



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL-UFRGS
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS



PROGRAMA DE MESTRADO PROFISSIONAL EM REDE NACIONAL EM
GESTÃO E REGULAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

CRISTIANE MARTINS DE SOUSA NAVA CASTRO

EMPREGO DE INDICADORES E ÍNDICES DE SUSTENTABILIDADE NA
AVALIAÇÃO DE MEDIDAS EMERGENCIAIS DE GESTÃO DA ÁGUA: CASO DA
BACIA DO RIO DESCOBERTO, DF.



PORTO ALEGRE-RS
2019.

CRISTIANE MARTINS DE SOUSA NAVA CASTRO

EMPREGO DE INDICADORES E ÍNDICES DE SUSTENTABILIDADE NA
AVALIAÇÃO DE MEDIDAS EMERGENCIAIS DE GESTÃO DA ÁGUA: CASO DA
BACIA DO RIO DESCOBERTO, DF.

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação PROFÁGUA, como
requisito parcial à obtenção do título de Mestre em
gestão e regulação de recursos hídricos.

Orientador: Guilherme F Marques, PhD.

PORTO ALEGRE -RS
2019

CIP - Catalogação na Publicação

Martins de Sousa Nava Castro, Cristiane
EMPREGO DE INDICADORES E ÍNDICES DE
SUSTENTABILIDADE NA AVALIAÇÃO DE MEDIDAS EMERGENCIAIS
DE GESTÃO DA ÁGUA: CASO DA BACIA DO RIO DESCOBERTO,
DF. / Cristiane Martins de Sousa Nava Castro. --
2019.
110 f.
Orientador: Guilherme F Marques.

Dissertação (Mestrado Profissional) -- Universidade
Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas
Hidráulicas, Programa de Pós-Graduação em Gestão e
Regulação de Recursos Hídricos, Porto Alegre, BR-RS,
2019.

1. Gestão . 2. Recursos Hídricos . 3. Indicadores
de desempenho. 4. Índice de sustentabilidade. I. F
Marques, Guilherme, orient. II. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

Cristiane Martins s Sousa Nava Castro

EMPREGO DE INDICADORES E ÍNDICES DE SUSTENTABILIDADE NA AVALIAÇÃO DE MEDIDAS EMERGENCIAIS DE GESTÃO DA ÁGUA: CASO DA BACIA DO RIO DESCOBERTO, DF.

Dissertação de Mestrado apresentada Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação PROFÁGUA, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em gestão e regulação de recursos hídricos.

Aprovada em, 21 de janeiro de 2019.

Guilherme F Marques, PhD. UFRGS)

(Conceição de Maria Albuquerque Alves, PhD. Universidade de Brasília- UnB)

(Jussara Cabral Cruz, PhD. UFRGS)

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior -Brasil (CAPES)- Código de Financiamento 001.

Foram horas exaustivas de trabalho, cálculos e recálculos, diversos momentos não usufruídos com amigos e familiares, aeroportos e hotéis, e no fim o trabalho foi concluído. Nesse caminho, recebi muito apoio e ajuda, cabendo a mim agradecimento aos que me auxiliaram nessa jornada.

Agradeço imensamente aos meu pais, pois proporcionaram a oportunidades de uma boa educação e ensinaram resiliência e persistência nos momentos difíceis. Ao meu orientador, que muito engrateceu meus conhecimentos, confiou em meu trabalho, dedicou tempo a orientar e aprimorar este estudo, em especial por estar disposto a encarar o desafio da distância.

Ao Diretor da ADASA Israel Pinheiro Torres pelo apoio institucional, ao Superintendente de Recursos Hídricos, Rafael Machado Mello, pelo apoio e paciência nesses anos de desenvolvimento deste trabalho. Ao colega de trabalho Welber por me ensinar os primeiros passos no WEAP, à amiga Gabi por me ensinar pacientemente a elaborar mapas, ao colega de trabalho Samuel pela solicitude no fornecimento de dados da ADASA.

Aos meus amigos pela paciência nos momentos em que estive ausente e por vezes impaciente. Aos meus familiares pela paciência e compreensão.

Ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação dos Recursos Hídricos - PROFÁGUA, projeto CAPES/ANA AUXPE nº 2717/2015, pelo apoio técnico e científico aportado até o momento.

RESUMO

Para a sua efetividade, ações na gestão de recursos hídricos demandam informação e conhecimento sobre o comportamento dos sistemas. Diversas mudanças nas demandas e no clima já dão indicativos claros que diversos sistemas hídricos no Brasil se encontram em condições de grande vulnerabilidade, e que estratégias de adaptação são urgentes. Entretanto, o enfrentamento das crises recentes vem sendo feito majoritariamente via medidas emergenciais, cujo desempenho só é conhecido após a concretização do problema. A mudança dessa abordagem de gestão de crise para a gestão do risco, na qual é adotada uma visão de longo prazo e busca de uma estratégia de adaptação, demanda (a) capacidade de avaliar comportamento do sistema sob diferentes condições e cenários possíveis e (b) a escolha e emprego de critérios e índices de desempenho quantitativos para permitir que diferentes estratégias de adaptação futuras possam ser comparadas e, mais importante, seja possível identificar se a estratégia de adaptação escolhida está dando os resultados esperados. Não obstante, a adoção de critérios quantitativos de desempenho por órgãos gestores e agências ainda é limitada. O presente trabalho traz uma contribuição para o equacionamento desse problema ao explorar o emprego de indicadores e índices quantitativos de desempenho para avaliar o resultado de estratégias diferentes de gestão em sistema de abastecimento urbano. Foi avaliada a sustentabilidade do sistema hídrico da bacia do Rio Descoberto no DF, que abastece mais de 60 % da demanda urbana de Brasília no Distrito Federal (DF), em diferentes cenários futuros de demanda e oferta hídrica. Buscou-se verificar, a partir dos indicadores e índices, se medidas adotadas durante a crise (acionamento, oferta hídrica e restrições de captação para irrigantes) seriam suficientes nos casos de eventos críticos em cenários de demandas crescentes. A modelagem do sistema foi realizada com o emprego da ferramenta de simulação Sistema de Avaliação e Planejamento Hídrico integrado (WEAP). Os resultados indicam que em cenários futuros de demandas crescentes o sistema Descoberto se mostra mais vulnerável, menos confiável e menos resiliente, sendo, portanto, menos sustentável. A adoção de medidas tradicionais de contenção de crise não será suficiente para tornar esse sistema mais sustentável, desafiando os gestores a apresentarem novas soluções para lidar com crises de escassez.

Palavras chaves: gestão de recursos hídricos, resiliência, vulnerabilidade e confiabilidade, índices de sustentabilidade.

ABSTRACT

For its effectiveness, actions in the management of water resources demand information and knowledge about the behavior of the systems. Several changes in demands and in the climate already give clear indications that several water systems in Brazil are in conditions of great vulnerability, and that adaptation strategies are urgent. However, confronting the recent crises has been made mainly through emergency measures, whose performance is only known after the problem has been achieved. The change from this crisis management approach to risk management, which takes a long-term view and seeks an adaptation strategy, demands (a) ability to evaluate system behavior under different conditions and possible scenarios and (b) the choice and use of quantitative performance criteria and indices to enable different future adaptation strategies to be compared and, more importantly, it is possible to identify whether the chosen adaptation strategy is delivering the expected results. Nevertheless, the adoption of quantitative performance criteria by management actors and agencies is still limited. The present work contributes to reduce this problem by exploring the use of indicators and quantitative performance indices to evaluate the results of different management strategies in the urban supply system. The sustainability of the water system Descoberto River basin in the Federal District, which supplies more than 60% of the urban demand of Brasília in the Federal District (DF), was evaluated in different future scenarios of demand and water supply. It was verified using indicators and indices, if measures adopted during the crisis (rationing, water supply and abstraction restrictions for irrigators) would be sufficient in cases of critical events in scenarios of increasing demands. The system modeling was carried out using the Integrated Water Assessment and Planning System (WEAP) simulation tool. The results indicate that in future scenarios of increasing demands the system Discovered is more vulnerable, less reliable and less resilient, and therefore less sustainable. The adoption of traditional measures of crisis containment will not be enough to make this system more sustainable, challenging manager to present new solutions to deal with crises of scarcity.

Keywords: water resources management, resilience, vulnerability and reliability, sustainability indexes.

| | |
|---|----|
| 1.INTRODUÇÃO | 9 |
| 2. OBJETIVOS | 12 |
| 3.REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 13 |
| 3.1 Escassez e Crise hídrica | 13 |
| 3.2 Fatores intervenientes em crises hídricas e casos recentes no Brasil..... | 15 |
| 3.3. A Crise Hídrica no DF | 21 |
| 3.4 Modelos e Instrumentos de Gestão | 26 |
| 3.5 Indicadores e Índices para Avaliação de Efetividade da Gestão..... | 32 |
| 3.6 Uso de Modelos para Suporte à Decisão | 41 |
| 3.7 Modelo de Suporte à Decisão: WEAP..... | 42 |
| 4.MATERIAIS E MÉTODOS | 45 |
| 4.1 Localização e Caracterização Física da Área de Estudo: Bacia do Rio Descoberto e DF | 45 |
| 4.2 Caracterização de Usos do Solo e da água na Bacia do Rio Descoberto..... | 47 |
| 4.3 Cenários de simulação..... | 48 |
| 4.3.1 cenários: | 48 |
| 4.3.2 WEAP- funcionamento do modelo e o sistema hídrico modelado | 54 |
| 4.3.3 construção da rede e representação no WEAP..... | 57 |
| 4.3.4 dados fluviométricos adotados nas estações | 58 |
| 4.3.5 área irrigada..... | 59 |
| 4.3.6 demanda hídrica da bacia | 60 |
| 4.3.7 metodologia de reconstrução de vazões: ADASA-UNESCO e projeções de vazões consumidas do sistema modelado..... | 64 |
| 4.3.7.1 vazões reconstruídas- projeções de vazões consumidas do sistema modelado...64 | |
| 4.3.7.2 vazões reconstruídas - ADASA-UNESCO (2018) | 65 |
| 4.3.8 dados físicos e medidos do reservatório..... | 65 |
| 4.3.9 cálculo dos indicadores | 66 |
| 5.RESULTADOS E DISCUSSÃO | 69 |
| 5.1 Sistema modelado | 69 |
| 5.2 Indicadores | 76 |
| 5.2.1 confiabilidade..... | 77 |
| 5.2.2 vulnerabilidade..... | 84 |
| 5.2.3 resiliência | 90 |
| 5.3 Índices | 93 |

| | |
|-------------------------------------|----|
| 5.3.1 SI..... | 93 |
| 5.3.2 SG..... | 95 |
| 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES | 97 |
| 7. REFERÊNCIAS..... | 99 |

1.INTRODUÇÃO

O tema escassez hídrica é pujante, pois a indisponibilidade de água afeta negativamente diversos aspectos na vida das pessoas, da saúde e até a economia. Há relatos de crises hídricas enfrentadas em Londres, na década de 70 e novamente nos anos de 2004 a 2006, advindas de anos secos que levaram a escassez. No Brasil a crise, como aponta o Atlas Brasil, é monitorada desde 2012 em diferentes regiões do Brasil, essas regiões têm experimentado estiagens e secas desde 2012. Inicialmente sofreram com escassez a região semiárida, seguida pela região do vale do São Francisco, avançando para região do Paraíba do Sul, expandindo-se para região centro-oeste.

Nacionalmente, as crises vêm sendo enfrentadas preponderantemente com medidas de curto prazo (restrições na captação e racionamento, ampliação emergencial na oferta hídrica). A aplicação das medidas de longo prazo, focadas em melhorar a eficiência, a capacidade institucional para a gestão, a redução de perdas ou ainda alteração na alocação da água, deixam de ser pensadas quando há a regularização das condições hidrológicas. Adicionalmente, ressalta-se que essas soluções de longo prazo ainda carecem de avaliação de riscos e incertezas (KHARRAZI et al., 2016).

O DF, que abriga a capital do país, teve, em setembro de 2016, a situação de crise no oficialmente declarada pelo órgão gestor de águas, a Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do DF (ADASA), por meio da Resolução nº 015/2016, de 16 de setembro de 2016 (ADASA, 2016). Em sequência, o Governador do Distrito Federal, em razão da crise hídrica instalada, decretou emergência no Distrito Federal para os próximos 180 dias, a contar da publicação do decreto (DISTRITO FEDERAL, 2017).

Em resposta à crise, a ADASA adotou uma série de ações de mitigação buscando evitar o desabastecimento prolongado da população. Essas ações incluíram a fiscalização, a publicação de Resoluções que reduziram a vazão outorgada para os usos de irrigação e de demanda urbana, autorização para criação de tarifas de contingência, além de definição de curvas de acompanhamento e metas dos reservatórios. A redução de vazão outorgada para demanda urbana impôs à concessionária a necessidade de implantar o racionamento na área urbana, esse iniciado em março de 2017 permanecendo até junho de 2018.

Pelo exposto, depreende-se que a gestão de recursos hídricos envolve lidar com riscos, dada a incerteza intrínseca dos sistemas naturais. Esses estão sujeitos a variações e alterações imprevistas e oferecem diferentes respostas às intervenções dos usuários e gestores. Medir essas respostas frente a diferentes ações adotadas em diferentes cenários contribui para um melhor conhecimento sobre os riscos a que estão sujeitas as atividades antrópicas que fazem uso dos recursos naturais, e sobretudo sobre a efetividade dessas ações. Esse conhecimento permite que a gestão seja adaptativa, enfocando os riscos e não as crises (GREGORY et al, 2006 e WILLIAMS, 2011).

A gestão de águas seguindo essa lógica requer o uso de modelos flexíveis, adaptáveis, integrados, e não de modelos de gestão baseados apenas na caracterização física das métricas hidrológicas. (GOHARIAN et al., 2017; WOODHOUSE; MULLER, 2017). Para atingir essa gestão adaptativa é necessária a ampliação de uso de modelos que não busquem uma única solução definitiva, mas a avaliação de diferentes soluções aplicadas a diferentes cenários, em um processo contínuo. O processo deve permitir a incorporação do aprendizado: cada solução ou política hídrica é apresentada como uma hipótese a ser testada e os resultados do monitoramento deverão identificar as modificações necessárias para que o sistema avance para o desempenho pretendido, em um ciclo de aprimoramento. Esse ciclo de monitoramento, avaliação e aprendizado é especialmente relevante em sistemas ambientais porque (a) esses sistemas são altamente dinâmicos e (b) nosso conhecimento sobre os mesmos é imperfeito em vista da sua complexidade e inter-relação entre as suas variáveis. Além disso, abordagens de gestão adaptativa aplicam-se aos recursos ambientais, especialmente porque esses respondem de maneira diferente às diferentes decisões de manejo adotadas e ainda estão sujeitos a alterações muitas vezes imprevisíveis (GREGORY et al, 2006).

Nesse contexto, um ponto fundamental para a atividade de gestão é o emprego de indicadores de desempenho para auxílio do gestor de águas. Os indicadores, quando adequadamente escolhidos, permitem a verificação a posterior das medidas adotadas. O uso de indicadores abre a possibilidade para adoção de correções, e gerando um ciclo virtuoso de gestão adaptativa. São indicadores de gestão já tradicionalmente adotados a confiabilidade, a resiliência e a vulnerabilidade, que ponderados permitem avaliar a sustentabilidade de um sistema e dessa forma auxiliam na avaliação do risco e na identificação de melhores estratégias para ao planejamento e operações do reservatório para prazos mais longos (SRINIVASAN et al., 1999 e HASHIMOTO; LOUCKS; STEDINGER, 1982).

De um modo geral, os gestores de recursos hídricos brasileiros e distritais não fazem uso de indicadores de performance, índices ou indicadores econômicos para tomada de decisão ou avaliação de riscos. Sistemas de informações e modelos de simulação podem contribuir para fornecer as informações necessárias ao cálculo desses indicadores, permitindo analisar um número maior de alternativas, melhorar a descrição do problema e as suas possíveis soluções, dando suporte a decisões mais precisas. Observa-se que os estudos nacionais para lidar com crise e escassez em sua grande maioria têm sido realizados com foco em infraestruturas hídricas e sua ampliação, ou seja, não estão incorporadas na rotina dos tomadores de decisão sistemas de suporte à decisão baseadas em indicadores e índices que possam esclarecer as consequências das escolhas para cenários atuais e futuros, agindo o decisor para gestão de crise e não de riscos.

Em contraponto, a Agência Nacional de águas lançou em 2013 o programa PROGESTÃO, que destina recursos aos entes estatais que atingem metas desenhadas para melhoria na gestão dos recursos hídricos. O objetivo maior do PROGESTÃO é que os estados possam aprimorar suas ações de gestão. Esse programa enfoca medidas de longo prazo com o objetivo de ampliar a capacidade de gestão dos entes federados, gerando ao final melhor capacidade para lidar com as incertezas (ANA,2018).

Nesse contexto, o presente trabalho traz uma contribuição para o equacionamento desse problema ao explorar o emprego de indicadores e índices quantitativos de desempenho para avaliar o resultado de estratégias diferentes de gestão em um sistema de abastecimento urbano.

Para essa avaliação é realizada a simulação de um sistema hídrico e o emprego dos resultados da simulação no cálculo de indicadores de confiabilidade, vulnerabilidade e resiliência para diferentes cenários em busca de um índice que auxilie na gestão do sistema, mostrando a sustentabilidade desse sistema frente a diferentes cenários. A contribuição do presente trabalho para a área de gestão de recursos hídricos é a avaliação do desempenho de um sistema hídrico com base em indicadores de performance que compõem índices de sustentabilidade, de forma que as decisões de operação e gestão possam ser atualizadas e melhoradas no futuro, contribuindo para tornar a gestão adaptativa e reduzindo os riscos.

2. OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho é avaliar, com base em indicadores e índices a sustentabilidade do Sistema hídrico da Bacia do Rio Descoberto frente a diferentes cenários.

Especificamente, os indicadores e índices serão aplicados ao sistema para avaliação deste em diferentes cenários futuros de demanda e de fontes hídricas. Serão também avaliadas as medidas tradicionalmente adotadas para contenção de crises com intuito de avaliar os resultados dessas medidas de curto prazo frente a cenários futuros de demanda. A partir da prática de avaliação busca-se subsidiar a adoção de medidas inovadoras para longo prazo.

3.REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Escassez e Crise hídrica

A possibilidade de falta de água na quantidade e qualidade necessárias afeta muitas pessoas em todo o mundo, comprometendo o direito a terem vidas saudáveis e a capacidade de construir meios de subsistência seguros. Estima-se que existam cerca de 800 milhões de pessoas sem acesso a água potável segura, ou seja, estariam sem direito à vida saudável e sem meios de subsistência garantidos, razão pela qual há um debate recente sobre a escassez hídrica e suas consequências (MEHTA, 2014).

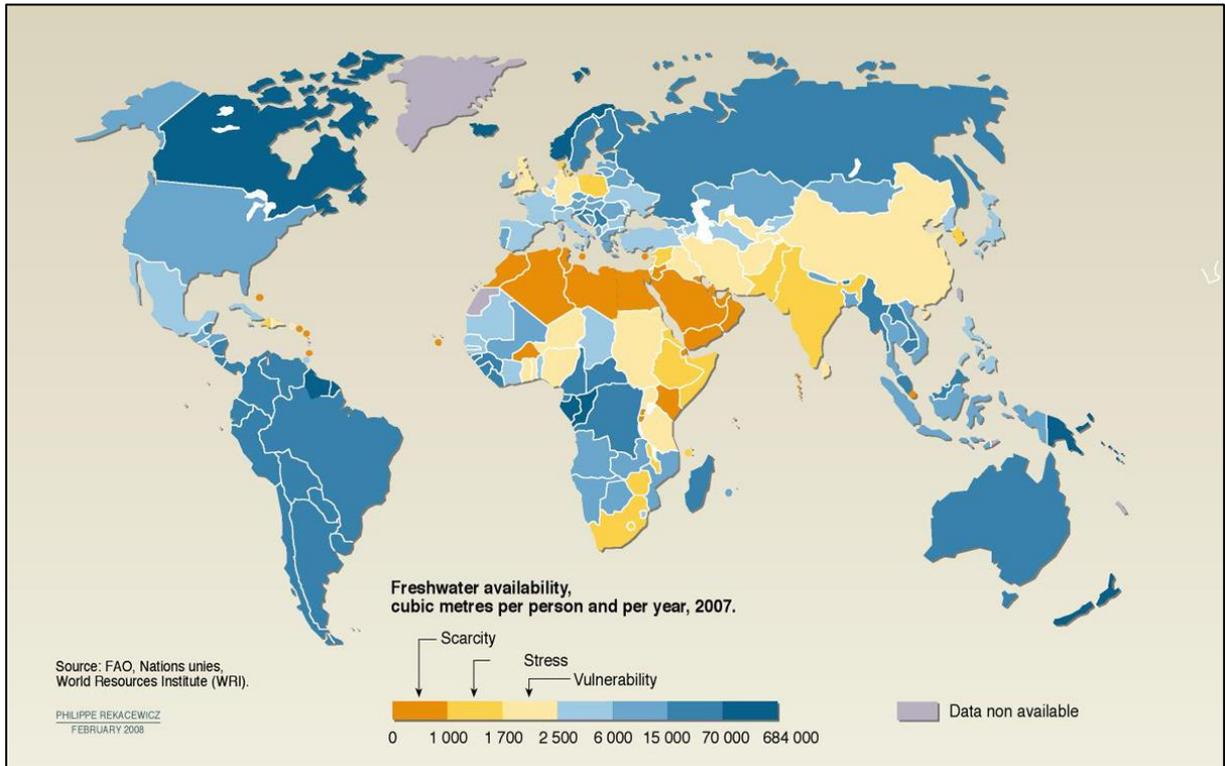
Apesar de ser um recurso essencial a vida, segundo afirma Woodhouse e Muller (2017), a água só foi reconhecida como direito humano em 2010. Além desse papel de manutenção da vida humana e dos demais seres vivos, o recurso hídrico é vetor de desenvolvimento, geração de renda, fonte de geração de energia, recreação e presta diversos serviços ambientais. Como exemplo desses serviços podemos citar: a filtração, retenção de sedimentos e automanutenção dos sistemas ambientais (VIGERSTOL; AUKEMA, 2011).

É relevante lembrar que o acesso ao recurso hídrico é dependente das tecnologias e instituições, do armazenamento, e do regime de propriedade (METHA, 2014). Além disso, a água está sujeita à dinâmica do ciclo hidrológico, logo é variável no tempo e no espaço. Seu estado e disponibilidade dependem de fatores físicos como a temperatura, chuvas, umidade do solo, poços e infraestruturas hidráulicas para irrigação. A água carrega atributos desafiadores para a gestão, além dos citados, incluindo o fato de que alguns usos não possuem substitutos e a avaliação das variações em seu estoque e fluxo nem sempre são triviais (MAKWARA, 2011).

Tratando do tema escassez, autores classificam os países quanto à disponibilidade hídrica de acordo com um "índice de estresse hídrico". Essa classificação se dá com base na relação entre os recursos hídricos e a população anual. Há um limiar de 1700 m³ de água renovável per capita anualmente, abaixo do qual se diz que o país está em situação de estresse hídrico. Se esse limiar chega a 1000 m³ per capita ano a população enfrentará escassez, já quando essa relação é menor que 500 m³ há uma escassez absoluta (MEHTA, 2014; UNESCO, 2012).

Um mapa, produzido em 2008 e representado na Figura 1, foi elaborado considerando esses critérios de classificação dos países. Observa-se que regiões localizadas nos continentes como América, Ásia e África apresentavam situação já identificada como de estresse hídrico ou escassez.

Figura 1. Mapa de identificação de disponibilidade hídrica per capita em mm por ano



Fonte: https://farm1.staticflickr.com/666/31985860340_d66d57abe6_o.jpg,

Essa classificação tem sido adotada em todo o mundo e em quase todas as políticas relacionadas a água, chamando a atenção para o fato da escassez de água ser em grande parte influenciada apenas por medidas volumétricas e físicas. Fato que reforça a necessidade de maior atenção aos demais aspectos relacionados a disponibilidade hídrica, em especial por sua multidimensionalidade (MEHTA, 2014).

Cumprе ressaltar que a disputa pelo recurso tem se expandido, inclusive em regiões com reservas hídricas abundantes, como ocorre no sudeste dos Estados Unidos (WARNER; OPPERMAN; PIETROWSKY, 2011). Os problemas na disponibilidade frente à demanda têm causado pelo mundo tensões pelo acesso ao escasso recurso hídrico. São razões que explicam os problemas contemporâneos de disponibilidade: a rápida urbanização, entendida como o movimento migratório das regiões rurais para as áreas urbanas caracterizadas pela alta densidade populacional, o crescimento populacional e a crescente demanda por água, seja para necessidades humanas ou desenvolvimento socioeconômico. (KHARRAZI et al., 2016; LI et al., 2015). Além desses aspectos, destacam-se ainda limitações e dificuldades em planejar a expansão da capacidade de abastecimento dos sistemas hídricos, bem como de implementar soluções estruturais de gestão da oferta de forma integrada a soluções de gestão da demanda.

Esses problemas citados também são encontrados no Brasil, que passou por uma recente urbanização e apresenta tensões pelo acesso a água, em especial em sistemas hídricos urbanos.

Pelo exposto, a compreensão da importância das decisões de alocação de água e planejamento dos sistemas de abastecimento é essencial para gestão do recurso de forma a melhor lidar com a escassez. Deve-se, no entanto, ser lembrado que a combinação de fatores hidrológicos e econômicos influencia nessa alocação, na medida em que a demanda é crescente e a oferta limitada. Essa relação inversa tende a agravar condições de escassez, impondo desafios para garantia de segurança hídrica não somente no Brasil como no mundo. (GEORGE et al., 2011a).

3.2 Fatores intervenientes em crises hídricas e casos recentes no Brasil

A questão das incertezas e riscos associados aos sistemas ambientais e de recursos hídricos começaram a ser debatidos na década de 70 e desde então os termos estabilidade e segurança contra falhas são discutidos (HOLLERMAN; GIERTS; DIEKKRUGER,2010). A temática da segurança hídrica merece atenção e deve estar associada ao uso de práticas de gestão. Isso porque a escassez de água e a consequente insegurança hídrica são resultados de uma gestão inadequada dos recursos hídricos e não apenas de fatores físicos e climáticos (ARAÚJO et al., 2015).

A ausência de gestão efetiva nos leva, por exemplo, a situações como a que ocorreu em Benin, situada no continente africano. Um local onde há precipitação anual da ordem de 1700 mm, quantidade considerada alta, mas que sofre com escassez no período de estiagem. Isso mostra que a escassez é reflexo da falta de gestão local. Cenários como esse ressaltam a importância de práticas de gestão integradas, em especial em razão da crescente demanda pelo recurso. (HOLLERMAN; GIERTS; DIEKKRUGER,2010).

Crises hídricas também ocorreram em Londres, na década de 70 e novamente nos anos de 2004 a 2006, advindas de anos secos que levaram a escassez. Na década de 70, Londres partindo da premissa que a crise era ocasionada por fatores naturais adotou a ampliação da infraestrutura hidráulica como solução primordial para contornar a situação, por meio da procura por novas fontes, ampliação de redes, corte de fornecimento e redução de pressão nas redes. Em 2006, o país adotou uma postura diferente ante à crise, as causas eram vistas como oriundas do entrelaçamento de condições sociais, espaciais e ambientais permeada por múltiplas definições institucionais e diárias de risco.

O foco não era apenas na engenharia para atender demandas, essa perspectiva estava associada à instrumentos econômicos de oferta, ambientais e de controle de demanda como campanhas de redução de uso e proibição de mangueiras. Nesse segundo momento, observa-se que Londres adotou as ações de gestão de demanda associada à gestão de oferta hídrica, uma evolução da postura frente a primeira crise (MEDD; CHAPPELLES, 2007).

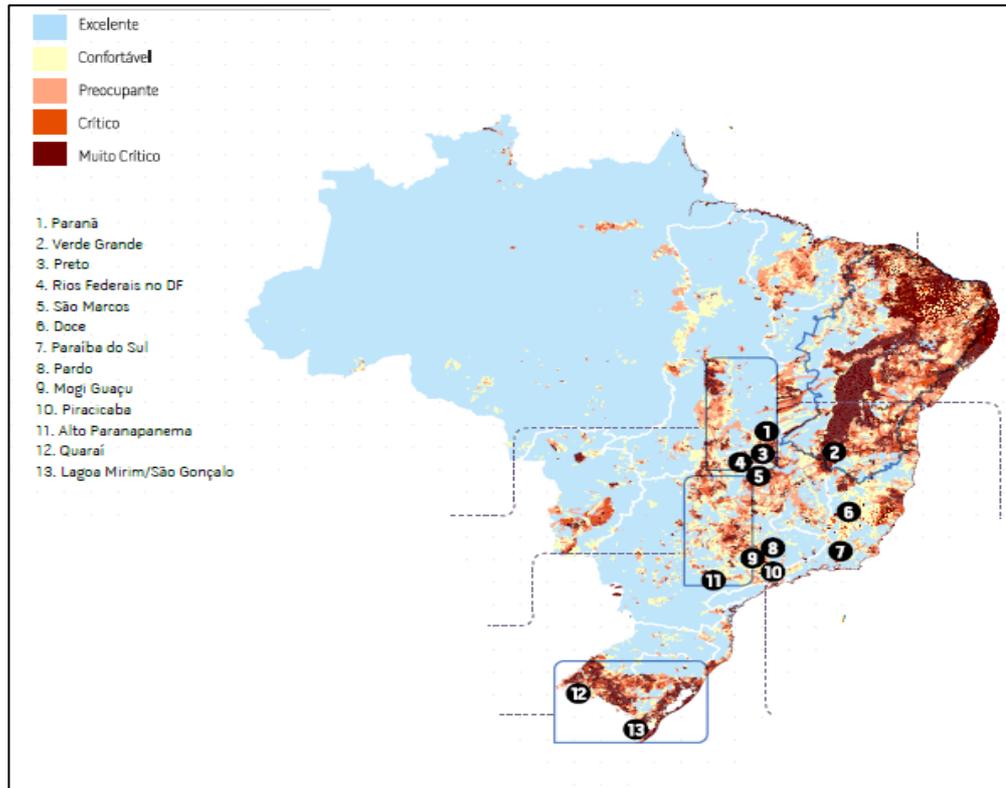
Como ressaltou Araújo *et al.* (2015), as Nações Unidas em 2010 já chamavam atenção para a questão de alta escassez e do desafio para a gestão, que precisa ser melhorada. O autor destaca a posição da organização ressaltando a importância da gestão de recursos hídricos, pois esta afeta diferentes aspectos de uma economia, como saúde, produção, abastecimento, saneamento, energia, produção industrial e meio ambiente (ARAÚJO *et al.*, 2015).

Outro local com destaque para escassez é o Brasil, este, apesar de concentrar quase 14 % da água doce global e de produzir cerca de 20% das águas continentais globais que fluem para os oceanos, apresenta disponibilidade de água altamente variável por região, como apresentou Freitas e Magrini (2013), e Getirana (2016). A maior disponibilidade hídrica do país está na região norte que abriga cerca de 8 % da população, já 6 % do recurso disponível está na região sudeste que abriga mais de 40 % da população. Não sendo surpresa, pelos fatores expostos, que em regiões nas quais tenham ocorrido pluviosidade abaixo da média tenham ocorrido crises hídricas.

Nos anos 2012 e 2013 houve declaração de estado de emergência em 27 % dos municípios paulistas (TARGA; BATISTA, 2015). Em momento posterior, destacaram-se nacionalmente a crise ocorrida na região sudeste entre 2013 e 2015 e a recente crise enfrentada no Distrito Federal, só finalizada em 2018. No citado período cerca de 50% (2.783) dos municípios brasileiros decretaram situação de emergência ou estado de calamidade pública (ANA, 2017).

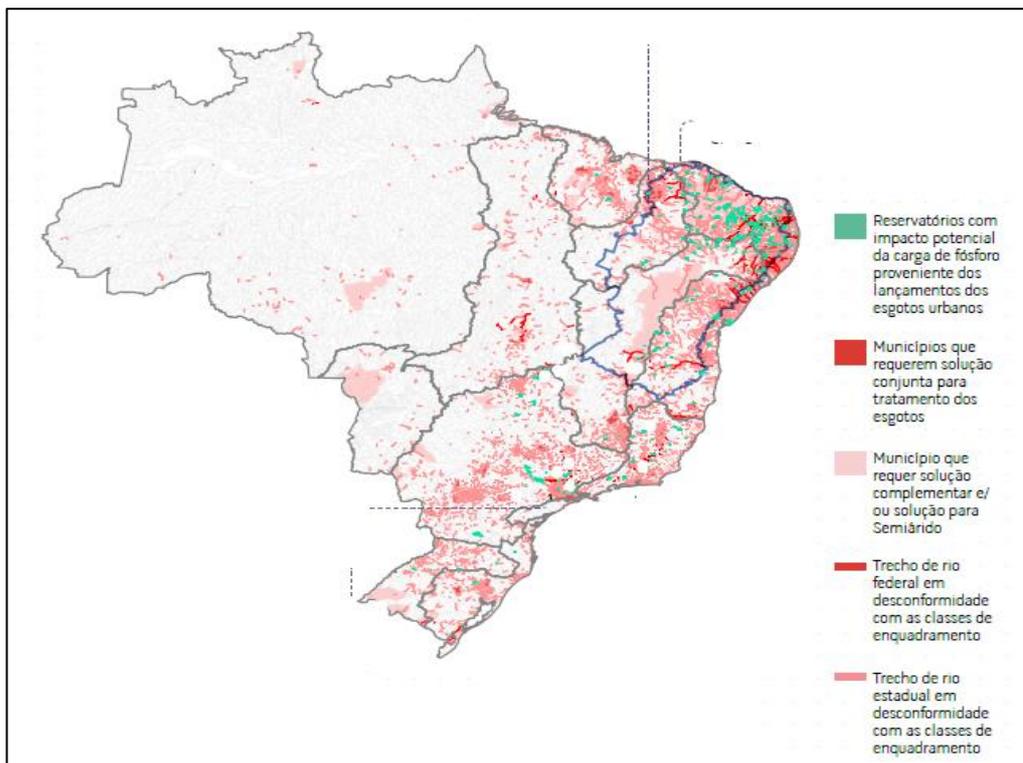
Os rios localizados nas regiões metropolitanas sudeste do país como por exemplo os das bacias PCJ, Paraíba do Sul e Alto Tietê, conforme relatórios de conjuntura produzidos pela ANA (2015), apresentavam criticidade quali-quantitativa já conhecidas desde períodos anteriores à crise. Tendo como causas a alta demanda de água e os lançamentos de efluentes com altas cargas orgânicas, realidade ainda presente como observado no relatório de conjuntura de 2017 (ANA, 2017), e nas Figuras 2 e 3 (ANA, 2015 e ANA 2017).

Figura 2. Mapa com destaque para regiões com restrição quantitativa.



Fonte: ANA, 2017.

Figura 3. Mapa com destaque para regiões com criticidade qualitativa.



Fonte: ANA, 2017.

Na região sudeste do Brasil, destaca-se a falha que ocorreu no sistema Cantareira que abastece São Paulo em 2014, momento em que os alertas quanto à importância da segurança hídrica já debatidos mundialmente se concretizavam em um momento de baixa pluviosidade (MARENGO et al, 2015).

O sistema Cantareira construído nas bacias PCJ e na do Alto Tietê, (Figura 4), foi implantado pelo governo de São Paulo e teve sua obra finalizada em 1977. Esse sistema é composto por 06 reservatórios (Jaguari, Jacareí, Cachoeira, Atibainha, Paiva Castro e Águas Claras), túneis e canais, sendo considerado um dos maiores sistemas de abastecimento de água potável do mundo. A autorização concedida, em 1974, para captação no sistema era de 33 m³/s, segundo a Portaria nº 750 do Ministério das Minas e Energia (MME), e possuía prazo de vigência de 30 anos (MARENGO et al, 2015; ANA, 2015; COUTINHO; KRAENKELE; PRADO, 2015 e PONTES, 2016).

Figura 4. Esquema representativo do Sistema Cantareira.



Fonte: ANA, 2015.

Com o fim do prazo de autorização para captação, houve discussões entre o Departamento de Água e Esgoto de São Paulo, a Companhia de Abastecimento - SABESP e a ANA, e após a realização de estudos hidrológicos e operacionais conjuntos, a vazão de 36 m³/s foi autorizada para abastecer cerca de 8,8 milhões de pessoas nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá. 2014 (MARENGO et al, 2015; ANA, 2015; COUTINHO; KRAENKELE; PRADO, 2015).

A regra de captação previa uma curva regra do reservatório que prescrevia o máximo de retiradas permitidas de acordo com o volume armazenado do sistema, sendo a vazão máxima para períodos chuvosos de 27 m³/s, volumes esses não respeitados pela companhia de abastecimento desde janeiro de 2014 (MARENGO et tal, 2015; ANA, 2015; COUTINHO; KRAENKELE; PRADO, 2015).

Em março de 2014, abandonaram-se as regras operativas definidas e limites mais rígidos foram impostos. Os valores máximos eram negociados periodicamente, de junho a agosto de 2015 este foi de 17,5 m³/s e de setembro a novembro de 2015 de 13,5 m³/s. Em certos períodos, durante a crise, procedeu-se a retirada de água do volume morto do reservatório, que chegou a operar com 10 % de sua capacidade. O saldo de redução total foi de cerca de 60 %, levando a cidade a passar por racionamento severo (COUTINHO; KRAENKELE; PRADO, 2015; GETIRANA, 2016).

Dentre as causas das falhas mencionadas, foram apontadas a baixa pluviosidade ocorrida desde 2013, cujos valores são de ocorrência para tempo de retorno de 100 anos (CPRM, 2015; ANA, 2015). A baixa pluviosidade foi demonstrada por Getirana (2016), por meio de análise de anomalias em reservas de água (TWSA) realizada a partir de imagens dos satélites GRACE (Gravity Recovery and Climate Experiment). Os satélites foram lançados com o nome da missão para experimentos de identificação de anomalias de reservas hídricas. A missão surgiu da cooperação entre Alemanha e Estados Unidos e desde então o método tem sido utilizado na identificação de anomalias nas reservas hídricas (MA et al., 2017).

Essa reduzida pluviosidade provocou vazões afluentes aos reservatórios inferiores à média histórica, pois, como observa Getirana (2016), o escoamento total foi impactado pela seca. Essa redução de escoamento fez com que os reservatórios alcançassem os níveis mais baixos desde 2013, razão pela qual se optou, como descrito, pelo racionamento como forma de reduzir a vazão captada e equalizar o balanço hídrico do sistema. Outros impactos para a população de 20 milhões de residentes em São Paulo incluíram a perda econômica estimada em US\$ 5 bilhões, aumento em 25 % da tarifa de energia elétrica, além da morte de 20 toneladas de peixe no Rio Piracicaba, em fevereiro de 2014. Esses fatos tornaram esse fenômeno o quinto desastre natural mais caro do mundo em 2014 (MARENGO et tal, 2015; ANA, 2015).

Resta claro que aspectos naturais atuaram para que a crise ocorresse, no entanto, o descumprimento das metas de captação relatadas acima e o cenário político e institucional influenciaram, como ressalta Soriano et al. (2016). Os autores destacam como causas da crise: a falta de investimento por parte da concessionária, fruto da ausência de regulação do setor; a demora em assumir a crise e a consequente demora em implantar ações para mitigação; o racionamento implantado foi realizado sem a devida transparência; e por fim a dificuldade de articulação institucional na esfera política.

Essa dificuldade de articulação entre entes federativos foi percebida quando São Paulo, em razão da necessidade de fornecer água para consumo humano, sugeriu o desvio de água da bacia Paraíba do Sul. A citada bacia possui área de cerca de 62,074 km², sua área abrange municípios de três estados: Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo. O estado do Rio de Janeiro, que faz uso da água para geração de energia e abastecimento urbano, mesmo com intervenção da Agência Nacional de Águas, não concordou em ceder água para o sistema Cantareira. Essa negativa foi chamada, em 2017 por Woodhouse e Muller (2017), de “guerra da água” entre São Paulo e Rio de Janeiro. O reforço do volume afluente para o sistema Cantareira a partir da bacia só ocorreu após decisão da corte suprema do Brasil. Segundo Woodhouse e Muller (2017) esse caso é reflexo da proliferação jurisdicional no país, onde decisões administrativas são levadas ao judiciário quando na verdade poderiam ser resolvidas de outra forma. (TARGA; BATISTA, 2015).

De fato, destaca-se que o Plano da Macrometrópole Paulista, cuja elaboração teve início em 2008 e fim em 2013, já identificava a necessidade da inclusão de novas fontes de abastecimento e aumento na capacidade de armazenamento. Dentre outras medidas destacadas há o exemplo de redução em perdas, aumento no uso racional e ampliação do reuso. O Plano destacou ainda que o modelo de gestão adotado no sistema para o enfrentamento de eventos críticos de escassez era considerado insuficiente, especialmente no tocante à alocação das águas, destacando como solução investimentos para ampliação de oferta hídrica frente as projeções de demanda crescente (COBRAPE, 2013). O plano ressaltou a importância de mudança na gestão hídrica, de forma a se reduzir os efeitos de eventos naturais, prejuízos sócio econômicos assim como a recorrência de crises, e oferecendo como resultado segurança hídrica para promoção de desenvolvimento.

