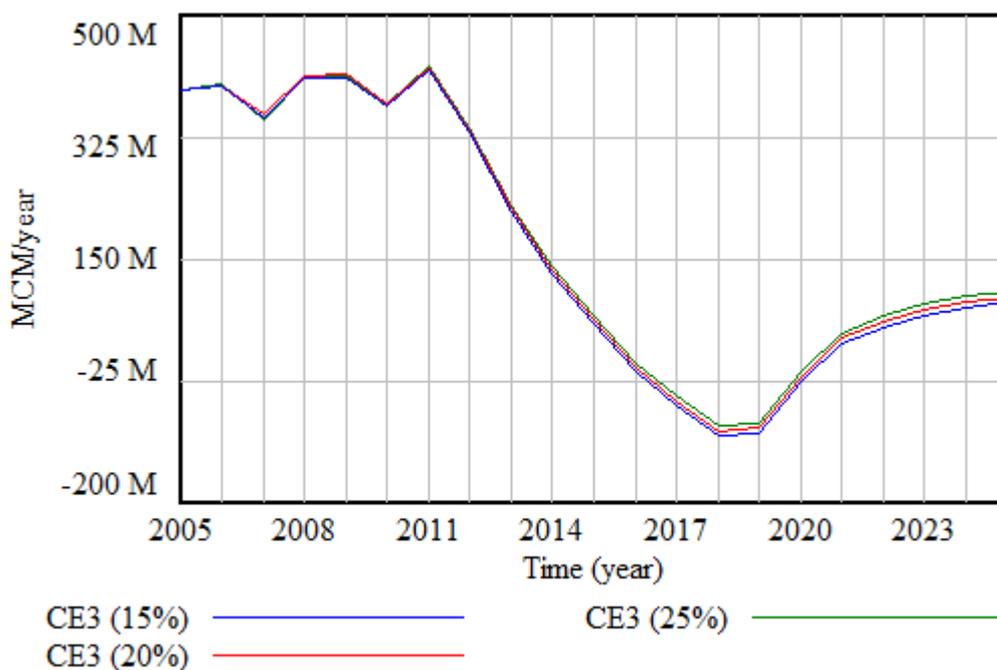
Fonte: Elaborado pelo autor (2020)

Outro aspecto positivo da estratégia de preço de escassez por meio da TBE é a geração de receita adicional que pode ser adicionada à receita regular da CAGEPA e pode ser útil para investir em outras estratégias de gestão de água que requerem um alto nível de investimento (por exemplo, custo de capital para investir no controle de perdas, transferência ou reutilização de águas residuais).

#### 4.2.4.3. Impactos do controle das perdas na conservação de água - (CE3)

Este cenário simulou o impacto de uma política de redução de perdas na disponibilidade de água, sem medidas de racionamento no consumo de água. Conforme mencionado anteriormente, nesta pesquisa, o termo “perda de água” inclui tanto as perdas reais quanto as aparentes. A estatística de perda de água na região analisada é de cerca de 33%. Neste estudo, três cenários foram propostos com índices de redução de perdas de 15%, 20% e 25%, destas 33% atuais.

**Figura 19** - Impacto do controle das perdas na conservação de água



Fonte: Elaborado pelo autor (2020)

Conforme a Figura 19 mostra, com a implementação de uma política de redução de perdas no início da seca, esta poderia apenas retardar brevemente o colapso hídrico na região (no cenário 1) e reduzir o déficit hídrico para todos os cenários de controle de perdas ao longo do período simulado. Por exemplo, para uma eficiência de 15% na redução das perdas, das 33% atuais, o déficit hídrico seria reduzido para 61 MMC em 2017 e 100 MMC em 2019. O que representa um percentual de redução de déficit hídrico de 25% em 2017 e 18% em 2019, em relação ao cenário 1. Em 20% de eficiência, o déficit hídrico seria reduzido para 54 MMC em 2017 e 92 MMC em 2019, redução de 34% e 24%, respectivamente, em relação ao cenário 1. Para um cenário com redução de 25% de perdas, das 33% atuais, o déficit hídrico seria reduzido para 47 MMC em 2017 e 85 MMC em 2019. Tais volumes representa um percentual de redução em relação ao cenário 1 de

42% e 30%, respectivamente. Para esses três cenários de eficiência no controle das perdas, o estoque acumulado de água ao final do período simulado são de aproximadamente 100 MMC. Volume de água armazenado que também representa insegurança hídrica para a região.

No entanto, verifica-se que por mais que seja eficiente o controle de perdas, o período de estiagem de mais de 6 anos não impedia um colapso hídrico na região entre os anos de 2016 a 2019.

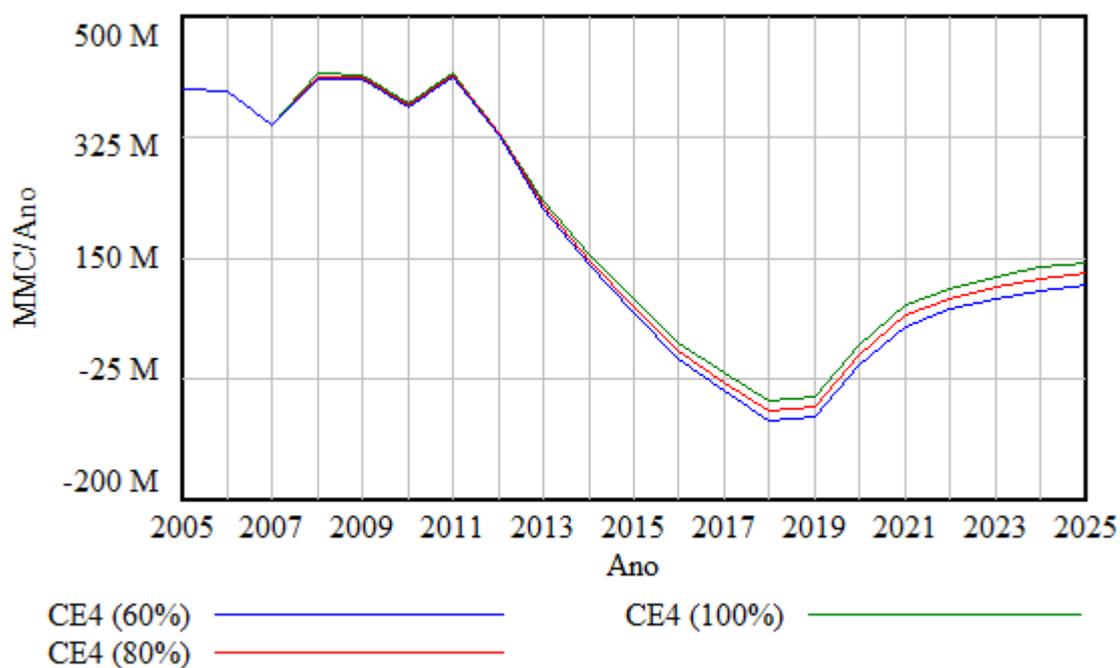
#### 4.2.4.4. Impactos da reutilização de águas residuais no abastecimento de água - (CE4)

De toda a região em estudo, a cidade de Campina Grande, proporção significativa no consumo de água para o caso estudado, possui um bom índice de coleta de esgoto, no entanto, desse montante menos de 5% é tratada (GOMES, 2013), além da região não possuir política de reuso de águas residuais. Dessa forma, os cenários propostos nesse estudo incluem indicadores de reuso de água residuais em um montante de 60%, 80% e um cenário mais otimista de 100%. Toda a água residual reutilizada será transferida para a irrigação, reduzindo a escassez hídrica para os outros usos.

Analisando a Figura 20, verifica-se que apesar do reúso de água não evitar um colapso hídrico para os anos de 2017 a 2019, tal política já seria suficiente para manter um fornecimento constante de água a partir do ano de 2020 até ao final do período simulado, mesmo em um nível de insegurança hídrica devido o baixo nível de estoque de água no reservatório. Por exemplo, se para um cenário sem medidas de racionamento (CE1) e sem nenhuma implementação de estratégias de gestão, o déficit hídrico é de 126 MMC em 2018, para um cenário de reuso de 80% de água residuárias, esse déficit seria de 70 MMC, na qual representa um percentual de redução de deficit hídrico de 44%, em relação ao cenário 1. Em 2025, o reservatório estaria com um estoque positivo de armazenamento de água de 127 MMC.

Para um cenário mais otimista, ou seja, considerando uma reutilização de 100% dos efluentes gerados, esse déficit seria de aproximadamente 56 MMC (redução de 55%) em 2018 e um estoque positivo acumulado de água de 143 MMC em 2025.

**Figura 20** - Impacto da reutilização de águas residuais no abastecimento de água



Fonte: Elaborado pelo autor (2020)

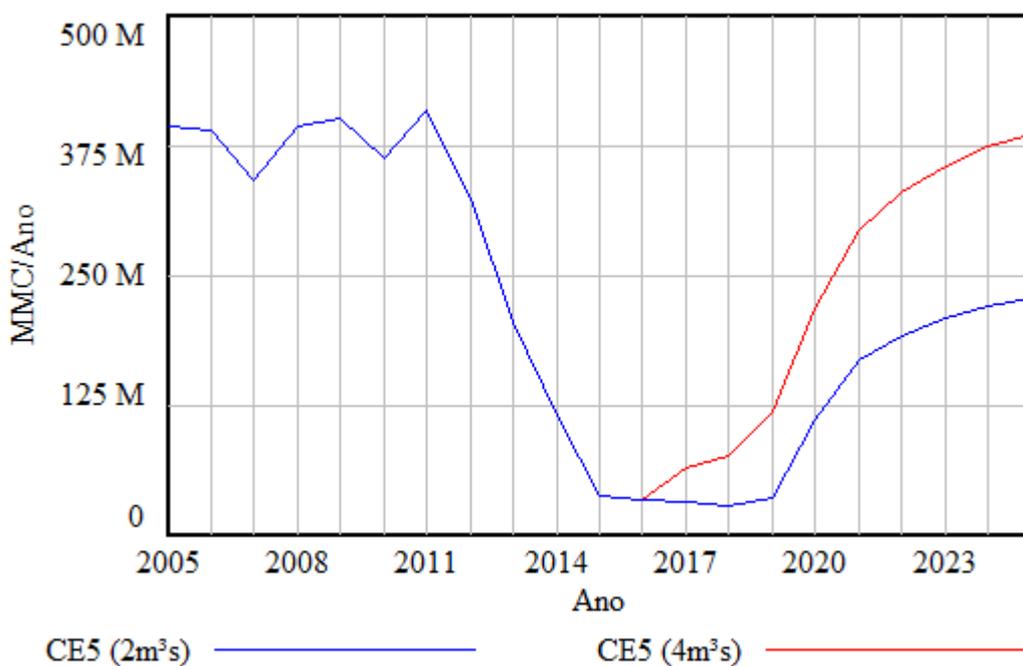
#### 4.2.4.5. Impactos da transferência de água entre bacias no abastecimento de água - (CE5)

Para este cenário foi considerado o PISF (Projeto de Integração do Rio São Francisco). O PISF é um projeto de infraestrutura hídrica dividida em dois canais (canal norte e canal leste) que capta água no Rio São Francisco com o objetivo de garantir segurança hídrica, através da integração de bacias hidrográficas a uma região que sofre com a escassez e a irregularidade das chuvas: a região semiárida do Nordeste. Estima-se no projeto que a vazão direcionada para a região do caso estudado aqui será em média de 10m<sup>3</sup>/s (RIMA – PISF, 2004). O PISF apesar de está em fase final de construção, o seu eixo leste já transfere água para a região semiárida da Paraíba (caso estudado aqui) através do canal leste. Porém, desde a fase inicial do projeto (2005) até os dias de hoje, o PISF é motivo de discordância tanto das partes interessadas de origem da bacia do Rio São Francisco quanto das partes beneficiadas pelo projeto. Especialistas e técnicos também argumentam sobre possíveis soluções de abastecimento hídrico de menores custos, isto porque o valor do projeto final está orçado em torno de R\$ 12 bilhões, além de um custo de operação e manutenção estimado em R\$ 280 milhões annual (MDR, 2020; JORNAL “O ESTADO”, 2020), sendo os estados beneficiados pelo projeto que irá pagar esse custo. Além das projeções dos impactos das mudanças climáticas, o que impactará em períodos de secas cada vez mais prolongados para o Nordeste Brasileiro, e portanto uma menor

disponibilidade de água advindo da bacia do Rio São Francisco, conforme aponta o estudo de De Jong *et al.* (2018).

