



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

RENATO DE OLIVEIRA FERNANDES

**ESTRATÉGIA DE GESTÃO ADAPTATIVA DOS RECURSOS HÍDRICOS PARA O
RIO JAGUARIBE EM CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS**

**FORTALEZA
2016**

RENATO DE OLIVEIRA FERNANDES

ESTRATÉGIA DE GESTÃO ADAPTATIVA DOS RECURSOS HÍDRICOS PARA O
RIO JAGUARIBE EM CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil. Área de concentração: Recursos Hídricos

Orientadora: Dra. Ticiano M. de Carvalho Studart
Coorientador: Dr. Cleiton da Silva Silveira

FORTALEZA
2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

F411e Fernandes, Renato de Oliveira.

Estratégia de gestão adaptativa dos recursos hídricos para o Rio Jaguaribe em cenários de mudanças climáticas / Renato de Oliveira Fernandes. – 2016.

189 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Recursos Hídricos, Fortaleza, 2016.

Orientação: Profa. Dra. Ticiania M. de Carvalho Studart.

Coorientação: Prof. Dr. Cleiton da Silva Silveira.

1. adaptação climática. 2. modelos de gestão. 3. resiliência. 4. acoplamento de modelos. I. Título.

CDD 627

RENATO DE OLIVEIRA FERNANDES

ESTRATÉGIA DE GESTÃO ADAPTATIVA DOS RECURSOS HÍDRICOS PARA O
RIO JAGUARIBE EM CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil. Área de concentração: Recursos Hídricos

Aprovada em: 20/12/2016

BANCA EXAMINADORA

Dr^a. Ticiane M. de Carvalho Studart (orientadora)
Universidade Federal do Ceará

Dr. Cleiton da Silva Silveira (coorientador)
Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira

Dr. Francisco Osny Enéas da Silva
Universidade Federal do Ceará

Dr^a. Renata Mendes Luna
Universidade Federal do Ceará

Dr. José Maria Brabo Alves
Universidade Estadual do Ceará

Dr. Emerson Mariano da Silva
Universidade Estadual do Ceará

A minha família, em especial a minha mãe Francisca, minha esposa Kaliane e minha filha Alice, dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus por ter me guiado na minha trajetória acadêmica.

A minha família pelo apoio, em especial a minha mãe Francisca, pelo seu amor que sempre me guiou pelos melhores caminhos, ao meu pai Jurandy Fernandes, pelas mudanças recentes e apoio, minha esposa Kaliane Fernandes, que sempre esteve ao meu lado me incentivando e apoiando, a minha pequena Alice que me motiva apenas com o seu sorriso, aos meus irmãos Gerlan Fernandes, Gerlandia Fernandes, Raul Fernandes e Gerlandia Gouveia pelo carinho e admiração.

Aos professores Ticiane Studart e Cleiton Silveira pela orientação durante o desenvolvimento da pesquisa. Ao professor Francisco de Assis pelas dicas e sugestões de como abordar o tema. Ao professor Carlos Galvão que incentivou minha carreira na pesquisa em uma época que ainda não me reconhecia como pesquisador.

Aos amigos Rodolfo Nóbrega, pelas sugestões valiosas no texto, Gomes Ribeiro, que colaborou de várias formas durante o curso de doutorado, a Klosthenes Moreira, que sempre me incentivou a seguir em frente, a Afrânio Quirino pelas consultas médicas e poesia, a Osvaldo Crispim pela sua filosofia e conversas sobre os diversos temas, a Pedro Alysson pelo apoio no Juazeiro do Norte e consideração, a equipe de engenheiros da SEINFRA de Iguatu, CE, representado pelo amigo João Bosco, onde aprendi a prática da engenharia.

Ao Departamento de Construção Civil e Universidade Regional do Cariri, por ter permitido a dedicação exclusiva ao trabalho de pesquisa através do afastamento das atividades docente.

Aos professores da banca examinadora pela disponibilidade e colaboração.

À Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico, FUNCAP, pelo apoio financeiro através da bolsa.

A todos que acreditam de alguma forma no poder transformador de uma ideia e de um ideal, os meus agradecimentos.

RESUMO

Estudos de impactos das mudanças climáticas que deem suporte à gestão dos recursos hídricos são indispensáveis para elaboração de estratégias adaptativas. Este trabalho avalia os impactos das mudanças climáticas nas vazões regularizadas de dois grandes reservatórios e na qualidade da água do Rio Jaguaribe, Ceará, e elenca estratégias de gestão com base nas variações da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e do Oxigênio Dissolvido (OD) causadas pelas mudanças projetadas para o clima. O modelo AcquaNet foi utilizado para simular as vazões regularizadas (Q_{90}) dos reservatórios Castanhão e Banabuiú, que, de modo paralelo, são os principais responsáveis por perenizar o Rio Jaguaribe. As vazões afluentes aos reservatórios, necessárias para estimativa da Q_{90} , foram simuladas pelo modelo hidrológico *Soil Moisture Accounting Procedure* (SMAP), o qual utilizou dados de precipitação de 20 Modelos de Circulação Global (MCGs) do Quinto Relatório do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC-AR5) em dois cenários de emissão de gases de efeito estufa (RCP4.5 e RCP8.5) e dois períodos futuros (2040-2069 e 2070-2099). A simulação da qualidade da água foi realizada no modelo QUAL-UFMG e considera a variação da Q_{90} no Rio Jaguaribe projetada a partir dos MCGs e o lançamento de esgoto doméstico dos municípios a jusante do Castanhão. Foram identificados limites mínimos na redução da Q_{90} por análise de sensibilidade da concentração da DBO e do OD, e formuladas hipóteses de gestão a partir de metas progressivas de redução da carga de DBO e da variação da Q_{90} projetada. Os resultados mostram que para atender as concentrações da DBO e do OD preconizadas para a classe 2 do enquadramento a redução na Q_{90} deve ser inferior a 45% para o período 2040–2069 e 20% para o período 2070–2099 em relação ao cenário base (1961–1990). As hipóteses sugerem a necessidade de reduzir progressivamente a carga de DBO lançada no rio. As projeções dos impactos das mudanças climáticas nas vazões regularizadas e na qualidade da água do Rio Jaguaribe apresentaram divergências nos valores da mudança. Para lidar com o problema gerado pelas incertezas na gestão dos recursos hídricos é proposto um quadro conceitual (*framework*) que acopla o ciclo da gestão adaptativa com a tomada de decisão. O quadro conceitual proposto leva em conta as hipóteses de mudanças nas vazões do Rio Jaguaribe, determinada pela capacidade de regularização dos reservatórios, a variação da carga orgânica de origem doméstica

e as ações de gestão adotadas como principal estratégia. A estratégia de gestão recomenda melhorias na política de saneamento básico para a redução da carga de DBO, controle operacional dos reservatórios para manutenção da vazão mínima no rio e flexibilização dos instrumentos atuais de gestão dos recursos hídricos. O estudo mostrou que as mudanças climáticas devem causar impactos qualitativos nos recursos hídricos da bacia do Rio Jaguaribe, Ceará, e que a estratégia de gestão adaptativa proposta é uma importante ferramenta para lidar com esse novo contexto de incertezas, principalmente, pela sua flexibilidade e tomada de decisão com informações incertas ou incompletas.

Palavras-chave: adaptação climática, modelos de gestão, resiliência, acoplamento de modelos.

ABSTRACT

Studies on climate change impacts that support water resources management are essential to develop adaptive strategies. This study evaluates the impacts of climate change on the regulated flows of two large reservoirs and on the water quality of the Jaguaribe River in Brazil. It lists management strategies based on variations of Biochemical Oxygen Demand (BOD) and Dissolved Oxygen (DO) as a result of the projected climate changes. The AcquaNet model was used to simulate the regulated flows (Q_{90}) of the Castanhão and Banabuiú reservoirs, which, in parallel, are the main dams responsible for regulating the downstream flow of the Jaguaribe River. The reservoir inflows needed to estimate Q_{90} were simulated by using the hydrological model *Soil Moisture Accounting Procedure* (SMAP), which used precipitation data from 20 Global Circulation Models (GCMs) of the Fifth Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC-AR5) in two scenarios of greenhouse gas emissions (RCP4.5 and RCP8.5) and two future periods (2040-2069 and 2070-3099). Water quality was simulated using QUAL-UFMG model, which considers the variation of Q_{90} in the Jaguaribe River projected from the GCMs and the discharge of domestic sewage from the municipalities downstream from Castanhão. Minimum limits of Q_{90} reduction were identified by sensitivity analysis of the BOD and DO concentration, and management hypotheses were formulated based on progressive goals to reduce the BOD load and the projected variation of Q_{90} . The results show that in order to fulfill the concentrations of BOD and DO recommended for Class 2 of the classification the Q_{90} reduction should be less than 45% for the 2040-2069 period, and 20% for the 2070-2099 period compared to the base scenario (1961-1990). The hypotheses show the need to progressively reduce the BOD load discharged into river. The projections of the impacts of climate changes on regulated flows and water quality of the Jaguaribe River show divergences in the values of the change. In order to deal with the problem generated by the uncertainties in the management of water resources, a framework that couples the cycle of adaptive management to the decision-making is proposed. The framework proposed takes into account the hypotheses of changes in the flow of the Jaguaribe River, which is determined by the reservoir regulation capacity, the variation of the organic load from domestic sources, and the management actions adopted as a main strategy. The proposed management strategy recommends

improvements in the basic sanitation policy to reduce the BOD load, the operational control of the reservoirs to maintain at least the minimum allowed flow in the river, and the adaptability of the current water resources management instruments. The study showed that the climate changes must have qualitative and quantitative impacts on the water resources of the Jaguaribe River basin, and that the adaptive management strategy proposed is a major tool to deal with this new context of uncertainties, especially because of its flexibility and decision-making with uncertain or incomplete information.

Key-words: adaptation, adaptive management, resilience, model coupling

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Dinâmica do sistema de recursos naturais com mudanças influenciadas pelas condições ambientais e ações de gestão	33
Figura 2	– Ciclo da gestão adaptativa	34
Figura 3	– Fase interativa da gestão adaptativa entre o monitoramento, avaliação e as ações de gestão.	38
Figura 4	– Processo de identificação e implementação das opções de gestão na GA.	40
Figura 5	– Número de citação e número de publicações nas quais o termo “adaptive management” aparece no título e número de citações em que o termo “adaptive management” e “water” aparecem simultaneamente no título no período de 1978-2015.	45
Figura 6	– Framework do SSE com múltiplos componentes. As situações da ação focal são onde todas as ações têm lugar como insumo e são transformadas pelas ações de múltiplos atores em resultados.....	49
Figura 7	– Conceitos básicos relacionados à vulnerabilidade de SSE.....	51
Figura 8	– Variação da insolação do verão no Hemisfério Norte (A) e da presença de sedimentos terrestre nos sedimentos marinhos na região do deserto do Saara destacando a mudança abrupta de estado (área sombreada).	59
Figura 9	– Representação do modelo conceitual da mudança de dois estados de um sistema em função de perturbações externas que atuam (A-I), modificação do domínio de estabilidade (A-II) e a combinação das duas condições anteriores (A-III).	60
Figura 10	– Estados alternativos em um ecossistema diverso (1 e 4) e as causas (2) e gatilhos (3) por trás da perda da resiliência e mudança de regime.....	62
Figura 11	– Ciclos adaptativos em duas dimensões (A) e três dimensões (B).	64

Figura 12	– Ciclo de um modelo de gestão do solo em uma bacia hidrográfica, mostrando as mudanças na concentração de fósforo (adimensional) em um lago, proporção de áreas agrícolas que usam práticas intensivas de fósforo e o tamanho da bacia de atração (atrator).....	67
Figura 13	– Ciclos adaptativos indicando interações entre escalas (panarquia).....	69
Figura 14	– Teoria da panarquia com ênfase em quatro aspectos da mudança através de diferentes escalas em um sistema de recursos hídricos e a interseção com as fases do ciclo adaptativo.....	70
Figura 15	– Caminhos climáticos possíveis (espaço de oportunidade) que poderão levar a adaptação.....	82
Figura 16	– Diferença entre os estudos de impacto e adaptação as mudanças climáticas pelas abordagens top-down e bottom-up.....	85
Figura 17	– Cinco maiores categorias de ameaças no ecossistema de rios, destacando os possíveis impactos que a modificação das vazões pode gerar.....	89
Figura 18	– Mapa de localização dos açudes Castanhão, Orós e Banabuiú na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe, Ceará.	100
Figura 19	– Vazões médias diárias mensais em uma seção do Rio Jaguaribe mostrando a interferência que a construção do Castanhão exerce no regime de vazões.....	101
Figura 20	– Representação da concentração da DBO na classe 2 de enquadramento pela ótica da teoria da resiliência ecológica.	105
Figura 21	– Representação simplificada do ciclo adaptativo em recursos hídricos, destacando as principais características de cada fase....	107
Figura 22	– Quadro conceitual integrado de tomada de decisão (ao centro) e gestão adaptativa (círculo externo).	110
Figura 23	– Aumento de temperatura global usados no IPCC-AR5 apresentados pelos RCPs. Os valores em parênteses representam o número de MCGs.....	111

Figura 24	– Imagem de satélite com recorte da área em estudo destacando os dois principais reservatórios que regularizam as vazões do Rio Jaguaribe e os municípios que contribuem com esgoto doméstico no trecho estudado.	113
Figura 25	– Representação simplificada do balanço hídrico nos reservatórios, vazão no Rio Jaguaribe e lançamento de esgoto doméstico municipal na área em estudo.	115
Figura 26	– Algumas implicações que a variação da chuva pode desencadear na bacia hidrográfica e no Rio Jaguaribe.....	116
Figura 27	– Diagrama unifilar do trecho do Rio Jaguaribe modelado identificando os lançamentos de esgoto dos 15 municípios.	117
Figura 28	– Representação geral da metodologia adotada para projeção do impacto das mudanças climáticas na qualidade da água do Rio Jaguaribe.	120
Figura 29	– Rede de fluxo usado para simular as vazões regularizadas pelos reservatórios Castanhão e Banabuiú no modelo AcquaNet.....	122
Figura 30	– Curva cota-área-volume dos açudes Castanhão (A) e Banabuiú (B).	123
Figura 31	– Correlação entre dados observados de velocidade média e vazão média (A) e profundidade média e vazão média (B) em uma seção do Rio Jaguaribe.	125
Figura 32	– Quadro conceitual para gestão adaptativa da qualidade da água do Rio Jaguaribe, Ceará, em cenários de mudanças climáticas.....	128
Figura 33	– Fluxograma apresentando as ligações entre gestão de recursos hídricos, ciência, sociedade e política nos experimentos com vazões de rios.....	133
Figura 34	– Densidade de estações pluviométricas (pontos em azul) e fluviométrica (pontos em vermelho) no Brasil (A) com destaque para área em estudo (B).	136
Figura 35	– Passos da proposta de GARH para o Rio Jaguaribe em cenários de mudanças climáticas.	138

Figura 36	– Variação da vazão afluyente média (δ aflu.) nos reservatórios Banabuiú e Castanhão para os períodos 2040-2069 e 2070-2099 a partir dos dados de chuva projetados por 20 MCGs do CMIP5.	140
Figura 37	– Variação nas vazões regularizadas pelos açudes Castanhão e Banabuiú, com garantia de 90%, para os cenários RCP4.5 e RCP8.5, períodos de 2040-2069 (A e B) e 2070-2099 (C e D) para 20 MCGs do CMIP5.	142
Figura 38	– Projeções das vazões no Rio Jaguaribe para os períodos 2040-2069 e 2070-2099 de 20 MCGs nos cenários RCP4.5 e RCP8.5.	146
Figura 39	– Frequência de permanência do Rio Jaguaribe segundo o OD considerando as alterações de vazões a partir dos dados de chuva projetado por 20 MCGs do CMIP5/IPCC.	148
Figura 40	– Variação da concentração de DBO no Rio Jaguaribe em função da variação da vazão Q90.	149
Figura 41	– Variação da concentração OD no Rio Jaguaribe em função da redução da vazão Q90.	150
Figura 42	– Variação de redução da vazão Q90 no Rio Jaguaribe e impactos na DBO máxima (A) e na frequência de permanência do OD na classe 2 (B) para dois períodos futuros.	152
Figura 43	– Valores máximo da DBO no Rio Jaguaribe em função da variação da vazão Q90 para diferentes metas de redução do esgoto doméstico municipal.	153
Figura 44	– OD mínimo no Rio Jaguaribe em função da redução da Q90 para dois períodos futuros.	155
Figura 45	– Quadro conceitual (framework) de tomada de decisão em GARH para o Rio Jaguaribe, Ceará, Brasil, considerando as mudanças climáticas e aspectos de qualidade da água.	158

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Condições ideais da GA em cada passo.....	36
Tabela 2	– Quadro conceitual para avaliação do ciclo de Gestão Adaptativa.	39
Tabela 3	– 20 MCGs do CMIP5 utilizados nesse estudo.....	112
Tabela 4	– Descrição da rede de fluxo modelada indicando as vazões de esgoto doméstico e sua respectiva carga de DBO lançada no Rio Jaguaribe por trecho para o ano de 2013.	118
Tabela 5	– Evaporação mensal dos reservatórios Castanhão e Banabuiú.....	123
Tabela 6	– Estatística descritiva das projeções de vazões no Rio Jaguaribe (Qrio) obtidas a partir dos dados de chuva de 20 MCGs do CMIP5/IPCC.....	147

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
1.1	Contribuição científica e estrutura do texto	22
1.2	Justificativa	24
1.3	Objetivos gerais	25
1.4	Objetivos específicos	26
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	27
2.1	Gestão adaptativa e resiliência ecológica	27
2.2	Governança adaptativa e gestão adaptativa	28
2.3	Gestão Adaptativa de Recursos Hídricos (GARH)	31
2.3.1	<i>Uma perspectiva operacional da gestão adaptativa</i>	32
2.3.2	<i>Aplicações da gestão adaptativa</i>	41
2.3.3	<i>Desafios, barreiras e potencialidades da gestão adaptativa</i>	45
2.4	Sistemas Sócio-Ecológicos (SSEs)	46
2.4.1	<i>Vulnerabilidade de SSEs</i>	50
2.4.2	<i>Princípios básicos para construção da resiliência de SSEs</i>	54
2.5	Mudança de regime em SSEs	57
2.6	Ciclos adaptativos	64
2.6.1	<i>Interação entre ciclos adaptativos (Panarquia)</i>	68
2.7	Resiliência de sistema de recursos hídricos	71
2.8	Impacto das mudanças climáticas nos recursos hídricos	74
2.9	Adaptação às mudanças climáticas	80
2.10	Adaptação dos recursos hídricos a variabilidade e mudanças climáticas	82
2.10.1	<i>Abordagens para estudos de adaptação</i>	84
2.11	Gestão Adaptativa de Recursos Hídricos (GARH) para adaptação as mudanças climáticas	87
2.11.1	<i>Gestão adaptativa de vazões em rios</i>	88
2.12	Garantias de abastecimento de água	91
2.13	Gestão da qualidade da água em rios	92
2.13.1	<i>Instrumentos de gestão da qualidade da água</i>	95
2.13.2	<i>Modelos de simulação da qualidade da água</i>	97
3	O RIO JAGUARIBE, CE, COMO CASO DE ESTUDO	100

4	METODOLOGIA	103
4.1	Recursos hídricos do Rio Jaguaribe na perspectiva da resiliência ecológica	103
4.2	Tomada de decisão em GARH	108
4.2.1	<i>Definição de cenários: os cenários de mudanças climáticas</i>	110
4.2.2	<i>Desenvolvimento do modelo conceitual</i>	113
4.2.3	<i>Acoplamento dos modelos de simulação</i>	118
4.2.4	<i>Projeções das vazões afluentes aos reservatórios em cenários de mudanças climáticas (IPCC-AR5)</i>	121
4.2.5	<i>Vazões regularizadas pelos açudes Castanhão e Banabuiú em cenários de mudanças climáticas (IPCC-AR5)</i>	122
4.2.6	<i>Projeções de vazões no Rio Jaguaribe em cenários de mudanças climáticas (IPCC-AR5)</i>	124
4.2.7	<i>Projeções do OD e da DBO do Rio Jaguaribe em cenários de mudanças climáticas (IPCC-AR5)</i>	124
4.3	Quadro conceitual para gestão adaptativa da qualidade da água do Rio Jaguaribe, Ceará	126
4.3.1	<i>Envolvimento dos participantes</i>	129
4.3.2	<i>Definição dos objetivos de gestão</i>	130
4.3.3	<i>Formulação de hipóteses e definição das ações de gestão</i>	130
4.3.4	<i>Metas progressiva de redução da carga orgânica doméstica municipal</i>	131
4.3.5	<i>Experimentos com alteração de vazões e monitoramento</i>	132
4.3.6	<i>Avaliação, revisão e disseminação dos resultados</i>	137
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	139
5.1	Vazões afluentes aos reservatórios Castanhão e Banabuiú nos cenários de mudanças climáticas de 20 MCGs do CMIP5/IPCC	139
5.2	Vazões regularizadas pelos reservatórios Castanhão e Banabuiú nos cenários de mudanças climáticas de 20 MCGs do CMIP5/IPCC ...	141
5.3	Vazões no Rio Jaguaribe nos cenários de mudanças climáticas de 20 MCGs do CMIP5/IPCC	145
5.4	Qualidade da água do Rio Jaguaribe nos cenários de mudanças climáticas de 20 MCGs do CMIP5/IPCC	148

5.5	Análise de sensibilidade dos parâmetros DBO e OD a redução da vazão Q_{90}	149
5.6	Hipótese A: vazão Q_{90} e taxas de cobertura de saneamento constantes.....	151
5.7	Hipótese B: redução da vazão Q_{90} e manutenção da carga de DBO lançada no rio	152
5.8	Hipótese C: redução da vazão Q_{90} e aumento das taxas de cobertura de saneamento	153
5.9	Avaliação das hipóteses e das ações de gestão	155
5.10	Tomada de decisão na estratégia de GARH para o Rio Jaguaribe	156
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	160
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	163

1 INTRODUÇÃO

Com as alterações ocorridas no mundo nas diferentes escalas e setores (STEFFEN et al., 2004; ELLIS, 2011), causadas principalmente pelo crescimento populacional, globalização (GIDDENS, 2010; BECK, 2010) e mudanças climáticas (IPCC, 2013) ficou evidente que estamos em um período de rápidas mudanças globais. Como consequência, os recursos naturais têm sofrido grande pressão da ação humana (ROCKSTRÖM et al., 2009a; 2009b MEA, 2005).

No contexto atual, o bom gerenciamento dos recursos naturais se tornou um grande desafio. Especialmente os recursos hídricos, o gerenciamento com base apenas em informações históricas e modelos convencionais, como os de comando e controle (HOLLING; MEFFE, 1996), se mostram insuficiente (PAHL-WOSTL, 2010; GLEICK, 2003). Além disso, o suprimento de informações com o uso de modelos de impacto para projeção de diferentes variáveis em longas escalas de tempo, como décadas, ainda geram resultados incertos (JONES, 2000; STAKHIV, 2011).

Com as mudanças climáticas, por exemplo, a água sofrerá grandes alterações nas diferentes etapas do seu ciclo dependendo da região do planeta (IPCC, 2013). As vazões efluentes dos reservatórios e rios deverão se alterar. Assim são previstos muitos impactos decorrente das alterações do clima. O tratamento de água, por exemplo, precisará ser revisto e as abordagens de avaliação e conservação dos ecossistemas aquáticos necessitarão de reavaliação por causa das mudanças quantitativas e dos processos químicos, físicos e biológicos (TUNDISI; TUNDISI, 2012). Além disso, devido o aumento da demanda por água, os conflitos pelo seu uso poderão ser amplificados.

Nesse novo contexto, a água apresenta uma nova dinâmica e abordagens de gestão dos recursos hídricos que pressupõe a estacionaridade estatística das séries hidrológicas (MILLY et al., 2008; LINS, COHN, 2011; MILLY et al. 2015) e rejeita a complexidade da interação entre o sistema social, ecológico e econômico parecem não indicar o melhor caminho. Apesar dos dados históricos terem um papel fundamental na compreensão dos processos hidrológicos e na avaliação de modelos, extrapolar os dados do passado para o futuro pode trazer poucos benefícios no contexto de um mundo com rápidas mudanças globais. Assim, muitos autores (ex. WAGENER, et al., 2010; UN-WATER, 2010; GLEICK, 2000; PAHL-

WOSTL, 2007 e 2008; HUNTJENS et al., 2012) recomendam o aperfeiçoamento do sistema de governança e gestão dos recursos hídricos voltado para os desafios das mudanças globais, especialmente para as mudanças climáticas.

Para se adaptar as mudanças globais, estudos recomendam intervenções no atual sistema de gestão de recursos hídricos para possibilitar maior resiliência, flexibilidade e robustez na tomada de decisão (ROCKSTRÖM et al, 2014; ENGLE, 2011). Esta nova agenda de intervenções propõe (ROCKSTRÖM et al, 2014); (a) novas abordagens para a governança e gestão adaptativa da água (b) novas perspectiva no papel da água no desenvolvimento humano, onde novas perturbações exigem um foco forte na água, na gestão dos ecossistemas e na resiliência sócio-ecológica, (c) promoção de inovações e melhorias na gestão integrada da água e do solo que proporcione o aumento na produtividade agrícola e na resiliência sócio-ecológica.

Para o sucesso dessas intervenções no sistema de gestão dos recursos hídricos, autores como Rockström et al. (2014) destacam a necessidade de reconhecer os recursos hídricos como fonte da resiliência dos outros sistemas, reconhecendo a influência que a água exerce sobre outras variáveis de mudança e a influência que exerce na estabilidade e capacidade de adaptação das sociedades e biomas do sistema terra.

Os impactos da ação humana não ocorrem separadamente, podem interagir entre si e causar efeitos diversos (muitos ainda desconhecidos) nos sistemas ambientais, sociais e econômicos (HOLLING, 2001; FOLKE et al. 2011). Em recursos hídricos, por exemplo, as mudanças previstas na temperatura devem alterar os padrões de evaporação e precipitação devendo mudar o regime de vazões e o volume armazenado nos reservatórios. Assim, as alterações nos processos hidrológicos influenciarão as atividades econômicas, como por exemplo, a irrigação e a indústria, e os serviços ambientais, impactando no tratamento de esgoto e no abastecimento de água, biodiversidade, além de outros.

As implicações socioeconômicas e ambientais das mudanças climáticas são várias. Além disso, existe uma cascata de incertezas que se propaga e se acumula em todos os estágios de geração dos cenários de impactos (WILBY; DESSAI, 2010) e que não podem ser evitadas ou eliminadas (LANGSDALE, 2008; CHEN; BRISSETTE; LCONTE, 2011). Por exemplo, os cenários de precipitação

apresentam considerável discordância entre os modelos atmosféricos (HAWKINS; SUTTON, 2011).

Alguns autores destacam o potencial de estratégias de adaptação que sejam robustas as diferentes condições do clima futuro (LEMPERT, SCHLESINGER, 2000; HALLEGATTE, 2009; WILBY, DESSAI, 2010; DESSAI, HULME, 2007; GARCÍA et al., 2014). Estratégias robustas são insensíveis as incertezas futuras e são classificadas como (HALLEGATTE, 2009; WILBY, DESSAI, 2010; CARLSON, DOYLE, 2002): (i) de baixo arrependimento, uma vez que funcionam em uma ampla gama de climas futuros; (ii) reversíveis, pois mantêm um custo mínimo quando se está errado quanto à decisão; (iii) com margens de segurança, permitindo modificações nos projetos de infraestrutura atual ou de fácil adaptação; (iv) estratégias *Soft*, uma vez que evitam intervenções de engenharia de alto custo e institucionaliza o planejamento de longo prazo; (v) redução dos horizontes de tempo da decisão de investimentos com estratégias flexíveis e (vi) conscientes das ações a serem tomadas pelas partes envolvidas.

A maioria dos estudos compartilha a ideia que a gestão ambiental deve ter; colaboração entre os diferentes atores, instituições flexíveis e organizadas nas diferentes escalas (policêntricas), promoção do aprendizado e respostas adaptativas através de um processo contínuo de reavaliação e retroalimentação do modelo de governança e gestão (DIETZ et al. 2003; FOLKE et al. 2005).

Devido ao aspecto complexo e dinâmico dos problemas ambientais contemporâneo, muitos autores (exemplo; BERKES et al. 2003; OLSSON et al. 2006; GALAZ et al. 2008 e FOLKE et al. 2009) apresentam os mecanismos e as condições para navegar na mudança, reconhecendo os sistemas sociais e ecológicos como sistemas complexos adaptativos (LEVIN, 1999) que interagem em ciclos nas diferentes escalas espaciais e temporais (GUNDERSON; HOLLING, 2002).

Em um contexto de rápidas mudanças globais, como a mudança do clima, requer a tomada de decisão com informações incompletas e incertas (POLASKY et al. 2011). As decisões geralmente dependem do uso de diferentes métodos, ferramentas e da disponibilidade de novas informações (LEMOS, 2015). Em mudanças climáticas, as informações para o futuro são apresentadas por cenários que implicam na probabilidade de sua ocorrência (IPCC, 2013), além das possíveis

surpresas que podem surgir fora desses cenários (ex. furacões, tempestades, crises políticas e econômicas).

Estratégias de gestão baseadas na teoria da resiliência (HOLLING, 1973; 1978) consideram os limiares críticos dos ecossistemas (FOLKE et al. 2004; SCHEFFER, 2009; SCHEFFER et al. 2009), se adaptam as novas condições ou se transformam em um novo estado ou regime quando as condições são insustentáveis (GUNDERSON, HOLLING, 2002; WALKER et al., 2004) podendo reduzir a vulnerabilidade das populações as mudanças projetadas para o clima.

1.1 Contribuição científica da pesquisa e estrutura do texto

Este estudo vem ao encontro do debate atual acerca das abordagens e metodologias mais apropriadas para enfrentar os problemas contemporâneos dos recursos naturais e em particular nos recursos hídricos.

Considerando as incertezas que as mudanças climáticas podem apresentar nos recursos hídricos, especialmente no semiárido, é apresentada a abordagem de gestão adaptativa como uma alternativa para o enfrentamento dos problemas contemporâneos relacionados à água.

A pesquisa investiga possíveis adaptações no modelo de gestão dos recursos hídricos para o semiárido e propostas para sua operacionalização, apresentando um quadro conceitual (*framework*) que acomoda o modelo de gestão adaptativa e a tomada de decisão.

A tese está dividida em seis capítulos, no atual é apresentada a introdução com a problemática da gestão dos recursos hídricos no mundo contemporâneo, as recomendações de ajustes no modelo de gestão dos recursos hídricos e o debate de novos modelos de gestão. Nesse capítulo também é apresentada a justificativa e os objetivos da pesquisa.

No segundo capítulo é apresentada a fundamentação teórica do tema com as bases conceituais, evolução histórica, potencialidades, desafios, barreiras e aplicações do modelo de gestão adaptativa nas últimas décadas. A compreensão da teoria da resiliência ecológica e sua análise através dos sistemas sócio-ecológicos e ciclos adaptativos de Holling (1973) como pressupostos para aplicação do modelo de gestão adaptativa. São apresentados nesse capítulo os estudos de impacto das mudanças climáticas nos recursos hídricos, no Brasil e no mundo, e as abordagens recentes para adaptação às mudanças climáticas. O capítulo finaliza apresentando a

Gestão Adaptativa de Recursos Hídricos (GARH) como proposta para adaptação as mudanças climáticas, em especial para gestão de rios, com destaque para a qualidade da água.

No capítulo três está descrito a bacia do Rio Jaguaribe, que é usada como caso de estudo para aplicação da metodologia. Nessa seção é delimitada a bacia em estudo, descrito os principais reservatórios que são responsáveis por perenizar o Rio Jaguaribe e os principais usuários de água.

No capítulo quatro é apresentada a metodologia adotada. Este capítulo está dividido na interpretação dos recursos hídricos do Rio Jaguaribe pela ótica da teoria da resiliência ecológica, teoria da tomada de decisão na GARH e apresentação de um quadro conceitual que reúne a tomada de decisão e a GARH aplicada a qualidade da água do Rio Jaguaribe. Para os estudos de impactos das mudanças climáticas, necessários para alimentar o modelo de GARH e apoiar a tomada de decisão, a metodologia adota uma abordagem *top-down* com o acoplamento de modelos de clima, modelo hidrológico, modelo de reservatório e modelo de qualidade da água. Além das projeções do clima futuro sinalizados pelos modelos de clima, é projetado o crescimento da vazão de esgoto doméstico municipal, devido ao crescimento populacional, além da análise de políticas de saneamento básico que poderão impactar na variação da carga poluidora no rio.

O capítulo 5 mostram os resultados obtidos com aplicação da metodologia proposta e as discussões. Nesse capítulo, são apresentados os resultados dos estudos de impactos nas vazões afluente e regularizadas nos reservatórios Castanhão e Bananbuiú e as estratégias de gestão a serem adotadas para os cenários projetados. É mostrado os valores de vazões regularizadas que violam os limites da DBO e OD para a classe de enquadramento do Rio Jaguaribe preconizado pela Resolução nº 357/2005 do CONAMA. Além disso, são simuladas algumas hipóteses que geraram opções para alimentar o modelo de gestão adaptativa e apoiar a tomada de decisão. A decisão tem como base os limiares das classes de enquadramento que são usados como indicadores ou gatilhos das ações de gestão a serem aplicadas. O capítulo finaliza com a avaliação das hipóteses simuladas e os procedimentos e passos para tomada de decisão no modelo de GARH proposto. O capítulo seis é apresentado as conclusões do estudo e as recomendações.

1.2 Justificativa

As pesquisas recentes têm se concentrado em questionar a capacidade dos modelos tradicionais de governança e gestão em lidar com as rápidas mudanças globais (SCHOEMAN; ALLAN; FINLAYSON, 2014). Abordagens tradicionais de gestão de recursos naturais, como os instrumentos de comando e controle (HOLLING; MEFFE, 1996) que geralmente apresentam decisões irreversíveis, infraestrutura onerosa e estratégias fixas (WWAP, 2015), podem ser ineficientes quando o recurso a ser gerenciado apresenta alta complexidade, rápida mudança e grandes incertezas.

Em recursos hídricos, a combinação de modelos inadequados de governança (GLEICK, 2003; PAHL-WOSTL, 1995) e o uso insustentável têm sido apontados como a principal causa de escassez da água. Como resposta, a comunidade científica tem buscado novos paradigmas de governança e gestão. As abordagens mais recentes têm como características principais a colaboração e aprendizagem dos atores envolvidos nas diversas escalas, instituições e decisões mais flexíveis e robustas, governança adaptativa e gerenciamento de riscos (REED et al., 2010; DIETZ et al. 2003; OSTROM, 2005, 2009; WILBY; DESSAI, 2010).

Os modelos de gestão integrada (GWP, 2007; BISWAS, 2004), gestão baseada em ecossistemas (MEA, 2005) e gestão adaptativa (HOLLING, 1978; PAHL-WOSTL, 2007b) têm sido muito discutidos. Os estudos geralmente avaliam a integração desses modelos (ex. ENGLE et al, 2011) ou as condições para transição entre abordagens e modelos alternativos (ex. PAHL-WOSTL, 2008; OLSSON; FOLKE; BERKES, 2004). Schoeman; Allan; Finlayson (2014), por exemplo, argumentam que os modelos de gestão integrada, gestão baseada em ecossistemas e gestão adaptativa apresentam pontos fortes que precisam ser valorizados e unificados em um novo paradigma.

Um dos principais questionamentos sobre o modelo tradicional de gestão integrada de recursos hídricos (e abordagens do tipo comando e controle) é quanto à sua capacidade em lidar com os altos níveis de complexidade e incertezas dos problemas atuais e os projetados para o futuro. Por outro lado, a gestão adaptativa (HOLLING, 1978; WALTERS, 1986) reconhece a complexidade, a imprevisibilidade e as incertezas inerentes aos sistemas de recursos naturais. A falta de conhecimento sobre a dinâmica do sistema é superada por mecanismos contínuos

de monitoramento, avaliação e ajustes das ações de gestão. Assim, a gestão adaptativa visa gerenciar, mesmo em condições de grandes incertezas e ainda aprende com as ações praticadas.

A Gestão Adaptativa (GA) parte do pressuposto que a nossa capacidade em prever os efeitos futuros nos recursos naturais é limitada ou incompleta e como estratégia para enfrentar essa deficiência, a GA propõe fazer experimentos com hipóteses sobre o sistema de gestão com a intenção de aperfeiçoar sempre que novas informações surgirem.

A aplicação da GA em mudanças climáticas, apesar das evidências ainda serem limitadas, existe alta concordância entre muitos cientistas que esta técnica é apropriada para gestão de recursos hídricos (IPCC, 2014. p.97). O potencial dessa abordagem é o planejamento por cenários (LEMPERT; POPPER; BANKES, 2003), aprendizagem dos participantes e possibilidade de gerar soluções de baixo arrependimento.

Na GA se busca a resiliência do sistema como forma de reduzir a vulnerabilidade e reagir às surpresas inevitáveis durante o processo de gestão, garantindo flexibilidade das instituições e dos atores envolvidos. Essa é uma abordagem de tomada de decisão estruturada e a adaptação do sistema de gestão (que deve ser contínua) depende da aprendizagem dos atores envolvidos.

Assim, ao em vez de gerenciar para apenas um estado, considerado como ideal e único, os gestores podem testar um conjunto de estados (ou cenários aceitáveis e possíveis) reduzindo a possibilidade de colapso ou falha do sistema quando surpreendido por perturbações ou crises.

O semiárido é uma das regiões mais vulneráveis as mudanças climáticas. Adaptações no sistema atual de gestão dos recursos hídricos é uma alternativa importante para lidar com os impactos projetados para os recursos hídricos. A estratégia de gestão adaptativa proposto nesse estudo, reúne estudos de impactos proveniente de diversos modelos, propõe ações de gestão e sugere um quadro conceitual (*framework*) com as etapas básicas para aplicação das ações.

1.3 Objetivos gerais

O objetivo geral dessa pesquisa é o desenvolvimento de Estratégias de Gestão dos Recursos Hídricos em cenários de mudanças climáticas. Considerando as incertezas e a complexidade que envolve a gestão dos recursos hídricos no clima

projetado para o futuro, a estratégia adota a abordagem de Gestão Adaptativa (GA) como paradigma de gestão para lidar com esse novo contexto e propõe um quadro conceitual (*framework*) que relaciona as mudanças projetadas na vazão do rio com a qualidade da água. A estratégia analisa a qualidade da água do Rio Jaguaribe, Ceará, sob os cenários de mudanças climáticas projetados pelo *Coupled Model Intercomparison Project Phase 5* (CMIP5) contidos no Quinto Relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (AR5-IPCC).

1.4 Objetivos específicos

Para alimentar a estratégia de gestão dos recursos hídricos do Rio Jaguaribe esse estudo propõe os seguintes objetivos específicos:

- Gerar cenários de impacto das mudanças climáticas nas vazões regularizadas pelos reservatórios Castanhão e Banabuiú, principais regularizadores das águas do Rio Jaguaribe;
- Analisar a influência da variação das vazões ocasionada pelas mudanças climáticas na qualidade da água do Rio Jaguaribe segundo os parâmetros Oxigênio Dissolvido (OD) e a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e analisar a adequação desse rio na classe 2 de enquadramento reconizado pela resolução nº357/2005 do CONAMA;
- Determinar a capacidade do Rio Jaguaribe em depurar a carga orgânica de origem doméstica sob condições de crescimento populacional, mudanças climáticas e ações de gestão na bacia;

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Gestão adaptativa e resiliência ecológica

A gestão adaptativa (HOLLING, 1978) surgiu como proposta para gerenciar a resiliência ecológica (HOLLING, 1973). A teoria da resiliência ecológica, diferente da resiliência conhecida na engenharia (HOLLING, 1996; HASHIMOTO, 1982), considera vários estados de estabilidade para um sistema (PETRAITIS, 2013; BIGGS, 2012). Isso significa que os sistemas apresentam limiares (MAY, 1997) que os gestores precisam reconhecer e respeitar para evitar mudanças indesejáveis. Por outro lado, estados que apresentam condições desejáveis, como por exemplo, a alta disponibilidade de recursos, para ser mantido necessita da gestão de sua resiliência (ALLEN et al., 2014).

Os diversos estados de estabilidades previstos pela teoria da resiliência têm como principal vantagem a possibilidade de atuação das ações de gestão para diversas configurações do sistema. As ações de gestão nesse caso podem fortalecer a resiliência do sistema criando flexibilidade e redundância, dificultando falhas quando surpreendido por perturbações (ambientais, sociais ou econômicas). A flexibilidade refere-se à capacidade de mudanças estruturais do sistema, enquanto que a redundância está associada à habilidade de realizar uma mesma função de diferentes formas.

Um sistema resiliente está preparado para evitar consequências negativas sob perturbações usando atributos como; auto-organização, adaptação e transformação. O sistema pode absorver perturbações e ainda manter suas funções fundamentais, estruturas, identidade e *feedbacks* (WALKER et al. 2004).

Os sistemas de recursos naturais são gerenciados por decisões humanas que podem fortalecer ou erodir sua resiliência (HOLLING; MEFFE, 1996). Devido à complexidade e incertezas inerentes desses sistemas, considerados como complexos adaptativos (LEVIN, 1999), o modelo de gestão precisa ser flexível e dinâmico. Garantir flexibilidade do sistema pode gerar como consequência perdas na sua eficiência, uma vez que se torna difícil obter soluções ótimas para vários problemas. Por outro lado, o sistema torna-se mais robusto e pode responder a diferentes perturbações (ANDERIES; JANSSEN; OSTROM, 2004).

As ações de gestão podem reduzir os riscos de impactos nos ecossistemas devido as perturbações, mas caso ações de gestão sejam erradas podem até piorar

os problemas ambientais existentes (HOLLING; MEFFE, 1996). A manutenção da diversidade genética, redução de estresses não-climáticos, como a superexploração de recursos naturais, poluição e espécies invasivas precisam ser reduzidas para possibilitar o aumento da capacidade adaptativa dos ecossistemas (IPCC, 2014).

A capacidade adaptativa refere-se à capacidade do sistema (ou componentes do sistema) sócio-ecológico ser robusto as perturbações e se adaptar as mudanças atuais ou previstas (PLUMMER; ARMITAGE; ALEXANDER, 2010). Nos sistemas ecológicos a capacidade adaptativa está relacionada à diversidade genética, diversidade biológica e heterogeneidade do ambiente, enquanto no sistema social refere-se à existência de recursos técnicos, financeiros, sociais, políticos e institucionais que possibilita a criação e distribuição de conhecimento, flexibilidade para solução de problemas e equilíbrio de poder entre os grupos de interesses (PLUMMER; ARMITAGE; ALEXANDER, 2010). Aumentar a capacidade adaptativa do sistema, através das ações de gestão, por exemplo, reforça a resiliência.