3.3. A Crise Hídrica no DF

Uma vez que a área de estudo definida para o trabalho é o sistema produtor de água do reservatório de Descoberto, responsável pelo atendimento de 60% da área urbana do Distrito Federal, torna-se importante apresentar um breve contexto sobre a recente crise enfrentada pelo sistema, pois uma falha neste sistema compromete gravemente a segurança hídrica da região (BRASIL, 2013). A região que abriga esse sistema de abastecimento também é caracterizada por sua forte produtividade agrícola, sendo essa fonte relevante de demanda de água na bacia (MMA, 2014). Dentre essas, destaca-se o Projeto Integrado de Colonização Alexandre de Gusmão (PICAG) implantado pelo INCRA, nos anos de 60 e 70, com a finalidade de absorver a mão de obra desmobilizada pela construção civil de Brasília (MMA, 2014).

A primeira Resolução da ADASA que tratou do tema escassez foi a Resolução nº 13, de 15 de agosto de 2016. Ela estabeleceu os volumes de referência e ações de contenção em situações críticas de escassez hídrica nos reservatórios do Descoberto e de Santa Maria, visando assegurar os usos prioritários dos recursos hídricos. A Resolução definiu os volumes dos reservatórios para caracterização de situação atenção, alerta, estado de restrição de uso e situação crítica de escassez e ainda as ações a serem desenvolvidas em cada contexto (ADASA, 2016).

Em setembro de 2016, a situação de crise no DF foi oficialmente declarada pela Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do DF (ADASA) por meio da Resolução nº 015/2016, de 16 de setembro de 2016, pois o volume do reservatório Descoberto havia atingido 40% do volume útil (ADASA, 2016). Em sequência, o Governador do Distrito Federal, em razão da crise hídrica instalada, decreta emergência no Distrito Federal para os próximos 180 dias, a contar da publicação do decreto (DISTRITO FEDERAL, 2017).

Em resposta à crise, a ADASA adotou uma série de ações de mitigação buscando evitar o desabastecimento prolongado da população. Essas ações incluíram a fiscalização, a publicação de Resoluções que reduziram a vazão outorgada para os usos de irrigação e de demanda urbana, autorização para criação de tarifas de contingência, além de definir curvas de acompanhamento e metas dos reservatórios.

Quanto às restrições hídricas para irrigantes, inicialmente a redução para captações de foi de 50%, definida em processo de alocação em janeiro de 2016. A redução perdurou até agosto de 2016, quando nova alocação foi realizada e reduziu-se a vazão de captação para 25 % do outorgado. A redução foi formalizada em março de 2017, com limitação de tempo de captação imposta pela Resolução ADASA/SECIMA/ANA nº 01, de 06 de março de 2017, o

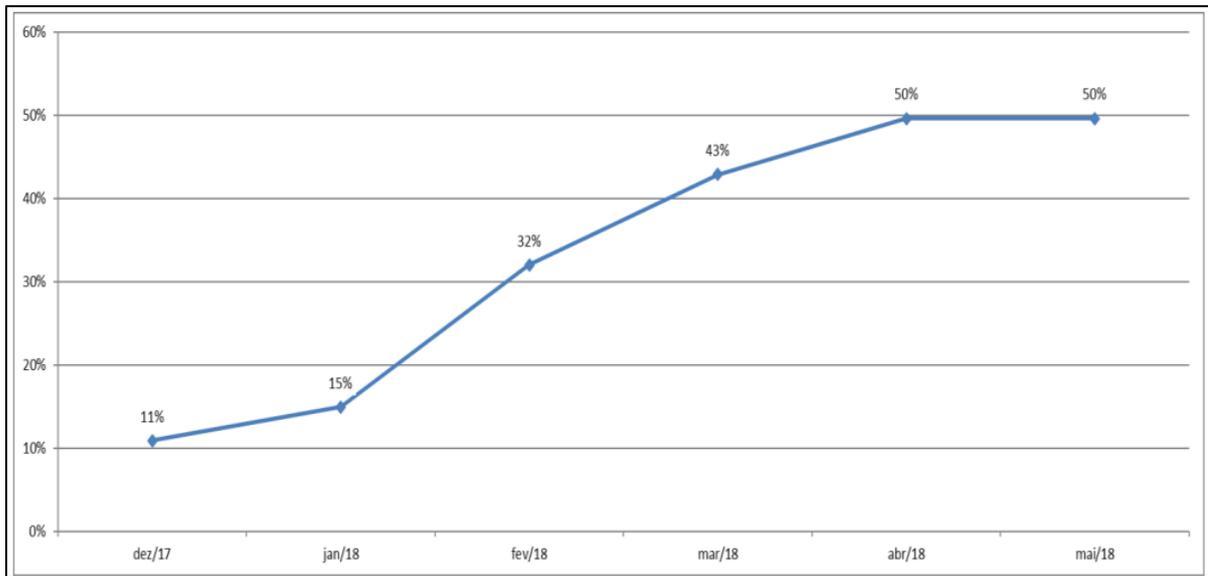
que representou em termos práticos a redução de captação para 25% da vazão outorgada e limitada ao tempo definido na resolução (ADASA, 2017 ADASA/SECIMA/ANA, 2017).

A primeira ação de redução de captações focada na CAESB foi a autorização para redução da pressão dinâmica nas redes de distribuição de abastecimento de água, no período de 22 h (vinte e duas) horas às 5 h (cinco) horas concedida pela Resolução ADASA n° 15 de 16 de setembro de 2016 (ADASA, 2016). Em sequência, houve redução de vazão outorgada de 6 m³/s para 3,5 m³/s, o que impôs a concessionária a necessidade de implantar o racionamento na área urbana. A citada redução foi imposta, em março de 2017, por meio da Resolução n° 01, de 15 de fevereiro de 2017. A segunda redução implantada imposta, pela Resolução n° 09, de 15 de maio de 2017, foi para captação de 3,1 m³/s (ADASA, 2017a e 2017 b).

Atuou-se intensamente com ações de fiscalização, essa foi articulada entre órgãos do GDF, conforme definido no Plano de Enfrentamento da Crise Hídrica (PECH) (BRASÍLIA, 2017). Os resultados dessa fiscalização podem ser visualizados no relatório anual de atividades da Superintendência de Recursos Hídricos, no qual se extrai a realização de fiscalização em 500 propriedades de forma a fazer cumprir as restrições de uso e a realizar cadastros. O foco das ações era nos maiores usuários, dentre esses destacam-se as captações por canais. A atuação nesse tipo de captação foi intensa com o fechamento de alguns canais e o monitoramento constante das captações, assim foi possível poupar mais de 500 L/s para o reservatório (ADASA, 2018 a).

Quanto as curvas de acompanhamento, essas apresentavam as metas para o reservatório desenvolvidas com base em balanço hídrico. As simulações tinham como entrada de dados (a) as projeções de vazões baseada na série de dados de chuva de 2016, pior ano da série histórica como observado no gráfico da Figura 5, (b) dados de evapotranspiração do reservatório, (c) captações e saídas do reservatório. Tratou-se de uma forma de gerenciar o reservatório e evitar o agravamento da crise, sendo exemplo dessa curva a publicada na Resolução n° 26 de 2017, mostrada na Figura 5 (ADASA, 2017c). As reduções impostas pela ADASA tinham por objetivo o cumprimento de curvas de acompanhamento traçadas para o reservatório.

Figura 5. Curva de acompanhamento de percentual de volume mínimo do Reservatório Descoberto.



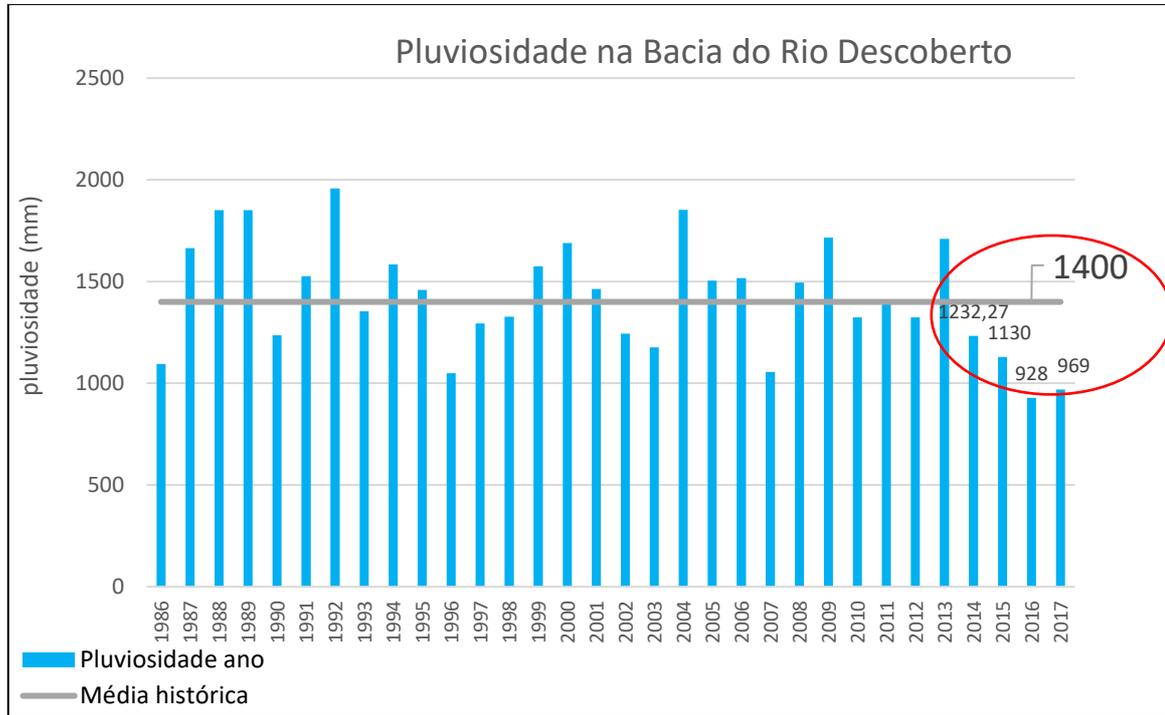
Fonte: ADASA, 2017b.

Como tentativa de se evitar um colapso no sistema, a CAESB procedeu à implantação de obras de captação emergencial no lago Paranoá. Os recursos foram provenientes da Secretaria Nacional de Proteção e Defesa Civil (Sedec), ligada ao Ministério da Integração Nacional. A obra de captação emergencial, orçada inicialmente em 42 milhões de reais foi contratada por meio de pregão para produção de 700 L/s, e até dezembro de 2018 estava operando com captação de 650 L/s (ADASA 2016; ADASA 2017 a; ADASA, 2018).

Avaliando-se às causas da situação de escassez, no caso do Distrito Federal à semelhança do que ocorreu em São Paulo, ganha destaque a pluviosidade da região que abriga o reservatório do Rio Descoberto. Esta esteve abaixo da média, o que causou a redução da afluência no reservatório. A redução de afluência é ainda intensificada pela maior demanda nos corpos hídricos para atender a irrigação em períodos de menores chuvas.

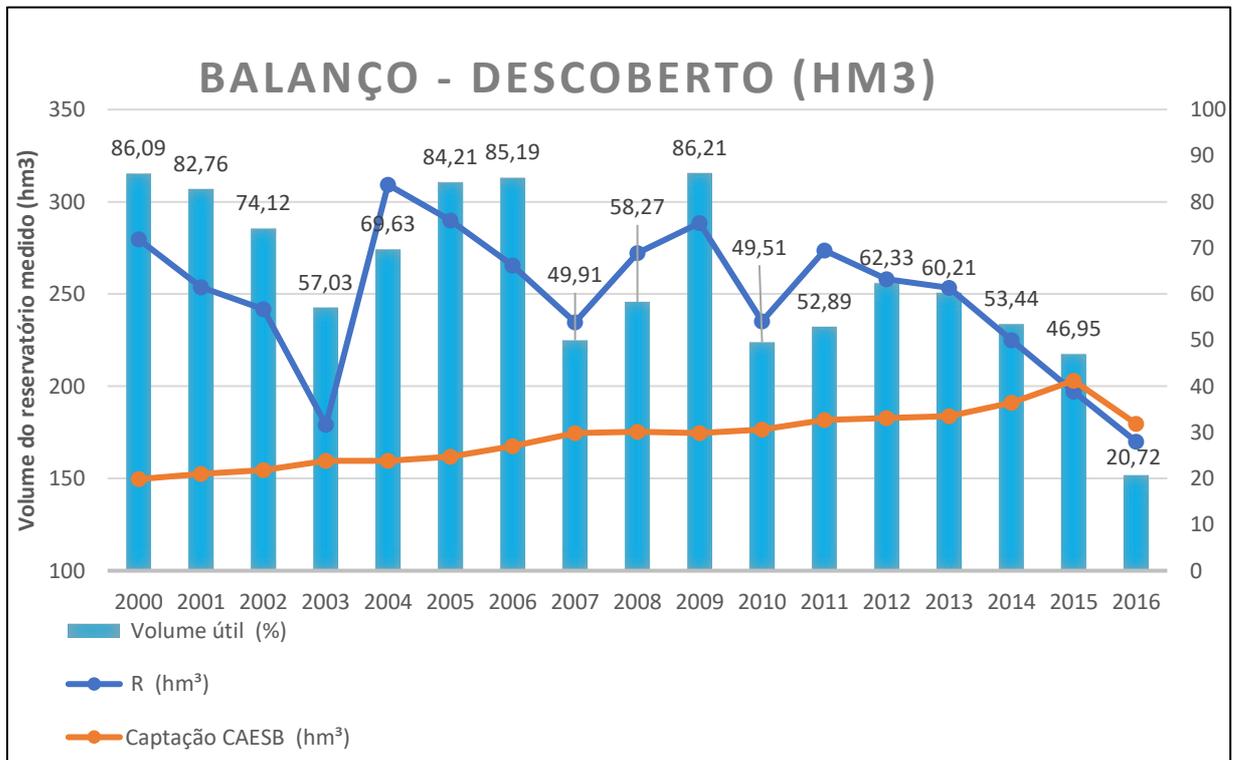
Os dados monitorados de chuva, conforme se observa na Figura 6, confirmam essa redução de pluviosidade. Esses dados são disponibilizados pela ADASA no sitio oficial: <http://www.ADASA.df.gov.br/monitoramento/centro-de-operacao-das-aguas-coa/boletim-mensal>. A combinação de chuvas abaixo da média, altas temperaturas, captações clandestinas, presença de outras demandas competitivas, crescimento populacional com crescimento de demanda da CAESB (Figura 7) e ausência de obras estruturantes por mais de 16 anos, são apontadas como causas da crise instalada (ANA, 2017).

Figura 6. Representação da pluviosidade anual histórica em mm na Bacia do Rio Descoberto.



Fonte: estações pluviométricas da ADASA, CAESB, HIDROWEB.

Figura 7. Balanço anual do reservatório, mostrando volume útil do reservatório em hm e em percentual, o volume de entrada de água no reservatório em hm³ (R) e o volume captado no reservatório.

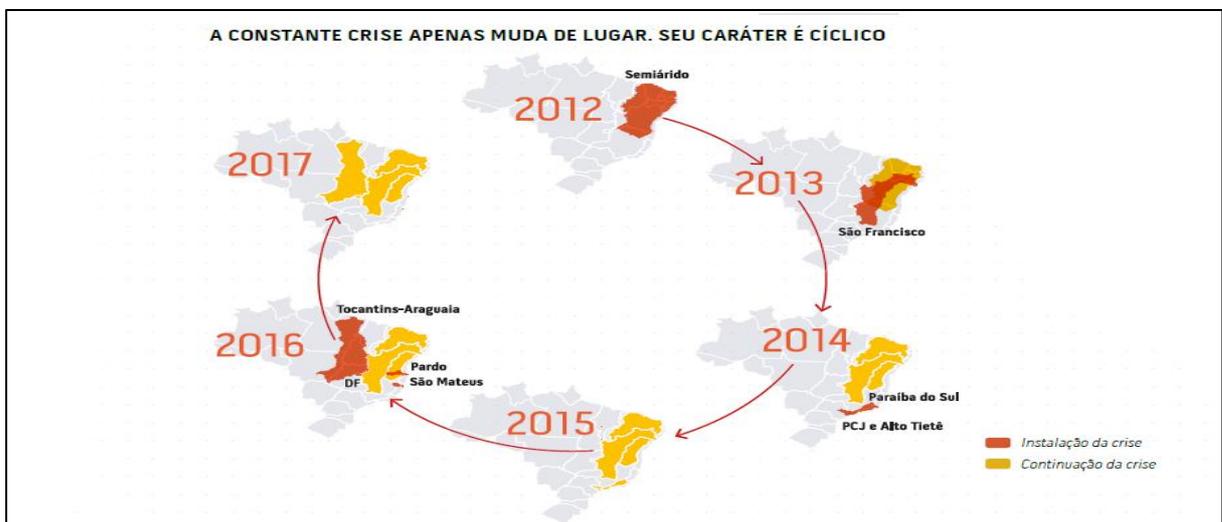


Fonte: Dados ADASA, CAESB, HIDROWEB.

Observa-se, a partir do gráfico da Figura 6, uma sequência de quatro anos com pluviosidade abaixo da média, iniciando em 2014 e perdurando até 2017. Na série de 31 anos disponível para análise, trata-se da sequência mais longa observada com precipitação anual total abaixo da média. O próximo registro mais seco inclui os anos de 1996 a 1999 (3 anos) e 2002 a 2003 (2 anos). É interessante notar também que a série de 2010 a 2012 também é inferior à média, o que contribuiu para que o reservatório Descoberto não tenha recuperado o armazenamento em 2013, iniciando o ano de 2014 já em condições desfavoráveis. Esse aspecto é confirmado na Figura 7, que mostra que reservatório já havia iniciado um declínio gradual no volume armazenado desde o período seco anterior, em 2011. Esse fator, associado à capacidade do reservatório do Rio Descoberto e ao aumento de demanda para irrigação e abastecimento urbano são fatores adicionais que justificam a situação de crise instalada, como se observa a partir do gráfico da Figura 7.

Pelo exposto, nos casos apresentados do sistema Descoberto no DF e do sistema Cantareira não há uma causa única para as crises que se instalaram, fatores naturais associados às questões político-institucional, aos fatores sociais, a ausência de expansão de infraestrutura e ao modelo de gestão ineficiente dos recursos culminaram nas crises hídricas descritas. Segundo ANA (2017), o Atlas Brasil já apontava a baixa garantia hídrica de Brasília, ressaltando a importância de investimentos, desde 2012. A evolução de escassez no Brasil pode ser percebida na Figura 8, sofreram com escassez a região semiárida, seguida pela região do vale do São Francisco, avançando para região do Paraíba do sul, expandindo-se para região centro-oeste. Restando claro que as crises apenas trocaram de lugar.

Figura 8. Mapa de evolução das crises hídricas enfrentadas pelo Brasil



Fonte: ANA, 2017.

Essas ações de restrição e regulamentação, fiscalização, definição de prioridades, alocação, ampliação de infraestrutura, alterações de regras de reservatório, gestão de volumes mortos, redução nas pressões da rede e perdas na distribuição, são as mesmas apontadas como medidas de gestão aplicadas em contexto de outras crises no país (ANA,2017). Observa-se ao avaliar as ações adotadas durante a crise que essas foram de mitigação, como a redução de autorização para captações, o racionamento e a busca de fontes de aporte hídrico externo para reforço do sistema.

Como eventos de seca são recorrentes e esperados, é clara a necessidade de construção de medidas adicionais de longo prazo elaboradas de forma preventiva, com o objetivo de melhorar a confiabilidade do sistema de abastecimento de água.

A seleção da combinação de medidas de longo prazo e curto prazo será mais eficiente se realizada através de análise de decisão multicritério. (ROSSI; CANCELLIERE; GIULIANO, 2005). Pelo exposto, a crescente competição por água, as crises em razão da falha de sistemas hídricos e a sua escassez indicam que as gestões distritais e nacionais devem ser melhoradas (GEORGE et al., 2011b).

3.4 Modelos e Instrumentos de Gestão

É possível verificar que a falta ou limitações no processo de gestão são elementos comuns aos diversos exemplos das crises mencionados. A melhoria na gestão envolve, dentre vários aspectos, o aprimoramento contínuo dos instrumentos. O conceito de gestão é originário do campo de estudos voltado para administração de empresas, sendo esse definido como um processo sistemático que possa garantir o alcance de objetivos. Realizar gestão, em uma concepção clássica, significa a prática das ações de prever, planejar, organizar, comandar, coordenar e controlar. Modernamente, realizar gestão significa praticar ações de planejamento, organização, motivação, controle e monitoramento (COLE, 2004).

A complexidade da prática de atividades a serem desenvolvidas para a gestão de águas requer o uso de modelos flexíveis e adaptáveis, integrados, e não de modelos de gestão baseados apenas na caracterização física das métricas hidrológicas. Isso porque é preciso inserir no contexto de avaliação os aspectos econômicos, sociais, institucionais e políticos (GOHARIAN et al., 2017; WOODHOUSE, MULLER, 2017). A complexidade está relacionada a gestão de recursos hídricos, pois as práticas devem incorporar conhecimentos de diversas áreas do saber. São exemplos de áreas as informações técnicas, jurídicas e institucionais, ideológicos e éticos,

modelos administrativos, opiniões diversas, econômicas, meio ambiente e mudanças climáticas (ARAÚJO et al., 2015). Essa complexidade demanda da gestão de recursos hídricos a abordagem integrada, cujo conceito consiste no “processo que promove o desenvolvimento e a gestão de recursos hídricos de forma coordenada com o uso da terra e demais recursos correlacionados”. A coordenação maximiza o resultado de bem-estar econômico e social de forma equitativa sem comprometer a sustentabilidade de ecossistemas vitais (WSSD, 2020 apud GOHARIAN et al., 2017; CARMONA; ORTEGA; BROMLEY, 2013).

A gestão integrada, como relembra Maliehe e Mulungu (2017), promove o desenvolvimento da interação entre água, terra e demais recursos associados, melhorando equitativamente o bem-estar social e econômico sem perda da sustentabilidade. Esse processo de gestão deve ser dinâmico e requer aprendizado contínuo (IORIS et al., 2008; VIGERSTOL, AUKEMA, 2011).

É preciso considerar três aspectos para avaliação de um modelo de gestão: quem participará das decisões, qual escala geográfica e quais são as instituições gestoras. Cada país desenha sua estrutura de gestão. Países da união europeia, Brasil e Chile tem passado por reformas para melhoria da gestão, enquanto países como Estados Unidos e China a preocupação é focada no desenvolvimento da economia (WOODHOUSE; MULLER, 2017). Ao observar modelos de gestão é possível destacar o modelo europeu que busca integração em diferentes dimensões. Na Europa, após décadas de negociações, uma diretiva foi criada e serve de guia para os participantes do bloco. São aspectos de destaque do modelo europeu de gestão hídrica: a participação dos interessados nas decisões (stakeholders), a adoção da bacia hidrográfica como unidade de análise, e a utilização de instrumentos econômicos e parâmetros de qualidade ambientais como metas a serem atingidas. Dada a diversidade dos países participantes, as diretivas descrevem procedimentos e planos detalhados para cada situação e cada país deve aplicar as diretivas a depender do seu estágio de gestão (WOODHOUSE; MULLER, 2017).

Já o modelo americano reflete seu sistema federativo, havendo diversos regimes legais e de propriedade a depender do local, no país há direitos privado sobre a água, há propriedade estatal e há decisão no âmbito judicial quanto ao uso da água. Há um movimento americano recente de que estruturas administrativas atuem na gestão da água em razão da complexidade de gestão (WOODHOUSE; MULLER, 2017). Não se identifica, a partir do texto de Woodhouse e Muller (2017), o princípio participativo de gestão nem unidade geográfica de análise, observações consoantes com o forte federalismo americano.

O modelo de gestão chinês está relacionado ao desenvolvimento econômico, e vive um desafio de governança, pois há uma diversidade de agências atuando na gestão do tema. Essas atuam no nível local e no nacional e observa-se a mudança de gestão administrativa centralizada para um modelo regulatório. Não se observa aspectos ligados a gestão integrada nesse modelo asiático, pois temas como o meio ambiente equilibrado e usos múltiplos não são considerados (WOODHOUSE; MULLER, 2017).

O modelo da África do Sul foi formulado e é caracterizado pela utilização equitativa e sustentável da água para benefício social e econômico, justiça ambiental e integração regional atentando-se para as gerações presentes e futuras. Um documento oficial da região que trata da água resumiu o conceito de equidade, utilizado na gestão hídrica sul africana, na medida em que se refere à água, lembrando que tem que haver água para todos sempre (MAKWARA, 2011).

Considerando-se os três aspectos de gestão de águas trazidos por Woodhouse e Muller (2017), o Brasil em seu modelo apresenta as características: gestão participativa, tendo a bacia hidrográfica a unidade de gestão, a água é um bem público e há diversas instituições organizadas em um sistema de gerenciamento de recursos hídricos definidos em lei. Enquanto na Europa, a gestão é pautada na Diretiva Quadro do parlamento europeu, no Brasil o modelo de gestão atual de águas é pautado na legislação, sendo bases legais a Constituição Federal de outubro de 1988 e a Lei 9433, de janeiro de 1987.

A política nacional de Recursos Hídricos, conhecida nacionalmente como a Lei das Águas, foi introduzida no cenário legal por meio da Lei 9433 de 1997. No texto explícito da lei, observamos em seu primeiro artigo os fundamentos essenciais que norteiam a política de recursos hídricos no Brasil, dentre eles destacam-se três relacionados diretamente aos três aspectos de gestão citados por Woodhouse e Muller (2017): “a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas; 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; a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades” (BRASIL, 1997).

O Sistema Nacional de Gerenciamento de recursos hídricos é composto pelo o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH); a Agência Nacional de Águas; os Conselhos de Recursos Hídricos dos Estados e do Distrito Federal; os Comitês de Bacia Hidrográfica; os

órgãos dos poderes públicos federal, estaduais, do Distrito Federal e municipais cujas competências se relacionem com a gestão de recursos hídricos e as Agências de Água (BRASIL,1997). A lei das águas apresenta diretrizes e estruturas institucionais de gestão, que possuem seus papéis definidos contando com a participação dos diversos setores, assim observa-se que a lei prima pela participação da sociedade evitando o uso de apenas instrumentos e comando e controle na gestão.

A referida lei das águas apresenta os instrumentos a serem aplicados na gestão de recursos hídricos: os Planos de Gerenciamento, o enquadramento dos rios em classes, a outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos, o sistema de informações e a cobrança pelo uso da água. Os planos devem buscar uma visão de longo prazo, compatibilizando aspectos quantitativos e qualitativos da água. “O enquadramento trata de definição da compatibilidade da qualidade da água e os usos da mesma, de forma a assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas; diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes. A outorga trata de assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água, e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água. A cobrança pelo uso da água visa incentivar o uso racional da água e reconhecer a água como um recurso natural dotado de valor econômico e a obtenção de recursos para financiamento do sistema” (BRASIL,1997).

As crises recentes são uma oportunidade para reflexão sobre a efetividade dos instrumentos que temos na PNRH, bem como discussão sobre as principais limitações e caminhos para adaptação. Nesse sentido, a OCDE (2015) aponta que as complexas estruturas do sistema de gestão, a sobreposição de papéis ou a ausência de definição desses, criam um custo de transação que dificultam a implantação de qualquer sistema de governança. Segundo a OCDE (2015), os principais gargalos e limitações na estrutura de governança das águas no Brasil são: lacunas administrativas e políticas causadas pelo modelo federativo e de divisão territorial que implicam em falta de cooperação, de transparência, que impedem a coordenação entre entes para atuarem conjuntamente no âmbito da bacia hidrográfica. Lacunas de financiamento, com destaque para a cobrança irrisória quando implantada, falta de transparência por parte do entes estaduais e municipais quanto a implementação das políticas de recursos hídricos e quanto aos dados e informações de suas regiões; lacunas de planejamento em recursos hídricos e ainda a falta de integração entre esses planos e os planos como Zoneamento Econômico e Ecológico, Plano de Ordenamentos Territoriais.

3.5. Gestão dos sistemas hídricos e operação da infraestrutura de armazenamento: Elementos-chave no DF

O modelo do DF para gestão de recursos hídricos é semelhante ao modelo trazido pela lei 9433 de 1997, pois os mesmos fundamentos e instrumentos são encontrados na Lei Distrital das águas, a lei 2725 de 2001 (DF, 2001). De forma a implantar a gestão por bacia, o território foi dividido em 7 bacias hidrográficas: Descoberto, Paranoá, Preto, Maranhão, São Marcos, São Bartolomeu e Corumbá. Essas por sua vez são divididas em Unidades Hidrológicas (UH), no total há 41 UH definidas, que neste estudo serão nomeadas como Sub-bacias (CRH/DF, 2014). O acompanhamento de quantidade e qualidade realizado pela ADASA acontece no exutório de cada Sub-bacia. O monitoramento ocorre por meio de coletas de dados de qualidade e de estações telemétricas, conforme preceitua o plano de gerenciamento (PGIRH, 2012). São instrumentos de gestão já implantados no DF: a outorga, o sistema de recursos hídricos, o plano de gerenciamento e o enquadramento dos corpos hídricos superficiais, não há implantados a cobrança para os rios distritais e o fundo de recursos hídricos (CRH/DF, 2014).

Ainda que os instrumentos de gestão já implementados auxiliem na gestão das águas, há dificuldades de gestão e essas acontecem quando a demanda supera a oferta hídrica no espaço e no tempo. Uma solução adotada face a estas dificuldades são os reservatórios, estruturas que cumprem a importante função de corrigir a má distribuição temporal da água. A operação dessas estruturas deve ser planejada para otimizar o uso e controle dos estoques de água, reduzindo o impacto da sazonalidade da pluviosidade, e permitindo que a água disponível seja utilizada para trazer mais benefícios de ordem econômica, social e ambiental. (TILMANT; ARJON; MARQUES, 2014; ASHOFTEH, 2017). Um tópico relevante é que muitos reservatórios são projetados para uma demanda específica e com o passar do tempo novos usos vão sendo agregados, impactando o desempenho no atendimento aos usos existentes e criando trade-offs. Tal aspecto pode ainda resultar em conflitos e competição, particularmente durante condições de seca generalizadas (LABADIE, 2004).

Experimenta-se nos últimos 50 anos uma flexibilidade operacional cada vez mais limitada de reservatórios multiuso, isso ilustra a necessidade de encontrar abordagens inovadoras para os problemas contemporâneos de gestão da água. O desafio atual é fazer o uso mais eficaz da infraestrutura de água já instalada, ajustando seu projeto e operação para atender às necessidades atuais e futuras (WARNER; OPPERMAN; PIETROWSKY, 2011). A operação desses sistemas de reservatórios deve considerar as externalidades geradas pela escolha dessas estruturas sob os aspectos ambientais, econômicos e sociais. Esta pode ser matematicamente

representada para auxiliar a definição de regras operativas, na medida em que permite verificar os resultados e externalidades de cada solução de operação (TILMANT; ARJON; MARQUES, 2014).

De um modo geral observa-se que a preocupação dos gestores de águas na operação de sistemas de múltiplos usos está focada em melhorar a eficiência (KHARRAZI et al., 2016). Isso se deve provavelmente ao fato histórico da falta de noção sobre a existência de escassez hídrica, e assim a água era alocada apenas com base em princípios físicos e de acordo com as necessidades. (GEORGE et al., 2011a). Não cabe na atualidade a operação de sistemas hídricos múltiplos, incluindo os reservatórios, como se fazia no passado, apenas considerando demandas como requerimentos fixos e focados no balanço de massas entre oferta e demanda. É preciso acoplar as diversas dimensões dos usuários e instituições ligadas a água, ou seja, mais uma vez conclui-se que é preciso integrar a gestão com ferramentas contemporâneas (GEORGE et al., 2011a).

As atuais ferramentas de gestão estudadas consideram aspectos econômicos, sociais, ecológicos, são exemplos dessas ferramentas os sistemas de suporte a decisão, pois revelam o impacto de decisões tomadas no âmbito de alocação de demandas. A tendência é que os sistemas de gestão evoluam e passem a utilizar ferramentas que promovam a integração das diversas dimensões da água (GEORGE et al., 2011a). Como as dimensões são diferentes, as métricas empregadas para avaliação dos resultados da gestão e operação dos sistemas também devem ser.

3.6. A avaliação do desempenho gestão e operação dos sistemas

A operação de sistemas hídricos deve considerar ainda os riscos envolvidos, sendo a redundância um aspecto importante para a funcionalidade desses sistemas, servindo para garantir que a falhas não interrompam o serviço de fornecimento de água (MATTHEWS, 2016). A redundância num sistema de abastecimento de água representa o nível de flexibilidade ou multiplicidade de rotas para fluxos entre compartimentos (KHARRAZI et al., 2016). Discute-se como ferramenta de gestão de operação de sistemas de abastecimento a avaliação e a melhora da resiliência de infraestruturas, sendo essa ferramenta essencial para gestão de demandas urbanas (DIAO et al., 2016).

Wu, Yoon e Quimpo (1993) discutiam a importância da confiabilidade aplicada aos sistemas de abastecimento. As ações de manutenção devem garantir a confiabilidade e dessa

forma garantir uma redução na probabilidade de falhas. (WU; YOON; QUIMPO, 1993). Como exemplo de insucesso na operação de sistemas hídricos destaca-se o caso de Lesoto, onde houve colapso no atendimento de demandas pela falta de integração das instituições, baixa performance do sistema e pouco conhecimento das demandas (MALIEHE; MULUNGU, 2017).

Especial atenção deve ser dada a operação de sistemas em eventos de secas, fenômeno hidro meteorológico complexo, originado por alterações meteorológicas que reduzem a precipitação. Além dos efeitos naturais, eventos de seca tem impacto significativo sobre as ações humanas, sendo que os impactos mais severos podem ser mitigados por medidas preventivas (ROSSI; CANCELLIERE; GIULIANO, 2005).

Os parâmetros de construção do reservatório são desenhados para garantir o atendimento da demanda projetada de forma segura, considerando-se vazões afluentes médias em condições normais. Não obstante, vazões médias podem sofrer insuficiências severas em períodos de reduzida pluviosidade, estando sujeitas a falhas de atendimento de demanda. Nesses períodos o foco de ação é minimizar o déficit máximo, as construções de regras de operação de reservatórios desenvolvidas com foco nesses períodos de déficit devem buscar a redução de danos globais associados à incapacidade de satisfazer as exigências normais.

Pelo exposto, se revelam importantes o uso de índices e indicadores que quantifiquem e caracterizem o desempenho e as falhas em reservatórios de abastecimento e ainda meçam o impacto de regras de operação aplicadas em diferentes cenários. Lembrando que o desempenho operacional de um reservatório pode ser definido em termos de indicadores de desempenho que caracterize sua falha, ou seja, frequência, duração e severidade. Em outras palavras, confiabilidade, resiliência, e vulnerabilidade juntos caracterizam "risco" no contexto de planejamento e operação de reservatórios (SRINIVASAN et al., 1999).

3.5 Indicadores e Índices para Avaliação de Efetividade da Gestão

Após pesquisas por literatura relacionada a indicadores e índices de gestão, não se observa no Brasil o uso desses indicadores ou de indicadores econômicos por parte dos gestores. Os estudos nacionais sobre crise e escassez em sua grande maioria têm sido realizados com foco em infraestruturas hídricas e sua ampliação de forma a se atingir um aumento de oferta hídrica, ou seja, não estão incorporadas na rotina dos tomadores de decisão ferramentas de suporte à decisão que possam esclarecer as consequências das escolhas para cenários futuros.

O uso de ferramentas e indicadores para auxílio do gestor de águas é inquestionável, porque as ações a serem adotadas pelos atuantes na gestão de recursos hídricos impactam diretamente na segurança hídrica e no fornecimento de água para o público. As decisões e ações práticas devem evitar ou mitigar a falha, e devem levar em conta também aspectos econômicos e ambientais da água. No exercício de suas atividades, os gestores lidam com diversos desafios como o crescimento populacional, a urbanização crescente, o envelhecimento de estruturas hidráulicas, além das mudanças climáticas. A dificuldade muitas vezes reside em saber se as ações de gestão e a implementação dos seus instrumentos estão conduzindo a resultados efetivos na bacia, e sobretudo quais resultados desejados são esses. No contexto atual de demandas e objetivos múltiplos, a avaliação isolada de apenas alguns elementos (exemplo: disponibilidade hídrica) já não é mais suficiente.

O estado da arte para ações de gestão, planejamento, execução, monitoramento consiste na caracterização dos problemas. Para isso são desenvolvidos critérios, indicadores, séries métricas e algoritmos para avaliação de performance (GOHARIAN et al., 2017). O desempenho de um sistema hídrico quanto ao atendimento de demandas de abastecimento urbano pode ser avaliado a partir de indicadores de desempenho que descrevem as características de falha, como frequência, duração e gravidade. Nesse contexto, os indicadores de confiabilidade, resiliência e vulnerabilidade caracterizam o risco no contexto do planejamento e do sistema hídrico (SRINIVASAN et al., 1999).

Conceitualmente, confiabilidade é a frequência ou a probabilidade que um sistema possui de ser satisfatório, às vezes entendido como o oposto do risco; resiliência é descrita como quão rápido um sistema pode se recuperar da falha e vulnerabilidade se refere a magnitude da falha, quando esta ocorre (HASHIMOTO; LOUCKS; STEDINGER, 1982). A escolha dos indicadores a serem utilizados na tomada de decisão depende dos objetivos e características das demandas hídricas do sistema. Essa escolha é adequada quando há adoção de ferramentas de simulação apropriadas, que levem em consideração tanto as modificações estruturais do sistema quanto a implementação de medidas de curto prazo durante um período de seca (ROSSI; CANCELLIERE; GIULIANO, 2005).

O termo resiliência é empregado desde a década de 60, sendo inicialmente aplicado à ecologia e só recentemente ocorreu a ampliação do uso do termo para uma análise sócio ambiental, política, econômica e legal. A análise de resiliência se aplica apenas se a falha for experimentada, sendo vista como uma propriedade do sistema e seu conceito inclui elementos de estabilidade e de mudança. Outra abordagem de resiliência é que esta representa a

persistência de longo prazo associada à robustez. Nesta última concepção, resiliência pode ser entendida como a capacidade do sistema de absorver a perturbação e se reorganizar.

Há ainda uma terceira abordagem do termo, em que resiliência seria a capacidade de adaptação do sistema (HEGGER et al., 2016; SRINIVASAN et al., 1999). Ressalta-se que é possível que a resiliência medida nas condições normais de operação seja perdida, como a perda que ocorre por exemplo em condições de seca. Nesses termos, a recuperação da condição normal pode ser difícil e pode exigir medidas potencialmente extremas. (COUTINHO; KRAENKELE; PRADO, 2015)

O uso do indicador de vulnerabilidade também teve início na década de 60, quando se trata de vulnerabilidade esta é baseada na combinação de fatores ambientais e sociais, sendo seu uso amplamente aceito no setor hídrico. A avaliação de vulnerabilidade é mais difundida em escala nacional, no entanto pode ser aplicado em escala regional, que é onde realmente as ações para solução de problemas se aplicam em sistemas hídricos. A vulnerabilidade é um aspecto importante, porque normalmente os impactos para os usuários (ex: impactos econômicos) aumentam de forma não linear com a magnitude da falha no abastecimento. Enquanto falhas de pequena magnitude podem ser absorvidas quando um usuário implementa medidas mitigatórias mais simples (eliminação ou redução nos usos menos importantes da água, pequenas alterações na logística e manejo do sistema produtivo), as falhas de grande magnitude podem resultar na paralisação completa de linhas de produção, perda ou comprometimento irreversível de uma colheita (PLUMER et al., 2013).

Segundo Hashimoto, Loucks, Stedinger (1982), os indicadores de desempenho são úteis na avaliação da capacidade do sistema hídrico, suas configurações, políticas operatórias e objetivos, servindo de guia para a tomada de decisão e consideração dos riscos envolvidos nas escolhas. Para cumprirem seu papel, o mesmo autor afirma que construção dos indicadores requer a definição de uma função utilidade/algoritmo.

A avaliação do desempenho por meio de indicadores é útil para verificação de sustentabilidade dos sistemas de recursos hídricos, assim como permite a comparação de diferentes políticas de gestão da água a serem simuladas por meio de diferentes cenários. O uso desses indicadores permite avaliar se e como determinadas ações de gestão estão de fato contribuindo para a melhoria do sistema hídrico, sendo a busca por sistemas menos vulneráveis e mais resilientes um objetivo de destaque na concepção de políticas mais sustentáveis (SANDOVAL-SOLIS; MCKINNEY; LOUCKS, 2011; DIAO, 2016).