Para os cenários com a implementação do PISF, duas suposições foram admitidas. A primeira é que o estudo simula os cenários com o incremento das águas do PISF a partir de 2015. Segunda, refere-se as vazões consideradas nos dois cenários, que será de 2 m<sup>3</sup>/s e 4 m<sup>3</sup>/s. Tais vazões são admitidas devido que antes que água chegue para abastecer o reservatório Epitácio Pessoa, estas irão percorrer um percurso de 220 km. Desse modo, ao longo de todo este percurso o PISF irá abastecer diversos reservatórios, ocorrência de furtos de água pelas comunidades que residem ao longo do canal, além das possíveis interrupções no fornecimento de água para a sua manutenção, isto permite que a vazão que irá chegar no açude Epitácio Pessoa será bem inferior que o estimado pelo projeto. Os cenários simulados estão apresentados e disponíveis na Figura 21.

**Figura 21** - Impacto da transferência de água entre bacias no abastecimento de água



Fonte: Elaborado pelo autor (2020)

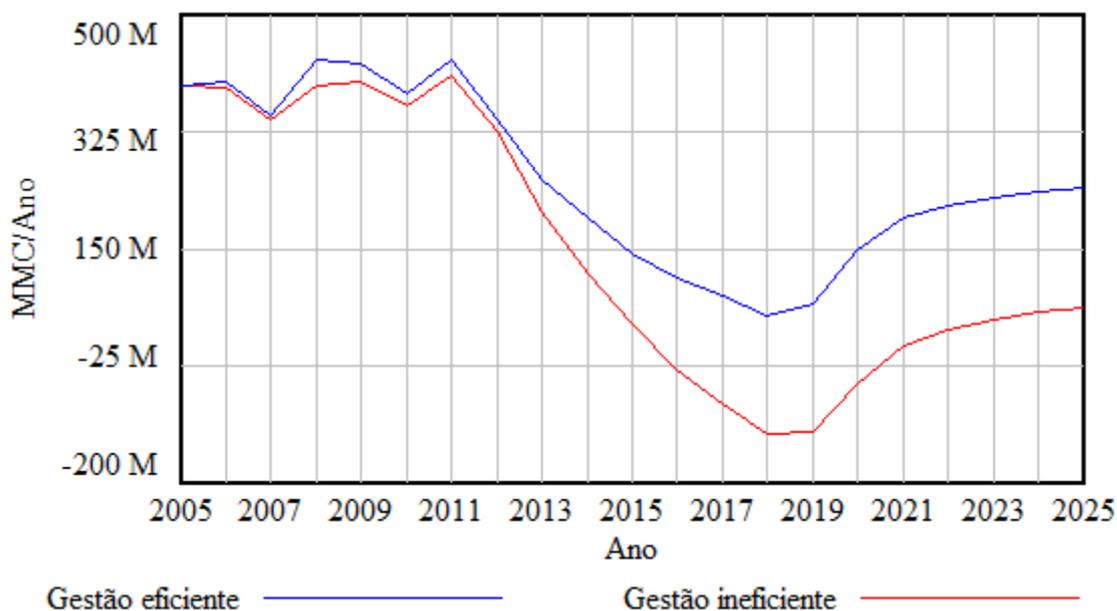
De acordo com os cenários simulados, em ambas as vazões (2m<sup>3</sup>/s e 4m<sup>3</sup>/s) fornecidas pelo PISF seria suficiente para evitar um colapso hídrico na região. Além disso, o reservatório chegaria ao final do período simulado com altos níveis estoque de água e sem risco de escassez hídrica, conforme se verifica na Figura 21.

#### 4.2.4.6. Combinando diferentes cenários

Como forma de apresentar a influência de maneira agregada das estratégias de gestão hídrica, foram simulados dois cenários. Estes dois cenários manteve em todo o período analisado os padrões de consumo da irrigação e urbano, ou seja sem nenhum tipo de racionamento nos usos da água, porém são divergentes em:

- Gestão eficiente: na qual se agregou três tipos de estratégias de gestão, a TBE, a reutilização de água residuária para um cenário de 100% de reutilização e um controle de perdas com um índice de 25%.
- Gestão ineficiente: não se levou em consideração nenhum tipo de estratégia de gestão.

**Figura 22** - Combinando diferentes cenários



Fonte: Elaborado pelo autor (2020)

De acordo com a Figura 22, nota-se que, com uma gestão eficiente, ou seja considerando diversos instrumentos de gestão hídrica, é possível evitar um colapso hídrico durante o período de crise hídrica analisado (2012-2017), além de manter estoques de água acima de 150 MMC no reservatório a partir do ano de 2020 até o final do período simulado. Caso contrário, a região ficaria sem água já a partir de 2016, gerando problemas socioeconomicos na região.

É importante reconhecer e discutir as dificuldades de implementar as ações estratégicas que são consideradas no cenário de uma estratégia eficiente. Nesse contexto,

pode-se afirmar que o investimento é o principal gargalho para se implementar estratégias, do tipo, controle de perdas e reutilização de águas residuais, isto porque requer quantias de investimentos em valores substanciais, que na maioria da vezes “foge” da realidade orçamentária dos municípios. O investimento tanto em controle de perdas quanto na coleta, tratamento e descarte de água residuais, podem levar a benefícios ambientais e de saúde significativos. De uma perspectiva de negócios, a avaliação dos custos de nenhuma ação na gestão de águas residuais é necessária para justificar os investimentos adequado neste domínio. Dessa forma, a análise econômica fornece as informações necessárias para decisões de políticas públicas que apoiem melhorias em ações estratégicas como estas.

Em relação a implementação de um reajuste no preço da tarifa ou uma nova política tarifária, como é o caso da Tarifa Baseada em Escassez proposta nesse cenário de gestão eficiente, seu principal desafio está na aceitação por parte dos usuários (sociedade).

Por outro lado, o excesso de receita gerado durante os períodos de escassez (parcialmente compensado por uma demanda menor) com a implementação da TBE, pode gerar recursos adicionais para aumentar os investimentos em segurança hídrica. Uma vez que as tarifas urbanas são geralmente projetadas para a neutralidade da receita da concessionária, a receita adicional pode ser atribuída para aumentar a segurança do abastecimento de água urbano, por exemplo, redução de vazamentos através do controle de perdas e aumento da coleta e tratamento de água residuária.

Em geral, fica claro que uma mudança de paradigma dessa abordagem convencional de planejamento de recursos hídricos para um mecanismo de resposta de preço e investimento (aqui, TBE) promove a tomada de decisão proativa e um investimento mais eficiente em opções de gestão de abastecimento de água. Especificamente, esta abordagem orientada para o mercado pode fornecer estabilidade de preços a longo prazo, maior autofinanciamento e reduções nas exigências das medidas de racionamento severo.

#### 4.2.5. Análise de sensibilidade por simulação de Monte Carlo

Nesta seção, foi realizada uma análise de sensibilidade dos resultados para cada cenário simulado. O objetivo da análise foi identificar os parâmetros que mais impactaram a disponibilidade de água no modelo ASPB. Para tanto, seis variáveis foram selecionadas: coeficiente de controle de perdas, tarifa baseada na escassez, taxa de reuso de águas residuais, taxa de aumento populacional, demanda interna per capita e taxa

média de transferência de água entre bacias. Todos esses parâmetros possuíam incertezas e, portanto, afetaram significativamente o modelo ASPB (Tabela 5). A simulação de Monte Carlo foi o método utilizado para esta avaliação.

**Tabela 5** - Parâmetros usados na análise de sensibilidade

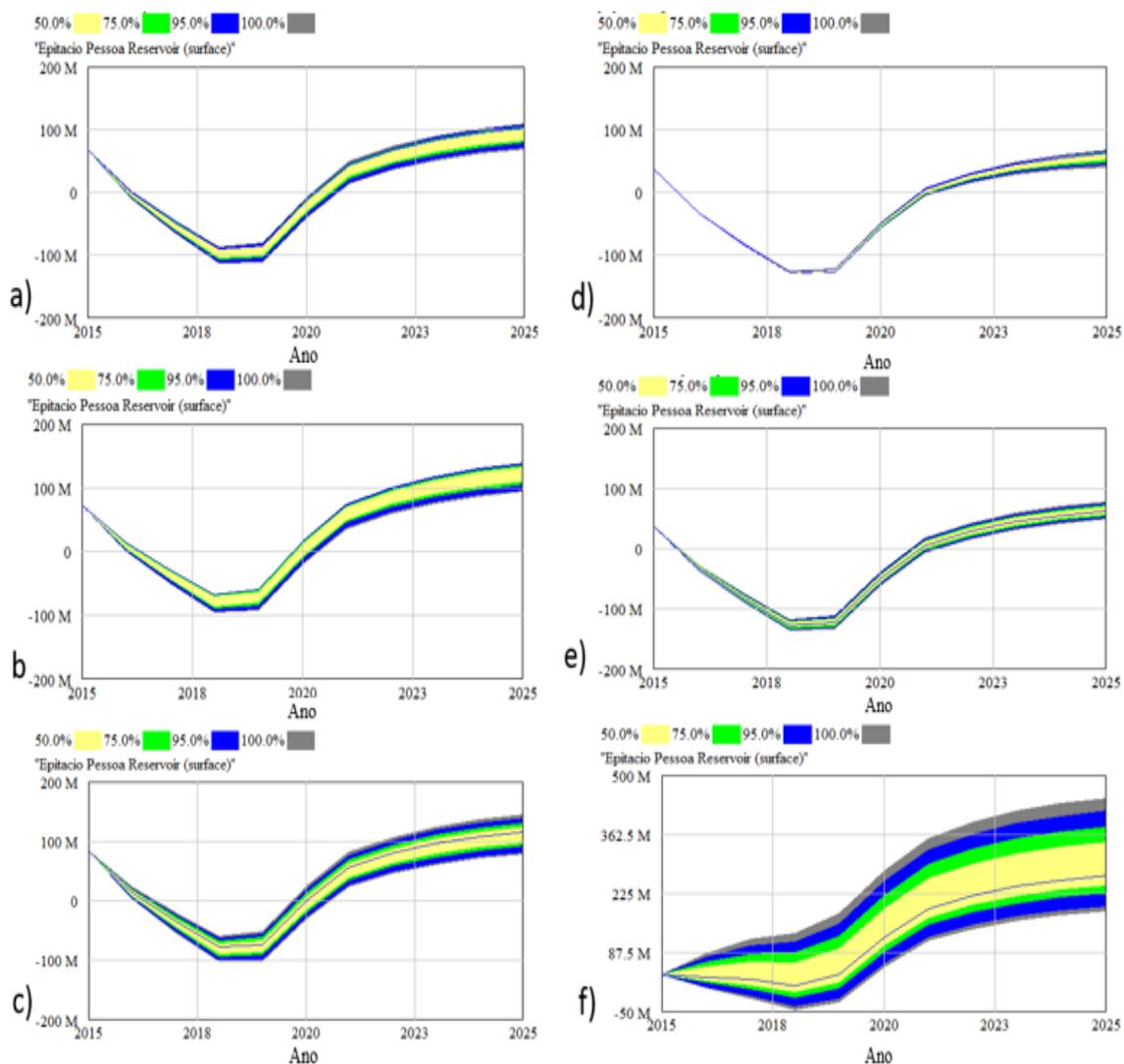
<b>Parâmetros</b>	<b>Valor inicial</b>	<b>Intervalo do teste de sensibilidade</b>
Coefficiente de controle de perdas	0,25	[0,01 – 0,3]
Tarifa baseada em escassez	1	(0 - 3)
Tx. de reúso de água residuária	0,6	[0,1 - 1]
Tx. de crescimento populacional	0,01	[0,001 – 0,04]
Demanda doméstica per capita	48	(40 - 55)
Tx. transferência de água entre bacias	2	(1 - 4)

Fonte: Elaborado pelo autor (2021)

A Figura 23 apresenta os resultados da análise de sensibilidade. É importante entender que nesta figura, as cores amarelo, verde, azul e cinza representam limites de confiança de 50%, 75%, 95% e 100% respectivamente. Além disso, se o parâmetro fornece um gráfico com uma faixa mais larga, isso demonstra que o parâmetro é mais sensível ao modelo ASPB. Nesse sentido, observando a Figura 23, pode-se verificar que a TBE (23b), com valor inicial 1 e intervalo [0-3], é um parâmetro que possui impactos no modelo ASPB, mesmo não sendo tão forte. Outro parâmetro no qual o modelo ASPB é sensível é a taxa de reutilização de águas residuais (23c). Dado que o valor inicial é 0,6 e o intervalo sensível ao teste é [0,1-1], pode-se deduzir que a taxa de reutilização de águas residuais terá um impacto aparente no modelo ASPB. A transferência de água residuária (23f) pode ser confirmada como o parâmetro mais influente do modelo ASPB, ou seja, com base nos resultados da análise de incerteza, o modelo ASPB é altamente sensível à taxa de transferência de água entre bacias.