O modelo de Gestão Adaptativa (GA) é considerado uma metodologia adequada para lidar com as incertezas e a complexidade dos recursos naturais, especialmente em condições de mudanças globais (IPCC, 2014). A GA possibilita a tomada de decisão com informações incertas ou incompletas (POLASKY et al. 2011). Isso é possível porque a GA trata as ações de gestão como experimentos nos quais as hipóteses podem ser testadas e as ações ajustadas ao longo do tempo. Nesse processo os atores envolvidos aprendem com as experiências do passado e usam os conhecimentos aprendidos para ajustar o sistema de gestão. Esses ajustes se baseiam no monitoramento do sistema e na avaliação constante dos resultados.

2.2 Governança adaptativa e gestão adaptativa

A governança adaptativa (DIETZ; OSTROM; STERN, 2003; FOLKE et al., 2005) apesar de muitas vezes ser apresentada como sinônimo de gestão adaptativa, a primeira define as regras sobre a qual a segunda opera (ROCKSTRÖM et al. 2014). Sistema de governança refere-se aos padrões de interação entre atores, muita das vezes com objetivos conflitantes, e a escolha de instrumentos para orientar processos sociais e ambientais em áreas políticas específicas (GALAZ et al., 2008). As configurações e relações institucionais, leis, normas e regras são componentes centrais da governança. Já a gestão de recursos, compreende as

atividades de análise e monitoramento, desenvolvimento e implementação de medidas para manter o estado de um recurso dentro dos limites desejáveis (ROCKSTRÖM et al. 2014; PAHL-WOSTL, 2009). Em uma definição síntese de governança adaptativa Chaffin; Gosnell; Cosens, (2014) referem-se a uma gama de interações entre atores, redes, organizações e instituições emergentes em busca de um estado desejado para os sistemas sócio-ecológicos.

Em períodos de mudanças climáticas, a identificação antecipada de mudança de estados ou os limiares dos recursos (SCHEFFER; CARPENTER, 2003; BIGGS et al., 2012) pode ficar comprometida devido à alteração nos padrões climáticos. Alteração na variabilidade climática deve impor uma nova dinâmica no ciclo da água reduzindo ainda mais nossa capacidade de prever o futuro (JONES, 2000). As mudanças na variabilidade de eventos extremos, por exemplo, deverão expor regiões a secas e cheias com frequência, magnitude e duração diferente do ocorrido no passado (IPCC, 2012). Assim, a mudança climática deve amplificar as ameaças ambientais uma vez que eventos extremos devem se tornar cada vez mais frequente (DOWNING, 2009).

A governança adaptativa apresenta características com potencial para estabelecer as condições necessárias para a gestão de sistemas complexos (como os de recursos hídricos) principalmente em condições de mudanças rápidas, como na ocorrência de eventos climáticos extremos (FOLKE et al., 2005). Essa abordagem de governança cria pontes entre a ciência, política e a tomada de decisão se adaptando as mudanças e enfrentando melhor a complexidade que têm sido obstáculo para implementação da gestão adaptativa (CUNDILL; FABRICIUS, 2010).

Em bacias hidrográficas que envolvem autoridades jurídicas em múltiplas escalas, padrões complexos de uso do solo e conflitos de objetivos quanto à gestão da água, a implementação da gestão adaptativa só é possível através do sistema de governança adaptativa, pois a mesma é capaz de acomodar toda essa complexidade além de facilitar a legitimação das decisões por coordenar várias escalas (COSENS, 2013; COSENS et al., 2014). Folke et al. (2005) comenta que a gestão adaptativa de recursos naturais sozinha não é suficiente para garantir resultados sustentáveis porque a gestão adaptativa é fortemente focada nos resultados. Dietz; Ostrom; Stern, (2003), no artigo que introduziu o conceito de

governança adaptativa, referem-se à mesma como o contexto social que facilita a gestão adaptativa.

A governança adaptativa é capaz de se ajustar aos problemas de recursos de cada região (CHAFFIN; GOSNELL; COSENS, 2014). Esse paradigma facilita o entendimento de como os agentes e instituições respondem as crises, como são resistentes as mudanças e como as respostas e restrições interagem nas diversas escalas e níveis (BOYD; FOLKE, 2011).

As instituições fazem ligações importantes entre o sistema social e ecológico, uma vez que elas são responsáveis por incorporar e implementar as regras de exploração e proteção dos recursos (HILL, 2013). Arranjos institucionais policêntricos (McGINNIS, 1999; 2000), caracterizadas pela distribuição de poder em várias escalas e níveis e redundâncias são pré-requisitos para a governança adaptativa. As instituições policêntricas proporcionam um equilíbrio entre o controle descentralizado e centralizado se estendendo do nível local ao mais alto nível organizacional (OLSSON et al., 2006). A redundância nas relações de poder apresentada por essas instituições é importante para manter o funcionamento em situações de surpresas. Além disso, a rede que conectam indivíduos, instituições, organizações e organismos facilitam a aprendizagem social (KRISTJANSON et al, 2014; CUNDILL et al., 2014; PAHL-WOSTL et al, 2011) e a flexibilidade, que são elementos essenciais para aplicação da gestão adaptativa.

Para as instituições lidar com as mudanças globais e se adaptar, elas precisam apresentar princípios como os apresentados por Ostrom (1990; 2005) para recursos de uso comum (como a água) e ampliado por Huntjens et al., (2012) para adaptação as mudanças climáticas em bacias hidrográficas.

Os princípios institucionais apresentados por Huntjens et al. (2012), que ampliaram ou refinaram os seis princípios de Ostrom (1990; 2005) para adaptação as mudanças climáticas foram; o uso de processo flexível e robusto e a aprendizagem política. A flexibilidade e robustez refere-se a possibilidade de instituições e processos políticos continuar funcionando de forma satisfatória apesar dos desafios sociais e físicos e ao mesmo tempo ser capaz de mudar quando as condições são insustentáveis. Já aprendizagem política pode ser conseguida por exploração das incertezas, deliberação de alternativas e reformulação dos problemas e soluções.

Silva et al (2013) e Silva (2014) adaptaram os princípios de Ostrom ampliado por Huntjens et al (2012) para analisar a governança da água para adaptação a variabilidade e mudanças climáticas no semiárido Nordeste. O sistema de recursos hídricos estudado foi o reservatório Epitácio Pessoa, localizado no estado da Paraíba, interpretado como um sistema sócio-ecológico através do *framework* de Ostrom (2007; 2009). Esse sistema historicamente tem sofrido perturbações devido as secas severas e o crescimento das demandas de água.

Cysne (2012) considerando os limiares e os estados de estabilidade da teoria da resiliência ecológica e sob cenários de mudanças climáticas avaliou a vulnerabilidade do sistema Jaguaribe-Metropolitanas, Ceará, e propôs um modelo de governança adaptativa interpretando o sistema de recursos hídrico pela ótica da resiliência ecológica caracterizado por WALKER et al (2004).

A análise dos princípios institucionais de Ostrom é um tema ativo na pesquisa (ex. SILVA; GALVÃO; SILVA, 2015; HURLBERT; MONTANA, 2015; LANCASTER; HAGGARTY; BAN, 2015). Esses princípios buscam estabelecer os arranjos institucionais necessários para possibilitar a flexibilidade, incentivar a reflexão, a aprendizagem e respostas inovadoras (HUNTJENS et al., 2012). Com a ampliação dos princípios institucionais de Ostrom (1990; 2005) por Huntjens et al. (2012) o sistema de governança de recursos hídricos se tornou capaz de apoiar uma abordagem de “gestão como aprendizagem” que é a essência da GA.

2.3 Gestão Adaptativa de Recursos Hídricos (GARH)

A gestão adaptativa aplicada aos recursos hídricos (GARH) aparece na literatura na década de noventa (KOSHIDA, 1996), mas se tornou popular a partir dos anos dois mil (PAHL-WOSTL, 2007; MYSIAK et al, 2010). Esse paradigma de gestão é apresentado na maioria das vezes como uma proposta para melhorar o atual modelo de Gestão Integrada dos Recursos Hídricos – GIRH (GWP, 2007).

A GARH visualiza as políticas de recursos hídricos como suposição ou hipóteses e as ações de gestão testam as hipóteses através experimentos (WALTERS, 1986; RESILIENCE ALLIANCE, 2010). Essa abordagem busca continuamente preencher as lacunas existente entre o conhecimento científico e as ações (RESILIENCE ALLIANCE, 2010) com o objetivo de obter um sistema de gestão de recursos hídricos resiliente as perturbações que o futuro poderá apresentar, por exemplo, com o desdobramento da mudança climática.

A GARH é um processo de melhoria da política e das práticas de gestão através do aprendizado sistemático (PAHL-WOSTL et al., 2010). Assim, essa metodologia é um processo pelo o qual as políticas de recursos hídricos mudam em resposta aos novos conhecimentos obtidos do sistema gerenciado (LOUCKS et al., 2005). Um pressuposto da GARH é que o sistema de recursos hídricos apresenta limiares, certo grau de incertezas e elevados níveis de imprevisibilidade.

Estudos realizados em bacias hidrográficas selecionadas pelo projeto “Novas Abordagens de Gestão Adaptativa da Água em Condições de Incerteza – NeWater” (www.newater.info), sugerem que para ocorrer a transição para a GARH é preciso mudanças estruturais no atual regime de gestão dos recursos hídricos (PAHL-WOSTL, 2007; 2008).

2.3.1 Uma perspectiva operacional da gestão adaptativa

A GA tem se tornado cada vez mais popular na comunidade científica como uma ferramenta de gestão e de tomada de decisão em recursos naturais (McFADDEN; HILLER; TYRE, 2011).

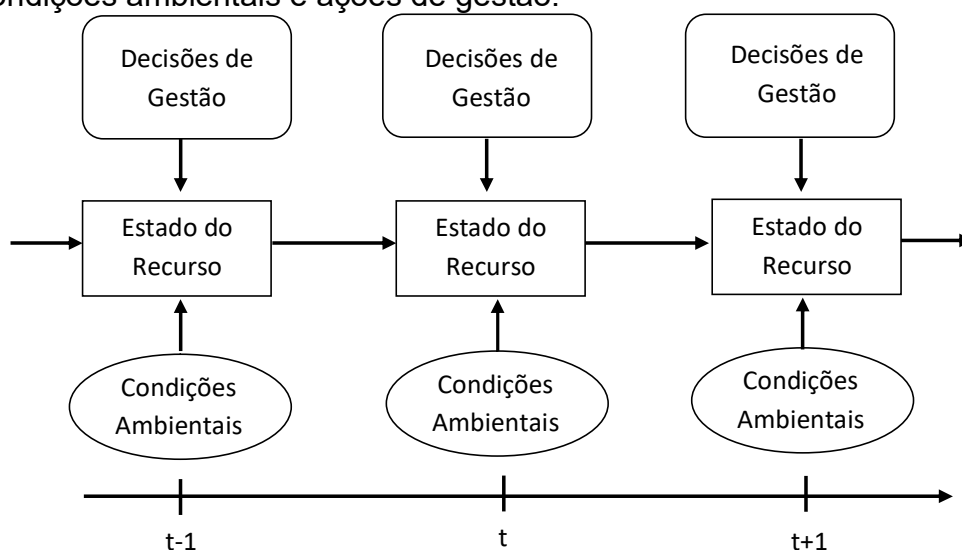
A tomada de decisão em recursos naturais, por exemplo, caracteriza-se por múltiplos objetivos, sistema dinâmico e incertezas sobre as ações de gestão. Assim, a gestão envolve não só prever como o sistema deverá responder as ações, mas também as opções disponíveis, os resultados desejados, os riscos a ser tolerado e a melhor forma de escolher entre um conjunto de alternativas (WILLIAMS et al. 2009). Diante da complexidade que envolve a tomada de decisão e a necessidade de se adaptar as condições do clima futuro, é importante identificar estratégias que apresentem um bom desempenho, não necessariamente o ótimo, sobre uma gama de condições sociais, ambientais e climáticas ao invés de definir apenas um conjunto de metas. Essas estratégias são chamadas de robustas porque são insensíveis as principais incertezas (HALLEGATTE, 2009; LEMPERT et al. 2006; WILBY; DESSAI, 2010).

A GA está moldada dentro do contexto da tomada de decisão estruturada. Nesse contexto as principais características são (WILLIAMS et al. 2009): (a) envolvimento das partes interessadas na tomada de decisão, (b) identificar o problema a ser resolvido, (c) especificar os objetivos e compromissos que capturam os valores das partes interessadas, (d) identificar as várias alternativas de decisão,

(e) especificar suposições sobre estruturas de recursos e funções, (f) projetar as conseqüências de ações, (g) identificar as principais incertezas, (h) tolerância a riscos e (i) contabilizar as diretrizes legais e restrições, além dos impactos futuros das decisões do presente.

A GA usa as principais características da tomada de decisão estruturada para superar a paralisia da gestão e mediar vários interesses das partes envolvidas. A principal diferença entre a tomada de decisão estruturada e a GA é que na segunda existe um fluxo de informações entre os participantes que possibilita a aprendizagem sobre a dinâmica do sistema através das ações de gestão. Como o estado dos recursos naturais depende das decisões e das condições ambientais em cada passo de tempo (Figura 1) esta condição gera oportunidade para melhorar o sistema de gestão através do processo de aprendizagem (WILLIAMS, 2011).

Figura 1 - Dinâmica do sistema de recursos naturais com mudanças influenciadas pelas condições ambientais e ações de gestão.



Fonte: WILLIAMS (2011b)

Como definido anteriormente, a GA é um processo contínuo que combina avaliação com ações de gestão com o objetivo de aprender sobre a complexidade e a dinâmica do sistema, bem como alcançar objetivos sociais. Geralmente as ações de gestão são avaliadas através de indicadores em um processo que promove o aprendizado. Assim a GA se desenvolve como um processo interativo entre a compreensão, avaliação e funcionamento do sistema e as metas de gestão (GUNDERSON, 2015).

O diagrama circular apresentado na figura 2 (WILLIAMS; SZARO; SHAPIRO, 2009) é um resumo do diagrama original de Holling (1978) e representa o processo contínuo da GA. O passo inicial é a avaliação e definição do problema, seguido pelo projeto, implementação, monitoramento, avaliação dos resultados, ajustes (ajuste das ações de gestão). Associado a cada passo indicado na figura 2 existem elementos ideais para o funcionamento da GA. Tais elementos estão apresentados na tabela 1 (MURRAY; SMITH; MARMOREK, 2011).

Figura 2 - Ciclo da gestão adaptativa.



Fonte: adaptado de WILLIAMS; SZARO; SHAPIRO, 2009.

Williams (2011b) descreve duas fases, chamadas de fase deliberativa e fase interativa. Na fase deliberativa (ou de configuração) envolve o enquadramento do problema em termos de envolvimento dos participantes, objetivos, alternativas de gestão, modelos e planos de monitoramento. A fase interativa usa os elementos da fase deliberativa em um ciclo contínuo de aprendizagem sobre as estruturas e funções do sistema. O gerenciamento é baseado no que foi aprendido.

Os componentes dessa última fase são a tomada de decisão, monitoramento e avaliação. Um resumo de cada componente é apresentado a seguir:

- **Envolvimento das partes interessadas:** um grande esforço deve ser feito para identificar e engajar apropriadamente os participantes de forma que todas as fases do processo de GA sejam acessíveis e transparentes a eles; os participantes devem se esforçar para decidir o escopo, objetivos e alternativas de gestão para aplicação da GA; as partes interessadas devem se comprometer com o processo de ajustes de estratégia de gestão ao longo

do tempo com base no estado dos recursos e a aprendizagem; as organizações participantes devem ser incentivadas a dedicar tempo e energia para GA de recursos em longo prazo; as partes interessadas devem comprometer recursos para o monitoramento, avaliação e tomada de decisão.

- **Objetivos:** os objetivos desempenham um papel crucial na avaliação do desempenho e precisam ser claros, mensurável e acordado no início; os objetivos precisam incorporar os valores sociais, econômico e ecológico dos participantes e refletir o valor da aprendizagem ao longo do tempo; para ser útil como guia para tomada de decisão e avaliação os objetivos devem ser específicos, sem ambigüidades, mensuráveis com dados de campo, orientado aos resultados e aplicável sobre o cronograma.
- **Alternativas de gestão (hipóteses):** ações alternativas geralmente focam em alterar a condição que se encontra os recursos ou nos processos; um conjunto de ações disponíveis deve ser projetado para promover a aprendizagem; as alternativas devem ser explícitas e documentadas e as partes envolvidas devem participar na identificação de alternativas.
- **Modelos:** modelos em GA devem caracterizar o comportamento do sistema e as respostas das ações de gestão; os modelos devem incorporar diferentes hipóteses sobre como o sistema funciona e como ele responde a gestão; os modelos devem capturar as incertezas chaves (ou divergências) sobre os processos dos recursos naturais e efeitos de gestão.
- **Planos de monitoramento:** o plano de monitoramento deve ser projetado para estimar o estado do sistema e outros atributos necessários para a tomada de decisão e avaliação; o plano deve promover aprendizado através da comparação das medições em relação às previsões dos modelos; o plano deve ser eficiente e ter custos mínimos.
- **Tomada de decisão:** a seleção das ações de gestão é feita a partir de um conjunto de alternativas possíveis; a seleção de uma ação de gestão é guiada por objetivos, que são usados para avaliar as alternativas e identificar a ação que melhor contribui para atingir os objetivos; a ação mais apropriada depende do estado dos recursos e o nível de compreensão da dinâmica dos recursos. O processo de gestão é ajustado ao longo do tempo de acordo com as mudanças nas condições dos recursos e na evolução do conhecimento.

Tabela 1 - Condições ideais da GA em cada passo.

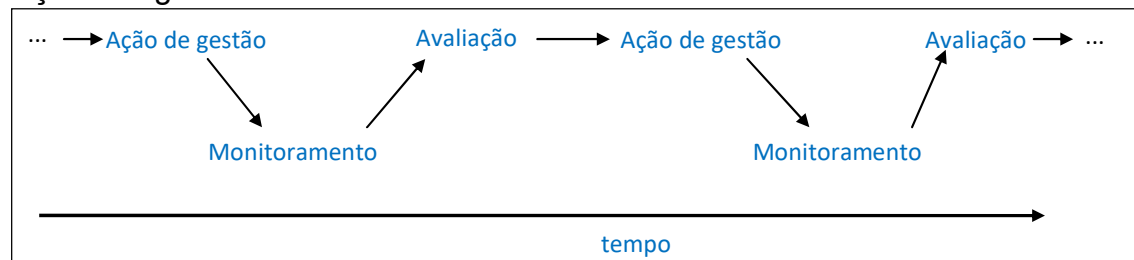
Passos do ciclo da GA	Elementos ideais
1. Avaliação do problema	a) Reconhecer claramente o estado da gestão, objetivos e metas
	b) Rever a existência de informação para identificar incertezas crítica e questões de gestão
	c) Construir modelos conceituais
	d) Articular hipóteses a ser testadas
	e) Explorar ações alternativas de gestão
	f) Identificar indicadores mensuráveis
	g) Identificar limites espaciais e temporais
	h) Explicitar as premissas de estado
	i) Definir antecipadamente como o que será aprendido poderá ser usado
	j) Envolver as partes interessadas, como os cientistas e gestores.
2. Projeto	a) Uso da gestão adaptativa ativa
	b) Quando e onde possível, incluir contrastes, replicações e controles
	c) Obter consultoria estatística com base na análise de dados existentes
	d) Prever os resultados esperados e o nível de riscos envolvidos
	e) Considerar os próximos passos sob resultados alternativos
	f) Desenvolver um plano de gestão de dados
	g) Desenvolver um plano de monitoramento
	h) Desenvolver um plano formal de gestão adaptativa para todos os passos seguintes
	i) Revisão por pares do projeto
	j) Obter financiamento seguro
	k) Envolver as partes interessadas
3. Implementação	a) Implementar diferentes intervenções de gestão
	b) Implementar como projetado (ou documentar as mudanças inevitáveis)
	c) Monitorar a implementação
4. Monitoramento	a) Implementar o plano de monitoramento como foi concebido
	b) Garantir um cenário base (<i>baseline</i>) antes do monitoramento
	c) Garantir a eficácia da validação do monitoramento
5. Avaliação	a) Comparar os resultados do monitoramento com os resultados previstos
	b) Comparar os resultados do monitoramento com premissas, incertezas críticas e hipóteses
	c) Comparar os resultados atuais com as previsões de modelos
	d) Receber consultoria estatística ou análises
	e) Fazer análise de dados e manter-se na produção de dados de monitoramento
6. Ajuste	a) O aprendizado obtido deve ser documentado
	b) Comunicar o que foi aprendido para os tomadores de decisão e os outros participantes
	c) Ações ou instrumentos de gestão devem mudar em função do que foi aprendido

Fonte: MURRAY; SMITH; MARMOREK, 2011

- **Monitoramento:** o monitoramento tipicamente ocorre após ações de intervenções de gestão; o estado dos recursos e outros indicadores chave de impactos são estimados com dados de monitoramento; as estimativas baseadas em dados do monitoramento são usadas para avaliar o impacto da gestão e informar ao tomador de decisão sobre aspectos das decisões futuras; como a quantidade de dados proveniente do monitoramento aumenta ao longo de determinada aplicação, as informações sobre os processos do sistema também aumenta.
- **Avaliação:** avaliação inclui estimativa de parâmetros, comparação e priorização de alternativas de gestão; comparação de respostas previstas com as respostas reais que serão usadas para atualizar a compreensão dos impactos de gestão; comparação e *ranking* de resultados previstos para alternativas de gestão que será utilizado na seleção de ações de gestão; comparação dos resultados desejados e reais que será usada para avaliar a eficácia da gestão.

Apesar de cada componente ser descrito de forma seqüencial, eles fazem parte de um ciclo iterativo que ao final de cada avaliação pode retornar a qualquer componente anterior. Especialmente, a fase interativa (tomada de decisão, monitoramento e avaliação) está dentro de um laço (loop) de verificações. Assim, após decidir sobre as ações de gestão (tomada de decisão) os dados provenientes do monitoramento são usados para avaliar impactos e atualizar a compreensão da dinâmica do sistema (Figura 3). Este processo ocorre em círculos de aprendizagem que amplia o conhecimento sobre o sistema que temos (pois reconhece o estado atual dos recursos através da avaliação), o sistema que queremos ter (pois compartilha os objetivos entre as partes interessadas) e o sistema que podemos ter (pois reconhece o potencial e as limitações inerentes ao processo de gestão).

Figura 3 - Fase interativa da gestão adaptativa entre o monitoramento, avaliação e as ações de gestão.



Fonte: Williams, 2011b

Ocorrência de falhas em alguma das fases do ciclo de GA (Figura 2) pode comprometer as fases seguintes e, portanto, os objetivos do projeto de gestão ambiental. Para facilitar a avaliação do processo de GA e identificar as fases críticas do projeto, Chaffi e Gosnell (2015) propuseram um *framework* (Tabela 2) que revisa cada fase do ciclo de gestão. Este *framework* sugere três tipos de revisão: (a) revisão qualitativa, que inclui perguntas para descrever e comparar detalhes do projeto (perguntas qualitativas); (b) revisão quantitativa, que inclui métricas para medir o grau relativo da fase de conclusão (perguntas quantitativas) e (c) revisão de como e o que deve ser revisto com ajuda de especialistas externos (revisão externa por pares, "*peer-review*").

Em uma perspectiva operacional da GA nas agências de gestão, Johnson (1999) resume que o processo de GA tipicamente começa com a reunião das partes interessadas em oficinas (*workshops*) para discutir o problema de gestão e dos dados disponíveis e em seguida o desenvolvimento de modelos computacionais que expressem o entendimento coletivo dos participantes de como o sistema funciona. Os modelos são usados para avaliar a significância da ausência de dados, incertezas e prever os efeitos das ações de gestão.

Os participantes desenvolvem um plano de gestão que ajudam a alcançar os objetivos previstos e gerar novas informações para minimizar a falta de dados e as incertezas. Depois, o plano de gestão e de monitoramento é então implementado. Com o monitoramento, novos dados são analisados e o plano de gestão é revisto à medida que a compressão do funcionamento do sistema é melhorada.

Tabela 2 - Quadro conceitual para avaliação do ciclo de Gestão Adaptativa.

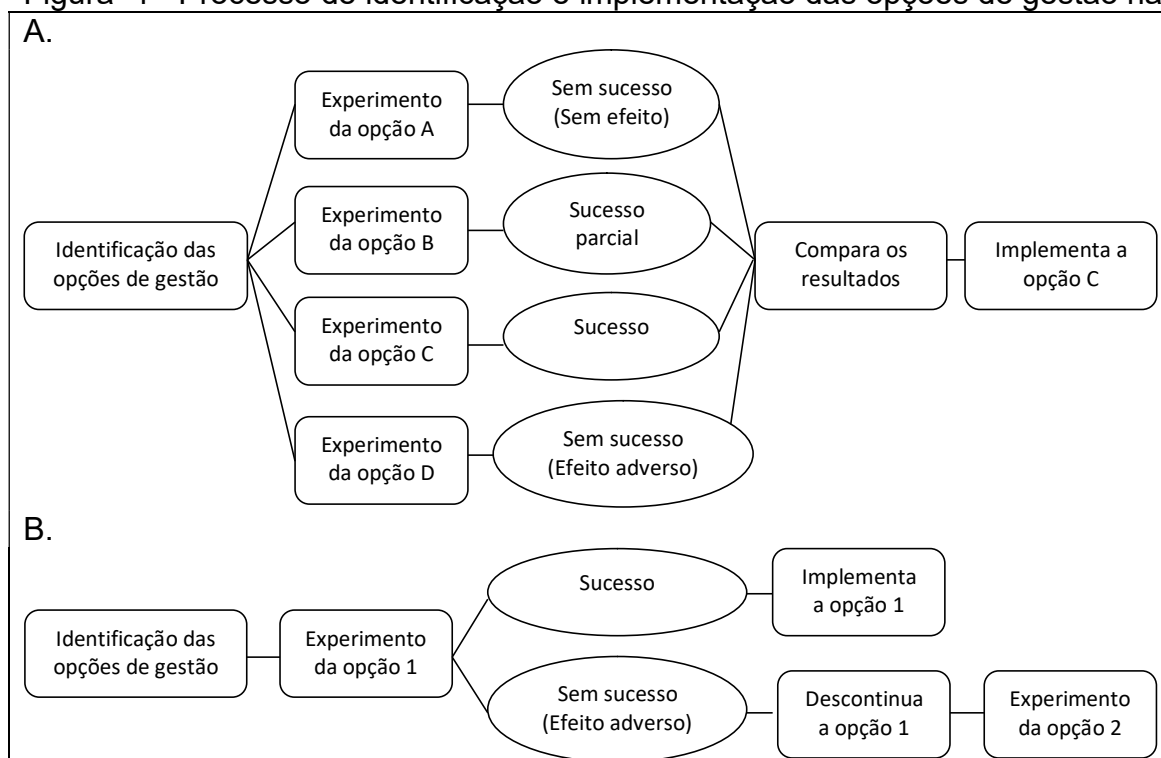
Fases do ciclo de GA	Revisão qualitativa	Revisão quantitativa	Revisão externa por pares (<i>peer-review</i>)
Avaliação do problema	Todos os participantes relevantes estão envolvidos ou engajados? Existe um cenário base (<i>baseline</i>) com informações claras e abrangentes?	Mapeamento das partes interessadas; mapa de cenário de gestão para determinar os indivíduos e grupos que possam ser afetados por uma decisão de gestão; informar mapa através de entrevistas e/ou análise espacial.	Revisar os dados básicos ecológicos dos cenários de gestão.
Projeto	Os objetivos foram explícitos, priorizados, compartilhados e mensuráveis? As alternativas de gestão são hipóteses testáveis?	Visão pública e das partes envolvidas dos objetivos; modelo alternativo de gestão para determinar os resultados potenciais; desenvolver indicadores mensuráveis para medir o progresso em direção as metas.	Revisar os modelos usados.
Implement.	O programa se transformou em ação? Os experimentos foram realizados com o rigor do método científico?	Contabilizar a quantidade e duração dos experimentos finalizados. Qual é a quantidade de financiamento comprometido com políticas experimentais?	Rever os procedimentos para implementação das políticas como experimentos. Existiu um controle, eles foram replicados?
Monitoram.	Quem é responsável pelo monitoramento? Existem benefícios ou perigos na responsabilidade conjunta do monitoramento? Existe financiamento garantido para todo o cronograma de monitoramento?	Determinar a consistência do programa de monitoramento incluindo a supervisão da agência, financiamento e qualquer interrupção durante o acompanhamento.	Revisão dos procedimentos de monitoramento. Eram as melhores práticas possíveis para a duração de tempo?
Avaliação	Alguma nova informação foi aprendida? Os resultados correspondem ao previsto?	Quantificar as novas informações aprendidas. Integrar em modelos. Quantitativamente compare dados observados com dados previstos.	Rever os dados coletados para garantir interpretações precisas.
Ajustes	Os ajustes feitos nos experimentos (políticas de gestão) foram à luz de novas informações aprendidas? Os objetivos propostos ainda fazem sentido considerando os novos conhecimentos ou devem ser ajustado?	Mensurar o número e tamanho dos ajustes feitos nas políticas de gestão.	Rever os ajustes das políticas de gestão como interpretações precisas do monitoramento, bem como as iterações do ciclo de GA.

Fonte: CHAFFI; GOSNELL, 2015

O processo de experimentação e implementação das opções de gestão na GA é baseado na tomada de decisão estruturada. Na gestão adaptativa ativa (Figura 4A) diversos experimentos de gestão são realizados e comparados simultaneamente, enquanto que na gestão adaptativa passiva (Figura 4B) uma única opção de gestão é testada e avaliada por vez (Allen et al., 2011).

A maioria dos autores comenta que a GA não é uma solução adequada para todos os problemas ambientais, ou uma panaceia (PAHL-WOSTL et al. 2012). Outros pesquisadores também reconhecem que problemas ambientais complexos, de grande escala e com grandes incertezas não podem ser gerenciados com modelos de gestão que se baseiam em um único estado de equilíbrio considerado como ótimo (ex. CADDY, 1996).

Figura 4 - Processo de identificação e implementação das opções de gestão na GA.



Fonte: adaptado de Allen et al., 2011.

Definir o uso apropriado da GA como ferramenta de gestão e de tomada de decisão é um ponto importante. Allen e Gunderson (2011) afirmam que em situações em que as informações disponíveis apresentam grandes incertezas e quando os recursos são suficientes para a realização e avaliação de experimentos, a GA

poderá ser útil. Entretanto, alguns autores (exemplo; GARMESTANI; BENSON, 2013) destacam que a GA não é uma solução para todos os contextos.

2.3.2 Aplicações da gestão adaptativa

Gregory et al. (2006) indicam quatro categorias de critérios para o uso adequado da GA em problemas ambientais. Os critérios incluem a análise da escala espacial e temporal, dimensões da incerteza, avaliação dos custos e benefícios e suporte institucional e dos atores envolvidos. De maneira geral, a GA é particularmente útil quando existe um amplo acordo sobre as metas políticas, mas não sobre os meios adequados para alcançar tais metas. Assim, experimentos sobre o sistema de gestão pode indicar os meios mais eficazes (SCHOLZ; STIFTEL, 2005).

Outros autores como Garmestani e Allen (2015), Allen e Gunderson (2011) afirmam que a GA é apropriada para problemas ambientais que existe alta incerteza e alto controle (controlabilidade) sobre os processos do sistema. Esta afirmação exclui vários problemas com potencial de aplicações da GA. Assim, a percepção dos autores é quanto à escala temporal e espacial em que os processos ocorrem e as dificuldades em mensurar os resultados provenientes das ações de gestão para testar as hipóteses no modelo de gestão.

Westgate et al. (2013) consideram que GA é considerada a melhor abordagem atual para lidar com a imprevisibilidade de SSEs. Em adicional, Rist et al. (2013) argumenta que não existe limites para aplicação da GA, pois as falhas ocorridas durante o processo de gestão podem ser muito mais da complexidade política, social e institucional do que da gestão. Estes últimos autores comentam que a GA deveria ser visto simplesmente como uma metodologia para reduzir a incerteza na gestão, separado do ambiente político e social.

William et al. (2009) detalha que a GA não é apropriada nas seguintes condições: (a) para a tomada de decisão uma única vez, (b) se as informações obtidas com o monitoramento não forem disponibilizadas para os tomadores de decisão, (c) se existem conflitos não resolvidos sobre os objetivos ou ações alternativas de gestão, (d) se as intervenções de gestão não podem influenciar o comportamento do sistema da mesma forma que afeta as ações de gestão e (e) se não houver compromissos de financiamento de longo prazo para monitorar e avaliar.

Em relação às aplicações da GA e suas fontes de financiamentos pelas agências ambientais do governo, Chaffin e Gosnell (2015) relatam que devido às fontes de financiamento se tornar cada vez mais escassas, existe uma necessidade de justificar com clareza os benefícios sociais e ecológicos em se adotar determinadas metodologias de gestão. Os casos onde a metodologia de gestão apresentou sucesso é um importante aliado para gerar interesse político e obter financiamentos para projetos futuros.

No entanto, reconhecer os projetos em que a GA obteve sucesso como metodologia de gerenciamento de recursos naturais pode não ser uma tarefa fácil, pois nem sempre se consegue identificar claramente os impactos das ações e os resultados que levam aos objetivos propostos (CHAFFIN; GOSNELL, 2015). Além disso, podem existir dúvidas sobre qual o sucesso deve-se mensurar, pois apesar de em alguns casos os resultados não se aproximar dos objetivos, ainda assim podem existir mudanças institucionais e aprendizagem dos participantes.

Na tentativa de quantificar o uso da GA em diferentes projetos de gestão de recursos naturais McFadden et al. (2011) analisaram 96 publicações que fazem menção ao termo “gestão adaptativa” entre os anos de 2000 a 2009 em cinco periódicos. Os autores identificaram que 14% (13) afirmaram que a GA havia sido implementada, 24% (23) apresentavam frameworks, 42% (40) sugeriram o uso da metodologia, 18% (17) apresentavam apenas a teoria e 3% (3) foram contrários ao uso da GA. Os dados apresentados em McFadden et al. (2011) sugerem que apesar da maioria dos autores indicar a GA como metodologia de gestão ou de tomada de decisão em recursos naturais pode existir dificuldades na sua implementação ou ainda na divulgação dos projetos já implementados.

Rist; Campbell; Frost (2012) avaliaram 187 artigos para o ano de 2009 e verificaram que 56% sugerem o uso da GA, enquanto 7% criticam de alguma forma a teoria ou as aplicações. Do total de 187 artigos apenas 8% (15 artigos) relataram ter implementado a GA. Outros aspectos importantes desse estudo foram à localização geográfica, onde a maioria do estudo foi na América do Norte (34) e o sistema de recursos naturais em sua maioria foi o sistema terrestre (41%). Dentro dos sistemas de recursos mais estudados, a água e a biodiversidade foram os dois recursos naturais de maior interesse com 22% e 21%, respectivamente. Quanto aos objetivos da gestão, 41% propõe a metodologia para área de conservação. Os três principais contextos de aplicação da GA nesses artigos foram gestão de

processos/informação (25%), múltiplos desafios (24%) e mudanças climáticas (13%).

O Programa de Gestão Adaptativa do Glen Canyon Dam (PGAGCD) é talvez um dos projetos de GA mais conhecidos e discutidos em que a GA foi aplicada (GCDAMP, 2010; HAMILL et al. 2012). O Glen Canyon Dam quando concluído em 1963, alterou significativamente o ecossistema do Rio Colorado no estado do Arizona, Estados Unidos. As vazões a jusante da barragem que entram no Parque Nacional do Grand Canyon foram significativamente modificadas e ameaçavam o habitat de muitas espécies (CHAFFI; GOSNELL, 2015). Além disso, outros problemas de acesso a áreas históricas e de recreação a montante e a jusante da barragem acrescentavam outros problemas. Como resposta, depois de vários estudos realizados por 15 agências e mais de 40 projetos de pesquisas, em 1997 foi implantada a abordagem de GA para gestão do Parque Nacional do Grand Canyon que incluía a operação do Glen Canyon Dam (GCDAMP, 2010).

Os efeitos da operação da barragem Glen Canyon Dam sobre os recursos a jusante foram acompanhados e avaliados continuamente e ajustes operacional recomendados. Esse processo permitiu a instalação de experimentos e monitoramento que contribuiu para a compreensão da dinâmica do sistema. No PGAGCD vários grupos de trabalhos foram montados, além de um sistema de revisão científica independente para avaliação dos resultados. Este programa de GA tem sido reconhecido como um caso de sucesso (CHAFFI; GOSNELL, 2015), como também em algumas publicações indicam aspectos de falhas (exemplo, SUSSKIND; CAMACHO; SCHENK, 2012; ZELLMER; GUNDERSON, 2009).

Outro programa com estratégias de GA bem documentado é o Plano Compreensivo de Restauração do Everglades (CERP, sigla do inglês), Florida, Estados Unidos (RECOVER, 2011; GUNDERSON; LIGHT, 2007). O plano foi aprovado em 2000 e tem como objetivos a restauração, preservação e proteção dos ecossistemas do sul da Florida, proporcionando o suprimento das necessidades associadas à água, como abastecimento e proteção contra inundações (RECOVER, 2011). A gestão do Everglades é um exemplo da aplicação da GA em grandes bacias hidrográficas e, assim como em outros programas de GA, com casos de sucessos e falhas (GUNDERSON; LIGHT, 2007).

Um projeto de pesquisa importante que se concentrou em compreender e tentar facilitar a transição do atual sistema de gestão dos recursos hídricos para

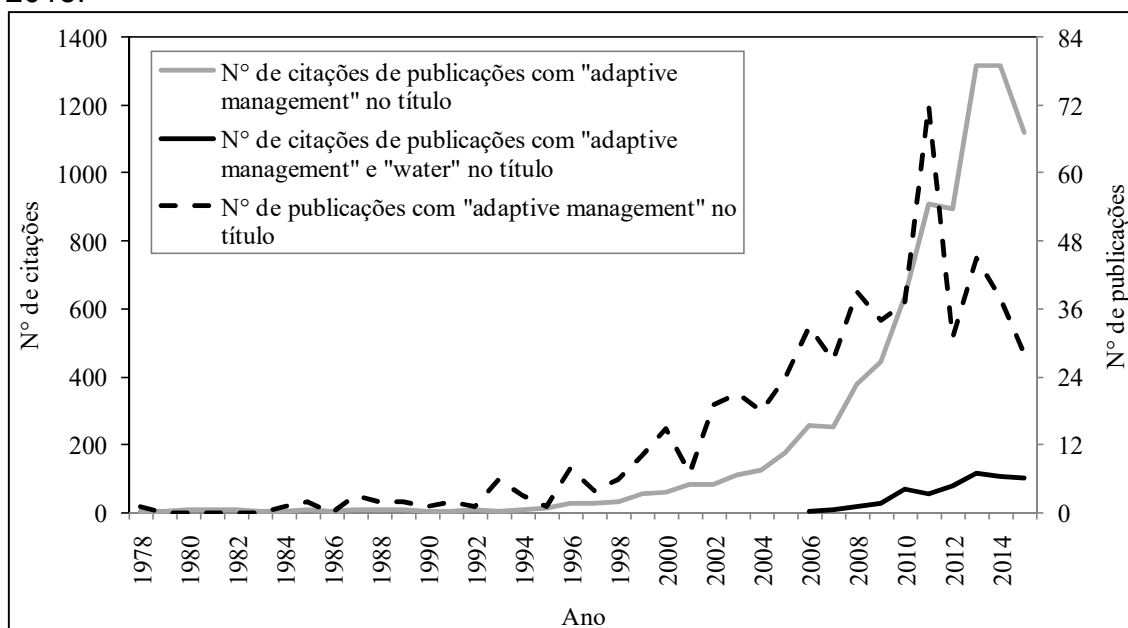
estratégias adaptativas é o projeto “Novas Abordagens de Gestão Adaptativa da Água em Condições de Incerteza – NeWater” (www.newwater.info). Esse projeto teve 39 parceiros de 15 países e desenvolveu seus estudos tomando como base sete bacias hidrográficas em diferentes partes do mundo (Amudária, Elbe, Guadiana, Nilo, Orange, Reno e Tisza) entre os anos de 2005 a 2009. Entre os resultados incluem um framework para gestão e transição para gestão adaptativa (PAHL-WOSTL et al., 2010), ferramentas de aprendizagem e treinamento, publicações de livros (ex. MYSIAK et al., 2010) e vários artigos científicos.

De maneira geral, a GA tem atraído a atenção de muitos pesquisadores e agências de gestão como uma metodologia para lidar com os problemas contemporâneos de recursos naturais. A percepção do aumento da atenção ao tema pode ser verificada pelo aumento de citações de duas das principais referências, HOLLING (1978) com 4.302 citações e WALTERS (1986) com 3.725 citações (scholar.google.com.br, acessado em janeiro, 2016). Além disso, segundo a base de dados “*Web of Science*”, 562 publicações foram produzidas desde o surgimento da teoria em 1978 e 8.367 citações (Figura 5). Particularmente para o setor de água é possível identificar o crescimento do interesse da GA, pelo número de citações, a partir de 2006.

Estratégias de GA têm sido aplicadas em outras partes do mundo, como por exemplo, na Austrália (KING et al., 2010), África do Sul (van WILGEN; BIGGS, 2011) e Nova Zelândia (ARMSTRONG et al., 2007). Programas de GA que foram efetivamente implementados, como os exemplos do Glen Canyon Dam e o de Restauração do Everglades, além de projetos de pesquisa como o NeWater, tem proporcionado lições importantes de como elaborar, implementar, monitorar as ações de GA e integrar novas abordagens (LOSCHIAVO et al., 2013; MELIS; WALTERS; KORMAN, 2015).

Embora tenha havido um crescimento importante na aplicação da GA, os casos em que a mesma foi efetivamente implementada e que obteve sucessos aparentemente ainda são poucos. Os vários desafios e barreiras que podem ter reduzido o uso dessa metodologia é discutido no item seguinte.

Figura 5 -Número de citação e número de publicações nas quais o termo “adaptive management” aparece no título e número de citações em que o termo “adaptive management” e “water” aparecem simultaneamente no título no período de 1978-2015.



Fonte: a partir dos dados de <webofscience.com> (janeiro de 2016)

2.3.3 Desafios, barreiras e potencialidades da GA

Como apresentado, a GA se apresenta como uma solução promissora para lidar com a complexidade e a incerteza. No entanto, sua implementação efetiva enfrenta muitos desafios e barreiras, dos quais; ambiente institucional, social e político desfavorável, necessidade de adaptações no arcabouço jurídico (GARMESTANI; BENSON, 2013), necessidade de monitoramento e avaliação de longo prazo e falta de financiamento das ações (HALBERT, 1993; McLAIN; LEE, 1996; WALTERS, 1997; MEDEMA et al., 2008).

Em adicional, devido à necessidade de uma visão holística e multidisciplinar, a GA exige alta colaboração entre agências de gestão e dos atores envolvidos, inclusão do conhecimento de múltiplas fontes e o uso de diversos modelos (McLAIN; LEE, 1996; JOHNSON, 1999; COSENS et al, 2014; ALLEN; GUNDERSON, 2011; WILLIAMS, 2011b; PORZECANSKI; SAUNDERS; BROWN, 2012; SUSSKIND; CAMACHO; SCHENK, 2012; WESTGATE et al. 2013).