Hashimoto, Loucks, Stedinger (1982), foram os precursores no uso de um índice aplicado à sistemas hídricos. O índice é composto pelos três indicadores de performance já citados, sua aplicação tem por objetivo avaliar o desempenho de sistemas de recursos hídricos (YAZDANI et al., 2011). Esse mesmo índice posteriormente foi trabalhado por Sandoval-Solis et al. (2011), na construção do que nomeiam ‘índice de sustentabilidade’, incorporando os mesmos três indicadores de performance de Hashimoto, Loucks, Stedinger (1982): confiabilidade, resiliência e vulnerabilidade.

O índice de sustentabilidade construído a partir de indicadores de performance, como proposto por Sandoval-Solis et al. (2011), permite avaliar e comparar o resultado de diferentes ações e políticas de gestão da água, de forma que os resultados positivos alcançados pelo uso dos índices permitam melhora da gestão da água da bacia. O índice proposto sintetiza o desempenho de ações e políticas alternativas na perspectiva dos usuários da água e do meio ambiente. É também uma medida da capacidade de adaptação de um sistema de forma a reduzir sua vulnerabilidade. Assim, se uma política proposta tornar o sistema mais sustentável o índice mostrará que o sistema terá uma capacidade de adaptação maior. Além disso, o índice facilita a comparação de políticas quando há diferenças entre os critérios de desempenho.

A aplicação do índice de sustentabilidade como já citado requer o cálculo prévio dos indicadores, esse pode ser realizado por diferentes equações matemáticas a depender da análise proposta, desde que suas construções se mantenham fiéis aos conceitos definidos para os indicadores. Os autores Loucks (1997), Hoque et al., (2012), Sandoval-Solis et al.(2011) e Oliveira e Sandoval-Solis (2017) apresentaram em seus trabalhos as equações representadas na tabela 1, aplicadas no cálculo dos indicadores. Estes devem ser expressos de forma quantitativa ou pelo menos qualitativamente como boa, ruim, e ainda devem ser determinados a partir de séries temporais de variáveis ligadas à gestão hídrica (LOUCKS, 1997).

Exemplos dessas variáveis são a vazão, a velocidade, o nível da água, a produção de energia e consumo de água. Essas variáveis são obtidas a partir de registros observados no sistema hídrico ou ainda resultados de simulações computacionais do mesmo. Nesse último caso, a simulação é útil para testar o efeito de uma determinada ação ou alteração no sistema. As alterações a serem avaliadas podem ser na regra de operação de um reservatório de abastecimento ou na construção de cenários com diferentes projeções de disponibilidades ou demandas hídricas.

A verificação do desempenho deve observar a falha, como observado em Kjeldsen e Rosbjerg (2004) e também em Hashimoto, Loucks, Stedinger (1982). A necessidade de foco na falha é clara, pois sistemas de recurso hídricos podem ser vistos sobre três pontos de vista: o quanto um sistema falha, isso representa a confiabilidade; os que retornam das falhas são considerados resilientes; e o impacto de uma falha é entendida como vulnerabilidade. (HASHIMOTO; LOUCKS; STEDINGER, 1982).

Hashimoto, Loucks, Stedinger (1982) trabalharam com indicadores e índices a partir de sistemas hídricos em dois estados: a falha (F) e a não falha (NF). Com base nessa mesma premissa Hoque, em 2012, estudou e calculou os indicadores aplicados a qualidade da água. A representação dos conceitos dos indicadores pode ser vislumbrada nas equações (2), (3) e (4) que seguem.

Equações 2,3,4 para representação de indicadores de performance

$$\text{Confiabilidade} = P\{S(t) \in NF\} \quad (2)$$

$S(t)$ é o estado do sistema, no tempo t .

$$\text{Resiliencia} = P\{S(t+1) \in NF / S(t) \in F\} \quad (3)$$

$S(t+1)$ é o estado do sistema no tempo posterior.

$$\text{Vulnerabilidade} = \sum_{j \in F} e(j)h(j) \quad (4)$$

$h(j)$ é o ocorrido na falha e $e(j)$ é a probabilidade de que o dano $h(j)$ seja maior do que o dano já ocorrido.

Fonte: HOQUE,2012.

Tabela1. Comparativo de equações matemáticas

| HOQUE et al, 2012 | SANDOVAL-SOLIS et al,2011; OLIVEIRA e SANDOVAL-SOLIS, 2017 |
|---|--|
| $\text{Confiabilidade} = 1 - \sum_{j=1}^M \frac{d(j)}{T}$ (4) | $\text{Confiabilidade} = \frac{n^{\circ} \text{ de vezes que } D_t^i = 0}{n}$ (7) |
| | $\text{Confiabilidade volumétrica} = \frac{\sum_{t=1}^n \text{demanda hídrica entregue}_t}{\sum_{t=1}^n \text{demanda hídrica alvo}_t}$ (7.1) |
| $\text{Resiliência} = \left\{ \frac{1}{M} \sum_{j=1}^M d(j) \right\}^{-1}$ (5) | $\text{Resiliência} = \frac{N^{\circ} \text{ de vezes que } D_t^i = 0 \text{ após ocorrência de } D_t^i > 0}{N^{\circ} \text{ de vezes que } D_t^i > 0}$ (8) |
| $\text{Vulnerabilidade} = \frac{1}{M} \sum_{i=1}^T \left\{ \left[\frac{\text{Lobs}(i) - \text{Lstd}(i)}{\text{Lstd}(i)} \right] * H[\text{Lobs}(i) - \text{Lstd}(i)] \right\}$ (6) | $\text{Vulnerabilidade} = \frac{\sum_{t=0}^n D_t^i / N^{\circ} \text{ de vezes que } D_t^i > 0}{\text{demanda hídrica}}$ (9) |
| | $\text{Vulnerabilidade(adimensional)} = \frac{\sum_{t=0}^n D_t^i}{\text{demanda hídrica}}$ (9.1) |

Fonte: SANDOVAL-SOLIS *et al.*, 2011; OLIVEIRA e SANDOVAL-SOLIS, 2017 e HOQUE *et al.*,2012.

Onde M é a quantidade de falhas, T o tempo de duração da simulação ou tamanho do registro observado, d(j) representa a duração da falha, Lobs é a carga de poluente observada no passo de tempo i, Lstd (i) é o padrão de conformidade de carga de poluente em água em relação às normas legais correspondente, e H (valor zero quando o seu argumento é negativo e valor unitário quando o argumento é positivo), $D_t^i > 0$ é maior que zero quando a demanda não é atendida, e $D_t^i = 0$ quando há atendimento da demanda, n é número de intervalos de tempo da simulação ou do registro observado.

As equações para confiabilidade apresentadas na tabela 1 representam abordagens distintas de confiabilidade, a de Hoque (2012) calcula a confiabilidade como o inverso da probabilidade de falha considerando a sua duração, enquanto Sandoval-Solis et al. (2011) apresenta esta como a probabilidade de não ocorrência de falha e não considera a duração da falha. De um modo geral, os dois autores mantêm os princípios conceituais do indicador para o cálculo, que segundo Hashimoto, Loucks, Stedinger (1982) pode ser entendido como frequência ou probabilidade que um sistema possui de ser satisfatório.

Quando se trata da resiliência os autores adotaram abordagens diferentes para a construção das equações. Hoque (2012) adota a definição clássica de Hashimoto, Loucks, Stedinger (1982), este afirma que a resiliência será descrita como quão rápido um sistema pode se recuperar da falha e para chegar ao valor define o número de períodos de falha. O autor propõe que o cálculo seja realizado a partir do inverso da taxa de recuperação, e dessa forma

seu cálculo pode ser realizado com definição matemática precisa. A equação de resiliência apresentada por Sandoval-Solis et al.(2011) está visualmente associada à concepção já mencionada de resiliência como a capacidade do sistema de absorver a perturbação e se reorganizar, pois a equação propõe como elemento do cálculo a recuperação do sistema.

Quanto à vulnerabilidade, esta é associada ao impacto causado pela falha. Como os dois autores trabalham com dimensionamento de impactos sob diferentes aspectos a comparação das equações é inviável, Hoque et al (2012) tratam de impactos da falta de qualidade na água e Sandoval-Solis et al. (2011) de impactos da falha de atendimento de demanda. O cálculo adimensional de vulnerabilidade segundo Sandoval-Solis et al(2011) é realizado pela soma de déficits anuais dividida pela demanda anual, conforme equação 9.1.

Uma vez calculados os indicadores, é preciso construir a equação do índice de sustentabilidade que guiará a tomada de decisão. É possível utilizar índices individuais ou por agrupamentos (*sustainability index* - SI ou *sustainability by group* - SG), representados por algoritmos para identificação de sob quais combinações de condições futuras uma estratégia específica torna o sistema mais sustentável, e assim é possível escolher sistemas menos vulneráveis. (MATROSOV; HAROU, 2013).

Nessa linha, no trabalho de Sandoval-Solis et al (2011) foram apresentadas equações para cálculo e avaliação dos índices SI e SG gerados a partir de agrupamentos de indicadores representadas nas equações (11), (12), (13), (14). A equação (11) foi utilizada por Loucks (1998) e alterada por Sandoval-Solis et al (2011), estes apresentam uma variante desta equação representada pela equação (12). A equação (12) é utilizada para cálculo de sustentabilidade de sistemas de recursos hídricos individualmente ou para comparação entre diferentes políticas de uso. A aplicação desta equação 12 possui como vantagens a inclusão de diferentes indicadores em sua composição. A possibilidade de ponderação dos indicadores para cada usuário é flexível podendo ser aplicada para demandas diversas de diferentes grupos de usuários (SANDOVAL_SOLIS et al.,2011).

É possível ainda avaliar o indicador de sustentabilidade por grupos de usuários (*sustainability by group* - SG), cujas SI sejam ponderadas. A ponderação representa o reflexo da importância de cada demanda (LOUCKS, 1997; SANDOVAL-SOLIS et al.,2011). O SG pode ser calculado conforme a equação (13). Caso o SI de cada uso for ponderado pela demanda anual, pode-se usar a equação (14) combinada com a (15) para verificação dos grupos de indicadores com foco no peso de cada demanda frente a demanda total do sistema.

Equações 11,12,13,14,15 para cálculo de índice de sustentabilidade

$$SI = \text{Confiabilidade}^i * \text{Resiliência}^i * (1 - \text{vulnerabilidade}^i) \quad (11)$$

$$SI = [\text{Confiabilidade}^i * \text{Resiliência}^i * (1 - \text{vulnerabilidade}^i)^{1/3}] \quad (12)$$

$$SG = \sum_{i=1 \in k}^{i=j \in k} w^i * SI^i \quad (13)$$

$$SG^k = \sum_{i=j \in k}^{i=j \in K} \frac{\text{demanda } i}{\text{demanda } k} * SI^i \quad (14)$$

$$\text{Demanda } k = \sum_{i=1 \in k}^{i=j \in k} \text{demanda } i \quad (15)$$

Fonte: (SANDOVAL_SOLIS et al.,2011), onde SI indicador de sustentabilidade individual, SG indicador de sustentabilidade global e W^i é o peso do indicador SI quando na análise grupal, e k representa o grupo.

A importância do indicador para o índice será baseada no peso “ W^i ”, nesta avaliação, ainda que haja outros métodos de definição desse peso além da determinação do decisor, a equação 14 será adotada para ponderação (SANDOVAL-SOLIS et al.,2011). Cumpre lembrar que os índices devem ser flexíveis, de forma a se adaptarem aos diferentes tipos de uso e observa-se que as melhorias do sistema realizadas a partir do uso de indicadores não são apenas numéricas, mas uma aproximação holística para cada grupo de usuários. (SANDOVAL-SOLIS et al.,2011).

O uso de indicadores também pode ser observado no trabalho de Cimellaro et al. (2016), eles utilizaram o indicador resiliência quando avaliavam as redes urbanas de distribuição de águas na Itália. Plumer et al. (2013), destacaram o indicador vulnerabilidade ao avaliar a questão hídrica no Canadá. Segundo os autores, a avaliação de vulnerabilidade de sistemas hídricos combina fatores sociais, ecológicos e físicos, promove uma abordagem integrada, sendo essa a ponte entre a ciência e os aspectos sociais ligados a água.

A avaliação de vulnerabilidade foi realizada em Londres, na bacia do rio Thames que passou por seis eventos de seca nos últimos 90 anos. Cenários foram desenhados levando em consideração 07 planos futuros já desenvolvidos para a bacia. A demanda futura foi projetada e adotou-se as incertezas quanto aos aspectos naturais, mudanças climáticas e perturbações hidrológicas. A avaliação da vulnerabilidade mostrou informações relativas a performance de cada plano, informações essas que podem subsidiar escolhas de gestão (MATROSOV; WOODS; HAROU, 2013).

Um estudo para avaliação de confiabilidade foi realizado na China, que tem vivido uma redução na alocação de água para agricultura frente as demandas urbanas, industrial e ecológica. A tendência é que em 2020 a disponibilidade de água para a agricultura esteja 44 % abaixo da oferta atual. Assim, o objetivo do estudo foi encontrar um modelo de credibilidade otimizado, que considerasse as incertezas. Como resultado foi possível chegar a um modelo de alocação com credibilidade, em que a falha de abastecimento fosse minimizada, pois quanto maior a credibilidade maior é a confiança (LU et al., 2016).

Em 2011, houve a avaliação, a partir de índices de sustentabilidade, da bacia hidrográfica do Rio Grande, bacia transfronteiriça localizada entre o México e os Estados Unidos. A bacia sofre de grande estresse hídrico, em razão da escassez natural associada à crescente demanda. A gestão da bacia ocorre por meio de acordos internacionais, aspectos ambientais e políticas específicas para cada país (SANDOVAL-SOLIS et al., 2011). A partir do uso dos índices na bacia foi possível identificar políticas que preservam ou melhoram as características desejadas da gestão da água da bacia no futuro. Isso porque o índice a comparação e a identificação de políticas adaptativas que melhoram a gestão da água quando ocorrem compromissos entre os critérios de desempenho (SANDOVAL-SOLIS et al., 2011).

Os índices de sustentabilidade de gestão foram calculados para a bacia do Rio Grande, para tanto foram desenhadas equações que representam índices de sustentabilidade. Os índices desenhados buscavam representar as normas, as demandas, as políticas adotadas e a questão ambiental. As equações para índice utilizam os indicadores de performance confiabilidade, resiliência e vulnerabilidade, estes por sua vez foram calculados a partir de simulações para diversos cenários, considerando as diversas regras por meio do software WEAP (*Water Evaluation and Planning System*), um modelo de suporte à decisão (SANDOVAL-SOLIS et al., 2011).

Pelo exposto, observa-se que estudos sobre a operação e gerenciamento de reservatório de abastecimento de água têm adotado um índice composto pelos três indicadores de desempenho já citados: confiabilidade, resiliência e vulnerabilidade. Hashimoto et al. (1982) assim como Srinivasan (1999) avançaram no uso indicadores de desempenho para avaliação de reservatório usando uma abordagem de simulação.

3.6 Uso de Modelos para Suporte à Decisão

Enquanto que os índices apresentados são uma forma de sintetizar diferentes métricas de desempenho para um sistema hídrico, os mesmos demandam dados que descrevam o comportamento desse mesmo sistema. Esses dados normalmente incluem séries temporais de demandas atendidas ou variáveis de estado como níveis de armazenamento em reservatórios.

Informação proveniente de redes de monitoramento, observação e operação de sistemas de abastecimento de água podem fornecer esses dados, possibilitando a mensuração, por meio de índices, do desempenho do sistema em seu passado recente. Isso irá permitir ao gestor saber se o sistema está respondendo como esperado às estratégias de operação e gestão implementadas no passado e se alguma atualização ou correção é necessária. Essa etapa é importante porque: (a) as condições que de fato irão se desenvolver (ex: crescimento de demandas, taxas de uso, eficiência e mesmo ocorrência de chuvas e vazões) não serão as mesmas que as previstas quando as estratégias foram inicialmente implementadas e (b) o conhecimento dos gestores sobre o sistema e seus problemas muda com o tempo. A combinação de (a) e (b) torna o problema altamente dinâmico e correções de curso certamente serão necessárias.

Entretanto, antes dessa etapa é necessário definir qual é a estratégia de operação ou ação de gestão a ser implementada. Para tanto, deve-se avaliar o desempenho *futuro* do sistema para testar diferentes estratégias de operação ou ações de gestão, permitindo a escolha de uma (ou mais) estratégias. Essa etapa requer um exercício de simulação do sistema para produzir uma ou mais séries temporais de resultados possíveis. Essa simulação permite também combinar diferentes cenários prováveis de vazões afluentes, precipitação e demandas de modo a testar potenciais estratégias candidatas sob diferentes futuros cujas condições são incertas.

O emprego de modelos matemáticos pode ser útil para tornar o exercício de simulação mais eficiente e produtivo. Os estudos relativos quanto a uso de modelos dinâmicos iniciaram na década de 80, estes são formas de organizar, clarear e unificar o conhecimento, e acabam por proporcionar uma visão mais clara sobre um problema ou questão controversa. A utilidade do modelo reside na capacidade deste de retratar a preocupação dos interessados, para isso deve-se inicialmente identificar os interessados para que o modelo se torne parte de um processo persuasivo, criando espaço para novas ideias e reflexões. Para atingir esse objetivo, o modelo deve ser capaz de organizar informações inteligíveis, ligando o passado ao presente e projetando alternativas futuras diante de diferentes cenários (FORRESTER, 1986).

Já o processo de tomada de decisão é dividido em partes, e inicia com a identificação do problema, dos objetivos a serem atingidos e de possíveis alternativas. Em sequência, parte-se para a decomposição e modelagem das alternativas, seguindo para a seleção com base nos indicadores, a avaliação de sensibilidade, a verificação adicional e por fim a implementação da escolha (FREITAS; MAGRINI, 2013). Da mesma forma que ocorre com simulações, para auxiliar no processo de tomada de decisão, modelos podem ser empregados para criar, simular e avaliar alternativas de gestão e operação dos sistemas, assim como para facilitar a produção de conhecimento e a troca de informações entre os atores envolvidos no uso e gestão da água (CARMONA; ORTEGA; BROMLEY, 2013).

Uma análise prévia, antes da adoção de um modelo, deve ser realizada para a escolha mais racional. Deve-se assim considerar com que objetivo o modelo foi desenhado e sua aplicabilidade ao caso, sua escala espacial e temporal, dados necessários e os disponíveis para entrada no modelo, as equações que regem o modelo e o nível de validação deste (VIGERSTOL; AUKEMA, 2011; HADDAD et al., 2013). Quando se tratar de aplicação dessas ferramentas para solução de conflitos, essas devem ainda refletir a capacidade de avaliação de risco e incertezas de forma transparente. (CARMONA; ORTEGA; BROMLEY, 2013).

Os modelos recentes de suporte a decisão para bacias hidrográficas incluem a capacidade de avaliação de cenários, são georreferenciados e suportam bancos de dados (CARMONA; ORTEGA; BROMLEY, 2013). A última década experimentou a implantação de diversas ferramentas de suporte a decisão, lembrando que é papel do decisor identificar a ferramenta que será adotada para o caso e assim como decidir quando um problema precisa ser modelado. Como ressaltava Labadie (2004), a complexidade da coordenação dos sistemas de reservatórios exige a aplicação de ferramentas de modelagem por computador de forma a ser obter decisões racionais.

3.7 Modelo de Suporte à Decisão: WEAP

Os modelos de suporte à decisão atuais, graças à integração de diferentes algoritmos, são capazes de acoplar modelos matemáticos com o processo de participação, sendo úteis para obtenção de melhores informações de suporte a decisão (CARMONA; ORTEGA; BROMLEY, 2013).

O WEAP foi desenvolvido em 1988 pelo Instituto ambiental Estocolmo em Boston, é um modelo físico que incorpora oferta e demanda hídrica e serve como ferramenta de apoio ao gestor (MALIEHE; MULUNGU, 2017; ANZAB et al. 2016). O WEAP é considerado um

modelo de suporte a decisão, pois fornece opções de planejamento, na medida em que os resultados apresentados consideram os efeitos de escolhas das prioridades e preferências aplicadas às diferentes demandas em diferentes cenários. O seu objetivo é fornecer suporte para uma gestão integrada, pois busca eliminar a distância entre a hidrologia e as práticas de gestão. Isso se dá por meio da integração de aspectos biofísicos dos rios, sociais e econômicos das demandas, incluindo a gestão e operação de reservatórios artificiais e de reservas subterrâneas. (HOLLERMAN; GIERTS; DIEKKRUGER, 2010).

São necessárias para a simulação diversas informações que descrevem o sistema estudado e seu comportamento, incluindo desde aspectos hidrológicos e físicos como institucionais. Por exemplo, devem ser consideradas as demandas hídricas, a localização de reservatórios, as regras de operação, a vazão remanescente, os cenários. Por meio do sistema é possível construir cenários futuros, avaliar impactos das decisões adotadas nos diversos cenários, verificar impactos econômicos de realocações, (GEORGE et al., 2011b). É importante ressaltar que o WEAP não substitui o tomador de decisão, o sistema fornece suporte para a tomada de decisão, expondo os possíveis impactos das escolhas adotadas pelos gestores. (HOLLERMAN; GIERTS; DIEKKRUGER, 2010).

A ferramenta tem sido aplicada em estudos nos diferentes continentes. Ela foi utilizada para avaliar o sistema hídrico de Benin, nesse foram modelados cenários futuros de demanda e os impactos dessas demandas no sistema, conforme se observa no artigo publicado por Hollerman (2010). Na Tunísia, Hadded (2013) utilizou o WEAP associado ao MODFLOW, para modelar a gestão de um aquífero estratégico a ser utilizado para fornecimento de água nas cidades próximas. A partir do uso da ferramenta, o autor observa que a dessalinização é a melhor opção para evitar a escassez na região. Ainda que não seja encontrada a melhor opção de gestão para o aquífero, o sistema mostrou que foi possível, por meio das opções de alocação de demandas, atingir a redução de falhas e conseqüentemente houve um melhor aproveitamento do recurso.

Há exemplos práticos de aplicação do WEAP para a avaliação dos indicadores como o realizado por Sandoval-Solis et al. (2011) em uma bacia que perpassa os Estados Unidos e o México. Os autores buscavam construir um índice composto de indicadores para avaliação de performance. A partir dos resultados obtidos com simulações de diferentes cenários, os autores mostram que o WEAP é capaz de auxiliar na definição de um índice de desempenho, pois mostra os resultados e impactos nos indicadores de desempenho.

Em 2103, George et al. (2013) realizaram estudos na sub-bacia Musin na Índia, o objetivo era avaliar os impactos econômicos das decisões adotadas quanto a realocação de água para os diferentes usos em cenários futuros diversos. A partir dos resultados obtidos, foi possível dimensionar os impactos das mudanças, e mensurar a segurança hídrica para agricultura no cenário de demanda urbana crescente (GEORGE et al., 2011 b). Em Lesoto na África, o modelo WEAP foi aplicado por Maliehe e Mulungu (2017). A região possui água abundante, mas passa anualmente por um período sem chuvas, sendo esse de outubro a fevereiro. A demanda é originada dos setores de hidroeletricidade, agricultura, uso domésticos, indústria e ambiental que competem entre si pela água. O resultado das simulações dos cenários com WEAP mostraram o não atendimento de demandas em cenários com tendência de aumento das demandas urbanas, de irrigação e industrial. Assim, a modelagem via WEAP mostra o impacto dos cenários e revela a necessidade de mudança na gestão da relação entre oferta e demanda (MALIEHE e MULUNGU, 2017)

Na China, Li et al (2015) aplicaram o modelo na região nordeste, região essa com altos índices de crescimento populacional, econômico, agrícola e industrial, fatos que tornam a questão hídrica crucial. A região já investiu pesado em infraestrutura, utilizou e super-explotou aquíferos até sua salinização. Os resultados do modelo revelam o impacto de cada escolha de alocação dentro dos cenários futuros propostos, proporcionando a otimização da distribuição de acordo com a viabilidade, e dessa forma forneceu suporte científico para a gestão do recurso hídrico disponível na região (LI et al., 2015).

4.MATERIAIS E MÉTODOS

Este trabalho foi desenvolvido considerando-se as seguintes etapas:

a) levantamento de dados da bacia: rede hidrográfica e sua caracterização; uso de solo; do reservatório; chuva; evapotranspiração; demanda projetada; vazões medidas nas estações fluviométricas; vazões simuladas; localização.

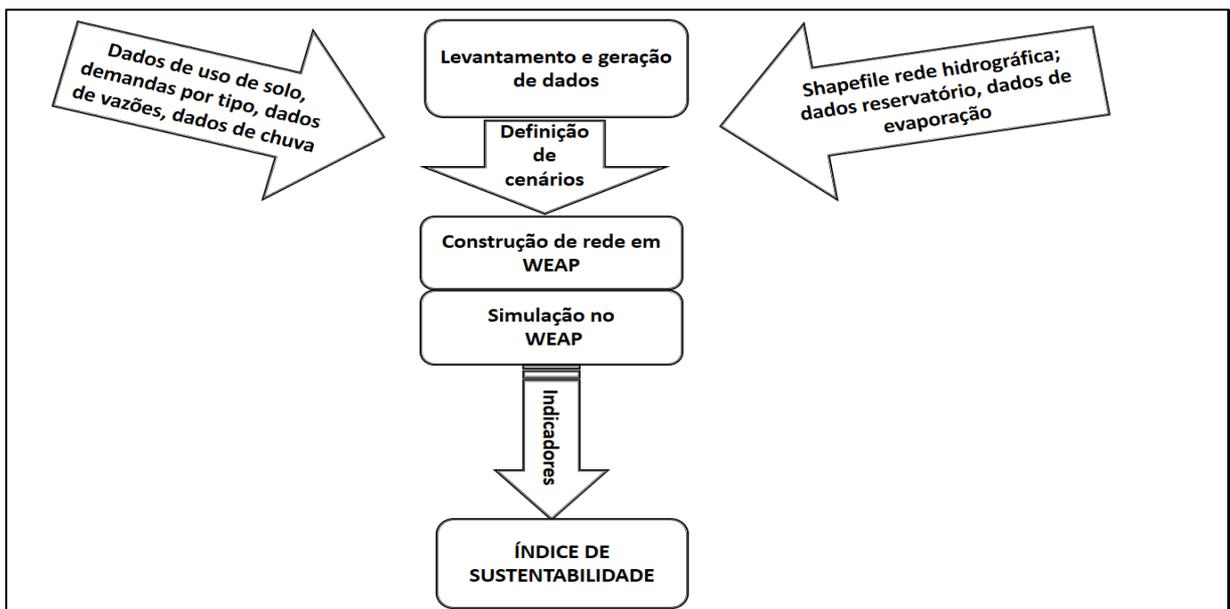
b) construção da rede a ser simulada no modelo WEAP a partir dos dados levantados;

c) definição de cenários e execução do modelo;

d) cálculo de indicadores para os diferentes cenários;

e) cálculo de índices de sustentabilidade individual e em grupo a partir dos indicadores para os diferentes cenários. A representação esquemática da metodologia pode ser observada na Figura 9.

Figura 9. Representação esquemática da metodologia aplicada a este trabalho.



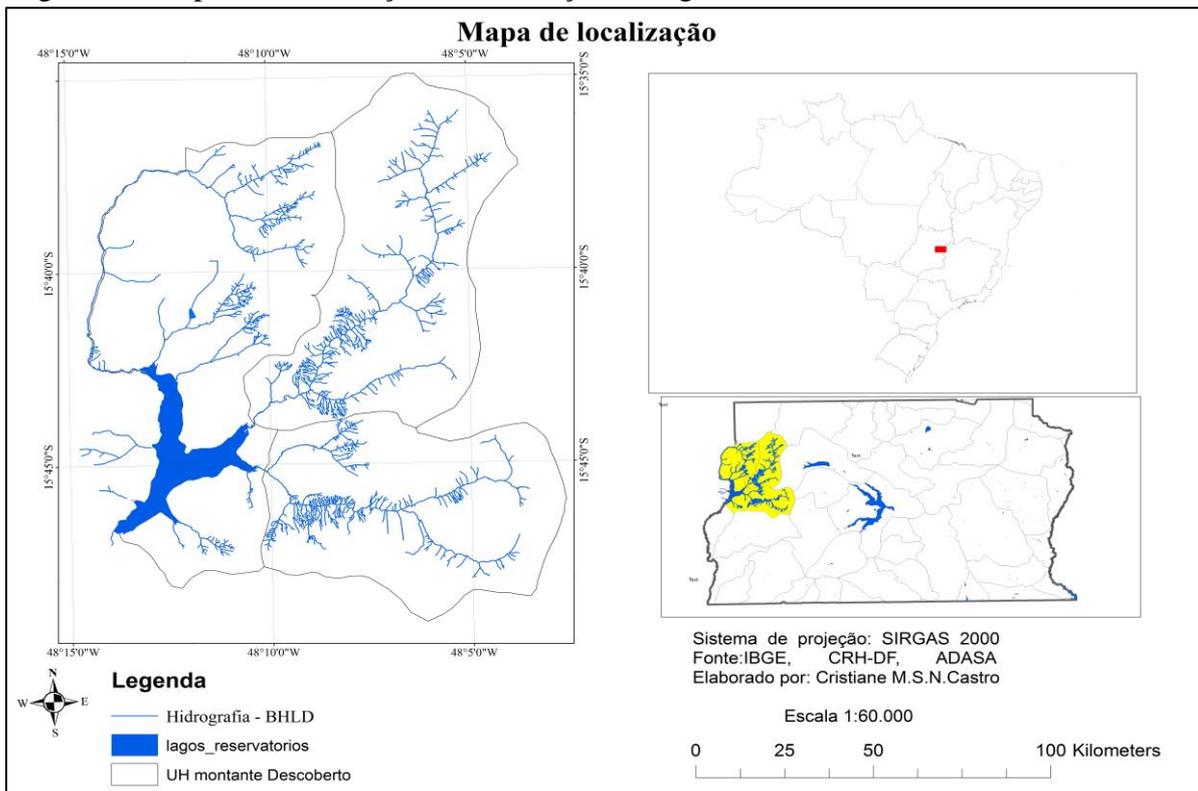
4.1 Localização e Caracterização Física da Área de Estudo: Bacia do Rio Descoberto e DF

A bacia do Rio Descoberto está localizada no Distrito Federal (DF), o DF por sua vez é unidade federativa localizada na região centro-oeste do Brasil, em altitudes que variam de 750 a 1.344m. O DF possui área de 5.789,16 Km², estando entre os paralelos 15°30' e 16°03' de latitude sul, sendo limitado a Oeste pelo Rio Descoberto, e a Leste pelo Rio Preto.

A Bacia estudada possui área de 1.104 km², seus principais rios da bacia são o Rio Descoberto, o Ribeirão Rodeador e o Ribeirão das Pedras. A bacia do Rio Descoberto está localizada na grande bacia nacional do Rio Paraná, sendo o Rio Descoberto um dos afluentes do Rio Paranaíba, importante formador do Rio Paraná.

A escolha da bacia do Rio Descoberto se deu pela presença do reservatório do Rio Descoberto, fonte de abastecimento de mais de 60 % da área urbana do DF. Uma parte da região afluente do reservatório encontra-se no DF e uma pequena parte no estado de Goiás, a partir da Figura 10 é possível identificar a localização e delimitação da área de estudo.

Figura 10. Mapa de Localização e delimitação da região de estudo



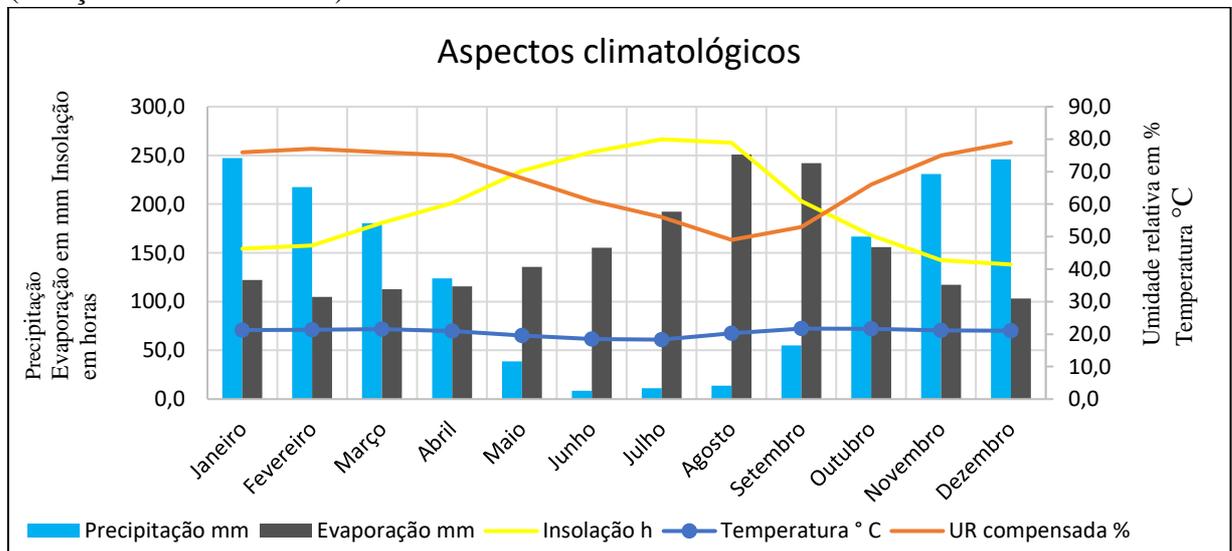
Fonte: shapefile de hidrografia CRH, shapefile de estados IBGE, Shape de unidades hidrográficas, ADASA.b

O DF geopoliticamente está dividido em 31 regiões administrativas, cuja população, conforme projeção do IBGE em 2016, seria de 2.977.216 habitantes. A região apresenta uma das maiores taxas de crescimento do país, em torno de 1,9% ao ano (IBGE, 2016). Quanto ao clima, de acordo com a classificação climática de Köppen (*in* CODEPLAN, 1984), no Distrito Federal ocorrem, em função de variações de temperaturas médias e de altitude, os climas tropical e tropical de altitude. Climas caracterizados pela existência de forte sazonalidade: uma estação chuvosa e quente, entre outubro e abril, e outra fria e seca, de maio a setembro.

A Figura 11 contém o gráfico com as normais climatológicas de precipitação, umidade relativa, insolação e temperatura, e evaporação média histórica mensal calculada para o Distrito Federal (Evaporímetro de Piché), referentes a estação localizada nas coordenadas geográficas latitude: 15° 47' S e Longitude: 47° 56' W para o período de 30 anos, entre 1961 e 1990 (INMET, 2011).

A média pluviométrica anual varia entre 1.200 e 1.500 mm. O mês de janeiro possui o maior índice pluviométrico médio (248 mm/mês) e os meses de junho, julho e agosto registram os menores (11 mm/mês). A temperatura média mensal varia entre 18,6°C a 21,7°C, setembro e outubro são os meses mais quentes e junho o mais frio. A umidade relativa mensal pode chegar a 79 %, chegando nos meses mais secos a 11 %. A média de insolação no período mais seco, de abril a setembro, é de 236,4 h/mês e no período chuvoso, de outubro a março, é de 152,1 h/mês (INMET, 2011).

Figura 11 – Gráfico de aspectos Climatológicos do Distrito Federal. Média histórica mensal de longo período entre 1961 e 1990 de precipitação, umidade, insolação, temperatura, evaporação (Estação Brasília - 83377).



Fonte: INMET (2011).

4.2 Caracterização de Usos do Solo e da água na Bacia do Rio Descoberto

Na bacia modelada os lotes rurais ocupam cerca de 30,72 % da área total da bacia (400 km²), com pouca incidência de irrigação por pivôs. Já as áreas urbanizadas e de condomínios ou chacreamentos juntas ocupam uma área de 300 km² (22% da área total da bacia) e estão localizadas, em sua maioria, na porção norte.

Observa-se que o uso dos recursos hídricos na bacia não está restrito ao abastecimento de água do DF. A região possui intensa atividade agrícola, tendo sido implantados pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), até a presente data, cerca de 9 assentamentos rurais. Os assentamentos iniciaram nas décadas de 60 e 70, destaca-se dentre esses o Projeto Integrado de Colonização Alexandre de Gusmão (PICAG), criados com a finalidade de absorver a mão de obra proveniente da construção da capital (MMA, 2014).

A região é situada na já mencionada bacia do Paranaíba que está em expressivo desenvolvimento como fronteira agrícola de produção. O plano de recursos hídricos do Paranaíba- PRH aponta para crescimento das atividades na bacia com conseqüente aumento de demanda (BRASIL, 2013). A projeção de expansão de demanda hídrica para abastecimento de água na Bacia é reforçada a partir da leitura do Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do DF. Nele, a tendência de crescimento de demanda hídrica para abastecimento urbano somada às projeções da demanda para cada uso consuntivo no Distrito Federal, em um cenário tendencial no período entre 2010 e 2040, aponta para uma demanda 1,3 vezes maior que a demanda existente em 2010 (PGIRH/DF 2012). Assim, o cenário tendencial é de crescimento de demanda, tanto para demandas urbanas quanto para de irrigação. O crescimento das demandas gera preocupação crescente, em especial após a situação de criticidade hídrica do DF dos anos de 2016 a 2018.

4.3 Cenários de simulação

Como o objetivo geral do presente trabalho é avaliar a sustentabilidade do sistema Descoberto frente a diferentes cenários, os cenários estudados buscam explorar a efetividade de determinadas medidas de adaptação e mitigação do sistema para condições futuras e, mais importante ainda, mostrar como índices quantitativos de sustentabilidade podem ser empregados para avaliar se as medidas são de fato efetivas. Dessa forma, os cenários consideram alterações de demanda urbana e de agricultura, alterações na infraestrutura de oferta hídrica, além de cenários para avaliação da atuação do ente gestor de recursos hídricos em momentos de crise.

4.3.1 cenários:

São adotados nesse estudo os cenários: Cenário Base; Cenário de antecipação de medidas mitigatórias iniciado em 2014 (CTM 2014); Cenário de antecipação de medidas mitigatórias iniciado em 2015 (CTM 2015); Cenário de referência (CRE); Cenário de mitigação (CMI); Cenário de mitigação combinado (CMIC); Cenário de adaptação (CAD); Cenário de adaptação e mitigação (CAM); Cenário de ampliação da irrigação em seu potencial máximo de expansão (CRX); Cenário de adaptação com ampliação da irrigação em seu potencial máximo de expansão 2(CAMX2); Cenário de adaptação com ampliação da irrigação em seu potencial máximo de expansão 2 (CADX2).

O Primeiro passo para realizar a modelagem no WEAP, segundo enunciou Berredjem e Hani (2017) como regra de sistema, é a construção de um cenário base.

a) **Cenário Base.** A construção do cenário base deste projeto foi baseada em dados medidos de vazão em estações fluviométricas dos rios referentes ao período 1986 a 2017, de evaporação (dados de 1986 até 2017), de características físicas do reservatório e volume observado referentes ao período 1986 a 2017, de área irrigada para o ano de 2014, de projeção de demandas tendo por base área irrigada de 2014, demandas da CAESB, de vazões de retorno, de vazões naturais simuladas e de projeções de vazões consumidas. A origem dos dados e a metodologia das projeções adotadas serão detalhadas a seguir no item 4.3.4.

Esse cenário busca representar a bacia, para o período de 1986 até 2017, a partir de vazões reconstruídas. O objetivo é verificar a fidedignidade da reconstrução de vazões e avaliar o comportamento do sistema tal qual ele ocorreu. Ressalta-se que nesse cenário não foram aplicadas as restrições de captação aos irrigantes impostas pela ADASA descritas no item 3.3. A não aplicação para irrigantes é justificada nos resultados do volume do reservatório simulado versus o volume observado, constante na Figura 21. As vazões captadas pela CAESB no reservatório foram as praticadas no período, ou seja, as vazões continham restrições, mas não exatamente as impostas pelas Resoluções ADASA. Quanto as captações da CAESB nos demais pontos, adotou-se vazão outorgada.

b) Cenário de antecipação de medidas mitigadoras iniciado em 2014 (CTM 2014). Nesse cenário buscou-se avaliar a antecipação das medidas restritivas aplicadas por meio de resoluções publicadas durante a crise ocorrida no DF. As demandas desse cenário são as mesmas descritas no cenário base. As restrições aplicadas iniciaram nesse cenário em janeiro de 2014. As restrições de captação foram aplicadas simultaneamente para irrigantes e para CAESB. Inicialmente, a taxa de redução foi de 50% para as captações de irrigação. Essa foi aplicada de janeiro de 2014, até agosto do ano 2016. Em sequência, nova taxa de redução foi realizada e a vazão de captação passa para 25 % da captação, indo de agosto de 2016 a dezembro do ano 2017. Para a CAESB, impôs-se a redução de vazão a ser captada para 3,5 m³/s (redução de 1,7 m³/s da vazão captada) iniciada em janeiro de 2014, perdurando até setembro do ano 2016. A segunda redução imposta foi para captação autorizada de 3,1 m³/s (redução de 2,4 m³/s da vazão captada antes da crise), aplicada de setembro de 2016 a outubro do ano 2017.

c) Cenário de antecipação de medidas mitigadoras iniciado em 2015 (CTM 2015).