Por outro lado, o coeficiente de controle de perdas e os parâmetros da taxa de demanda exerceram pouca influência no modelo ASPB, conforme mostra a Figura 23a,e. O coeficiente de controle de perda teve um valor inicial de 0,25 e um intervalo sensível ao teste de [0,01-0,3]. O valor inicial para a taxa de demanda foi 48m<sup>3</sup> com um intervalo sensível ao teste de [40-55]. Finalmente, o modelo ASPB foi minuciosamente sensível à taxa de crescimento da população (Figura 23d) com um valor inicial estimado de 0,01 e um intervalo sensível ao teste de [0,001-0,04].

**Figura 23** - Resultados da simulação de Monte Carlo



Fonte: Elaborado pelo autor (2021)

Legenda: (a) coeficiente de controle de perda, (b) tarifa baseada na escassez, (c) taxa de reutilização de águas residuais, (d) taxa de crescimento populacional, (e) demanda doméstica per capita, (f) taxa de transferência de água entre bacias hidrográficas.

#### 4.3. DISCUSSÃO DA ABORDAGEM PROPOSTA

A partir da aplicação da metodologia de estruturação de problema SODA foi possível engajar atores (especialistas com experiência no caso) a refletir na construção e entendimento da problemática, bem como elicitare de maneira conjunta opiniões, alternativas e estratégias de gestão para o problema de abastecimento de água durante a crise hídrica de 2012 a 2017 e cenários futuros em cidades da região semiárida paraibana.

De acordo com os mapas cognitivos (ferramenta elementar em todo o processo de estruturação de problema do método SODA) de cada ator, uma lista de estratégias e alternativas foi apresentada de acordo com o ponto de vista de cada um sobre o problema.

Portanto, após a elaboração do mapa cognitivo agregado é possível constatar um conjunto de estratégias que foram apresentados por mais de um ator, o que evidenciou uma convergência que varia desde o entendimento da problemática até as soluções propostas dos especialistas com o problema de abastecimento de água na região.

A árvore de ponto de vistas fundamentais na parte final do SODA, apresenta de maneira clara e resumida as alternativas de gestão discutidas e propostas pelos atores, que poderiam ter sido úteis para os gestores responsáveis pela gestão hídrica da região ao tomar suas decisões perante a crise hídrica de 2012 a 2017.

A modelagem dinâmica de sistemas através dos seus diagramas causal e de estoque e fluxo permitiu representar a problemática de abastecimento de água evidenciando toda a dinamicidade e complexidade das variáveis, que estão inter-relacionadas e que compõe o modelo (sistema) de abastecimento de água na região. Além disso, o modelo geral que representa a gestão do abastecimento de água, é composto por cinco tipos diferentes de sub-modelos: sub-modelo da população; sub-modelo da demanda de água; sub-modelo de tarifa; sub-modelo de abastecimento de água; sub-modelo de água retornada.

Dessa forma, o modelo de dinâmica de sistema elaborado em sua estrutura modular e orientado por uma visão holística que incorpora componentes de diversas disciplinas (economia, hidrologia, ciências sociais, etc), permitiu analisar diferentes estratégias de gestão que influencia no abastecimento e consumo de água da região semiárida paraibana e, avaliar as interações, feedbacks e impactos dentro e entre vários setores e variáveis do sistema.

De acordo as simulações feitas de cada cenário, a região iria ter um colapso hídrico em um futuro bem próximo, caso nenhuma política de gestão hídrica tenha sido implementada. Vale ressaltar que a região não ficou sem água definitivamente já no início de 2016, devido uma série de medidas de racionamento de água nas residências e a suspensão temporária do fornecimento para a indústria e irrigação.

De acordo com os resultados simulados dos cenários, considerando as estratégias de gestão hídrica, foram constatados que apesar das opções de gestão de demanda serem soluções eficazes em um curto prazo de escassez hídrica, (por exemplo, a influência da Tarifa Baseada na Escassez na redução dos usos da água), essas estratégias já não seriam suficientes em um contexto de secas severas e em um sistema produtor de água que é altamente dependente de chuvas, conforme o caso da região semiárida da Paraíba. Por outro lado, políticas envolvendo a gestão da oferta de água, e.g. reuso de água residuais

e a transposição de água entre bacias, aqui considerando o PISF, são bastantes eficazes para manter o fornecimento de água e evitar um colapso hídrico na região.

Para a opção da política de oferta de água considerando a transposição de água entre bacias (PISF), apesar de uma total segurança hídrica até o final do período simulado, tal projeto é motivo de discordância tanto das partes interessadas de origem da bacia do Rio São Francisco quanto das partes beneficiadas pelo projeto. Especialistas e técnicos argumentam sobre possíveis soluções de abastecimento hídrico de menores custos. Isto porque o valor do projeto final está orçado em torno de R\$ 12 bilhões, juntamente com o custo de operação e manutenção estimado em R\$ 280 milhões, sendo os estados beneficiados pelo projeto que irá pagar esse custo, podendo refletir em aumentos exorbitantes das tarifas de água.

Além disso, a pesquisa mostrou através de um cenário no qual se combinou diversos instrumentos de gestão hídrica (TBE, reuso de água residuária e controle de perdas), chamado de gestão eficiente, que é possível evitar um colapso hídrico durante o período de crise hídrica analisado (2012-2017), além de manter estoques de água acima de 150 MMC no reservatório a partir do ano de 2020 até o final do período simulado.

É importante reconhecer que o modelo SD aplicado no sistema de abastecimento de água chamado “ASPB-SD” é bastante intuitivo e concreto em sua proposta. Todo o sistema de água foi analisado conforme mostrado na Figura 15, e o laço casual entre abastecimento de água, armazenamento/abastecimento de água, uso/demanda de água e as técnicas de recuperação e controle das perdas de água são apresentados. Isso superou os estudos anteriores para esta região, que geralmente se concentraram em alguns dos nós em todo o ciclo da água. Isso facilitou o estudo atual e pode ser facilmente compreendido e referido pela gestão dos recursos hídricos, melhoria do ambiente hídrico e reabilitação do ecossistema hidráulico.

Neste estudo, também foi concluída uma análise de sensibilidade para cada parâmetro nos limites de variação de valor de 50%, 75%, 95% e 100%, e a faixa de valor foi determinada como intimamente relacionada a políticas e planos nacionais ou locais.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Qualquer esforço de modelagem precisa começar com uma definição clara do problema que determina o propósito da modelagem. Os limites do sistema podem então ser definidos de acordo com a finalidade do sistema. No entanto, em sistemas socioecológicos, questões preocupantes são geralmente caracterizadas como problemas “perversos”, que não podem ser facilmente identificados e resolvidos.

Neste trabalho, apresentamos uma abordagem multimetodológica, na qual foi desenvolvido como parte de um esforço para envolver especialistas em recursos hídricos e formuladores de políticas nas amplas escolhas de políticas que poderiam ser usadas para influenciar o comportamento do uso e da oferta de água. Para isso, o método SODA e abordagem SD foram utilizados na construção dessa multimetodologia. O papel de cada um destes representa claramente a contribuição desta tese: o SODA na fase da estruturação do problema (construção de alternativas para a resolução de tal problema) e a SD na fase da avaliação dessas alternativas.

O modelo é construído em uma visão holística dos sistemas de gestão da água e considera as inter-relações entre decisões dos usos múltiplos da água, crescimento populacional e decisões de gestão. Além disso, as interações de feedback entre o abastecimento de água e os outros sub-sistemas do modelo “ASPB-SD”, permitem examinar os efeitos das mudanças no abastecimento de água sobre a disponibilidade futura de água no reservatório.

Os resultados das simulações feitas na pesquisa sugerem que, cenários como o PISF, a reutilização de água residuária juntamente com a elaboração de estruturas tarifárias que incentive o uso racional da água, deveriam ter sido implementadas a fim de evitar a crise severa de abastecimento de água entre os anos de 2016 a 2019, e reduzir o risco de futuros colapsos hídricos na região. Em suma, mudanças significativas na gestão da demanda e da oferta de água são evidentes para a região.

A análise de sensibilidade foi importante para identificar as variáveis às quais o modelo “ASPB-SD” foi mais sensível. Os resultados reforçam os achados das simulações de cenários, considerando as opções de gestão da oferta e demanda de água, indicando que as variáveis que mais impactam o modelo foram a taxa de reúso de água residuária, tarifa por escassez e transferência de água entre bacias. Portanto, o planejamento para aumentar a eficiência e o abastecimento dessas opções desempenha um papel importante na segurança hídrica do semiárido paraibano.

## 5.1 CONTRIBUIÇÕES IMPORTANTES

Abaixo segue algumas contribuições importantes apresentadas nesse estudo:

- A elaboração de modelos de dinâmica de sistemas considerando o método SODA na fase de identificação e estruturação do problema, pode ser uma alternativa para a construção desses modelos de dinâmica de sistemas, que não conseguem ter um entendimento amplo da problemática considerando suas controvérsias e múltiplas decisões a cerca do problema da gestão da água;
- O aproveitamento dos insights gerados a partir das entrevistas com os especialistas (construção dos mapas cognitivos do método SODA) para auxiliar o facilitador na elaboração dos modelos causais e de estoque e fluxo da dinâmica de sistemas, proporcionou um maior entendimento e facilidade na hora de construir esses modelos;
- Outra contribuição importante neste estudo foi o desenvolvimento e a aplicação de um método de estrutura de tarifa de água, chamado aqui de Tarifa Baseada na Escassez (TBE), que incentiva o uso racional da água baseado em sua disponibilidade no reservatório, o que por sua vez pode aumentar a receita em épocas de baixos níveis de estoque de água e investir em outras estratégias de gestão da água.

Apesar dessa abordagem multimetodológica desenvolvida seja aplicada a um caso específico de uma região semiárida no Nordeste do Brasil, a abordagem pode ser implementada também em outras regiões semiáridas do mundo, desde que obedeça algumas semelhanças, tais como: alternativas tanto das estratégias de gestão de demanda quanto de oferta; recursos disponíveis para investimento no setor e disponibilidade tecnológica.

## 5.2 LIMITAÇÕES DA PESQUISA

Uma das principais limitações foi a etapa da construção dos mapas cognitivos individuais e validação do mapa cognitivo agregado. Isto porque o período da pandemia do novo coronavírus (2020/2021) fez com que o autor utilizasse massivamente videoconferências e troca de e-mails para a comunicação entre o autor e os entrevistados, o que acarretou em um menor entrosamento nas entrevistas. Na validação do mapa cognitivo agregado, a troca e o *delay* de cada *e-mail* não permitiu uma ampla discussão em “tempo real” em torno da escolha dos Elementos Primários de Avaliação que compuseram o mapa.

Outra limitação foi a dificuldade no acesso aos dados hidrológicos (níveis d'água, vazão, evaporação etc) e suas respectivas incertezas. Além disso, a cobertura temporal e espacial também é limitada.

Outra limitação no estudo foi a não incorporação dos modelos climáticos no desenvolvimento do modelo SD. Embora a mudança climática tenha sido identificada como um elemento-chave na fase de conceituação, a falta de acesso a dados climáticos confiáveis limitou nossos esforços para incorporar a mudança climática ao desenvolvimento do modelo quantitativo SD. É importante ressaltar que a mudança do clima pode ter efeitos significativos sobre o abastecimento e a demanda de água.

Além dos modelos climáticos, outro fator “externo” que não foi incorporado no modelo foram os impactos das mudanças nos ambientes macroeconômicos (taxa de desemprego e renda média anual), na qual podem se propagar por todo o modelo de dinâmica do sistema, levando a uma elucidação sólida das tendências da demanda de água relacionadas aos fatores socioeconômicos primários.

### 5.3 POSSIBILIDADES DE FUTUROS TRABALHOS

Sugere-se que os resultados desta pesquisa possam ser utilizados como um ponto de partida para futuras pesquisas que tratem da complexidade da gestão da água e do planejamento de políticas. Por exemplo, a utilização de métodos multicritérios no auxílio a construção dos diagramas de estoque e fluxo que representa a complexidade dos sistemas de abastecimento de água. Outra sugestão seria a simulação do modelo desenvolvido dentro da abordagem de dinâmica de sistemas pela Modelagem Baseada em Agentes.

Além disso, sugere-se o uso da SD combinado com outros métodos, do tipo teoria dos jogos, processo de hierarquia analítica, ou com técnicas de lógica fuzzy, pode produzir modelos integrados com recursos mais aprimorados, ao mesmo tempo que mantém as vantagens da SD.

## REFERÊNCIAS

AL-SAIDI, M. Urban water pricing in Yemen: A comparison of increasing block tariffs to other pricing schemes. *Water International*, v.42, p.308–323, 2017.

ALMEIDA, S.; MORAIS, D. C.; ALMEIDA, A. T. Agregação de pontos de vista de stakeholders utilizando o Value-Focused Thinking associado à mapeamento cognitivo. *Production*, v.24, n.1, p.144–159, 2014.