Outros aspectos como; falta de liderança (MUNARETTO; HUITEMA, 2012; WESTGATE et al. 2013), falta de objetivos claros (PRATT MILES, 2013; RIST et al. 2013) e falta de colaboração (PORZECANSKI; SAUNDERS; BROWN, 2012;

SUSSKIND; CAMACHO; SCHENK, 2012; WESTGATE et al. 2013) também são apontados como as principais barreiras para o sucesso da GA. Em especial sobre liderança, Gunderson (2015) concorda com Walters (2007) argumentando que a presença de pessoas chaves em cargos de liderança é o único fator que parece separar o sucesso do fracasso na implementação da GA.

A necessidade de adaptações no arcabouço jurídico é algo recorrente na maioria dos trabalhos que avaliam a implementação da GA. A fundamentação das leis ambientais geralmente assume que a natureza é relativamente estável, mudando em um intervalo de padrões relativamente previsível (ARNOLD; GUNDERSON, 2013). Os autores julgam que as adaptações na lei devem garantir o apoio institucional e flexibilidade no processo de gestão. Nos Estados Unidos, por exemplo, Benson e Stone (2013) entrevistaram 144 participantes da Rede Colaborativa de Gestão Adaptativa (CAMNet - <http://www.adaptivemanagement.net/>) e concluíram que mais de 70% dos profissionais se sentiam prejudicados por causa de restrições legais e institucionais.

Jacobson et al. (2006) identificaram 47 potenciais barreiras para implementação da GA e gestão de ecossistemas. As barreiras foram classificadas em seis categorias, identificadas através de uma ampla revisão bibliográfica e de entrevistas com 90 profissionais da Comissão de Conservação de Animais Silvestre e Peixes da Florida (<http://myfwc.com/>). As categorias identificadas foram: logística, comunicação, atitudes, institucional, conceitual e educacional.

Jacobson et al. (2006) apontaram a falta de logística e de comunicação como às principais barreiras para implementação do programa do GA. A barreira “logística” refere-se à falta de tempo e recursos financeiros e humano para implementar as práticas de gestão, além de banco de dados disponíveis e cronograma, metas e objetivos claros. A barreira “comunicação” refere-se a uma incapacidade de interagir através de disciplinas, falta de interação entre as partes interessadas e falta de fluxo de informações dentro das instituições de gestão.

2.4 Sistemas Sócio-Ecológicos (SSEs)

Os conceitos emergentes de gestão de recursos naturais utilizam o termo Sistema Sócio-Ecológico (SSE) para se referir à interação do sistema acoplado sociedade e natureza (ALLEN; GARMESTANI, 2015; ROCKSTROM et al. 2014).

Os SSEs são sistemas complexos e dinâmicos (BERKES; FOLKE, 1998; SCHEFFER et al. 2009) compostos por vários subsistemas e variáveis internas que interagem em diferentes escalas (OSTROM, 2009). Dessa forma, sistemas ecológicos são interligados com um ou mais sistemas sociais e ambos são afetados por alterações de seus componentes ou por fatores externos.

As relações entre os subsistemas do SSEs o tornam complexo e de difícil previsibilidade. No entanto, a visão integrada dos sistemas sociais e ecológicos cria oportunidade para examinar diferentes pontos de vistas e facilita a compreensão de como a sociedade pode construir meios para lidar com as mudanças e se adaptar (BERKES et al. 2003). Assim, a visão holística proporcionada pela análise dos vários componentes dos SSEs são condições necessárias para avaliação da resiliência.

Binder et al. (2013) comenta que nas últimas décadas grandes avanços foram obtidos na investigação interdisciplinar e modelagem dos SSEs. As abordagens segundo os autores incluem: combinação de fluxos de materiais ou energia e fluxos econômicos; modelagem do comportamento humano e os condutores que especificamente impactam os ecossistemas ou os seus serviços; identificação e modelagem de bens específicos que são relevantes para o sistema humano e ecológico e estudos de resiliência e gestão adaptativa de SSEs.

Na pesquisa sobre gestão adaptativa, Armitage et al. (2015) descreve que os SSEs fornecem uma lente que ajuda a situar a GA na complexidade da interação dos sistemas sociais e ecológicos. Assim, pensar na GA em termos de SSEs ajuda a destacar uma série de características que são inerentes dos sistemas interligados sociedade e natureza.

Segundo Armitage et al. (2015), visualizar e orientar a GA através dos SSEs representa uma série de implicações entre as quais: (1) reforça os princípios da GA no sentido de abraçar a incerteza e a complexidade; (2) aprecia os recursos naturais como sistemas adaptativos complexos que envolvem fluxos entre pessoas e natureza em várias direções; (3) reconhece as conexões em torno da GA de recursos naturais e a subsistência, segurança alimentar e bem-estar social das comunidades; (4) ilustra que os arranjos de tomada de decisão precisam refletir as conexões entre o domínio social (ex. distribuição de poder) e o domínio ecológico através dos múltiplos processos de *feedbacks*.

Compreender a interação dos diferentes componentes dos SSEs não é tarefa fácil, entretanto, modelos dinâmicos podem ser uma ferramenta útil no estudo

das mudanças, principalmente, em situações em que não existem dados observados ou os experimentos são difíceis de serem implementados (CARPENTER; BROCK, 2004). Outra maneira de compreender os SSEs é através do uso de quadros conceituais (*framework*). Os *frameworks* podem identificar os elementos básicos (ou principais) da teoria e as relações críticas que são essenciais para o estudo dos SSEs através de uma abordagem multidisciplinar e integrada (BINDER et al. 2013).

McGinnis e Ostrom (2014) apresentaram uma atualização do *framework* (Figura 6) proposto inicialmente por Ostrom (2007; 2009). Entre os vários *frameworks* que aparecem na literatura de SSEs, Binder et al. (2013) avaliam que o de Ostrom (2007; 2009) é provavelmente o com maior potencial porque é o único (entre 10 *frameworks* avaliados) que trata os sistemas sociais e ecológicos com quase igual profundidade e proporciona uma estrutura para o desenvolvimento de diferentes graus de especificidade por diferenciar vários níveis. Pesquisas recentes têm se concentrado no aprimoramento desse framework (exemplos; HINKEL et al. 2014 e SCHLÜTER et al. 2014).

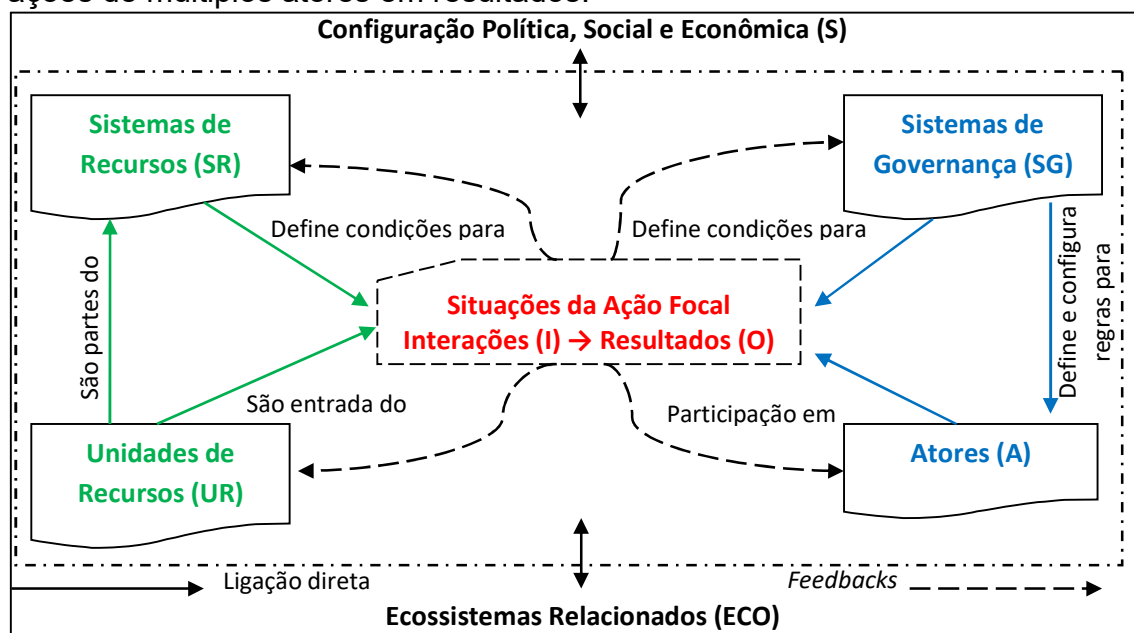
O *framework* de Ostrom (2007; 2009) apresenta várias camadas de variáveis de forma hierarquia e se baseia em teorias como a da escolha coletiva de recursos de uso comum e gestão de recursos naturais. As principais aplicações têm sido em gestão de floresta, pesca e recursos hídricos. A atualização apresentada por McGinnis e Ostrom (2014) pode expandir tais aplicações.

Os subsistemas do quadro da figura 6 é o nível mais elevado do SSE e que podem ser detalhados em níveis menores dependendo do interesse da pesquisa. Tais subsistemas são: (i) sistema de recursos (área de floresta, animais selvagens, reservatórios de água); (ii) unidade de recursos (árvores, tipos de animais selvagens, vazão de água dos reservatórios); (iii) atores (indivíduos que usam a água dos reservatórios ou as árvores da floresta); (iv) sistema de governança (por exemplo, governo e outras organizações que estabelecem as regras específicas relacionada ao acesso de recursos, por exemplo, a outorga de uso da água dos reservatórios).

As setas tracejadas da Figura 6 representam os feedbacks das ações nas categorias de nível superior. As linhas pontilhadas e tracejadas que envolvem todos os elementos da Figura 6, representam a influência que sistemas ecológicos ou contextos sociais, econômicos e político pode exercer no SSE. Dessa forma, os usuários extraem unidades de recursos de um sistema de recursos. Os usuários

também promovem a manutenção dos sistemas de recursos através de acordo, regras e procedimentos determinado por um sistema de governança em um contexto relacionado às características sociais, econômicas e políticas. O processo de manutenção e extração representa uma das formas mais importante de interação e obtenção de resultados do framework (MCGINNIS; OSTROM, 2014).

Figura 6 - Framework do SSE com múltiplos componentes. As situações da ação focal são onde todas as ações têm lugar como insumo e são transformadas pelas ações de múltiplos atores em resultados.



Fonte: McGinnis e Ostrom (2014)

As análises dos SSEs no contexto de recursos de uso comum (*common pool resources*) busca evitar a “Tragédia dos Comuns” anunciada por Hardin (1968). No *framework* de McGinnis e Ostrom (2014) o sistema ecológico é visto em uma perspectiva antropocênica através do sistema de recursos (reservatórios de água, floresta, etc.) e as correspondentes unidades de recursos (quantidade de água, quantidade de árvores, etc.). Já o sistema social é representado pelos os usuários de recursos, que impactam o sistema ecológico e pode causar externalidade no SSE, enquanto o sistema de governança influencia os usuários através de regras, monitoramento e mecanismos de sanções. Os *feedbacks* do sistema social alteram a exploração de recursos.

Alguns componentes de um SSE mudam lentamente com o tempo, enquanto outros variam muito rápido. Tais componentes além de interagirem entre si são influenciados por controles externos dos subsistemas sociais e ecológicos ou

por respostas institucionais. O *framework* apresentado por Resilience Alliance (2010) é uma adaptação de Chapin et al. (2006) e mostram separadamente os componentes que variam de forma lenta e rápida em cada subsistema ecológico e social.

No *framework* da Resilience Alliance (2010) os componentes ecológicos interagem com componentes sociais nas múltiplas escalas de espaço e tempo. Alterações nos componentes do sistema geram impactos ecológicos e sociais. Por outro lado, as pessoas respondem as mudanças do sistema através de mecanismos institucionais e *feedbacks*.

Ao discutir robustez de SSEs para lidar com a variabilidade temporal e espacial, Janssen et al. (2007) exploram a vulnerabilidade dos SSEs analisando as configurações específicas que fazem estes sistemas resistirem a perturbações naturais e sociais ao longo do tempo. Através de alguns estudos de casos, os autores apontam que a manutenção das funções dos SSEs está associada às adaptações institucionais que foi experimentada ao longo do tempo, no contexto social, econômico e político. Cada tipo de adaptação teve o objetivo de eliminar ou minimizar alguma vulnerabilidade e levou a padrões específicos de uso dos recursos no tempo e no espaço. Apesar das adaptações desenvolvidas para tipos particulares de variabilidade (como as secas, ciclones, variação da economia, etc.) os autores destacam que atualmente os SSEs estão muito vulneráveis devido aos novos padrões de variabilidade ambiental, sociais e políticos do mundo moderno

2.4.1 Vulnerabilidade de SSEs

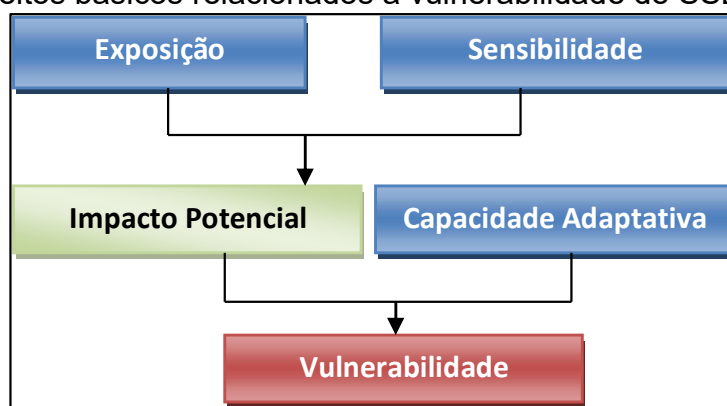
A vulnerabilidade é o grau que um sistema, subsistema ou componente do sistema é suscetível de experimentar danos devido à exposição a uma perturbação que, direta ou indiretamente, afetam seu bem-estar e as perspectivas de sustentabilidade (SMIT; WANDEL, 2006; TURNER, 2010).

Em mudanças climáticas, a vulnerabilidade refere-se ao grau em que um sistema é susceptível ou incapaz de lidar com os efeitos adversos da mudança ou variabilidade do clima, incluindo os extremos (IPCC, 2007). Assim, a vulnerabilidade é função das condições culturais, sociais, políticas, econômicas, institucionais, recursos naturais e processos disponíveis (LAVELL et al. 2012).

Apesar de não haver um consenso sobre a definição de vulnerabilidade, Adger (2006) ao examinar a evolução dessa abordagem nas ciências sociais e naturais, verificou que o termo “vulnerabilidade” está associado a componentes que incluem exposição a perturbações, sensibilidade as perturbações e capacidade adaptativa (Figura 7). A vulnerabilidade é específica ao tipo de perturbação que afeta o sistema, uma vez que o sistema pode ser vulnerável a uma perturbação, mas não a outra.

Perturbação, nesse estudo denota o processo interno ou externo que interagem com o sistema com potencial de induzir transformações (ou impactos) significativos (GALLOPÍN, 2006). No entanto, o impacto causado pela perturbação depende de sua magnitude, intensidade e frequência.

Figura 7 - Conceitos básicos relacionados à vulnerabilidade de SSE.



Fonte: Marshall et al. (2009)

A exposição, em geral é o contato que o sistema tem com a perturbação em função do local ou configuração que possibilita o mesmo ser afetado (JIMÉNEZ CISNEROS et al., 2014). O subsistema ecológico (ou ambiental) geralmente é considerado como vetor da exposição – fonte de perturbações e de estresse para o subsistema social. As perturbações mais comuns são climáticas, como secas (LINDOSO et al. 2014) e mudanças climáticas, perturbações biológicas, como pragas e doenças e distúrbios sociais, como guerras e conflitos.

A sensibilidade refere-se às características internas do sistema que o torna mais ou menos susceptível a determinada perturbação. Em clima, a sensibilidade é o grau em que o sistema é afetado pelas alterações climáticas, quer negativamente ou positivamente (IPCC, 2014).

Por último, a capacidade adaptativa refere-se à capacidade do sistema (ou componentes do sistema) sócio-ecológico ser robusto as perturbações e se adaptar as mudanças atuais ou previstas (PLUMMER; ARMITAGE, 2010). Nos sistemas ecológicos a capacidade adaptativa está relacionada à diversidade genética, diversidade biológica e heterogeneidade do ambiente, enquanto no sistema social refere-se à existência de recursos técnicos, financeiros, sociais, políticos e institucionais que possibilita a criação e distribuição de conhecimento, cria flexibilidade para solução de problemas e equilibram o poder entre os grupos de interesses (PLUMMER; ARMITAGE; ALEXANDER 2010).

Uma definição genérica de capacidade adaptativa em SSEs segundo Gallopín (2006) deve incluir (i) a capacidade do sistema em lidar com contingência ambientais (ser capaz de manter ou até mesmo melhorar a sua condição em face da mudança) e (ii) a capacidade de melhorar sua condição no ambiente em que vive, mesmo que o ambiente se mantenha estável, como possibilidade de ampliar o leque de ambientes para o qual está adaptado.

Em mudanças climáticas a capacidade adaptativa refere-se aos ajustes no sistema natural ou humano em resposta aos estímulos climáticos (ou aos seus efeitos) atuais ou previstos para moderar desastres ou explorar oportunidade (PARRY et al. 2007).

Em Berkes et al. (2001) a capacidade adaptativa é uma condição básica para obter a sustentabilidade dos SSEs. A sustentabilidade por sua vez é vista como um processo ao invés de um produto final. Assim, os SSEs enfrentam continuamente mudanças e lidar com tais mudanças é função da capacidade de se adaptar. Os autores descrevem que enfrentar os novos desafios requer a habilidade de lidar com a mudança, adaptar-se a mudança e se moldar sem comprometer as opções de adaptabilidade futura.

Um SSE com alta capacidade adaptativa tem grande possibilidade de se reorganizar sem perdas significativas nas suas funções principais. A capacidade adaptativa pode incluir reações do sistema que modificam sua sensibilidade e exposição a perturbações.

A relação entre exposição, sensibilidade e capacidade adaptativa com vulnerabilidade no contexto de mudanças climáticas pode ser resumida da seguinte maneira (WWF, 2011):

\uparrow Exposição + \uparrow Sensibilidade – \downarrow Capacidade Adaptativa = \uparrow Vulnerabilidade

Em que: \uparrow representa aumento e \downarrow representa redução.

Em outras palavras, a vulnerabilidade de um SSE é função do seu grau de exposição às mudanças climáticas, além de sua sensibilidade a estas mudanças menos a capacidade de se adaptar as mudanças.

De modo geral, no SSE a exposição são perturbações externas ao sistema que provocam estresses ou impactos. A sensibilidade são características internas ao sistema que define a propensão de ser afetado pela perturbação. Em sistemas ecológicos o tipo de solo ou a topografia são exemplos de características que torna o sistema mais ou menos sensível. Em sistemas sociais a idade da população e o gênero podem definir a sensibilidade. A capacidade adaptativa são opções e meios que permite o SSE transitar entre opções (LINDOSO, 2013).

A capacidade adaptativa é fundamental para aumentar a resiliência (FOLKE et al, 2002). Já a redução ou perda da resiliência aumenta a vulnerabilidade do sistema (HOLLING, 1996). Sistemas muito vulneráveis até mesmo perturbações mínimas podem ser devastadoras do seu estado de equilíbrio (FOLKE, 2003). Dessa forma, a perda da resiliência torna a sociedade mais susceptível as surpresas e crises.

Em geral, espécies, populações ou indivíduos podem facilitar a adaptação melhorando sua condição no ambiente em que vivem. Em sistemas humanos que são capazes de apreender e desenvolver novas tecnologias surge oportunidade para testar mecanismos de adaptação antes do surgimento de perturbações no sistema. Essa atitude proativa pode alterar as características do sistema e anular ou reduzir os impactos negativos.

No entanto, a capacidade adaptativa é influenciada por vários fatores, como recursos tecnológicos e financeiros, acesso a informação, ambiente institucional, infra-estrutura, política, etc. (CARVALHO; FURTADO, 2015). Dessa forma, a capacidade de adaptação depende do contexto de cada país, comunidades, grupos sociais, indivíduos e se modifica ao longo do tempo (SMIT; WANDEL, 2006). Entre os fatores que podem influenciar a adaptação as mudanças climáticas, a política é talvez a mais complicada (GIDDENS, 2010).

2.4.2 Princípios básicos para construção da resiliência de SSEs

A abordagem de resiliência de SSE enfatiza a necessidade de entender e gerenciar a mudança, particularmente a mudança inesperada ou as surpresas (BIGGS et al, 2015). Um entendimento fundamental do conceito de resiliência é que a humanidade é parte da biosfera e que as ações humanas determinam a dinâmica dos ecossistemas em diferentes escalas. Por outro lado, os serviços ambientais prestados pelos ecossistemas são essenciais para a sobrevivência da humanidade.

Uma das definições de resiliência de SSE é descrito como a capacidade de um sistema absorver perturbações ou choques e ainda manter suas funções fundamentais, estruturas, identidade e *feedbacks* (WALKER et al. 2004). Muitas vezes a manutenção da resiliência depende de ajustes adaptativos no sistema.

Os SSEs são caracterizados como sistemas não-lineares, que mudam constantemente e se adaptam a mudanças (BERKES et al. 2003). A capacidade de se auto-organizar e se adaptar, ou seja, construir a resiliente para lidar com a mudança depende de alguns princípios básicos.

Folke (2003) resume quatro medidas essenciais que os sistemas sócio-ecológicos precisam ter para aumentar a capacidade adaptativa e a resiliência e assim reduzir a vulnerabilidade: (a) aprender a conviver com a mudança e incerteza buscando aprender com as crises, esperar o inesperado e despertar perturbações (b) fomentar a diversidade para reorganização e renovação buscando alimentar a memória ecológica, manter a memória social e melhorar a memória sócio-ecológica (c) combinar diferentes tipos de conhecimento para a aprendizagem através da combinação do conhecimento tradicional e experimentos, expandir o conhecimento de estruturas para conhecimento das funções e construir processo de aprendizagem em instituições e fomentar a complementaridade de diferentes sistemas de conhecimentos e (d) criar oportunidade para auto-organização na escala correspondente de ecossistema e governança (lidar com a dinâmica em diferentes escalas) através do reconhecimento das interligações entre diversidade e distúrbios, lidar com a dinâmica entre escalas, compatibilizar escalas de ecossistemas e governança e computar os fatores externos.

Carpenter et al. (2012) apresentam as condições que possibilita a resiliência como sendo: prover a diversidade por diferentes tipos de processos (diversidade funcional), modularidade, sinceridade, possuir reservas de organismos e de

conhecimento, gerenciar *feedbacks*, aninhamento de SSE para permitir a governança policêntrica, monitoramento para prover informações relevantes e transparente do estado ou de tendências do SSE, liderança e confiança para facilitar as relações sociais.

Outros princípios básicos mais atuais para construção da resiliência de SSEs são os de Biggs et al. (2012b e 2015). Tais princípios atualizam as recomendações sugeridas por Folke (2003) e Levin (1999) e incluem: manter a diversidade e redundância (P1), gerenciar a conectividade (P2), gerenciar variáveis lentas e *feedbacks* (P3), fomentar o pensamento baseado em sistema complexo adaptativo (P4), encorajar o aprendizado (P5), aumentar a participação (P6) e promover a governança policêntrica (P7).

Os três primeiros princípios (P1 a P3) são propriedades chaves dos SSEs, enquanto que os outros (P4 a P7) são atributos do sistema de governança. Uma breve descrição desses princípios é apresentada a seguir, tendo como base Biggs et al. (2012b e 2015).

O primeiro princípio (manter a diversidade e redundância) considera que sistemas com diferentes componentes, ou diversos, (ex. espécies diferentes e várias fontes de conhecimento) geralmente são mais resilientes que sistemas com poucos componentes (STIRLING, 2007). A diversidade ecológica e social prover diferentes opções para responder a mudança e lidar com as incertezas e surpresas. A redundância (ROSENFELD, 2002), ou as formas diferentes de realizar uma mesma função, oferece um tipo de “seguro” permitindo que alguns componentes possam compensar as perdas ou falhas de outros.

A gestão da conectividade é necessária, pois os sistemas altamente conectados ganham proteção contra alguns tipos perturbações devido a sua eficiência no uso de recursos e na execução de alguns processos, mas por outro lado, tais sistemas podem facilmente entrar em colapso uma vez que, perturbações para a qual o sistema não está preparado (devido a sua baixa flexibilidade), pode se propagar rapidamente em todo o sistema. Conectividade refere-se à natureza e a resistência das interações entre vários componentes do sistema (BODIN; PRELL, 2011). O gerenciamento da conectividade busca identificar a melhor configuração que garanta o funcionamento do sistema, apesar de muitas vezes ser redundante ou ineficiente.

Gerenciar variáveis lentas e *feedbacks* são importantes porque em SSE existem diferentes maneiras das variáveis se conectarem e interajam uma com as outras (GUNDERSON; HOLLING, 2002). As diferentes configurações de variáveis (ou regimes) determinam os diversos serviços ambientais. Entender como as variáveis lentas e os retornos (feedbacks) afetam a estabilidade do sistema é um ponto chave, pois a alteração de regime pode representar também a perda de algumas funções do SSE.

Embora pensar nos SSE como um sistema complexo adaptativo (HOLLING, 2001) não melhore diretamente a resiliência, reconhecer estes sistemas como uma rede conectada, interdependente e imprevisível é o primeiro passo para ações de gestão que pode fomentar a resiliência.

A aprendizagem é um princípio básico pelo fato do conhecimento dos SSEs ser incompleto e que incertezas, surpresas e mudanças são partes da gestão. A aprendizagem contínua valoriza os diferentes tipos e fontes de conhecimento e encoraja a implantação de experimentos. Assim, deve-se focar em metodologias que usam a aprendizagem como parte da tomada de decisão. Mesmo reconhecendo que a aprendizagem depende de confiança, instituições e relações adequadas (REED et al, 2010).

Ampliar a participação através do engajamento ativo das partes interessadas ajuda a construir confiança e o relacionamento necessário para legitimar o conhecimento e as autoridades durante o processo de tomada de decisão (STRINGER et al. 2006).

A promoção da governança policêntrica (OSTROM, 2005 e 2010; MCGINNIS, 2000) contribui para resiliência uma vez que a estrutura policêntrica facilita a implementação de outros princípios, principalmente a redundância, conectividade, aprendizagem e participação. A policentricidade refere-se a um sistema de governança com múltiplas autoridades de governo em diferentes escalas. Estes sistemas apresentam independência de cada unidade de governança em relação a uma área geográfica específica ou domínio de autoridade e podem se ligar horizontalmente em questões comuns, além de ser aninhado verticalmente em unidades de governança mais amplas.

Os setes princípios apresentados nos parágrafos anteriores foram elaborados por um grupo de especialistas que exploram a dinâmica dos SSEs (BIGGS et al., 2012b) e é uma revisão de conceitos já desenvolvidos na literatura e

avança em outros conceitos emergentes. A determinação desses princípios foi obtida através da consulta a uma rede de pesquisadores com o uso da metodologia Delphi (LANDETA, 2006).

Os autores reconhecem a necessidade de avanços em pesquisas para definir melhor como cada princípio deve ser aplicado e qual a melhor combinação entre eles. No entanto, é possível estimar que, por exemplo, a construção da resiliência dependa da interação de mais de um dos princípios citados. Dessa forma, a governança policêntrica (P7) e aprendizagem (P5), por exemplo, dependem do capital social e confiança desenvolvido com a participação (P6). Além disso, a conectividade (P2) pode não fortalecer a resiliência na ausência da diversidade (P1). De modo geral, a participação é um pré-requisito para aprendizagem e para a governança policêntrica. Enquanto que a diversidade e a redundância precisam agir em combinação com a conectividade para aumentar a resiliência (BIGGS et al., 2012b).

2.5 Mudança de regime em SSEs

O conceito de resiliência ecológica é baseado na condição de vários estados de equilíbrios alternativos para os ecossistemas (MAY, 1997; PETRAITIS, 2013). Isso significa que os sistemas têm certa tolerância as perturbações e ultrapassar certos limites podem acarretar transição de estados. Assim, gestores precisam ter cuidado para não exceder certos limites que pode alterar o sistema. Por outro lado, caso o sistema esteja em um estado considerado desejável, os gestores devem focar na manutenção desse estado através da gestão da resiliência (ALLEN et al, 2014).

Muitos trabalhos documentam a existência de múltiplos estados de estabilidade (ou regimes) e a transição em ecossistemas (SCHEFFER, 2009; KNOWLTON, 1992; CARPENTER; LUDWIG; BROCK, 1999; MCCOOK, 1999; HARE E MANTUA, 2000; McCLANAHAN, 1995; HANSKI, 1995; MAY, 1997; SCHEFFER; CARPENTER, 2003; SCHMITZ, 2004). Outros exemplos podem ser vistos na internet em: <http://www.resalliance.org/index.php/database> ou <http://www.regimeshifts.org/datasets-resources>.

Considerando a existência de múltiplos estados estáveis em sistemas ecológicos, a resiliência atua na mediação da transição entre esses estados

(HOLLING, 1973; GUNDERSON, 2000). Assim, a mudança de regime de um sistema ocorre quando um determinado limite da resiliência é ultrapassado.

É importante destacar que, em ecologia, cada estado ou regime alternativo pode conferir diferentes serviços ambientais. Por exemplo, rios podem fornecer muitos serviços ambientais como; controle de inundação, transportes de sedimentos e nutrientes, produção de alimento e lazer, que ao mudar de estado pode haver comprometimento desses serviços. Desse modo, mudança de estado implica na mudança de serviços ecossistêmicos e impactos sociais (FOLKE, et al. 2004).

A transição entre estado pode ser lenta e gradual, mas em condições extremas essa transição pode ocorrer de forma muito rápida. Conhecer os limiares (*thresholds*) do SSE e gerenciar seus recursos pode evitar que o sistema seja levado para uma condição indesejada, por exemplo, a escassez de recursos.

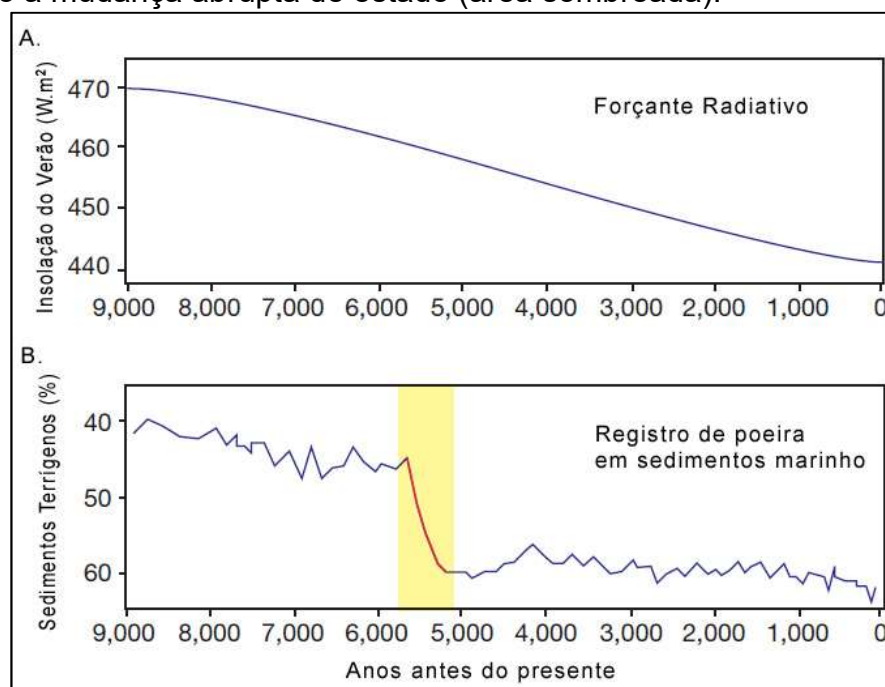
Um exemplo clássico de mudança de estado de forma repentina foi à transição entre cobertura vegetada e úmida para deserto no Norte da África, especificamente no Saara (CLAUSSEN et al. 1999). Ao longo dos últimos 9.000 anos a radiação solar no Hemisfério Norte foi lentamente reduzindo, de forma que entre 5.000 e 6.000 anos atrás ocorreu uma mudança abrupta para o estado alternativo de deserto quando a radiação alcançou valores próximos a 460 W.m^2 (SCHEFFER; CARPENTER, 2003). A Figura 8 mostra a variação da radiação solar nos últimos 9.000 anos e a ocorrência da mudança de estado (área sombreada) representado pelo aumento do percentual de poeira terrestre no sedimento marinho (eixo invertido na figura) na costa Africana.

Como observado na Figura 8, à mudança entre cobertura vegetada e úmida para deserto no Norte da África (deserto do Sahara) pode ter sido causado pela alteração da variável insolação que foi reduzindo lentamente ao longo do tempo, mas que ao atingir o valor crítico (limiar) de 460 W.m^2 levou o ecossistema de um estado com vegetação, inclusive com lagos, para um deserto com alta aridez. Houve flutuações da cobertura vegetada com redução lenta, mas de forma repentina (na escala de menos de 1000 anos) ocorreu o colapso de um estado para outro estado novo.

Do ponto de vista ecológico um estado novo pode não representa vantagem ou desvantagem, é apenas uma das configurações possíveis na evolução da paisagem, mas ao se analisar o sistema acoplado sociedade-natureza através dos

SSEs, um estado novo pode ser prejudicial por representar dificuldade de adaptação ou escassez de recursos.

Figura 8 - Variação da insolação do verão no Hemisfério Norte (A) e da presença de sedimentos terrestre nos sedimentos marinhos na região do deserto do Saara destacando a mudança abrupta de estado (área sombreada).

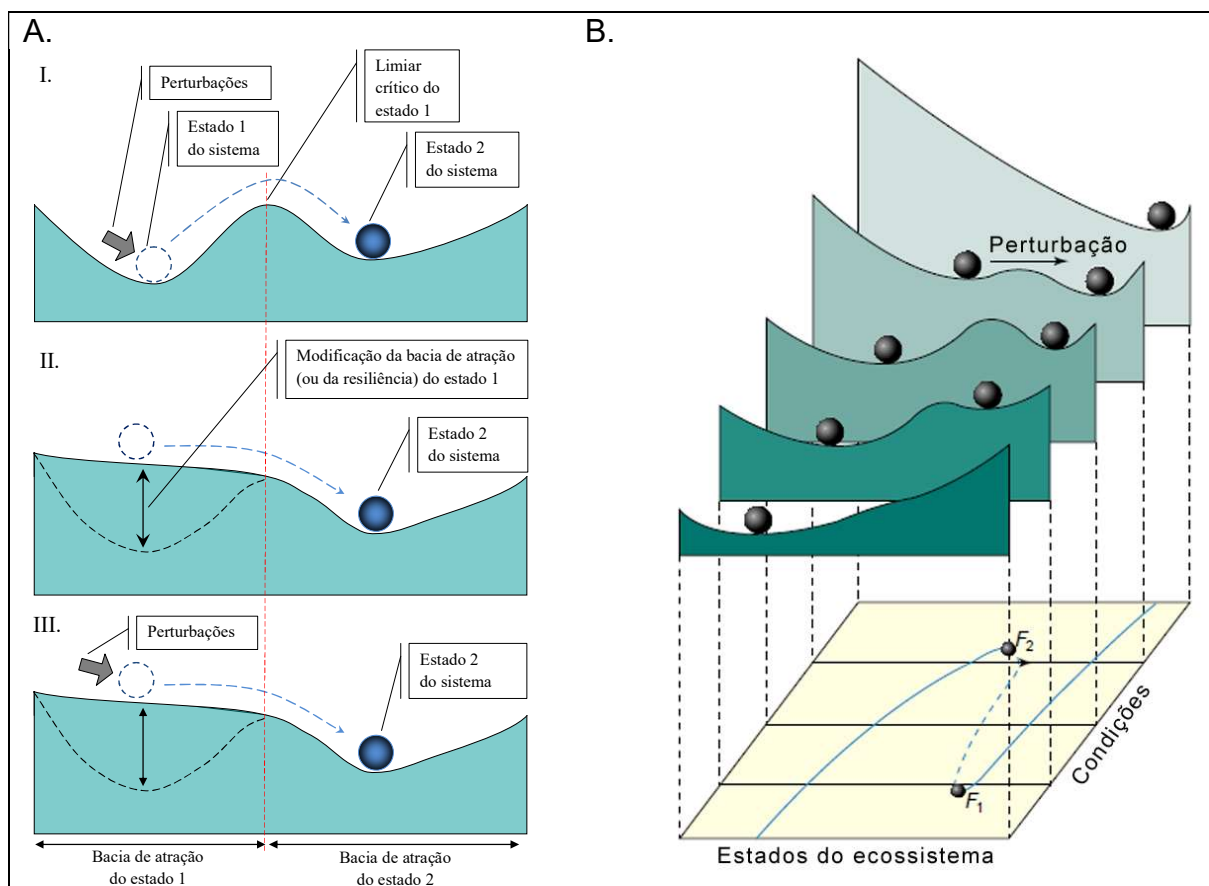


Fonte: adaptado de Scheffer et al. 2003.

No contexto de estados de equilíbrio dos ecossistemas, a resiliência pode ser interpretada como a distância do estado apresentado pelo sistema a um limiar crítico. Esta resiliência (ou distância ao limiar crítico) varia ao longo do tempo em resposta as variações no funcionamento de fatores sociais e ecológicos. Mesmo que o limiar exato seja desconhecido, estar ciente da existência desses limiares e das possíveis conseqüências pode ajudar a reduzir as chances de mudança para um estado indesejado (RESILIENCE ALLIANCE, 2010).

Os ecossistemas são naturalmente resistentes às mudanças. A modificação de estado ocorre geralmente quando; a perturbação é significativa (Figura 9A-I), a resiliência do ecossistema é reduzida ao longo do tempo (Figura 9A-II) ou ainda uma combinação das duas condições anteriores (Figura 9A-III). O modelo de bolas que se movem ao longo de um plano (ou paisagem) com diferentes configurações representam bem a mudança de estado de equilíbrio em função da resiliência do sistema (SCHEFFER; CARPENTER, 2003).

Figura 9 - Representação do modelo conceitual da mudança de dois estados de um sistema em função de perturbações externas que atuam (A-I), modificação do domínio de estabilidade (A-II) e a combinação das duas condições anteriores (A-III).



Fonte: adaptado de Biggs et al. (2012a); Scheffer e Carpenter, 2003

No modelo da Figura 9, as bolas representam o estado do sistema e o vale (ou bacia de atração) os domínios de estabilidades. Um equilíbrio estável ocorre quando a bola se encontra no fundo do vale, mas perturbações (indicado pela seta na figura 9) podem levar a bola para outro local fora do fundo do vale. Os domínios de estabilidade (ou forma do vale) estão sujeitos a alteração, modificando a estabilidade e, portanto, à resiliência (largura do domínio de estabilidade e profundidade do vale). A propriedade do sistema que descreve a mudança entre paisagem de estabilidade e resiliência é a capacidade adaptativa do sistema (GUNDERSON, 2000).

Considerando o modelo apresentado na Figura 9A e 9B, outra interpretação da resiliência pode ser dada pela proporcionalidade do tamanho da bacia de atração. Quanto maior a bacia de atração (e profundidade do vale) maior a resiliência do sistema. Obviamente se a bacia de atração for pequena (baixa

resiliência) mais facilmente o sistema poderá ser empurrado para um estado alternativo (SCHEFFER; CARPENTER, 2003). A Figura 9B representa a variação dos estados de um ecossistema em função das condições que determinam a bacia de atração de cada estado e os limiares críticos (pontos de inflexão F1 e F2) que a partir dos quais o ecossistema muda para outro estado.

Como comentado, o tamanho da bacia de atração (ou resiliência) pode variar ao longo do tempo devido às condições sociais e ambientais. Caso ocorra erosão da resiliência, a bacia de atração pode diminuir ou desaparecer e a partir desse ponto (identificado na Figura 9B como o ponto F2) ocorre uma transição catastrófica, ou um colapso, mesmo na presença de pequenas perturbações. Esse tipo de transição ocorreu no exemplo de mudança do estado de vegetação para deserto no Saara, Norte da África (ORTIZ et al. 2000).

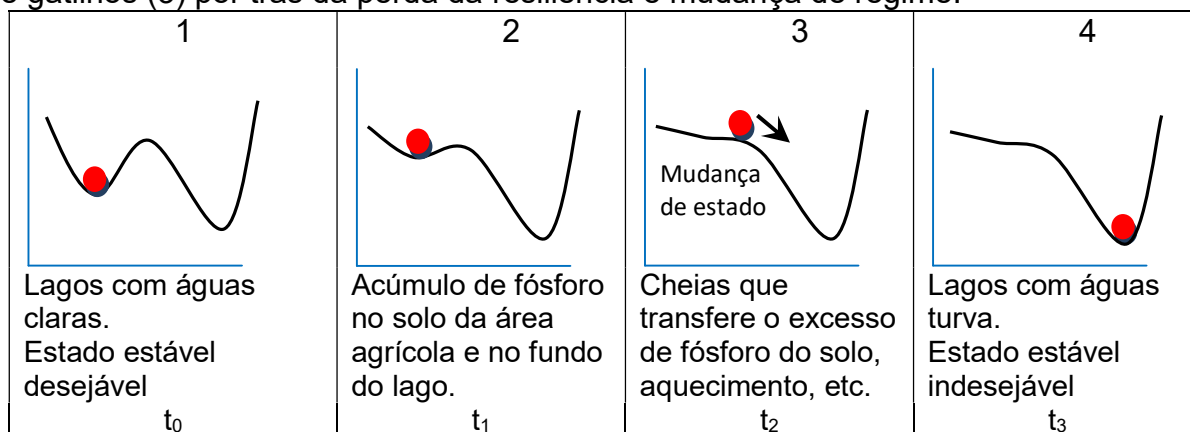
Depois da “transição catastrófica” estabelecer as mesmas condições ambientais anterior ao colapso não é suficiente para que o ecossistema volte para o mesmo estado de estabilidade (SCHEFFER; CARPENTER, 2003). Ao invés disso, é necessário que as condições do sistema voltem um pouco mais até o ponto F1 (Figura 9B). A diferença entre a mudança de posição entre os pontos F2 para F1 e de F1 para F2 é conhecido como histerese. Em outras palavras, existe uma dependência de trajetória na qual a trajetória de F2 para F1 é diferente de F1 para F2 devido aos *feedbacks* do sistema. Esses pontos são conhecidos como pontos de inflexão (*tippling-point*) que é um tema de pesquisa bem atual (GALAZ et al, 2014; ESLAMI-ANDERGOLI et al., 2015; CHEN et al, 2015; VANACKER et al, 2016).

Evidências da mudança de estados apresentadas por Folke et al. (2004) mostram que a probabilidade de variação de regime, ou estado, aumenta quando os seres humanos reduzem a resiliência através da redução da diversidade biológica, emissão de poluentes (ex. esgoto doméstico), mudanças no uso do solo (ex. urbanização) e mudanças climáticas.