Nesse cenário buscou-se avaliar a antecipação das medidas restritivas aplicadas por meio de resoluções publicadas durante a crise ocorrida no DF. As demandas desse cenário são as mesmas descritas no cenário base. As restrições aplicadas iniciarem em janeiro de 2015. As restrições de captação foram aplicadas simultaneamente para irrigantes e para CAESB. Inicialmente, a taxa de redução foi de 50% para as captações de irrigação iniciada em janeiro de 2015, até agosto do ano 2016. Em sequência, nova taxa de redução foi realizada e a vazão de captação passa para 25 % da captação, indo de agosto de 2016 a dezembro do ano 2017. Para a CAESB, impôs-se a redução de vazão a ser captada para 3,5 m³/s (redução de 1,7 m³/s da vazão captada antes da crise), iniciada em janeiro de 2015, perdurando até setembro do ano 2016. A segunda redução imposta foi para captação de 3,1 m³/s (redução de 2,4 m³/s da vazão captada antes da crise), aplicada de setembro de 2016 a outubro do ano 2017.

Os cenários seguintes foram construídos para avaliação do sistema para um período de 30 anos. Para avaliação de 30 anos adotou-se os dados de vazão, reservatório, e parâmetros retorno e hidro-meteorológicos de simulação iguais ao cenário base. No que se refere as demandas futuras, essas já estão aumentadas no primeiro ano de simulação. Para os cenários em que há ampliação de oferta hídrica esta já está disponível desde o primeiro ano de simulação. O objetivo é avaliar como o sistema se comporta frente aos aumentos de demanda caso a série histórica de vazões se mantenha com mesmo perfil dos últimos 30 anos e ainda como o sistema de demandas futuras se comporta frente às medidas propostas.

1) Ampliação de demanda:

d) **Cenário de referência (CRE).** Nesse cenário há ampliação das demandas de irrigação e de abastecimento urbano captadas no reservatório do Descoberto. A simulação para o período começa com as áreas de irrigação aumentadas em 17% quando comparadas com as áreas de irrigação adotadas no cenário base. Essa taxa é a mesma taxa crescimento de produção irrigada nacional para o período de 10 anos (MAPA, 2017). A captação da CAESB no reservatório é aumentada para 5,5m³/s, sendo essa a vazão máxima regularizada pelo reservatório (SEGETH, 2017), e as demais captações da CAESB seguem conforme cenário base.

O objetivo desse cenário é avaliar o desempenho futuro do sistema já com as mudanças de demanda implantadas no ano1 de simulação, considerando as vazões futuras semelhantes às já ocorridas no passado.

e) **Cenário de ampliação máxima (CRX).** Cenário de ampliação da irrigação em seu potencial máximo de expansão, assim considera-se que toda área da bacia seja cultivada com exceção das limitações impostas pela legislação. Retiradas as restrições legais, a produção irrigada passaria a ocupar 52 % da área disponível na sub-bacia. Cada sub-bacia já possui irrigação instalada, assim a taxa de expansão foi diferente para cada unidade, de forma que a área cultivada ocupasse 52 % da área disponível. A área de expansão segue indicada na Tabela 2. As restrições legais adotadas foram os limites da reserva legal mínima nos termos do Artigo 12 da lei 12651 de 2012, e ainda o plano de manejo da APA do Descoberto (BRASIL 2012; MMA 2014). A exceção para expansão será na sub-bacia do córrego capão comprido e buriti chato, pois essas já possuíam área irrigada acima do permitido legalmente adotando-se as mesmas áreas adotadas no cenário base.

A captação pela CAESB no reservatório é aumentada para 5,5m³/s, sendo essa a vazão máxima regularizada pelo reservatório (SEGETH, 2017), e as demais captações da CAESB seguem conforme cenário base. O objetivo desse cenário é avaliar o desempenho futuro do sistema já com as mudanças de demanda máximas implantadas no ano1 de simulação, considerando as vazões futuras semelhantes às já ocorridas no passado.

Tabela 2. Expansão máxima da agricultura

| Sub-bacias | Área da sub-bacia (hectares) | Área irrigada 2014 (hectares) | 52 % da área destinada à agricultura (hectares) |
|------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------|--|
| Rio Descoberto | 11383 | 2070,80 | 5919,16 |
| Córrego Chapadinha | 2047 | 249,75 | 1064,44 |
| Córrego Olaria | 1328 | 561,32 | 690,56 |
| Córrego Rodeador | 11349 | 3159,20 | 5901,48 |
| Córrego Capão Comprido | 1624 | 932,12 | 844,48* |
| Ribeirão das Pedras | 7749 | 332,37 | 4029,48 |
| Córrego Coqueiro-GO | 800 | 69,55 | 416 |
| Córrego Rocinha-GO | 395 | 2,09 | 205,4 |
| Córrego Rocinha-DF | 619 | 123,49 | 321,88 |
| Córrego Buriti Chato | 558 | 444,29 | 290,16* |
| Córrego do Meio | 260 | 68,83 | 135,2 |

Fonte: ADASA-UNESCO, 2018 adaptado pela autora. *Não haverá ampliação de área, já está no máximo permitido legalmente.

2) Medidas de contensão de crise: ampliação de oferta hídrica e restrições de captação nos cenários de demanda aumentada.

f) **Cenário de mitigação (CMI).** Esse cenário simula a aplicação de restrições de captação apenas para irrigantes durante eventos de crise. As demandas nesse cenário são as definidas para o cenário CRE, tanto para irrigantes quanto para CAESB. Inicialmente, a taxa de redução foi de 50% para as captações de irrigação definidas no CRE, aplicadas para período de outubro a dezembro do ano 17, e de janeiro até agosto do ano 29. Em sequência, nova taxa de redução foi realizada e a vazão de captação passa para 25 % da captada no CRE, de agosto do ano 29 a dezembro do ano 30. Como esse cenário inclui apenas a restrição para irrigantes, irá permitir avaliar o seu efeito de forma isolada no sistema.

g) **Cenário de mitigação combinado (CMIC).** Esse cenário simula a aplicação de restrições de captação durante a crise simultaneamente para irrigantes e para CAESB, considerando as demandas do cenário CRE. Inicialmente, a taxa de redução foi de 50% para as captações de irrigação definidas no CRE, aplicadas para período de outubro a dezembro do ano 17 e de janeiro até agosto do ano 29. Em sequência, nova taxa de redução foi realizada e a vazão de captação passa para 25 % da captada no CRE, de agosto do ano 29 a dezembro do ano 30. Para a CAESB, impôs-se a redução de vazão a ser captada para 3,5 m³/s (redução de 1,7 m³/s da vazão captada), aplicada de outubro a dezembro do ano 17 e de maio a setembro do ano 29. A segunda redução imposta foi para captação de 3,1 m³/s (redução de 2,4 m³/s da vazão captada), aplicada de setembro do ano 29 a outubro do ano 30.

h) **Cenário de adaptação (CAD).** Esse é o cenário de adaptação considerando-se como base o crescimento de demanda adotado no CRE. Nele há entrada de novos sistemas de oferta hídrica de captação para CAESB (LAGO PARANOÁ EMERGENCIAL E CORUMBÁ IV), que somados resultam em um aporte de vazão de 2,1 m³/s, conforme tabela 3. Tal adaptação permitirá que a captação da CAESB no Descoberto possa ser remanejada e alternada com o novo sistema em 2,1 m³/s.

i) **Cenário de adaptação e mitigação (CAM).** Esse cenário explora as ações combinadas de adaptação e mitigação considerando-se como base o crescimento de demanda a no CRE. Assim, a taxa de redução foi de 50% para as captações de irrigação definidas no CRE,

aplicadas para período de outubro a dezembro do ano 17 e de janeiro até agosto do ano 29. Em sequência, nova taxa de redução foi realizada e a vazão de captação passa para 25 % da captada no CRE, para períodos de outubro a dezembro do ano 17 e de maio a dezembro do ano 30. Para a CAESB, impôs-se a redução de vazão a ser captada para 3,5 m³/s (redução de 1,7 m³/s da vazão captada), aplicada de outubro a dezembro do ano 17 e de maio a setembro do ano 29. A segunda redução imposta foi para captação de 3,1 m³/s (redução de 2,4 m³/s da vazão captada), aplicada de setembro a outubro do ano 30. Em paralelo às restrições há o aporte de vazão de 2,1 m³/s. Esse cenário busca explorar se esse crescimento pode ser acomodado pela bacia por meio da introdução de novas fontes e aplicação de restrições.

j) **Cenário de adaptação com ampliação da irrigação em seu potencial máximo de expansão 2. (CAMX2).** Esse cenário explora como as ações combinadas de adaptação e mitigação impactam no cenário de demanda de irrigação em seu potencial máximo de **expansão definidas no CRX**, conforme tabela 6. Inicialmente, a taxa de redução foi de 50% para as captações de irrigação definidas no CRX, aplicadas para período de outubro a dezembro do ano 17 e de janeiro até agosto do ano 29. Em sequência, nova taxa de redução foi realizada e a vazão de captação passa para 25 % da captada no CRX, para períodos de outubro a dezembro do ano 17 e de maio a dezembro do ano 30. Para a CAESB, impôs-se a redução de vazão a ser captada para 3,5 m³/s (redução de 1,7 m³/s da vazão captada), aplicada de outubro a dezembro do ano 17 e de maio a setembro do ano 29. A segunda redução imposta foi para captação de 3,1 m³/s (redução de 2,4 m³/s da vazão captada), aplicada de setembro a outubro do ano 30. Em paralelo há o aporte de vazão de 2,1 m³/s. Esse cenário busca explorar se esse crescimento pode ser acomodado pela bacia por meio da introdução de novas fontes e aplicação de restrições.

k) **Cenário de adaptação 2 (CADX2).** Esse é o cenário de adaptação aplicado **as demandas definidas no cenário CRX**. Nele há entrada de novos sistemas de oferta hídrica de captação para CAESB(LAGO PARANOÁ EMERGENCIAL E CORUMBÁ IV), que somados resultam em um aporte de vazão de 2,1 m³/s. Tal adaptação permitirá que a captação da CAESB no Descoberto possa ser remanejada e alternada com o novo sistema em 2,1 m³/s no contexto de expansão máxima associada a novas fontes de água e ainda se as novas fontes são suficientes para expansão demanda hídrica na bacia.

Cumprir destacar, conforme se observa na tabela 3, que em razão dos tempos de irrigação diferenciados para cada sub-bacia, a ampliação em 17 % da área irrigada não reflete a mesma taxa de ampliação da demanda de irrigação em m³/ano. Isso porque a demanda de irrigação em m³/ano é o resultado do produto: vazão de irrigação em L/s.hectare*área de irrigação *dias de irrigação*tempo de irrigação.

Os cenários descritos no item 4.3.1 e representados na Tabela 3 foram simulados para obtenção de resultados de cobertura de atendimento às demandas (coverage) e volumes armazenados que posteriormente foram adotados para cálculo de índices e indicadores.

Tabela 3. Parâmetros de simulação dos cenários para período de 30 anos.

| Cenários | Duração da simulação | Demanda irrigação anual m ³ /ano | Demanda de irrigação final | Demanda da CAESB m ³ /ano | Restrição irrigante (%)* | Restrição irrigante (%)** | Restrição CAESB (m ³ /s) *** | Restrição CAESB (m ³ /s) **** | Ampliação de oferta hídrica |
|----------|----------------------|---|----------------------------|--------------------------------------|--------------------------|---------------------------|---|--|-----------------------------|
| BASE | 1986-2017 | 128067 | 128067 | 5149955577 | não há | não há | dados reais de captação | dados reais de captação | não há |
| CRE | 30 anos | 148425 | 148425 | 5539349376 | não há | não há | não há restrição | não há restrição | não há |
| CRX | 30 anos | 280088 | 280088 | 5539349376 | não há | não há | não há restrição | não há restrição | não há |
| CMI | 30 anos | 148425 | 148425 | 5539349376 | 50 | 75 | não há restrição | não há restrição | não há |
| CMIC | 30 anos | 148425 | 148425 | 5539349376 | 50 | 75 | 1,7 m ³ /s | 2,4 m ³ /s | não há |
| CAD | 30 anos | 148425 | 148425 | 5539349376 | não há | não há | não há restrição | não há restrição | 2,1 m ³ /s |
| CAM | 31 anos | 148425 | 148425 | 5539349376 | 50 | 75 | 1,7 m ³ /s | 2,4 m ³ /s | 2,1 m ³ /s |
| CAD2X | 30 anos | 280088 | 280088 | 5539349376 | não há | não há | não há restrição | não há restrição | 2,1 m ³ /s |
| CAM2X | 30 anos | 280088 | 280088 | 5539349376 | 50 | 75 | 1,7 m ³ /s | 2,4 m ³ /s | 2,1 m ³ /s |

* de outubro a dezembro do ano 17 e de janeiro a agosto do ano 29

** aplicada de setembro do ano 29 a dezembro ano 30

*** de outubro a dezembro do ano 17 e de maio a setembro do ano 30

**** de setembro a outubro do ano 30

4.3.2 WEAP- funcionamento do modelo e o sistema hídrico modelado

O software permite a avaliação mensal de atendimento de demandas a partir de dados de vazão dos rios, de demanda, dados climáticos e dados das características físicas do reservatório. O WEAP opera esses dados em rede sendo útil tanto para avaliação de grandes áreas quanto para pequenas regiões.

Foi construída no WEAP uma representação dos principais elementos que fazem parte da bacia do Rio Descoberto e da área de estudo do presente trabalho. Esses elementos irão compor o que denominamos a partir desse momento de “sistema hídrico modelado”. Os elementos presentes no sistema hídrico modelado são as demandas, vazões consumidas, cursos

d'água naturais, reservatórios superficiais e estruturas de captação de água. No WEAP esses elementos são representados por uma rede de arcos e nós, onde os nós representam as demandas e os reservatórios e os arcos representam os cursos d'água, canais e estruturas de captação e distribuição de água no sistema.

O WEAP realiza o balanço de massa em cada elemento do sistema e emprega um algoritmo de programação linear para minimizar a diferença entre as demandas do sistema e a quantidade de água fornecida ao longo do período de simulação, com passo de tempo mensal. Sendo essa uma fragilidade do sistema, porque a linearidade não consegue distribuir água de forma diferenciada para diferentes trechos quando as demandas possuem a mesma prioridade.

Cada demanda representada no sistema possui uma prioridade, esta valoração define se uma demanda é atendida antes ou após as demais, e uma escala de preferências, que determina, dentre as fontes de abastecimento de água às quais tem acesso, aquelas que são utilizadas primeiro (MALIEHE, MULUNGU, 2017; HOLLERMAN GIERTS, DIEKKRUGER, 2010; GEORGE et al., 2011a).

O cálculo do balanço de massa no WEAP é realizado para a água considerando-se cada nó e cada arco do sistema em um passo de tempo mensal. A água é direcionada para atender às demandas modeladas, sujeita às restrições impostas pelas prioridades, preferências e balanço de massa, dentre outras. Cada passo de tempo (mês) é independente dos demais, exceto pelos armazenamentos nos reservatórios superficiais e subterrâneos. Toda a água que entra no sistema em um dado mês (seja via dados de entrada de vazões nos rios, recarga do armazenamento subterrâneo ou escoamento superficial produzido) ou fica armazenada no sistema ao final do mês (nos reservatórios superficiais ou subterrâneos) ou deixa o sistema na forma de vazão de saída ao final dos trechos modelados dos rios, uso consuntivo nos nós de demanda, evaporação nos reservatórios ou perdas nos rios e canais. Devido à duração longa do passo de tempo (um mês) todos os escoamentos modelados ocorrem instantaneamente (ex: não existe propagação de escoamento). Dessa forma, quando um nó de demanda, em dado intervalo de tempo, retira água de um determinado ponto do rio e a fração não consumida dessa retirada retorna ao rio como vazão de retorno, a mesma fica disponível para as demais demandas no mesmo intervalo de tempo.

O procedimento de cálculo no WEAP segue a seguinte ordem (SIEBER et al., 2016)

1. Calcula a demanda anual e mensal para cada nó de demanda, a partir dos dados de entrada;

2. Calcula as vazões escoadas superficialmente e as infiltradas;

3. Calcula as vazões de entrada e de saída em cada nó e em cada arco do sistema. Essa etapa inclui o cálculo das vazões de retirada das fontes de água para atender às demandas. O passo é resolvido por um algoritmo de programação linear, que otimiza a distribuição de água em todo o sistema minimizando a diferença entre demandas e volumes de água entregues, sujeito às restrições do sistema: prioridades das demandas, preferências das fontes de abastecimento, balanço de massa.

4. Calcula a geração das cargas de poluentes pelos nós de demanda, fluxo de efluentes produzidos pelas estações de tratamento, cargas de poluentes despejados nos corpos receptores e concentração de poluentes nos rios.

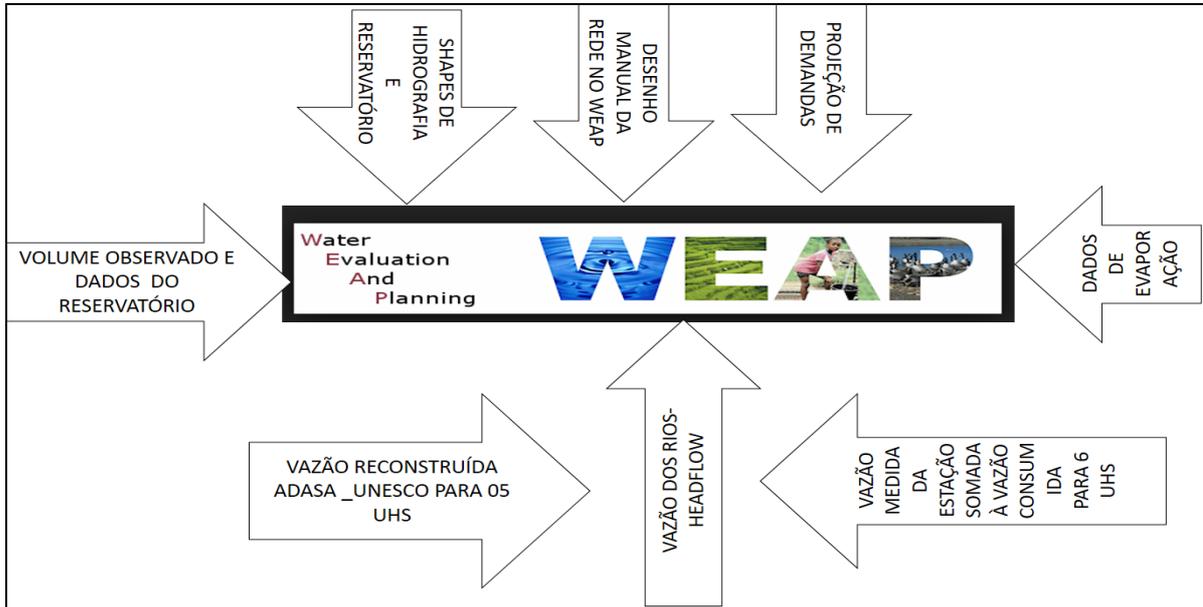
5. Calcula a geração hidrelétrica.

6. Calcula os custos de capital, de operação e as receitas, a partir dos dados fornecidos pelo usuário

Os passos (2) e (4) apenas são calculados se o modelo hidrológico e o modelo de qualidade da água estiverem ativos, nesse estudo os passos estão desligados. Embora o WEAP utilize um algoritmo para resolver o problema de distribuição de água em cada intervalo de tempo, o seu funcionamento é de um modelo de *simulação*. Isso devido a dois aspectos, o primeiro é porque cada intervalo de tempo é independente dos demais, de modo que o modelo não “enxerga” demandas futuras e dessa forma não identifica uma estratégia ótima de distribuição de água no tempo, como faz um modelo tradicional de otimização. O segundo é porque todas as prioridades e preferências são definidas pelo usuário, o sistema busca assim emular (simular) uma configuração de alocação da água já definida pelo usuário, no momento em que este define das prioridades e preferências no sistema modelado. O algoritmo ocorre passo a passo, em cada passo ele divide a água naquele instante de tempo, atendendo as prioridades e restrições definidas em uma mesma taxa, sendo essa uma limitação do sistema que não enxerga a alocação ao longo do tempo.

A programação linear atua de forma que as demandas com prioridade 1 são atendidas, na mesma proporção, antes daquelas com prioridade 2. Assim, a alocação é resolvida pelo menos uma vez para cada prioridade em cada etapa do tempo. Enquanto o algoritmo resolve a prioridade 1, o WEAP desligará temporariamente alocações para demandas com prioridade 2 ou inferior. Uma vez atendidas as prioridades 1, as demandas de prioridade 2 são ativadas e as demandas com prioridade menor desligados, e assim sucessivamente. Nos casos em que não há

Figura 13. Representação esquemática dos dados inseridos no WEAP.



4.3.4 dados fluviométricos adotados nas estações

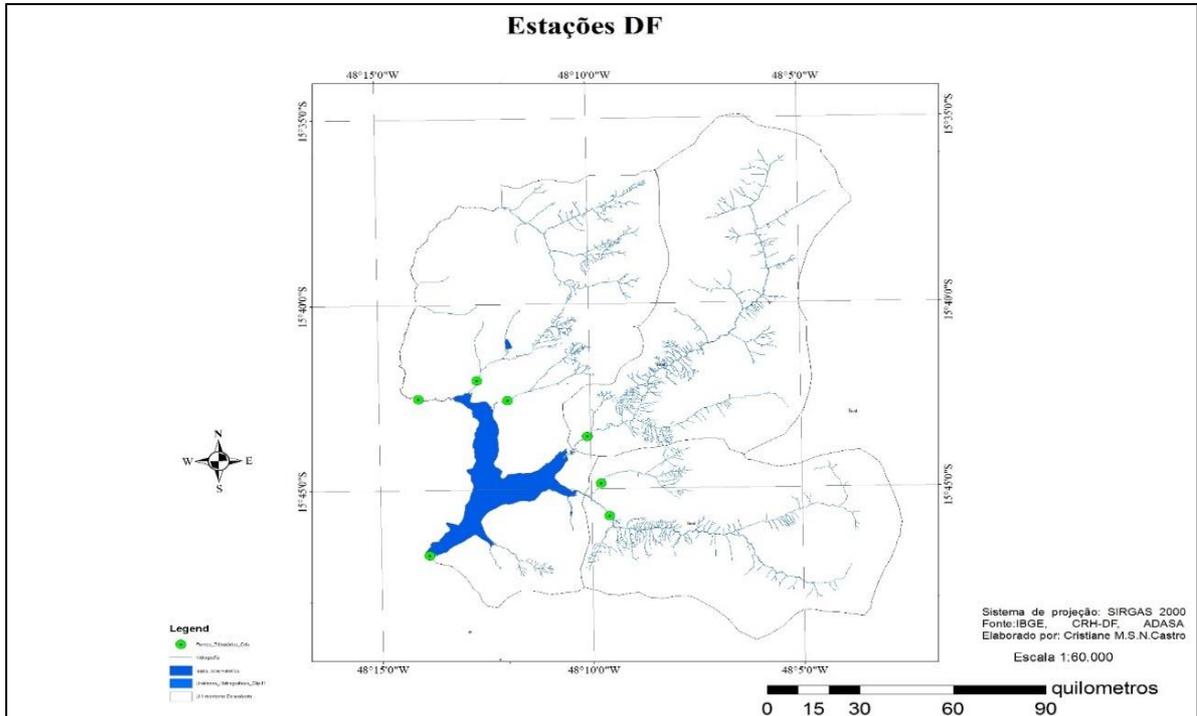
Os dados fluviométricos adotados no WEAP para as estações são provenientes das estações listadas na Tabela 4, e representadas na Figura 14. Os dados estão hospedados no portal HIDROWEB da ANA de consulta aberta no link <http://www.snirh.gov.br/hidroweb>, já os dados de evaporação são provenientes de tanque de piche operado pelo INEMET, referente à estação Brasília, 83377, Latitude: -15.78°; Longitude: -47.92 ° e Altitude :1159.54m.

Tabela 4. Código, localização e nome das estações fluviométricas consideradas no estudo.

| Código | Nome da Estação | Latitude | Longitude |
|----------|---------------------------------|-------------|-------------|
| 60435000 | Descoberto-Chácara 89 | 15° 42' 27" | 48° 14' 5" |
| 60435100 | Chapadinha Aviário DF180 | 15° 41' 58" | 48° 12' 42" |
| 60435150 | Olaria-DF-080 | 15° 42' 31" | 48° 11' 58" |
| 60435200 | Rodeador-DF 435 | 15° 43' 30" | 48° 10' 6" |
| 60435300 | Capão Comprido-Descoberto | 15° 44' 46" | 48° 9' 47" |
| 60435400 | Ribeirão das Pedras-DF-180 | 15° 45' 39" | 48° 9' 36" |
| 60436000 | Descoberto Jusante Barragem | 15° 46' 44" | 48° 13' 59" |
| 60434500 | Capão da Onça Brazlândia DF-415 | 15° 38' 21" | 48° 10' 58" |

Fonte: ADASA.

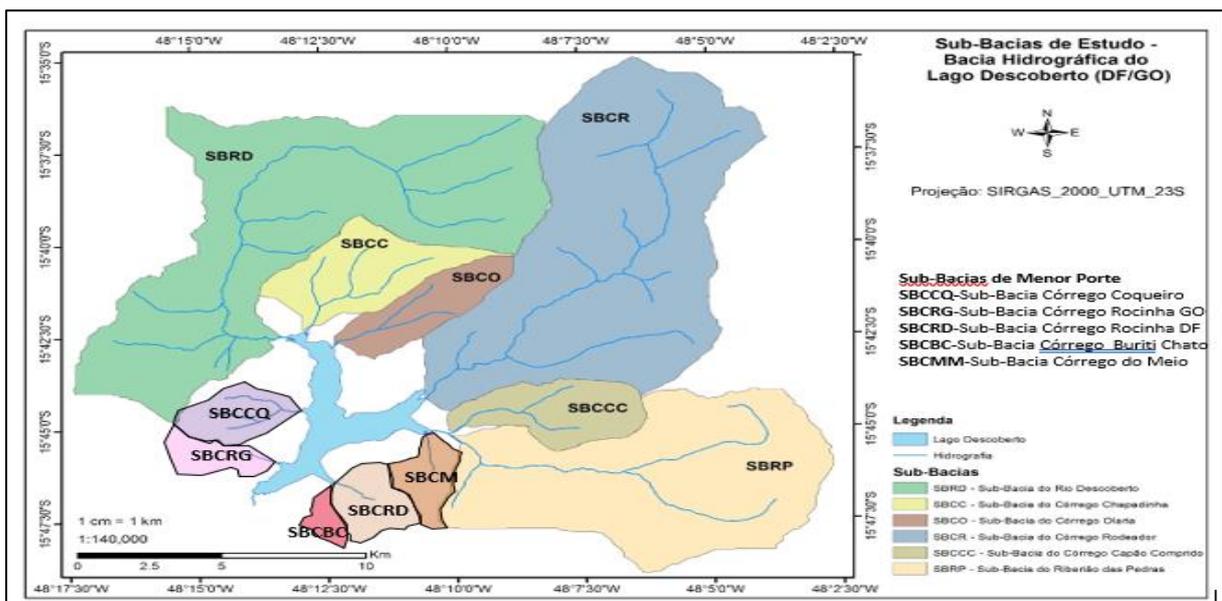
Figura 14. Localização das estações no DF.



4.3.5 área irrigada

A área irrigada adotada na Bacia foi de 8014 hectares, tendo como referência o ano de 2014. Essa foi subdividida em sub-bacias e a área irrigada por trecho foi adotada conforme tabela 5 e representação das unidades de análise na Figura 15 (ADASA- UNESCO, 2018)

Figura 15. Trechos adotados na simulação



Fonte: (ADADA_UNESCO,2018).

Tabela 5. Descrição das sub-bacias

| Sub-Bacia | Código | Área de Drenagem (hectares) | % da Bacia do Alto Descoberto | Área irrigada (hectares) |
|--|--------|--------------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| Rio Descoberto | SBRD | 11383 | 25,18 | 2070,80 |
| Córrego Chapadinha | SBCC | 2047 | 4,53 | 249,75 |
| Córrego Olaria | SBCO | 1328 | 2,94 | 561,32 |
| Córrego Rodeador | SBCR | 11349 | 25,11 | 3159,20 |
| Córrego Capão Comprido | SBCCC | 1624 | 3,59 | 932,12 |
| Ribeirão das Pedras | SBRP | 7749 | 17,14 | 332,37 |
| Córrego Coqueiro-GO | SBCCQ | 800 | 1,77 | 69,55 |
| Córrego Rocinha-GO | SBCRG | 395 | 0,87 | 2,09 |
| Córrego Rocinha-DF | SBCRD | 619 | 1,37 | 123,49 |
| Córrego Buriti Chato | SBCBC | 558 | 1,23 | 444,29 |
| Córrego do Meio | SBCM | 260 | 0,58 | 68,83 |
| Reservatório e porções não representadas | - | 7088 | 15,68 | - |

Fonte: ADASA-UNESCO,2018.

4.3.6 demanda hídrica da bacia

Em relação às demandas hídricas, nesse trabalho chamadas de “demandas recomendadas”, procedeu-se com uma estimativa a partir das áreas identificadas conforme tabela 4 e de valores de referência recomendados na literatura para sub-bacia. Os dados de demanda recomendada para irrigação foram inseridos no WEAP em m³ com periodicidade mensal. Para essa inserção em m³/mês foi necessário determinar a periodicidade de irrigação e o tempo de captação para modelagem da demanda.

As demandas podem ser representadas no WEAP pela combinação de duas informações principais: o *activity level*, ou nível de atividade, e o *water user rate*, ou taxa de uso do usuário. O nível de atividade é utilizado para representar o tamanho de uma área plantada ou o número de habitantes em uma cidade, enquanto que a taxa de uso do usuário seria o volume de água aplicado anualmente por unidade de área plantada ou o consumo anual per capita. Ao multiplicar um fator pelo outro, o WEAP determina o volume demandado anualmente. Esse volume é desagregado mensalmente conforme uma distribuição mensal informada pelo usuário.

Demanda recomendada para irrigação

A demanda hídrica recomendada em m³ mensal foi dimensionada com base na área irrigada por unidade de análise definida na tabela 4, adotando-se como vazão a referência recomendada de irrigação o valor 1,08 L.s⁻¹.ha⁻¹ que é o resultado da média entre a vazão recomendada para irrigação por aspersão convencional do órgão outorgante mineiro IGAM de 1,2 L.s⁻¹. ha⁻¹ e da ADASA 0,96 L.s⁻¹. ha⁻¹, ou seja 1,08 L.s⁻¹. ha⁻¹ (IGAM, 2017; ADASA 2006). A escolha do método de aspersão convencional como referência de cálculo foi adotada considerando-se os dados da MMA (2014), a partir desses identifica-se que o método predominante de irrigação no local é aspersão convencional.

A periodicidade adotada no mês varia, de 15 dias para os meses de abril a setembro; de 10 dias para outubro, fevereiro e março e 5 dias de novembro a fevereiro, isso porque em períodos chuvosos a irrigação se faz necessária em períodos menores, já a necessidade nos períodos secos é maior. Essa periodicidade foi adotada a partir de testes com periodicidades diferentes no sistema modelado, em um procedimento de calibração que teve como referência os dados de volume de reservatório observado.

O tempo de irrigação adotado é condizente com a prática agrícola de irrigação, identificada nos gráficos provenientes de mediações de 2017 das estações telemétricas. As referidas estações fornecem dados em tempo real de nível de água nos rios. Esses níveis por sua vez são convertidos em vazão por meio de curva chave e assim é possível dimensionar da vazão em tempo real. O tempo médio de irrigação para o tipo de cultura foi adotado com variação de 06 horas a 24 horas e o tempo adotado foi diferenciado por sub-bacia. A definição de tempo de captação ocorreu ao se observar os dados de vazões provenientes das estações telemétricas instaladas nas saídas das Sub-bacia Alto Rio Descoberto, Córrego Chapadinha e Córrego Rodeador, referentes a outubro de 2017 como exemplo.

Essa definição é possível, pois as retiradas impactam diretamente a vazão observada no rio, o tempo de ocorrência de reduções de vazões observadas estão em consonância com o tempo recomendado por Marouelli et al. (2011). Os autores recomendam os melhores períodos para irrigação por aspersão de hortaliças, no intuito de reduzir os impactos de vento e de umidade, de evitar doenças e de reduzir custos com energia (redução de tarifas em até 90 % de 21h30 às 6h). Os períodos são dessa forma as primeiras horas da manhã, o final da tarde ou à noite. O comportamento das vazões por afluente medidos pode ser observado nas Figuras 16, 17, 18 e 19.

Para as sub-bacias (unidade de análise) na área de estudo, os trechos declinantes nos fluviogramas das figuras 17 a 19 correspondem a intervalos de tempo onde ocorreram reduções nas vazões captadas. No alto Rio Descoberto, esses intervalos sugerem captação entre 8 e às 16 horas (08 horas); já para a sub-bacia do Córrego Chapadinha de 12 às 18 (06 horas); para a sub-bacia Ribeirão das Pedras estes são de 8:00 às 16:00 e entre 00:00 as 4:00 (12 horas), e para a sub-bacia do Córrego Rodeador com períodos de 24 horas. A maior demanda da sub-bacia do Córrego Rodeador é desviada por canal aberto por período de 24 horas o que confirma o observado nos gráficos. Para as sub-bacias do Estado de Goiás (Córrego Coqueiro e Córrego Rocinha) adotou-se 12 horas de irrigação.

Figura 16. Vazões medidas em m^3/s , em tempo real na estação para mês de outubro de 2017 da sub-bacia Alto de descoberto,

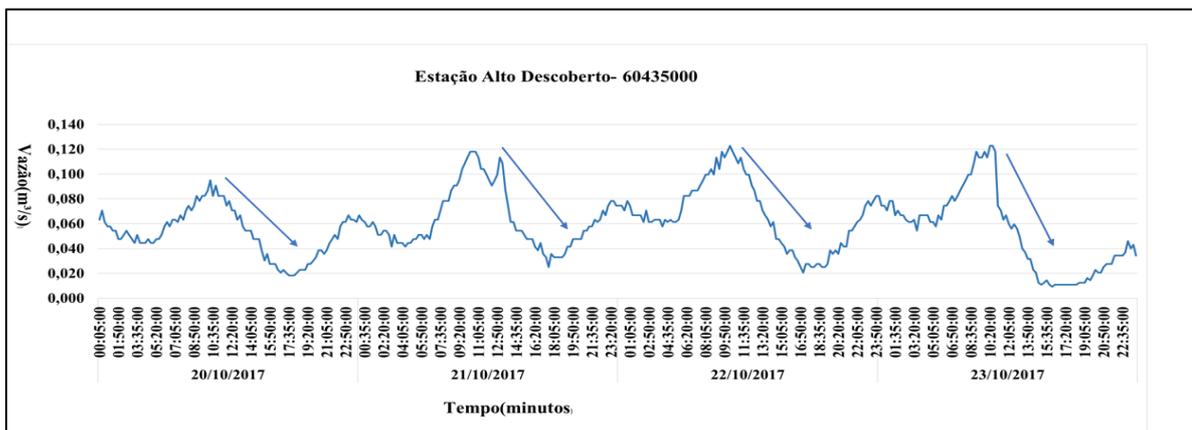


Figura 17. Vazões medidas em m^3/s , em tempo real na estação para mês de outubro de 2017 da sub-bacia Ribeirão das Pedras

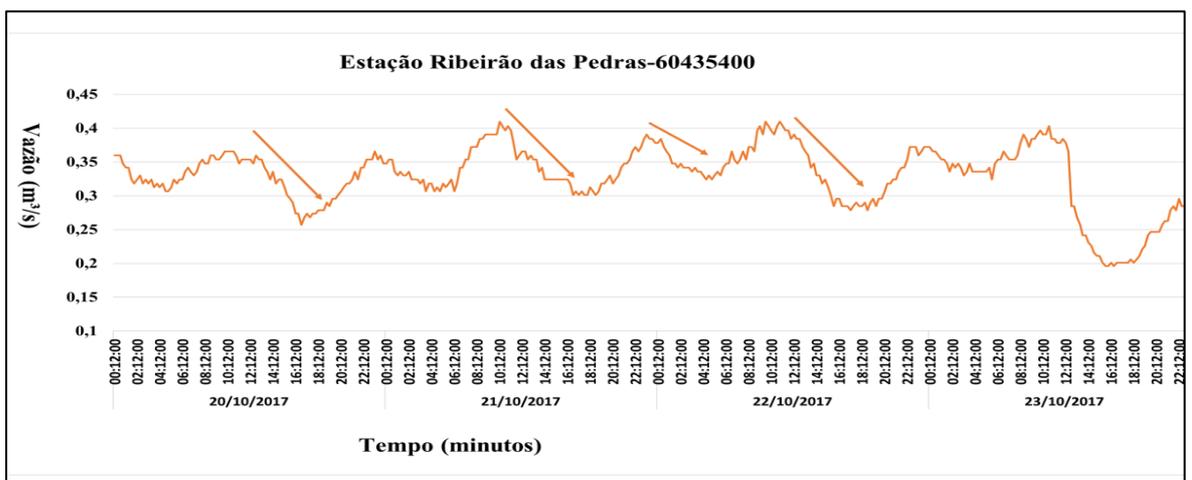
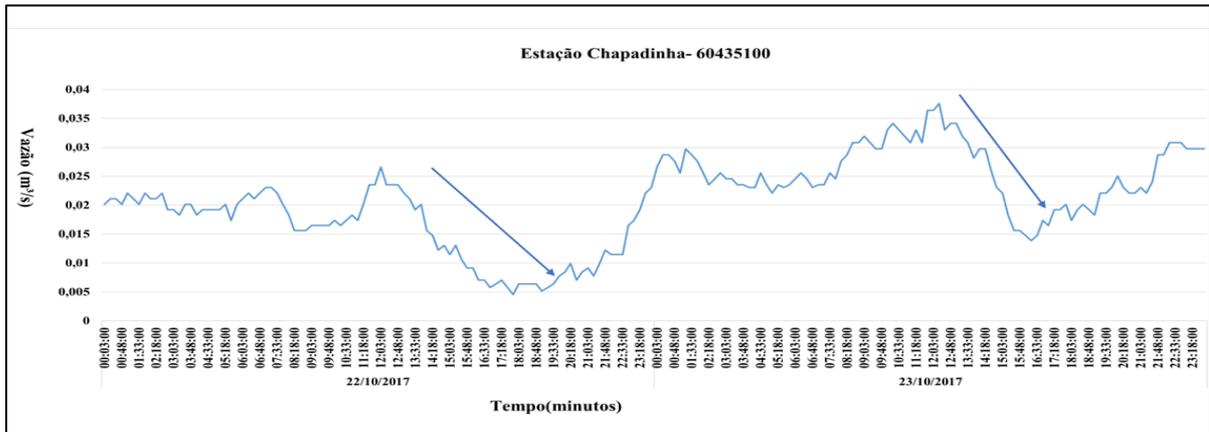
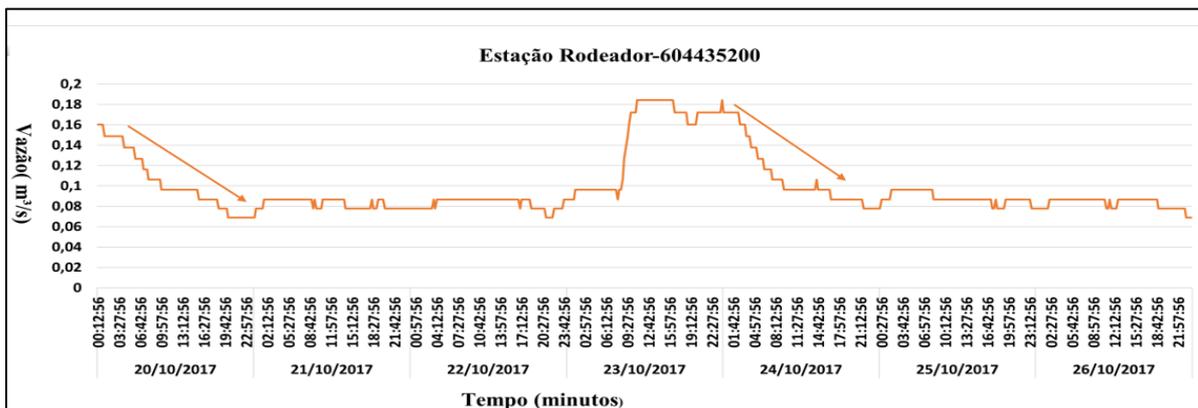


Figura 18. Vazões medidas em m^3/s , em tempo real na estação para mês de outubro de 2017 da sub-bacia Córrego Chapadinha.



Figuras 19 Vazões medidas em m^3/s , em tempo real na estação para mês de outubro de 2017 da sub-bacia Córrego Rodeador



Fonte: ADASA.

Demanda da CAESB para abastecimento urbano

Em relação à captação principal da CAESB no reservatório, os dados de vazão captada foram disponibilizados pela ADASA. As demandas adotadas para CAESB nos córregos rocinha e barroão são as vazões constantes em ato de outorga.