ANDRADE, R. M. T. Da Transposição das Águas do Rio São Francisco à Revitalização da Bacia: as várias visões de um Rio. Report International Rivers Network, Rios Vivos e Fórum de Defesa do Rio São Francisco, São Paulo, Brazil, 2002.

ANDRADE, R. Da transposição do rio São Francisco à revitalização da bacia: as várias visões de um rio. Disponível em: <[http://www.fundaj.gov.br/docs/tropico/desat/renata\\_andrade.pdf](http://www.fundaj.gov.br/docs/tropico/desat/renata_andrade.pdf)>. Acesso em: 18 de set. 2018.

ANDRADE, J. G. P. D.; BARBOSA, P. S. F.; SOUZA, L. C. A.; MAKINO, D. L. Interbasin water transfers: the Brazilian experience and international case comparisons. *Water Resource Management*, v.25, n.8, p.1915–1934, 2011.

ANDRADE, A. L. O.; MORAIS, D. C. Estudo de métodos de estruturação de problemas relacionados à Negociação e Decisão em Grupo para Gestão de Recursos Hídricos. *XXIII Congresso de Iniciação científica da UFPE*, abril 06-07, 2015, Recife, PE, Brasil.

ANGELAKIS, A. N.; DURHAM, B. Water recycling and reuse in EUREAU countries: trends and challenges. *Desalination*, v.218, n.1, p.3–12, 2008.

ANGELAKIS, A. N.; BONOUX, L.; LAZAROVA, V. Challenges and prospective for water recycling and reuse in EU countries. *Water Science & Technology Water Supply*, v.3, n.4, p.59–68, 2003.

AGUIAR, L. C. Avaliação de perdas aparentes de água potável por erros de medição em hidrômetros de economias da grande Vitória-Es. Vitória, 2019. 142p. Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável/UFES).

ADEOSUN, O. O. Water Distribution System Challenges and Solutions. *Water Online*, 2014.

AHMADI, M.H.; ZARGHAMI, M. Should water supply for megacities depend on outside resources? A Monte-Carlo system dynamics simulation for Shiraz, Iran. *Sustainable Cities and Society*, v.44, p.163–170, 2019.

AHMAD, S.; PRASHA, D. Evaluating municipal water conservation policies using a dynamic simulation model. *Water Resource Management*, v.24, p.3371–3395, 2010.

ALLINGTON, G. R. H.; LI, W.; BROWN, D. G. Urbanization and environmental policy effects on the future availability of grazing resources on the Mongolian Plateau: Modeling

socio-environmental system dynamics. *Environmental Science & Policy*, v.68, p.35–46, 2017.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). Sistema de Monitoramento de Reservatório. Disponível em: <<http://sar.ana.gov.br/>>. Acesso em: 14 de dez. 2018.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). Information Note nº 11/2017/COMAR/SER. 2017. Disponível em: [https://www.ana.gov.br/regulacao/resolucoes-e-normativos/regras-especiais-de-uso-da-agua/marcos-regulatorios/nt\\_11\\_2017\\_comar\\_sre.pdf](https://www.ana.gov.br/regulacao/resolucoes-e-normativos/regras-especiais-de-uso-da-agua/marcos-regulatorios/nt_11_2017_comar_sre.pdf). Acesso em: 16 de fev. 2019.

ALVES, J. J. A.; NASCIMENTO, S. S. Transposição do rio São Francisco: (des) caminhos para o semiárido do Nordeste brasileiro. *Revista Espaço Acadêmico*, v.9, n.99, p.39-45, 2009.

ANDERSON, M. G.; BATES, P. D. Model validation perspectives in Hydrological Science. England: John Wiley & Sons, 2001, 512 p.

ARBUÉS, F.; VILLANÚA, I. Potential for pricing policies in water resource management: estimation of urban residential water demand in Zaragoza, Spain. *Urban Studies*, v.43, p.2421-2442, 2006.

ARBUÉS, F.; BARBÉLAN, R. Tariffs for Urban Water Services in Spain: Household Size and Equity. *International Journal of Water Resources Development*, v.28, n.1, p.123-140, 2012.

ARAUJO, W. C.; FONTANA, M. E. Proposta do uso da metodologia *Soft* para a estruturação do problema da destinação dos efluentes do polo Têxtil Pernambucano. In: *Anais IV Simpósio de Engenharia de Produção: Lean Cost Management como filosofia global de otimização em organizações*, Recife, 2016.

ARAUJO, W. C.; ESQUERRE, K. P. S. O.; SAHIN, O. Building a System Dynamics Model to Support Water Management: A Case Study of the Semiarid Region in the Brazilian Northeast. *Water*, v.11, p.2513, 2019.

AZIS, R.; BLUMBERGA, A.; BAZBAUERS, G. The role of forest biotechnology industry in the macroeconomic development model of the national economy of Latvia: a system dynamics approach. *Energy Procedia*, v.128, p.32–37, 2017.

BAKKER, K. Neoliberalizing nature? Market environmentalism in water supply in England and Wales. *Annals of the American Association of Geographers*, v.95, p.542–565, 2005.

BARBOSA, A.; BRUSCA, I. Governance structures and their impact on tariff levels of Brazilian water and sanitation corporations *Utilities Policy*, v.34, p.94-105, 2015.

BARROS; A. J. S.; LEHFELD, N. A. S. Fundamentos de metodologia científica. 3.ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2007, 176 p.

BRAGA, B. P. F.; FLECHA, R.; PENNA, D. S.; KELMAN, J. A Reforma Institucional do Setor de Recursos Hídricos. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (org.). *Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. 3. ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2006, p. 639–675.

BARRAQUÉ B. Is individual metering socially sustainable? The case of multifamily housing in France. *Water Alternatives*, v.4, p.223-244, 2011.

BAERENKLAU, K.; SCHWABE, K.; DINAR, A. Do Increasing Block Rate Water Budgets Reduce Residential Water Demand? a Case Study in Southern California. *Working Paper*, p.1-22, 2013.

BARBERÁN, R.; ARBUÉS, F. Equity in Domestic Water Rates Design. *Water Resources Management: An International Journal. Published for the European Water Resources Association (EWRA)*, v.23, n.10, p.2101-2118, 2009.

BAKI, S.; ROZOS, E.; MAKROPOULOS, C. Designing water demand management schemes using a socio-technical modelling approach. *Science of The Total Environment*, v.622-623, n.1, p.1590–1602, 2018.

BANCO DO NORDESTE DO BRASIL (BNB). Estudo da demanda de água no nordeste e atualização dos índices de custo-eficiência de projetos de esgoto sanitário no nordeste do Brasil; Executado pela empresa PBLM - Consulting Ltda: Fortaleza, Brasil, 1997.

BARISA A.; ROSA, M. A system dynamics model for CO<sub>2</sub> emission mitigation policy design in road transport sector. *Energy Procedia*, v.147, p.419-427, 2018.

BAO, C.; HE, D. Scenario Modeling of Urbanization Development and Water Scarcity Based on System Dynamics: A Case Study of Beijing–Tianjin–Hebei Urban Agglomeration, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v.16, n.20, p.3834, 2019.

BAUMANN, D. D.; BOLAND, J. J.; HANEMANN, W. M. Urban water demand management and planning. New York: McGraw-Hill, 1998. cap.1: The case for managing urban water, p.1–30.

BAKHSHIANLAMOUKI, E.; MASIA, S.; KARIMI, P.; VAN DER ZAAG, P.; SUSNIK, J. A system dynamics model to quantify the impacts of restoration measures on the water-energy-food nexus in the Urmia lake Basin, Iran. *Science of the Total Environment*, v.15, n.708, p.134874, 2020.

BANXIA. Decision explorer online reference. Version 3.3. Banxia Software Limited, 2005, Kendal.

BOARDMAN, J.; SAUSER, B. Systems thinking: Coping with 21st century problems. 1.ed. United States America: CRC Press, 2008, 240 p.

BOUWER, H. Integrated water management: emerging issues and challenges. *Agric. Water Management*, v.45, n.3, p.217–228, 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Política Nacional de Recursos Hídricos. Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Brasília, DF, 1997.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e dá outras providências. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Brasília, DF, 2007

CAMBRAINHA, G.M.; FONTANA, M.E. A multi-criteria decision-making approach to balance water supply-demand strategies in water supply systems. *Production*, v.28, 2018.

CARDONE, R.; FONSECA, C. Financing and Cost Recovery. IRC International Water and Sanitation Centre. Disponível em: <<http://www.unep.or.jp/ietc/kms/data/1972.pdf>>. Acesso em: 23 ago. 2018.

CABRERA, D.; COLOSI, D. L.; LOBDELL, C. Systems thinking. *Evaluation and Program Planning*, v.31, n.3, p.299–310, 2008.

CORTEZ, H. Transposição do Rio São Francisco, a persistência no erro. *Ecodebate*. Disponível em: <<https://www.ecodebate.com.br/2009/02/09/transposicao-do-rio-sao-francisco-a-persistencia-no-erro-por-henrique-cortez/>>. Acesso em: 14 de set. 2018.

COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DA PARAIBA (CAGEPA). Estrutura tarifária – 2017. Disponível em: <<http://www.cagepa.pb.gov.br/wp-content/uploads/2015/01/Estrutura-Tarif%C3%A1ria-Final-2017.pdf>>. Acesso em: 25 de jul. 2019.

COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DA PARAIBA (CAGEPA). Relatório da administração e de sustentabilidade – 2018. Disponível em: <[http://www.cagepa.pb.gov.br/wp-content/uploads/2019/04/Relat%C3%B3rio\\_da\\_Administra%C3%A7%C3%A3o\\_e\\_de\\_Sustentabilidade\\_e\\_Balan%C3%A7o\\_2018.pdf](http://www.cagepa.pb.gov.br/wp-content/uploads/2019/04/Relat%C3%B3rio_da_Administra%C3%A7%C3%A3o_e_de_Sustentabilidade_e_Balan%C3%A7o_2018.pdf)>. Acesso em: 18 abr. de 2020.

CORRÊA, E. C. Construção de um modelo multicritério de apoio ao processo decisório. Florianópolis, 1996. 244p. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção/UFSC).

COSSETTE, P.; AUDET, M. Mapping of an Idiosyncratic Schema. *Journal of Management Studies*. v.29, n.3, p. 325-348, 1992.

CHECKLAND, P. Soft systems methodology: a thirty year retrospective. *Systems Research and Behavioral Science*, v.1, n.17, S1, 2000.

CHECKLAND, P. Systems thinking, systems practice. 1.ed. Chichester: Wiley, 1999, 330 p.

CHEN, Y. H. Analysis on advantages and disadvantages of large scale, long distance and transbasin diversion. *Water Resource Protection*, v.59, n.2, p.48–50, 2004.

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

CHATILA, J. G. Reclaimed waste water in some Middle Eastern countries: Pricing and perspective. *Canadian Journal of Development Studies*, v.25, p.481–497, 2004.

CROOKES, D. J. Does the construction of a desalination plant necessarily imply that water tariffs will increase? A system dynamics analysis. *Water Resource Economics*, v.21, p. 29-39, 2017.

DAHAN, M.; NISAN, U. Unintended consequences of increasing block tariffs pricing policy in urban water. *Water Resources Research*, v.43, n.3, 2007.

DAI, S.S.; LI, L.H.; XU, H.G.; PAN, X.L.; LI, X.M. A system dynamics approach for water resources policy analysis in arid land: a model for Manas River Basin. *Journal Arid Land*, v.5, p.118–131, 2013.

DAWADI, S.; AHMAD, S. Evaluating the impact of demand-side management on water resources under changing climatic conditions and increasing population. *Journal of Environmental Management*, v.114, p.261-275, 2013.

DEL GRANDE, M. H.; GALVÃO, C. O.; MIRANDA, L. I. B.; GUERRA, S. L. D. A percepção de usuários sobre os impactos do racionamento de água em suas rotinas domiciliares. *Ambiente e Sociedade*, v.19, p.163-182, 2016.

DEL SAZ-SALAZAR, S.; GARCÍA-RUBIO, M. A.; GONZALEZ-GÌMEZ, F.; PICAZO-TADEO, A. J. Managing water resources under conditions of scarcity: on consumers' willingness to pay for improving water supply infrastructure. *Water Resources Management*, v.30, p.1723-1738, 2016.

DE ALMEIDA, A. T.; MORAIS, D. C.; COSTA, A. P. C. S.; ALENCAR, L. H.; DAHER, S. F. D. *Decisão em grupo e Negociação: Métodos e Aplicações*. 1.ed. São Paulo: Editora Atlas, 2012, 248 p.

DEYÀ-TORTELLA, B.; GARCIA, C.; NILSSON, W.; TIRADO, D. The effect of the water tariff structures on the water consumption in Mallorcan hotels. *Water Resource Research*, v.52, p.6386–6403, 2016.