A Figura 10 ilustra a mudança de um lago com água clara (estado desejável) para um lago com água turva (estado indesejável). A transição de estado foi causada, principalmente, pela perda da resiliência do ecossistema (modificação da bacia de atração) devido o acúmulo de fósforo oriundo da irrigação (variável que mudou lentamente). O gatilho (ou um evento estocástico isolado) pode ser, por exemplo, um evento de cheia que transfere o excesso de fósforo do solo para o lago

ou um aumento de temperatura que desencadeia processos biológicos específicos (FOLKE et al. 2004).

Figura 10 - Estados alternativos em um ecossistema diverso (1 e 4) e as causas (2) e gatilhos (3) por trás da perda da resiliência e mudança de regime.



Fonte: adaptado de Folke et al. (2004)

No Brasil, um exemplo recente com indícios forte de mudança de estado em recursos hídricos foi o colapso do sistema Cantareira que abastece a cidade de São Paulo (COUTINHO et al. 2015). No estudo citado ao considerar os reservatórios do sistema Cantareira como um sistema socioambiental, os autores demonstraram que os reservatórios mudaram de forma catastrófica de um estado de volume alto para o estado de volume baixo. As hipóteses consideradas levam em conta que fatores climáticos (seca) e superexploração de água (alta demanda) forçaram a transição de estado.

Além disso, o estado de volume baixo também apresenta certa resiliência e retornar para as condições anteriores necessitaria deslocar o sistema muito além das condições antes do colapso (pontos de inflexão). Assim, mesmo com a temporada de chuvas de outubro de 2014 a março de 2015 terem sido superior ao dos dois últimos anos, o reservatório estudado obteve apenas 15% do volume total, devido aos *feedbacks* dos processos ambientais (como o solo seco que dificultou a geração de escoamento) e processos sociais (altas demandas de água). Desse modo, estratégias de gestão associadas com altas taxas de precipitação são necessárias para retornar para a condição de equilíbrio antes da crise hídrica.

Os autores argumentam que o reservatório teve sua resiliência erodida devido à seca, que reduziu o aporte de água nos reservatórios, e as altas demandas. A média móvel para 30 dias dos aportes de água e das demandas

mostraram déficits continuamente de maio de 2013 a fevereiro de 2015. O racionamento de água, a partir de janeiro de 2014, não foi suficiente para trazer o sistema de volta para as condições normais de operação. Assim como comentado por Holling e Meffe (1996) ações de gestão erradas podem piorar os problemas, nesse caso as ações de gestão tomadas ao invés de aumentar a resiliência do sistema Cantareira, agiram como outra força externa (além da climática) que empurrou o sistema para uma mudança catastrófica.

Devido às possíveis perdas de recursos ecológicos e econômicos e os custos financeiros de recuperação ou a possibilidade de mudança para um estado irreversível, manter um grande domínio de estabilidade (ou bacia de atração) em ecossistemas seria o mais recomendável, uma vez que tais domínios dependem, principalmente, de variáveis que mudam lentamente e que podem ser monitoradas, previstas e modificadas. Ao contrário, os eventos estocásticos que geralmente desencadeiam mudanças de estados (exemplos; secas, cheias, incêndios e furacões) são difíceis de prever ou controlar (SCHEFFER; CARPENTER, 2003).

A construção ou manutenção da resiliência de estados desejáveis em ecossistemas é provavelmente a forma mais eficaz de lidar com as incertezas provenientes das crescentes mudanças ambientais. Entretanto, a gestão da resiliência depende da avaliação detalhada da dinâmica do sistema e posterior seleção de mecanismos e estratégias que possibilite a determinação das ações.

As mudanças climáticas devem alterar os estados dos ecossistemas. Algumas mudanças de estado podem ser lentas e outras devem ser abruptas e imprevisíveis. Entender a relação entre os estados dos ecossistemas e os respectivos serviços oferecidos é uma lente que poderá ser muito útil. Como a identificação precoce da mudança de regime apresenta muita dificuldade (ou às vezes pode ser impossível), como alternativa devemos desenvolver abordagens flexíveis e adaptáveis para lidar com as surpresas futuras (COSENS, et al. 2014).

Compreender como um sistema muda de regime em função da sua vulnerabilidade às perturbações e capacidade de responder a mudança, facilita as chances de intervenções mais eficientes, uma vez que as ações tomadas em um estado podem afetar outros (RESILIENCE ALLIANCE, 2010).

A mudança de regime nos sistemas SSEs pode ser explicada pela teoria da panarquia (GUNDERSON; HOLLING, 2002). A panarquia é um conjunto aninhado de ciclos adaptativos em múltiplas escalas. Os ciclos adaptativos, por sua vez,

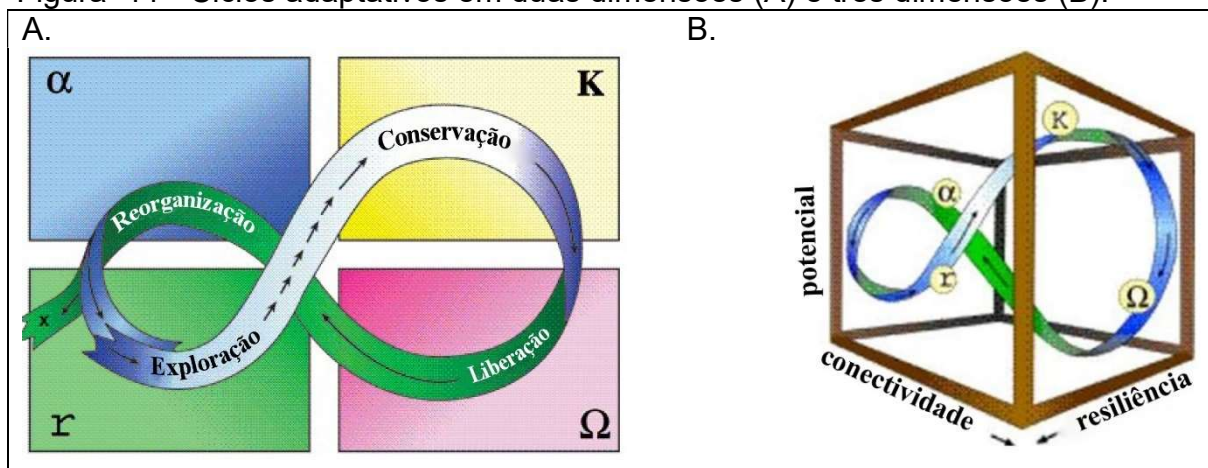
descrevem o processo de crescimento e decaimento em SSEs (GUNDERSON; HOLLING, 2002). A panarquia é um modelo conceitual que descreve a forma como sistemas complexos (como os SSEs) estão dinamicamente organizados e estruturados através de escalas temporais e espaciais (GUNDERSON; HOLLING, 2002; HOLLING et al. 2002).

2.6 Ciclos adaptativos

A teoria da panarquia tem como base os ciclos adaptativos (Figura 11) que apresentam quatro fases: crescimento rápido (fase r), conservação (fase K), liberação (fase Ω ou destruição criativa) e renovação (fase α). Na mudança de uma fase para outra as forças internas de conexão mudam. Assim, sua flexibilidade, resiliência e vulnerabilidade a perturbações também são modificados.

O crescimento rápido (fase r), no início do ciclo, o sistema está em um período de rápido crescimento, espécies e outros atores exploram novas oportunidades e recursos disponíveis. Os recursos disponíveis são usados para explorar nichos ecológicos e sociais. Os componentes internos do sistema estão pouco interligados e o seu estado interno sofre pouca regulação. Em ecossistemas, as espécies de maior sucesso operam em escalas pequenas de tempo e espaço, sendo capaz de se proliferar mesmo em condições de variações ambientais (exemplo, ervas daninhas). Em sistemas econômicos, os atores são pessoas inovadoras, ou seja, empreendedores que aproveitam oportunidades em novos mercados.

Figura 11 - Ciclos adaptativos em duas dimensões (A) e três dimensões (B).



Fonte: adaptado de GUNDERSON; HOLLING, 2002.

O crescimento rápido (fase r), no início do ciclo, o sistema está em um período de rápido crescimento, espécies e outros atores exploram novas oportunidades e recursos disponíveis. Os recursos disponíveis são usados para explorar nichos ecológicos e sociais. Os componentes internos do sistema estão pouco interligados e o seu estado interno sofre pouca regulação. Em ecossistemas, as espécies de maior sucesso operam em escalas pequenas de tempo e espaço, sendo capaz de se proliferar mesmo em condições de variações ambientais (exemplo, ervas daninhas). Em sistemas econômicos, os atores são pessoas inovadoras, ou seja, empreendedores que aproveitam oportunidades em novos mercados.

A transição da fase de crescimento rápido para a fase de conservação (fase K) ocorre de forma incremental. Durante a fase K, energia e materiais são acumulados lentamente. As conexões entre os componentes do sistema aumentam, o estado interno é fortemente regulado e sua rigidez aumenta diminuindo a resiliência. As vantagens competitivas de espécies que resistem bem à variabilidade externa e incertezas mudam para outras que reduz o impacto através de suas próprias relações que se reforçam mutuamente. Os atores dessa fase operam em grandes escalas de tempo e espaço. São mais eficientes e estáveis, mas apenas para uma quantidade menor de condições devido à redução da flexibilidade.

Ao aumentar a eficiência ocorre a perda da flexibilidade. Diferentes formas de fazer uma mesma função (redundância) são eliminadas em favor do aumento da eficiência. O aumento da dependência da estrutura estabelecida e de processos existentes torna o sistema mais vulnerável a perturbações. Devido às condições do sistema, como perda de flexibilidade (ou aumento da rigidez) e da resiliência, a transição da fase de conservação para a de liberação pode ocorrer a qualquer momento com o surgimento de perturbações. Em ecossistemas o potencial que se acumula é armazenado em recursos como nutrientes e biomassa. Já em sistemas econômicos o potencial pode assumir a forma de gestão e habilidades de marketing, conhecimento acumulado e invenções (WALKER; SALT, 2006).

Na fase de liberação (fase Ω), a ocorrência de um distúrbio que excede a resiliência do sistema rompe à teia de interações internas (ex. secas, incêndios, novas tecnologias, etc.). Em uma mudança repentina do sistema, todo material e energia acumulada na fase anterior (fase K) são liberados. A perda da estrutura ocorre através da redução das ligações entre os componentes do sistema. O capital

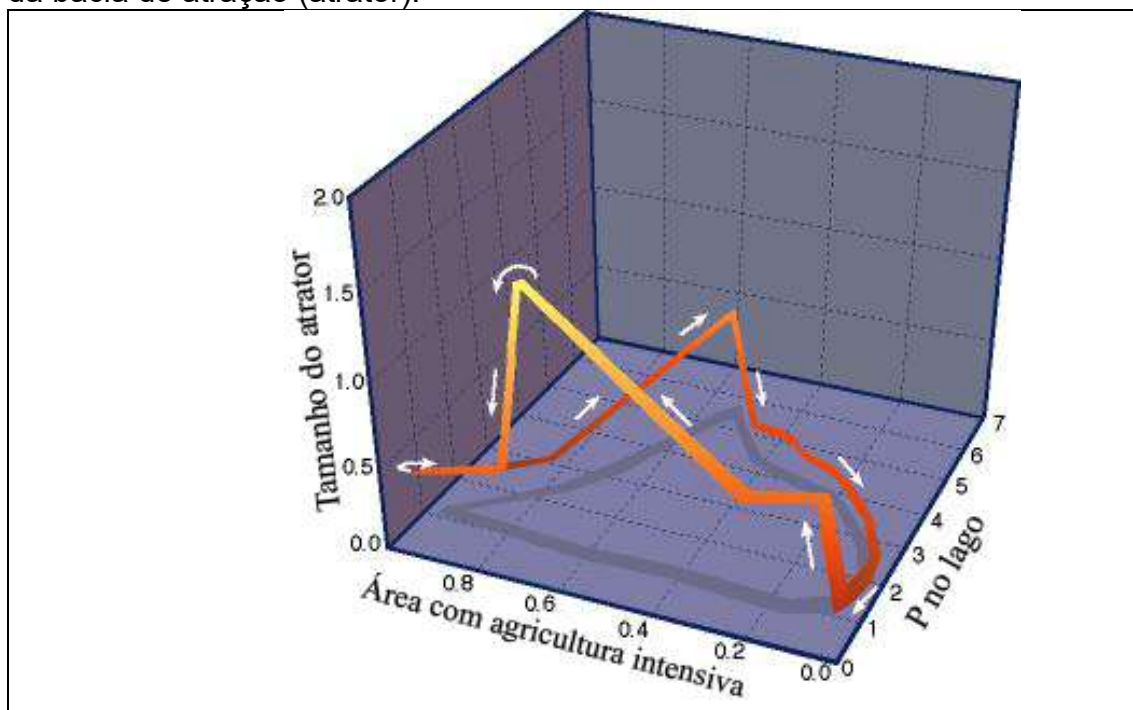
natural, social, econômico escapa para fora do sistema. Apesar do colapso dessa fase, a destruição tem um aspecto criativo, uma vez que o capital que estava fortemente vinculado (com grande rigidez) agora é liberado e se torna uma fonte potencial de renovação.

A fase de renovação, ou reorganização (fase α) apresenta controles internos muito fracos e essa condição cria oportunidade para o surgimento de novidades. Invenção, experimentação e rearranjos são as regras. A fase anterior (fase Ω) marcada por distúrbios, incertezas e instabilidade (ausência de bacias de atração) agora começa a definir uma nova dinâmica. Em ecossistemas, espécies pioneiras podem surgir ou plantas não-nativas podem invadir e dominar o sistema. Já em um sistema econômico ou social, grupos poderosos podem surgir e dominar o controle de uma organização, pois existe pouco controle interno na divisão de poder. Novidades surgem na forma de invenções e idéias criativas. O final dessa fase e início da seguinte (fase r) é marcado pelo surgimento de uma nova bacia de atração que pode evoluir rapidamente, aumentando a resiliência do sistema.

Um exemplo da mudança de regime de um ecossistema semelhante aos ciclos adaptativos discutidos, foi apresentado por Carpenter et al. (1999). Os autores apresentaram um modelo matemático para o controle da concentração de fósforo em um lago influenciado pela poluição difusa proveniente das atividades agrícolas. Assim, o modelo de gerenciamento do solo das áreas irrigadas controlava a concentração de fósforo na água, na lama no fundo do lago e no solo das áreas irrigadas. Os resultados desse modelo mostraram um padrão próximo aos ciclos adaptativos (Figura 12).

Durante a fase de exploração (fase r) a dependência humana, medida pela exploração intensiva do fósforo, cresce para um nível elevado. Ao mesmo tempo o sistema está se tornando mais frágil devido ao acúmulo de fósforo no lago e no solo (redução da resiliência). Essa dinâmica representa a mudança da fase de exploração para fase de conservação (fase K). Um evento externo (perturbação) ocorre e o sistema muda rapidamente para o estado de água eutrofizada (fase K para fase Ω). Após o colapso, o tamanho da bacia de atração (atrator, ou resiliência) desaparece. Ações de gestão agrícola reduzem a quantidade de fósforo e surge a fase de renovação (fase α).

Figura 12 - Ciclo de um modelo de gestão do solo em uma bacia hidrográfica, mostrando as mudanças na concentração de fósforo (adimensional) em um lago, proporção de áreas agrícolas que usam práticas intensivas de fósforo e o tamanho da bacia de atração (atrator).



Fonte: adaptado de CARPENTER, BROCK, HANSON (1999)

De maneira geral os ciclos adaptativos apresentam dois aspectos essenciais. O “*fore loop*”, que inclui as fases de rápido crescimento e conservação e o “*back loop*”, que engloba as fases de liberação e renovação. O *fore loop* é caracterizado pela acumulação lenta de capital e potencial, estabilidade e conservação. O *back loop* é caracterizado por incertezas, novidade e experimentação. No *back loop* apresenta potencial para iniciar uma mudança destrutiva ou criativa no sistema. Nesse momento as ações humanas podem ter maior impacto (WUETHRICH, 2002). É o momento da renovação e de novos começos.

No *fore loop*, devido à estabilidade e o controle interno do sistema, o futuro parece certo e previsível. Assim, a gestão dos recursos com modelos de otimização pode obter algum sucesso. Enquanto que no *back loop* ocorre uma explosão de incertezas e vários futuros surgem (futuro é imprevisível), a gestão dos recursos com modelos de otimização não apresentam vantagens (HOLLING, 2003). Ao associar os cenários de mudanças climáticas aos ciclos adaptativos suas características, no contexto de ecossistemas, se assemelham ao *back loop*.

2.6.1 Interação entre ciclos adaptativos (Panarquia)

A teoria da panarquia (GUNDERSON et al. 2002) é integradora e ajuda a entender a fonte e o papel da mudança em sistemas complexos adaptativos, podendo indicar o melhor caminho em direção a sustentabilidade. Essa teoria considera as funções do sistema como um todo e visa maximizar a resiliência (WUETHRICH, 2002).

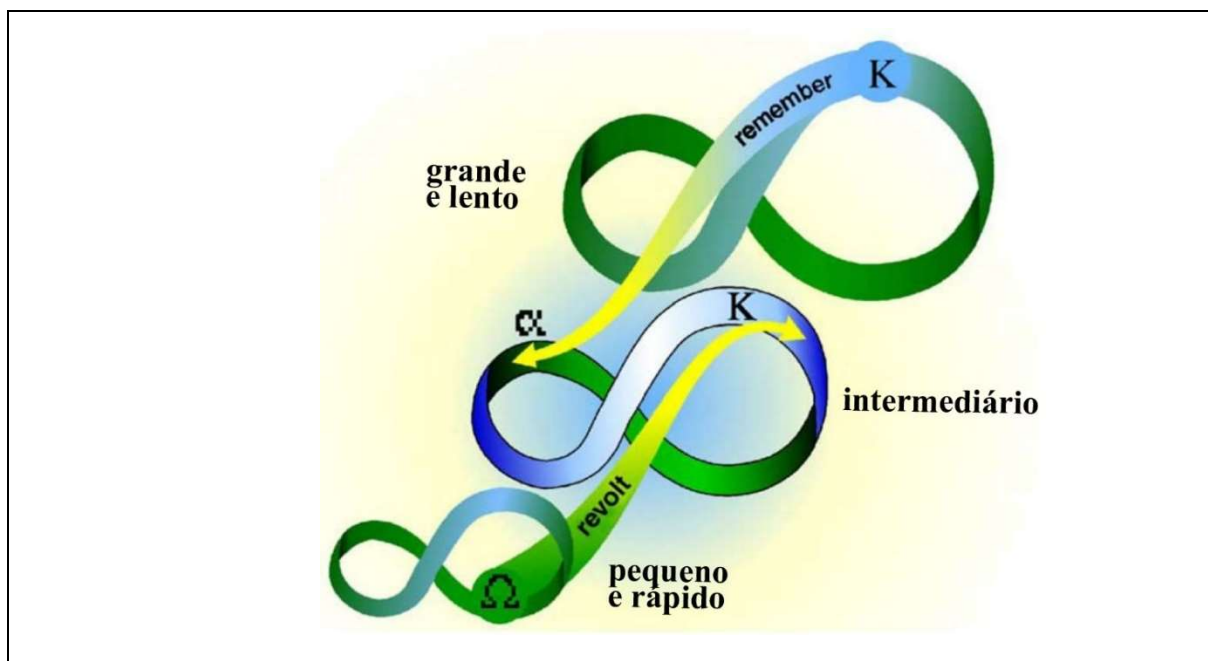
A panarquia sugere a interação entre diferentes escalas de tempo e espaço (Figura 13). Um exemplo de interação de uma grande escala com escala menor é quando os tipos de solos interagem com variáveis climáticas (ex. temperatura e precipitação) para determinar o tipo de vegetação e animais que podem se desenvolver em uma região (GUNDERSON et al. 2002).

A dinâmica entre ciclos adaptativos de escala menor para um de escala maior é chamado de “revolt”, enquanto que no sentido contrário é conhecido como “remember”. Em escalas menores os processos ocorrem muito rápidos, já em grandes escalas os processos ocorrem lentamente. No entanto, a ocorrência de mudanças em qualquer escala pode influenciar outras escalas.

Um ciclo adaptativo que está na fase de destruição criativa (fase Ω), por exemplo, pode influenciar ciclos adaptativos que estão em escalas maiores (revolt) principalmente se estes estiverem na fase de conservação (fase K) em que a resiliência é baixa e pode facilmente entrar em colapso. Um exemplo é um incêndio em uma pequena área urbana. Apesar do fogo se desenvolver em uma área menor da cidade a possibilidade de curto-circuito na rede elétrica pode causar a queda de energia elétrica em toda cidade ou em uma área bem maior (GUNDERSON et al. 2002).

A influência que escalas maiores exercem sobre escalas menores (*remember*) é importante, principalmente, para recuperação e reorganização (fase α) de sistemas, uma vez que após o colapso da fase Ω a renovação do ciclo depende em grande parte dos recursos disponibilizados por uma escala maior. Assim, de acordo com o exemplo apresentado, após o incêndio na área urbana e conseqüentemente a queda da rede elétrica, a renovação ou reorganização do sistema (estabelecimento da rede elétrica e reconstrução dos bens destruídos pelo fogo) depende dos recursos remanescentes, como a capacidade financeira da população ou do governo.

Figura 13 - Ciclos adaptativos indicando interações entre escalas (panarquia).



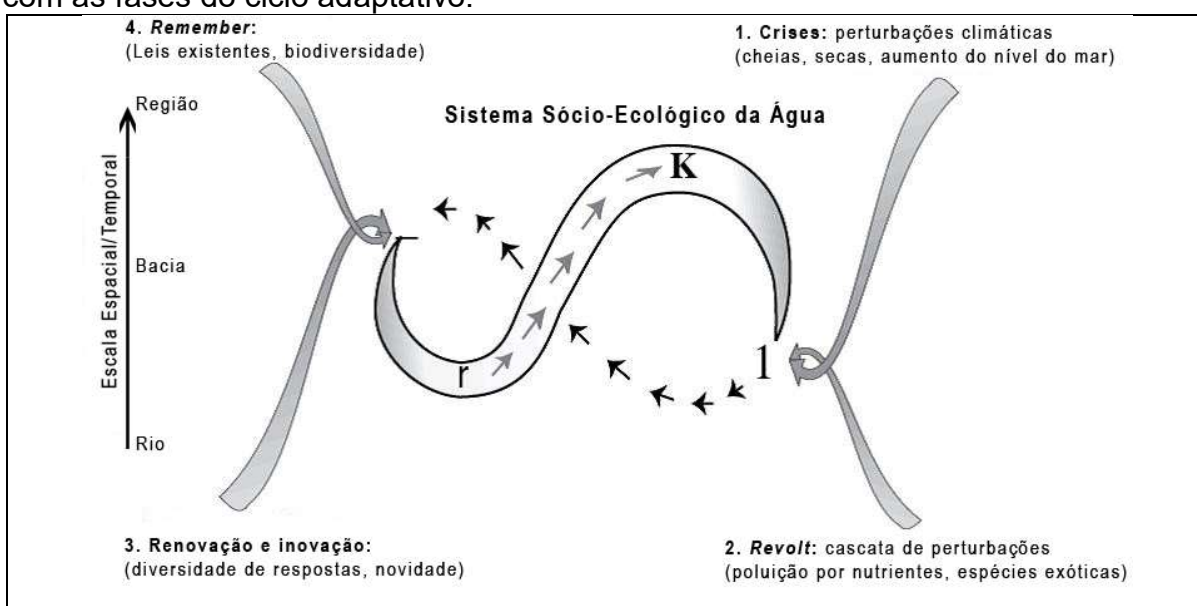
Fonte: adaptado de GUNDERSON et al. 2002

Em clima e recursos hídricos, eventos localizados como El Niño, que é o aquecimento de uma região específica do Oceano Pacífico, interagem com a atmosfera (escala maior) e é uma das principais causas dos eventos de secas no Nordeste Brasileiro e determinante da disponibilidade hídrica da região (ANDREOLI; KAYANO, 2005). Por outro lado, perturbações climáticas como secas, que ocorrem em grande escala, influenciam o tipo de plantas ou animais que devem se perpetuar em uma região. Outro exemplo é a construção e operação de um reservatório de água (escala menor). O controle das vazões liberadas do reservatório pode determinar o tamanho da área irrigada a jusante e, portanto, o desenvolvimento econômico da bacia hidrográfica ou até do estado. Já um exemplo da interação da escala social com a escala ambiental é quando as políticas de saneamento, que geralmente são direcionadas por decisões na esfera federal, influenciam a qualidade dos corpos de água em uma bacia hidrográfica.

Cosens et al. (2014) relacionaram o conceito de panarquia com o sistema de recursos hídricos, considerado como um SSE, na perspectiva de identificar obstáculos legais, ecológicos e de governança e as oportunidades para adaptação da mudança climática. Os autores relacionaram o ciclo adaptativo (Figura 14) com quatro aspectos essenciais: as perturbações climáticas ou crises (1), que pode ser representado pelas secas ou aumento do nível do mar, cascata de perturbações em

escalas menores ou *revolt* (2), que pode ser representado pela poluição por nutrientes ou introdução de espécies exóticas, renovação e inovação (3), representado pela diversidade e novidade e remember (4), que é a interação das escalas maiores com as menores representado pelas Leis e biodiversidade existente.

Figura 14 - Teoria da panarquia com ênfase em quatro aspectos da mudança através de diferentes escalas em um sistema de recursos hídricos e a interseção com as fases do ciclo adaptativo.



Fonte: adaptado de Cosens et al. 2014

No ciclo adaptativo da figura 14 as perturbações (1-criises e 2-revolt) têm maior probabilidade de gerar grandes impactos, pois o sistema apresenta baixa resiliência, ou seja, a perturbação atua na fase K. As perturbações apresentam duas características principais: as variáveis previsíveis e que mudam lentamente (poluição por nutrientes e crescimento de espécies exóticas) e variáveis imprevisíveis (surpresas) que mudam rapidamente (cheias, furacão, fogo, etc.). Segundo os autores, as leis existentes e a biodiversidade são recursos necessários para renovar, inovar o sistema de recursos hídricos interpretado como um SSE. A fase de renovação ou reorganização após a mudança de regime depende da diversidade e da novidade.

Considerando o último exemplo apresentado, a panarquia reconhece que os SSEs têm estágios de crescimento, colapso e reorganização. Ao acumular recursos e se tornar eficiente no uso desses recursos (*fore loop*) o sistema se torna

ao mesmo tempo vulnerável a perturbações externas, como por exemplo, a variabilidade climática. Assim, o colapso é um evento esperando para acontecer e pode ser causado por perturbações transferidas de outras escalas. Aplicação prática da teoria da panarquia e sua relação com outros temas de recursos naturais se apresenta desafiador. Recentemente tem havido esforços no sentido de integrar a teoria da panarquia com o conceito de governança e sustentabilidade (ex. GARMESTANI; BENSON, 2013; CHAFFIN; GUNDERSON, 2016).

2.7 Resiliência de sistema de recursos hídricos

A água exerce um papel fundamental na resiliência dos SSEs por interligar vários processos, sendo essencial para a manutenção da vida no planeta. Dessa forma, a água é responsável por oferecer vários serviços ecossistêmicos e regular o sistema climático (ROCKSTRÖM et al. 2014).

Considerando a importância da água na construção ou manutenção da resiliência do SSE, Rockström et al. (2014) destacam três aspectos: (1) persistência – como a habilidade de um sistema de persistir em um dado estado, ou seja, quanto de perturbação o sistema é capaz de suportar sem mudar suas funções e estrutura; (2) adaptabilidade (ou capacidade adaptativa) – como a capacidade de se adaptar, em um determinado estado, aos estresses e perturbações; e (3) transformabilidade – como a capacidade de se transformar em um novo estado desejado após crises.

A definição anterior facilita a concepção de estratégias ou modelos de adaptação para enfrentar crises hídricas porque avança no conceito de resiliência da engenharia e concorda com a resiliência ecológica (HOLLING, 1996) por considerar a transformação do sistema mesmo após a mudança de estado (ou domínio de estabilidade) e ainda navega na mudança, auto-organiza e aprende a se adaptar em um novo estado. Essas características tornam o sistema mais robusto (ou estável) e flexível (ou com capacidade de adaptar e se transformar).

Ao ocorrer mudança no sistema de recursos hídricos para um estado indesejado, ou seja, para uma condição que resulte em crise de recursos, os gestores possuem três classes gerais de resposta à crise (GUNDERSON, 2000). A primeira é não fazer nada e esperar para ver se o sistema retorna para um estado aceitável. A segunda opção é gerenciar ativamente o sistema para tentar levar para um domínio de estabilidade desejável. A terceira e última opção é admitir que o estado alterado do sistema é irreversível e como estratégia deve se adaptar.

A mudança de regime ou estado ocorre devido à perda ou redução da resiliência. Gerenciar a resiliência de um sistema de recursos hídricos significa tentar evitar que este sistema mude ou permaneça em um estado indesejado. Apesar de muitas vezes a resiliência ser descrita como algo sempre bom para o SSE, o julgamento da mesma depende do estado em que se encontra o sistema. Assim, se o estado for indesejável, a resiliência é algo ruim porque dificulta as ações que podem levar o sistema para um novo estado desejável ou a adaptação neste estado. Por exemplo, uma ditadura pode ser muito resistente a mudança, por isso o torna resiliente, mais o regime não é necessariamente o desejável para a sociedade.

Dessa forma, para evitar as armadilhas da gestão (GUNDERSON; HOLLING, 2002) que podem prender o sistema em um estado indesejável (ou até irreversível) e que dificulta sua alteração para um estado desejável ou a adaptação, é necessário conhecer as principais variáveis ou fatores que podem gerar a perda da resiliência, ou no caso contrário que fortalecem a resiliência de um estado indesejável.

A erosão lenta dos principais processos que controlam um sistema pode provocar mudanças para outro estado até irreversível. Em ecossistemas e na economia, por exemplo, isso pode ocorrer com a redução da diversidade, pela diminuição de espécies ou grandes dependências econômicas, respectivamente (GUNDERSON; HOLLING, 2002).

Na gestão da qualidade da água, por exemplo, as variáveis que mudam lentamente com o tempo, como os fertilizantes provenientes da poluição difusa da irrigação, podem ser responsáveis por reduzir a resiliência do sistema aquático. Apesar da mudança de estado ser muitas das vezes “disparados” por fatores específicos (ou gatilhos) como, por exemplo, uma mudança brusca de temperatura ou redução da vazão de diluição em um rio, a causa principal do “salto” para um novo estado ou regime indesejado (por exemplo, um corpo de água que muda do estado oligotrófico para eutrófico) pode ter sido determinada, principalmente, por variáveis que mudaram lentamente ao longo do tempo, nesse caso o aporte de nutrientes no corpo de água.

Uma seqüência de perturbações e *feedbacks* negativos, mesmo que de baixa intensidade, também pode levar um sistema, que está aparentemente em um estado estável e desejável, mudar para um estado indesejável. Dessa forma, o sistema que apresentava certa estabilidade relativa não teve a resiliência suficiente

para evitar a mudança de domínio. No entanto, uma vez que o sistema se encontre em um estado desejável, como por exemplo, um sistema de reservatórios com alta disponibilidade hídrica ou um rio com água limpa, criar as condições para a manutenção da resiliência é um fator chave para reduzir sua vulnerabilidade.

Ao surgir fatores externos que afetem o sistema, ou alguns componentes do sistema, se o mesmo apresenta estabilidade dentro de uma grande bacia de atração (alta resiliência), tais perturbações dificilmente deverão resultar em mudança de estado ou regime desse sistema. Assim, ao manter ou aumentar a resiliência do sistema atual com ações antecipadas estaremos ao mesmo tempo se preparando para as surpresas e as mudanças futuras.

Em uma análise contemporânea do papel da água na resiliência do sistema sócio-ecológico Rockström et al. (2014) apresentam: a água como uma variável de controle da resiliência social e ecológica (água para geração de serviços e funções ecossistêmicos – fonte da resiliência); a água como variável de estado (como a água é afetada por outros fatores determinantes da mudança) e a água como uma variável de condução das mudanças futuras (como a água regula a estabilidade do planeta através dos múltiplos processos, incluindo as do ciclo hidrológico).

Os autores colocam a água no centro da discussão da sustentabilidade global pontuando as múltiplas funções e serviços que a água exerce no funcionamento da biosfera. Destacam ainda, que para conseguir a sustentabilidade global e, portanto, a resiliência, é necessário um modelo de governança e de gestão da água adequada para uma nova era de rápidas mudanças globais influenciada pela ação humana (definida como Antropoceno) e para riscos indesejáveis causado pela exploração insustentável dos ecossistemas.

Questões relacionadas à resiliência do sistema de recursos hídricos e as mudanças globais, como as mudanças climáticas e redução dos serviços ecossistêmicos, são (Rockström et al. 2014): (a) quanto de perturbação o sistema é capaz de suportar sem alterar seu estado ou funções (b) qual a capacidade adaptativa mínima do sistema para se adaptar a determinado estado quando submetido a perturbações ou estresses e (c) qual a capacidade do sistema para se transformar em um novo estado após crises.

As respostas para as perguntas apresentadas não são fáceis, uma vez que o sistema de recursos hídricos, considerados como SSEs, são dinâmicos e apresentam certa imprevisibilidade (LEVIN, 1999). De qualquer maneira, ao invés de

esperar para ver a possível resposta do sistema (o que pode ser um desastre), pode-se avaliar o estado atual do sistema (através de monitoramento e modelagem) e ainda criar cenários para os estados futuros. Após estas ações devemos gerenciar sua resiliência com mecanismos que possam levar para um estado desejado ou se adaptar as novas condições.

O sucesso da gestão dos recursos hídricos depende da capacidade institucional para responder aos *feedbacks* ambientais, aprender e armazenar conhecimento e estar preparado para enfrentar a mudança. Os desafios nessas condições são antecipar a mudança e se adaptar de tal maneira que não elimine opções futuras (FOLKE et al. 2001; BARNETT; O'NEILL, 2010). A GA pode reduzir os desafios impostos aos gestores de recursos hídricos, por exemplo, através do uso de experimentos de gestão e antecipação dos resultados futuros. O monitoramento e avaliação contínua dos resultados das ações de gestão possibilitam moldar o sistema de gestão de acordo com as mudanças ocorridas ao longo do tempo.

2.8 Impacto das mudanças climáticas nos recursos hídricos

As mudanças climáticas podem provocar impactos em vários setores. Nos recursos hídricos, deve ocorrer alterações nos padrões de eventos extremos, nas vazões dos rios, nas taxas de evaporação e conseqüentemente nas vazões regularizadas pelos reservatórios (IPCC, 2014).

As regiões semiáridas, como no Nordeste brasileiro, que apresentam problemas de escassez relativa da água, são consideradas as mais vulneráveis aos impactos das mudanças climáticas (MARENGO, 2009). Nestas regiões a presença de reservatórios superficiais é condição essencial à obtenção de suprimentos de água (CAMPOS et al., 2003).

A estimativa mais precisa das vazões naturais afluentes aos açudes e das vazões regularizadas por eles trazem diversos benefícios; o principal deles é o planejamento da alocação da água, notadamente em período de racionamento ou escassez hídrica. No Brasil, a determinação dos valores das vazões a serem alocadas por usuário depende da outorga (ANA, 2013). A outorga tem como base uma vazão de referência (geralmente a Q_{90}) que pressupõe a estacionaridade estatística das séries hidrológicas (MILLY et al., 2008).

Em cenários de mudanças climáticas as vazões afluentes aos reservatórios e sua capacidade de regularização provavelmente sofrerão grandes alterações e pode tornar inválido o pressuposto de estacionaridade (BRAVO et al., 2013; MONTENEGRO; RAGAB, 2012; VAN VLIET et al, 2013; LÓPEZ-MORENO et al, 2014). As alterações nos processos hidrológicos e nos sistemas de recursos hídricos são consequências das mudanças projetadas para variáveis climáticas como precipitação e temperatura. A chuva está diretamente associada ao escoamento na bacia, enquanto que a temperatura está relacionada com as taxas de evaporação nos reservatórios.

Para ser capaz de lidar com os impactos projetados das mudanças climáticas nos recursos hídricos o sistema de gestão precisa adotar estratégias de adaptação (OLMSTEAD, 2014). As medidas de adaptação do sistema de recursos hídricos aos impactos das mudanças climáticas geralmente combinam investimentos em infraestrutura (estratégias *hard*) e mudanças de políticas e de incentivos econômicos, mudanças de padrões culturais ou de produção e consumo (estratégias *soft*) (BATES et al., 2008; GLEICK, 2003).

O Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas (PBMC, 2014a) faz várias recomendações no uso de medidas para adaptar o sistema de recursos hídricos as mudanças projetadas. A adoção das medidas visa aumentar a capacidade de resposta e reduzir a vulnerabilidade das populações e dos ecossistemas.

Independente das medidas de adaptação a serem adotadas, existe a necessidade de antecipar possibilidades para definir ações. Os estudos dos processos climáticos necessários para a antecipação das ações de gestão nos recursos hídricos, geralmente se baseiam nos resultados de Modelos Climáticos Globais (MCGs). Os MCGs simulam o clima atual do planeta, conhecido como cenário base, e projetam futuras mudanças baseados em cenários de emissão de gases de efeito estufa, que estão relacionados ao desenvolvimento social, econômico e tecnológico, crescimento populacional, ações políticas, etc.

Os estudos de impacto das mudanças climáticas nos recursos hídricos têm sido desenvolvidos por uma combinação de metodologias. As técnicas mais usadas incluem; a redução de escala através do *downscaling* dinâmico ou estatístico (WILBY; WIGLEY, 1997; PIELKE; WILBY, 2012), correção do viés dos modelos, cenários climáticos únicos ou em conjuntos (*ensemble*) e ainda por alteração do

clima atual (sem considerar os MCGs) com modificação das variáveis climáticas (JIMÉNEZ CISNEROS et al., 2014; PRUDHOMME et al., 2010).

Em hidrologia, a precipitação é o principal insumo para a geração de vazão em uma bacia hidrográfica e também uma das variáveis meteorológicas mais difíceis de serem previstas, porque é resultante de muitos processos complexos que podem ocorrer em várias escalas, desde grandes massas de ar até eventos convectivos extremamente localizados (GANGULY; BRAS, 2003). A precipitação depende do vapor de água presente na atmosfera que por sua vez sofre grande influência da variação da evaporação e temperatura. A evaporação e temperatura também estão fortemente relacionadas.

A qualidade na projeção da vazão por um modelo hidrológico depende da qualidade das respostas dos modelos atmosféricos em prever as variáveis climáticas, principalmente a precipitação. Reconhecendo que as respostas do modelo atmosférico influenciam na simulação de vazão na escala da bacia hidrográfica é comum avaliar a capacidade preditiva de diferentes MCGs e MCRs na perspectiva da modelagem hidrológica (ex. MARKSTROM, et al., 2012; DANKERS et al., 2013; SCHEWE et al., 2013).

Qualquer tomada de decisão em recursos hídricos para se adaptar ao contexto das mudanças climáticas precisa considerar as incertezas envolvidas (SIGEL; KLAUER; PAHL-WOSTL, 2010) e que podem ser minimizadas com o aumento da resolução espacial e temporal dos modelos climáticos e do uso de computadores de alto desempenho (SHUKLA et al., 2009). O aumento da resolução espacial e temporal com o uso de modelos atmosférico de circulação regional (*downscaling* dinâmico), possibilita melhor representação das características de superfície.

Knutti, et al, (2010) avaliaram estatisticamente o desempenho de 22 MCGs em simular a temperatura. Nos resultados foi verificado que o erro individual de cada modelo é maior do que a média do conjunto e que o uso dos cinco melhores MCGs acrescentava qualidade nos resultados. O autor também destaca os desafios na interpretação dos resultados de vários modelos.

Dankers et al. (2013) usaram o cenário RCP8.5 do CMIP5 para avaliação dos riscos de inundação devido a mudança climática. Os autores utilizaram nove modelos hidrológicos globais e de superfície terrestre em cenários de cinco MCGs do CMIP5 para simular os picos de cheias em escala global. Os modelos de

superfície terrestre podem ser executados acoplados aos modelos atmosféricos (*on-line*) ou no modo desacoplado (*off-line*). Os modelos de superfície terrestre, além de outras funções, são responsáveis pelo balanço água na superfície terrestre, incluindo o escoamento (FOLEY, 1995). Tomando como base a vazão com período de retorno de 30 anos e o pico de cheia médio para cinco dias, a maioria dos experimentos indicou um aumento nas inundações em mais da metade dos pontos de grade do modelo. Por lado, houve também redução na magnitude e frequência dos picos de cheias de 20 a 45% dos pontos de grade. Mesmo existindo consistência nas saídas dos MCGs usados, os autores destacam que em escala local, como em bacias hidrográficas, pode haver discordância até no sinal da mudança indicando a necessidade no tratamento da incerteza para adoção de ações de adaptação.

Schewe et al., (2013) avaliaram os impactos das mudanças climáticas na escassez de água na escala global. Onze modelos hidrológicos globais foram alimentados com os resultados de cinco MCGs (HadGEM2-ES, IPSL-CM5A-LR, MIROC-ESM-CHEM, GFDL-ESM2M e NorESM1-M) nos cenários dos RCPs do CMIP5. Os resultados encontrados indicaram que as mudanças climáticas podem agravar ainda mais a escassez de água na escala regional e global. Em particular, para o aumento de 2°C na temperatura na média do conjunto dos modelos e um acréscimo de 15% da população mundial deve apresentar sérios problemas de disponibilidade hídrica. Na escala de países, dependendo da taxa de crescimento da população (que implica no aumento da demanda de água) e do aquecimento global, a escassez de água pode aumentar em até 40%. Os autores concluem que a combinação de mudanças climáticas sem ações de mitigação e crescimento populacional irá expor uma parcela significativa da população mundial à escassez de água. Esta condição deve apresentar grandes desafios para a sociedade na adaptação do sistema de gestão dos recursos hídricos.

Muitos projetos em Universidades e Centros de Pesquisas têm estudado os impactos das alterações do clima no planejamento em diferentes áreas (ex. MARKSTROM, et al. 2012). Além disso, existem várias aplicações recentes das projeções dos MCGs do CMIP5 em recursos hídricos (ex. TABARI; TAYE; WILLEMS, 2015; BAO, J.; FENG, 2015; LI et al. 2015; VENKATARAMAN et al., 2016).