O sistema WEAP adota a definição de prioridades para realizar o atendimento de demanda, assim, no cenário base as prioridades de demanda de irrigação foram maiores que a captação da CAESB no reservatório (no WEAP a irrigação recebeu prioridade 1) uma vez que essas demandas de irrigação ocorrem a montante e o objetivo do cenário base é representar a situação logo antes da crise, onde normalmente usuário de montante têm acesso à água sem restrição ou intervenção regulatória do Estado.

4.3.7 metodologia de reconstrução de vazões: ADASA-UNESCO e projeções de vazões consumidas do sistema modelado.

A vazão disponível nos corpos hídricos inseridas no WEAP (*headflow*) foram definidas a partir de duas metodologias. Nas 05 sub-bacias que não possuem estações fluviométricas instaladas, foram adotadas as “vazões naturais” provenientes de uma contratação ADASA-UNESCO, descrita no item 4.3.7.2. Nas 6 sub-bacias nas quais existem estações fluviométricas, adotou-se as projeções de vazões consumidas desenvolvidas nesse trabalho e descritas no item 4.3.7.1.

4.3.7.1 vazões reconstruídas- projeções de vazões consumidas do sistema modelado

Para avaliação de cenários futuros de demanda foi preciso reconstruir as vazões. Nas bacias 6 sub-bacias com dados disponíveis, conforme Figura 14, as vazões em $m^3.s^{-1}$ inseridas como dados de entrada no WEAP (*headflow*) são provenientes de dados das estações fluviométricas detalhadas na tabela 3 para período de 1986 até 2017. Essas vazões medidas nas estações foram acrescidas das vazões consumidas estimadas nas seis sub-bacias. A vazão consumida foi obtida pelo produto de três fatores: (a) da taxa de consumo (b) da vazão de irrigação recomendada em $m^3.ha.s^{-1}$. (c) a área irrigada da sub-bacia.

Ainda é adicionada à vazão medida a taxa de retorno. O que não é consumido da vazão captada para irrigação retorna para o sistema como fluxo de retorno por operação do WEAP ao se preencher o campo *consumption* segundo a operação: 1-consumption.

A taxa de consumo adotada foi de 18 % da vazão captada, essa reflete a vazão que não retorna para o sistema, sendo a taxa de evapotranspiração. Essa taxa de evapotranspiração foi calculada a partir da evapotranspiração dimensionada no estudo ADASA_UNESCO (2017). No estudo foi adotado o método Penman-Monteith para determinação da taxa em mm/mês. Esses valores de evapotranspiração estão em mm/mês e foram convertidos para L/s.ha adotando-se as referências de ALLEN, et al.(2006). A partir dessas valores evapotranspirados calculados em L/s.ha foi possível compará-los com a vazão recomendada de irrigação necessária em L/s.ha e se obter o consumo, o resultado é apresentado na Tabela 6.

Tabela 6. Cálculo de taxa de consumo em termos percentuais.

| | Janeiro | Fevereiro | Março | Abril | Maió | Junho | Julho | Agosto | Setembro | Outubro | Novembro | Dezembro |
|----------------------------|---------|-----------|-------|-------|------|-------|-------|--------|----------|---------|----------|----------|
| ETc mm/dia | 1.71 | 2.04 | 2.47 | 2.22 | 1.46 | 0.91 | 0.79 | 0.91 | 1.31 | 1.85 | 2.16 | 2.10 |
| ETC L/s.ha | 0.20 | 0.24 | 0.29 | 0.26 | 0.17 | 0.11 | 0.09 | 0.11 | 0.15 | 0.21 | 0.25 | 0.24 |
| demanda L/s.ha recomendado | 1.08 | 1.08 | 1.08 | 1.08 | 1.08 | 1.08 | 1.08 | 1.08 | 1.08 | 1.08 | 1.08 | 1.08 |
| % retorno | 0.82 | 0.78 | 0.73 | 0.76 | 0.84 | 0.90 | 0.92 | 0.90 | 0.86 | 0.80 | 0.77 | 0.77 |
| consumido | 0.18 | 0.22 | 0.27 | 0.24 | 0.16 | 0.10 | 0.08 | 0.10 | 0.14 | 0.20 | 0.23 | 0.23 |

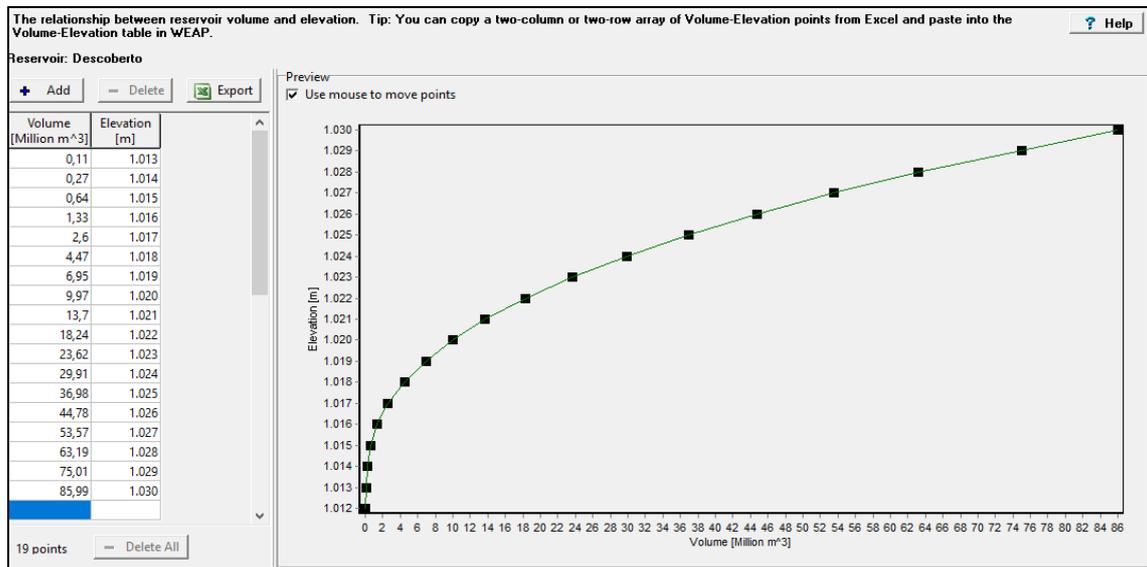
4.3.7.2 vazões reconstruídas - ADASA-UNESCO (2018)

Em ADASA-UNESCO (2018) foram utilizados nas 5 sub-bacias sem dados de séries históricas observadas o modelo chuva-vazão SWAT para a construção das séries utilizando parâmetros regionalizados a partir dos dados das estações existentes. A ferramenta de modelagem adotada foi SWAT – ArcSWAT - Soil and Water Assessment Tool versão 2012, desenvolvido pelo Blackland Research Center Texas Agricultural Experiment Station e Agricultural Research Service. A análise de sensibilidade e calibração foi realizada pelo software SWAT-CUP 2009 versão 4.3.7.1, desenvolvido e adaptado ao SWAT 2012 (ADASA-UNESCO, 2018). O período de vazões utilizado de dados do estudo UNESCO foi de janeiro de 2001 a dezembro de 2016, para fins desta modelagem em 2017 se adotou os mesmos valores de 2016 e para anos anteriores a 2001 as vazões de 2001 foram adotadas.

4.3.8 dados físicos e medidos do reservatório

Os dados físicos do reservatório Descoberto são provenientes do projeto da barragem encaminhado à ADASA pela CAESB. O Reservatório possui capacidade máxima de 85 hm³, seu volume útil é de 65 hm³, logo o seu nível operacional mínimo se encontra acima do volume de 20 hm³. O volume superior ao máximo de 85 hm³ não é reservado e passa por vertedouro de soleira livre. Há descarga de fundo no reservatório para manutenção da vazão mínima remanescente. Essa vazão de fundo varia de 630 L/s e 1600 L/s. No período de 1986 até 2015, adotou-se a vazão de 630 l/s, uma vez que este é o valor de referência mínimo a ser mantido. Em 2015, essa vazão foi reduzida para 50 L/S, valor real mantido pela concessionária. Os dados de volume observados, a partir de leitura de régua é projetado por meio da curva cota x área x volume da CAESB. A curva cota x volume é representada no WEAP como se observa na Figura 20.

Figura 20. Curva cota x volume



Fonte: CAESB.

4.3.9 cálculo dos indicadores

Os resultados de cobertura de atendimento e de reservação foram produzidos pelo WEAP na forma de séries temporais. A partir desses resultados os indicadores resiliência, confiabilidade e vulnerabilidade foram dimensionados.

Todos os indicadores e índices foram calculados para cada ponto de demanda (14 pontos) frente aos diferentes cenários (9 cenários) e ainda considerando dois períodos (o período 30 anos de simulação e período crítico com 3 anos de duração). Ressalta-se que a simulação com período de 30 anos acaba por diluir os efeitos da crise, pois essa ocorre apenas nos últimos 03 anos da simulação. Por essa razão, os indicadores foram também calculados para os 03 últimos anos com intuito de avaliação específica na situação crítica.

Nos dois períodos a vulnerabilidade foi calculada para cada ponto de demanda e cenário. Para tanto comparou-se o déficit anual em m³ com a demanda anual em m³ entregue pelo modelo mensalmente. De forma a reduzir o feito diluição em séries longas gerado pelo cálculo de demanda anual versus déficit anual, foi realizado também o cálculo da vulnerabilidade por período, para os anos de escassez. Foram adotados como períodos o chuvoso dos meses de outubro a março, e o seco dos meses de abril a setembro. Essa avaliação periódica permitirá averiguar com mais acurácia a aplicação das medidas e seu impacto no indicador.

A confiabilidade foi calculada dividindo-se a demanda requerida em m³ para todo período de simulação com a demanda entregue pelo modelo em m³ referentes a todo período. Ela foi calculada para cada ponto de demanda, cada cenário e para os dois períodos.

A Resiliência, (nos moldes dos indicadores já mencionados de cenários, período e pontos de demanda), foi calculada pelo inverso da razão entre o somatório de duração da falha pela quantidade de falhas referente a todo período. Para contabilização da falha comparou-se a demanda requerida mensalmente em m³ com a demanda entregue pelo modelo mensalmente em m³, após a comparação quando não havia atendimento das demandas as falhas eram contabilizadas. O SI foi calculado segundo a equação 12 para cada ponto de demanda, em cada cenário e para cada periodicidade. O SG em contrapartida foi calculado para o todo sistema a partir da média ponderada dos SI, a ponderação adotada nesse estudo foi a razão entre a demanda de cada ponto e a demanda total do sistema ($\sum_{i=j \in K} \frac{\text{demanda } i}{\text{demanda } k}$). Essa ponderação busca a refletir o tamanho dessa demanda frente a toda a demanda hídrica a ser atendida pelo sistema.

Essa ponderação pode ser realizada também por índices definidos pelo gestor, de forma a refletir a importância de cada sistema de captação para o todo, como por exemplo dar maior peso para demanda da CAESB de forma a ressaltar o atendimento da demanda urbana.

Os cálculos descritos acima foram baseados nas equações 7.1, 5 e 9.1, 12, 14 apresentadas na tabela 1 e representadas a seguir:

$$\text{Confiabilidade volumétrica} = \frac{\sum_{t=1}^{t=n} \text{demanda hídrica entregue}_t}{\sum_{t=1}^{t=n} \text{demanda hídrica alvo}_t} \quad (7.1)$$

$$\text{Resiliência} = \left\{ \frac{1}{M} \sum_{j=1}^M dj \right\}^{-1} \quad (5)$$

$$\text{Vulnerabilidade} = \frac{\sum_{t=0}^{t=n} D_t^i}{\text{demanda hídrica}} \quad (9.1)$$

$$\text{SI} = [\text{Confiabilidade}^i * \text{Resiliência}^i * (1 - \text{vulnerabilidade}^i)^{1/3}] \quad (12)$$

$$\text{SG}^k = \sum_{i=j \in K} \frac{\text{demanda } i}{\text{demanda } k} * \text{SI}^i \quad (14)$$

Onde: M é a quantidade de falhas, t o tempo de duração da simulação ou tamanho do registro observado, d(j) representa a duração da falha, e D_t^i representa o déficit, n é número de

intervalos de tempo da simulação ou do registro observado. A duração da falha foi definida como a quantidade de meses que a demanda necessária não foi entregue.

Os índices de sustentabilidade SI e SG foram calculados segundo as equações 12 e 14

Onde SI indicador de sustentabilidade individual, SG indicador de sustentabilidade global, e k representa o grupo analisado.

5.RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Sistema modelado

A avaliação dos resultados inicia-se com a verificação do volume armazenado no reservatório simulado vs. observado. Foi realizada também a comparação das vazões simuladas vs. observadas nas estações fluviométricas. Trata-se de um processo de calibração para as variáveis de uso da água para agricultura irrigada, que não são completamente conhecidas, bem como da reconstrução das séries de vazões naturais. A proximidade entre a curvas observadas e simuladas de volume do reservatório revelam a adequabilidade da construção dos dados de vazão, consumo e demanda do sistema modelado. Esses resultados também indicam um possível não cumprimento por parte dos irrigantes das restrições de captação impostas pelas Resoluções ADASA.

O processo de calibração usualmente apresenta diferentes resultados aceitáveis, podendo existir respostas aos modelos avaliados que podem retratar ou não a realidade. A calibração manual para demanda e vazão remanescente no reservatório, adotada nesse estudo pelo método de tentativa e erro e a partir de conhecimento da realidade é um processo interativo no qual são testados diferentes valores e os resultados desses são comparados visualmente e estatisticamente. A calibração manual reflete a percepção do modelador permitindo que o usuário agregue ao processo sua experiência e conhecimento sobre o modelo e sobre as características da área de estudo. (COLLISCHONN E TUCCI, 2003).

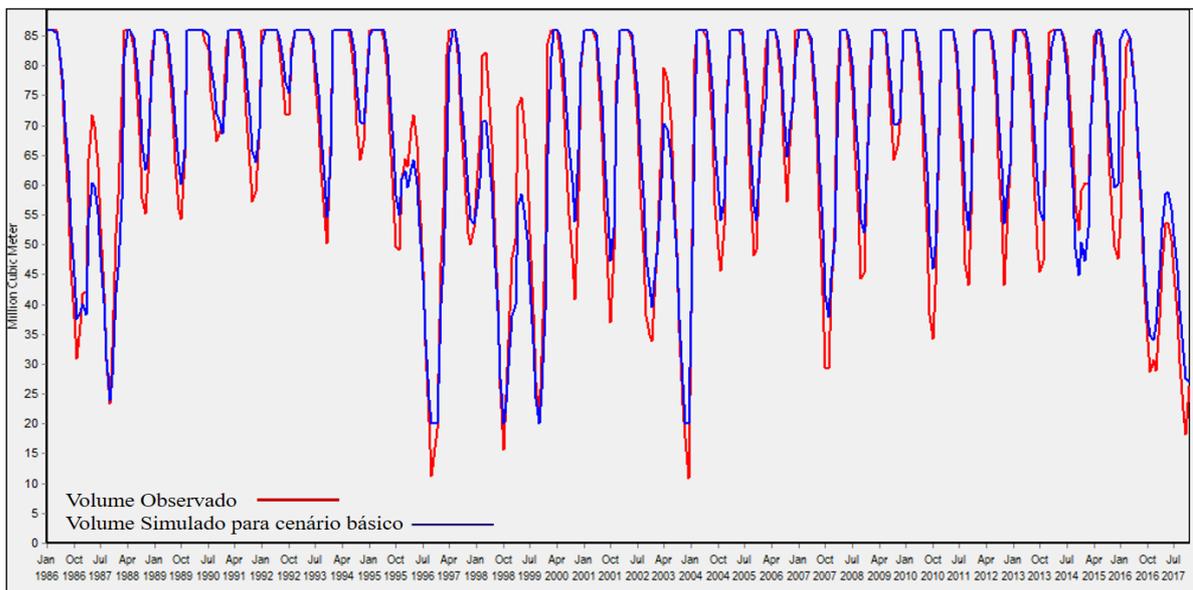
A avaliação visual do volume simulado do sistema modelado frente volume observado para o cenário base pode ser realizada na Figura 21, este mostra-se adequado para o período estudado. Não há alinhamento perfeito, fato esperado para um sistema reconstruído, mas a reconstrução permite o avanço na avaliação dos indicadores. Observa-se que demanda está levemente subdimensionada para o ano de 2014, e segue assim para anos posteriores, com exceção do ano de 2014 quando esta está superdimensionada. Isso sugere que pode não ter havido crescimento de demanda ou houve ampliação de evapotranspiração no período de reduzida pluviosidade iniciado em 2014 e seguido até 2017.

A avaliação estatística da simulação foi realizada a partir do cálculo do coeficiente de Nash-Sutcliffe (CNS). O cálculo do coeficiente (CNS) é adotado para avaliação de modelos hidrológicos, a depender dos resultados do índice a simulação pode ser considerada muito boa, boa ou satisfatória. Os valores de referência, conforme explicita SANTHI et al. (2001),

apresentam a seguinte classificação para este coeficiente: $CNS > 0,65$ o modelo é considerado muito bom; $0,54 < CNS < 0,65$ o modelo é considerado bom e entre 0,5 e 0,54, satisfatório.

O sistema modelado do cenário base no WEAP deste estudo resultou em um CNS 0,745. O índice encontrado é considerado muito bom, apesar do sub-dimensionamento de demanda identificado nos períodos secos. O Resultado do CNS dá suporte para a construção dos demais cenários neste estudo e ainda para o cálculo dos indicadores e índices propostos para os diferentes cenários.

Figura 21. Gráfico comparativo do volume observado e volume simulado para cenário básico em milhões de m³.



Outra verificação da simulação para reconstrução de vazões foi realizada nas unidades de análise que possuem estações. Para tanto observou-se a vazão no nó antes da chegada na estação e esses foram comparados com os valores medidos nas estações. Dessa forma é possível verificar se o balanço de entradas e saídas (as retiradas e retornos) estão adequados. A verificação foi realizada visualmente a partir das figuras 22 a 27, assim como estatisticamente a partir do CNS apresentado em cada gráfico. Observa-se que as unidades estão com reconstrução adequada e apenas a unidade do Rodeador apresenta maior problema, isso se dá em razão da dificuldade em se reconstruir a situação natural de um canal aberto de 32 quilômetros com perdas de difícil dimensionamento, além das perdas por evapotranspiração serem maiores em períodos secos ainda quando as vazões nos canais é menor.

Figura 22. Comparação entre a vazão em m^3 da estação referente a unidade de análise do Rodeador e a vazão no corpo hídrico modelada.

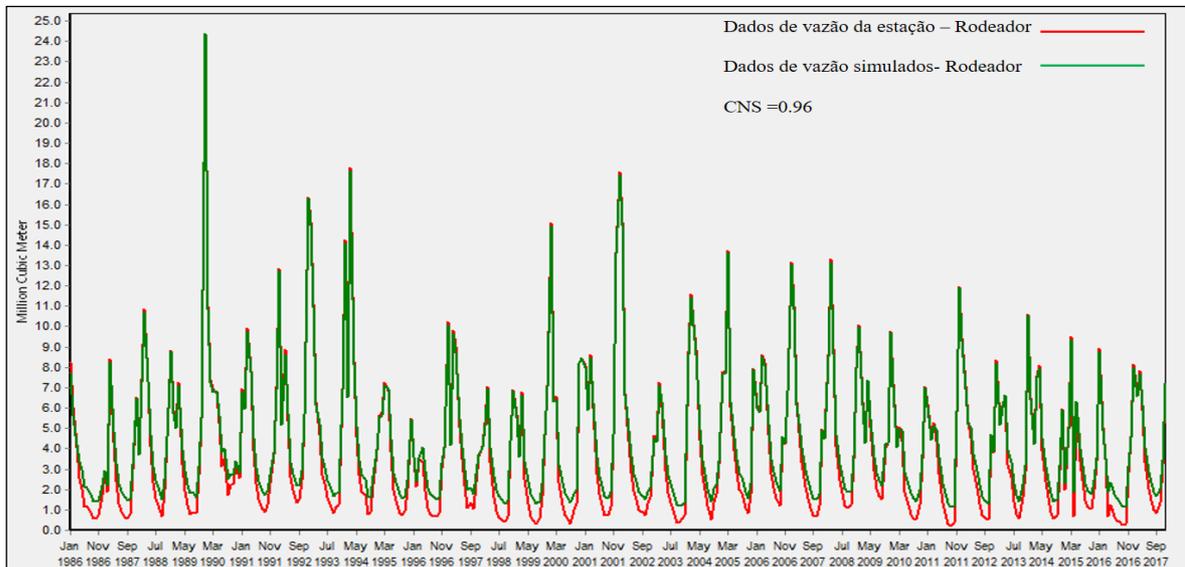


Figura 23. Comparação entre vazão em m^3 da estação da estação referente a unidade de análise Chapadinha e a vazão no corpo hídrico modelada.

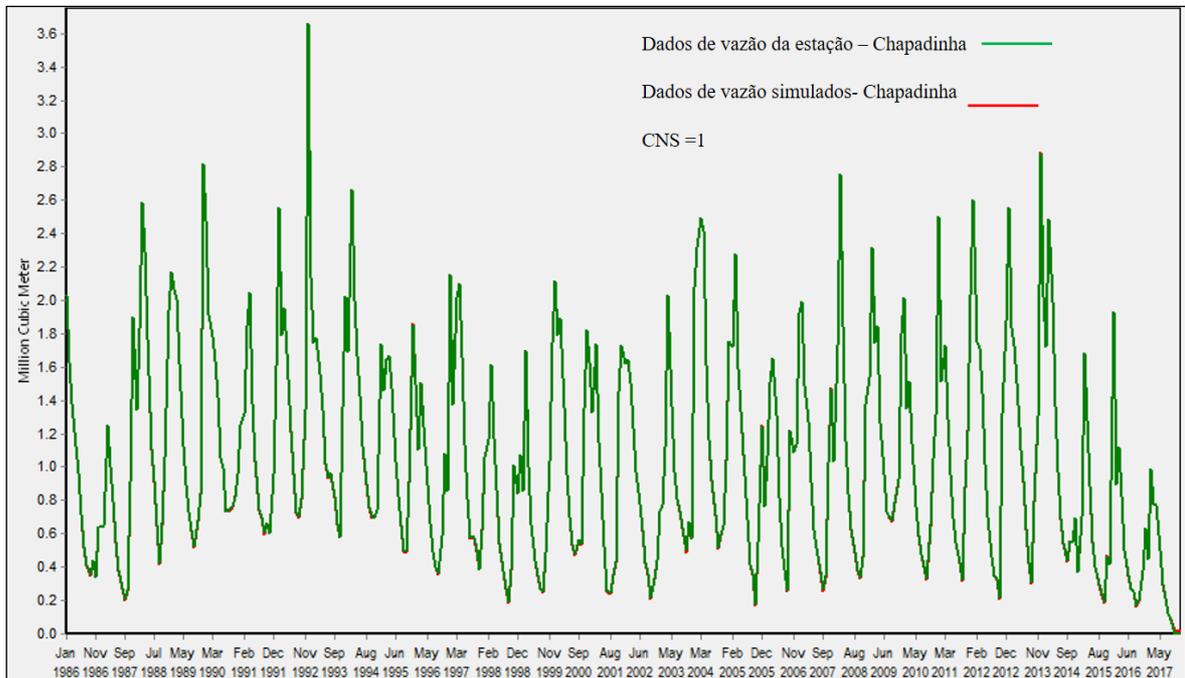


Figura 26. Comparação entre vazão em m³ da estação Pedras e a vazão no corpo hídrico modelada.

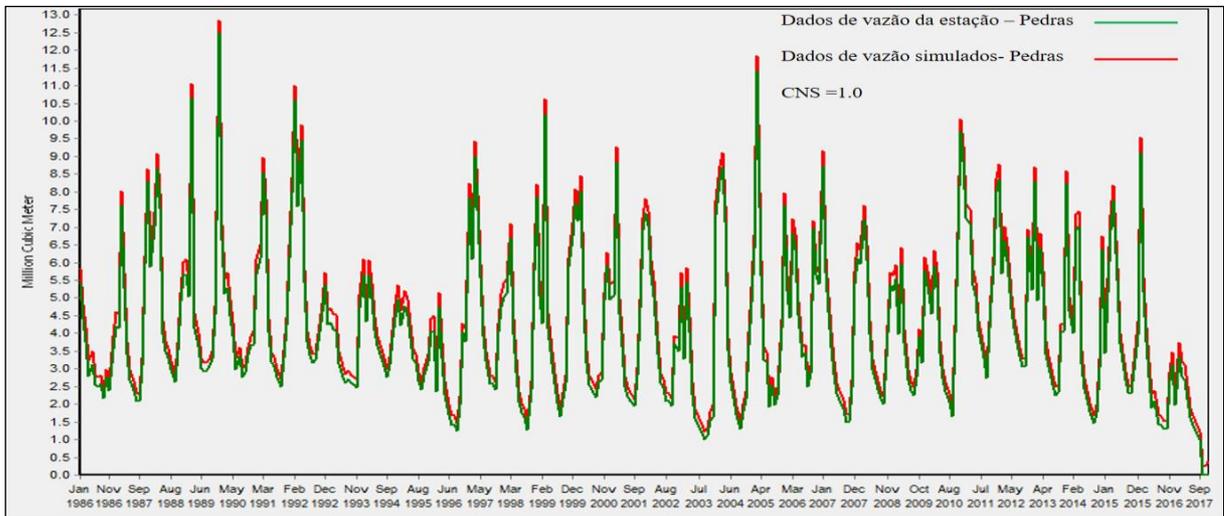
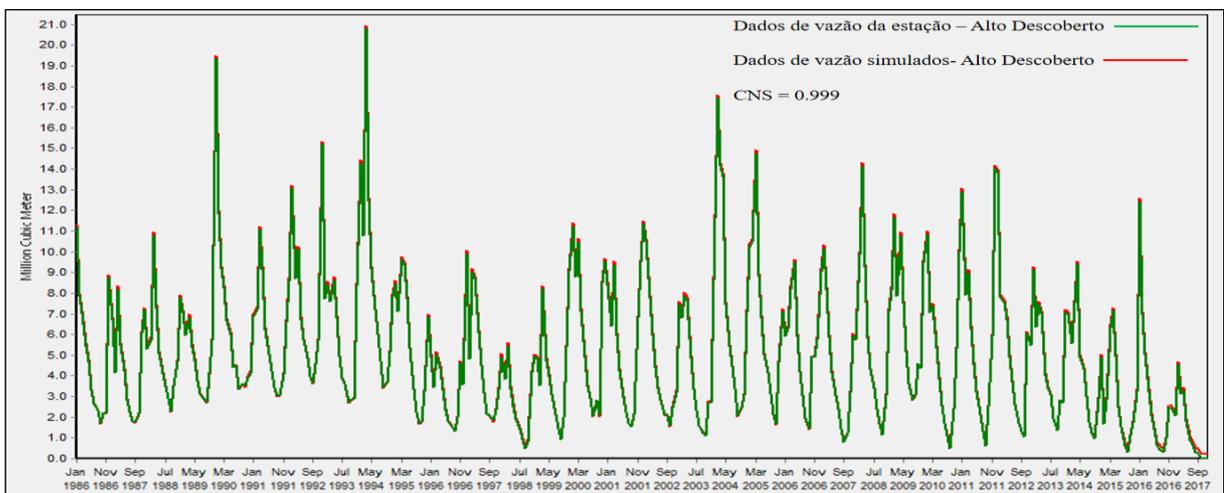


Figura 27. Comparação entre vazão em m³ da estação Alto Rio Descoberto e a vazão no corpo hídrico modelada.



Nas figuras 28, 29, 30, 31 observa-se que o reservatório responde aos aumentos de demanda, pois ocorre a redução dos volumes simulados nos cenários modelados CRE e CRX, os quais possuem aumento de demanda. O cenário CRX apresenta os menores volumes e uma maior duração dos períodos de baixo armazenamento. As ações mitigadoras dos cenários CMI, CMIC, CAD, CADX2 e CAMX2 foram aplicados para os anos de 26 a 30. Essas medidas possuem pouco impacto positivo no reservatório mantendo-o em níveis mais baixos.

Assim, no futuro em que há um contexto de aumento de demanda, as restrições atualmente aplicadas aos irrigantes e à CAESB em cenário de crise não seriam suficientes para

manter os volumes de segurança do reservatório, indicando que essas medidas de contingência e gestão de crise precisam ser atualizadas, se possível, substituídas ou complementadas por outras. Caso contrário há possibilidade de o reservatório atingir o volume morto por um longo período. Pelo exposto, observa-se que uma redução nas chuvas e conseqüente redução de vazão tem impacto mais severo e reduzem os reservatórios a volumes menores agravando a situação de risco em eventos críticos.

Quanto a antecipação das medidas, é possível observar na Figura 31 que a antecipação das medidas teria deixado o reservatório com maior acumulo de água no fim de 2015 e de 2016, fato esse que revela uma maior segurança hídrica no caso de permanência de período de estiagem. Dessa figura, extrai-se que a antecipação das medidas restritivas para 2015 mostra-se com impacto semelhante no volume do reservatório quando comparado com as restrições iniciadas em 2014. Assim, a antecipação das medidas para 2014 impõe um período de sacrifício no atendimento das demandas maior que aplicação em 2015, e ainda não leva a ganhos significativos no volume do reservatório.

Figura 28. Volumes simulados de reservatório em milhões de m³ simulados para cenários base, CRE e CRX.

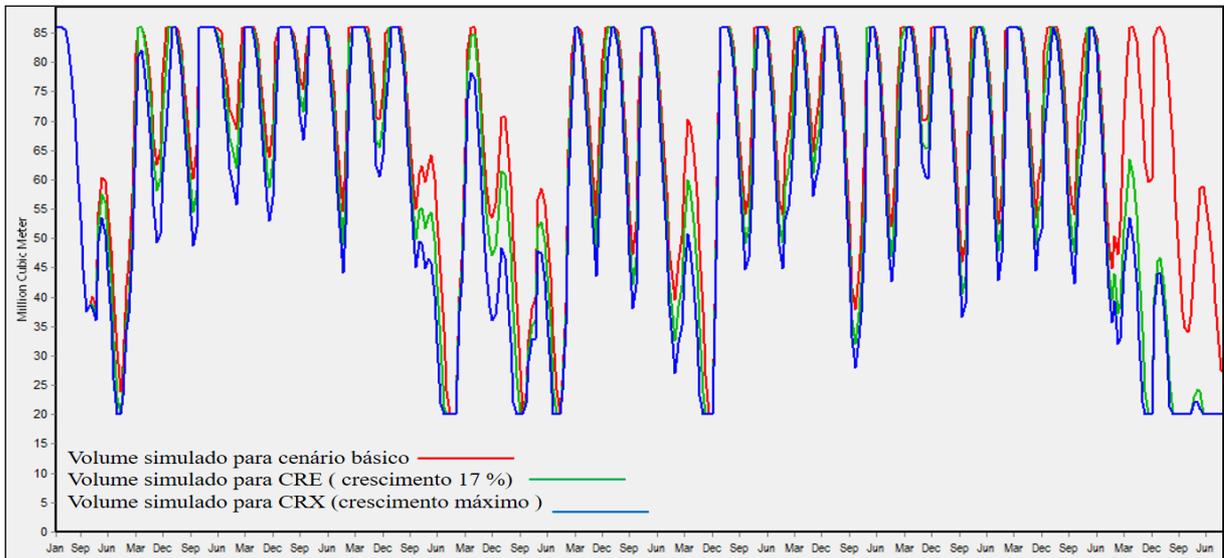


Figura 29. Volumes simulados de reservatório em milhões de m³ simulados para CRE, CAD, CAM, CMI, CMIC .

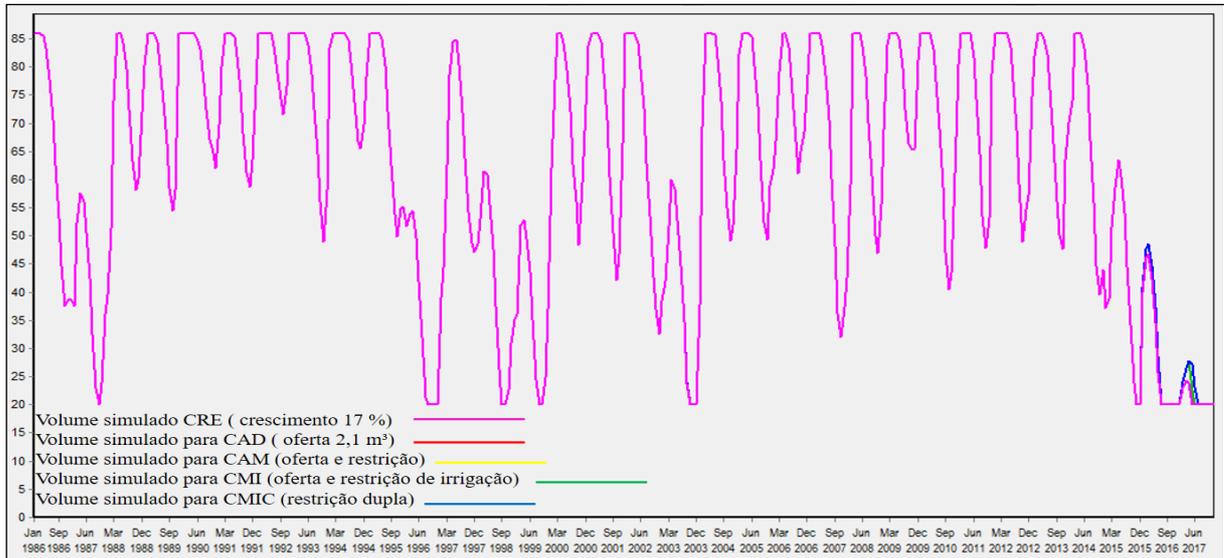
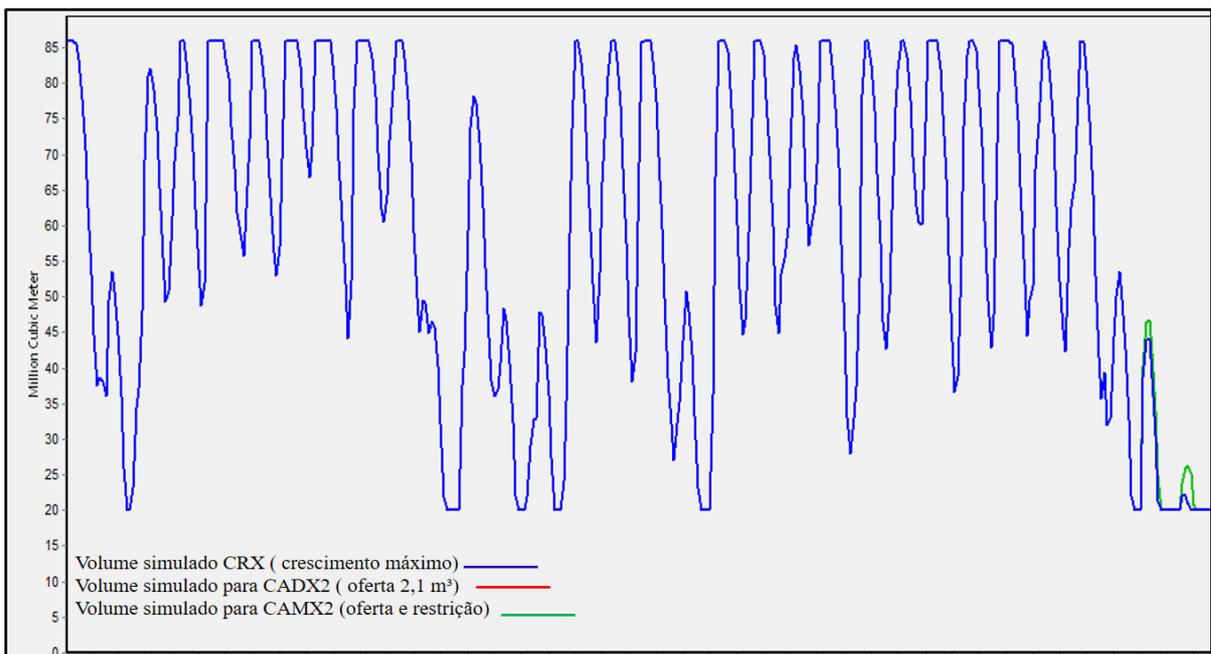
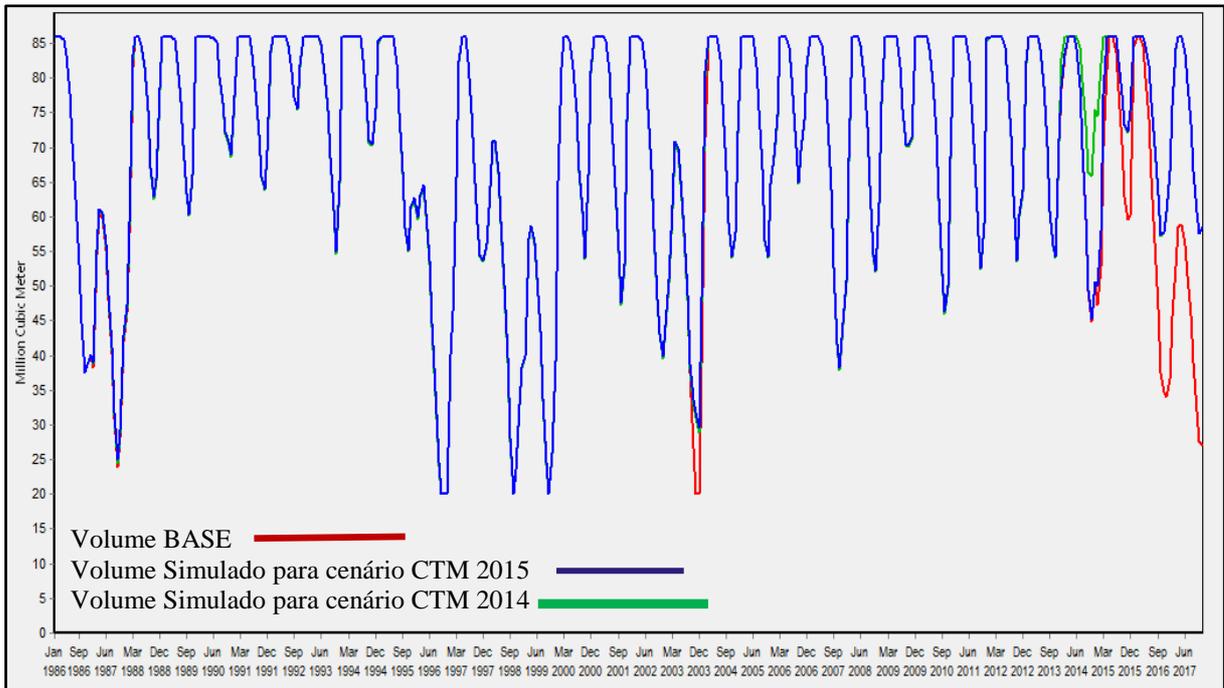


Figura 30. Volumes de reservatório em milhões de m³ simulados para CRX, CADX2, CAMX2



Fonte:WEAP.

Figura 31. Volumes de reservatório em milhões de m³ simulados para Cenário Base, CTM 2014 e CTM 2015.



Fonte:WEAP.

Em perspectiva observa-se que os cenários são modelados por 30 anos, as alterações inseridas no modelo para avaliação de cenários são referentes às demandas, enquanto as vazões foram consideradas não variáveis para a série histórica. O evento de crise iniciado em 2015 não foi contornado com a aplicação das restrições até o fim do período de simulação nos cenários de demanda crescente com as medidas aplicadas, assim não foi avaliada a recuperação deste sistema após o último evento de crise.

5.2 Indicadores

A avaliação dos indicadores será realizada por comparação de cenários correlatos para todo o período de simulação (30 anos) e para período crítico (03 anos), buscando verificar, com base em índices de sustentabilidade, as ações de restrição adotadas durante uma crise hídrica em momentos futuros de crescimento de demanda e ainda a sustentabilidade desse sistema frente a diferentes cenários. O impacto causado pelo crescimento de demanda é avaliado ao se comparar os cenários base, CRE e CRX. A verificação das medidas aplicadas em cada cenário de crescimento deve ser realizada por blocos.

As ações tomadas no CRE são verificadas comparando-se os cenários CRE, CMI, CMIC, CAD e CAM, e as medidas adotadas no contexto de máximo crescimento de demanda

são avaliados comparando-se CRX, CADX2 e CAMX2, já a antecipação das medidas são realizadas comparando-se o cenário base com CTM 2014 e CTM 2015.

5.2.1 confiabilidade

Os valores encontrados para confiabilidade considerando-se a média calculada para o sistema nos cenários para diferentes períodos de duração estão retratados na Figura 32 e na Figura 33. Nas tabelas 07 e 08 constam os valores de confiabilidade por cenário e por ponto de captação.

Figura 32. Gráfico referente a Confiabilidade volumétrica para os cenários estudados, considerando-se sistema como um todo, para longo prazo e para o período crítico (03 anos), referentes aos cenários CRE, CRX, CMI, CMIC, CAD, CAM, CADX2 e CAMX2.