DE JONG, P.; TANAJURA, C.A.S.; SÁNCHEZ, A.S.; DARGAVILLE, R.; KIPERSTOK, A.; TORRES, E.A. Hydroelectric production from Brazil's São Francisco River could cease due to climate change and inter-annual variability. *Science of the Total Environment*. v.634, p.1540–1553, 2018.

DINAR, A.; POCHAT, V.; ALBIAC-MURILLO, J. *Water Pricing Experiences and Innovations*. 1.ed. Switzerland: Springer, 2015. Cap. I: Introduction, p.1-12.

DONKOR, E. Evaluating increasing block tariff pricing policies when applied to multiple household connections. *Water International*, v.35, p.748-762, 2010.

DONNELLY, K.; CHRISTIAN-SMITH, J. An Overview of the “New Normal” and Water Rate Basics. Oakland: Pacific Institute, 2013, 23 p.

DONOSO, G. Urban water pricing in Chile: Cost recovery, affordability, and water conservation. Wiley Interdisciplinary Reviews: *Water*, v.4, n.2, p.1194-n/a, 2017.

DOS SANTOS AMORIM, J. M. B.; BEZERRA, S. D. T. M.; SILVA, M. M.; SOUZA, L. C. O. Multicriteria decision support for selection of alternatives directed to integrated urban water management. *Water Resource Management*, v.34, p.4253–4269, 2020.

DURYAN, M.; NIKOLIK, D.; VAN MERODE, G.; CURFS, L. M. G. Reflecting on the efficacy of cognitive mapping for decision-making in intellectual disability care: a case study. *International Journal of Health Planning and Management*, v. 30, n.2, p.127– 144, 2015.

DURAN-ENCALADA, J.; PAUCAR-CACERES, A.; BANDALA, E.; WRIGHT, G. The impact of global climate change on water quantity and quality: A system dynamics approach to the US–Mexican transborder region. *European Journal of Operational Research*, v.256, p.567–581, 2016.

DURÁN-SÁNCHEZ, A.; ÁLVAREZ-GARCÍA, J.; DEL RÍO-RAMA, M. Sustainable Water Resources Management: A Bibliometric Overview. *Water*, v.10, n.9, 1191, 2018.

EDEN, C., ACKERMANN, F. Cognitive mapping expert views for policy analysis in the public sector. *European Journal of Operational Research*, v.152, p.615-630, 2004.

EDEN, C.; ACKERMANN, F. Where next for problem structuring methods. *Journal of the Operational Research Society*, v.57, n.7, p.766-768, 2006.

EDEN, C.; JONES, S.; SIMS, D. Messing about problems: a informal structured approach to their identification and management. 1.ed. Oxford: Pergamon Press, 1983, 121 p.

ESPEJO, R. What is systemic thinking? *System Dynamics Review*, v.10, n.2, p.199–212, 1994.

FANG, W.; AN, H.; LI, H.; GAO, X.; SUN, X.; ZHONG, W. Accessing on the sustainability of urban ecological-economic systems by means of a coupled emergy and system dynamics model: A case study of Beijing. *Energy Policy*, v.100, p.326–337, 2017.

FRANCO-CRESPO, C.; VIÑAS, J. S. The Impact of Pricing Policies on Irrigation Water for Agro-Food Farms in Ecuador». *Sustainability*, v.9, p.1515, 2017.

FONTOURA, W. B.; CHAVES, G. D. L. D.; RIBEIRO, G. M. The Brazilian urban mobility policy: The impact in São Paulo transport system using system dynamics. *Transport Policy*, v.73, p.51–61, 2019.

FORRESTER, J. W. Urban Dynamics. Massachusetts: Institute of Technology Press, 1969, 285 p.

FORRESTER, J.W., 1961. *Industrial Dynamics*. Massachusetts: MIT Press Cambridge, 1961, 464 p.

GARCIA, X.; PARGAMENT, D. Reusing wastewater to cope with water scarcity: Economic, social and environmental considerations for decision-making. *Resources, Conservation & Recycling*, v.101, p.154-166, 2015.

GARCIA, X.; PARGAMENT, D. Rehabilitating rivers and enhancing ecosystem services in a water-scarcity context: the Yarqon River. *International Journal of Water Resources Development*. v.31, n.1, p.73–87, 2014.

GALLATI, J.; WIESMANN, U. System dynamics in transdisciplinary research for sustainable development. *Research for Sustainable Development: Foundations, Experiences, and Perspectives*. *North-South Perspectives*, v.6, p.345-360, 2011.

GLEICK, P. H. A look at twenty-first century water resources development. *Water International*, v.25, n.1, p.127–138, 2000.

GLEICK, P. H. Soft water paths. *Nature*, v.418, n.6896, p.373, 2002.

GLEICK, P. H. Roadmap for sustainable water resources in southwestern North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, v.107, n.50, 2010.

GLEICK, P.H. Transitions to fresh water sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v.115, n.36, p.8863- 8871, 2018.

GRAFTON, R.Q.; CHU, L.; KOMPAS, T. Optimal water tariffs and supply augmentation for cost-of-service regulated water utilities. *Utilities Policy*, v.34, p.54-62, 2015.

GRAFTON, R.Q.; KOMPAS, T. Pricing Sydney water, *The Austr. Journal of Agricultural and Resource Economies*, v.51, p.227–241, 2007.

GRAFTON, R. Q.; WARD, M. Prices versus rationing: Marshallian surplus and mandatory water restrictions. *Economic Record*, v.84, p.S57-S65, 2008.

GHASSEMI, F.; WHITE I. *Inter-basin water transfer: case studies from Australia, United States, Canada, China and India*: Cambridge University Press, 2007, 462 p.

GIL, A. C. *Como elaborar projetos de pesquisa*. 4.ed. São Paulo: Atlas, 2007. 234 p.

GOTTSCHAMER, L.; ZHANG, Q. The dynamics of political power: The socio-technical transition of California's electricity system to renewable energy. *Energy Research & Social Science*. v.70, p.101618, 2020.

GOMES, R. R. M. *Uso de Dinâmica de sistemas para simulação de remoções de gases do efeito estufa em floresta de eucalipto*. Belo Horizonte, 2014. 177p. Tese (Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção/UFMG).

GOMES, E. F. Perdas de vazão e seus efeitos na operação do Sistema de Esgotamento Sanitário de Campina Grande-PB. Campina Grande, 2013. 82p. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil/UFCG).

Governo quer leiloar transposição do São Francisco em 2021. O Estado, 2020. Disponível em:< <https://www.oestadoce.com.br/economia/governo-quer-leiloar-transposicao-do-sao-francisco-em-2021/>>. Acesso em: 18 de dez. de 2020.

GUARNIERI, P. E.; SILVA, L. C.; LEVINO, N. A. Analysis of electronic waste reverse logistics decisions using Strategic Options Development Analysis methodology: A Brazilian case. *Journal of Cleaner Production*, v.133, p.1105–1117, 2016.

HERRINGTON, P. Waste not, Want not? Water Tariffs for Sustainability. Bristol. WWF-UK Report, 2007, 92 p.

HENKES, S. L. A política, o direito e o desenvolvimento: um estudo sobre a transposição do Rio São Francisco. *Revista Direito GV*, v.10, n.2, p.497-534, 2014.

HILL, A.; CAMACHO, O. M. A system dynamics modelling approach to assess the impact of launching a new nicotine product on population health outcomes. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, v.86, p.265–278, 2017.

HIPEL, K. W.; FANG, L.; CULLMANN, J.; BRISTOW, M. Conflict Resolution in Water Resources and Environmental Management. Switzerland: Springer International Publishing, 2015, 463 p.

HOWE, C. The functions, impacts and effectiveness of water pricing: evidence from the United States and Canada. *International Journal of Water Resources Development*, v.21, p.43-53, 2005.

HOFFMAN, J. J.; DU PLESSIS, J. A. A model to assess water tariffs as part of water demand management. *Water*, v.39, n.3, p.423-429, 2013.

HOQUE, S.; WICHELNS, D. State-of-the-art review: designing urban water tariffs to recover costs and promote wise use. *International Journal of Water Resources Development*, v.29, n.3, p.472–491, 2013.

HOEKSTRA, A. Y. Water footprint assessment: evolution of a new research field. *Water Resources Management*, v.31, p.3061-3081, 2017.

HUANHUAN, Q.; BAOXIANG, Z.; FANHAI, M. System dynamics modeling for sustainable water management of a coastal area in Shandong Province, China. *Journal of Earth Sciences and Engineering*, v.4, p.226–234, 2016.

HUANG, J. Y.; LOU, Y.; LI, Y. X. Integrated water resources management for emergency situations: a case study of Macau. *Journal of Environmental Science*, v.50, p.72-78, 2016.

HWANG, C. L.; LIN, M. J. Group Decision Making under Multiple Criteria. Berlim: Na Empirical Assessment. *Omega*, v. 18, n.6, p.595-604, 1990.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Estimação da População. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao.html>>. Acesso em: 22 de jan. 2019.

JACKSON, R. B.; CARPENTER, S. R.; DAHM, C. N.; MCKNIGHT, D. M.; NAIMAN, R. J.; POSTEL, S. L.; RUNNING, S. W. Water in a changing world. *Ecological Applications*, v.11, p.1027–1045, 2001.

JACKSON, M. C. *Systems Approaches to Management*. New York: Kluwer/Plenum, 2000, 452 p.

JARDIM, S. B. Mapas Cognitivos: um caminho para construir estratégias. *Revista Acadêmica da Face Pucrs*, v.12, p. 89-115, 2001.

KATZ, D. Water use and economic growth: reconsidering the Environmental Kuznets Curve relationship. *Journal of Cleaner Production*, v.88, p.205-213, 2015.

KANAKOUIDIS, V.; TSITSIFLI, S.; SAMARAS, P.; ZOUBOULIS, A. Assessing the performance of urban water networks across the EU Mediterranean area: The paradox of high NRW levels and absence of respective reduction measures. *Water Science Technology Water Supply*, v.13, p.939-950, 2013.

KANAKOUIDIS, V.; TSITSIFLI, S. Using the bimonthly water balance of a non-fully monitored water distribution network with seasonal water demand peaks to define its actual NRW level: the case of Kos town, Greece. *Urban Water Journal*, v. 11, p.348-360, 2014.

KEATING, C.; KAUFFMANN, P.; DRYER, D. A framework for systemic analysis of complex issues. *Journal of Management Development*, v.20, n.9, p.772-784, 2001.

KEENEY, R. L. Value-Focused Brainstorming: Decision Analysis, v.9, n.4, p.303-3013, 2012.

KEJSER A. European attitudes to water pricing: internalizing environmental and resource costs. *Journal of Environmental Management*, v.183, p.453–9, 2016.

KELLY, R. A.; JAKEMAN, A. J.; BARRETEAU, O.; BORSUK, M. E.; ELSAWAH, S.; HAMILTON, S. H.; HENRIKSEN, H. J.; KUIKKA, S.; MAIER, H. R.; RIZZOLI, A. E.; VAN DELDEN, H.; VOINOV, A. A. Selecting among five common modelling approaches for integrated environmental assessment and management. *Environmental Modelling Software*, v.47, p.159–181, 2013.

KHRAN, F.S; MACIEL, S; DOURADO, T.M. Transposição de águas e bacias: aspectos teóricos e conceituais. In: Séminário de Integração, Universidade Federal do Tocantins, 2007, 49 p. Disponível em: [https://docs.uft.edu.br/share/proxy/alfresco-noauth/api/internal/shared/node/zMgBb0hJTT66-ATNUj2eaQ/content/transposicao\\_de\\_aguas\\_968.pdf](https://docs.uft.edu.br/share/proxy/alfresco-noauth/api/internal/shared/node/zMgBb0hJTT66-ATNUj2eaQ/content/transposicao_de_aguas_968.pdf). Acesso em: 10 de fev. 2020.

KIRBY, M. W. Paradigm Change in Operations Research: Thirty Years of Debate. *Operations Research*, v.55, n.1, p.1–13, 2007.

KIM, J.; SONG, I.; OH, H.; JONG, J.; PARK, J.; CHOUNG, Y.; A laboratory-scale graywater treatment system based on a membrane filtration and oxidation process—characteristics of graywater from a residential complex. *Desalination*, v.238, n.1, p.347–357, 2009.

KOTIR, J. H.; SMITH, C.; BROWN, G.; MARSHALL, N.; JOHNSTONE, R.; A system dynamics simulation model for sustainable water resources management and agricultural development in the Volta River Basin, Ghana. *Science of the Total Environment*, v.573, p.444–457, 2016.

KUNC, M. H.; MORECROFT, J. D. W. Resource-based strategies and problem structuring: Using resource maps to manage resource systems. *Journal of the Operational Research Society*, v.60, n.2, p.191–199, 2009.