Na América do Sul, Torres e Marengo (2013; 2014) avaliaram as incertezas nas projeções de temperatura e precipitação e os “hotspots” geradas pelos diferentes MCGs presentes no CMIP3 e CMIP5 para o clima futuro, em especial para período de 2071-2100 em relação ao período 1961-1990 (cenário base). O total de 48 MCGs e os cenários SRES B1, A1B e A2 (CMIP3) e RCP 2.6, 4.5, 6.0, e 8.5 (CMIP5). Os métodos usados na avaliação das incertezas foram: REA - Reliability Ensemble Averaging, REA modificado e inferência bayesiana (GIORGI; MEARNNS, 2002; TEBALDI et al., 2005). As simulações do clima atual (1961-1990) tanto com os modelos do CMIP3 e CMIP5 representaram bem os aspectos climáticos básicos. No entanto, as simulações provenientes do CMIP5 ficaram mais próximas do clima histórico observado. Em relação às projeções futuras, o aumento de temperatura se mostrou maior que o intervalo de incerteza associada para toda América do Sul nos diversos períodos, cenários e conjunto de modelos, indicando alta confiabilidade nas projeções. Nos forçantes radiativos mais intensos (A2 e RCP8.5) a probabilidade de a temperatura exceder a 2°C no período de 2071-2100 foi superior a 90% para toda a América do Sul. Por outro lado, os métodos de avaliação da incerteza da precipitação não foram diferentes da média aritmética dos MCGs. Os intervalos de incertezas da precipitação apresentaram magnitudes iguais ou superiores às mudanças projetadas pelos modelos do CMIP3 e CMIP5, indicando que mesmo que os MCGs sinalizem mudanças significativas na precipitação na América do Sul, existe alta confiabilidade da mudança ser extremamente pequena ou inexistente.

Silveira (2014), visando elaborar um sistema de planejamento em múltiplas escalas de tempo e espaço, avaliou a tendência de mudança na precipitação e vazão para o século XXI a partir dos dados fornecidos pelos MCGs do CMIP5, nos cenários RCP4.5 e RCP8.5, para as bacias hidrográficas do setor elétrico brasileiro e as do sistema Jaguaribe-Metropolitano do estado do Ceará. O modelo hidrológico usado foi o SMAP (LOPES; BRAGA JR.; CONEJO, 1981) com correção do viés da precipitação mensal através de uma função de distribuição de probabilidade. Apesar dos modelos do CMIP5 representarem bem os padrões sazonais de precipitação, apresentando alta correlação com os valores históricos observados, ocorrem divergências entre os modelos quanto o futuro das chuvas nas várias regiões do setor elétrico.

Quanto às vazões no setor elétrico, o cenário RCP4.5 não apresenta tendência significativa na maioria das bacias avaliadas. Já no RCP8.5 (cenário de

alta emissão de GEE) mostram tendência de mudanças em várias bacias, principalmente na região Norte do Brasil, indicando a possibilidade de mudanças significativas no clima. No RCP8.5 e no setor Norte, a maioria dos modelos sinaliza tendência negativa indicando redução das vazões médias anuais, principalmente em Belo Monte. No setor Nordeste, para os cenários RCP4.5 e RCP8.5, os modelos apresentaram divergências na bacia do Xingó nos períodos analisados, mostrando grande incertezas nessa bacia.

As tendências de mudanças nas vazões médias anuais nas bacias do sistema Jaguaribe-Metropolitana do estado do Ceará (bacias do Orós, Castanhão, Banabuiú, Pacoti-Riachão) para o século XXI, em relação ao período de 1950-1999, apresentaram grandes divergências para os cenários RCP4.5 (10 MCGs) e RCP8.5 (14 MCGs). Apesar das discrepâncias a maioria dos modelos indica redução das vazões médias anuais em todas as bacias para o século XXI (SILVEIRA et al., 2014).

Na bacia do açude Castanhão para o cenário RCP4.5, com exceção de dois MCGs, os resultados mostram que as vazões devem reduzir no mínimo em 20% em todos os períodos. Já no cenário RCP8.5 a maioria dos MCGs também indicaram redução nas vazões médias. A diminuição das vazões nos dois cenários de GEE analisados chega a ser superior a 50% e próximo a 100% nos períodos de 2040-2069 e 2070-2099 para alguns MCGs. Por outro lado, dois MCGs (IPSL-CM5A-LR e o IPSL-CM5A-MR) apresentaram grande aumento nas vazões médias nos dois cenários para século XXI.

Na bacia do açude Banabuiú, a maioria dos modelos também indicou redução nas vazões nos dois cenários. Para o período de 2010-2039, nos cenários RCP4.5 e RCP8.5, a redução deve ser no mínimo de 10% e 5%, respectivamente. No cenário RCP8.5 a redução variou entre 5% a 65% (2010-2039), 5% a 75% (2040-2069) e 5% a 90% (2070-2098). Os MCGs IPSL-CM5A-LR e o IPSL-CM5A-MR, da mesma forma que na bacia do Castanhão, também sinalizaram grande aumento nas vazões médias nos dois cenários para século XXI na bacia Banabuiú.

Os resultados recentes obtidos por Knutti e Sedláček (2013) em escala global, Torres e Marengo (2013; 2014) para América do Sul e Silveira (2014) para bacias hidrográficas do setor elétrico e do Ceará, mostram que as incertezas envolvidas na modelagem climática e hidrológica ainda são altas. Mesmo com os avanços nos MCGs do CMIP3 para CMIP5 e na concepção dos cenários de GEE, as

incertezas ainda representam um dos maiores desafios para os estudos de impacto, notadamente em recursos hídricos. O uso de conjuntos de modelos (como os do CMIP3 e CMIP5) é uma alternativa para compreender as incertezas e conhecer o sinal da mudança (acréscimo ou redução) pela maioria dos modelos climáticos (KNUTTI et al. 2010). No entanto, o sistema de gestão ainda precisará lidar com a imprevisibilidade decorrente da interação dos sistemas sociais e ecológicos (BERKES et al. 2003).

2.9 Adaptação às mudanças climáticas

O conceito de adaptação está relacionado à capacidade do sistema de se ajustar as mudanças de regime ou se transformar em um estado novo quando surpreendido por perturbações externas, como as mudanças climáticas.

O processo de adaptação dos seres vivos as mudanças ambientais não é algo novo. No passado, a incapacidade de se adaptar as mudanças ambientais levou civilizações, como os Maias na América Central e os Nórdicos da Groelândia, entrar em colapso (DIAMOND, 2005). Nos dias atuais, o conceito de adaptação geralmente é discutido no contexto dos desafios impostos pelas mudanças climáticas. Nesse novo contexto, existe uma necessidade emergente de entender quais os atributos que um sistema deve ter para ampliar a sua capacidade de adaptação para lidar com as mudanças ambientais.

Em sistemas humanos, a adaptação visa moderar ou evitar danos ou ainda explorar oportunidades. Intervenções humanas podem facilitar ajustes ao clima projetado e aos seus efeitos (JIMÉNEZ CISNEROS et al. 2014). A adaptação pode ser incremental, quando o objetivo central é manter a essência e a integridade do sistema em uma dada escala, ou transformacional, quando ocorre a alteração dos atributos fundamentais do sistema em resposta ao clima ou aos seus efeitos (FIELD et al. 2014).

Um dos atributos importante para adaptação é a resiliência do sistema. Sistemas com baixa resiliência facilmente entra em colapso quando surgem perturbações. No entanto, sistemas resilientes são capazes de absolver perturbações e ainda vêem a crise como oportunidades para se transformar em um regime, ou estado melhor. A resiliência nesse sentido denota a capacidade dos sistemas sociais, econômicos e ambientais em lidar com eventos de riscos, tendência de mudança e perturbações sem perder suas funções essenciais,

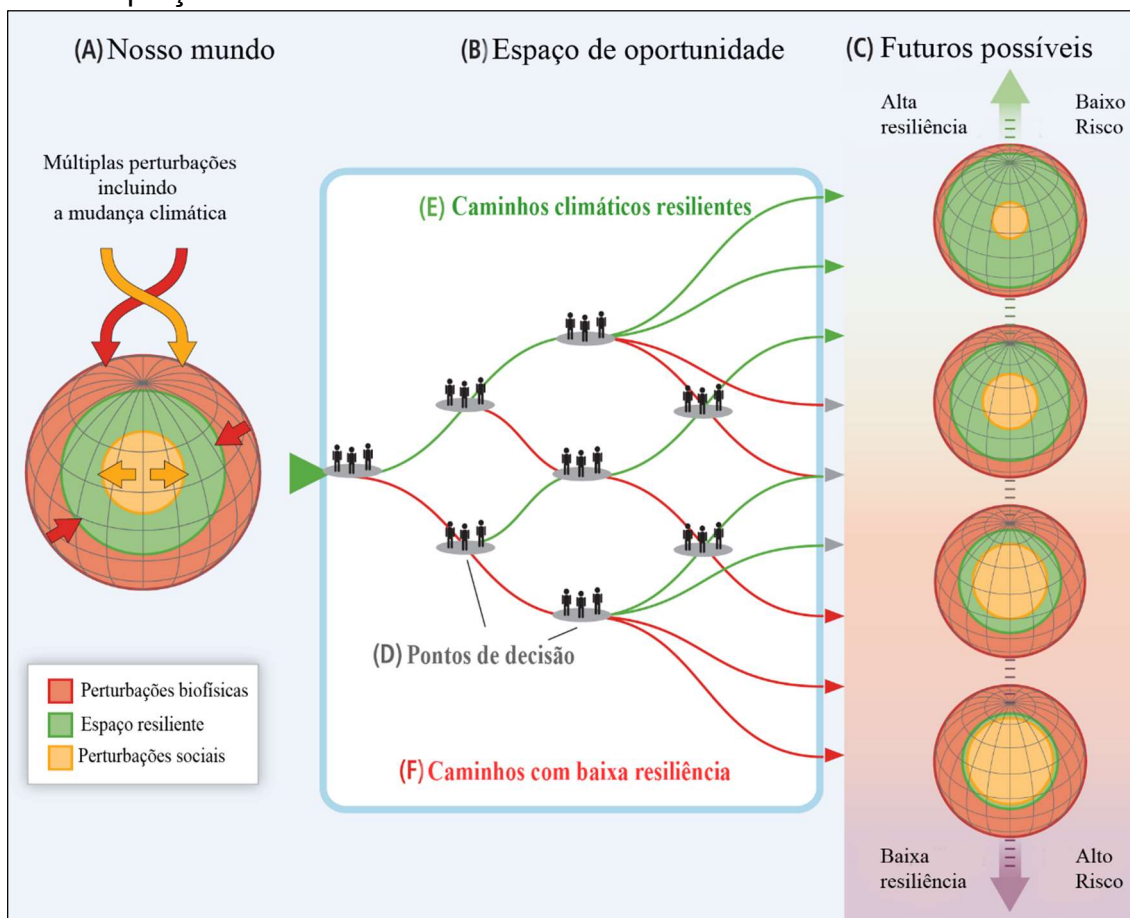
identidade e estrutura ao mesmo tempo em que mantêm a capacidade de adaptação, aprendizagem e transformação (TURNER, 2010). A aprendizagem nesse caso pode se revelar na forma de seleção de novas tecnologias, investimentos econômicos, políticas de governo que neutraliza ou modera os impactos da variabilidade e mudança climática ou ainda na melhoria do sistema de governança e gestão dos recursos naturais (NELSON et al. 2014)

A resiliência dos ecossistemas é influenciada por múltiplos estressores biofísicos e sociais (como variabilidade e mudança climática, uso do solo, degradação dos ecossistemas, pobreza, etc.) que se combinam e determinam a vulnerabilidade. Os sistemas humanos e socio-ecológico podem construir a resiliência através de ações de adaptação e mitigação. Em clima, o aumento da resiliência e a redução dos riscos podem ser alcançados por “caminhos climáticos resilientes” (*climate-resilient pathways*) que incluem ações, estratégias e escolhas que reduzem as chances de impactos, garantindo simultaneamente que a gestão de riscos e adaptação possam ser implementados e mantidos (BURKETT et al. 2014).

Os caminhos climáticos resilientes são definidos por pontos de decisão que resulta em um intervalo de futuros possíveis com diferentes níveis de resiliência e riscos (Figura 15). O espaço de oportunidade determinado por *caminhos climáticos resilientes* leva a um mundo com aprendizagem, aumento do conhecimento científico, adaptação e mitigação efetiva e outras escolhas que reduzem os riscos. Por outro lado, o caminho com baixa resiliência envolve mitigação insuficiente, maladaptação (BARNETT; O'NEILL, 2010), falhas no aprendizado e uso insuficiente do conhecimento disponível.

Os pontos de decisões dentro do espaço de oportunidade (Figura 16) necessitam de metodologias que possam testar, antecipadamente, as implicações das decisões de gestão dentro de vários cenários de clima projetado. Através do monitoramento e avaliação do processo de gestão com atualização das ações do presente podemos seguir um caminho seguro em direção a um mundo mais resiliente e com menores riscos. Além da possibilidade de testar as ações de gestão do presente com metodologias adequadas, a compreensão da trajetória da adaptação das sociedades as condições de variabilidade climática do passado podem facilitar a adaptação as mudanças climáticas projetadas e evitar o agravamento ou a redução da capacidade de resposta aos eventos futuros devido às ações erradas do presente (FAZEY et al. 2011; NELSON et al. 2014).

Figura 15 - Caminhos climáticos possíveis (espaço de oportunidade) que poderão levar a adaptação.



Fonte: adaptado de Burkett et al. 2014

A adaptação a mudança climática apresenta limites que está associado, principalmente, ao nível do risco do impacto (aceitável ou tolerável) e aos custos financeiros de cada ação adaptativa, pois algumas ações adaptativas apesar de indicar boas respostas, os custos podem ser proibitivos (ADGER et al., 2009; DOW et al. 2013). Conhecer tais limites facilita o equilíbrio entre as ações de mitigação e de adaptação em função dos recursos disponíveis. A definição do impacto e do risco associado, geralmente se apresenta com alto nível de incerteza. Assim, é necessário o uso de metodologias que abrace as incertezas e a considerem no processo de adaptação.

2.10 Adaptação dos recursos hídricos a variabilidade e mudanças climáticas

A adaptação ao clima futuro depende de ações em vários setores, como ações governamentais, de empresas privadas, indivíduos e Organizações Não Governamentais (ONGs). Infelizmente, a maioria das ações estão vinculadas a recursos financeiros que muitos países podem ter dificuldade em disponibilizar. Além

disso, existem lacunas a respeito de qual metodologia deve ser mais adequada para esse novo contexto.

Em recursos hídricos, além da insuficiência de recursos financeiros e a definição de metodologias apropriadas, outras restrições podem limitar a capacidade de adaptação a variabilidade e mudanças climáticas. As principais restrições incluem falta de coordenação entre agências de água, governança ineficaz, legislação conflituosa, problemas políticos e sociais, falta de capacidade institucional, falta de comunicação, entre outros (LOE; PLUMMER, 2010).

Embora o setor de recursos hídricos tenha as dificuldades e limitações citadas, este setor tem desenvolvido algumas soluções capazes de minimizar os efeitos da variabilidade e mudança climática e facilitar a adaptação das populações. Em relação à oferta de água, as soluções incluem; dessalinização de água do mar, captação de água da chuva e uso de água subterrânea. Pelo lado da demanda de água, as soluções são; reúso de água, uso eficiente da água na agricultura, nos municípios e na indústria com aplicação de tecnologias e modelos de gestão mais adequados.

No Nordeste, as soluções de adaptação aos efeitos da variabilidade climática em recursos hídricos apresentam diferentes estágios de desenvolvimento e aplicação. A captação de água da chuva no semiárido, por exemplo, teve grande avanço com o Programa Um Milhão de Cisternas Rurais (P1MC) e hoje se apresenta como uma das principais soluções para redução da vulnerabilidade dessas populações nos períodos de escassez hídrica (ASSIS, 2012; ANDRADE et al. 2015). No Brasil, estudos de dimensionamento adequado e de barreiras sanitárias em cisternas têm sido desenvolvidos por pesquisadores de diferentes instituições, principalmente por aqueles ligados a Associação Brasileira de Captação e Manejo de Água de Chuva (ABCMAC), no sentido de melhorar o uso dessa tecnologia no gerenciamento do risco de desabastecimento de água.

Outras soluções para adaptação a variabilidade climática do semiárido dependem de avanços tecnológicos e políticos para aplicação efetiva em grande escala. As ações mais comuns para minimizar os efeitos de eventos extremos, como a seca do Nordeste, têm sido as chamadas ações emergenciais. Tais ações buscam ampliar a infraestrutura hídrica além do uso de mecanismos econômicos em períodos críticos. Lideradas pelo governo federal as ações incluem; o uso de carro-pipa, perfuração e recuperação de poços, bolsa estiagem, garantia-safra, venda de milho

subsidiados pelo governo para alimentar o rebanho e linhas de créditos. As linhas de créditos têm o Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (PRONAF) como o principal financiador (BRASIL, 2015a). Outras ações recentes em infraestrutura têm sido aquelas associadas ao Programa de Aceleração do Crescimento (PAC) do governo federal. A infraestrutura inclui a construção de rede abastecimento de água, sistema de adutoras, construção de barragens e aquisição de equipamentos pelos municípios que possibilite a execução de grandes obras. A transposição das águas da bacia do Rio São Francisco é sem dúvidas uma das ações do PAC que se destaca pela sua abrangência geográfica e investimento econômico no aumento da disponibilidade hídrica no Nordeste (BRASIL, 2015b).

Sobre este contexto, Stakhi (2011) apresentam cinco alternativas principais que os gestores de água precisam implementar para se adaptar a variabilidade e mudanças climáticas. As alternativas incluem: (i) planejar novos investimentos para expansão da capacidade de reservatórios, sistemas de irrigação, abastecimento de água, tratamento de esgoto, etc. (ii) operação, monitoramento e regulação para acomodar novos usos e condições (por exemplo, crescimento populacional e alterações do clima), (iii) manutenção e reabilitação do sistema existente, (iv) modificação dos processos e demandas (conservação de água, cobrança e legislação) e (v) introdução de novas tecnologias mais eficientes (ex. irrigação por gotejamento, reuso de água, energia solar).

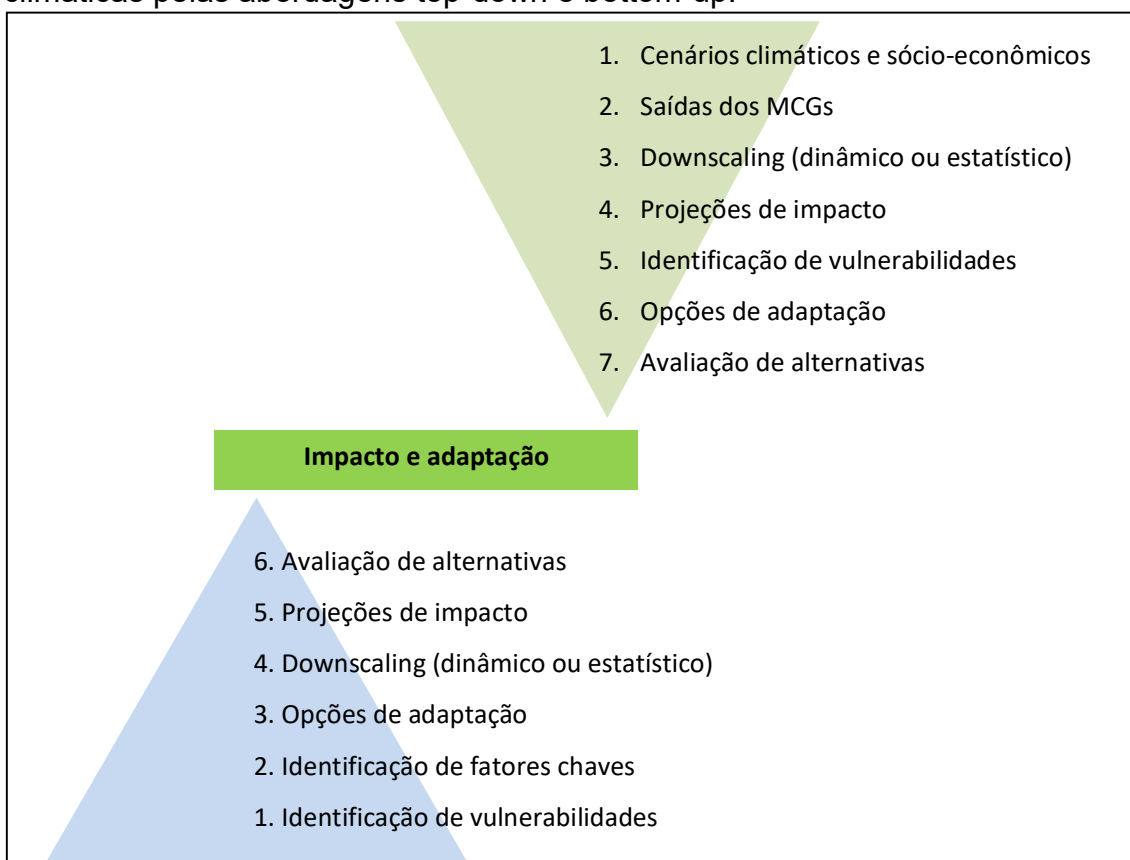
As mudanças climáticas exigem estudos locais para identificar vulnerabilidades das populações (LINDOSO et al. 2014). Assim, atributos como exposição, sensibilidade e capacidade adaptativa aos fatores climáticos e não climáticos podem direcionar políticas de adaptação. A Política Nacional sobre a Mudança do Clima (PNMC), por meio da Lei nº 12.187/2009 e do Decreto nº 7.390/2010 que regulamenta a PNMC, prever planos setoriais de mitigação e adaptação as mudanças climáticas. As ações previstas incluem medidas e iniciativas para reduzir vulnerabilidades dos sistemas naturais e humanos frente as mudanças atuais e projetadas para o clima.

2.10.1 Abordagens para estudos de adaptação

As principais abordagens para estudos das ações de adaptação em escala de bacias hidrográficas são divididas em abordagens “de cima para baixo ou *top-*

down” e “de baixo para cima ou *bottom-up*” (Figura 16). A abordagem *top-down* (ou baseada em cenários) envolve o refinamento (*downscaling*) da escala das projeções climáticas dos MCGs para servir como insumo para alimentar modelos de impactos nos recursos hídricos e em seguida a determinação das medidas de adaptação. Embora a *top-down* seja a abordagem mais usada, esta amplia as incertezas através do acoplamento de modelos, dificultando as medidas de adaptação.

Figura 16 - Diferença entre os estudos de impacto e adaptação as mudanças climáticas pelas abordagens *top-down* e *bottom-up*.



Fonte: adaptado de Brekke et al., 2009.

A abordagem *bottom-up* geralmente se concentra na análise da vulnerabilidade. É uma abordagem centrada nas decisões com participação dos atores envolvidos na identificação das medidas de adaptação. Essa abordagem acomoda características do sistema como sensibilidade, exposição e capacidade adaptativa para descrever o risco (BOUWER, 2013). A robustez das medidas de adaptação pode ser analisada em função dos diferentes cenários climáticos dos MCGs. Dessa maneira, as projeções dos MCGs determinam a amplitude da vulnerabilidade do sistema (GARCÍA et al. 2014). Outros cenários que podem ser usados são os cenários neutros baseados na análise de sensibilidade por variação

de variáveis climáticas como temperatura e precipitação (PRUDHOMME et al. 2010). A abordagem *bottom-up* busca identificar limiares de mudança de regime e os seus possíveis gatilhos para então indicar a vulnerabilidade.

Devido ao potencial das abordagens *top-down* e *bottom-up* em prover informações complementares frente a não estacionaridade das séries hidrológicas (MILLY et al. 2008) e ao “drama da incerteza” (MEARNS, 2010), alguns autores tem recomendado o uso integrado das duas abordagens além da avaliação de riscos (ex. GIRARD et al. 2015; LE QUESNE et al. 2010).

Diante da baixa confiança nos resultados das projeções dos MCGs e possibilidade de grandes conseqüências, a recomendação principal é o uso de metodologias (ou estratégias) que possam ir além do *downscaling* (FOWLER; WILBY, 2007; GARCIA, et al. 2014). Essas metodologias ou estratégias buscam sistemas de recursos hídricos robustos, ou seja, insensíveis as incertezas climáticas de modo que as medidas tomadas possam funcionar em grande parte dos cenários climáticos, inclusive aquele cenário que o clima poderá não mudar, aumentando assim a margem de segurança e outras vantagens (HALLEGATTE, 2009).

Grupos de pesquisadores, como o *Alliance for Global Water Adaptation - AGWA* (<http://alliance4water.org/>) recomendam o uso de abordagens que ajudem na seleção de estratégias para a construção de sistemas de recursos hídricos robustos sob condições de incertezas climáticas (GARCÍA et al. 2014; HALLEGATTE, 2009). Visando a robustez do sistema de recursos hídricos, a AGWA recomenda o uso de uma abordagem *bottom-up* associada com uma estratégia de gestão adaptativa.

No Brasil, pesquisadores do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas (PBMC) e do Grupo Executivo do Comitê Interministerial de Mudança do Clima (GEx-CIM) através do relatório de avaliação nacional (PBMC, 2014a) e do Plano Nacional de Adaptação à Mudança do Clima – PNA (Portaria nº 150, publicada no DOU de 10/05/2016) fazem várias recomendações no uso de medidas para adaptar o sistema de recursos hídricos as mudanças projetadas. A adoção das medidas visa aumentar a capacidade de resposta e reduzir a vulnerabilidade das populações e ecossistemas.

As ações previstas no PNA para o setor de recursos hídricos incluem; intervenções no sistema de governança e gestão com flexibilidade dos instrumentos de gestão e gestão de conflitos. Segundo o PNA, a ciência, tecnologia e inovação deverão desenvolver linhas de pesquisa prioritárias relacionadas a clima e recursos

hídricos, estudos de avaliação e modernização da base de dados física e hidrológica, promover a adequação dos produtos oriundos do monitoramento e pesquisa científica, garantir o monitoramento sistemático de variáveis hidrológicas mais importantes e o desenvolvimento de indicadores-chaves. A sugestão é que a comunicação entre cientistas/tomadores de decisão e sociedade precisa ser aperfeiçoada através da compreensão e incorporação das incertezas e riscos.

Nesse sentido, para que as ações se tornem efetivas, diversas instituições precisarão estar envolvidas e articuladas. O sucesso das ações de adaptação depende de instituições adaptativas (BOYD; FOLKE, 2011) para aplicação da governança adaptativa (DITEZ, 2003; CHAFFIN et al. 2014) e de novos modelos de gestão, sobretudo aqueles com instrumentos flexíveis.

2.11 Gestão Adaptativa de Recursos Hídricos (GARH) para adaptação as mudanças climáticas

As decisões de gestão para médio e longo prazo geralmente têm como base a probabilidade de ocorrência de determinados eventos. Por outro lado, na maioria das vezes, a ocorrência de eventos futuros apresenta probabilidades pouco confiáveis (LEMPERT et al., 2006).

Diante das incertezas nos vários cenários climáticos e da possibilidade do surgimento de eventos inesperados (ou surpresas) os gestores podem ser levados a tomarem decisões erradas ou com grandes arrependimentos.

Para minimizar as chances de decisões com grandes arrependimentos o uso de abordagens adaptativas parece indispensáveis. Tais abordagens evoluem ao longo do tempo com o aprimoramento do conhecimento e o surgimento de novas informações. As experiências de gestão do passado, apoiada por técnicas de modelagem, experimentos de gestão, planejamento por cenários e o monitoramento constante de variáveis, possibilitam aprender sobre a dinâmica do sistema e melhorar a tomada de decisão.

Em mudanças climáticas, em que os efeitos podem ocorrer em uma escala de tempo longa, as decisões de gestão podem ser tomadas para pequeno prazo e sofrer ajustes com o surgimento de novas informações. Esse procedimento pode evitar que o sistema siga uma trajetória de desenvolvimento insustentável (BURKETT et al. 2014) que possa culminar em crises ou adaptação inadequada (BARNETT; O'NEILL, 2010).

A gestão adaptativa pode ser acomodada dentro de uma estrutura de tomada de decisão robusta, insensível a incerteza, podendo funcionar em grande parte dos cenários climáticos (LEMPERT; POPPER; BANKES, 2003; HALLEGATTE, 2009; WILBY; DESSAI, 2010). Com o aumento dos problemas ambientais nas últimas décadas (como a redução dos serviços ambientais e da biodiversidade e mudanças climáticas) e o reconhecimento da complexidade e incertezas desses problemas, a GA tem atraído a atenção como uma metodologia com potencial para lidar com os problemas desse novo contexto. No entanto, devido aos diversos desafios e barreiras, as aplicações ainda são consideradas tímidas.

Os quadros conceituais com as condições ideais para implementação e avaliação da GA apresentados nesse estudo, os princípios institucionais de Huntjens et al. (2012), além de uma estrutura de governança adequada, como a governança adaptativa (DIETZ; OSTROM; STERN, 2003), podem possibilitar o sucesso da GARH para adaptação as mudanças globais, especialmente as mudanças climáticas.

Para a GARH funcionar como metodologia operacional nas agências de recursos hídricos é preciso vencer vários desafios e estabelecer alguns requisitos básicos, como garantir o financiamento de programas de monitoramento e avaliação, atualizações jurídicas e uma estrutura de governança adequada.

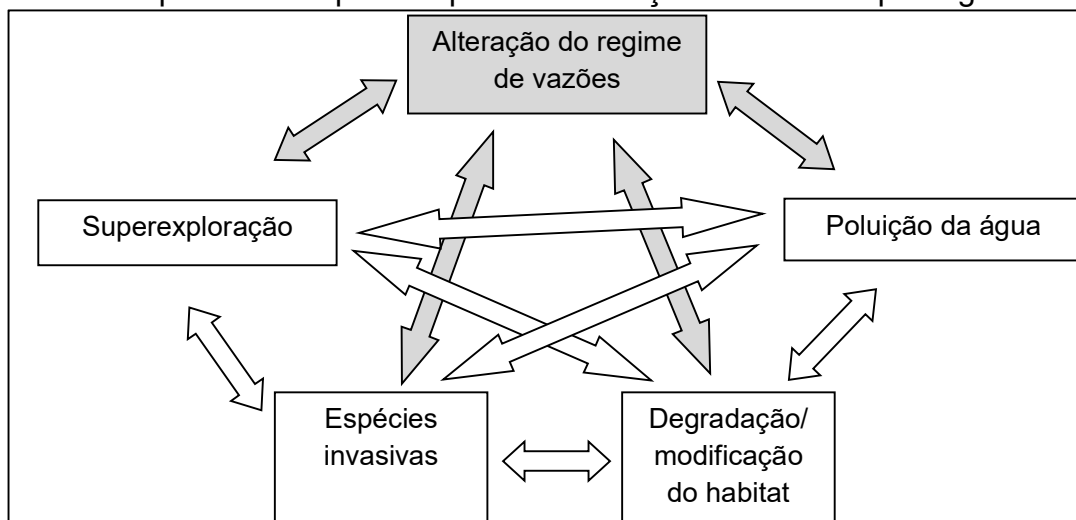
2.11.1 Gestão adaptativa de vazões em rios

Gerenciar as vazões de rios, considerando os diversos fatores intervenientes é uma tarefa complexa, pois no ecossistema de um rio vários aspectos estão interligados. As diversas interligações entre os sistemas sociais e ambientais criam uma condição de complexidade que dificulta a eficiência dos modelos tradicionais de gestão.

A Figura 17 destaca as interligações entre as cinco maiores categorias de ameaças do ecossistema de um rio e que estão relacionados com a alteração do regime de vazões (DUDGEON et al. 2006). Como pode ser observado na figura 17, uma única categoria pode influenciar outras quatro. A alteração do regime de vazões, por exemplo, é um dos fatores que tem grande importância na determinação da qualidade da água. Assim, dependendo da vazão de diluição disponível no rio e da concentração do poluente, a qualidade da água pode ser modificada causando

poluição. Além disso, a alteração do regime de vazões pode gerar como consequências degradação do habitat, aparecimento de espécie invasoras e superexploração de recursos, como os peixes que se tornam mais vulneráveis a pesca predatória em condições de vazões mínimas.

Figura 17 - Cinco maiores categorias de ameaças no ecossistema de rios, destacando os possíveis impactos que a modificação das vazões pode gerar.



Fonte: adaptado de Dudgeon et al. (2006)

Em uma perspectiva hidrológica, a combinação de vazões extremas (mínimas ou máximas) e lançamento de poluentes no rio, pode resultar em grandes consequências na qualidade da água. Isso pode ocorrer porque enquanto as vazões mínimas têm baixa capacidade de diluição do poluente, as vazões máximas (cheias) estão associadas a chuvas intensas que podem transportar grande quantidade de sedimentos e poluentes por lixiviação do solo. Assim, a gestão do uso e ocupação do solo é importante na definição da qualidade da água na calha do rio.

Nilsson e Renöfält (2008) comentam que o gerenciamento da qualidade da água em rios está diretamente associado as ações de mudanças no padrão de uso do solo na bacia, reestruturação da morfologia do rio e alteração dos padrões de vazões. As mudanças no uso do solo influenciam principalmente as descargas de poluentes provenientes da poluição difusa da agricultura irrigada e da agropecuária e do lançamento pontual de esgoto doméstico e industrial. A reestruturação morfológica do rio pode possibilitar a criação de áreas de inundação que facilitaria a remoção de poluentes em vâzeas, enquanto que a mudança ou o controle no regime

de vazões podem equilibrar aspectos físico-químicos da água uma vez que quantidade e qualidade estão associados.

Em rios perenizados por reservatórios, a alteração do regime de vazões possibilita maior controlabilidade. A controlabilidade dos processos ambientais é considerada uma característica importante para aplicação da gestão adaptativa (GARMESTANI; ALLEN 2015; ALLEN ET AL., 2011). Assim, em rios controlados por reservatórios os gestores da água podem ter algum controle sobre os valores das vazões a jusante através do ajuste das regras operacionais.

Nas regiões semiáridas como no Nordeste do Brasil, as vazões dos rios são geralmente controladas por reservatórios com regras operacionais específicas. Assim, estudos de ajustes na operação desses reservatórios é uma alternativa na definição dos valores de vazões a serem alocadas. Devido a problemática da escassez relativa da água nas regiões semiáridas, existe grande aversão a riscos e as vazões liberadas pelos reservatórios geram conflitos de interesses.

Experimentos com controle das vazões liberadas por reservatórios e o monitoramento de seu impacto no ecossistema do rio, podem reduzir conflitos de interesses e tem sido uma estratégia muito usada na identificação dos valores de vazões mais adequados para suprir demandas ecológicas e antrópicas (exemplos, DUDGEON et al. 2006; KONRAD et al, 2011; MELIS, et al, 2011; WATTS, et al. 2011).

O controle das vazões e o monitoramento geralmente é antecedida por modelagem do ecossistema e análise de alternativas (ou hipóteses) de gestão. Dois exemplos de Programas de Gestão Adaptativa muito conhecidos nos quais foram usados experimentos de vazões e o monitoramento foram no Glen Canyon Dam no Rio Colorado, Estados Unidos (GCDAMP, 2010) e o Plano Compreensivo de Restauração do Everglades, Florida, Estados Unidos (RECOVER, 2011).

A seleção das melhores alternativas de gestão depende do estado atual do recurso e os estados projetados para o futuro (WILLIAMS, 2011). Em cenários de mudanças climáticas nos recursos hídricos, fatores que influenciam a disponibilidade da água, como o aporte de água nos reservatórios, demandas de água e taxas de evaporação, são apresentados sob grandes incertezas. Assim, tendo em vista a possibilidade de está errado sobre determinada decisão, a definição de estratégias rígidas quanto às ações de gestão pode ser inadequada, sendo preferível o uso de

estratégias flexíveis e dinâmicas, que podem evoluir ao longo do tempo de acordo com a disponibilidade da informação e atualização do conhecimento.

2.12 Garantias de abastecimento de água

O conhecimento das vazões afluentes aos açudes e as vazões regularizadas por eles podem trazer diversos benefícios. Um desses benefícios é o planejamento da alocação da água em período de racionamento ou escassez hídrica. No Brasil, a definição das vazões a serem alocadas por usuário depende da outorga. Este instrumento de gestão está previsto na Lei 9.433/97 que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e busca garantir o direito de acesso à água, bem como o controle quali-quantitativo. A outorga tem como base uma vazão de referência, que devido às diferentes condições hidrológicas do país, pode variar por unidades da federação.

No Nordeste, a vazão de referência geralmente tem sido a vazão regularizada com 90% de garantia (ANA, 2013). O Ceará, por exemplo, adota 90% da vazão regularizada com 90% de garantia como a vazão máxima outorgável por bacia. A vazão regularizada com 90% de garantia é conhecida por “Q₉₀” e o seu valor indica que em 90% do período analisado o sistema foi capaz de atender ou superar as demandas, ou seja, a frequência de não atendimento (ou falhas) foi de apenas 10%.

Apesar da vazão de referência ser um parâmetro essencial para a definição da outorga, a aplicação de um valor constante para a garantia de abastecimento dos usos múltiplos pode reduzir ainda mais a disponibilidade da água e limitar o desenvolvimento (ASFORA; CIRILO, 2005). Isso ocorre, porque geralmente as outorgas concedidas possuem altas garantias de abastecimento e alguns empreendimentos poderiam ser gerenciados com garantias menores. Assim, para o cumprimento das garantias das vazões outorgadas, pode ser necessário reduzir os números de outorgas concedidas para outros usuários e ainda manter grandes estoques de água no reservatório. A manutenção de grandes volumes em reservatórios superficiais em regiões semiáridas implica também em grandes perdas por evaporação.

Para minimizar este problema, empreendimentos menos exigentes quanto às possíveis falhas no sistema de abastecimento de água poderiam se beneficiar da redução das garantias de abastecimento e possibilitar o aumento da vazão

outorgada. Esta condição aumentaria os riscos de desabastecimento em períodos críticos, mas poderia minimizar perdas econômicas devido ao não uso da água, por exemplo, no aumento da produção industrial ou na expansão da área agrícola.

Desse modo, as decisões tomadas quanto à alocação da água em regiões com escassez relativa da água são complexas e devem ponderar as perdas econômicas pelo racionamento da água, como por exemplo, na irrigação e na indústria, e ao mesmo tempo respeitar as prioridades de usos previstos pela Lei 9.433/97 para períodos de escassez hídrica.

Estabelecer grandes vazões de abastecimento com altas garantias é um desafio em regiões áridas e semiáridas, principalmente, pelo baixo índice pluviométrico, grandes perdas de água por evaporação e longos períodos sem aportes de água nos mananciais. Assim, se por um lado se pode aumentar a garantia de abastecimento com a redução do valor da vazão de referência para outorga, por outro lado, esta mesma alternativa implica no aumento das perdas por evaporação da superfície líquida nos reservatórios durante o tempo em que a água está armazenada.

Para determinar os valores das vazões de abastecimento para diferentes garantias, geralmente são usados modelos de operação de reservatórios (TUCCI, 1998). Estes modelos fazem o balanço hídrico do reservatório verificando o atendimento às demandas (ou as falhas) e o volume armazenado para cada intervalo de tempo.

2.13 Gestão da qualidade da água em rios

A qualidade da água é dependente de características que variam no espaço e no tempo em uma bacia. Em corpos d'água a qualidade está associada espacialmente com o tipo, uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica, enquanto que temporalmente o regime hidrológico é o principal condicionante (PAULINO; TEIXEIRA, 2012). A degradação da qualidade da água gera impactos ambientais, sociais e econômicos, que se traduz na perda da biodiversidade, no aumento de doenças de veiculação hídrica, no aumento do custo de tratamento de água, na perda na produtividade agrícola e na pecuária, na redução da pesca e na perda dos valores turísticos, paisagísticos e culturais (ANA, 2012).

No Brasil, em que a taxa média de cobertura de coleta e tratamento de esgoto é de apenas 48,6% e 39%, respectivamente (SNIS, 2013) a maior parte do

esgoto bruto é lançado nos corpos hídricos. Na região Nordeste o problema da falta de saneamento se agrava ainda mais uma vez que a taxa média de coleta e tratamento de esgoto é de 28,8% e 22,1%, respectivamente (SNIS, 2013).

Como consequência da ausência de rede coletora e de tratamento de esgoto, a região hidrográfica Atlântico Nordeste Oriental, na qual está inserido 91% do estado do Ceará é uma das regiões mais críticas quanto à poluição por carga orgânica, principalmente por apresentar alta carga orgânica remanescente (710 t DBO/dia) e baixa disponibilidade hídrica para diluição dos poluentes (ANA, 2012).

O lançamento de esgoto bruto, ou com tratamento ineficiente, podem gerar vários impactos e causar sérios prejuízos. Entre os prejuízos, podem ser citados; a ameaça a saúde pública devido à presença de agentes patogênicos como vírus e bactérias, danos ao ecossistema aquático, principalmente pela redução do oxigênio dissolvido na água, devido à degradação da matéria orgânica presente no esgoto, eutrofização do rio pelo excesso de nutrientes e aumento nos custos de tratamento na água de abastecimento humano, entre outros.

No semiárido Brasileiro, o gerenciamento da qualidade da água é desafiador, principalmente porque essa região apresenta baixa cobertura no atendimento dos serviços de saneamento (SNIS, 2013). Além disso, a intermitência da maioria dos rios da região, causado pela alta variabilidade temporal das chuvas e a baixa capacidade de armazenamento de água nos solos, reduz a capacidade de diluição dos poluentes na estação seca. Devido à variabilidade climática do semiárido, o uso de médios e grandes reservatórios (aproximadamente 350 reservatórios monitorados – INSA, 2015) são estratégicos para o desenvolvimento da região (CAMPOS et al, 2003). A capacidade de diluição das cargas poluentes nos rios do semiárido depende dos volumes de água acumulados nos reservatórios no período chuvoso que, às vezes, são utilizados para manter o escoamento de alguns rios no período seco. No Ceará, por exemplo, existem 153 reservatórios monitorados que somam uma capacidade de armazenamento de 18.000 hm³. Os três maiores reservatórios do Estado - o Castanhão, Orós e Banabuiú - estão localizados na bacia do Rio Jaguaribe e são responsáveis por 57% do volume armazenado no estado (CEARÁ, 2016). Os usos da água nessa bacia estão divididos entre irrigação (cerca de 52%) e abastecimento da Região Metropolitana de Fortaleza (RMF) e do Complexo Industrial e Portuário do Pecém (cerca de 41%), através do Eixão das

Águas que faz a integração desta bacia com a bacia Metropolitana (MARTINS et al. 2013).

Com a água armazenada nos reservatórios, um dos desafios é a definição das vazões a serem liberadas (vazão regularizada com correspondente garantia de abastecimento) para atendimento das demandas humanas e ambientais. Com as mudanças climáticas (IPCC, 2013) as dificuldades na gestão dos recursos hídricos poderão aumentar principalmente devido as incertezas nas projeções de variáveis climáticas como a precipitação (KNUTTI; SEDLÁČEK, 2013) e os potenciais impactos na disponibilidade da água (IPCC, 2014; MONTENEGRO; RAGAB, 2012; PBMC, 2014b).

Os impactos na qualidade da água inerentes às mudanças climáticas são difíceis de serem quantificados pois sua determinação depende de resultados provenientes do acoplamento de modelos que geralmente não são integrados (ex. climáticos, hidrológicos, hidráulicos e de qualidade da água) e que, por sua vez, ampliam as incertezas do processo de modelagem (WILBY; DESSAI, 2010). Além disso, as alterações de variáveis climáticas, como o aumento da temperatura e redução da precipitação, podem impactar ecossistemas aquáticos por meio da modificação dos processos químicos e biológicos. Dentre esses, destacam-se a redução da concentração de Oxigênio Dissolvido (OD), que é importante para sobrevivência das comunidades aquáticas, redução da capacidade de diluição, autodepuração dos corpos de água, entre outros (DELPLA et al. 2009; DALLAS; RIVERS-MOORE, 2014; HIEN, et al. 2015).