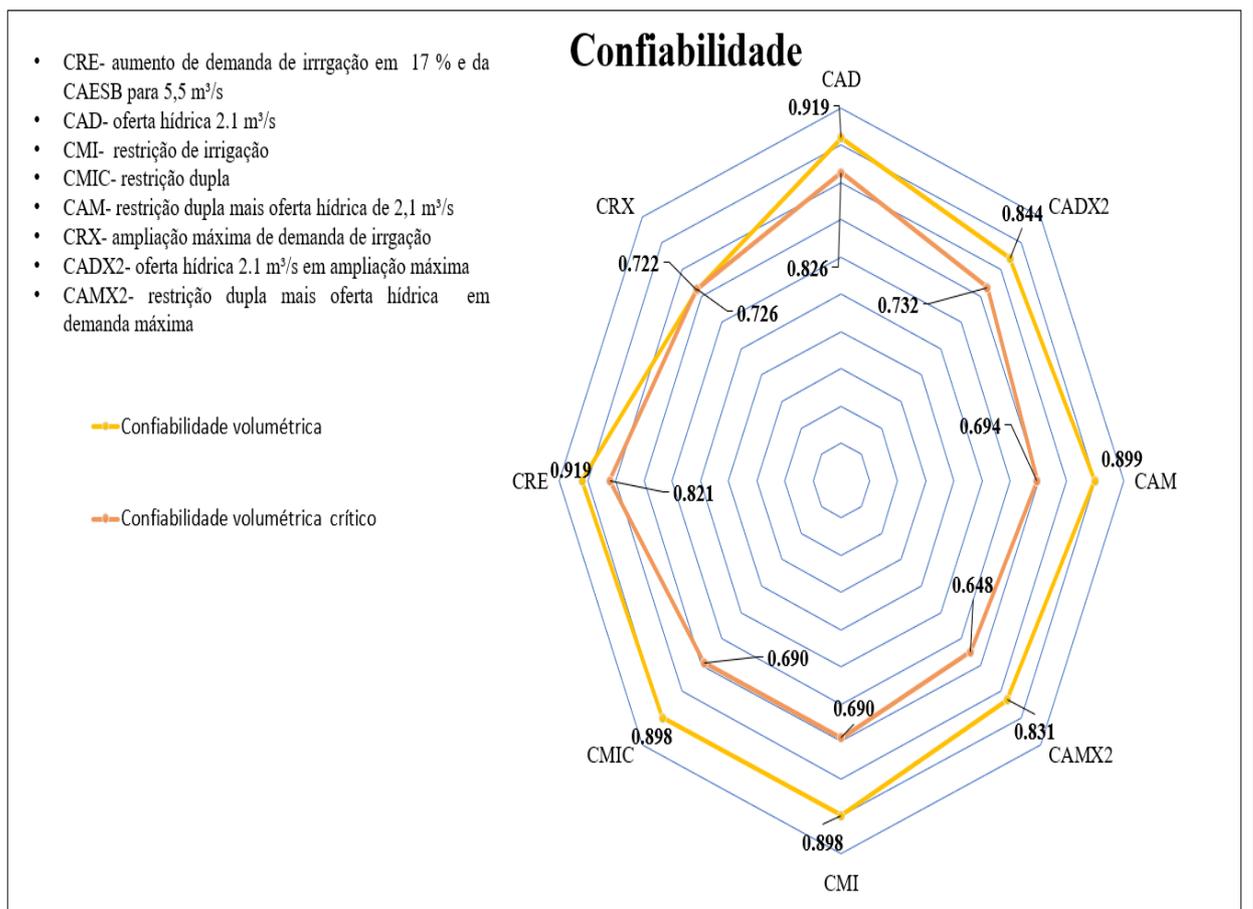


Figura 33. Gráfico referente a Confiabilidade volumétrica para os cenários estudados, considerando-se sistema como um todo, para longo prazo e para o período crítico (2014 a 2017), referentes aos cenários base, CTM 2014 e CTM 2015.

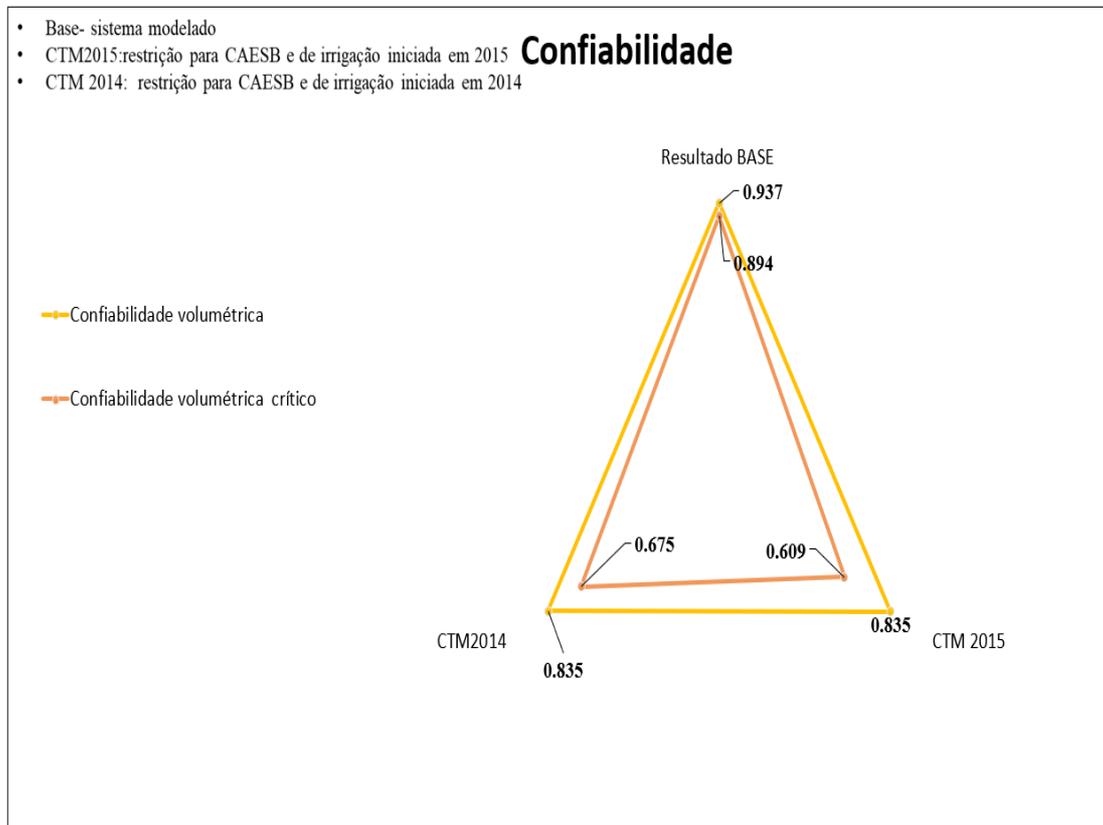


Tabela 7. Valores de confiabilidade para cada unidade de análise no longo prazo

| | RESULTADOS PERÍODO TOTAL | | | | | | | | | | |
|--------------------------------|--------------------------|-------|-------|---------|-------|-------|-------|-------|-------|----------|---------|
| | BASE | CAD | CADX2 | CAM | CAMX2 | CMI | CMIC | CRE | CRX | CTM 2015 | CTM2014 |
| Confiabilidade volumetrica | | | | | | | | | | | |
| Irigacao Rocinha DF | 0.992 | 0.978 | 0.893 | 0.94239 | 0.868 | 0.942 | 0.942 | 0.978 | 0.893 | 0.913 | 0.929 |
| Irigacao alto | 0.953 | 0.937 | 0.733 | 0.91206 | 0.721 | 0.912 | 0.912 | 0.937 | 0.733 | 0.900 | 0.914 |
| caesb capao da onca e barrocao | 0.998 | 0.992 | 0.988 | 0.99892 | 0.998 | 0.999 | 0.999 | 0.992 | 0.988 | 0.999 | 0.999 |
| caesb pedras | 0.997 | 0.991 | 0.986 | 0.99856 | 0.997 | 0.999 | 0.999 | 0.991 | 0.986 | 0.999 | 0.999 |
| caesb reservatório | 0.997 | 0.996 | 0.994 | 0.99742 | 0.996 | 0.990 | 0.986 | 0.988 | 0.981 | 0.974 | 0.983 |
| irriga meio | 0.986 | 0.972 | 0.912 | 0.93547 | 0.886 | 0.935 | 0.935 | 0.971 | 0.912 | 0.908 | 0.924 |
| irrigacao buriti chato | 0.789 | 0.735 | 0.786 | 0.71775 | 0.768 | 0.718 | 0.718 | 0.735 | 0.786 | 0.746 | 0.756 |
| irrigacao capao | 0.797 | 0.798 | 0.797 | 0.78069 | 0.781 | 0.781 | 0.781 | 0.798 | 0.797 | 0.763 | 0.772 |
| irrigacao chapadinha | 0.990 | 0.985 | 0.857 | 0.95091 | 0.836 | 0.951 | 0.951 | 0.985 | 0.857 | 0.918 | 0.934 |
| irrigacao olaria | 1.054 | 1.003 | 0.984 | 0.97857 | 0.961 | 0.979 | 0.979 | 1.003 | 0.984 | 0.998 | 1.011 |
| irrigacao pedras | 0.992 | 0.986 | 0.812 | 0.95096 | 0.797 | 0.951 | 0.951 | 0.986 | 0.812 | 0.918 | 0.083 |
| irrigacao rodeador | 0.580 | 0.524 | 0.379 | 0.51273 | 0.372 | 0.513 | 0.513 | 0.524 | 0.379 | 0.555 | 0.561 |
| irrigação Rocinha GO | 0.997 | 0.988 | 0.856 | 0.95159 | 0.834 | 0.952 | 0.952 | 0.988 | 0.856 | 0.919 | 0.935 |
| irrigação coqueiro | 0.997 | 0.987 | 0.841 | 0.95158 | 0.822 | 0.952 | 0.952 | 0.987 | 0.841 | 0.919 | 0.935 |
| sistema descoberto | 0.937 | 0.919 | 0.844 | 0.899 | 0.831 | 0.898 | 0.898 | 0.919 | 0.722 | 0.835 | 0.835 |

Tabela 8. Valores de confiabilidade para cada unidade de análise para o período crítico (2014 a 2017).

| | RESULTADOS PERÍODO CRÍTICO | | | | | | | | | | | |
|--------------------------------|----------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|----------|---------|--|
| | BASE | CAD | CADX2 | CAM | CAMX2 | CMI | CMIC | CRE | CRX | CTM 2015 | CTM2014 | |
| Confiabilidade volumétrica | | | | | | | | | | | | |
| Irrigação Rocinha DF | 1.000 | 0.898 | 0.804 | 0.674 | 0.640 | 0.674 | 0.674 | 0.898 | 0.804 | 0.424 | 0.549 | |
| Irrigação alto | 0.792 | 0.748 | 0.531 | 0.589 | 0.449 | 0.589 | 0.589 | 0.748 | 0.531 | 0.409 | 0.519 | |
| caesb capao da onca e barrocao | 1.000 | 0.939 | 0.917 | 0.991 | 0.986 | 0.991 | 0.991 | 0.939 | 0.917 | 1.000 | 1.000 | |
| caesb pedras | 1.000 | 0.927 | 0.901 | 0.989 | 0.981 | 0.989 | 0.989 | 0.927 | 0.901 | 1.000 | 1.000 | |
| caesb reservatório | 1.000 | 0.968 | 0.951 | 0.983 | 0.969 | 0.920 | 0.918 | 0.903 | 0.868 | 0.816 | 0.891 | |
| irrigação meio | 1.000 | 0.907 | 0.824 | 0.674 | 0.652 | 0.674 | 0.674 | 0.900 | 0.824 | 0.424 | 0.549 | |
| irrigação buriti chato | 0.750 | 0.658 | 0.697 | 0.537 | 0.574 | 0.537 | 0.537 | 0.657 | 0.697 | 0.421 | 0.503 | |
| irrigação capao | 0.651 | 0.651 | 0.650 | 0.533 | 0.533 | 0.533 | 0.533 | 0.651 | 0.650 | 0.395 | 0.462 | |
| irrigação chapadinha | 0.942 | 0.885 | 0.679 | 0.669 | 0.557 | 0.669 | 0.669 | 0.885 | 0.679 | 0.420 | 0.545 | |
| irrigação olaria | 0.869 | 0.813 | 0.793 | 0.674 | 0.664 | 0.674 | 0.674 | 0.813 | 0.793 | 0.479 | 0.584 | |
| irrigação pedras | 0.956 | 0.886 | 0.656 | 0.669 | 0.555 | 0.669 | 0.669 | 0.886 | 0.656 | 0.420 | 0.042 | |
| irrigação rodeador | 0.550 | 0.483 | 0.342 | 0.391 | 0.285 | 0.391 | 0.391 | 0.483 | 0.342 | 0.356 | 0.403 | |
| irrigação Rocinha GO | 1.000 | 0.903 | 0.764 | 0.674 | 0.621 | 0.674 | 0.674 | 0.903 | 0.764 | 0.424 | 0.549 | |
| irrigação coqueiro | 1.000 | 0.898 | 0.737 | 0.674 | 0.607 | 0.674 | 0.674 | 0.898 | 0.737 | 0.424 | 0.549 | |
| sistema descoberto | 0.894 | 0.826 | 0.732 | 0.694 | 0.648 | 0.690 | 0.690 | 0.821 | 0.726 | 0.609 | 0.675 | |

Os resultados da aplicação da equação 7.1 indicam que a confiabilidade do sistema todo no período crítico em todos os cenários é menor quando comparada com a confiabilidade do período de 30 anos de simulação. Isso mostra que o sistema em situações de reduzida pluviosidade e consequente vazão reduzida possui maior probabilidade de falha em cenários de demanda futuras crescentes. Tal retrato acentua-se quando observamos a redução de confiabilidade com crescimento de demanda, observação possível comparando-se o Cenário Base com CRE e CRX. A redução mais acentuada na confiabilidade ocorre no cenário de demanda extremas.

A confiabilidade das medidas aplicadas em crise e possíveis soluções para contornar crises no longo prazo pode ser avaliada comparando-se os cenários CRE, CMIC, CMI, CAM, CAD. Ao implantarmos as restrições apenas para irrigantes no cenário CMI observa-se ligeira redução da confiabilidade do sistema como um todo, fato esse condizente com comportamento esperado do sistema, uma vez que foram aplicadas restrições na entrega de água para a demanda de irrigação. Cumpre destacar que a aplicação de restrições às demandas de irrigação são as responsáveis pela queda do indicador.

Em contrapartida a queda do indicador para o sistema, a aplicação de restrições aos irrigantes amplia a confiabilidade da captação da CAESB, que atende à demanda prioritária por lei. A inserção de novas fontes hídricas torna o sistema da CAESB ainda mais confiável no cenário CAD, e nesse caso a manutenção de restrições junto com aumento na oferta hídrica aumenta mais a confiabilidade da captação da CAESB no cenário CAM se comparado com o CAD (já que a água não pode ser captada no período crítico). Ressaltando-se mais uma vez que a confiabilidade da captação da CAESB no cenário de restrições não é reduzido, mantém-se constante e igual a confiabilidade em CAD, em que temos oferta hídrica.

A confiabilidade do sistema para cenário CMIC é igual a confiabilidade do CMI, da mesma forma a confiabilidade da captação da CAESB no reservatório não é alterada quando se introduz a restrição para a CAESB. Isso mostra que não há perda de confiabilidade da captação da CAESB no reservatório quando o racionamento é aplicado. Reflexo do maior volume de reserva hídrica para o momento posterior.

Na avaliação dos cenários CRX, CADX2, CAMX2 para todo o período de simulação observa-se que o aumento da demanda de irrigação torna o sistema menos confiável. Essa confiabilidade não é recuperada com adição da nova fonte simulada ou com aplicação de restrições combinadas com maior oferta hídrica.

Para se entender o porquê da oferta hídrica melhorar pouco a confiabilidade do sistema, é preciso observar as Tabelas 7 e 8, que indicam a redução desse índice para os cenários de CRE e CRX, devido às demandas de irrigação não atendidas. Já nos cenários CAD e CADX2, esperava-se que com o aumento da oferta hídrica o sistema atingisse um aumento significativo de confiabilidade, o que não foi observado, tendo sido a melhora muito pequena. Entretanto, ao observamos o sistema “caesb descoberto” verifica-se uma recuperação da confiabilidade considerável, uma vez que a oferta hídrica atende exclusivamente a esse sistema.

Na avaliação de situação de crise (2014- 2017), tanto quando observamos expansão quanto expansão máxima de demanda observa-se uma queda acentuada na confiabilidade do sistema com aplicação das medidas de restrição, o que demonstra que tais medidas quando adotadas em cenários tendenciais de demanda crescente de irrigação em momentos de escassez reduzirão a confiabilidade do sistema como um todo, isso porque a queda é resultado da redução de confiabilidade das demandas de irrigação.

Não há queda de confiabilidade da captação da CAESB quando são aplicadas as restrições. A ampliação de oferta hídrica para sistema de abastecimento da CAESB melhora a confiabilidade apenas para CAESB, não afetando a confiabilidade dos irrigantes. Quanto aos resultados da ampliação ou manutenção de confiabilidade da captação da CAESB no reservatório quando aplicamos restrições ou ampliação de oferta é desejada, pois o atendimento do consumo humano é prioritário.

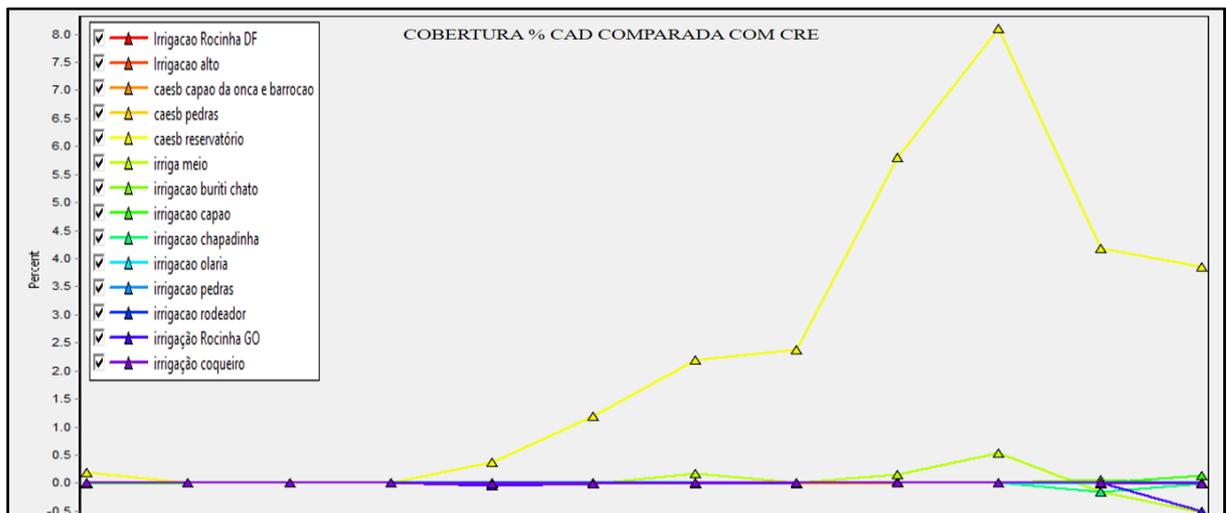
Os resultados apresentados são confirmados ao se avaliar as coberturas mensais de demanda comparadas entre os cenários apresentados nas Figuras 34 a 39. Essa comparação é realizada pelo WEAP, para tal o sistema realiza a diferença de cobertura de demanda entre cenários. Essa diferença mostra como a cobertura de demanda do cenário analisado se altera frente às ações de restrição ou oferta hídrica tendo por base os cenários de referência escolhidos.

As figuras 34 a 39 refletem a cobertura dos cenários CAD, CAM, CMI e CMIC comparados ao CRE e CADX2 e CAMX2 comparados com CRX. Essa comparação pode resultar em valores negativos quando a cobertura do cenário comparado é menor que a cobertura de demanda do CRE ou CRX. Nas figuras é possível verificar a cobertura de demanda mensal referente a 30 anos de simulação para os cenários CAD, CAM, CMI e CMIC em comparação ao CRE, e para os cenários CADX2 e CAMX2 comparados com CRX.

Nas Figuras 34 a 39 identifica-se a melhora no percentual de cobertura mensal após aumento de oferta hídrica em CAD somente na captação da CAESB do reservatório.

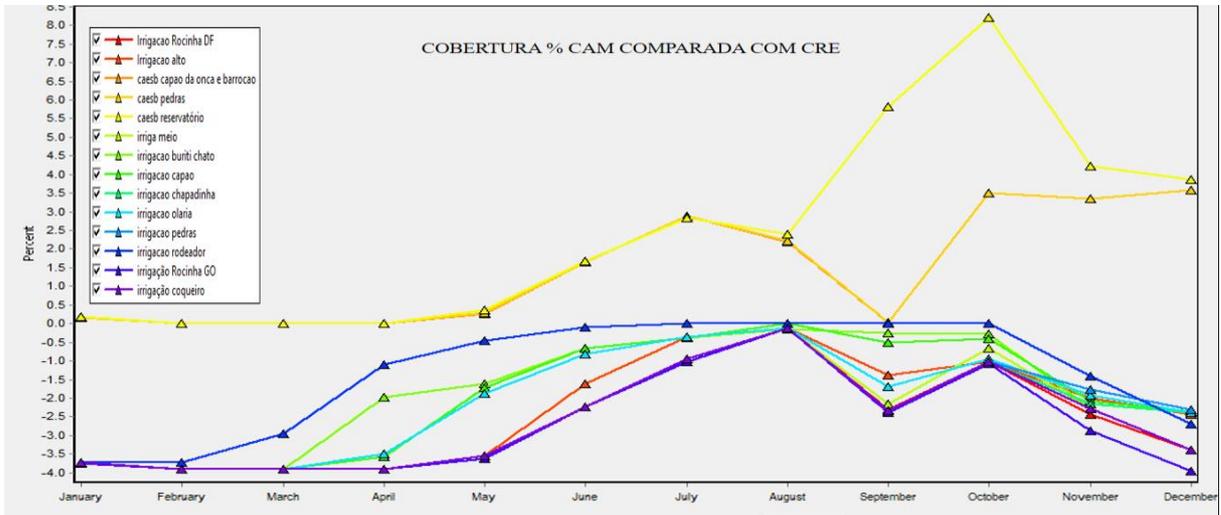
A imposição de restrições em CMI, CMIC, CAM não resultam em maior cobertura de demanda de irrigação, mas implicam em ampliação da cobertura da CAESB, quando essas são comparadas com cenário sem aplicação de restrição CRE. O mesmo ocorre ao avaliar-se a cobertura dos CADX2, CAMX2 comparados a CRX, a partir das Figuras 36 e 37. Essa comparação mostra como a cobertura de demanda aumentada no CRX se altera frente às ações de restrição ou oferta hídrica. Os dados levam à conclusão de que restrições de irrigação melhoram a cobertura da demanda da CAESB, assim como há melhora significativa de cobertura com ampliação de fontes.

Figura 34. Avaliação do percentual de cobertura mensal por unidade de análise, para cenário CAD, em comparação ao CRE.



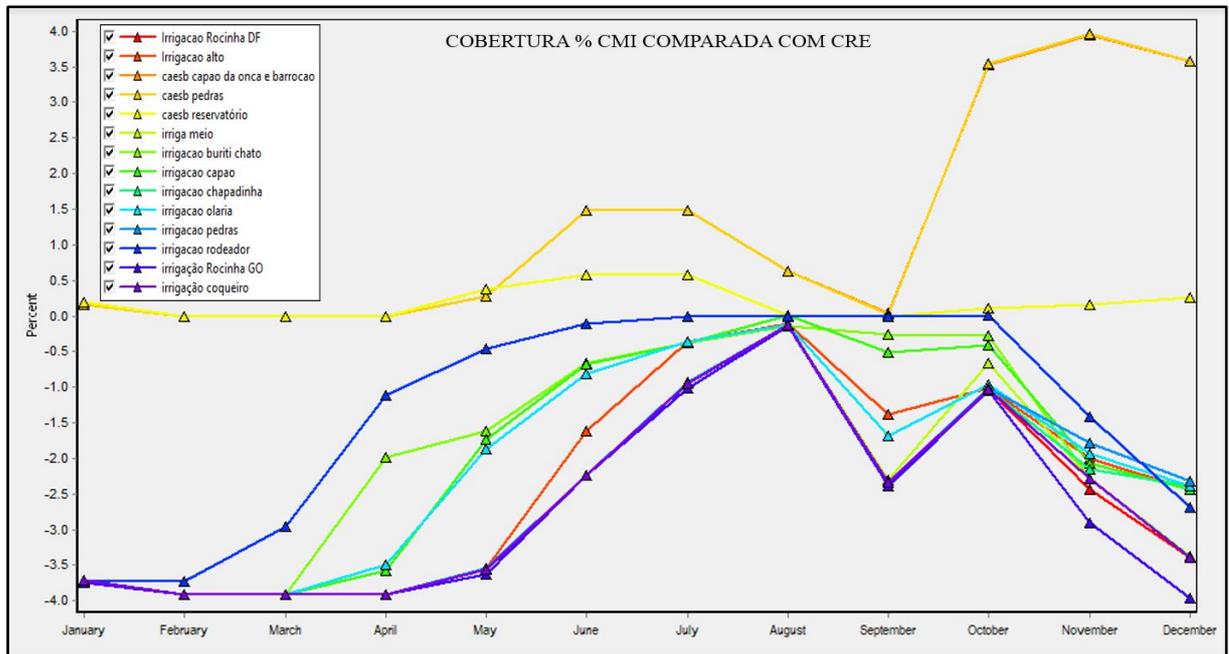
Fonte: WEAP.

Figura 35. Avaliação do percentual de cobertura mensal por unidade de análise, para cenário CAM, em comparação ao CRE



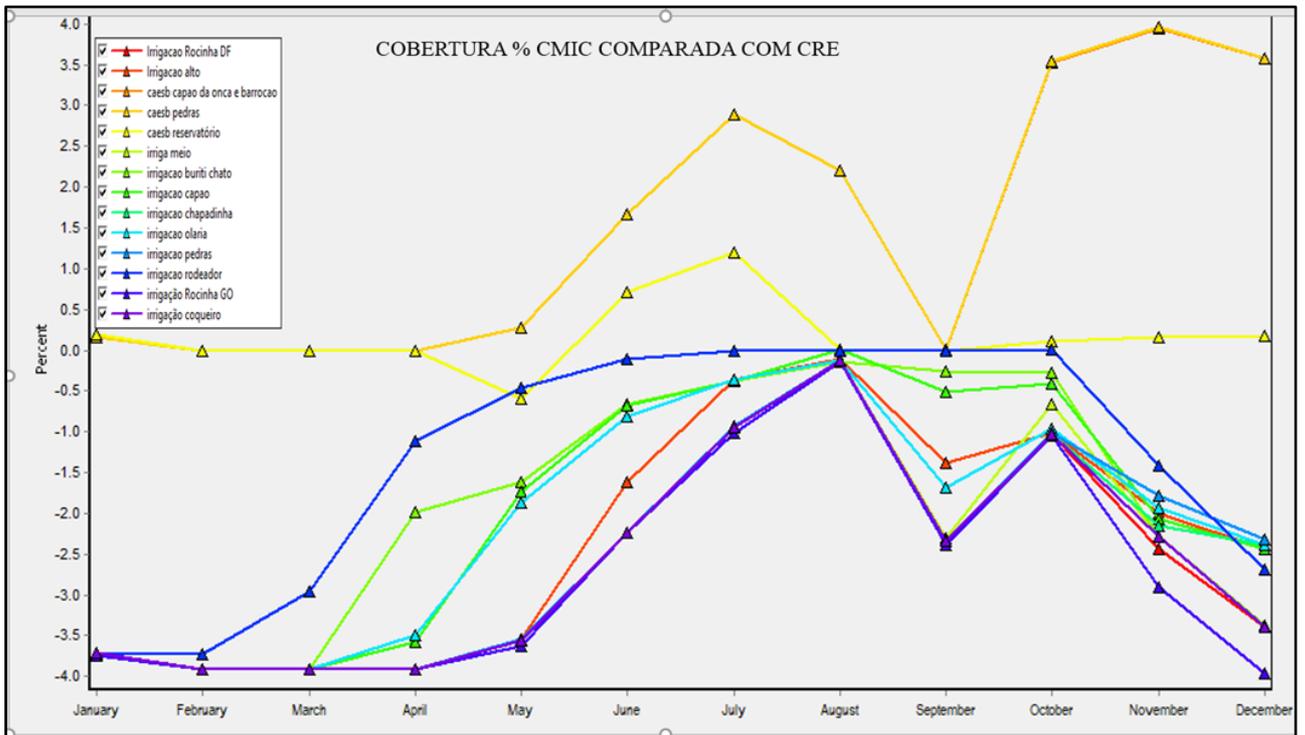
Fonte:WEAP.

Figura 36. Avaliação do percentual de cobertura mensal por unidade de análise, para cenário, CMI, em comparação ao CRE



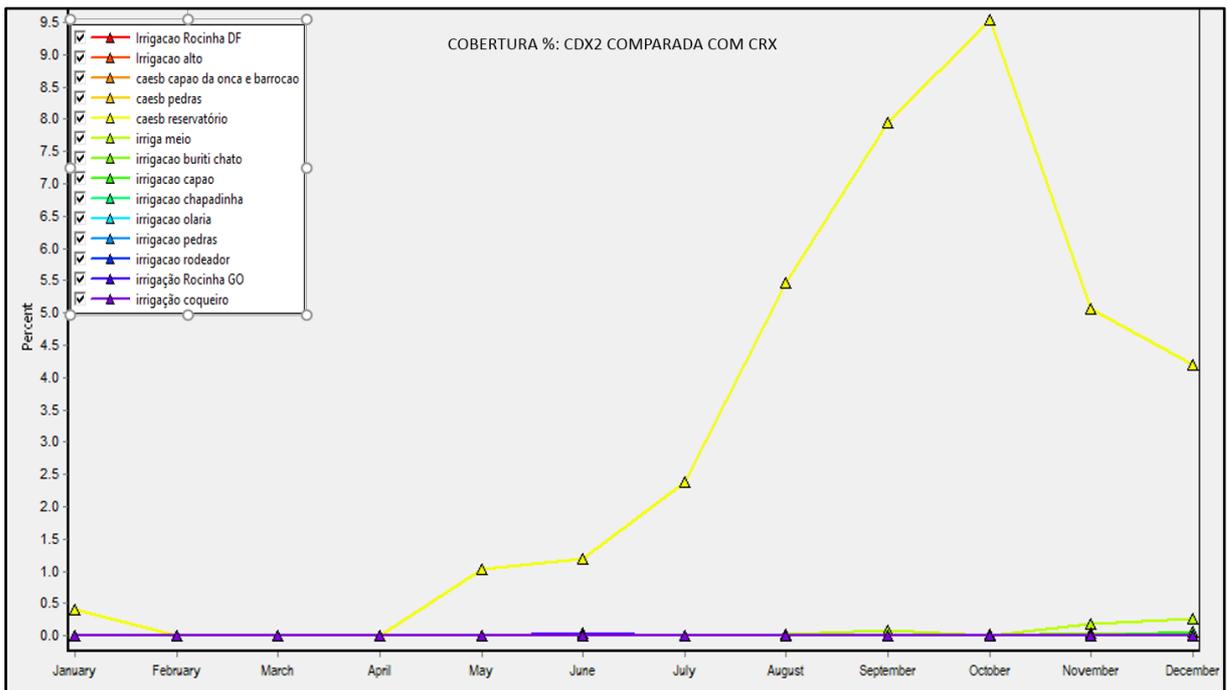
Fonte:WEAP.

Figura 37. Avaliação do percentual de cobertura mensal por unidade de análise, para cenário CMIC, em comparação ao CRE



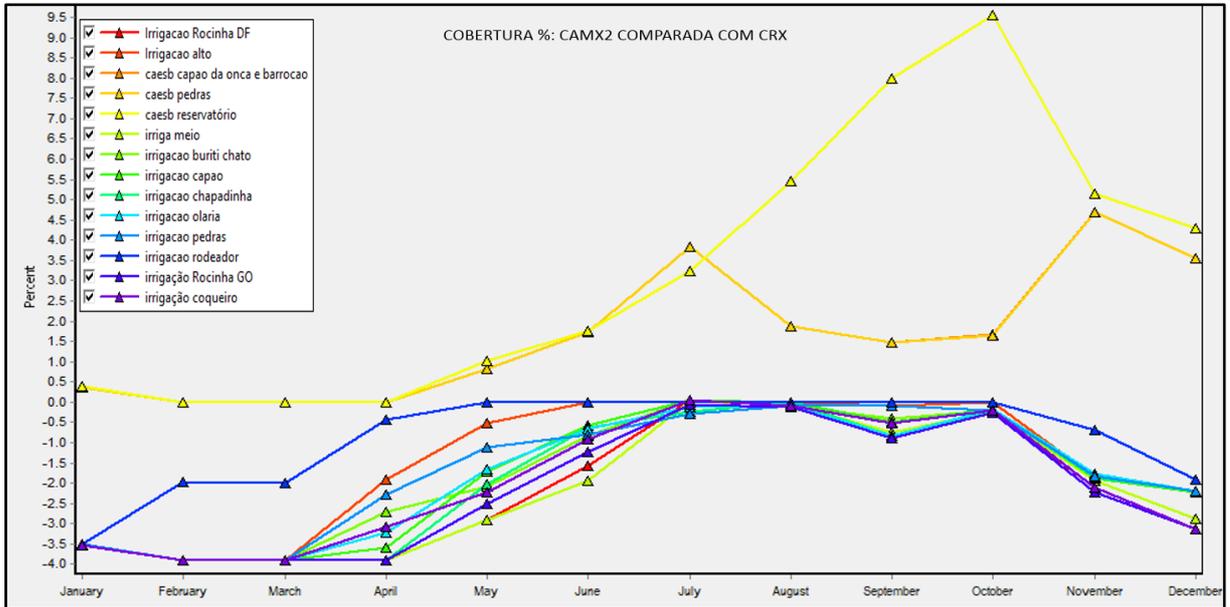
Fonte:WEAP.

Figura 38. Avaliação do percentual de cobertura mensal por unidade de análise, para cenários CADX2, em comparação ao CRX.



Fonte:WEAP.

Figura 39. Avaliação do percentual de cobertura mensal por unidade de análise, para cenário CAMX2, em comparação ao CRX



Fonte:WEAP.

5.2.2 vulnerabilidade

A avaliação da vulnerabilidade é essencial, pois impactos econômicos aumentam de forma não linear com a magnitude da falha no abastecimento (PLUMER et al., 2013).

Os resultados dessa avaliação são apresentados considerando-se a média calculada para todas as unidades de análise e estão retratados na Figura 40 e 41, essas retratam todo o déficit da série histórica. Nas Figuras 42 a 43 são apresentados os resultados da vulnerabilidade calculada para os diferentes cenários dimensionados para período seco e chuvoso com escala mensal. Nas tabelas 09 e 10 constam os valores de vulnerabilidade por cenário e por ponto de captação. Na tabela 11 são apresentados os percentuais de perdas para cada ponto de demanda referentes ao período crítico, de forma a mostrar o quanto da demanda não foi atendida, pois o indicador em sua formulação mostra a razão entre déficit e demanda, e não os valores de demanda não atendida frente à demanda existente.

Figura 40. Gráfico referente a vulnerabilidade, considerando-se sistema como um todo, para longo prazo e para o período crítico (2014 a 2017), referentes aos CRE, CRX, CMI, CMIC, CAD, CAM, CADX2 e CAMX2.

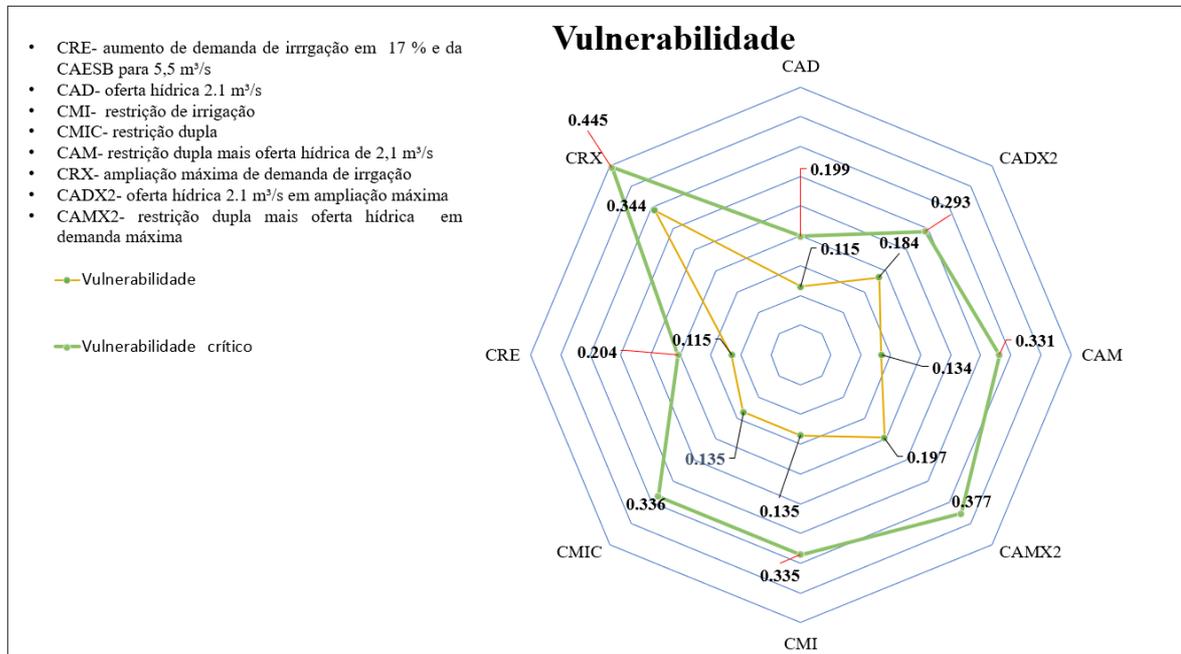


Figura 41. Gráfico referente a vulnerabilidade, considerando-se sistema como um todo, para longo prazo e para o período crítico (2014 a 2017), referentes aos cenários base, CTM 2014 e CTM 2015.