LEVINO, N. A.; MORAIS, D. C. Proposta para uso da abordagem de estruturação de problemas para redução de conflitos e minimização de erros na modelagem de jogos cooperativos. *XLIII Simpósio Brasileiro de Pesquisa Operacional*, agosto 15-18, 2011a, Ubatuba, SP, Brasil.

LEVINO, N. A.; MORAIS, D. C. A proposal for structuring and evaluating problems for participatory decision making in sanitation context. In: IEE International Conference on Systems, Man, and Cybernetics. June 01-05, 2011b, Anchorage, Alaska.

LEVINO, N. A.; MORAIS, D. C. Participatory Multicriteria Decision Making Model in Hydrographic Basin Committee. In: Proc. *IEEE International Conference on Systems, Man, and Cybernetics*, october 14-17, 2012, Seoul, Korea.

LEVINO, N. A.; MORAIS, D. C. An Analysis of Cooperation Levels within Two Watersheds Committees Located in Alagoas/Brazil. *European Journal of Social Sciences*, v.41, n.4, p.581-599, 2014.

LEE, C.; LAM, J. S. L. Managing reverse logistics to enhance sustainability of industrial marketing. *Industrial Marketing Management*, v.41, p.589–598, 2012.

LEZAK, S.B.; THIBODEAU, P. H. Systems thinking and environmental concern. *Journal of Environmental Psychology*, v.46, p.143–153, 2016.

LINGLING, Z.; WEIRONG, W.; ZONGZHI, W. The Simulation of Regional Water Use Behavior Based on System Dynamics: a Case Study in Jiangsu Province. In. *International Conference on Information Management, Innovation Management and Industrial Engineering*, 2012, Sanya. Publisher: IEEE, 2012. p.403-406.

LIU, J.; SAVENIJE, H. H. G.; XU, J. Water as an economic good and water tariff design: Comparison between IBT-con and IRT-cap. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, v.28, n.4-5, p.209-217, 2003.

LOPEZ-NICOLAS, A.; PULIDO-VELAZQUEZ, M.; ROUGÉ, C.; HAROU, J. J.; ESCRIVA-BOU, A.; Design and assessment of an efficient and equitable dynamic urban water tariff. Application to the city of Valencia, Spain. *Environmental Modelling & Software*, v.101, p.137-145, 2018.

LUCENA, D. P. M. M. Simulações da implantação de ações de gestão no Epitácio Pessoa e seus impactos na crise da água em Campina Grande-PB e região. Campina Grande, 2018. 94p. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental/UFCG).

MA, X. Z.; ZHANG, S. Q.; MU, Q. How do residents respond to price under Increasing Block Tariffs? Evidence from Experiments in Urban Residential Water Demand in Beijing. *Water Resources Management*, v.28, p.4895- 4909, 2014.

MANSO, D. F.; SUTÉRIO, R.; BELDERRAIN, M. C. N. Estruturação do problema de gerenciamento de desastres do estado de São Paulo por intermédio do método Strategic Options Development and Analysis. *Gestão da Produção*, v.22, n.1, p.4-16, 2015.

MAJUMDAR, C.; GUPTA, G. Willingness to pay and municipal water pricing in transition: a case study. *Journal of Integrative Environmental Sciences*, v.6, n.4, p.1–12, 2009

MARZANO, R.; ROUGE, C.; GARRONE, P.; GRILLI, L.; HAROU, J.J.; PULIDO-VASQUEZ, M. Determinants of the price response to residential water tariffs: Meta-analysis and beyond. *Environmental Modelling & Software*, v.101, p.236-248, 2018.

MAGRINI, A.; SANTOS, M. River basin management and the national water resources policy in Brazil. In: BREBBIA, C. A.; ANAGNOSTOPOULOS, P.; KATSIFARAKIS, K.; CHENG, AH-D. (org.). *Water resources management*. Southampton, 2001, v.4, p.79–88.

MAVROMMATI, G.; BITHAS K.; PANAYIOTIDIS, P. Operationalizing sustainability in urban coastal systems: a system dynamics analysis. *Water Resources*, v.47, p.7235–7250, 2013.

MEADOWS, D. H.; MEADOWS, D. L.; RANDERS, J.; BEHRENS III, W. W. *The Limits to Growth: a Report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind*. 1.ed. United Kingdom: Universe Books, 1972, 205 p.

MEADOWS, D. H.; WRIGHT, D. *Thinking in Systems: A Primer*. London: Chelsea Green Publishing, 2008, 240 p.

MEDEIROS, D. F. K. L.; URTIGA, M. M.; MORAIS, D. C. Integrative negotiation model to support water resources management. *Journal of Cleaner Production*, v.150, p.148–163, 2017.

MEDEIROS, P. C; RIBEIRO, M.M.R. Elasticidade de preço da demanda por água na bacia do rio Paraíba. *VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*, outubro 17-20, 2006, Gravatá, PE, Brasil.

MENEZES, A.; GARDINI, A. Polêmica marca projeto de transposição do rio São Francisco. *Ciencia e Cultura*, v.57, n.1, p.10-12, 2005.

MINGERS, J.; ROSENHEAD, J. Problem structuring methods in Action. *European Journal for Operational Research*, v. 152, p. 530-554, 2004.

MIRCHI, A.; MADANI, K.; WATKINS, JR. D.; AHMAD, S. Synthesis of system dynamics tools for holistic conceptualization of water resources problems. *Water Resource Management*, v.26, p.2421–2442, 2012.

MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL (MDR). Projeto de integração do Rio São Francisco. Disponível em: <<http://mi.gov.br/web/projeto-sao-francisco>>. Acesso em: 28 de jun. 2020.

MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO NACIONAL (MIN). Projeto de integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional. Relatório de Impacto Ambiental – RIMA. 2004. Disponível em: <<http://www.integracao.gov.br/saofrancisco/integracao/rima.asp>>. Acesso em: 18 de set. 2018.

MINGERS, J. C. Towards an appropriate social theory for applied systems thinking: critical theory and soft systems methodology. *Journal Applied System Analysis*, v.7, n.1, p.41–50, 1980.

MORITA, T. Uma Hierarquia De Soda-map Para Apoio à Dinâmica De Sistemas. *XLIII Simpósio Brasileiro de Pesquisa Operacional*, agosto 15 - 18, 2011, Ubatuba, SP, Brazil.

MOLINOS-SENANTE, M.; G. DONOSO. Water Scarcity and Affordability in Urban Water Pricing: A Case Study of Chile. *Utilities Policy*, v.43, p.107–16, 2016.

MONTEIRO, H., ROSETA-PALMA, C. Pricing for scarcity? An efficiency analysis of increasing block tariffs. *Water Resources Research*, 47, W06510, 2011.

NAUGES, C.; WHITTINGTON, D. Evaluating the Performance of Alternative Municipal Water Tariff Designs: Quantifying the Tradeoffs between Equity, Economic Efficiency, and Cost Recovery. *World Development*, v.91, p.125–143, 2017.

NASSAUER, J. I.; Monitoring the success of metropolitan wetland restorations: cultural sustainability and ecological function. *Wetlands*, v.24, n.4, p.756–765, 2004.

NASSERY, H. R.; ADINEHVAND, R.; SALAVITABAR, A.; BARATI, R. Water management using system dynamics modeling in semi-arid regions, *Civil Engineering Journal*, v.3, n.9, p.766–778, 2017.

NEWELL, B.; SIRI, J. A role for low-order system dynamics models in urban health policy making. *Environmental International*, v.95, p.93–97, 2016.

NORONHA, S. M. D. Heurística para decisões em grupo utilizando modelos multicritério de apoio a decisão: uma abordagem construtivista. Florianópolis. 2003. 217p. Tese (Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção/UFSC).

NUNES, T. H. C.; GALVÃO, C. O.; REGO, J. C. Rule curve for seasonal increasing of water concessions in reservoirs with low regularized discharges. *Brazilian Water Resources Journal*, v.21, p.493-501, 2016.

OECD. Pricing Water Resources and Water and Sanitation Services. Paris: OECD Publishing, 2010, 88 p.

OECD. Managing Water for All: An OECD Perspective on Pricing and Financing. Paris: OECD Publishing, 2009. Cap III: The Central Role of Tariffs, p.73-94.

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

OLMSTEAD, S. The economics of managing scarce water resources. *The Review of Environmental Economics and Policy*, v.4, n.2, p.179-198, 2010.

OLIVEIRA, L. H. de. Metodologia para a implantação de programa de uso racional da água em edifícios. São Paulo, 1999. 344p. Doutorado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil).

OLIVEIRA, G.C.S.; CURI, R.C. Analysis on Water Collection in the Municipality of Campina Grande - PB. Anais III *International Workshop on Water in the Brazilian Semi-Arid*, outubro 04-06, 2017, Campina Grande, PB, Brasil.

OMAR, M. M. Evaluation of actions for better water supply and demand management in Fayoum, Egypt using RIBASIM. *Water Science*, v.27, n.54, p.78–90, 2013.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS – BRASIL (ONU-BR). Dia mundial da água, 2014. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/25-bilhoes-de-pessoas-nao-tem-acesso-a-saneamento-basico-em-todo-o-mundo-alerta-onu/>>. Acesso em: 14 de fev. 2020.

PALAIMA, T.; SKARZAUSKIENE, A. Systems thinking as a platform for leadership performance in a complex world. *Baltic Journal of Management*, v.5, n.3, p.330-355, 2010.

PARK, S.; SAHLEH, V.; JUNG, S. Y. A System Dynamics Computer Model to Assess the Effects of Developing an Alternate Water Source on the Water Supply Systems Management, 13th Computer Control for Water Industry Conference, CCWI 2015, *Procedia Engineering*, v.119, p.753–760, 2015.

PESIC, R.; JOVANOVIC, M.; JOVANOVIC, J. Seasonal water pricing using meteorological data: Case study of Belgrade. *Journal of Cleaner Production*, v.60, p.147–151, 2013.

PINTO, F. S.; MARQUES, R. C. Tariff suitability framework for water supply services: Establishing a regulatory tool linking multiple stakeholders' objectives. *Water Resources Management*, v.30, n.6, p.2037–2053, 2016.

PINTO, F. S.; MARQUES, R. C. New Era/New Solutions: the role of alternative tariff structures in water supply projects. *Water Resources*, v.126, p.1-16, 2017.

PINTO, F. S.; MARQUES, R. C. Tariff recommendations: a panacea for the portuguese water sector? *Utilities Policy*, v.34, p.36-44, 2015.

PLUMLEE, M. H.; GURR, C. J.; REINHARD, M. Recycled water for stream flow augmentation benefits, challenges, and the presence of wastewater-derived organic compounds. *Science the Total Environmental*, v.438, p.541-548, 2012.

PLUMMER, J.; SCHREIDER, S. Y. Predicting inter-season price jumps in the market for temporary water allocations. *Journal of hydrology*, v.525, p.676-683, 2015.

PLUCHINOTTA, I.; PAGANO, A.; GIORDANO, R.; TSOUKIÀS, A. A system dynamics model for supporting decision-makers in irrigation water management. *Journal of Environmental Management*, v.223, p.815-824, 2018.

PRAT, N.; MUNNÉ, A. Water use and quality and stream flow in a Mediterranean stream. *Water Resources*, v.34, n.15, p.3876-3881, 2000.

QI, C.; CHANG, N. System dynamics modeling for municipal water demand estimation in an urban region under uncertain economic impacts. *Journal of Environmental Management*, v.92, n.6, p.1628-41, 2011.

RAVAR, Z.; ZAHRAIE, B.; SHARIFINEJAD, A.; GOZINI, H.; JAFARI, S. System dynamics modeling for assessment of water-food-energy resources security and nexus in Gavkhuni basin in Iran. *Ecological Indicators*, v.108, n.18, 2020.

RECIO, A.; LINARES, C.; DÍAZ, J. System dynamics for predicting the impact of traffic noise on cardiovascular mortality in Madrid. *Environmental Research*, v.167, p.499-505, 2018.

RÊGO, J.C.; RIBEIRO, M.M.R.; ALBUQUERQUE, J.P.T.; GALVÃO, C.O. Participação da sociedade na crise 1998-2000 no abastecimento d'água de Campina Grande-PB. In: *Proceedings of the Fourth InterAmerican Dialogue on Water Management*. Foz do Iguaçu, 2001.

RÊGO, J.C.; GALVÃO, C.O.; RIBEIRO, M. M. R., Albuquerque, J. P. T., Nunes, T. H. C., New considerations on the management of the water resources of the Epiácio Pessoa dam - The drought 2012-2014. In: *XII Brazilian Symposium on Water Resources*, Natal. Water and development, 2014.