Para enfrentar tais desafios alguns estudos recomendam melhorias no atual sistema de governança e gestão dos recursos hídricos (GLEICK, 2000; WAGENER, et al. 2010; HUNTJENS, et al. 2012; SCHOEMAN, ALLAN, FINLAYSON, 2014) com o ajuste dos instrumentos de gestão que levem em conta o planejamento dos recursos hídricos em diferentes cenários econômicos, sociais e climáticos. Nesse contexto, o modelo de Gestão Adaptativa - GA (HOLLING, 1973) é apresentado como uma opção na adaptação do sistema de gestão de recursos hídricos as recentes mudanças globais (PAHL-WOSTL, 2005, 2009).

2.13.1 Instrumentos de gestão da qualidade da água

Com o objetivo de manter a qualidade dos corpos hídricos e estabelecer metas de redução da carga poluidora, a legislação brasileira apresenta um arcabouço legal que indicam parâmetros mínimos de qualidade da água de acordo com os usos preponderantes e as concentrações máximas dos efluentes a serem lançados no manancial.

Exemplos dos aspectos jurídicos da legislação brasileira referente à qualidade da água estão presentes em diferentes resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), na portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde e na resolução nº 25/2012 da Agência Nacional das Águas (ANA). A resolução CONAMA nº 357/2005 “classificação e diretrizes para o enquadramento”, além da resolução nº 430/2011, que atualiza a resolução 357/2005 dispondo das condições e padrões de lançamento de poluentes é considerada uma das mais importantes.

O enquadramento previsto na resolução nº 357/2005 do CONAMA é um dos instrumentos da Lei 9.433/97 que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Esse instrumento visa assegurar a qualidade das águas compatível com os usos mais exigentes a que foram destinados e reduzir os custos de combate a poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes.

A resolução nº 357/2005 do CONAMA estabelece limite máximo de DBO de 5 e 10 mg/L para as classes 2 e 3, respectivamente, mas permite elevar tais valores, caso o estudo da capacidade de autodepuração do corpo receptor demonstre que as concentrações mínimas de OD não sejam desobedecidas nas condições de vazão de referência.

O enquadramento adotado como instrumento da política de recursos hídricos, apesar de considerar aspectos ecológicos do meio aquático, está condicionado às metas a serem definidas aos corpos de água e aos usos preponderantes (OLIVEIRA; MARQUES, 2008). Enquanto que na legislação internacional, como as Diretivas Europeias para a Água, o objetivo principal é atingir o “bom *status* ecológico” (EUROPEAN UNION, 2000). De acordo com Luz e Ferreira (2011) essa definição do enquadramento na legislação nacional seguindo a ótica dos usos, ao invés do *status* ecológico, dificulta a integração da gestão ambiental com a gestão de recursos hídricos.

Outros dois instrumentos importantes para a gestão da qualidade da água são a outorga e a cobrança. Do ponto de vista da alocação, a outorga objetiva o atendimento das necessidades ambientais, econômicas e sociais por água, redução ou eliminação dos conflitos entre usuários de água e possibilidade que as demandas futuras também sejam atendidas (ANA, 2013).

A outorga visa assegurar o controle quali-quantitativo dos usos da água. Está passível de outorga tanto as captações de água como os lançamentos de efluentes. Para o lançamento de efluentes, geralmente, é adotado o conceito de vazão de diluição (KELMAN, 1997) que representa a vazão necessária para diluir um poluente até a concentração permitida e que foi definida pela classe de enquadramento. A soma da vazão de diluição com a vazão de lançamento representa a vazão indisponível, que é a vazão que efetivamente o usuário se apodera para diluir o poluente lançado. Para verificação da capacidade de suporte do corpo hídrico receptor, compara-se a vazão indisponível com a disponibilidade hídrica considerando todas as interferências (ANA, 2013). A Resolução nº140/2012 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) estabelece os critérios gerais para outorga de lançamento de efluentes com fins de diluição em corpos de água superficiais.

Na gestão da qualidade da água, a outorga deve refletir a quantidade máxima de água a ser alocada em função da quantidade de efluente a ser lançado que possibilite a assimilação e diluição dos poluentes sem prejuízos ao ecossistema aquático. Uma vez outorgada determinada vazão de água ou o lançamento de efluente, os valores cobrados devem incluir muitos critérios, entre os quais o enquadramento definido para o corpo hídrico, possibilitando dessa forma a integração destes instrumentos (SILVA; RIBEIRO, 2006).

A cobrança, por sua vez, está associada com a outorga, uma vez que a Lei 9.433/97 determina que os usos a serem cobrados precisam de outorga. A cobrança tem como objetivos dar ao usuário uma indicação do real valor da água, incentivar o uso racional da água e obter recursos financeiros para recuperação das bacias hidrográficas (ANA, 2015). Para outorgar e cobrar o lançamento de efluentes, ou a diluição do efluente como usualmente vem sendo aplicado (ROQUES, 2006), é necessário conhecer as vazões dos efluentes, regime de variação, características físico-químicas, biológicas e sua toxicidade (CARDOSO DA SILVA; MONTEIRO,

2004). Além disso, é preciso analisar a capacidade de diluição do poluente no rio considerando todas as interferências.

A efetivação da outorga e cobrança pela diluição de efluentes e o enquadramento, está presente em poucas bacias brasileira. Os diferentes lançamentos de poluentes em vários corpos hídricos com concentrações variáveis, rios com capacidade de autodepuração variável no tempo e no espaço criam dificuldades metodológicas. Além disso, alguns órgãos gestores apresentam baixa capacidade técnica e financeira para execução das ações de gestão.

Para enfrentar os problemas de poluição dos mananciais de água são indicadas ações estruturais e não estruturais. As ações estruturais geralmente envolvem a construção de obras de infraestrutura, como rede coletora e estações de tratamento de esgoto. Enquanto que as ações não estruturais incluem a aplicação de instrumentos de gestão ambiental, planejamento do uso e ocupação do solo, fiscalização, monitoramento e aplicação de ferramentas, como geotecnologias e modelagem.

Para planejar e gerenciar a qualidade da água de forma adequada o uso de modelos de simulação é indispensável. Estas ferramentas são capazes de suprir algumas deficiências da falta de monitoramento, prever situações futuras de qualidade da água, além de gerar informações adicionais (ou melhores) quando usado conjuntamente com dados observados (LOUCKS; VAN BEEK, 2005). No entanto, ressalto que a modelagem deve servir de apoio a tomada de decisão para alcançar os objetivos de gestão e não pode ser usado como um fim em si mesmo. É preciso selecionar uma metodologia adequada, determinar os objetivos de gestão de forma clara e envolver todos os participantes.

2.13.2 Modelos de simulação da qualidade da água

O planejamento e a gestão de recursos hídricos envolvem, inevitavelmente, previsão de impacto. Enquanto que a previsão de impacto envolve o uso de modelos (LOUCKS; VAN BEEK, 2005; TUCCI, 1998). Os modelos de qualidade da água relacionam o transporte de uma substância ao longo do tempo e do espaço considerando os processos físicos, químicos e biológicos (CHAPRA, 1997). Assim, é possível estimar a variação de determinado poluente no tempo e espaço. Estes modelos são ferramentas importantes para o planejamento e o gerenciamento dos

recursos hídricos possibilitando antecipar cenários e fazer prognóstico. Através de simulações é possível identificar e quantificar fontes poluidoras mostrando o nível de comprometimento de um curso de água (PARAJULI; MANKIN; BARNES, 2009). Dessa forma, pode-se, por exemplo, simular o impacto de empreendimentos potencialmente poluidor e gerar informações úteis para a tomada de decisão em agências de proteção ambiental ou outros órgãos do governo.

Com o desenvolvimento dos computadores e das técnicas computacionais muitos modelos de qualidade de água surgiram (WANG et al. 2013). A maioria dos modelos são baseados no proposto inicialmente por Streeter e Phelps (1925) para o Rio Ohio nos Estados Unidos. Esse modelo considera o escoamento permanente uniforme e representa os parâmetros DBO e OD, considerando somente o efeito advectivo do transporte de massa e a fase carbonácea de consumo de oxigênio na água, desprezando, portanto, a demanda pela camada bentônica e as reações constituintes (GOMES; SIMÕES, 2014).

Os modelos de qualidade de água mais conhecidos são QUAL2E (BROWN; BARNWELL, 1987) e outras versões, MIKE 11 (DANISH HYDRAULICS INSTITUTE, 1993), WASP versão 1 a 7 (AMBROSE et al. 1988), entre outros. No Brasil, os modelos QUAL-UFMG (SPERLING, 2007) e o módulo de qualidade de água do AcquaNet (PORTO; MÉLLO Jr.; ROBERTO, 2005) são muito usados.

Usualmente quando aplicados em rios esses modelos consideram o escoamento unidimensional, ou seja, a simulação dos processos ocorre apenas em uma direção do espaço, e o escoamento é representado pela velocidade média da seção, desconsiderando as variações verticais e transversais (TUCCI, 1998). A escolha do modelo mais adequado depende de muitos fatores, como objetivos da análise, disponibilidade de tempo e dados e suas limitações (PALMER, 2001).

Os modelos de qualidade de água são muito usados para simular a capacidade de autodepuração de rios considerando o lançamento de diferentes poluentes (seja de fontes pontuais ou difusas) para diversos cenários de desenvolvimento da bacia hidrográfica. As análises mais comuns incluem o estudo das concentrações de OD e a DBO.

Determinar a concentração de OD na água é importante por ser este um dos elementos principais do metabolismo de organismos aeróbios, sendo indispensável para muitos seres vivos, como os peixes. Valores de OD inferior a 2 mg/L pode representar o comprometimento da integridade dos ecossistemas aquáticos (ANA,

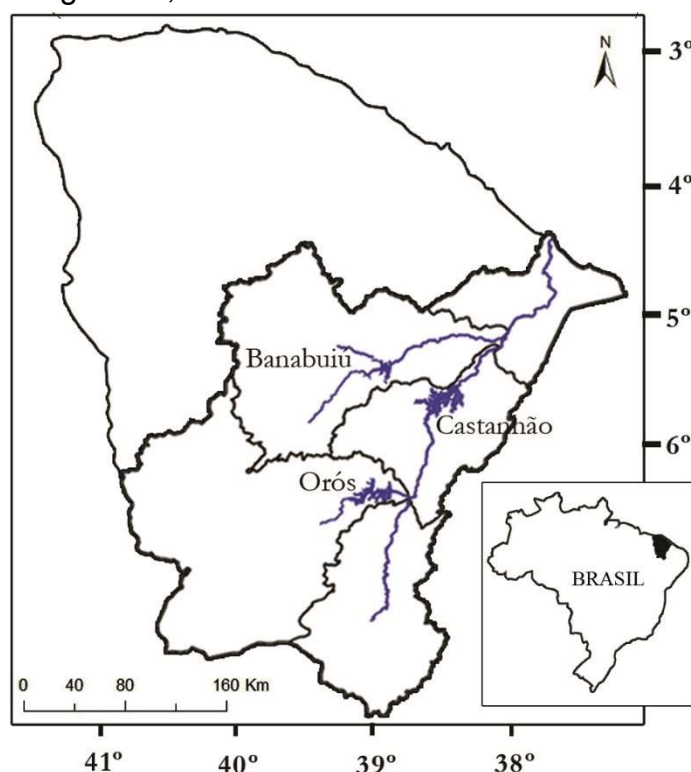
2012). Assim, o balanço de OD e DBO simulado por esses modelos pode ser usado para diversos fins como, por exemplo, para definição da eficiência do tratamento de efluentes em estações de tratamento de esgoto, outorga e cobrança pelo lançamento de efluentes, entre outros. Nas águas naturais limpas a concentração de OD geralmente é alta e a DBO apresenta valores baixos. Enquanto que em águas poluídas esta ordem se inverte.

As principais fontes de poluição da água são os lançamentos de matéria orgânica e nutrientes provenientes de esgotos industriais, domésticos e da agricultura irrigada. A modelagem do oxigênio dissolvido na água é feita através do balanço das fontes de produção (reaeração atmosférica, produção fotossintética e contribuição de afluentes) e fontes de consumo (oxidação da matéria carbonácea, oxidação da matéria nitrogenada, oxidação do material sedimentado e respiração). Os principais fatores que influenciam a solubilidade do oxigênio na água são a temperatura, pressão e salinidade (ESTEVEZ, 1998). O aumento da salinidade e temperatura diminui a solubilidade do oxigênio na água. Assim, além dos efluentes poluentes, aumento de temperatura devido à variabilidade ou mudanças climáticas, podem reduzir ainda mais a concentração de OD na água. Em regiões tropicais o OD da água tende a ser menor que em regiões temperadas, que normalmente são mais frias.

3 O RIO JAGUARIBE, CE, COMO CASO DE ESTUDO

O Rio Jaguaribe (Figura 18) se situa no estado do Ceará, Brasil, tendo 633 km de extensão e bacia hidrográfica com área de 74.000 km², abrangendo 81 municípios, o equivalente a cerca de 50% do território do estado. A bacia é formada por cinco sub-bacias: a do alto, médio e baixo Jaguaribe, Rio Salgado e Banabuiú.

Figura 18 - Mapa de localização dos açudes Castanhão, Orós e Banabuiú na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe, Ceará.



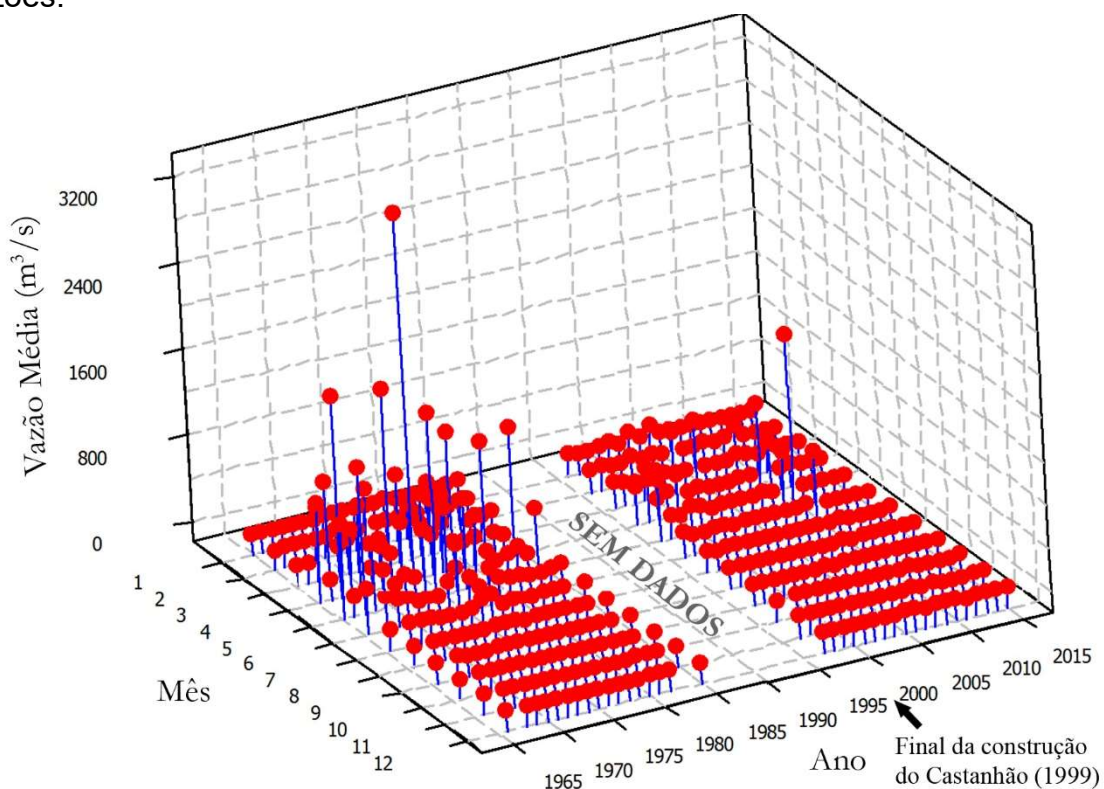
Fonte: elaboração própria

Os principais reservatórios de regularização dos fluxos de água no Rio Jaguaribe são: Castanhão ($Q_{90}=29,00 \text{ m}^3/\text{s}$), Orós ($Q_{90}=20,40 \text{ m}^3/\text{s}$) e Banabuiú ($Q_{90}=12,93 \text{ m}^3/\text{s}$) (SRH, 2011a; 2011b; 2011c). Os reservatórios Castanhão e Banabuiú perenizam aproximadamente 470 km do vale do Jaguaribe e Banabuiú, beneficiando 19 municípios. Estima-se que existam outros 4.713 reservatórios menores nessa bacia (FORMIGA-JOHNSSON; KEMPER, 2005).

O Castanhão é o maior açude do estado do Ceará com capacidade para armazenar 6,7 bilhões de m³ sendo o principal responsável por regularizar as vazões do Rio Jaguaribe nas sub-bacias do baixo Jaguaribe e parte do médio Jaguaribe. A

Figura 19 apresenta a interferência que o Castanhão exerce nas vazões médias diárias mensais do Rio Jaguaribe em uma seção a jusante do reservatório e a montante da confluência com o Rio Banabuiú, especificamente na seção Peixe Gordo (36390000).

Figura 19 - Vazões médias diárias mensais em uma seção do Rio Jaguaribe mostrando a interferência que a construção do Castanhão exerce no regime de vazões.



Fonte: elaboração própria.

Na figura 19 é possível observar que os meses de março a maio (3-5) são os de maiores vazões médias no Rio Jaguaribe e que após a construção do Castanhão, autorizada em 1995 e finalizada em 1999 (CBDB, 2011), os valores se tornaram menores e mais constantes devido ao controle exercido por esta infraestrutura hídrica. Para o segundo semestre as vazões médias nessa seção do Rio Jaguaribe são bem menores do que para o primeiro semestre e o reservatório não representou grandes mudanças no escoamento médio. O açude Banabuiú, com capacidade máxima de 1,6 bilhões de m³ (o terceiro maior açude do estado), regulariza as águas do Rio Banabuiú que é o principal afluente do Rio Jaguaribe.

Os principais usuários de água da bacia do Rio Jaguaribe são os irrigantes, os aquicultores, as concessionárias de água, e uma demanda agregada do complexo industrial da região metropolitana de Fortaleza, da agroindústria e dos sistemas agrícolas no trecho do canal do trabalhador (PINHEIRO et al., 2007).

As vazões de água alocadas dos reservatórios para os usos múltiplos e para perenizar o rio Jaguaribe são determinadas (em pequeno prazo) no final do primeiro semestre de cada ano nas chamadas “reuniões de alocação negociada de água” e “seminários de planejamento” (AQUINO et al, 2013). Nessas reuniões e seminários são realizadas simulações de esvaziamento dos reservatórios considerando o estoque de água, o cadastro de demandas do ano anterior e a inexistência de aportes de água no reservatório no segundo semestre, que é a estação seca. Em longo prazo as alocações de água são determinadas através da outorga.

O Rio Jaguaribe tem grande importância para o estado do Ceará, a sua bacia, por exemplo, contém a maior parte das terras irrigáveis e grandes reservatórios, como o Castanhão, Orós e o Banabuiú, que além de fornecer água para suprir os usos múltiplos (ex. abastecimento humano e a irrigação) é responsável por minimizar os efeitos de eventos extremos de secas e cheias.

4 METODOLOGIA

A metodologia proposta nessa pesquisa consideram as bases teóricas da resiliência ecológica (HOLLING, 1973) e os recentes princípios para sua manutenção ou fortalecimento (BIGGS et al. 2012b e 2015). Como forma de gerenciar a resiliência do sistema de recursos hídricos do Rio Jaguaribe (estudo de caso) foi adotado o modelo de gestão adaptativa (HOLLING, 1978; PAHL-WOSTL, 2007).

Assim, o sistema de recursos hídricos do Rio Jaguaribe, sobretudo a qualidade da água, foi interpretado pela ótica da resiliência ecológica e definido limiares para os múltiplos estados de estabilidade (PETRAITIS, 2013) que um ecossistema pode apresentar através das classes de enquadramento preconizadas pela resolução CONAMA nº 357/2005.

O Rio Jaguaribe, considerado como um sistema sócio-ecológico (OSTROM, 2007 e 2009), é caracterizado, principalmente, por sua complexidade, dinâmica imprevisível e capacidade de adaptação (LEVIN, 1999; BERKES et al. 2003). A imprevisibilidade, própria de sistemas complexos adaptativos, é amplificado com as mudanças climáticas (IPCC, 2013) demonstrado nas projeções de impactos nas vazões afluentes e regularizadas dos reservatórios Castanhão e Banabuiú e na qualidade da água do Rio Jaguaribe.

Para lidar com as incertezas projetadas nos cenários de mudanças climáticas, essa pesquisa propõe uma estratégia de gestão que agrupa, em um quadro conceitual (*framework*), as etapas básicas do ciclo de gestão adaptativa com as informações necessárias para a tomada decisão. As informações são provenientes dos estudos de impactos das mudanças climáticas através do acoplamento de diferentes modelos e da modelagem de hipóteses. Por outro lado, o ciclo de gestão adaptativa testa e avalia as hipóteses e gera aprendizagem sobre a dinâmica da bacia hidrográfica através de experimentos, monitoramento e avaliação.

4.1 Recursos hídricos do Rio Jaguaribe na perspectiva da resiliência ecológica

Nesse estudo, a qualidade da água do Rio Jaguaribe é interpretada pela ótica da resiliência ecológica (HOLLING, 1973), sobretudo observando a concentração dos parâmetros DBO e OD e a classe de enquadramento. Assim, a

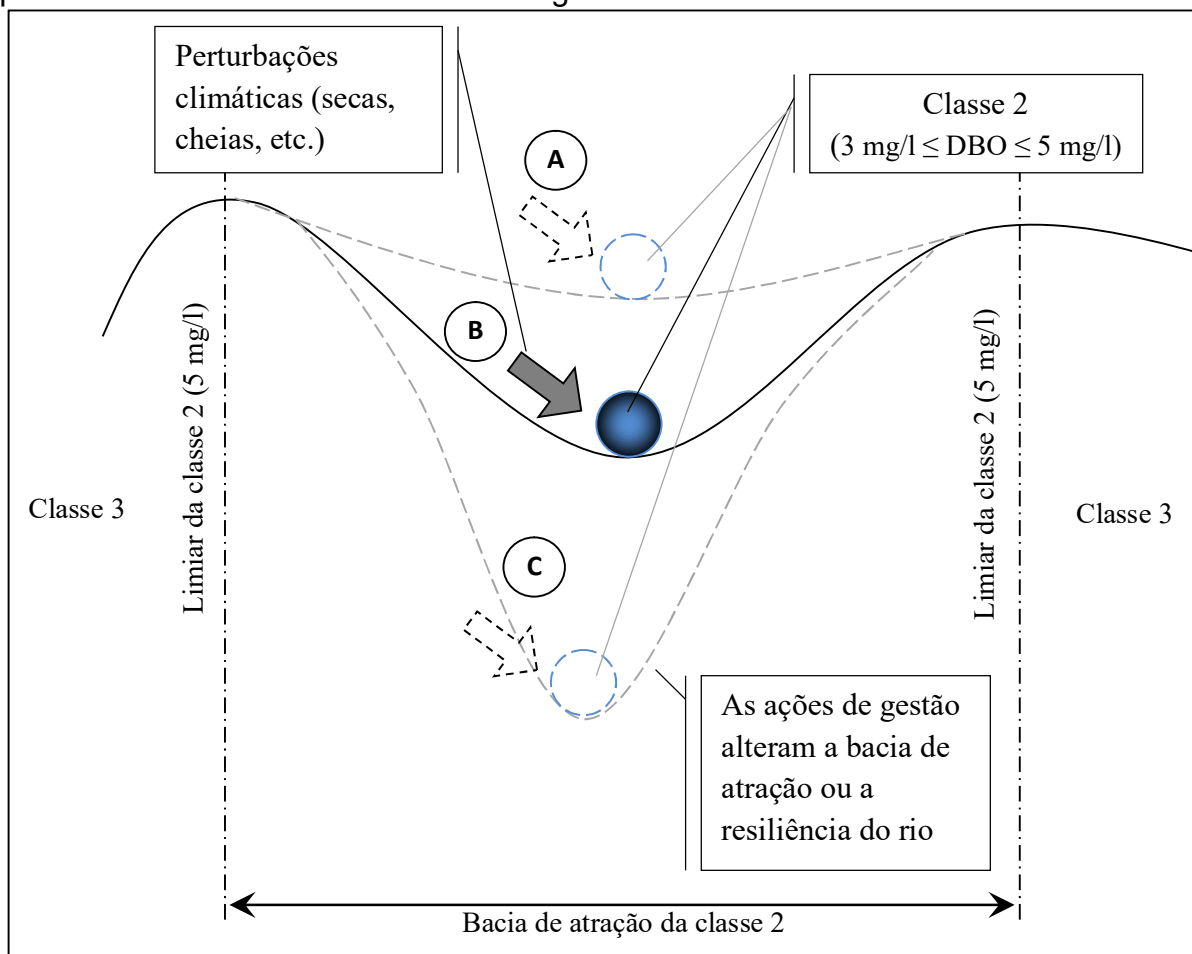
qualidade do Rio Jaguaribe está relacionada a possibilidade de mudança de regimes, a presença de limiares e estados alternativos.

A classe de enquadramento é comparada aos regimes ecológicos e têm sua resiliência definida, geometricamente, pelo tamanho e profundidade da bacia de atração. A configuração da bacia de atração, ou sua resiliência, pode sofrer modificações devido as ações de gestão na bacia hidrográfica, enquanto que as perturbações estão associadas ao clima, nesse caso as mudanças climáticas, que podem reduzir as vazões do rio e desencadear mudança de classe do enquadramento, ou mudança de estado ou regime como aqui está sendo interpretado. Os limiares (ou pontos de inflexão) são os limites preconizados pela Resolução CONAMA nº 357/05 para cada classe de uso.

As ações de gestão que atuam no fortalecimento da resiliência (ou na bacia de atração) podem ser várias, como; controle das vazões regularizadas pelos reservatórios, redução da carga de DBO lançada no rio com aumento da cobertura dos serviços de coleta e tratamento de esgoto, eficiência no uso de água nas edificações que reduz a demanda de água e o volume de esgoto gerado, eficiência na produção agrícola com diminuição da demanda por água e de defensivos agrícolas, entre outras ações. Nesse estudo, a alteração da resiliência está relacionada, principalmente, as políticas de saneamento básico na bacia que afetam diretamente a quantidade da carga de DBO lançada no Rio Jaguaribe e a variabilidade do clima que alteram a disponibilidade de água nos reservatórios Castanhão e Banabuiú, que por sua vez, influenciam as vazões de diluição de esgoto doméstico no Rio Jaguaribe.

Para facilitar a compreensão, a figura 20 apresenta como exemplo um caso hipotético de um corpo de água na classe 2 segundo a concentração de DBO e que pode ter faixa de variação de 3 mg/l a 5 mg/l como preconizado pela resolução CONAMA nº 357/05. A seta representa as perturbações, como por exemplo, secas e cheias, que podem empurrar o corpo de água da classe 2 de enquadramento para uma classe com maior concentração de DBO, exemplo classe 3. Além disso, ações ineficientes de gestão na presença de variáveis que mudam lentamente no tempo, como a mudança de uso do solo, podem facilitar a transição de classes por erosão da resiliência do corpo hídrico, representado pela redução da bacia de atração (Figura 20) e, portanto, aumento de sua vulnerabilidade as perturbações.

Figura 20 - Representação da concentração da DBO na classe 2 de enquadramento pela ótica da teoria da resiliência ecológica.



Fonte: elaboração própria

Para gerenciar a resiliência, ações de gestão na bacia, como aumento das taxas dos serviços saneamento, sobretudo aumento da rede de esgoto e da eficiência no tratamento de esgoto, fortalecem a resiliência do corpo de água aumentando a bacia de atração e dificultando a transição do corpo hídrico (representado pela bola) para a classe 3. Aumentar a resiliência do corpo de água para resistir às perturbações (ou choques) é uma estratégia importante para facilitar a adaptação as condições do clima futuro, uma vez que existem incertezas de como estas perturbações devam ocorrer.

Dessa maneira, se a resiliência é baixa (condição "A" na Figura 20) pequenas perturbações facilmente levam o corpo de água para outra classe com pior qualidade. Enquanto, que se a resiliência é alta (condição "C") as perturbações precisam ser mais intensas ou mais frequentes para que o corpo de água ultrapasse

o limiar de 5 mg/l na concentração da DBO e mude para um estado alternativo, nesse exemplo a classe 3.

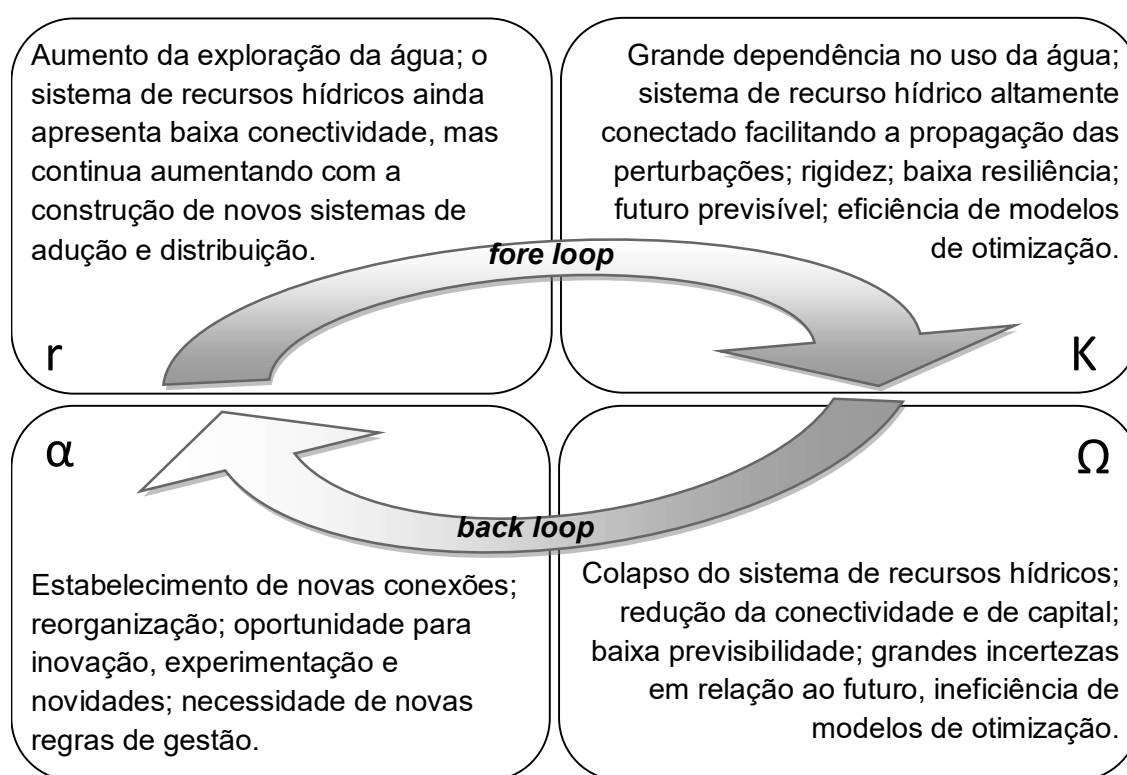
Comparando com os ciclos adaptativos que representam a dinâmica natural de SSEs, a condição “A” (Figura 20) em que a bacia de atração é pouco estável, existe uma forte dependência dos usuários em relação aos recursos disponíveis, nesse caso poderia ser usuários de água de alguns setores, como da irrigação ou da indústria que através de suas externalidades, e na ausência de ações de gestão eficazes, reduz a bacia de atração. Isso ocorre por que a dependência fortalece a conectividade entre o sistema usuário de água e facilita a exploração dos recursos hídricos (fase r para fase K). Assim, a exploração intensiva da água, aumenta a poluição do rio e reduz sua resiliência as perturbações. A alta conectividade no sistema de recursos hídricos otimiza o uso da água, mas por outro lado, torna o sistema rígido e vulnerável as perturbações (fase K) que facilmente poderá se propagar através das conexões e afetar todo o sistema, podendo levar até ao colapso (transição da fase K para fase Ω). A rigidez e a alta conectividade do sistema de recursos hídricos podem ser representadas por adutoras ou canais que integram diversos usuários de água a um único manancial de água.

Na condição “C”, com a bacia de atração mais profunda e o sistema estável, representa uma situação em que o ecossistema aquático está na fase de reorganização (fase α) após a mudança de estado (ou classe). Nesse caso poderia ser a mudança da classe 1 para classe 2 ou de uma classe que admite menor concentração da DBO (mais exigente) para uma classe que admite maior concentração da DBO (menos exigente). Nessa condição, como o corpo hídrico migrou de uma classe que apresentava maiores restrições quanto ao lançamento de efluentes, com os limiares menos restritivos quanto a concentração da DBO, existe oportunidade para renovação, experimentação e novas regras de uso uma vez que existe baixa rigidez do sistema de gestão (alta flexibilidade). Na condição “C” soluções de gestão robustas funcionam em várias configurações do sistema de recursos hídricos, mas por outro lado podem apresentar baixa eficiência no uso dos recursos disponíveis devido as redundâncias apresentadas. Dessa forma, o que se têm não são as condições ótimas do uso do recurso disponível, mas as condições ótimas para atuação das ações gestão do recurso.

A maioria dos sistemas, incluindo o de recursos hídricos, se apresenta constantemente em movimento da fase de exploração (fase r) para a fase de

conservação (fase K), ou seja, no *fore loop*. No caso de recursos hídricos, as perturbações projetadas pelas mudanças climáticas apresentam riscos de gerar colapso do sistema e potencializar a transição da fase K para a fase Ω , ou seja, iniciar o *back loop*, que é caracterizado por incertezas e possibilidades de perdas de capital, seja econômico, social ou ecológico. A figura 21 apresenta uma representação simplificada do ciclo adaptativo no contexto de recursos hídricos destacando as principais características de cada fase.

Figura 21 - Representação simplificada do ciclo adaptativo em recursos hídricos, destacando as principais características de cada fase.



Fonte: adaptado de Walker e Salt, 2006

Além da dinâmica do sistema de recursos hídricos representada internamente no ciclo adaptativo, existem interações entre diferentes escalas que geram *feedbacks* e afetam o funcionamento dos mesmos. Os *feedbacks* podem vir de várias escalas e dependem da variabilidade climática, decisões de gestão quanto ao uso da água, medidas de conservação na bacia, atores envolvidos no comitê de bacia, tecnologias e legislação existente, inovação, dentre outros. Para gerenciar os *feedbacks* é preciso compreender a dinâmica do rio. Para explorar a dinâmica do rio, geralmente, é necessário desenvolver modelos conceituais e computacionais,

monitorar e avaliar constantemente os resultados das ações de gestão. Assim, de acordo com os princípios básicos para o gerenciamento da resiliência (BIGGS et al, 2015) o gerenciamento dos *feedbacks* é estratégico uma vez que o sistema sociedade-natureza é acoplado. Dessa maneira, entender, por exemplo, a influência de decisões humanas, como a outorga para lançamento de efluentes, na qualidade da água e a relação entre a variação das vazões do rio na concentração da DBO são informações básicas para adaptar as ações de gestão.

4.2 Tomada de decisão em GARH

A ideia central da GARH compreende, principalmente, atualização do conhecimento com novas informações (aprendizagem social), avaliação dos resultados e ajustes das decisões ao longo do tempo. Apesar da simplicidade teórica do ciclo de gestão adaptativa, a sua operacionalização depende de outros fatores, como uma estrutura de governança e da tomada de decisão adequada, que não é simples e envolve múltiplos atores e variáveis.

Existem diversas abordagens (ou combinações) para tomada de decisão sobre grandes incertezas (POLASKY et al. 2011). No contexto das mudanças climáticas a combinação da tomada de decisão baseada em cenários e nos múltiplos estados da teoria da resiliência são indicadas pelo potencial em antecipar resultados inesperados (CARPENTER et al. 2009).

Os tomadores de decisão estão conectados por uma rede de atores, ligados por diversos departamentos, setores, organismos de estado e instituições. Dessa maneira, as decisões mais adequadas dependem da interação de cientistas, gestores, usuários de água e agências do governo (STRINGER, 2006). A seleção das ações de gestão geralmente leva em consideração os custos de implementação, as incertezas sobre os resultados e os benefícios potenciais.

Os valores sociais, ambientais, culturais e econômico dos participantes influenciam nas decisões de cada indivíduo e podem apresentar conflitos de interesses, além de sofrer pressões da sociedade. De maneira geral, cada participante tem um modelo mental (JONES et al. 2011) e coletivamente existe um modelo conceitual que o apoiam na tomada de decisão. A geração de novas informações com uso de instrumentos e ferramentas (ex. modelos computacionais e o monitoramento) podem alterar os modelos mentais e conceituais através da aprendizagem (PAHL-WOSTL, et al. 2007).

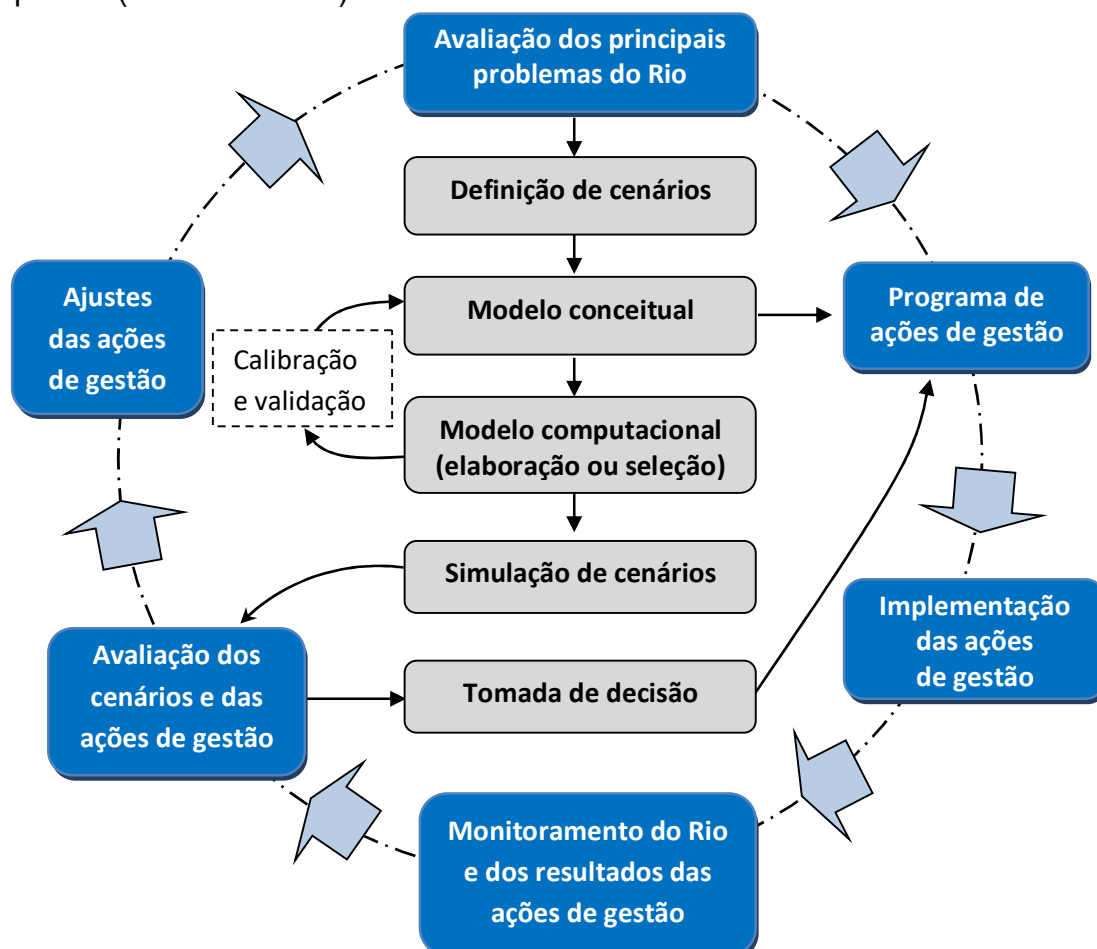
Para construção de um modelo conceitual que represente o consenso da maioria dos participantes sobre a área em estudo, geralmente são usadas ferramentas participativas (LYNAM, et al. 2007) em oficinas (workshops) ou entrevistas com especialista e/ou tomadores de decisão (DUTRA, et al. 2014). As oficinas são muito usadas e nestas são identificados os principais problemas do sistema a ser gerenciado, são definidos os cenários futuros e elabora-se um modelo conceitual para alimentar modelos computacionais que são usados para simulação de cenários. O modelo conceitual facilita o entendimento da dinâmica do ecossistema, enquanto que o modelo computacional auxilia na previsão de possíveis mudanças. A calibração e validação dos modelos computacionais depende de dados disponíveis na área em estudo que muitas vezes inexistem.

A Figura 22 apresenta um *framework* genérico da tomada de decisão acoplada ao ciclo de gestão adaptativa para um rio. As principais ligações entre o *framework* de tomada de decisão e o ciclo de gestão adaptativa ocorre na definição do programa de ações de gestão e na avaliação dos cenários e dos resultados das ações de gestão. Os passos para tomada de decisão na Figura 22 (passos ao centro da figura) foram inspirados em Liu et al (2008) que interligaram modelagem computacional com tomada de decisão ambiental.

O futuro apontado pelos cenários é avaliado e usado para tomar decisões em acordo com os objetivos previamente definidos. Em gestão adaptativa as decisões tomadas são flexíveis para possibilitar ajustes ao longo do tempo. A avaliação é feita tanto nos cenários como nos dados provenientes do monitoramento das ações de gestão e da dinâmica do rio.

As decisões deverão compor um programa (ou projeto) de ações de gestão que é parte do ciclo de gestão adaptativa. As ações de gestão presentes no programa de ações são justificadas por informações e dados proveniente da avaliação inicial dos problemas, do modelo conceitual e dos cenários gerados. O programa de gestão é um documento construído e compartilhado pelos participantes e que deve apresentar detalhes operacionais da aplicação da gestão adaptativa na área em estudo.

Figura 22 - Quadro conceitual integrado de tomada de decisão (ao centro) e gestão adaptativa (círculo externo).