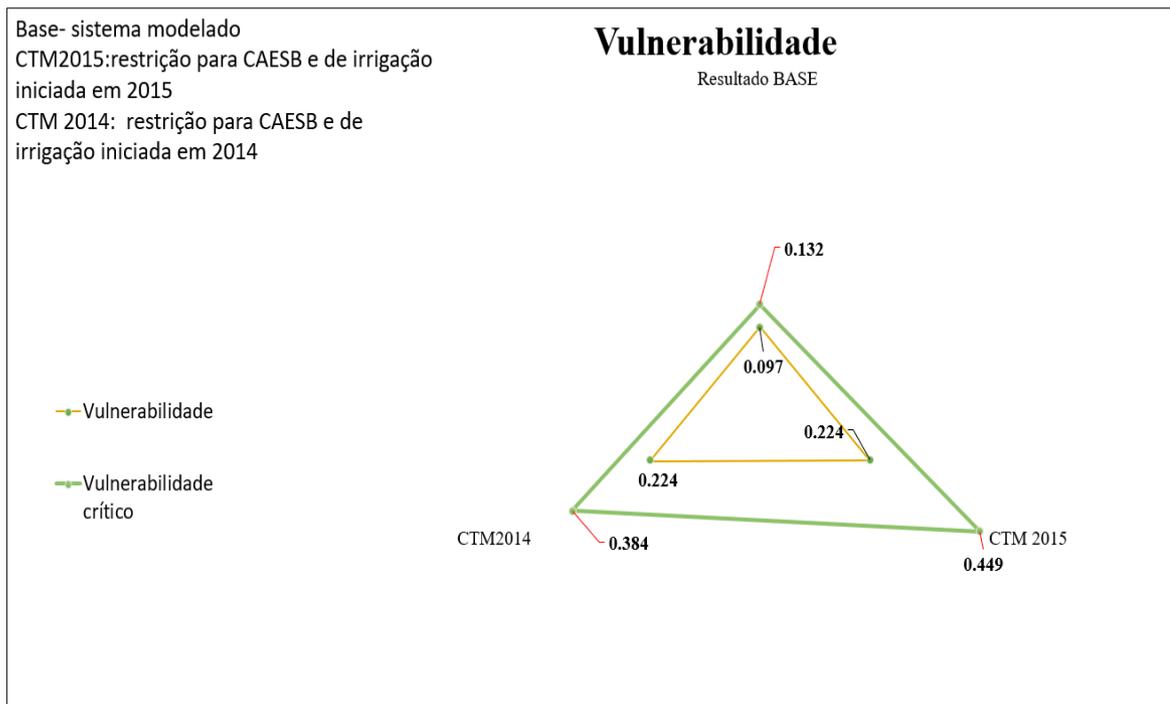


Figura 42. Gráfico referente a vulnerabilidade no reservatório, para o período crítico (2014 a 2017), referentes aos cenários CRE, CMI, CMIC, CAD, CADX2, CAM, CAMX2

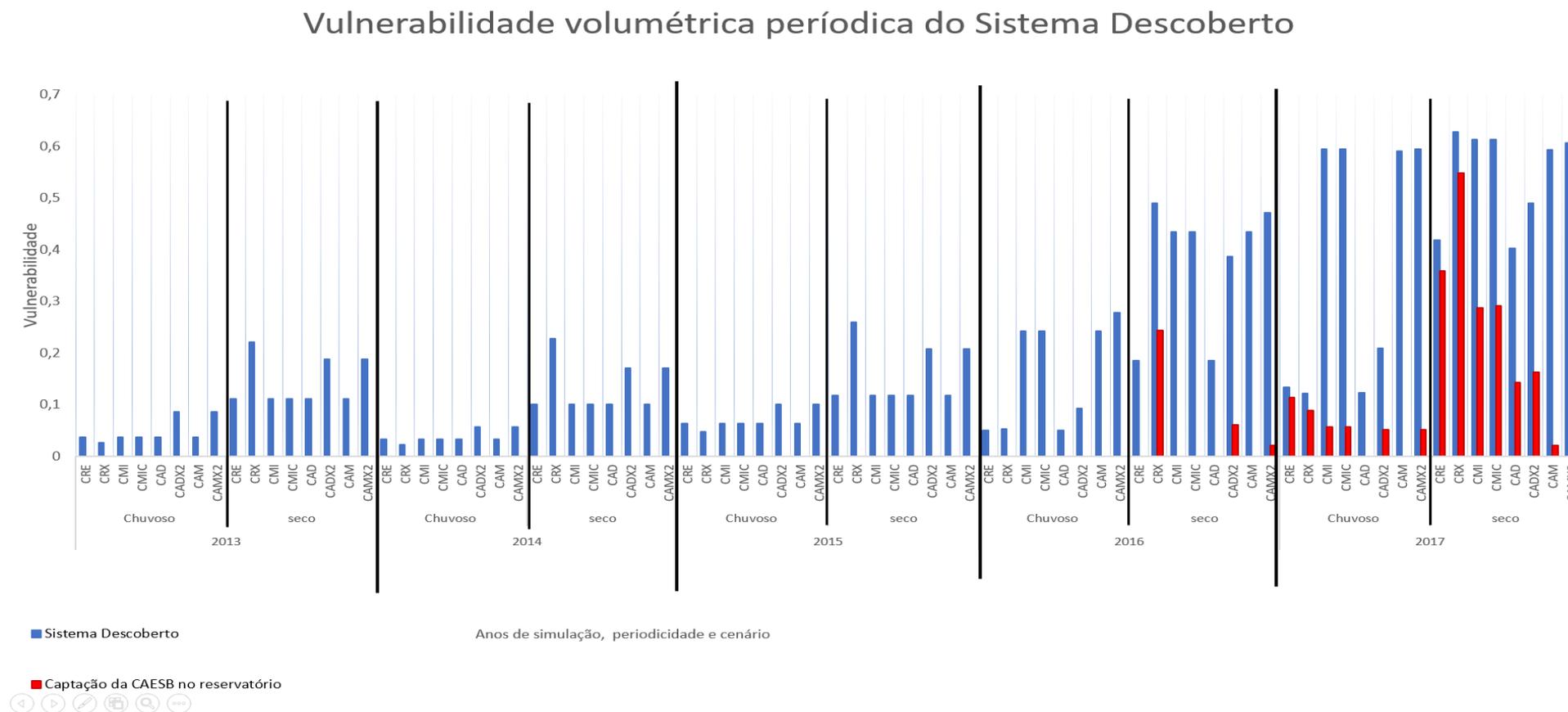


Figura 43. Gráfico referente a vulnerabilidade para períodos secos e chuvosos, considerando-se sistema como um todo e a captação da CAESB no reservatório, para o período crítico (2014 a 2017), referentes aos cenários CRX, CADX2 e CAMX2

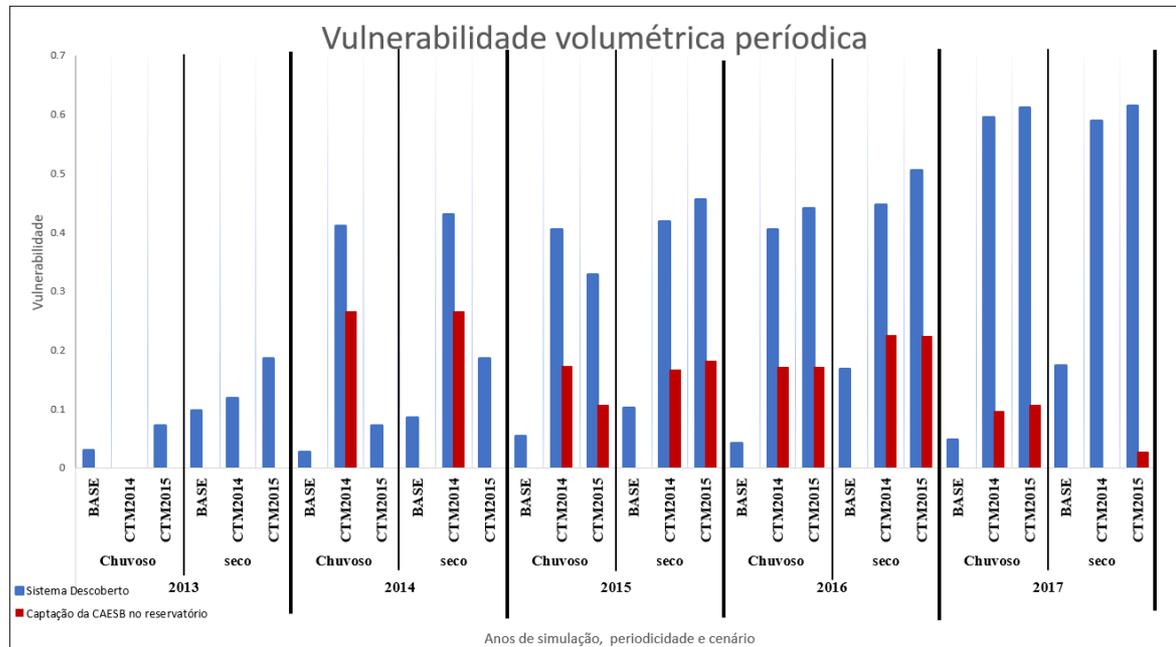


Tabela 09. Valores de vulnerabilidade para cada unidade de análise no longo prazo

| RESULTADOS PERÍODO TOTAL | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|---------|---------|
| Vulnerabilidade | BASE | CAD | CADX2 | CAM | CAMX2 | CMI | CMIC | CRE | CRX | CTM2015 | CTM2014 |
| Irrigacao Rocinha DF | 0.008 | 0.022 | 0.107 | 0.058 | 0.132 | 0.058 | 0.058 | 0.022 | 0.107 | 0.087 | 0.071 |
| Irrigacao alto | 0.047 | 0.063 | 0.267 | 0.088 | 0.279 | 0.088 | 0.088 | 0.063 | 0.267 | 0.100 | 0.086 |
| caesb capao da onca e b | 0.002 | 0.008 | 0.012 | 0.001 | 0.002 | 0.001 | 0.001 | 0.008 | 0.012 | 0.001 | 0.001 |
| caesb pedras | 0.003 | 0.009 | 0.014 | 0.001 | 0.003 | 0.001 | 0.001 | 0.009 | 0.014 | 0.001 | 0.001 |
| caesb reservatório | 0.003 | 0.004 | 0.006 | 0.003 | 0.004 | 0.010 | 0.014 | 0.012 | 0.019 | 0.026 | 0.017 |
| irriga meio | 0.014 | 0.028 | 0.088 | 0.065 | 0.114 | 0.065 | 0.065 | 0.029 | 0.088 | 0.092 | 0.076 |
| irrigacao buriti chato | 0.211 | 0.265 | 0.214 | 0.282 | 0.232 | 0.282 | 0.282 | 0.265 | 0.214 | 0.254 | 0.244 |
| irrigacao capao | 0.203 | 0.202 | 0.203 | 0.219 | 0.219 | 0.219 | 0.219 | 0.202 | 0.203 | 0.237 | 0.228 |
| irrigacao chapadinha | 0.010 | 0.015 | 0.143 | 0.049 | 0.164 | 0.049 | 0.049 | 0.015 | 0.143 | 0.082 | 0.066 |
| irrigacao olaria | 0.136 | 0.185 | 0.204 | 0.210 | 0.226 | 0.210 | 0.210 | 0.185 | 0.204 | 0.192 | 0.179 |
| irrigacao pedras | 0.008 | 0.014 | 0.188 | 0.049 | 0.203 | 0.049 | 0.049 | 0.014 | 0.188 | 0.082 | 0.917 |
| irrigacao rodeador | 0.610 | 0.664 | 0.805 | 0.675 | 0.812 | 0.675 | 0.675 | 0.664 | 0.805 | 0.635 | 0.629 |
| irrigação Rocinha GO | 0.003 | 0.012 | 0.144 | 0.048 | 0.166 | 0.048 | 0.048 | 0.012 | 0.144 | 0.081 | 0.065 |
| irrigação coqueiro | 0.003 | 0.013 | 0.159 | 0.048 | 0.178 | 0.048 | 0.048 | 0.013 | 0.159 | 0.081 | 0.065 |
| sistema descoberto | 0.097 | 0.115 | 0.184 | 0.134 | 0.197 | 0.135 | 0.135 | 0.115 | 0.344 | 0.224 | 0.224 |

Tabela 10. Valores de vulnerabilidade para cada unidade de análise para períodos crítico

| RESULTADOS PERÍODO CRÍTICO | | | | | | | | | | | |
|----------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|---------|---------|
| Vulnerabilidade | BASE | CAD | CADX2 | CAM | CAMX2 | CMI | CMIC | CRE | CRX | CTM2015 | CTM2014 |
| Irrigacao Rocinha DF | 0.000 | 0.102 | 0.196 | 0.326 | 0.360 | 0.326 | 0.326 | 0.102 | 0.196 | 0.576 | 0.451 |
| Irrigacao alto | 0.208 | 0.252 | 0.469 | 0.411 | 0.551 | 0.411 | 0.411 | 0.252 | 0.469 | 0.591 | 0.481 |
| caesb capao da onca e b | 0.000 | 0.061 | 0.083 | 0.009 | 0.014 | 0.009 | 0.009 | 0.061 | 0.083 | 0.000 | 0.000 |
| caesb pedras | 0.000 | 0.073 | 0.099 | 0.011 | 0.019 | 0.011 | 0.011 | 0.073 | 0.099 | 0.000 | 0.000 |
| caesb reservatório | 0.000 | 0.032 | 0.049 | 0.017 | 0.031 | 0.080 | 0.082 | 0.097 | 0.132 | 0.184 | 0.109 |
| irriga meio | 0.000 | 0.093 | 0.176 | 0.326 | 0.348 | 0.326 | 0.326 | 0.100 | 0.176 | 0.576 | 0.451 |
| irrigacao buriti chato | 0.250 | 0.342 | 0.303 | 0.463 | 0.426 | 0.463 | 0.463 | 0.343 | 0.303 | 0.579 | 0.497 |
| irrigacao capao | 0.349 | 0.349 | 0.350 | 0.467 | 0.467 | 0.467 | 0.467 | 0.349 | 0.350 | 0.605 | 0.538 |
| irrigacao chapadinha | 0.058 | 0.115 | 0.321 | 0.331 | 0.443 | 0.331 | 0.331 | 0.115 | 0.321 | 0.580 | 0.455 |
| irrigacao olaria | 0.308 | 0.363 | 0.383 | 0.502 | 0.513 | 0.502 | 0.502 | 0.363 | 0.383 | 0.697 | 0.592 |
| irrigacao pedras | 0.044 | 0.114 | 0.344 | 0.331 | 0.445 | 0.331 | 0.331 | 0.114 | 0.344 | 0.580 | 0.958 |
| irrigacao rodeador | 0.626 | 0.693 | 0.835 | 0.785 | 0.891 | 0.785 | 0.785 | 0.693 | 0.835 | 0.821 | 0.773 |
| irrigação Rocinha GO | 0.000 | 0.097 | 0.236 | 0.326 | 0.379 | 0.326 | 0.326 | 0.097 | 0.236 | 0.576 | 0.451 |
| irrigação coqueiro | 0.000 | 0.102 | 0.263 | 0.326 | 0.393 | 0.326 | 0.326 | 0.102 | 0.263 | 0.576 | 0.451 |
| sistema descoberto | 0.132 | 0.199 | 0.293 | 0.331 | 0.377 | 0.335 | 0.336 | 0.204 | 0.445 | 0.449 | 0.384 |

Tabela 11. Valores do percentual de perdas para cada unidade de análise para períodos de crise

| | % DE DEFICIT EM RELAÇÃO A DEMANDA PARA PERÍODO CRÍTICO | | | | | | | | | | |
|--------------------------------|--|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|----------|---------|
| | BASE | CAD | CAD2 | CAM | CAM2 | CMI | CMIC | CRE | CRX | CTM 2015 | CTM2014 |
| Irrigação Rocinha DF | 0.000 | 10.207 | 19.581 | 32.640 | 35.976 | 32.641 | 32.641 | 10.207 | 19.582 | 57.566 | 45.066 |
| Irrigação alto | 20.811 | 25.159 | 46.948 | 41.121 | 55.075 | 41.121 | 41.121 | 25.160 | 46.948 | 59.086 | 48.052 |
| caesb capao da onca e barrocao | 0.000 | 6.104 | 8.312 | 0.865 | 1.426 | 0.863 | 0.863 | 6.104 | 8.287 | 0.000 | 0.000 |
| caesb pedras | 0.000 | 7.328 | 9.928 | 1.148 | 1.873 | 1.148 | 1.146 | 7.328 | 9.898 | 0.000 | 0.000 |
| caesb reservatório | 0.000 | 3.159 | 4.899 | 1.712 | 3.142 | 7.995 | 8.221 | 9.697 | 13.242 | 18.386 | 10.859 |
| irriga meio | 0.000 | 9.337 | 17.565 | 32.588 | 34.756 | 32.594 | 32.595 | 9.962 | 17.563 | 57.566 | 45.066 |
| irrigação buriti chato | 24.986 | 34.237 | 30.260 | 46.302 | 42.586 | 46.303 | 46.304 | 34.266 | 30.260 | 57.884 | 49.675 |
| irrigação capao | 34.907 | 34.913 | 35.013 | 46.724 | 46.724 | 46.724 | 46.724 | 34.914 | 35.009 | 60.466 | 53.834 |
| irrigação chapadinha | 5.769 | 11.529 | 32.147 | 33.131 | 44.305 | 33.131 | 33.131 | 11.529 | 32.147 | 58.003 | 45.503 |
| irrigação olaria | 30.759 | 36.307 | 38.320 | 50.240 | 51.280 | 50.240 | 50.240 | 36.307 | 38.320 | 69.740 | 59.248 |
| irrigação pedras | 4.385 | 11.367 | 34.380 | 33.131 | 44.514 | 33.131 | 33.131 | 11.368 | 34.380 | 58.003 | 95.812 |
| irrigação rodeador | 62.608 | 69.339 | 83.496 | 78.530 | 89.126 | 78.530 | 78.530 | 69.340 | 83.496 | 82.077 | 77.308 |
| irrigação Rocinha GO | 0.000 | 9.710 | 23.575 | 32.629 | 37.927 | 32.629 | 32.626 | 9.710 | 23.588 | 57.568 | 45.068 |
| irrigação coqueiro | 0.000 | 10.192 | 26.316 | 32.640 | 39.285 | 32.639 | 32.640 | 10.193 | 26.316 | 57.566 | 45.066 |
| SOMA | 23.122 | 27.274 | 41.303 | 31.701 | 45.314 | 35.087 | 35.209 | 30.799 | 44.493 | 44.914 | 38.396 |

Os valores encontrados para cálculo de vulnerabilidade são resultados da aplicação da equação 9.1 ($Vulnerabilidade = \frac{\sum_{t=0}^n D_t^i}{demanda\ hídrica}$). O primeiro aspecto relevante dos resultados é o aumento significativo da vulnerabilidade de 0.132 no cenário BASE (mais próximo à situação atual) para 0.257 no cenário CRE (onde o mesmo evento de estiagem é aplicado para demandas futuras maiores) podendo chegar a 0.335 no cenário CRX (crescimento máximo das demandas). Esses resultados indicam que, se nenhuma medida de longo prazo for implementada, as perdas futuras serão ainda maiores que as perdas da última crise. Isso indica que o sistema com todos seus pontos de captação não está adaptado para as mudanças futuras. A partir da figura 38, observa-se também que o sistema em período crítico em contexto de demandas crescentes em todos os cenários é mais vulnerável.

Os dados de vulnerabilidade, de cobertura e de confiabilidade apresentados até o momento mostram que o aumento de demanda irá trazer aumento na vulnerabilidade a longo prazo, e esse aumento ocorre de forma ainda mais aguda em eventos críticos iguais ao de 2015-2017. Cabe aos formuladores das políticas públicas (seja de expansão e ocupação urbana, ou de produção agrícola irrigada) refletirem quanto à capacidade do sistema de atender a essas demandas e aos consequentes riscos envolvidos. Só com essa reflexão é possível desenvolver estratégias de adaptação de longo prazo para acomodar esse crescimento.

Ao avaliarmos as medidas adotadas de restrição e ampliação de oferta dos cenários CMI, CMIC, CAD, CAM, observa-se que as medidas de restrição aplicadas no CMI e CMIC tornam o sistema como um todo mais vulnerável, aumentando dessa forma o dano causado pelo não atendimento de demanda. No entanto, ao verificarmos nas tabelas 09 e 10, e nas Figuras de 42

a 44, nota-se que apesar do sistema estar mais vulnerável com as medidas, a captação da CAESB no reservatório se torna menos vulnerável. Essa redução de vulnerabilidade é mais acentuada nos períodos críticos quando as medidas restritivas são aplicadas. Isso leva a crer que as medidas adotadas reduziram a vulnerabilidade do atendimento da demanda urbana. E ainda a antecipação das medidas de racionamento para 2015 torna a captação da CAESB menos vulnerável em 2017, quando comparada a vulnerabilidade referente ao cenário base e CTM 2014.

Ressalta-se que o sistema como um todo ficou ainda mais vulnerável ao aplicarmos restrições à CAESB no cenário CMIC, pois uma demanda maior deixou de ser atendida. No entanto, mais uma vez, para a captação da CAESB no descoberto houve pouco aumento da vulnerabilidade com aplicação de racionamento. Ao avaliar os cenários CAD e CAM, observa-se a redução da vulnerabilidade quando há inclusão de novas fontes de abastecimento de água para o sistema da CAESB e aumento de vulnerabilidade ao combinarmos restrições com oferta hídrica para o sistema como um todo.

A avaliação por unidade individual da vulnerabilidade para longo prazo e para curto prazo pode ser realizada a partir das tabelas 9 e 10. Essas revelam que a irrigação ainda é a demanda que mais contribui para a vulnerabilidade do sistema como um todo, sendo a irrigação da unidade do Rodeador a mais vulnerável. Esse resultado indica que a redução de vulnerabilidade do sistema no caso de ampliação de produção requer não só a oferta hídrica para CAESB, mas ações e políticas com foco em gestão da demanda de irrigação associada a infraestrutura adequada para lidar com a demanda de irrigação em tempo de crise ou até a implantação de um seguro para suporte de prejuízos em períodos de escassez.

Com base nos dados de vulnerabilidade, potenciais aumentos futuros na demanda da agricultura irrigada (e da própria produção agrícola) trarão consigo maior risco, cabendo ações do setor agrícola com foco em aumento na eficiência do uso da água e mitigação de impactos, assim como ampliação de oferta hídrica para CAESB.

Na tabela 11 são apresentados os percentuais de perdas de demanda para o período crítico. Nos cenários de aumento de demanda há, como esperado, um aumento do déficit do sistema. Os pontos de demanda de irrigação são os que apresentam os maiores déficits. Da tabela, extrai-se que a aplicação de restrições para a irrigação reduz as perdas da CAESB em 2 %, a combinação de ampliação de oferta hídrica com restrição reduz em quase 90 % as perdas. A antecipação dessas medidas quase dobra as perdas do sistema como um todo.

A avaliação dos resultados apresentados nas Figuras 42 a 43 revelam que há diferenças na vulnerabilidade para períodos secos e chuvosos, o sistema como um todo é mais vulnerável do que a captação da CAESB. No entanto a aplicação das medidas reduz a vulnerabilidade do sistema em especial no período crítico. Essa vulnerabilidade só é acentuada no final do período crítico, tendo sido as medidas aplicadas redutoras de vulnerabilidade em cenários de crescimento de demanda. No crescimento extremo de demanda o sistema tem a vulnerabilidade muito aumentada, em especial nos períodos secos. Frente a isso, o gestor pode adotar comportamento prévio sempre que identificar períodos de escassez alertando os produtores de forma a reduzir perdas no caso de ampliação da produção.

5.2.3 resiliência

Ao avaliarmos a resiliência buscamos verificar a capacidade do sistema de retornar a não falha, uma vez experimentada a falha. Aplicando-se a equação 5 de Hoque (2012) será possível avaliar o retorno do sistema para a situação de não falha nos diferentes cenários em que temos diferentes crescimentos de demanda e soluções de crise implementadas. Os resultados desse estudo podem ser observados na Figura 44 e 45. Nas tabelas 12 e 13 constam os valores de resiliência por cenário e por ponto de captação.

Figura 44. Gráfico referente a resiliência, considerando-se sistema como um todo, para longo prazo e para o período crítico (2014 a 2017) , referentes aos CRE, CRX, CMI, CMIC, CAD, CAM, CADX2 e CAMX2.

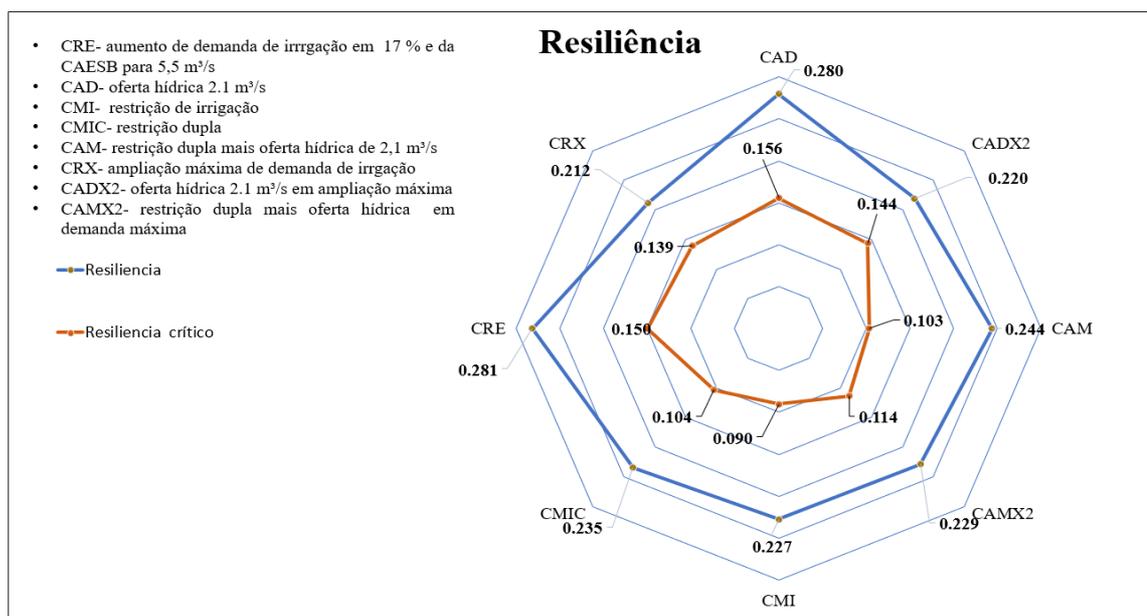


Figura 45. Gráfico referente a resiliência, considerando-se sistema como um todo, para longo prazo e para o período crítico (2014 a 2017), , referentes ao cenário base, CTM 2014 e CTM 2015.

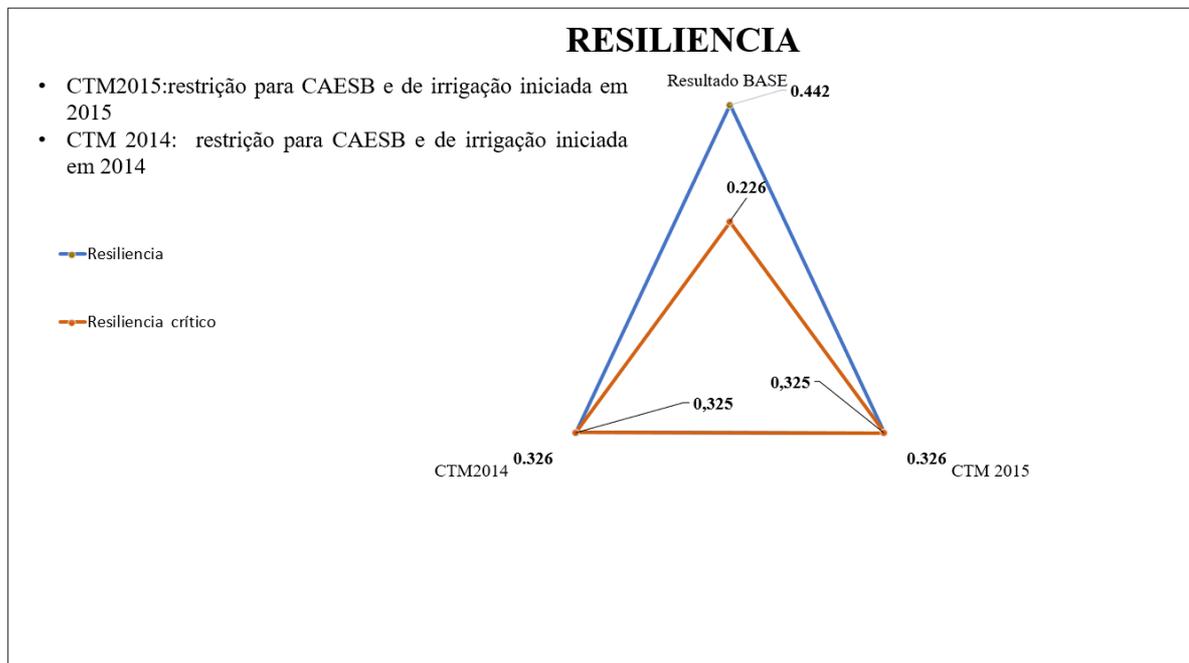


Tabela 12. Valores de resiliência para cada unidade de análise no longo prazo (quanto maior, melhor)

| RESULTADOS PERÍODO TOTAL | | | | | | | | | | | |
|--------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|----------|----------|
| Resiliência | BASE | CAD | CADX2 | CAM | CAMX2 | CMI | CMIC | CRE | CRX | CTM 2015 | CTM 2014 |
| Irrigacao Rocinha DF | 0.857 | 0.361 | 0.281 | 0.239 | 0.246 | 0.239 | 0.239 | 0.400 | 0.281 | 0.204 | 0.204 |
| Irrigacao alto | 0.383 | 0.313 | 0.173 | 0.253 | 0.158 | 0.253 | 0.253 | 0.313 | 0.173 | 0.239 | 0.239 |
| caesb capao da onca e barrocao | 0.789 | 0.465 | 0.511 | 0.576 | 0.571 | 0.529 | 0.581 | 0.465 | 0.511 | 1.333 | 1.333 |
| caesb pedras | 0.833 | 0.286 | 0.235 | 0.444 | 0.360 | 0.350 | 0.412 | 0.286 | 0.235 | 1.333 | 1.333 |
| caesb reservatório | 0.300 | 0.375 | 0.320 | 0.400 | 0.333 | 0.308 | 0.296 | 0.286 | 0.235 | 0.211 | 0.211 |
| irriga meio | 0.647 | 0.375 | 0.323 | 0.298 | 0.279 | 0.298 | 0.298 | 0.395 | 0.309 | 0.189 | 0.189 |
| irrigacao buriti chato | 0.178 | 0.156 | 0.173 | 0.144 | 0.158 | 0.144 | 0.144 | 0.156 | 0.173 | 0.149 | 0.149 |
| irrigacao capao | 0.189 | 0.181 | 0.181 | 0.166 | 0.166 | 0.166 | 0.166 | 0.181 | 0.181 | 0.168 | 0.168 |
| irrigacao chapadinha | 0.733 | 0.310 | 0.240 | 0.179 | 0.212 | 0.179 | 0.179 | 0.357 | 0.240 | 0.140 | 0.140 |
| irrigacao olaria | 0.003 | 0.003 | 0.003 | 0.146 | 0.136 | 0.146 | 0.151 | 0.003 | 0.003 | 0.203 | 0.203 |
| irrigacao pedras | 0.750 | 0.286 | 0.176 | 0.158 | 0.160 | 0.158 | 0.158 | 0.286 | 0.176 | 0.003 | 0.003 |
| irrigacao rodeador | 0.003 | 0.003 | 0.003 | 0.082 | 0.027 | 0.082 | 0.082 | 0.003 | 0.003 | 0.131 | 0.131 |
| irrigação Rocinha GO | 0.091 | 0.291 | 0.236 | 0.178 | 0.204 | 0.178 | 0.178 | 0.291 | 0.229 | 0.119 | 0.119 |
| irrigação coqueiro | 0.432 | 0.512 | 0.219 | 0.154 | 0.199 | 0.154 | 0.154 | 0.512 | 0.212 | 0.140 | 0.140 |
| sistema | 0.442 | 0.280 | 0.220 | 0.244 | 0.229 | 0.227 | 0.235 | 0.281 | 0.212 | 0.326 | 0.326 |

Tabela 13. Valores de resiliência para cada unidade de análise no período crítico

| RESULTADOS PERÍODO CRÍTICO | | | | | | | | | | | |
|--------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|----------|---------|
| Resiliência | BASE | CAD | CADX2 | CAM | CAMX2 | CMI | CMIC | CRE | CRX | CTM 2015 | CTM2014 |
| Irrigacao Rocinha DF | 0.000 | 0.176 | 0.160 | 0.038 | 0.061 | 0.038 | 0.038 | 0.176 | 0.160 | 0.028 | NF |
| Irrigacao alto | 0.222 | 0.160 | 0.147 | 0.061 | 0.077 | 0.061 | 0.061 | 0.160 | 0.147 | 0.053 | NF |
| caesb capao da onca e barrocao | 1.000 | 0.222 | 0.292 | 0.333 | 0.438 | 0.273 | 0.375 | 0.222 | 0.292 | NF | NF |
| caesb pedras | 0.000 | 0.176 | 0.167 | 0.375 | 0.300 | 0.273 | 0.375 | 0.176 | 0.167 | 0.000 | 0.021 |
| caesb reservatório | 0.154 | 0.200 | 0.231 | 0.222 | 0.250 | 0.200 | 0.188 | 0.176 | 0.167 | 0.069 | 0.021 |
| irriga meio | 0.000 | 0.188 | 0.182 | 0.042 | 0.067 | 0.042 | 0.042 | 0.133 | 0.182 | 0.000 | 0.021 |
| irrigacao buriti chato | 0.148 | 0.111 | 0.118 | 0.049 | 0.051 | 0.049 | 0.049 | 0.111 | 0.118 | 0.024 | 0.021 |
| irrigacao capao | 0.125 | 0.121 | 0.121 | 0.053 | 0.053 | 0.053 | 0.053 | 0.121 | 0.121 | 0.047 | 0.021 |
| irrigacao chapadinha | 0.200 | 0.176 | 0.143 | 0.038 | 0.057 | 0.038 | 0.038 | 0.176 | 0.143 | 0.028 | 0.021 |
| irrigacao olaria | 0.021 | 0.021 | 0.021 | 0.079 | 0.051 | 0.079 | 0.079 | 0.021 | 0.021 | 0.051 | 0.021 |
| irrigacao pedras | 0.333 | 0.176 | 0.125 | 0.038 | 0.054 | 0.038 | 0.038 | 0.176 | 0.125 | NF | 0.021 |
| irrigacao rodeador | 0.021 | 0.021 | 0.021 | 0.043 | 0.021 | 0.043 | 0.043 | 0.021 | 0.021 | 0.067 | 0.021 |
| irrigação Rocinha GO | 0.114 | 0.208 | 0.154 | 0.038 | 0.061 | 0.038 | 0.038 | 0.208 | 0.154 | 0.028 | 0.021 |
| irrigação coqueiro | 0.600 | 0.222 | 0.133 | 0.038 | 0.057 | 0.038 | 0.038 | 0.222 | 0.133 | 0.028 | 0.021 |
| sistema descoberto | 0.226 | 0.156 | 0.144 | 0.103 | 0.114 | 0.090 | 0.104 | 0.150 | 0.139 | 0.036 | 0.021 |

Os resultados indicam que no longo prazo o sistema possui maior capacidade de retorno ao estado inicial quando comparado com período crítico. A partir do cálculo desse indicador, nota-se que um aumento da área irrigada em 17% reduz consideravelmente a resiliência do sistema, tendo o crescimento máximo de demanda (CRX) o maior impacto negativo no indicador.

Os cenários com medidas mitigadoras (CMI e CMIC) ou de aumento na oferta hídrica (CAD) e CAM não melhoram o indicador do sistema todo. O cenário com restrição dupla (CMIC) deixa o sistema mais resiliente que a aplicação de restrições somente para irrigantes CMI, sem retornar ao estado resiliente sem restrições no CRE.

No entanto apesar da redução da resiliência do sistema todo, a partir das tabelas 12 e 13, observa-se que a captação da caesb possui melhora de resiliência com as medidas restritivas de irrigação, e ampliação de oferta hídrica para os dois períodos (longo e crítico). A melhora de resiliência para CAESB com ampliação de oferta hídrica para empresa condiz com o esperado. A pouca alteração do indicador no sistema se dá, pois, a irrigação de um modo geral puxa o indicador para baixo e não é uma demanda atendida pela ampliação da captação da CAESB, como se observa nas tabelas 12 e 13.

O sistema ganha resiliência com a antecipação das medidas, isso traz maior segurança pois o reservatório retornaria ao estado de não falha antes. A resiliência é maior com a antecipação das restrições para 2015, o que sugere uma maior capacidade de retorno ao estado normal com a antecipação das medidas para 2015, pouco afetando a antecipação para 2014.

Os resultados da restrição para irrigantes levam a conclusão de que as medidas de restrição ainda que tornem o sistema como um todo menos confiável, menos resiliente e mais vulnerável, elas auxiliam na recuperação do reservatório e no atendimento à demanda de abastecimento urbano. Adicionalmente, observa-se que a antecipação das restrições teriam deixado o sistema mais resiliente, menos vulnerável e mais confiável, sendo o ano de 2015 o que torna o sistema mais resiliente e a antecipação para 2014 torna o sistema mais confiável e menos vulnerável.

Cumpram ressaltar que apesar da melhora na captação da CAESB com aplicação de restrições aos irrigantes, a captação da CAESB não retoma os valores de indicadores do cenário base com as restrições, essa só é retomada para resiliência com ampliação da oferta hídrica. Tal resultado sugere que o sistema requer ações de gestão complementares para acomodação de ampliação de demanda hídrica decorrente de aumento de população.

5.3 Índices

O emprego de índices quantitativos é uma forma de rastrear e acompanhar a evolução do desempenho do sistema hídrico a partir do seu resultado mais importante: os usuários estão tendo acesso à água? as falhas são frequentes? são significativas? após uma falha, o sistema demora a se recuperar?

Ainda, a sustentabilidade de um sistema pode ser avaliada em grupo (SG) ou individualmente (SI). Esses índices por sua vez podem ser dimensionados a partir da composição ponderada de diferentes indicadores.

Neste estudo, conforme já mencionado, adotou-se para construção dos índices os indicadores de Hashimoto, Loucks, Stedinger (1982), resiliência, confiabilidade e vulnerabilidade, esses compõem cada SI segundo a equação 13, cada SI foi ponderado segundo a equação 14 para obtenção de SG.

5.3.1 SI

A avaliação de sustentabilidade de cada ponto de demanda pode ser observada nas Figuras 46 e 47.

Figura 46. Índice de sustentabilidade individual SI para cenários CRE, CMI, CMIC, CAD, CAM, longo prazo.

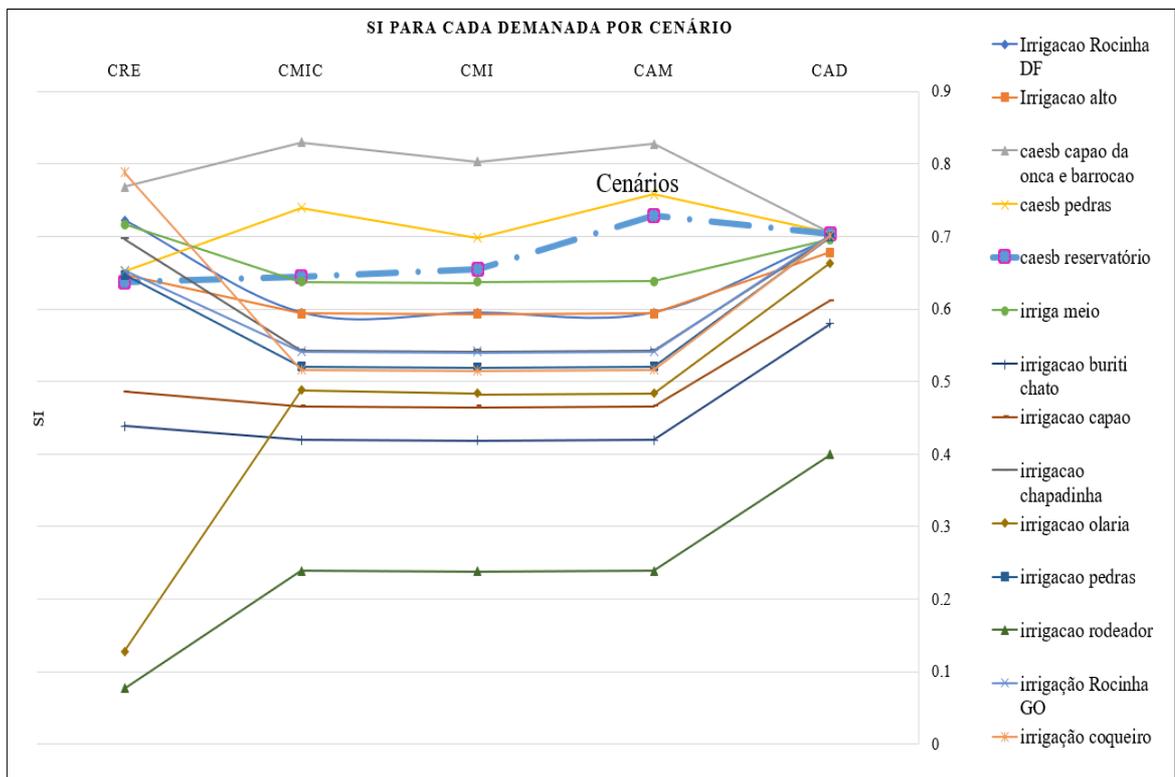
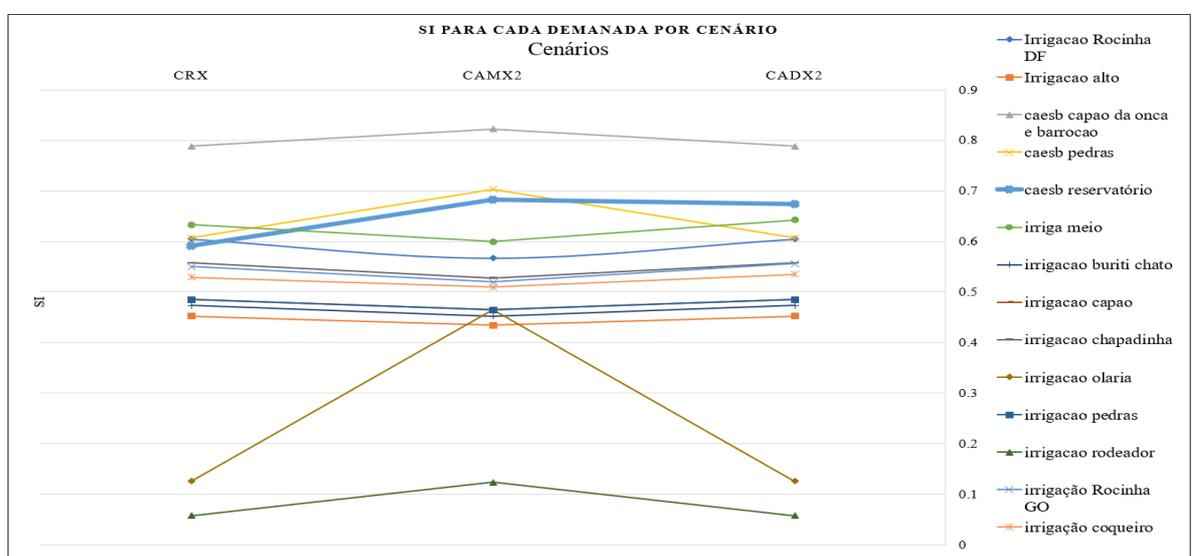


Figura 47. Índice de sustentabilidade individual SI para cenários CRX, CADX2, CAMX2, longo prazo



Da leitura da figura 46, extrai-se que os sistemas da CAESB são os mais sustentáveis frente aos diferentes cenários. É perceptível a queda de sustentabilidade de quase todos os pontos de irrigação quando ocorre aumento de demanda, com exceção de Olaria e Rodeador. Tal fato pode ser explicado porque os pontos de demanda de irrigação olaria e Rodeador são os sistemas menos sustentáveis desde o início da simulação, mostrando que expansão nessas unidades não é aplicável. Combinando esses resultados com os apresentados para os indicadores, observa-se que a expansão para as unidades de irrigação é sustentável, com exceção das unidades do Rodeador e olaria. Apesar disso, as unidades de análise Rodeador e olaria são as que mais respondem às medidas restritivas para cenários de expansão de área irrigada na taxa de 17 %, o que leva a possibilidade de expansão associada a implantação de seguros de risco.