RÊGO, J.C.; GALVÃO, C.O.; RIBEIRO, M.M.R.; ALBUQUERQUE, J.P.T.; NUNES, T.H.C. The crisis of the large campina supply: actions of the managers, users, public power, press and population. *XXI Brazilian Symposium on Water Resources*, november 22-27, 2015, Brasília, DF, Brasil.

RICHMOND, B. Systems thinking: critical thinking skills for the 1990s and beyond. *System Dynamics Review*, v.9, p.113-133, 1993.

RINAUDO, J.; NEVERRE, N.; MONTGINOUL, M. Simulating the impact of pricing policies on residential water demand: a Southern France case study. *Water Resources Management*, v.26, p.2057–2068, 2012.

ROUGÉ, C.; HAROU, J. J.; PULIDO-VELAZQUEZ, M.; MATROSOV, E. S.; GARRONE, P.; MARZANO, R.; LOPEZ-NICOLAS, A.; CASTELLETTI, A.; RIZZOLI, A. E. Assessment of smart-metere-nabled dynamic pricing at the utility and basin scales. *Jornal Water Resource Planning Management*, v.144, n.5, 2018.

ROSENHEAD, J. Past, present and future of problem structuring methods. *Journal of the Operational Research Society*, v.57, n.7, p.759-765, 2006.

ROSENHEAD, J.; MINGERS, J. Problem structuring methods in Action. *European Journal for Operational Research*, v. 152, p. 530-554, 2004.

ROSENHEAD, J. What's the problem? An introduction to problem structuring methods. *Interfaces*, v.26, n.6, p.117–131, 1996.

ROSENHEAD, J. Rational analysis of a problematic world. Chichester, England: John Wiley & Sons, 1989.

ROMANO, G.; SALVATI, N.; GUERRINI, A. An empirical analysis of the determinants of water demand in Italy. *Journal of Cleaner Production*, v. 130, p. 74–81, 2017.

ROUWETTE, E.; BASTINGS, I; BLOKKER, H. A Comparison of Group Model Building and Strategic Options Development and Analysis. *Group Decision and Negotiation*, v.20, n.6, p.781, 2011.

RITTEL, H.; WEBBER, M. M. Dilemmas in a General Theory of Planning. *Policy Sciences*, v.4, p.155–169, 1973.

RUSIAWAN, W.; TJIPTOHERIJANTO, P.; SUGANDA, E.; DARMAJANTI, L. System dynamics modeling for urban economic growth and CO2 emission: a case study of Jakarta, Indonesia. *Procedia Environmental Science*, v.28, p.330–340, 2015.

RUBIO-MARTINS, A.; PULIDO-VELAZQUEZ, M.; MACIAN-SORRIBES, H.; GARCIA-PRATS, A. System Dynamics Modeling for Supporting Drought-Oriented Management of the Jucar River System, Spain. *Water*, v.12, n.5, p.1407, 2020.

SAHIN, O.; BERTONE, E.; BEAL, C. D. A systems approach for assessing water conservation potential through demand-based water tariffs. *Journal of Cleaner Production*, v.148, p.773-784, 2017.

SAHIN, O.; STEWART R.A.; PORTER, G. Water security through scarcity pricing and reverse osmosis: a system dynamics approach. *Journal of Cleaner Production*, v.88, p.160–171, 2014.

SAHIN, O.; SIEMS, R. S.; STEWART, R. A.; PORTER, M. G. Paradigm shift to enhanced water supply planning through augmented grids, scarcity pricing and adaptive

factory water: a system dynamics approach. *Environmental Modelling & Software*, v.75, p.348-361, 2016.

SAHIN, O.; BERTONE, E.; BEAL, C.; STEWART, A. R. Evaluating a novel tiered scarcity adjusted water budget and pricing structure using a holistic systems modelling approach. *Journal of Environmental Management*, v.215, p.79-90, 2018.

SANTOS, L. C. A. Gestão da água em edificações públicas: a experiência no prédio da Empresa Baiana de Águas e Saneamento S.A.- Embasa. Salvador, 2010. 122p. Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Industrial/UFBA).

SANTOS, P. R.; CURO, R. S. G.; BALDERRAIN, M. C. N. Aplicação do mapa cognitivo a um problema de decisão do setor aeroespacial de defesa do Brasil. *Journal of Aerospace Technology and Management*, v.3, p.215-226, 2011.

SANTOS, L. D.; SCHLINDWEIN, S. L.; FANTINI, A. C.; BELDERRAIN, M. C. N. Uma adaptação do método de estruturação de Problemas Strategic Options Development and Analysis (SODA) para auxiliar a criação de Modelos de Dinâmica de Sistemas. *14º Congresso Brasileiro de Sistemas*, outubro, 25-26, 2018, Goiania, GO, Brasil.

SCHRAMM, V.B., SCHRAMM, F. An Approach for Supporting Problem Structuring in Water Resources Management and Planning. *Water Resource Management*, v. 32, p.2955–2968, 2018.

SCHMIDT, A.; LEWIS, L. The cost of stability: consumption-based fixed rate billing for water utilities. *Journal of Contemporary Water Research & Education*, v.160, n.1, p.5–24, 2017.

SOUZA, L. C. O. Gestão da demanda de água no Agreste Pernambucano. Caruaru, 2017. 89p. Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental/UFPE).

SENGE, P. M.; STERMAN, J. D. Systems thinking and organizational learning: acting locally and thinking globally in the organization of the future. *European Journal of Operational Research*, v.59, n.1, p.137–150, 1992.

STERMAN, J. D. Business Dynamics: Systems Thinking and Modeling for a Complex World. 1.ed. Boston: rwin/McGraw-Hill, 2000, 982 p.

SMITH, C. M.; SHAW, D. The characteristics of problem structuring methods: A literature review. *European Journal of Operational Research*, v.274, n.2, p.403-416, 2018.

SHARVELLE, S.; DOZIER, A.; ARABI, M.; REICHEL, B. A geospatially-enabled web tool for urban water demand forecasting and assessment of alternative urban water management strategies. *Environmental Modelling & Software*, v.97, p.213–228, 2017.

SHI, T.; ELMAHDI, A. Using a System Dynamics Modelling Approach for Sustainable Water Management– The Case Study of Efficient Water Allocation in the Coleambally Irrigation Area. *Environmental Research Journal*, v. 4, p.1–18, 2010.

STAVENHAGEN, M.; BUURMAN, J.; TORTAJADA, C. Saving water in cities: Assessing policies for residential water demand management in four cities in Europe. *Cities*, v.79, p.187–195, 2018.

SUÁREZ-VARELA, M.; MARTINEZ-ESPINEIRA, R.; GONZÁLEZ-GÓMEZ, F. An analysis of the price escalation of non-linear water tariffs for domestic uses in Spain. *Utilities Policy*, v.34, p.82-93, 2015.

SUSNIK, J.; VAMVAKERIDOU-LYROUDIA, L. S.; SAVIC, D. A.; KAPELAN, Z. Integrated system dynamics modelling for water scarcity assessment: case study of the Kairouan region. *Science of The Total Environment*, v.440, p.290-306, 2012.

SILVA, E. C. S. Uso do método SODA para identificação de ações de combate ao mosquito *Aedes Egypt* no município de Sumé - PB. Sumé, 2018. 31p. Monografia (Graduação – Curso de Engenharia de Produção/UFCG).

SIMONOVIC, S. P.; RAJASEKARAM, V. Integrated Analyses of Canada's Water Resources: A System Dynamics Approach. *Canadian Water Resources Journal/Revue canadienne des ressources hydriques*, v.29, n.4, p.223-250, 2004.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). Portal Eletrônico. Brasília. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br>>. Acesso em: 9 de jan. 2019.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). Diagnóstico dos serviços de água e esgoto - 2018. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2018/Diagnostico-SNIS-AE-2018-Capitulo-08.pdf>. Acesso em: 29 de jun. 2020.

SOARES, B. P.; LIMA, O. S.; SCHRAMM, V. B.; SCHRAMM, F. Estruturação do problema da crise hídrica no reservatório Epitácio Pessoa. XLIX Simpósio Brasileiro de Pesquisa Operacional. Agosto 27-30, 2017, Blumenau, SC, Brasil.

SWAN, J. Using cognitive mapping in management research: decisions about technical innovation. *British Journal of Management*. n.8, p.183-198, 1997.

TAJRA, S. M. Cidades saudáveis, utopia e complexidade no planejamento urbano: um estudo da rede portuguesa de municípios saudáveis e reflexões para o cenário Brasileiro. São José dos Campos, 2018. 216p. Tese (Programa de Pós-Graduação em Planejamento Urbano e Regional/UVP).

TIANHONG, L.; SONGNAN, Y.; MINGXIN, T. Simulation and optimization of water supply and demand balance in Shenzhen: A system dynamics approach. *Journal of Cleaner Production*, v.207, p.882–893, 2018.

TSAGARAKIS, K. New directions in water economics, finance and statistics. *Water Science & Technology Water Supply*, v.5, p.1-15, 2005.

TIAN, J.; LIU, D. D.; GUO, S. L.; PAN, Z. K.; HONG, X. J. Impacts of inter-basin water transfer projects on optimal water resources allocation in the Hanjiang river basin, China. *Sustainability*, v.11, n.7, p.19, 2019.

THIVET, G.; FERNANDEZ, S. Water Demand Management: The Mediterranean Experience. France: Plan Bleu, 2012. 76 p. (Technical Focus Paper).

ÜSTÜN, G. E.; SOLMAZ, S. K. A.; BIRGÜL, A. Regeneration of industrial district wastewater using a combination of Fenton process and ion exchange—a case study. *Resources, Conservation & Recycling*, v.52, n.2, p.425–440, 2007.

UNITED NATIONS WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME (UN-WWAP). The United Nations World Water Development Report 2017. Wastewater: The Untapped Resource. Paris, UNESCO. Disponível em: <[https://www.unido.org/sites/default/files/2017-03/UN\\_World\\_Water\\_Development\\_Report\\_-\\_Full\\_0.pdf](https://www.unido.org/sites/default/files/2017-03/UN_World_Water_Development_Report_-_Full_0.pdf)> Acesso em: 02 de jun. de 2020.

VAIRAVAMOORTHY, K.; GORANTIWAR, S.; PATHIRANA, A. Managing urban water supplies in developing countries e climate change and water scarcity scenarios. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, v.33, n.5, p.330–339, 2008.

VAIRAVAMOORTHY, K.; MUTIKANGA, H. E.; SHARMA, S. K. Methods and Tools for Managing Losses in Water Distribution Systems. *Journal of Water Resources Planning and Management* v.139, n.2, p.166–174, 2013.

VÁSQUEZ, W. Willingness to pay and willingness to work for improvements of municipal and community-managed water services. *Water Resources Research*, v.50, n.10, p.8002–8014, 2014.

VASAK, M.; BANJAC, G.; BAOTIC, M.; MATUSKO, J. Dynamic day-ahead water pricing based on smart metering and demand prediction. *Procedia Engineering*, v.89, p.1031–1036, 2014.

VENTANA SYSTEMS. *Vensim DSS*, 7.2th ed.; Ventana Systems, Inc.: Harvard, MA, USA, 2018.

VERGARA, S. C. Projetos e relatórios de pesquisa em Administração. São Paulo: Atlas, 2004, 199 p.

VIEGA, L.; MAGRINI, A. The Brazilian water resources management policy: Fifteen years of success and challenges. *Water Resource Management*, v.27, n.7, p.2287–2302, 2013.

VICKERS, G. Value Systems and Social Process. United Kingdom: Routledge Tavistock publishers limited, 2013, 248 p.

VICTOR, D.; ALMEIDA, R.; WONG, L. Water management policy in Brazil. Working Paper. Laboratory on International Law and Regulation, University of California, San Diego, 2015.

VIEIRA, Z. M. C. L. Metodologia de análise de conflitos na implementação de medidas de gestão da demanda de água. Campina Grande, 2008. 371p. Doutorado (Programa de Pós-Graduação em Recursos Natural).

WASIMI, S. A.; HASSA, S. Social Considerations in Domestic Water Pricing: A Case Study of Perth, Western Australia. *Australasian Journal of Water Resources*, 15:2, 131-144, 2012.

WAGNER, P. R.; FAHRNI, R.; KLIPPEL, M.; FRANGI, A.; SUDRET, B. Bayesian calibration and sensitivity analysis of heat transfer models for fire insulation panels. *Engineering Structures*, v,205, p.1-51, 2020.

WALTERS, J. P.; ARCHER, D. W.; SASSENATH, G. F.; HENDRICKSON, J. R.; HANSON, J. D.; HALLORAN, J. M.; VADAS, P.; ALARCON, V. J. Exploring agricultural production systems and their fundamental components with system dynamics modelling. *Ecological Modelling*, v.333, p.51–65, 2016.

WANG, H. C.; JIANG, Y. Z.; LU, F.; DONG, Y. J. Inspiration of inter-basin water transfer abroad on operation of middle route of south-to-north water transfer project. *Advances in Science and Technology of Water Resources*, 28, n.2, p.79–83, 2008.