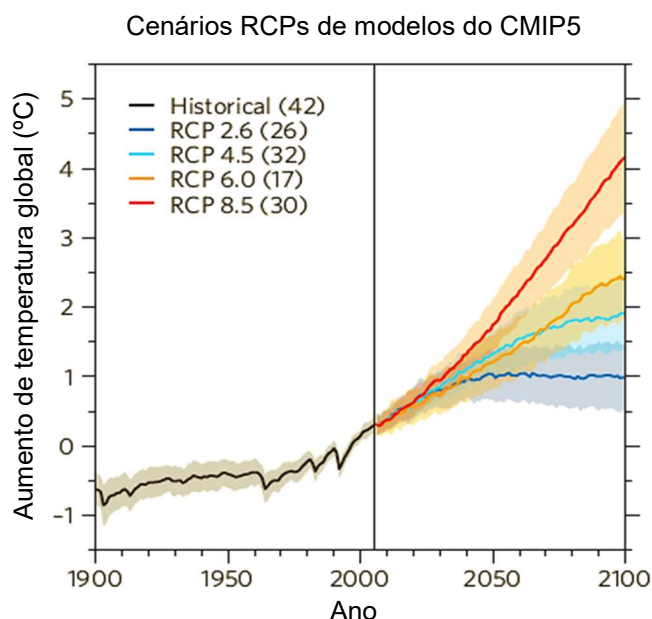
4.2.1 Definição de cenários: os cenários de mudanças climáticas

Os cenários de mudanças climáticas geralmente são gerados a partir de Modelos Climáticos Globais (MCGs) e podem ter sua resolução espacial ajustada por técnica de *downscaling* para servir como insumo aos estudos de impacto (WILBY; WIGLEY, 1997; PIELKE; WILBY, 2012). Em recursos hídricos os modelos hidrológicos utilizam os resultados dos MCGs ou dos Modelos de Circulação Regionais (MCR) como dado de entrada. As saídas dos modelos hidrológicos por sua vez são usadas para estudos de operação de reservatórios, irrigação de culturas, previsão de cheias e secas, entre outros (ex. ADAM et al., 2015; CHIEN, YEH, KNOUFT, 2013; WATTS et al., 2011).

Os MCGs simulam o comportamento do clima em todo o planeta a partir de condições iniciais e de contorno específicas que representam futuros possíveis na composição atmosférica (MOSS, et al., 2010). É comum a correção do viés dos MCGs pelo uso de diferentes técnicas (EHRET et al., 2012). Atualmente os cenários

de GEE e os MCGs mais usados para os estudos de impactos das mudanças climáticas são aqueles constantes nos relatórios do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC), mostrados na Figura 23.

Figura 23 - Aumento de temperatura global usados no IPCC-AR5 apresentados pelos RCPs. Os valores em parênteses representam o número de MCGs.



Os modelos do Coupled Model Intercomparison Project Phase 5 – CMIP5 (TAYLOR; STOUFFER; MEEHL, 2012) são exemplos de modelos recentes que compuseram o quinto relatório do IPCC (IPCC, 2013). As concentrações de Gases de Efeito Estufa (GEE) usadas como dado de entrada nos MCGs do CMIP5 estão representados nos chamados Representative Concentration Pathways (RCPs) (VAN VUUREN et al., 2011). Os MCGs fazem projeções de diversas variáveis climáticas, como por exemplo, precipitação e temperatura (Figura 23), a partir dos RCPs e com diferentes resoluções espaciais (Tabela 3).

Nos RCPs estão representados cenários de emissão de GEE mais intenso (RCP8.5), moderado (RCP6 e RCP4.5) e baixo (RCP2.6). Os RCPs são numerados de acordo com os possíveis valores que os forçantes radiativos (W/m^2) podem assumir no ano de 2100 (ou próximo) em relação ao período pré-industrial.

Tabela 3 - 20 MCGs do CMIP5 utilizados nesse estudo.

MCG	Centro de Modelagem	Resolução (lat. x lon)
ACCESS1-0	CSIRO (Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation, Australia), and BOM (Bureau of Meteorology, Australia)	145° x 192°
ACCESS1-3		145° x 192°
BCC-CSM1-1	Beijing Climate Center, China Meteorological Administration	64° x 128°
CanESM2	Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis	64° x 128°
CCSM4	National Center for Atmospheric Research	192° x 288°
CESM1-BGC	National Science Foundation, Department of Energy, National Center for Atmospheric Research	192° x 288°
CESM1-CAM5		192° x 288°
CMCC-CM	Centro Euro-Mediterraneo per I Cambiamenti Climatici	240° x 480°
CMCC-CMS		96° x 192°
GFDL-CM3	Geophysical Fluid Dynamics Laboratory	90° x 144°
GFDL-ESM2M		90° x 144°
HadGEM2-AO	Met Office Hadley Centre (additional HadGEM2-ES realizations contributed by Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais)	145° x 192°
HadGEM2-ES		145° x 192°
INM-CM4	Institute for Numerical Mathematics	120° x 180°
IPSL-CM5A-LR	Institut Pierre-Simon Laplace	96° x 96°
IPSL-CM5B-LR		96° x 96°
MIROC5	Atmosphere and Ocean Research Institute (The University of Tokyo), National Institute for Environmental Studies, and Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology	128° x 256°
MIROC-ESM-CHEM	Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology, Atmosphere and Ocean Research Institute (The University of Tokyo), and National Institute for Environmental Studies	64° x 128°
MPI-ESM-LR	Max Planck Institute for Meteorology (MPI-M)	96° x 192°
MPI-ESM-MR		96° x 192°

Fonte: <http://cmip-pcmdi.llnl.gov/cmip5/availability.html>

Os modelos do CMIP5 apresentam grandes avanços em relação aos do CMIP3, dos quais os resultados serviram para compor o quarto relatório (AR4) sobre mudanças climáticas do IPCC (MEEHL et al., 2007). Os avanços no CMIP5 incluem, principalmente, maior quantidade de modelos, modelos mais complexos e com alta resolução, melhor representação dos forçantes externos e outros tipos de cenários, incluindo, explicitamente, as políticas de mitigação das emissões de GEE (TAYLOR; STOUFFER; MEEHL, 2012; SILLMANN et al., 2013). Este estudo utilizou 20 MCGs do CMIP5 mostrados na Tabela 3.

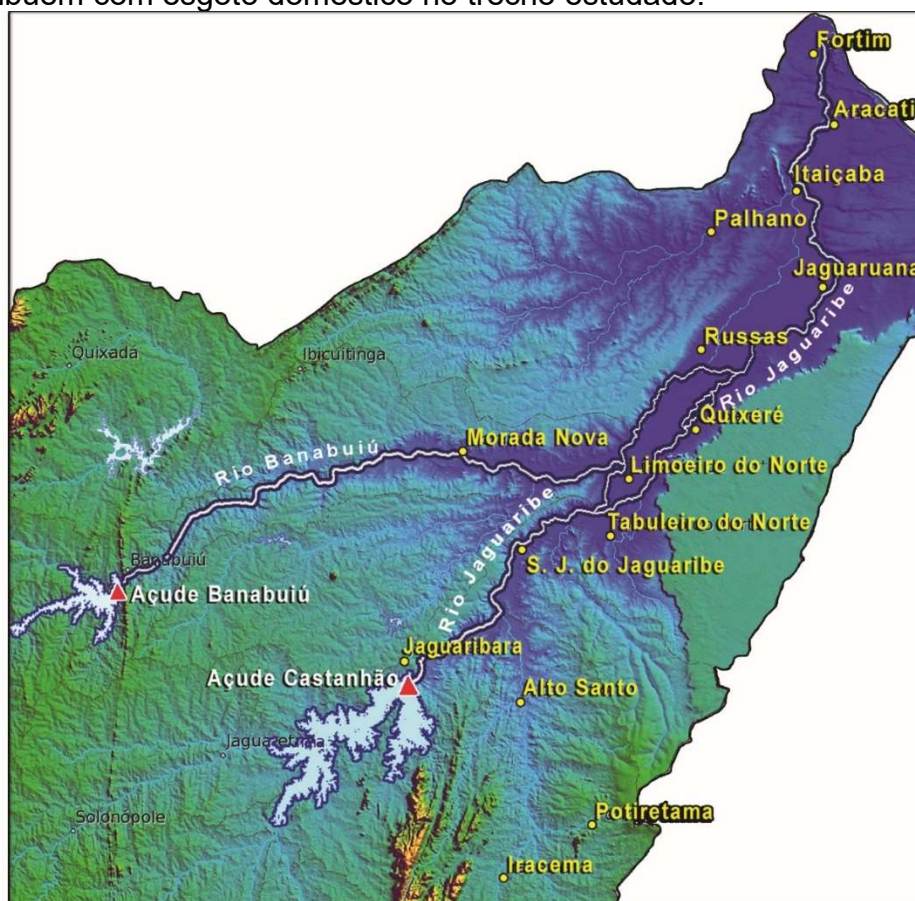
Os modelos do CMIP5 apresentam grandes avanços em relação aos do CMIP3, dos quais os resultados serviram para compor o quarto relatório (AR4) sobre

mudanças climáticas do IPCC (MEEHL et al., 2007). Os avanços no CMIP5 incluem, principalmente, maior quantidade de modelos, modelos mais complexos e com alta resolução, melhor representação dos forçantes externos e outros tipos de cenários, incluindo, explicitamente, as políticas de mitigação das emissões de GEE (TAYLOR; STOUFFER; MEEHL, 2012; SILLMANN et al., 2013). Este estudo utilizou 20 MCGs do CMIP5 mostrados na Tabela 3.

4.2.2 Desenvolvimento do modelo conceitual

Nesse estudo, o modelo conceitual incluiu um breve diagnóstico dos problemas de qualidade da água do Rio Jaguaribe que estão associados aos lançamentos de matéria orgânica de origem doméstica dos 15 municípios as margens desse rio (Figura 24) e as vazões regularizadas pelo Castanhão e Banabuiú. Esta etapa incluiu a análise de dados físicos e hidrometeorológicos da bacia.

Figura 24 - Imagem de satélite com recorte da área em estudo destacando os dois principais reservatórios que regularizam as vazões do Rio Jaguaribe e os municípios que contribuem com esgoto doméstico no trecho estudado.



Fonte: adaptado de <http://atlas.srh.ce.gov.br/>

Considerando as diversas implicações que a variação da precipitação pode causar, sobretudo devido as mudanças climáticas, estima-se que a variação da chuva deva gerar mudanças no escoamento superficial na bacia hidráulica dos reservatórios Castanhão e Banabuiú e afetar a vazão afluente ($Q_{\text{afllu.}}$) aos mesmos. As alterações no aporte de água aos reservatórios devem modificar a disponibilidade de água para o suprimento das diversas demandas ($Q_{\text{dem.}}$), além de modificar as vazões no rio (Q_{rio}). Dessa forma, em períodos de secas em regiões com disponibilidade de água subterrânea limitada e que não existe importação de água de outras bacias, a vazão capaz de suprir todas as demandas, incluindo a vazão ambiental, são as vazões regularizadas pelos reservatórios. As vazões regularizadas pelos reservatórios são afetadas, principalmente pela vazão afluente no período chuvoso e a evaporação nos reservatórios. Em regiões de climas áridos e semiáridos o impacto da evaporação na disponibilidade hídrica é considerável.

O balanço hídrico feito nos reservatórios considera basicamente a variação do volume em relação ao tempo a partir das vazões que entram e que saem do reservatório (equação 1).

$$S_{t+\Delta t} = S_t + V_E - V_S \quad (1)$$

Em que:

S_t - corresponde ao volume armazenado no reservatório no início do intervalo de tempo (m^3);

$S_{t+\Delta t}$ - corresponde ao volume no reservatório no final do intervalo de tempo (hm^3);

V_E - é o volume de entrada, que corresponde à vazão afluente ($Q_{\text{afllu.}}$) multiplicado pelo intervalo de tempo Δt , em escala mensal, (hm^3);

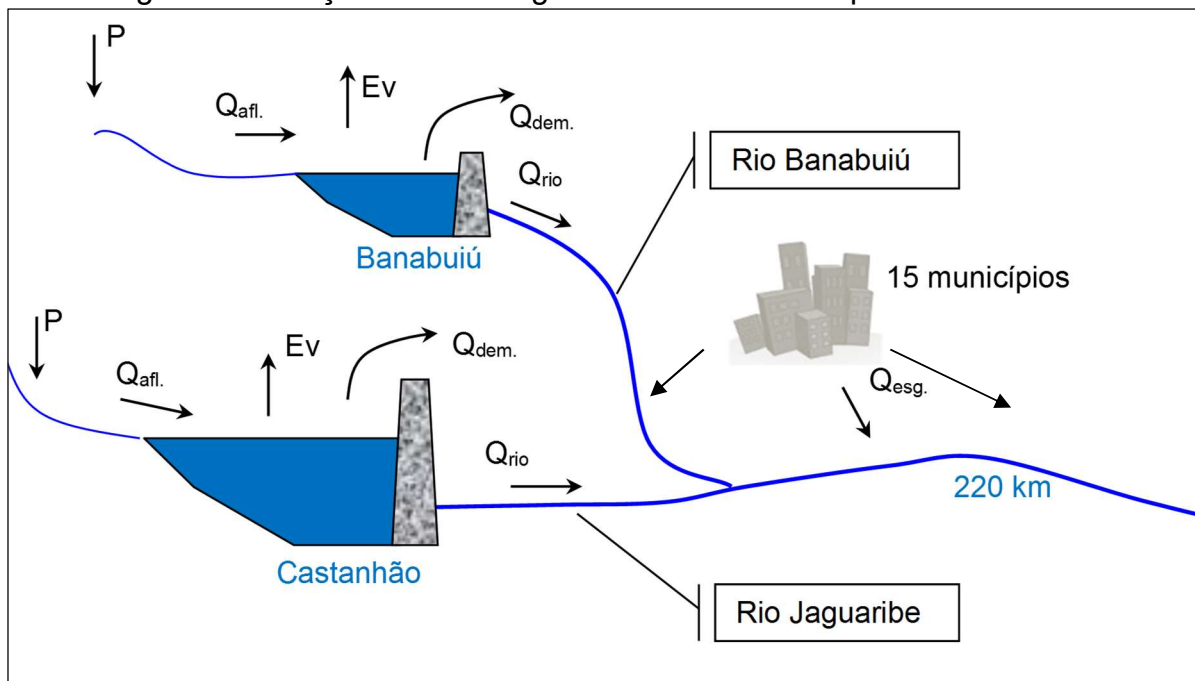
V_S - é o volume total de saída (hm^3).

A figura 25 apresenta uma representação gráfica simplificada do balanço hídrico nos reservatórios em estudo e o controle exercido nas vazões a jusante.

Nesse estudo, a vazão no rio (Q_{rio}) foi adotada como sendo igual a vazão regularizada pelos reservatórios com 90% de garantia de abastecimento. Para projeções futuras da Q_{90} , foi considerada as implicações da variação da chuva sinalizado pelos MCGs em relação ao cenário base e desconsiderado o impacto que a variação da evaporação futura poderá causar na disponibilidade de água dos

reservatórios, principalmente, através da temperatura. A figura 26 resume a sequência das implicações gerada pela variação da chuva no rio.

Figura 25 - Representação simplificada do balanço hídrico nos reservatórios, vazão no Rio Jaguaribe e lançamento de esgoto doméstico municipal na área em estudo.



Em que:

Ev – representa a evaporação da lâmina líquida no reservatório (mm/mês);

Q_{aflu.} - representa a vazão afluente ao reservatório (m³/s);

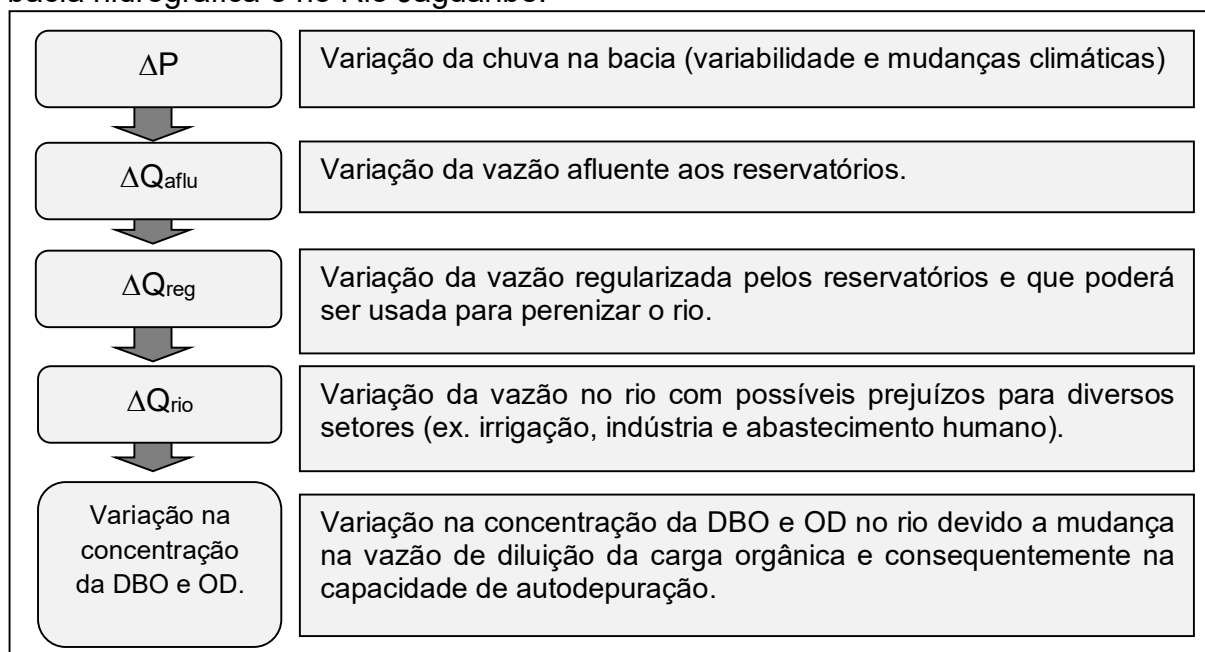
Q_{rio} – é a vazão no rio Jaguaribe ou Banabuiú (m³/s);

P – é a precipitação média na bacia (mm);

Q_{dem.} – representa a demanda de água para os usos múltiplos (m³/s);

Q_{esg.} – é a vazão de esgoto doméstico proveniente dos 15 municípios e que é lançada no rio (m³/s).

Figura 26 - Algumas implicações que a variação da chuva pode desencadear na bacia hidrográfica e no Rio Jaguaribe.



4.2.2.1 Estimativa das vazões de esgoto e da carga da DBO

Ao longo do trecho modelado existem 15 municípios com população de aproximadamente 424 mil habitantes (IBGE, 2010), que contribuem diretamente com aproximadamente 8 t DBO/dia de esgoto doméstico bruto para o Rio Jaguaribe. A Figura 27 apresenta o diagrama unifilar do trecho do rio que foi modelado.

A taxa de cobertura de rede coletora e tratamento de esgoto foram obtidos do Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS, 2013) e Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde (DATASUS, 2014) que apresentam o percentual de famílias com soluções individuais do tipo fossas sépticas ou rudimentar, taxas de coleta de esgoto sem tratamento e coleta e tratamento de esgoto em cada município as margens do rio em estudo. As características hidráulicas e físicas consideradas na modelagem foram obtidas de Lemos; Souza Filho e Sales (2015), Cavalcante e Cunha (2009) e de dados observados.

A estimativa das vazões média diárias de esgoto (equação 2) foi determinada considerando o consumo médio de água para os municípios como sendo a mesma média definida para o estado do Ceará que é de 139,4 l/hab.dia (SNIS, 2013) com coeficiente de retorno de 80% como previsto na NBR 9649/1986 e 14486/2000.

$$Q_{\text{esg.,i}} = P_{\text{mun.,i}} \times (139,4 \text{ l/hab.dia} \times 0,8) \times (1-E_i) \quad (2)$$

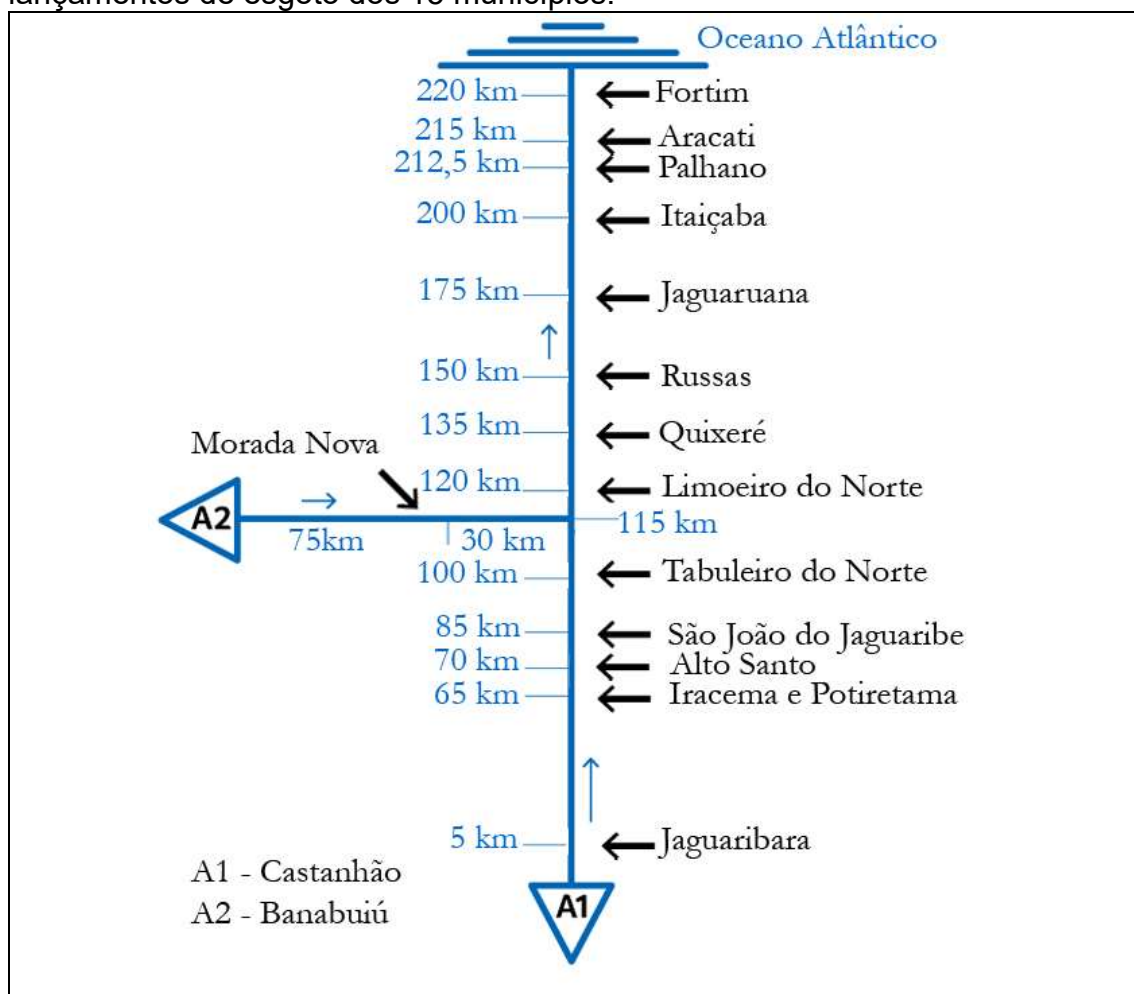
Em que:

$Q_{\text{esg.,i}}$ – é a vazão equivalente de esgoto bruto de cada município de acordo com o tipo de solução sanitária (sem tratamento - $i=1$, tratamento através de fossa-sumidouro ou fossa rudimentar- $i=2$ e tratamento através de ETE, $i=3$) no ano em estudo (l/dia);

$P_{\text{mun.,i}}$ – é a população do município para cada solução sanitária no ano em estudo (habitantes);

E_i – é a eficiência no tratamento do esgoto ($E=0\%$ para o esgoto sem tratamento, $E=35\%$ para o tratamento através de fossa-sumidouro ou fossa rudimentar e $E=90\%$ para ETE).

Figura 27 - Diagrama unifilar do trecho do Rio Jaguaribe modelado identificando os lançamentos de esgoto dos 15 municípios.



Fonte: adaptado de Lemos; Souza Filho e Sales (2015)

A tabela 4 exemplifica a estimativa das vazões de esgoto bruto e de DBO lançada no Rio Jaguaribe, Ceará, para o ano de 2013.

Tabela 4 - Descrição da rede de fluxo modelada indicando as vazões de esgoto doméstico e sua respectiva carga de DBO lançada no Rio Jaguaribe por trecho para o ano de 2013.

Nome do trecho	Descrição do ponto de lançamento		Comp. (km)	Lançamento de Esgoto Bruto (L/dia).10 ³	DBO (kg/dia)
	Montante	Jusante			
T1	Açude Castanhão	Jaguaribara	5	-	-
T2	Jaguaribara	Iracema e Potiretama	60	373	112
T3	Iracema e Potiretama	Alto Santo	5	1.427	428
T4	Alto Santo	S. J. do Jaguaribe	15	1.303	391
T5	S. J. do Jaguaribe	Tabuleiro do Norte	15	473	142
T6	Tabuleiro do Norte	Confluência	15	2.063	619
T7	Confluência	Limoeiro do Norte	5	<i>Afluência do Banabuiú</i>	
T8	Limoeiro do Norte	Quixeré	15	3.693	1.108
T9	Quixeré	Russas	15	1.557	467
T10	Russas	Jaguaruana	25	4.077	1.223
T11	Jaguaruana	Itaiçaba	25	2.593	778
T12	Itaiçaba	Palhano	12,5	560	168
T13	Palhano	Aracati	2,5	696	209
T14	Aracati	Fortim	5	5.377	1.613
T15	Fortim	Foz	-	1.183	355
Total			220	25.380	7.614

Fonte: elaboração própria.

A carga de DBO gerada para cada município (equação 3) foi obtida considerando a vazão equivalente de esgoto bruto (*in natura*) com DBO de 300 mg/l (VON SPERLING, 2007).

$$C(DBO) = (\sum_{i=1}^3 Q_{\text{esg. } i}) \times 300 \cdot 10^{-6} \quad (3)$$

Em que:

C(DBO) – representa a carga total de DBO de origem doméstica gerada por cada município para o ano em estudo (kg/dia);

$Q_{\text{esg. } i}$ – é a vazão equivalente de esgoto bruto de cada município de acordo com o tipo de solução sanitária (equação 2) no ano em estudo (l/dia);

4.2.3 Acoplamento dos modelos de simulação

O estudo de impacto aqui realizado utiliza uma abordagem do tipo *top-down* (WILBY; DESSAI, 2010) envolvendo a extração das projeções de chuva de 20

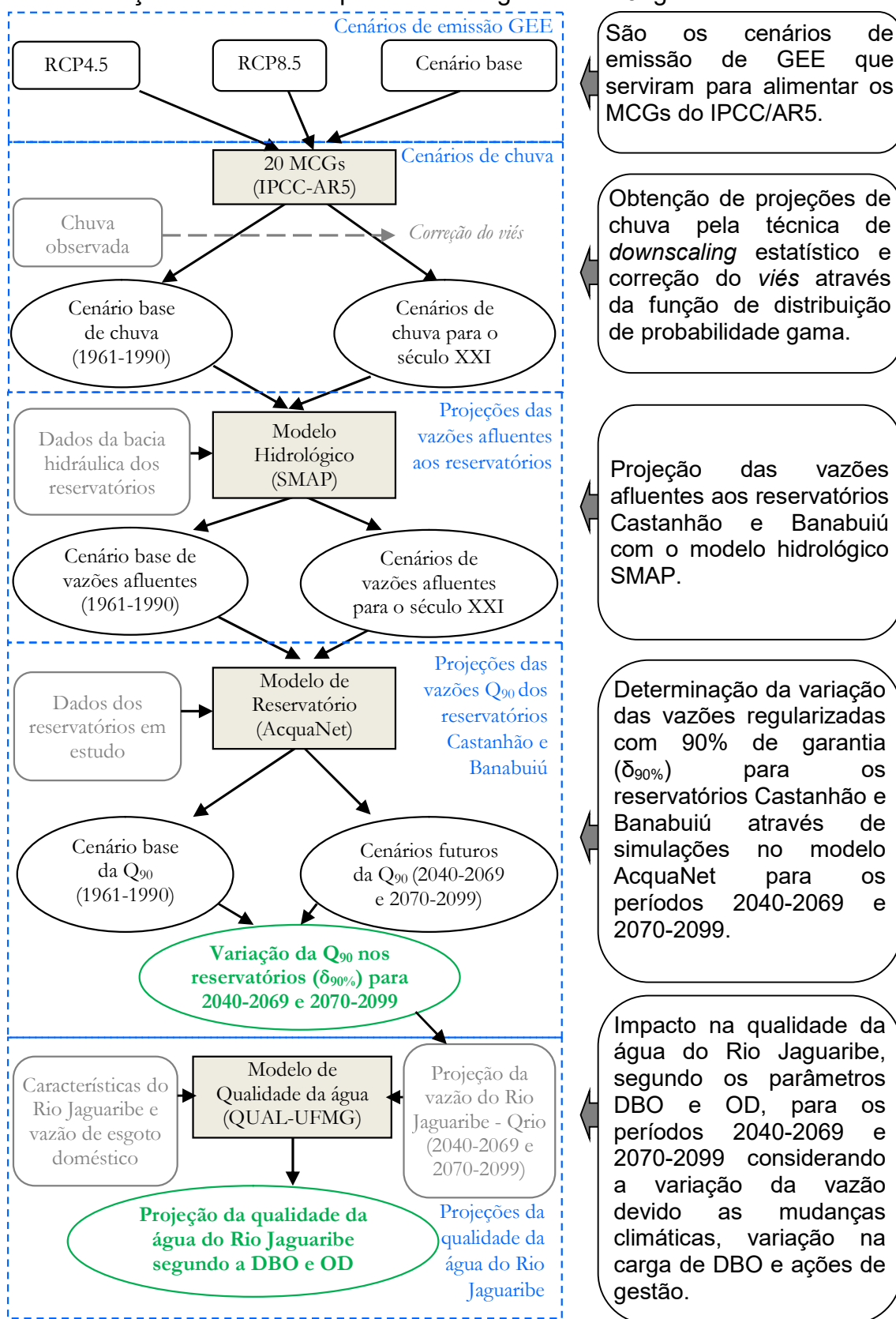
MCGs por técnica de *downscaling* estatístico (WILBY; WIGLEY, 1997), simulação das vazões afluentes no modelo hidrológico SMAP, simulação das vazões regularizadas nos reservatórios através do AcquaNet e projeção da concentração de DBO e OD no Rio Jaguaribe no QUAL-UFMG (Figura 28) em escala mensal.

Os estudos foram realizados para os períodos 2040-2069 e 2070-2099, em relação ao cenário base (1961-1990). A vazão do Rio Jaguaribe (Q_{rio}) para os períodos futuros tomaram como base a Q_{90} atual dos dois reservatórios em estudo (SRH, 2011a; 2011c) acrescentado da variação sinalizada pelos MCGs.

Além das projeções das vazões afluentes e regularizadas pelos reservatórios e da qualidade da água no Rio Jaguaribe, foram obtidos os limiares de redução da Q_{90} para os quais as concentrações dos parâmetros DBO e OD violam a classe 2, que é a classe de uso para abastecimento humano preconizada pela resolução nº 357/2005 do CONAMA. Os limiares da DBO e OD obtidos foram usados para interpretação da qualidade da água pela ótica da teoria da resiliência ecológica.

Dessa forma, os resultados dos modelos relacionados as três áreas do conhecimento, i.e. ciências atmosféricas, ciências ambientais e saneamento, foram integrados e utilizados como base para formulação de propostas para um modelo de GARH e para apoiar a tomada de decisão.

Figura 28 - Representação geral da metodologia adotada para projeção do impacto das mudanças climáticas na qualidade da água do Rio Jaguaribe.



Fonte: elaboração própria.

4.2.4 Projeções das vazões afluentes aos reservatórios em cenários de mudanças climáticas (IPCC-AR5)

Esse estudo utiliza as projeções de 20 MCGs do CMIP5 nos cenários RCP4.5 e RCP8.5, com correção do viés da precipitação projetada através da função de distribuição de probabilidade gama. O cenário base, necessário para comparar as alterações no regime hidrológico e ainda reduzir os erros sistemáticos dos modelos, é referente ao período de 1961 a 1990. Silveira et al., (2014) determinou as vazões naturais afluentes aos quatro principais reservatórios do sistema Jaguaribe-Metropolitana, inclusive no Castanhão e Banabuiú, para o século XXI a partir de 15 MCGs.

As projeções das vazões afluentes foram realizadas no modelo hidrológico SMAP (*Soil Moisture Accounting Procedure*), que é um modelo do tipo chuva-vazão, conceitual, determinístico e de estrutura concentrada. Este modelo faz parte da grande família dos modelos hidrológicos de cálculo de umidade do solo. Sua estrutura é relativamente simples, cujos parâmetros são relacionados com parâmetros físicos médios da bacia.

A estimativa de mudanças nas vazões afluentes aos reservatórios foram obtidas através do cálculo dos desvios das projeções relativo ao cenário base (equação 4).

$$\delta_{aflu.} = \left(\frac{Q_{aflu. \text{ proj.}} - Q_{aflu. \text{ base}}}{Q_{aflu. \text{ base}}} \right) \times 100 \quad (4)$$

em que:

$\delta_{aflu.}$ - representa a variação nas vazões afluentes média nos reservatórios em relação ao cenário base (%).

$Q_{aflu. \text{ proj.}}$ - representam as vazões afluentes projetadas para o futuro a partir dos dados de precipitação de cada MCG (m³/s).

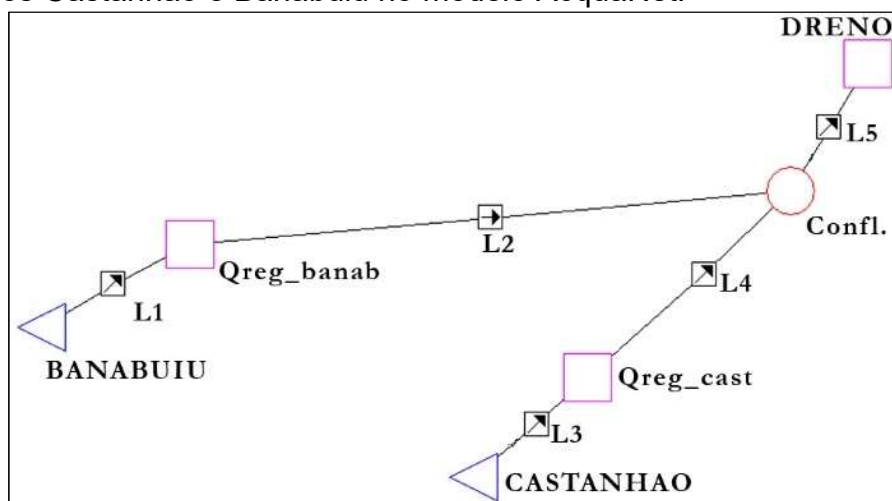
$Q_{aflu. \text{ base}}$ - representa as vazões afluentes no cenário base obtidas a partir dos dados de precipitação dos MCG (m³/s).

4.2.5 Vazões regularizadas pelos reservatórios Castanhão e Banabuiú em cenários de mudanças climáticas (IPCC-AR5)

O modelo utilizado para simular os reservatórios foi o AcquaNet (PORTO; MÉLLO JR.; ROBERTO, 2005). Este modelo representa o sistema de recursos hídricos através de nós, sendo nós de volume (reservatórios) e nós de passagem (confluências, pontos de desvio, pontos de entrada e pontos de demanda) e arcos ou elos (canais, adutoras e trechos naturais de rios).

A Figura 29 apresenta a rede de fluxo elaborada no modelo AcquaNet e usada para simular as vazões regularizadas pelos dois reservatórios em estudo. Os elementos “Qreg_banab” e “Qreg_cast” representam as demandas de água nos açudes Banabuiú e Castanhão, respectivamente. Os elos L1 e L2 representam trechos do Rio Banabuiú, enquanto L3, L4 e L5 representam o Rio Jaguaribe (sem escala). O dreno no final da rede é uma abstração usada no modelo para representar a água que excede as demandas com maiores prioridades.

Figura 29 - Rede de fluxo usado para simular as vazões regularizadas pelos reservatórios Castanhão e Banabuiú no modelo AcquaNet.



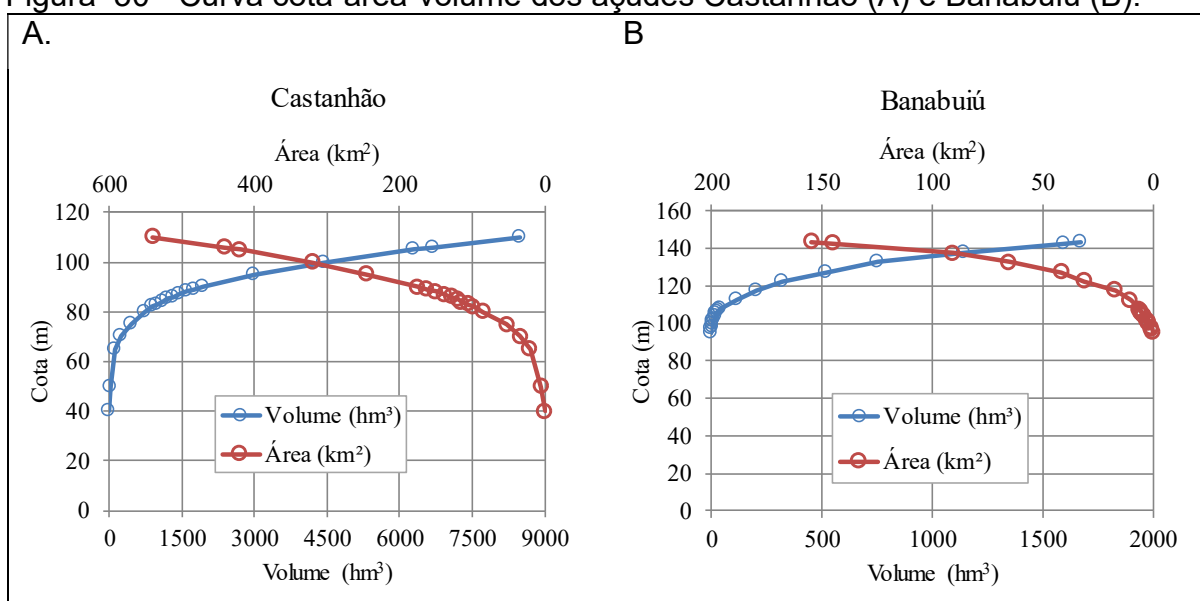
Fonte: elaboração própria

No AcquaNet é possível definir um conjunto de prioridades para as demandas e para o armazenamento de água nos reservatórios. As prioridades variam de 1 a 99, sendo os menores valores com maior prioridade. As demandas “Qreg_banab” e “Qreg_cast” foram simuladas com altas prioridades (prioridade igual a 1), enquanto que o dreno com baixa prioridade (prioridade igual a 99). Os açudes tiveram prioridades iguais a 50. As simulações nos reservatórios foram realizadas para a

vazão regularizada com 90% de garantia (Q_{90}), ou seja, frequência de 10% de não atendimento a demanda total.

O balanço hídrico nos reservatórios considerou apenas as vazões médias afluentes projetadas pelo modelo hidrológico SMAP na escala mensal. Portanto, foi desconsiderada as perdas por evaporação futura influenciada, principalmente, pelo aumento de temperatura. Os dados de evaporação (Tabela 5) e as características físicas, como a curva cota-área-volume (Figura 30), são os valores apresentados no inventário ambiental dos dois reservatórios em estudo (SRH, 2011a; 2011c).

Figura 30 - Curva cota-área-volume dos açudes Castanhão (A) e Banabuiú (B).



Fonte: baseado nos dados de SRH, 2011a; 2011c

Tabela 5 - Evaporação mensal dos reservatórios Castanhão e Banabuiú.

Açudes	Evaporação (m/mês)											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Castanhão	0,208	0,150	0,088	0,088	0,091	0,129	0,18	0,244	0,247	0,279	0,257	0,249
Banabuiú	0,189	0,137	0,103	0,103	0,082	0,108	0,149	0,207	0,246	0,282	0,241	0,242

Fonte: SRH, 2011a; 2011c

A estimativa da variação nas vazões Q_{90} foi realizada de acordo com a equação 5 que estima os desvios da Q_{90} em relação ao cenário base.

$$\delta_{90\%} = \left(\frac{Q_{90\% \text{ proj}} - Q_{90\% \text{ base}}}{Q_{90\% \text{ base}}} \right) \times 100 \quad (5)$$

Em que:

$\delta_{90\%}$ - variação nas vazões Q_{90} nos reservatórios para os períodos 2040-2069 e 2070-2099 nos cenários RCP4.5 e RCP8.5 em relação ao cenário base (adimensional).

$Q_{90\% \text{ proj}}$ – representa as vazões Q_{90} dos reservatórios projetadas para o futuro a partir dos dados de precipitação de cada MCG (m^3/s).

$Q_{90\% \text{ base}}$ – representam as vazões Q_{90} no cenário base obtidas a partir dos dados de precipitação dos MCG (m^3/s).

4.2.6 Projeções de vazões no Rio Jaguaribe em cenários de mudanças climáticas (IPCC-AR5)

A vazão no Rio Jaguaribe em períodos futuros foi considerada como sendo a Q_{90} atual (SRH, 2011a e 2011c) do Castanhão ($29,0 m^3/s$) e Banabuiú ($12,93 m^3/s$) acrescentado da variação percentual da Q_{90} ($\delta_{90\%}$) projetada a partir dos dados de precipitação dos 20 MCGs nos dois cenários de emissão de GEE (RCP4.5 e RCP8.5) e períodos 2040-2069 e 2070-2099 (equação 6), em relação ao cenário base (1961-1990).

$$Q_{\text{rio}} = Q_{90} \times (\delta_{90\%} + 1) \quad (6)$$

Em que:

Q_{rio} – vazão no Rio Jaguaribe para cada período (m^3/s);

Q_{90} – vazão regularizada com 90% de garantia pelos reservatórios Castanhão e Banabuiú (m^3/s);

4.2.7 Projeções do OD e da DBO do Rio Jaguaribe em cenários de mudanças climáticas (IPCC-AR5)

A projeção dos parâmetros OD e DBO nesse estudo foi realizada no QUAL–UFMG (VON SPERLING, 2007) considerando apenas a carga orgânica municipal de origem doméstica e sem retiradas de água do rio.

O modelo QUAL–UFMG é baseado no Qual2E (BROWN; BARNWELL, 1987). O trecho modelado se situa à jusante do açude Castanhão, até sua foz, no município Fortim, com comprimento de 220 km. As características hidráulicas e

físicas consideradas na modelagem foram obtidas de Lemos; Souza Filho e Sales (2015), Cavalcante e Cunha (2009) e de dados observados (ANA, 2016).