A análise para expansão máxima, segundo figura 47, revela queda na sustentabilidade de todos os pontos de demanda, a oferta hídrica melhora os sistemas da CAESB, Rodeador, e olaria no CADX2. Já a implantação de restrição combinada em CAMX2 afeta consideravelmente o sistema olaria, não alterando consideravelmente os demais. Novamente, combinando esses resultados com os apresentados para os indicadores, observa-se que a expansão máxima de demanda para as unidades de irrigação é sustentável, com exceção das unidades do Rodeador e olaria, pois essas não respondem às restrições e respondem ao aumento de oferta hídrica quando a demanda é máxima. Esses resultados são condizentes com os indicadores apresentados.

5.3.2 SG

O resultado da sustentabilidade em grupo – SG, calculada segundo a formula 14 é apresentado da Figura 48 e 49.

Figura 48. Resultado do índice de sustentabilidade por grupo, referentes aos CRE, CRX, CMI, CMIC, CAD, CAM, CADX2 e CAMX2.

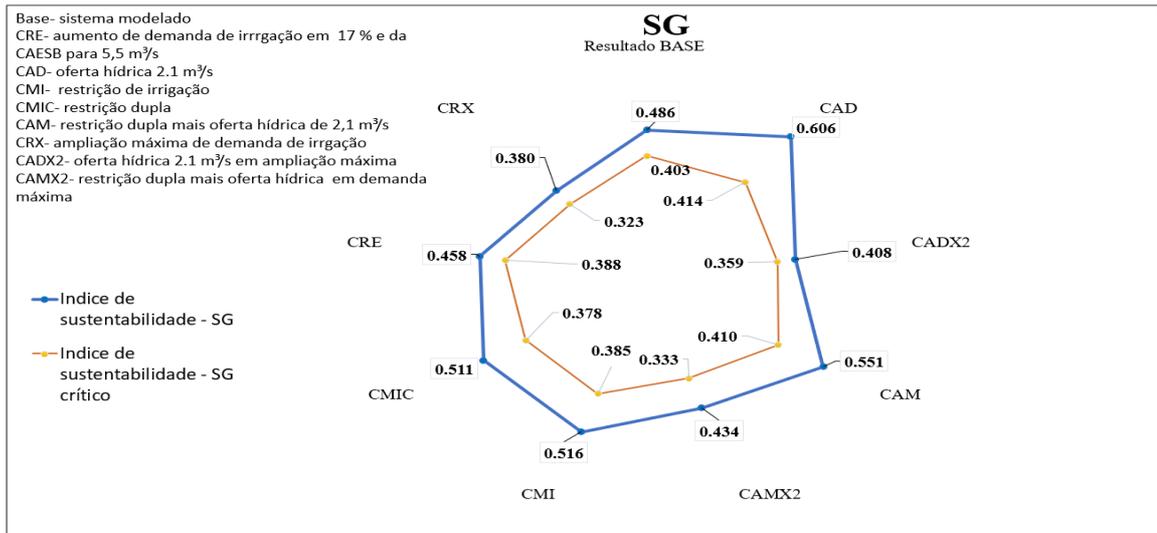
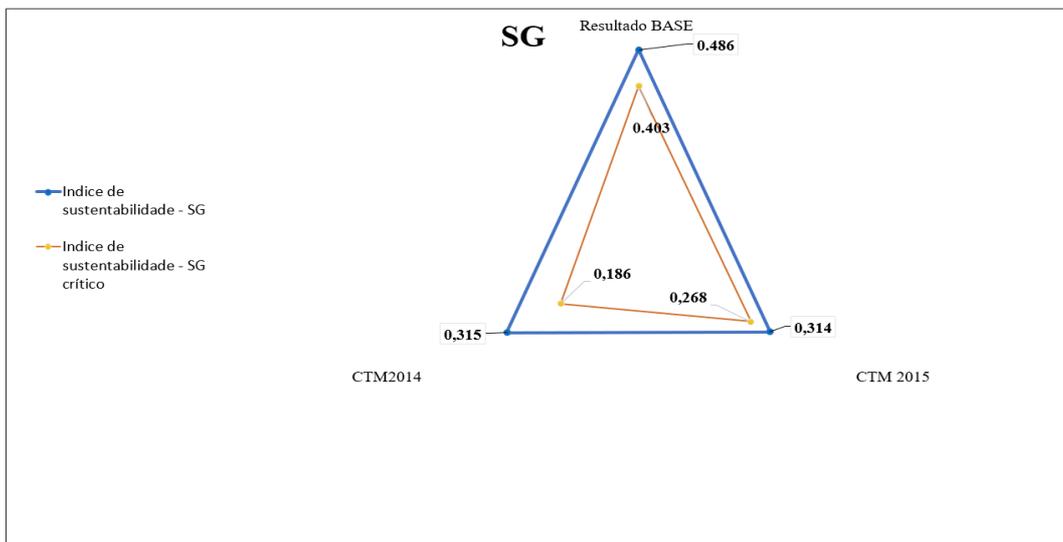


Figura 49. Resultado do índice de sustentabilidade por grupo, referentes aos cenários Base, CTM 2014 e CTM 2015.



Das figuras 48 e 49 observa-se que as medidas restritivas para todo o período tornam o sistema mais sustentável, já para os períodos críticos essas medidas não são efetivas e reduzem a sustentabilidade do sistema como um todo. Nessa análise é preciso levar em consideração que a ponderação é realizada por W_i , no qual a demanda individual do ponto sobre a demanda total

tem total influencia. Assim, há um maior número de pontos de irrigação e uma demanda alta também. Uma ponderação diferente adotada pelo gestor pode ser realizada, dando-se maior peso a captação da CAESB por atender, em períodos críticos, demanda prioritária por lei.

Ao implantar-se as medidas de restrição e de ampliação há ganho de sustentabilidade, para nos cenários CMI, CAM e CAD, CADX2 e CAMX2, essas melhoram a sustentabilidade (SG) do sistema para os dois períodos de análise. Ao se tratar de ampliação de oferta em CAD a CADX2, essa medida deixa o sistema mais sustentável para todo período e para período crítico. Essa subida se deve pelo aumento da sustentabilidade da CAESB e dos sistemas olaria e Rodeador, conforme discutido para os índices SI. Ainda, é possível concluir que a demanda pode ser ampliada sendo que as medidas de ampliação de oferta não surtirão efeito para o sistema como um todo em caso de escassez, mas fazem diferença em pontos específicos de captação como se observa nos resultados SI.

A avaliação da antecipação das medidas teria tornado o sistema menos sustentável, apesar de favorecer individualmente a captação da CAESB. Isso porque não houve ponderação diferenciada para a CAESB, o W_i adotado foi definido como demanda/demanda total. Com essa ponderação a sustentabilidade individual da irrigação reduz a sustentabilidade do sistema. Quando os indicadores são combinados, a antecipação de medidas para 2015 mostra o sistema mais sustentável do que a antecipação para 2014, certamente os ganhos de sustentabilidade advém da melhora nos indicadores da captação da CAESB, que em razão da ponderação de W_i elevou o índice SG.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A avaliação constante de indicadores permitirá ao gestor saber se as medidas de mitigação e adaptação, bem como os instrumentos de gestão, estão sendo efetivos. Mais importante ainda, permitirá também avaliar se é necessário atualizar medidas (uma vez que os sistemas hídricos estão em mudança constante) que deram bons resultados no passado, mas que já podem estar se tornando sem efetividade. Toda essa avaliação proporciona ao gestor a capacidade de agir preventivamente, se antecipando a potenciais problemas futuros e fazendo gestão dos riscos. O emprego de ferramentas de simulação como a que foi utilizada nesse trabalho é um exemplo de como isso pode ser feito explorando diferentes cenários possíveis no futuro. Alguns pontos principais emergem das conclusões:

- As restrições aplicadas por meio de Resoluções não foram plenamente cumpridas, fato observável a partir do volume medido *versus* volume simulado no reservatório na Figura 21. Isso ressalta que as medidas são de difícil acompanhamento pelo órgão gestor.
- O sistema de um modo geral para períodos longos acomoda os aumentos de demanda. No entanto, esse aumento em períodos críticos reduz a sustentabilidade. Nesse caso, seriam necessárias ações de proteção aos produtores rurais em casos de expansão de demanda.
- A ampliação da oferta hídrica torna o sistema da CAESB mais confiável e abre espaço para expansão de produção agrícola.
- A decisão presente do gestor de recursos hídricos resultou em maior segurança hídrica para o atendimento da demanda urbana de forma efetiva, porém trouxe como trade-off um impacto maior sobre sustentabilidade do sistema de produção rural.
- Embora tenham produzido efeito positivo para o abastecimento urbano na crise presente, as ações mitigadoras implementadas já não terão o mesmo efeito no futuro.

O impacto de racionamento em demandas urbanas crescentes será ainda maior e as perdas do setor produtivo podem ser irrecuperáveis, sendo esses possíveis impactos fatores de ampliação de risco do sistema. Tal constatação sugere a necessidade de planejamento de ações diferentes para cenários de crise no futuro, não caberão mais as mesmas ações contemporâneas.

E ainda é necessária a avaliação prévia dessas propostas por meio de indicadores e índices que possam mostrar metricamente os possíveis resultados dessas ações.

Neste trabalho não há mudanças nos regimes de vazões ou temperatura, no entanto, espera-se que mudanças nos regimes de chuvas e temperatura causadas por mudanças climáticas possam tornar a crise mais severa reduzindo. As mudanças climáticas (MC) referem-se a uma série de mudanças que o planeta tem passado nos últimos anos, como o aumento de temperatura, alterações em oceanos, derretimento de gelo e outros. (MA et al., 2017; ASHOFTEH; RAJAEI; GOLFAM 2017). Para o DF, Chou et al. (2016) avaliaram sistemas hídricos considerando mudanças climáticas, e sendo otimista esperam um aumento de temperatura da ordem de 1,75 ° C e redução de pluviosidade em 25 %, previsões que tornam o sistema mais vulnerável do que o avaliado neste estudo. Sugere-se o estudo de indicadores aplicados a sistemas hídricos cujas vazões sejam geradas a partir de séries sintéticas, nas quais é possível simular diferentes durações de estresse hídrico, ou ainda sua severidade.

Nesse estudo não foram simulados diferentes períodos de final de racionamento, apenas de antecipação de racionamento, sugerindo-se o estudo posterior, pois os resultados dos indicadores sugerem que as medidas antecipadas possam tornar o sistema mais seguro.

Sugere-se também simular diferentes regras de restrições a irrigação, diferenciadas em função do valor agregado e as perdas.

Sugere-se a realização de estudos com diferentes ponderações de Índices individuais de sorte a verificar resultados de sustentabilidade do sistema de forma alinhada às prioridades de uso definidas legalmente.

Este trabalho ao fim demonstrou a viabilidade e a vantagem para gestão de recursos hídricos de adoção, como forma de gestão de risco, de indicadores de performance e índices de gestão. Ressaltando sua aplicação para avaliação de decisões e impactos de medidas adotadas e levantando novas simulações possíveis a serem realizadas.

7. REFERÊNCIAS

ADASA (2006). Estabelece valores de referência para outorga de uso de recursos hídricos em corpos de água de domínio do Distrito Federal e dá outras providências. Instrução normativa nº. 02 de 11 de outubro de 2006. Disponível em: http://www.ADASA.df.gov.br/images/stories/anexos/8Legislacao/InstrNormat/IN002_2006.p df, acesso em 17 de dezembro de 2017.

ADASA (2012). Plano de Gerenciamento Integrado do DF- PGIRH. Disponível em <http://www.ADASA.df.gov.br/regulacao/planos>. Acesso em 10 de junho de 2017.

ADASA (2016). Declara a Situação Crítica de Escassez Hídrica nos Reservatórios do Descoberto e de Santa Maria. Resolução nº 015/2016, de 16 de setembro de 2016. Disponível em <http://www.ADASA.df.gov.br/regulacao/resolucoes-e-estudos>. Acesso em 10 de junho de 2017.

ADASA (2017 a). Resolução Conjunta ADASA/SECIMA/ANA nº 01, de 06 março de 2017. Disponível em http://www.adasa.df.gov.br/images/storage/area_de_atuacao/recursos_hidricos/regulacao/resolucoes_estudos/Minuta_Res_Conjunta_Adasa_Secima_Ana.pdf. Acesso em 08 de julho de 2018.

ADASA (2017 b). Limita a Vazão Captada pela CAESB no Descoberto Resolução nº 01/2017, de 15 de fevereiro de 2017. Disponível em <http://www.ADASA.df.gov.br/regulacao/resolucoes-e-estudos>. Acesso em 10 de junho de 2017.

ADASA (2017 c). Estabelece curva de acompanhamento de metas estabelecidas para o reservatório do Descoberto durante o período o período hidrológico chuvoso 2017/2018. Resolução 26, de 07 de dezembro de 2017. Disponível em http://www.adasa.df.gov.br/images/storage/area_de_atuacao/recursos_hidricos/regulacao/resolucoes_estudos/revogacao_res262017.pdf. Acesso em 08 de julho de 2018.

ADASA- UNESCO (2018) – Relatório de Consultoria UNESCO PRODOC 914BRZ2016 – Edital 05/17. **Modelagem hidrológica da bacia do alto descoberto, Consultora:** Patrícia Monteiro. Disponível em: <http://www.adasa.df.gov.br/regulacao/estudos>. Acesso em 23 de outubro de 2018

ADASA (2018). Disponível em <http://www.adasa.df.gov.br/abastecimento-de-agua-e-esgoto/fiscalizacao/sistema-de-esgotamento-sanitario>. Acesso em 29 de abril de 2018.

ADASA (2018 a). Relatório anual de atividades – Superintendência de Recursos Hídricos. http://www.adasa.df.gov.br/images/storage/area_de_atuacao/recursos_hidricos/monitoramento/Relatorio_Anual_Atividades_2017.pdf. Acesso em dezembro de 2018.

AITH, Fernando Mussa Abujamra; ROTHBARTH, Renata. O estatuto jurídico das águas no Brasil. **Estudos avançados**, 29 (84), p. 163 -177, 2015.

ALENCAR, Leonidas P. DE; SEDIYAMA, Gilberto C.; MANTOVANI, Everardo C. Estimativa da evapotranspiração de referência (Eto padrão FAO), para Minas Gerais, na ausência de alguns dados climáticos. **Engenharia Agrícola**, 35, n1, p39-50, 2015.

ALLEN, R. G, et al. Evapotranspiración del cultivo: Guías para la determinación de los requerimientos de água de los cultivos. **Roma: FAO, 2006**. 298p. (Estudio FAO Riego y Drenaje, 56).

ANA, Conjuntura recursos hídricos no brasil, Encarte Especial sobre a Crise Hídrica, **Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos**, 168 p, 2017.

ANA. Manual de procedimentos técnicos e administrativos de outorga de direito de uso de recursos hídricos. **Agência Nacional de Águas – ANA, Brasília: 2013**. Disponível em <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sof/MANUALDEProcedimentosTecnicoseAdministrativosdeOUTORGAdDireitodeUsodeRecursosHidricosdaANA.pdf>, acesso em 26 de maio de 2017.

ANA. <http://progestao.ana.gov.br/portal/progestao/progestao-1/o-programa/apresentacao>, acesso em 12 de novembro de 2018

ANZAB, N. R, et al. Simulation Optimization for Optimal Sizing of Water Transfer Systems. **In Kim J., Geem Z. (eds) Harmony Search Algorithm. Advances in Intelligent Systems and Computing**, 382, p. 365 a 382, 2016.

ARAÚJO, Ronaldo S., et al. Water resource management: A comparative evaluation of Brazil, Rio de Janeiro, the European Union, and Portugal. **Science of the Total Environment**,511, p815-828, 2015.

ASHOFTEH, Parisa-Sadat; RAJAEI, GOLFAM Taher Parvin. Assessment of Water Resources Development Projects under Conditions of Climate Change Using Efficiency Indexes (EIs). **Water Resource Management**. DOI 10.1007/s11269-017-1701-y, 2017.

BALTAR, Alexandre M., et al. Banco Mundial -Sistemas de Suporte à Decisão para a Outorga de Direitos de Uso da Água no Brasil - 1ª edição - Brasília - 48p. ISBN: 85-88192-02-0 I, 2003.

BEDOLLA, Joel Hernández, et al. The Assessment of Sustainability Indexes and Climate Change Impacts on Integrated Water Resource Management. **Water**, 9, 213, doi:10.3390/w9030213, 2017.

BERREDJEM, Abdel-Fatah; HANI Azzedine. Modelling current and future supply and water demand in the northern region of the Seybouse Valley. **Journal of water and land development, Section of Land Reclamation and Environmental Engineering in Agriculture**, 33 (IV–VI), p 31–38, 2017.

BHAVE, Ajay Gajanan, et al. Integrated Assessment of no-Regret Climate Change Adaptation Options for Reservoir Catchment and Command Areas. **Water Resource Management**, 30, p. 1001–1018, 2016.

BRASIL (1983). Decreto nº 88.940, de 7 de novembro de 1983, dispõe sobre a criação das Áreas de Proteção Ambiental das Bacias dos Rios São Bartolomeu e Descoberto, e dá outras providências. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/1980-1984/D88940.htm. Acesso em 30 de julho de 2017.

BRASIL (1988). Constituição, 1988. “Constituição Federal do Brasil”. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em 26 de maio de 2017.

BRASIL (1997). Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e dá outras providências. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/19433.htm. Acesso 08 de julho de 2018.

BRASIL (2000). Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, que dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas - ANA, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e dá outras providências. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9984.htm. Acesso em 26 de maio de 2017.

BRASIL (2013). Plano De Recursos Hídricos e do Enquadramento Dos Corpos Hídricos Superficiais Da Bacia Hidrográfica Do Rio Paranaíba/ Plano de ação de Recursos Hídricos da Unidade De Gestão Hídrica Lago Paranoá, Descoberto, Corumbá, São Bartolomeu E São Marcos, 2013.

BRASIL(2012). Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12651compilado.htm., Acesso em 24 de março de 2018.

BRASÍLIA (2017) Plano Integrado de Enfrentamento à Crise Hídrica. <https://www.agenciabrasilia.df.gov.br/wp-content/uploads/2017/03/plano-integrado-de-enfrentamento-a-crise-hidrica-governo-de-brasilia.pdf>. Acesso em dezembro de 2018.

CAESB (2018). Site da concessionária: Disponível em <https://www.caesb.df.gov.br/component/content/article/2-portal/agua/20-programa-de-controle-de-perdas.html>. Acesso em 01 de maio de 2018.

CARMONA, Gema; VARELA-ORTEGA, Consuelo; BROMLEY, John. Participatory modelling to support decision making in water management under uncertainty: Two comparative case studies in the Guadiana river basin, Spain. **Journal of Environmental Management**. 128, p. 400-412, 2013.

CARVALHO, Luiz Gonsaga de, et al. Evapotranspiração de referência: Uma abordagem atual de diferentes métodos de estimativa. **Pesquisas Agropecuárias Tropicais**. Artigo de Revisão. 41, n. 3, p. 456-465, 2011.

CHELOTTI, Giancarlo Brugnara. Mapeamento de uso do solo da bacia hidrográfica do Alto Descoberto, no Distrito Federal, por meio de classificação orientada a objetos com base em imagem do satélite Landsat 8 e softwares livres. **Revista Brasileira de Geomática**, Curitiba, 5, n 2, p.172-185, 2017.

CHOU, C. S. et al. (2016): Simulações em Alta Resolução das Mudanças Climáticas sobre a América do Sul. In Modelagem Climática e Vulnerabilidades Setoriais à Mudança do Clima no Brasil. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Secretaria de Políticas e Programas de Pesquisa e Desenvolvimento. Coordenação- -Geral de Mudanças Globais de Clima. 2016. Ed. 590p. ISBN: 978-85-88063-30-3 (Capítulo de livro) pp 49-90

CHRISPIM, Zélia M.P. Water resource management: A comparative evaluation of Brazil, Rio de Janeiro, the European Union, and Portugal. **Science of the Total Environment**, 511 p. 815–828, 2015.

CIMELLARO, G. P., et al. New Resilience Index for Urban Water Distribution Networks. **Journal of Structural Engineering**, 142(8), p. 1-1, 2016.

CNRH (2000). Resolução n ° 12, de 19 de julho de 2000, do Conselho Nacional de recursos hídricos, Disponível em http://www.cnrh.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=14, acesso em 26 de maio de 2017.

CNRH (2005). Resolução nº 48, de 21 de março de 2005, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos, que estabelece critérios gerais para a cobrança pelo uso dos recursos. Disponível em [hídricos,http://www.cnrh.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=14](http://www.cnrh.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=14), acesso em 26 de maio de 2017.

CNRH (2006). Resolução nº 58, de 30 de janeiro de 2006, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Disponível em http://www.cnrh.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=14, acesso em 26 de maio de 2017.

CNRH (2008) Resolução nº 91, de 05 de novembro de 2008, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Disponível em http://www.cnrh.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=14, acesso em 26 de maio de 2017.

CNRH (2016) Resolução CNRH nº 181, de 7 de dezembro de 2016 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Disponível em http://www.cnrh.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=14, acesso em 26 de maio de 2017.

COBRAPE, Plano Diretor de Aproveitamento de Recursos Hídricos para a Macrometrópole Paulista, no Estado de São Paulo. Disponível em

http://www.dae.sp.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=1112:plano-diretor-de-aproveitamento-dos-recursos-hidricos-para-a-macrometropole-paulista, acesso em 01 de maio de 2018.

CODEPLAN, (2018) Disponível em (<http://ortofoto.mapa.codeplan.df.gov.br/demo/tms>), acesso em 04 de maio de 2018.

CODEPLAN. Companhia de Desenvolvimento do Planalto. Atlas do Distrito Federal. Brasília, GDF. 78p, 1984.

COLE, Gerald. Management: Theory and Practice. Londres, 6th Edition, p. 3-28,2004

CONAMA, (2005). Conselho Nacional de Meio Ambiente nº 357, de 17 de março de 2005. Disponível em http://portalpnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO_CONAMA_n_357.pdf, acesso em 26 de maio de 2017.

COUTINHO, Marcos Pellegrini; SANTOS, Leonardo Bacellar Lima. Crise Hídrica em São Paulo sob o Ponto de Vista dos Desastres. **Ambiente & Sociedade**, XIX, n. 1 n, p. 21-42, 2016

COUTINHO, Renato M.; KRAENKEL, Roberto A.; PRADO, Paulo I. Catastrophic Regime Shift in Water Reservoirs and São Paulo Water Supply Crisis. **PLOS ONE**, September 15, p. 1-14, 2015.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil - **Boletim CPRM número 8**, 2015. Disponível em http://www.cprm.gov.br/sace/boletins/secas_estiagens/Boletins/Sao_Paulo/2015_008-20150810%20-%20134948.pdf, acesso em 10 de junho de 2017.

DIAO, Kegong, et al. Global resilience analysis of water distribution systems. **Water Research**, 106, p. 383-393, 2016.

DISTRITO FEDERAL (2001). LEI Nº 2.725, de 13 de junho de 2001, que institui a Política de Recursos Hídricos e cria o Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Distrito Federal. Disponível em <http://www.tc.df.gov.br/SINJ/Diario/3f312b9a-94f0-3aa2-81fc-16dc93e9d5c2/a3596901.pdf>, acesso em 10 de junho de 2017.

DISTRITO FEDERAL (2017). DECRETO Nº 37.976, DE 24 DE JANEIRO DE 2017, que decreta situação de emergência e determina restrições para o uso de água no Distrito Federal. Disponível em http://www.buriti.df.gov.br/ftp/diariooficial/2017/01_Janeiro/DODF%20018%2025-01-2017/DODF%20018%2025-01-2017%20INTEGRA.pdf, acesso em 10 de junho de 2017.

DOORENBOS, J; KASSAM, A.H. Yield Repouse to Water. Roma, FAO Irrigation and Drainage Paper, 33, 1979.

DOORENBOS, J; PRUITT, W O. Crop Water Requirement. Roma, **FAO Irrigation and Drainage Paper**, 24, 1977.

FERNANDES, Andre L.T; JUNIOR, Eusímio F. Fraga; TAKAY, Bruno Y. Avaliação do método Penman-Piche para estimativa de evapotranspiração de referência em Uberaba-MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 15 (3), p.270-276,2010.

FERRIGO, S. Análise de consistência dos parâmetros do modelo swat obtidos por calibração automática – estudo de caso da bacia do Lago Descoberto - DF. 2014. 164f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), Publicação PTARH.DM-159/14, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, 2014.

FILHO, Alceu Gomes de Andrade, et al. Estudos de demanda hídrica de culturas olerícolas para dimensionamento de reservatório de aproveitamento de água de chuva pelo método dos dias consecutivos sem precipitação pluviométrica. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, ISSN 2176-7270, 2, No. 3, p. 58 -68, 2010.

FINKLER, Nicolás Reinaldo et al. Cobrança pelo uso da água no Brasil: uma revisão metodológica. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 33, p. 33-49, abr. 2015.

FORRESTER, Jay W. Lessons from system dynamics modeling. The 1986 international conference of the system dynamics society. Sevilla, october, 1986.

FREITAS, Antônio H.A, MAGRINI, Alessandra. Multi-criteria decision-making to support sustainable water management in a mining complex in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, 47, p. 118-128, 2013.

GEORGE, Biju, et al. An integrated hydro-economic modelling framework to evaluate water allocation strategies II: Scenario assessment. **Agricultural Water Management**, 98, p. 747–758, 2011b.

GEORGE, Biju, et al. An integrated hydro-economic modelling framework to evaluate water allocation strategies I: Model development. **Agricultural Water Management**, 98, p. 733–746, 2011a.

GETIRAN, A. Augusto. Extreme Water Deficit in Brazil Detected from Space. **Journal of HydroMeteorology**,17, p. 591-599, 2016.

GOHARIAN, Erfan, et al. Vulnerability Assessment to Support Integrated Water Resources Management of Metropolitan Water Supply Systems. **Journal of Water Resource Planning. Management**, 143(3), p.1-1, 2017.

GONÇALVES, Tatiana Diniz; LOHE, Christoph; CAMPOS, José Elói Guimarães. Hydraulic characterization from porous aquifers of the Brazilian Federal District. **Brazilian Journal of Geology**, 45, nº2, p. 259-271, 2015.

GREGORY, Robin; FAILING, Lee; HIGGINS, Paul. Adaptive management and environmental decision making: A case study application to water use planning. **Ecological Economics**, 58, 434–447, 2006.

HADDED, R; NOURI, I., et al. A Decision Support System to Manage the Groundwater of the Zeuss Koutine Aquifer Using the WEAP-MODFLOW Framework. **Water Resource Management**, 27, p.1981–2000, 2013.

HASHIMOTO, T; LOUCKS, D.P; STEDINGER, J.R. Reliability, Resiliency, Robustness, and Vulnerability Criteria for Water Resource Systems. **Reprinted with permission from Water Resources Research** 18(1), p. 14-26; 1982.

HEGGER, D. L. T et al. Toward more flood resilience: Is a diversification of flood risk management strategies the way forward? Toward more flood resilience: Is a diversification of flood risk management strategies the way forward? **Ecology and Society**, 21(4), p.52 -64, 2016

HÖLLERMANN, Britta; GIERTZ, Simone; DIEKKRÜGER, Bernd. Benin 2025—Balancing Future Water Availability and Demand Using the WEAP ‘Water Evaluation and Planning’ System. **Water resource Management**, 24, p.3591–3613, 2010.

HOQUE, Yamen M.; TRIPATHI, Shivam; HANTUSH, Mohamed,M.; GOVINDARAJU, Rao S. Watershed reliability, resilience and vulnerability analysis under uncertainty using water quality data. **Journal of Environmental Management**, 109, p. 101-112, 2012. IBGE, 2016. Estimativas da população residente para os municípios e para as unidades da federação brasileiros com data de referência em 1º de julho de 2016. Disponível em http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2016/estimativa_dou.shtm, acesso em 23 de julho de 2017.

IGAM, Instituto das águas mineiras 2017. Disponível em http://www.igam.mg.gov.br/images/stories/campanha/registro_de_uso_legal.pdf. Acesso em 10 de junho de 2017.

INMET. 2011. Instituto Nacional de Meteorologia. Estações automáticas. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/graficosClimaticos>. Acesso em 10 de junho de 2017.

IORIS, Antonio A.R.; HUNTERB, COLIN, Hunterb; WALKER, C Susan. The development and application of water management sustainability indicators in Brazil and Scotland. **Journal of Environmental Management**, 88, p. 1190–1201, 2008.

KARMANN, I. O ciclo da água, água subterrânea e sua ação geológica. In: Wilson Teixeira; Thomas Rich Fairchild; Maria Cristina Motta de Toledo; Fabio Taioli. (Org.). **Decifrando a Terra**. 1ª ed. São Paulo: Oficina de textos. p. 113-13, 2000.

KHARRAZI, Ali; AKIYAMA, Tomohiro; YU, Yadong; LI, Jia. Evaluating the evolution of the Heihe River basin using the ecological network analysis: Efficiency, resilience, and implications for water resource management policy. **Science of the Total Environment**, 572, p. 688–696, 2016.

KHARRAZI, Ali; AKIYAMA, Tomohiro; YU, Yadong; LI, Jia. Evaluating the evolution of the Heihe River basin using the ecological network analysis: Efficiency, resilience, and implications for water resource management policy. **Science of the Total Environment**, 572, p. 688–696, 2016.

KJELDTSEN, Thomas Rodding; ROSBJERG, Dan. Choice of reliability, resilience and vulnerability estimators for risk assessments of water resources systems. **Hydrological Sciences–Journal–des Sciences Hydrologiques**, 49(5), p.755-767, 2004.

LABADIE, John W. Optimal Operation of Multireservoir Systems: State-of-the-Art Review. **Journal of Water Resources Planning and Management**. p. 93-11, 2004.

LI, Xue. et al. Application of Water Evaluation and Panning (WEAP0 model for water resources management strategy estimation ins costal Binhai New Area, China. **Ocean and Coastal Management**,106, p. 97 a 109, 2015.

LOUCKS, D. P. (1997). Quantifying trends in system sustainability. **Hydrological Science Journal**, 42(4), p.513–530, 1997. Disponível em <http://dx.doi.org/10.1080/02626669709492051>, acesso em 15 de junho de 2017.

LU, Hongwei. et al. A credibility-based chance-constrained optimization model for integrated agricultural and water resources management: A case study in South Central China. **Journal of Hydrology**,537, p. 408–418, 2016.

MA, L., et al. Modeling yield and biomass responses of maize cultivars to climate change under full and deficit irrigation. **Agricultural Water Management**, **180**, p.88-98, 2017

MA, Siyu, et al. Temporal Evolution of Regional Drought Detected from GRACE TWSA and CCI SM in Yunnan Province, China. **Remote Sensing**, 9, (11), 1124, p-1-15, 2017.

MAKWARA, Enock C. Water: an economic or a social good. **Journal of social development in Africa**, 06, 02, p. 141-162, 2011.

MALIEHE, Motlasli; MULUNGU, Deogratias M.M. Assessments of water availability for competing uses using SWAT e WEAP in South Phuthiatsana catchment, Lesotho. **Physics and Chemistry of Earth**, xxx, p.1-12, 2017.

MAPA, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. PROJEÇÕES DO AGRONEGÓCIO Brasil 2016/17 a 2026/27 Projeções de Longo Prazo, 2017. Disponível em <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/politica-agricola/todas-publicacoes-de-politica-agricola/projecoes-do-agronegocio/projecoes-do-agronegocio-2017-a-2027-versao-preliminar-25-07-17.pdf>, acesso em 18 de janeiro de 2018.

MARENGO, José A., et al. A seca e a crise hídrica de 2014-2015 em São Paulo. **Revista USP-dossiê crise hídrica**, 106, p. 31-44, 2015.

MAROUELLI, Waldir A; SILVA, Henoque Ribeiro da; SILVA, Washington Luiz de Carvalho e. Manejo da irrigação de Hortaliças. **Circular técnica EMBRAPA nº 2**, 1ª edição, janeiro, 1986.

MAROUELLI, Waldir A; SILVA, Washington Luiz de Carvalho. Seleção de sistemas de irrigação para hortaliças. **Circular técnica EMBRAPA nº 98**, 2ª edição, dezembro, ISSN 1415-3033, 2011.

MATROSOV, Evgenii S. Ashley M. Woods; HAROU, Julien J. Robust Decision Making and Info-Gap Decision Theory for water resource system planning. **Journal of Hydrology**, 494, p. 43–58, 2013.

MATTHEWS, John C. Disaster Resilience of Critical Water Infrastructure Systems. Technical Note. **Journal of Structural Engineering**, 142(8), p.1-1, 2016.

MEDD, Will; CHAPPELLS, Heather. Drought, demand and the scale of resilience: challenges for interdisciplinarity in practice. **Interdisciplinary science reviews**, 32, n° 3, p. 233-248, 2007.

MEHTA, Lyla. Water and Human Development. **World Development**, 59, p. 59–69, 2014.

MMA, Ministério do Meio Ambiente do Brasil, Disponível em <http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>, acesso em 29 de julho de 2017.

MMA, Ministério do Meio Ambiente Plano de Manejo da APA Bacia do Rio Descoberto – Encarte 2 – Diagnóstico da UC, 313 páginas, 2014.

MORIASI, D., et al. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **American Society of Agricultural and Biological Engineers-Transactions of the ASABE**, 50, 3, p.885-900, 2007

NUNES, Juliana Faria; ROIG, Henrique Llacer. Análise e mapeamento do uso e ocupação do solo da bacia do alto do Descoberto, DF/GO, por meio de classificação automática baseada em regras e lógica nebulosa. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, 39, n.1, p.25-36, 2015.

OECD (2015) OECD Principles on water governance, "[http://refhub.elsevier.com/S0305-750X\(16\)30546-0/h0490](http://refhub.elsevier.com/S0305-750X(16)30546-0/h0490)

OECD (2015), Governança dos Recursos Hídricos no Brasil, **OECD Publishing**, Paris. Disponível em <http://dx.doi.org/10.1787/9789264238169-pt>, acesso em 03 de maio de 2018.

PLUMMER, Ryan. et al. An integrative assessment of water vulnerability in First Nation communities in Southern Ontario, Canada. **Global Environmental Change**, 23, p. 749–763, 2013.

PONTES, Lucas M., et al. Hydrological Modeling of Tributaries of Cantareira System, Southeast Brazil, with the SWAT Model. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, 36(6), p.1037-1049, 2016.

PORTO, Monica F. A; PORTO Rubem La Laina. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, 2, 63ps. 43 -60; 2008.

RESENDE, Morethson; ALBUQUERQUE, Paulo Emílio Pereira de. Métodos e Estratégias de Manejo de Irrigação. **Circular técnica EMBRAPA n° 19**, 1ª edição, dezembro, ISSN 1679-1150, 2002.

ROSSI, Giuseppe; CANCELLIERE, Antonino; GIULIANO, Giuseppe. Case Study: Multicriteria Assessment of Drought Mitigation Measures. **Journal of Water Resources Planning and Management**, p 449 - 457, 2005.

SANDOVAL-SOLIS, S.; MCKINNEY, D. C.; LOUCKS, D. P. Sustainability Index for Water Resources Planning And Management. **Journal of Water Resource Planning Management**, 137 (5)p. 380-391, 2011.

SIEBER, Jack, M.S; SWARTZ, Chris; HUBER-LEE, Annette, WEAP user Guide, Water Program Stockholm Environment Institute Tellus Institute, 2016.

SIMÕES, Sara; CRISTÓVÃO, Artur. O Papel Da Propriedade Comunitária no Desenvolvimento. Artigo apresentado no VII Congresso Português de sociologia- Baldios no Norte de Portugal, 2012.

SIMONIT, Silvio, et al. The impact of Forest Thinning on the reliability of water supply in central Arizona. **PLO ONE**, 10(4),1-21, 2015.

SORIANO, Érico, et al. Crise hídrica em São Paulo sob o ponto de vista dos desastres. **Ambiente & Sociedade**, XIX, p. 21-42, n. 1, 2016.

SRINIVASAN, K., et al. Mixed-Integer Programming Model for Reservoir Performance Optimization. **Journal of Water Resources Planning and Management**, p. 298-301,1999.

TARGA, Marcelo Dos Santos; BATISTA, Getulio Teixeira. Benefits and legacy of the water crisis in Brazil. **Revista Ambiente e Água**, 10 n. 2, p.234 - 239, 2015.

TCHÓRZEWSKA-CIEŚLAK, Barbara. Risk in Water Supply System Crisis Management. **Journal of KONBiN**, 5, p. 176-196, 2008.

THOMPSON, James P; HOWICK, Susan; BELTON, Valerie. Critical Learning Incidents in system dynamics modelling engagements. **European Journal of Operational Research**,249, p. 945-958, 2016.

TILMANT, Amaury; ARJOON, Diane; MARQUES, Guilherme Fernandes. Economic Value of Storage in Multireservoir Systems. **Journal of Water Resource Planning. Management**, 140(3), p. 375-383, 2014.

TUCCI, Carlos E.M; HESPANHOL, Evanildo; NETTO, Oscar de M.Cordeiro. Cenário da Gestão de Água no Brasil: uma contribuição para a visão mundial de água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 5(03), p. 31-43, 2000.

VIEIRA, Edison; SANDOVAL-SOLIS, Samuel. Sustainability index and integrated water resources management of the rio Verde Grande basin in Brazil. **XI World Water Congress, 2017**. Disponível em https://iwra.org/member/congress/resource/ABSID531_ABSID531_ID_531_Full_paper.pdf, acessado em, 06 de maio de 2018.

VIGERSTOL, Kari L; AUKEMA, Juliann E. A comparison of tools for modeling freshwater ecosystem services. **Journal of Environmental Management**, 92 p. 2403-2409, 2011.

WANG, Xiao-Jun, et al. A strategy to deal with water crisis under climate change

for mainstream in the middle reaches of Yellow River. **Mitig Adapt Strateg Glob Change** 16, p.555–566, 2011.

WARNER, Andrew; OPPERMAN, Jeffrey J.; PIETROWSKY, Robert. A Call to Enhance the Resiliency of the Nation’s Water Management. **Journal of Water Resources Planning and Management**. 137(4), p. 305-308, 2011.

WILLIAMS, Byron K. Adaptive management of natural resources framework and issues. **Journal of Environmental Management**, 92, p. 1346-1353, 2011.

WINTER, Jonathan M., et al. Integrating water supply constraints into irrigated agricultural simulations of California. **Environmental Modelling & Software**, 96, p. 335-346, 2017.

WOODHOUSE, P; MULLER, M. Water Governance—An Historical Perspective on Current Debates. **World Development**, 92, p. 225–241, 2017.

WSSD (World Summit on Sustainable Development). “Report of the world summit on sustainable development.” United Nation, New York, 2002.

WU, Sue-Jen; YOON, Jae-Heung; QUIMPO, Rafael G. Capacity-weighted water distribution system reliability. **Reliability Engineering and System Safety**, 42, p. 39-46, 1993.

WU, Weynam; MAIER, Holger R.; SIMPSON, Angus R. Surplus power factor as Resilience Measure for assessing hydraulic reliability in water transmission system optimization. **Journal of Water Resources Planning and Management**, 137(6), p. 542-546, 2011.

YAMOTO, Koichi Mi; YAMAMOTO, Taihei; ANYOJI, Hisao. Crisis management of water shortage in an irrigation area with a pipeline network system. **Water Environmental**, 2004.

YANG, Li, Z.F. Quantifying the sustainability of water use systems: Calculating the balance between network efficiency and resilience. **Ecological Modelling**, 222, p. 1771-1780, 2011.

YAZDANI, Otoo, R. Appiah, JEFFREY, P. Resilience enhancing expansion strategies for water distribution systems: A network theory approach. **Environmental Modelling & Software**, 26, p. 1574-1582, 2011.

ZEE, 2011. Zoneamento Ecológico Econômico do Distrito Federal. Disponível em: <http://www.zee-df.com.br/produtos.html>, acesso em março de 2018.