WANG, H.; XIE, J.; LI, H. Water pricing with household surveys: A study of acceptability and willingness to pay in Chongqing, China. *China Economic Review*, v.21, p.136-149, 2010.

WANG, X. J.; ZHANG, J. Y.; LIU, J. F.; WANG, G. Q.; HE, R. M.; ELMAHDI, A.; ELSAWAH, S. Water resources planning and management based on system dynamics: a case study of Yulin city. *Environmental Development and Sustainability*, v.13, p.331–351, 2011.

WANG, K.; DAVIES, E. G.; LIU, J. Integrated water resources management and modeling: A case study of Bow river basin. *Canada. Journal of Cleaner Production*, v.240, 118242, 2019.

WEIL, T.; LOU, I.; YANG, Z.; LI, Y. A System dynamics urban water management model for Macau, China. *Journal of Environmental Sciences*, v.50, p.117–126, 2016.

WHITTINGTON, D.; BRISCOE, J.; MU, X.; BARRON, W. Estimating the willingness to pay for water set-vices in developing countries: A case study of the use of contingent valuation surveys in southern Haiti. *Economic Development and Cultural Change*, v.38, n.2, p.293-312, 1990.

WHITTINGTON, D. Tariffs and Subsidies in South Asia: Understanding the Basics. 2002. Washington, D.C.: Water and Sanitation Program; World Bank Institute. Disponível em: <<http://web.mit.edu/urbanupgrading/waterandsanitation/resources/pdf-files/WaterTariff-1.pdf>>. Acesso em: 24 de nov. 2019.

WHITTINGTON, D. Pricing water and sanitation services. *Earth System Environmental Science*, v.1, p.79-95, 2011.

WHITTINGTON, D.; NAUGES, C.; FUENTE, D.; WU, X. A Diagnostic Tool for Estimating the Incidence of Subsidies Delivered by Water Utilities in Low- and Medium-Income Countries, with Illustrative Calculations. Environment for Development Initiative, 2014. Disponível em: <[www.jstor.org/stable/resrep15007](http://www.jstor.org/stable/resrep15007)>. Acesso em: 25 de nov. 2019.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO) /UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND (UNICEF). Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene: 2017 Update and SDG Baselines, New York and Geneva: WHO/UNICEF Publishing, 2017, 110 p.

WINPENNY, J. T.; HEINZ, I.; KOO-OSHIMA, S. The Wealth of Waste: The Economics of Wastewater Use in Agriculture. Rome: FAO UN, 2010, 129 p.

WINZ, I.; BRIERLEY, G. The use of system dynamics simulation in integrated water resources management. *Proceedings of the system dynamics conference 2007*. July 29 – August 02, 2007, Boston, Massachusetts, United States.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater: Policy and regulatory aspects. Geneva: WHO 2006, 114 p.

WU, D.; NING, S. Dynamic assessment of urban economy-environment-energy system using system dynamics model: A case study in Beijing. *Environmental Research*, v.164, p.70-84, 2018.

YANG, H.; ABBASPOUR, K. C. Analysis of wastewater reuse potential in Beijing. *Desalination*, v.212, n.1-3, p.238–250, 2007.

ZARGHAMI, M.; AKBARIYEH, S. System dynamics modeling for complex urban water systems: application to the city of Tabriz, Iran. *Resources, Conservation and Recycling*, v.60, p.99–106, 2012.

ZHAO, R. H.; CHEN, S. Y. Fuzzy pricing for urban water resources: model construction and application. *Journal of Environmental Management*, v.88, n.3, p.458–466, 2008.

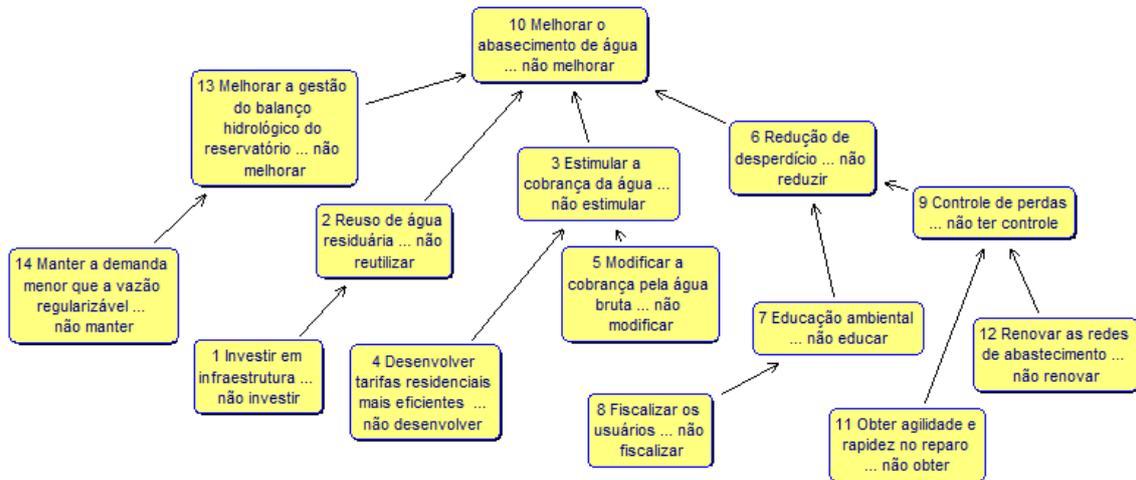
ZHAO, Z. Y.; ZUO, J.; ZILLANTE, G. Transformation of water resource management: a case study of the South-to-North Water Diversion project. *Journal of Cleaner Production*, v.163, p.136-145, 2017.

ZHANG, Y.; ZHAO, T.; ZHOU, A.; ZHANG, Z.; LIU, A. Scenario Based Municipal Wastewater Estimation: Development and Application of a Dynamic Simulation Model. *Modelling and Simulation in Engineering*, v.13, n.2, p1-13, 2016.

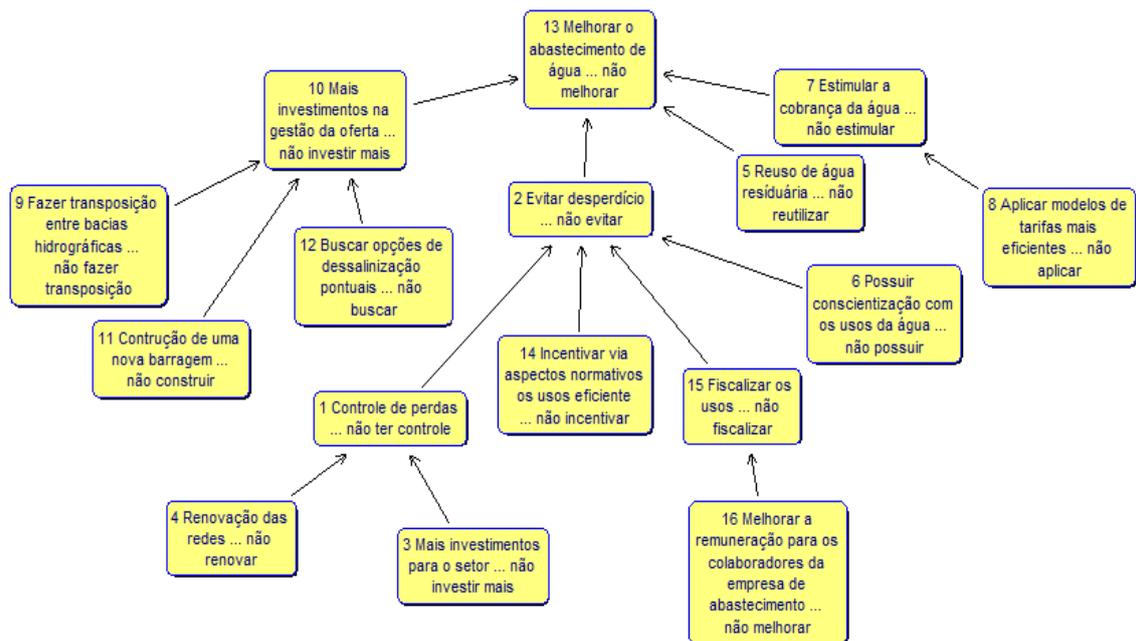
## APÊNDICE I

### MAPAS COGNITIVOS INDIVIDUAIS

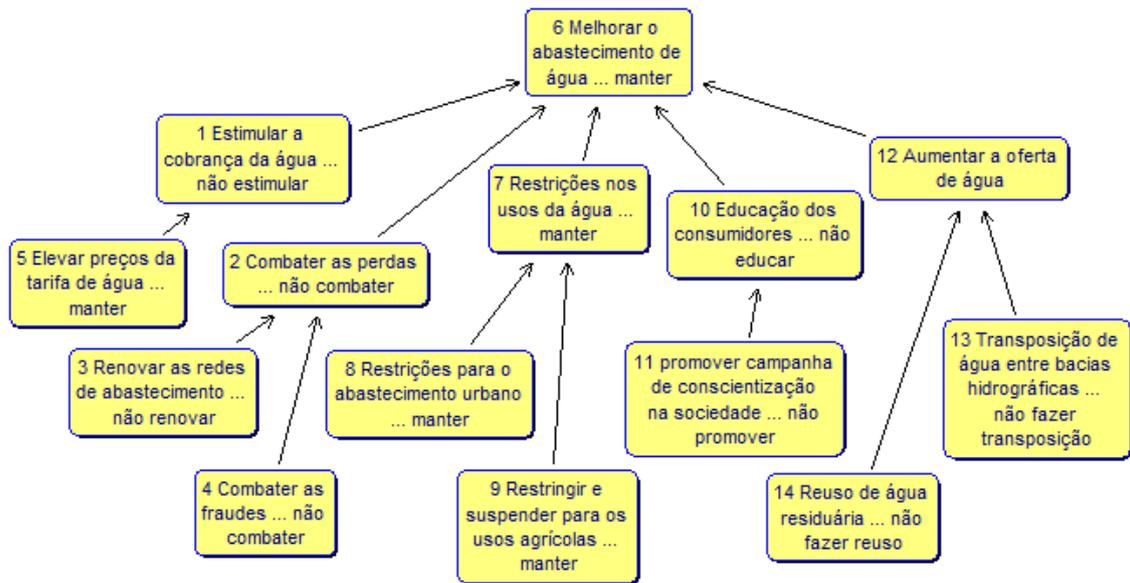
(A)



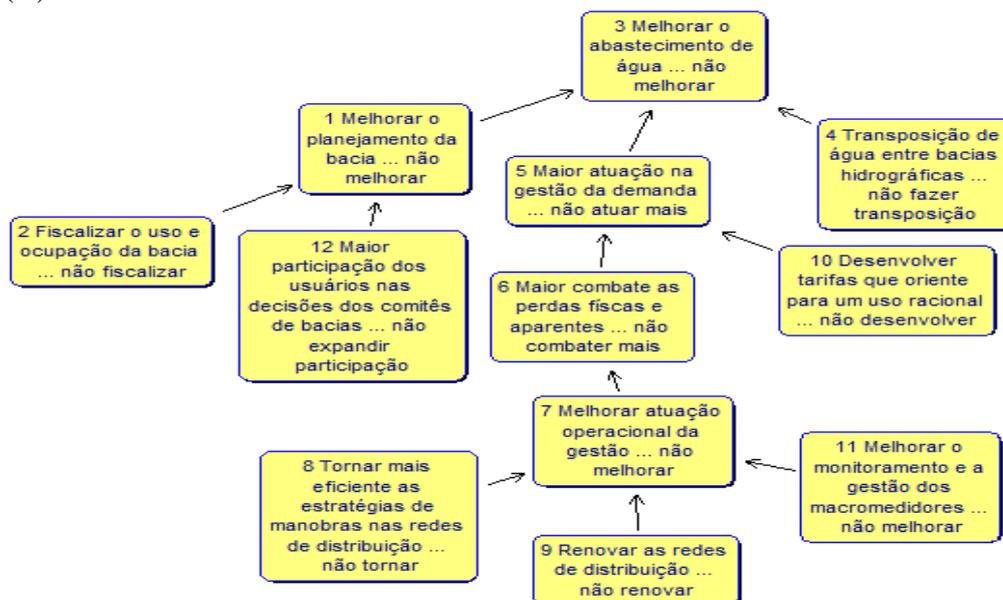
(B)



(C)



(D)



**UFBA**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA  
ESCOLA POLITÉCNICA**

**PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA INDUSTRIAL - PEI**

Rua Aristides Novis, 02, 6º andar, Federação, Salvador BA

CEP: 40.210-630

Telefone: (71) 3283-9800

E-mail: [pei@ufba.br](mailto:pei@ufba.br)

Home page: <http://www.pei.ufba.br>