A velocidade e a profundidade do Rio Jaguaribe, necessários para alimentar o modelo QUAL-UFMG, foram determinadas segundo as equações 7 e 8. Os parâmetros de ajuste das equações 7 e 8 foram obtidos por análise de regressão dos dados observados de vazão *versus* velocidade média ($R=0,63$) e vazão observada *versus* profundidade ($R=0,92$) da estação Peixe Gordo (36390000) localizada no Rio Jaguaribe, a montante da confluência do Rio Banabuiú (Figura 31).

$$V=0,3068.Q^{0,1451} \quad (7)$$

$$H=0,2085.Q^{0,3927} \quad (8)$$

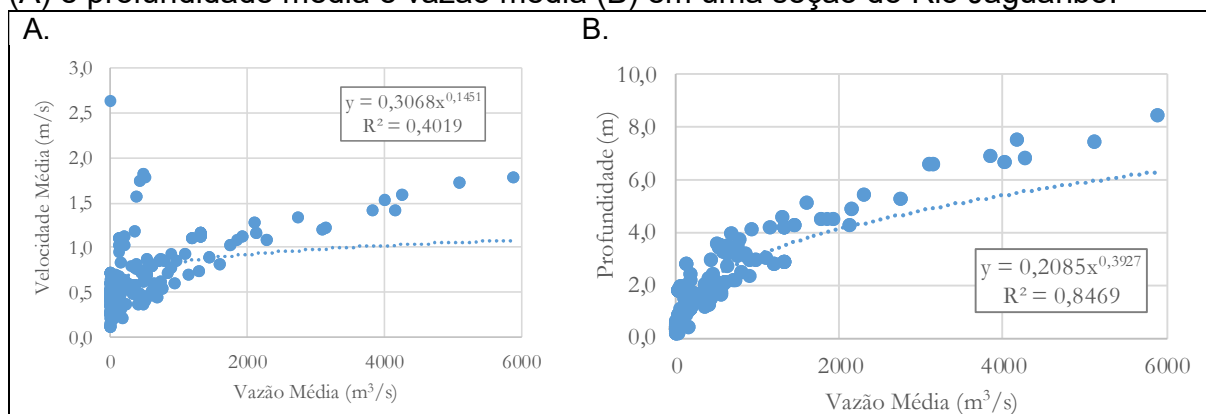
Em que:

V – velocidade média no rio na seção em estudo (m/s)

H – profundidade média do rio na seção em estudo (m)

Q – é a vazão no rio (m^3/s)

Figura 31 - Correlação entre dados observados de velocidade média e vazão média (A) e profundidade média e vazão média (B) em uma seção do Rio Jaguaribe.



Fonte: elaboração própria

Com a profundidade hidráulica (equação 8) do Rio Jaguaribe foi obtido o coeficiente K_d (equação 9) que representa a taxa de oxidação da matéria orgânica (THOMANN; MUELLER, 1987).

$$K_d=0,3.(H/2,5)^{-0,1451} \quad (\text{para } H \leq 2,5 \text{ m}) \quad (9)$$

Analisando as condições da equação 9 para determinação do K_d em função da profundidade H , observa-se que esta equação é válida para $H \leq 2,5$ m, que substituindo este valor máximo na equação 8 corresponde aos valores de vazões menores ou iguais a $559 \text{ m}^3/\text{s}$, que é compatível com os valores de vazões simuladas nesse estudo.

O coeficiente que regula o processo de reaeração do rio foi estimado pela equação 10 (O'CONNOR; DOBBINS, 1958), com limite máximo imposto até 0,69 que é o valor indicado para grandes rios com velocidade normal (VON SPERLING, 1996).

$$K_2 = 3,73 \cdot V^{0,5} \cdot H^{-1,5} \quad (\text{para } 0,6 \text{ m} \leq H \leq 4,0 \text{ m e } 0,05 \text{ m/s} \leq V \leq 0,8 \text{ m/s}) \quad (10)$$

Os coeficientes de desoxigenação (K_1) e coeficiente de remoção de DBO por sedimentação (K_s) foram adotados como constantes e iguais a 0,35 e 0,07, respectivamente, como sugeridos na literatura técnica (VON SPERLING, 2007). O OD e a DBO natural médio do rio foram de $7,8 \text{ mg/L}$ e 2 mg/L , respectivamente, como observados nos reservatórios estudados (SRH, 2011a; 2011c).

4.3 Quadro conceitual para gestão adaptativa da qualidade da água do Rio Jaguaribe, Ceará

Considerando que existem condições ideais para implementação da GARH (MURRAY; SMITH; MARMOREK, 2011) as estratégias de gestão geralmente são apresentadas em quadros conceituais (*frameworks*) que ligam diversas ações (CHAFFIN; GOSNELL, 2015).

Nesse sentido, esse estudo adaptou o quadro conceitual de gestão adaptativa de vazões de rios apresentado por Summers; Holman; Grabowski (2015) (Figura 32). O quadro conceitual adaptado para gestão da qualidade da água do Rio Jaguaribe, Ceará, em cenários de mudanças climáticas segue os quatro estágios originalmente sugeridos pelos autores, além de acrescentar aspectos específicos relacionados a qualidade da água do rio em estudo, como; o controle de vazões exercido pelos açudes Castanhão e Banabuiú no cenário atual (cenário base) e futuro, instrumentos de gestão da qualidade previstos pela Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433/97).

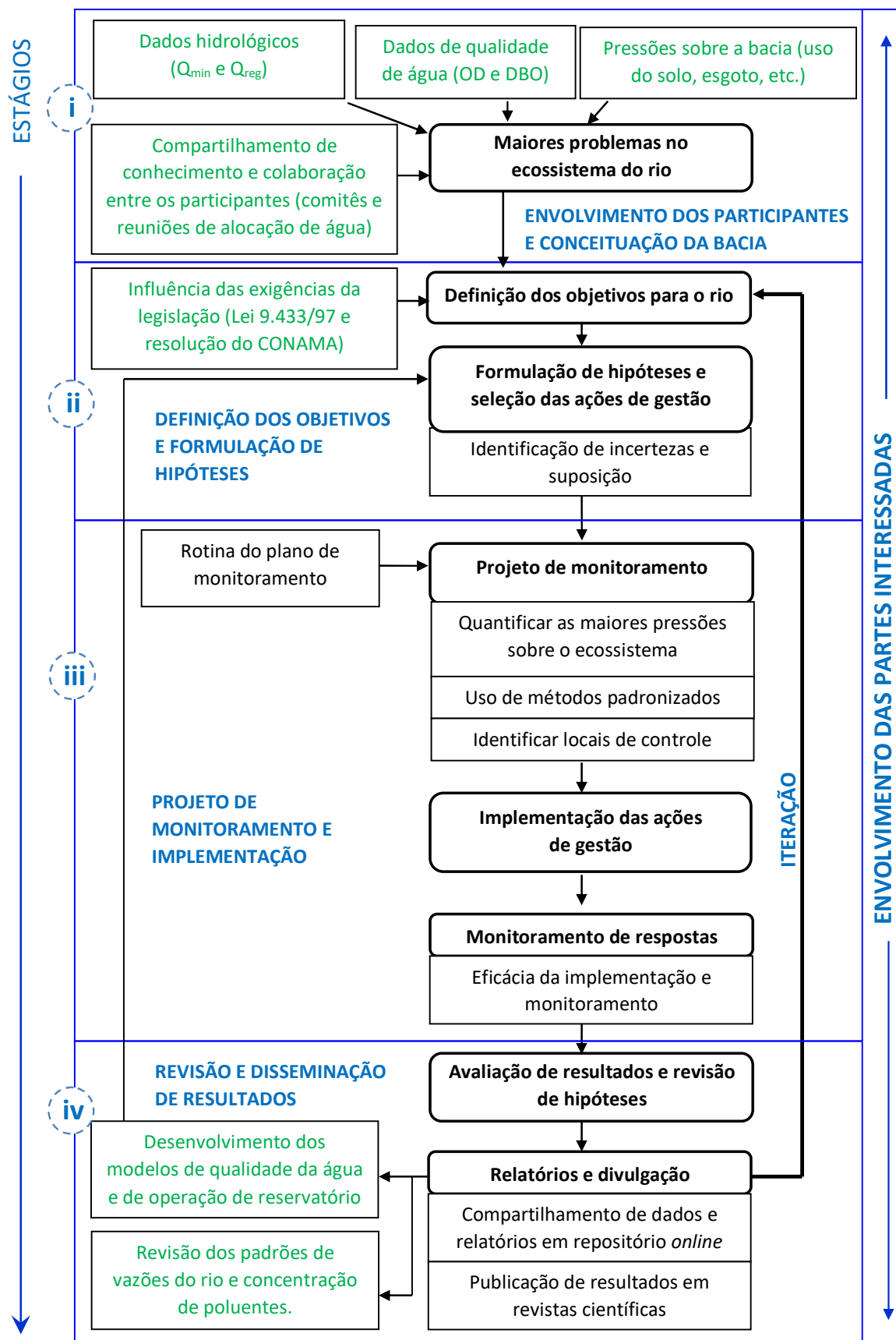
O *framework* está dividido em quatro estágios: (i) envolvimento das partes interessadas e conceituação da bacia (ii) definição de objetivos e formulação de hipóteses (iii) projeto de monitoramento e implementação e (iv) revisão e disseminação dos resultados. A seguir é apresentado um resumo das características de cada estágio do *framework* citado e baseado na descrição dos autores (SUMMERS; HOLMAN; GRABOWSKI, 2015):

Inicialmente (estágio i) é necessário envolver as partes interessadas para possibilitar o compartilhamento de conhecimento e garantir a qualidade e a percepção dos possíveis impactos sociais e ambientais das ações de gestão. O envolvimento das partes interessadas deve estar presente também em todos os estágios seguintes.

O segundo estágio (ii) refere-se à definição de objetivos e formulação de hipóteses. Os objetivos precisam ser claros e bem definidos, tomando como informação o cenário base (baseline) e o entendimento conceitual das maiores pressões sobre o rio. A formulação de hipóteses sobre as alterações das vazões e outras pressões no rio e os possíveis impactos no seu ecossistema (POFF et al. 2010) é um elemento central para a aprendizagem na gestão adaptativa e seleção das opções de gestão. As hipóteses devem ser formuladas tomando como base um cenário de referência, a literatura técnica e o julgamento de especialistas que devem indicar alguns pressupostos.

O terceiro estágio (iii) é o projeto de monitoramento e implementação. As estratégias de monitoramento, tanto da implementação como da eficácia das ações de gestão, precisam ser bem projetadas. O monitoramento da implementação visa avaliar o sucesso das ações de gestão projetadas inicialmente, enquanto que o monitoramento da eficácia das ações visa avaliar os impactos das ações de gestão e fornecer evidências para testar as hipóteses.

Figura 32 - Quadro conceitual para gestão adaptativa da qualidade da água do Rio Jaguaribe, Ceará, em cenários de mudanças climáticas.



Fonte: adaptado de SUMMERS; HOLMAN; GRABOWSKI (2015)

O quarto e último estágio (iv) é a revisão e disseminação dos resultados obtidos. Deve-se encorajar o desenvolvimento de relatórios sobre gestão adaptativa de vazões de rios explicando a lógica por trás das decisões como uma forma de incentivar a aplicação dessa metodologia e aprimorar ao longo do tempo. Um repositório com relatórios e dados disponível na internet pode facilitar o acesso e o compartilhamento e as discussões entre os participantes. A disponibilização de dados em um repositório de fácil acesso pode facilitar também o desenvolvimento de modelos que liguem as mudanças de regime hidrológico e impactos nos ecossistemas.

4.3.1 Envolvimento dos participantes

Envolver cientistas, gestores, usuários de água e outros participantes é importante pois o relacionamento entre tais atores define como o conhecimento da bacia deve evoluir e quais variáveis precisam, prioritariamente, ser monitoradas e avaliadas para apoiar a tomada de decisão. Dessa forma, além da participação dos cientistas e do uso de modelagem computacional, atores sociais devem ser incorporados na definição dos cenários futuros.

A necessidade de integrar vários participantes surge porque o gerenciamento de um rio envolve diversos conhecimentos. Excluir um ou mais conhecimentos pode tornar o programa de gestão ineficiente. A integração das diversas áreas do conhecimento busca lidar melhor com a complexidade e a incerteza resultante do acoplamento do sistema natural com o social (FOLKE et al., 2002). A gestão de rios no Parque Nacional Kruger, África do Sul (POLLARD, S.; DU TOIT, D.; BIGGS, 2011) é um bom exemplo de como cientistas e usuários integraram valores e conhecimento com objetivos ecológicos.

Além disso, a participação de todos pode evitar que os usuários que detem a maior parte do poder econômico e político tomem suas decisões em detrimento aos usuários menos influentes e que teria dificuldades de quantificar suas necessidades sem o apoio institucional da agência de gestão. Lynam et al. (2007) apresentam uma revisão das principais ferramentas que podem ser usadas para facilitar a participação dos atores.

No Brasil, o comitê de bacias, organismo do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), é uma arena que, potencialmente, possibilita o envolvimento dos atores e participação de todos os usuários de água da bacia (ANA, 2011). No Ceará, as reuniões de alocação de água e os conselhos gestores dos açudes são espaços adicionais para envolver os usuários e fomentar a participação.

Além das vantagens quanto ao compartilhamento de conhecimento e o equilíbrio de poder entre os usuários, o envolvimento dos atores facilita identificar possíveis falhas legais e institucionais, incertezas, deficiências de dados e de tecnologias.

4.3.2 Definição dos objetivos de gestão

O principal objetivo da aplicação do modelo de gestão adaptativa nesse estudo é o de manter o rio na classe de uso mais exigente (classe 2) segundo os parâmetros DBO e OD, estabelecendo limites de redução da Q_{90} que seja compatível com a carga orgânica lançada no rio e em acordo com as metas progressivas de redução da carga de DBO.

4.3.3 Formulação de hipóteses e definição das ações de gestão

Um melhor gerenciamento da qualidade da água do Rio Jaguaribe poderá ser realizado com ajuste de regras operacionais dos reservatórios, que implicará na variação das vazões no rio, e implementação de políticas de saneamento que possam reduzir a carga de DBO lançada na bacia hidrográfica. No contexto dessas premissas, três hipóteses foram formuladas e analisadas.

Na primeira hipótese (hipótese A), a vazão Q_{90} e as taxas de cobertura de saneamento são mantidas constantes e iguais a do ano 2010. A segunda hipótese (hipótese B) ocorreria redução da Q_{90} , como sinalizado por alguns MCGs, e a carga de DBO lançada no rio seria mantida constante. Na hipótese B, não haveria investimento de saneamento na bacia suficiente para reduzir a carga de DBO de origem doméstica, ou seja, haveria a mesma proporção nas taxas de cobertura de coleta e tratamento de esgoto e a eficiência no tratamento do esgoto não teria modificações em relação ao ano de 2010. Além disso, a vazão do rio sofreria reduções progressivas. A terceira e última hipótese (hipótese C) haveria reduções

na Q_{90} e aumento das taxas de cobertura de saneamento. Nessa última hipótese o aumento das taxas de cobertura de saneamento na bacia foi representado através de metas progressivas de redução da carga da DBO.

Nesse estudo, as hipóteses de variação das vazões Q_{90} não consideram possíveis aumento na Q_{90} (como será visto nas projeções de alguns MCGs) pois a estratégia busca se proteger dos riscos gerados por decisões otimistas e que podem falhar. Assim, os cenários são moderados (Q_{90} constante) ou pessimista (redução da Q_{90}) e caso venha ocorrer um cenário otimista, com aumento da Q_{90} , podem surgir benefícios que serão fortalecidos pelas ações de gestão escolhidas. Embora que, do ponto de vista econômico, não considerar o aumento na Q_{90} para os cenários futuros possa representar perdas em investimento na bacia, como na irrigação ou na indústria. Tais perdas de investimentos, mostra que, apesar do uso do recurso disponível (no caso a água) não ser o ótimo, as condições para sua gestão poderão serem fortalecidas e poderão evitarem o colapso do sistema de recursos hídricos caso um dos cenários pessimistas venha a se confirmar.

4.3.4 Metas progressiva de redução da carga orgânica doméstica municipal

As metas de redução da DBO tiveram como referência os anos centrais dos períodos de 2040-2069 (2055) e 2070-2099 (2085), no qual a projeção da população municipal contribuinte com esgoto doméstico deve ser de 750 mil e 1 milhão de habitantes, respectivamente. Com este acréscimo populacional e sem investimentos em saneamento o aumento na carga de DBO de origem doméstica seria de 2,3 vezes (2040-2069) e 3,4 vezes (2070-2099) em relação ao ano de 2013. Em um cenário crítico, além das condições de crescimento populacional poderá ocorrer redução na vazão Q_{90} causado pelas mudanças nos padrões de precipitação, implicando em maiores impactos na qualidade da água do Rio Jaguaribe.

A redução da carga orgânica lançada em uma bacia hidrográfica geralmente depende de intervenções estruturais, que por vezes existem limitações de recursos financeiros. Assim, é muito comum a determinação das metas progressivas de redução da DBO de acordo com o aporte financeiro e o enquadramento requerido. Dessa forma, as decisões de gestão da água, como a alocação da água, podem ser realizadas de acordo com as metas de redução da DBO que são consequências do

aumento da coleta e do tratamento do esgoto e/ou da eficiência do tratamento de esgoto.

Nesse sentido, foram simuladas as concentrações de DBO e OD no Rio Jaguaribe considerando reduções progressivas de 10% na carga de DBO lançada no rio, em relação aos prognósticos de crescimento populacional dos períodos 2040-2069 e 2070-2099, e reduções progressivas em 5% na Q_{90} .

4.3.5 Experimentos com alteração de vazões e monitoramento

Os experimentos com vazões e o monitoramento das principais variáveis do rio são etapas básicas para o sucesso de um programa de gestão adaptativa em vazões de rios porque através destas é possível avaliar os resultados das ações de gestão. Os experimentos e o monitoramento geralmente são realizados em grande escala e demanda ações de gestão com financiamento constante a longo prazo.

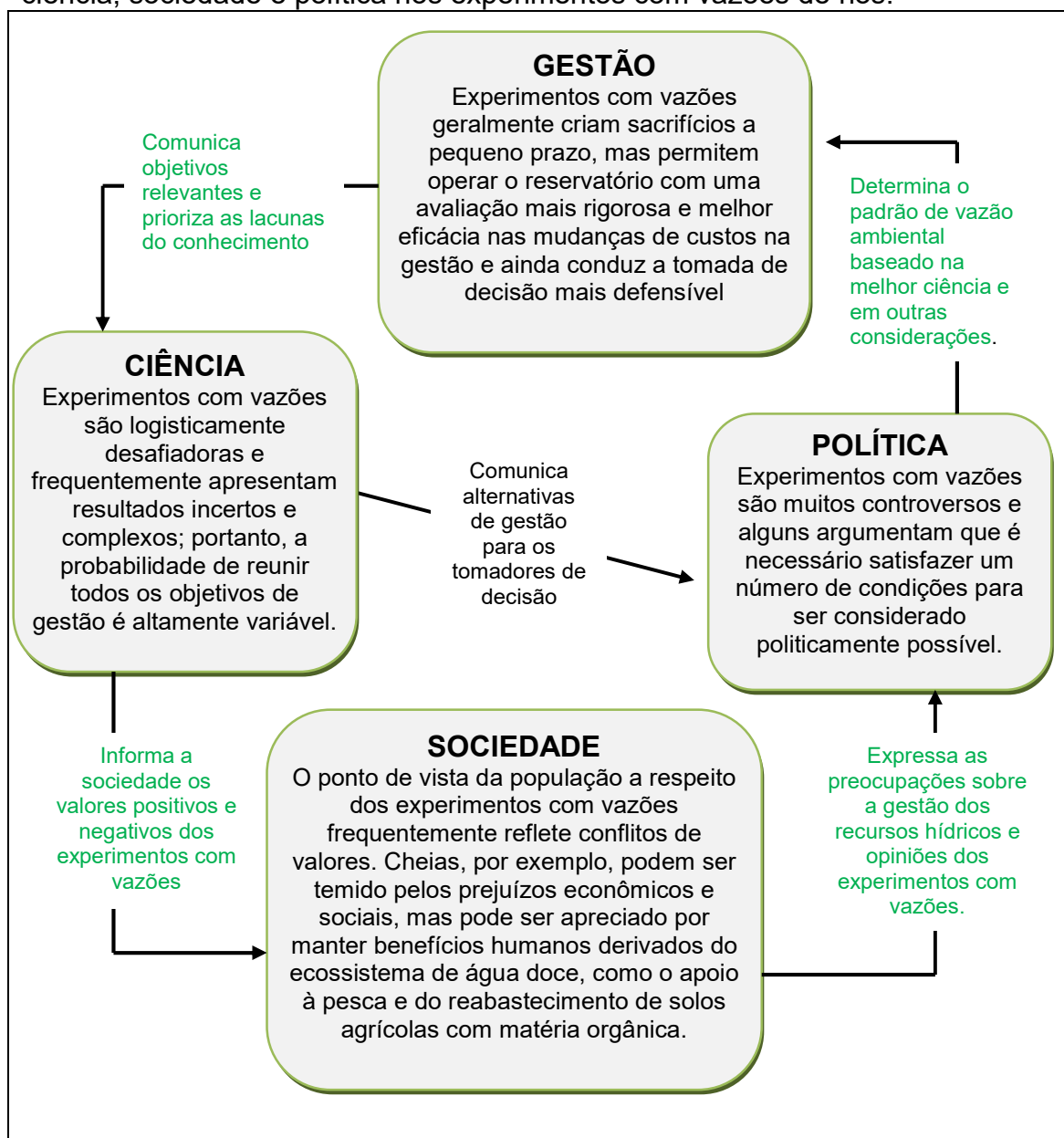
Os resultados dos experimentos com vazões em rios alimentam um ciclo contínuo entre a gestão, a ciência, a sociedade e a política (Figura 33). A pequeno prazo os experimentos podem representarem prejuízos, por exemplo com a geração de energia elétrica que foi desperdiçada ou a liberação da água que seria usada para irrigação, mas a longo prazo os benefícios para gestão podem ser vários, como a possibilidade de antecipar as respostas do ecossistema, compreender sua dinâmica e antecipar ações de gestão.

Em rios controlados por reservatórios, a manipulação das vazões depende de mudanças nas regras operacionais. Os reservatórios possuem diferentes usos, como o abastecimento humano, controle de cheias, recreação, irrigação, geração de energia elétrica, entre outros. Devido aos diversos interesses nos usos, as mudanças nas regras de operação dessas obras de infraestrutura dependem de negociações entre usuários e agências de gestão para evitar conflitos e prejuízos setoriais.

Experimentos com modificações de vazões podem apoiar a tomada de decisão (POFF et al. 2003). No mundo, diversos rios tiveram manipulação de suas vazões com monitoramento de variáveis bióticas e abióticas (OLDEN et al. 2014). Nos Estados Unidos podem ser citados o Rio Colorado (KONRAD et al. 2011; SCHMIDT; GRAMS, 2011; YAO; RUTSCHMANN, SUDEEP, 2015), Rio Columbia (WILLIAMS et al. 2005), Rio Mississipe (MOORE; ROMANO; COOK, 2010), Rio

Missouri (JACOBSON; GALAT, 2008) e Rio Savannah (WRONA et al. 2007). Já na Austrália são encontrados exemplos de experimentos de alteração das vazões nos Rio Murray (SIEBENTRITT; GANF; WALKER et al. 2004), Rio Narran (ROLLS; WILSON, 2010) e Rio Wimmera (LIND; ROBSON; MITCHELL, 2007).

Figura 33 - Fluxograma apresentando as ligações entre gestão de recursos hídricos, ciência, sociedade e política nos experimentos com vazões de rios.



Fonte: Olden et al. (2014)

Outros exemplos de experimentos nas vazões de rios podem ser obtidos em Konrad et al (2011) e Olden et al. (2014) para outros países, incluindo Canadá, Africa do Sul, Nigéria, Tunísia e outros. Apesar do aumento de experimentos nas vazões efluentes de reservatórios, a distribuição geográfica desses estudos se

apresenta de forma desigual (GILLESPIE et al. 2015). No Brasil, mesmo com presença de grandes reservatórios, foi evidenciado, nesse estudo, experimentos de vazões em grande escala apenas no Rio Paraná com monitoramento de peixes (AGOSTINHO et al., 2004). Como apresentado, tais experimentos são mais comuns nos Estados Unidos, Austrália e África do Sul (OLDEN et al. 2014).

Existem muitos desafios e lacunas em experimentos com vazões. Para avançar em pesquisas Poff; Zimmerman (2010) e Gillespie et al. (2015) fazem algumas recomendações. As principais recomendações incluem (i) diversificação de locais priorizando áreas onde existe alta densidade de reservatórios e que as pesquisas publicadas ainda sejam limitadas (ii) diversificar as características da vazão avaliada (iii) avaliar o impacto da redução da magnitude de vazões no ecossistema (iv) diversificar os tipos de resposta do ecossistema monitorado (v) focar no desenvolvimento de estudos regionais baseado no tipo de ecossistema (vi) concentrar em avaliações de longo prazo em locais diferentes (vii) focar em avaliações antes e após a modificação das vazões (viii) mais estudos quantitativos para permitir, além da identificação de tendências, análises estatísticas robustas e (viiii) monitoramento robusto dos experimentos de vazões para possibilitar a obtenção de conhecimento a partir dos dados coletados.

As variáveis físico-químicas monitoradas nesses experimentos em rios geralmente incluem temperatura, velocidade, turbidez, profundidade, vazão, DBO e OD entre outras. Do ponto de vista biótico a variável monitorada geralmente são espécies de peixes (STUDLEY; BALDRIDGE; RAILSBACK, 1996).

A seleção das variáveis a serem monitoradas é uma tarefa difícil, porque muitas vezes os recursos financeiros são limitados e é preciso identificar bem quais são as principais variáveis a serem monitoradas, especificar adequadamente o local e determinar o tempo mínimo do monitoramento (BRIERLEY, et al. 2010). Dessa forma, as variáveis monitoradas precisam capturar as principais perturbações que decorrem da ação humana em relação a condição natural do rio e o tempo de monitoramento deve ser suficiente para capturar a variabilidade do rio, como por exemplo os períodos de vazões máximas (cheias) e de vazões mínimas (secas). A finalidade ou os objetivos do monitoramento são importantes para determinar o que medir, onde, por quem, com que frequência e por quanto tempo (BRIERLEY, et al. 2010).

A base de dados gerada através do monitoramento e sua análise fornece informações importantes para testar as hipóteses e priorizar as ações de gestão. Assim, sempre que os dados monitorados diferem do previsto deve-se rever as hipóteses e ajustar as ações de gestão. Esse processo cria oportunidade para o aprendizado dos atores envolvidos. Dados disponíveis anteriores ao programa de monitoramento são importantes porque servem como referência na compressão da dinâmica do rio.

Existem muitas questões que precisam ser analisadas para que o monitoramento cumpra seu papel principal que é de informar o estado do ecossistema (incluindo tendências de mudanças) e a eficácia das ações de gestão. Para evitar ou reduzir falhas em programas de monitoramento existem *frameworks*, como o apresentado por Souchon et al. (2008) para detectar as respostas biológicas influenciadas pelas decisões de gestão da vazão no rio além de recomendações, por exemplo de King et al. (2016) para o monitoramento de vazões ambientais. Os autores dos *frameworks* e das recomendações citadas destacam que é importante que o programa de monitoramento esteja associado a um programa de gestão adaptativa.

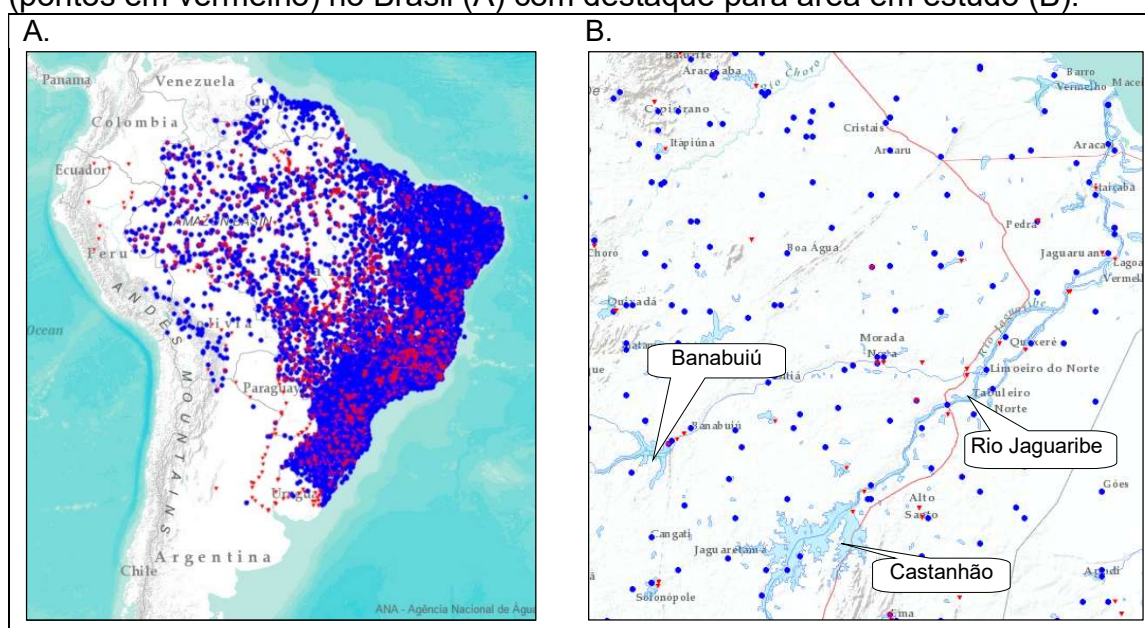
Exemplo de programa de monitoramento da qualidade da água a longo prazo e de alta frequência é o do sistema fluvial-estuário de Gironde, sudeste da França (ETCHEBER et al. 2011). Este programa de monitoramento coleta vários parâmetros de qualidade da água com o objetivo de entender os impactos das mudanças ambientais na hidrologia, na dinâmica de sedimentos e nos ciclos biogeoquímicos. Outro programa de monitoramento de vazões, sedimentos e qualidade de água em destaque é do *Grand Canyon* (http://www.gcmrc.gov/discharge_qw_sediment/). O monitoramento é operado pelo serviço geológico dos Estados Unidos e prover informações científicas relevantes sobre a situação atual e tendências dos recursos naturais, culturais e recreacional localizados no Parque Nacional *Grand Canyon* e na Área Nacional de Recreação do *Gand Canyon* afetada pela operação do *Glen Canyon Dam*. Os dois exemplos citados estão associados a experimentos com vazões no rio.

No Brasil, o monitoramento hidrometeorológico é realizado principalmente por uma rede de estações (<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>) gerenciada pela Agência Nacional das Águas (ANA) ou por outras agências e entidades estaduais (Figura 34). No Ceará o monitoramento da maioria das estações hidrometeorológicas

é de responsabilidade da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH) ou da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME). Dados adicionais de 153 reservatórios monitorados, como volumes e riscos de eutrofização, podem ser obtidos no portal hidrológico do estado do Ceará (<http://www.hidro.ce.gov.br/>).

Embora existam várias estações fluviométricas no Brasil e diversos reservatório de grande porte, o monitoramento nem sempre é feito dentro de um plano de monitoramento com objetivos específico e associado a experimentos com alterações das vazões regularizadas pelos reservatórios. Um plano de monitoramento detalha quais as variáveis a serem monitoradas, a localização mais adequada da estação no rio, a frequência e o tempo mínimo de coleta de dados de acordo com os objetivos específicos do experimento.

Figura 34 - Densidade de estações pluviométricas (pontos em azul) e fluviométrica (pontos em vermelho) no Brasil (A) com destaque para área em estudo (B).



Fonte: adaptado de: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>

No Brasil, existe uma necessidade urgente de dados observados em escala temporal adequada para calibração e validação de modelos, notadamente dados de qualidade de água. Nesse estudo, os dados observados de OD e DBO foram coletados de duas estações, uma no Rio Jaguaribe (36390000) e outra no Rio Banabuiú (36585000), no entanto devido ao tamanho da série histórica e de algumas falhas na mesma, não foi possível a calibração dos parâmetros do modelo

de qualidade da água. Assim, os parâmetros do modelo QUAL-UFMG foram estimados baseados em valores médios e equações sugeridas na literatura técnica a partir das características físicas e hidráulicas observadas na estação “Peixe Gordo” (36390000) no Rio Jaguaribe. Os dados de OD e DBO observados nas estações citadas serviram para verificação da consistência das simulações.

A proposta de experimentos com vazões liberadas pelos reservatórios Castanhão e Banabuiú, como apresentado nas hipóteses, devem incluir reduções progressivas da Q_{90} desses reservatórios e, no mínimo, o monitoramento do OD e da DBO. Em uma perspectiva mais ampla, durante os experimentos deve-se monitorar outras variáveis para evitar novas campanhas de medição e, conseqüentemente, maiores custos financeiros. As decisões de quais variáveis devem ser monitoradas deve ser definida por cientistas, gestores e pelos usuários de água, daí a necessidade de envolver todos os participantes. Além disso, é preciso selecionar e determinar indicadores ambientais. Tais indicadores poderá influenciar os objetivos de gestão e as hipóteses testadas. Nesse estudo, é tomado como base apenas os limites estabelecidos para OD e DBO da classe de enquadramento do Rio Jaguaribe como indicador da qualidade da água.

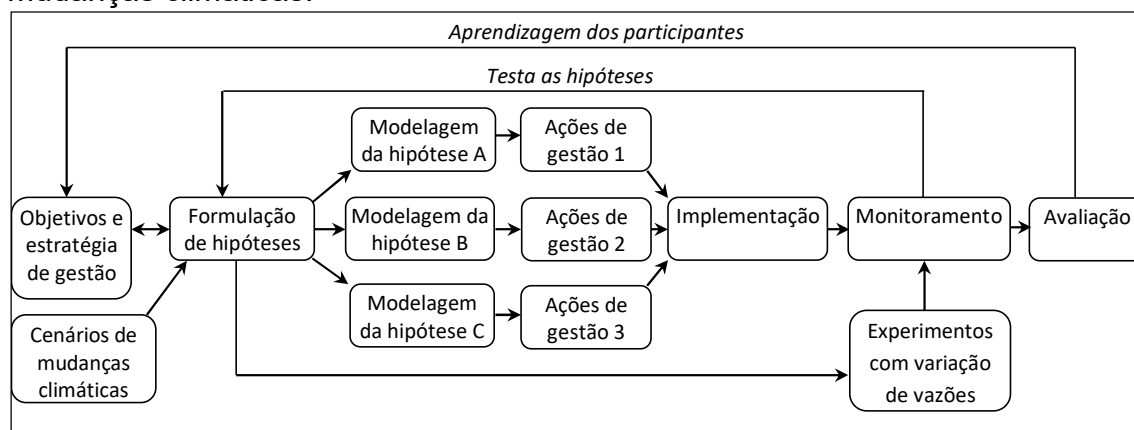
4.3.6 Avaliação, revisão e disseminação dos resultados

A avaliação, revisão e disseminação dos resultados é a fase em que é verificado se os objetivos foram alcançados e caso existam diferenças significativas, as hipóteses são refeitas. Após a avaliação é preciso divulgar os resultados, mesmo que não sejam os de sucessos, para possibilitar o aprendizado dos participantes sobre a dinâmica do rio por comparação dos resultados projetados pelos modelos com os dados observados em campo. A comparação dos resultados projetados e observado serve também para validar os modelos usados.

A avaliação dos dados deve trazer várias interpretações da dinâmica do rio. O uso de estatística básica, gráficos de barras e pizza e distribuição de frequências, por exemplo, são maneiras práticas e simples de resumir os resultados monitorados. Os dados produzidos pelo monitoramento são usados, com outras informações, para avaliar a efetividade da gestão, testar hipóteses, verificar o estado atual do ecossistema aquático e reduzir incertezas através da aprendizagem.

A Figura 35 apresenta a sequência de operacionalização da proposta de GARH para o Rio Jaguaribe sob cenários de mudanças climáticas. Na figura 35 observa-se que o monitoramento é feito nos resultados das ações de gestão que foram selecionadas a partir das hipóteses modeladas. Além das ações de gestão, que são monitoradas, são feitos experimentos, baseados nas hipóteses, que possibilitam comparar a dinâmica real do rio, sobre determinadas condições, com a dinâmica modelada. Na proposta desse estudo, a variável que deverá ser manipulada é a vazão do rio através do controle operacional dos reservatórios Castanhão e Banabuiú.

Figura 35 - Passos da proposta de GARH para o Rio Jaguaribe em cenários de mudanças climáticas.



Fonte: elaboração própria

Embora se tenha reconhecimento que é necessário identificar o tipo de informação que é mais importante para cada participante (DUTRA, et al. 2014) é necessário também incentivar a publicação de relatórios e artigos científicos. As publicações devem ser periódicas, para possibilitar atualização constante do conhecimento e deverá ter acesso facilitado, por exemplo, em portais na internet. A divulgação dos resultados também poderá incentivar o engajamento dos participantes e ainda facilitar o financiamento de outras ações de gestão.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos a partir do acoplamento dos modelos serviram de base para formulação de ações de gestão que consideram as mudanças na vazão do rio, sobretudo devido as mudanças climáticas, crescimento populacional municipal e implementação de políticas de saneamento básico na bacia que podem resultar na redução progressiva da carga de DBO lançada no Rio Jaguaribe. As ações de gestão propostas devem compor um programa de gestão que poderá ser acomodada em um quadro conceitual integrado de gestão adaptativa e tomada de decisão.

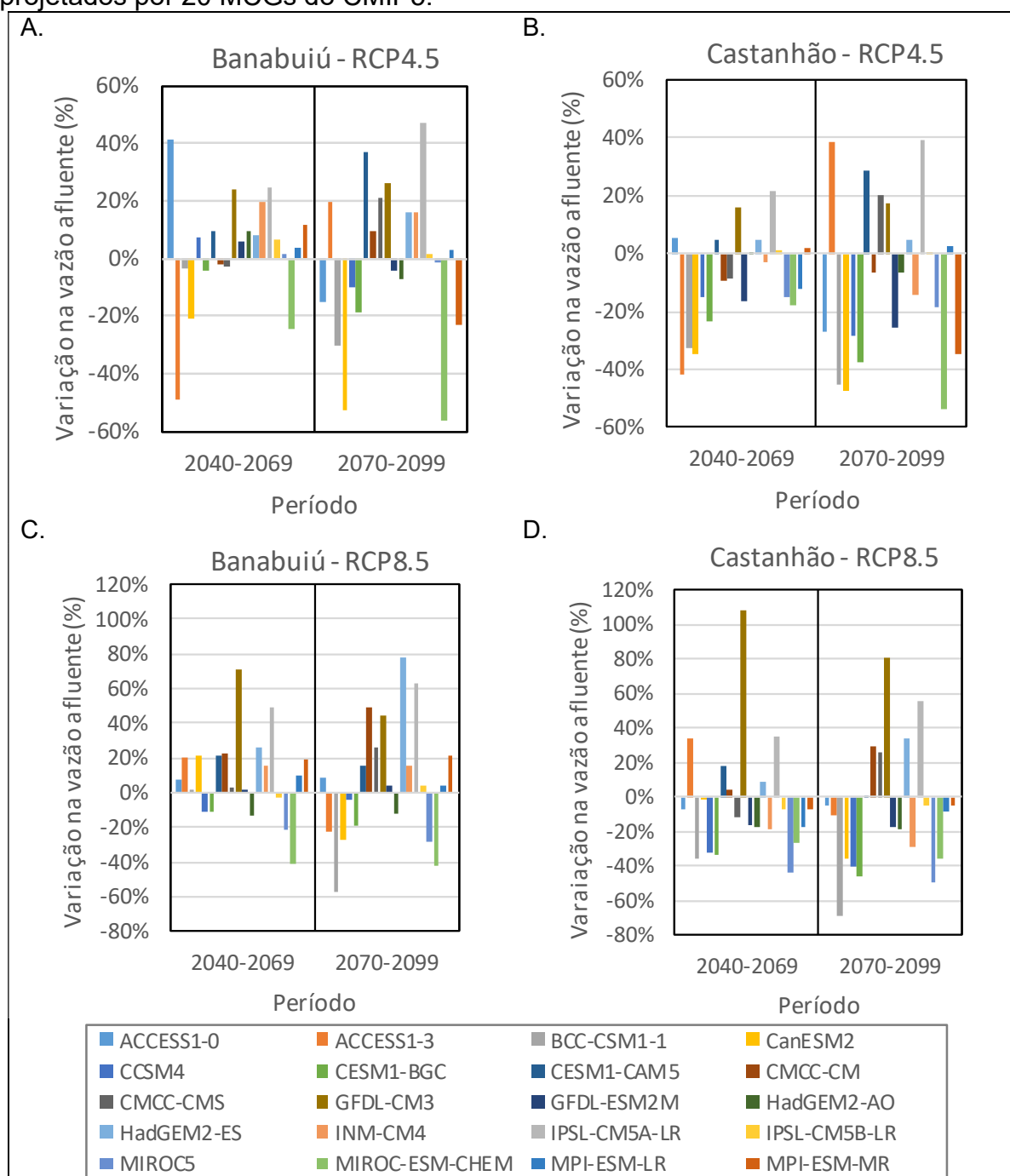
Para alimentar a estratégia de gestão foi necessário obter projeções de vazões afluentes, para posteriormente, simular as vazões regularizadas pelos reservatórios Castanhão e Banabuiú, que controlam as vazões no Rio Jaguaribe e consequentemente afetam a qualidade da água neste rio devido a modificação da concentração de DBO pela mudança nas vazões de diluição.

5.1 Vazões afluentes aos reservatórios Castanhão e Banabuiú nos cenários de mudanças climáticas de 20 MCGs do CMIP5/IPCC

A variação nas vazões afluentes média ($\delta_{af lu.}$) obtidas a partir do modelo chuva-vazão (SMAP) considerando os dados de precipitação de 20 MCGs do CMIP5, apresentaram divergências (Figura 36). As divergências nos desvios das vazões afluentes ($\delta_{af lu.}$) foi menor para o período 2040-2069 do que para a período 2070-2099 em ambos cenários de emissão de GEE.

As divergências estão associadas a representação dos processos climáticos presentes na estrutura de cada modelo e corroboram com as divergências nos resultados dos MCGs encontradas por Torres e Marengo (2013; 2014), para precipitação na América do Sul, e Silveira (2014) para as vazões afluentes em diferentes bacias do setor elétrico e do Ceará.

Figura 36 - Variação da vazão afluyente média ($\delta_{aflu.}$) nos reservatórios Banabuiú e Castanhão para os períodos 2040-2069 e 2070-2099 a partir dos dados de chuva projetados por 20 MCGs do CMIP5.



Fonte: elaboração própria

Analisando a variação nas vazões afluentes média ($\delta_{aflu.}$) para cada reservatório, é possível identificar que a mudança no Castanhão apresenta tendência negativa em ambos períodos, como pode ser identificado na maioria das projeções (65%) que apontam para valores negativos e consequentemente valores de mediana menor que zero. Já no Banabuiú, a tendência segundo a mediana foi

positiva ou nula. Estes resultados concordam com Silveira et al. (2014) quanto a tendência de redução das vazões afluentes sinalizados pela maioria dos MCGs no Castanhão. Entretanto, o acréscimo de até 200% nas vazões afluentes detectado pelos autores citados para o MCG “IPSL-CM5A-LR”, neste estudo não ultrapassou a 63%. As projeções das vazões afluentes associadas ao “GFDL-CM3” foram as que apresentaram maiores acréscimos, podendo chegar a 71% para o Banabuiú e 108% para o Castanhão no período 2040-2069 e RCP8.5.

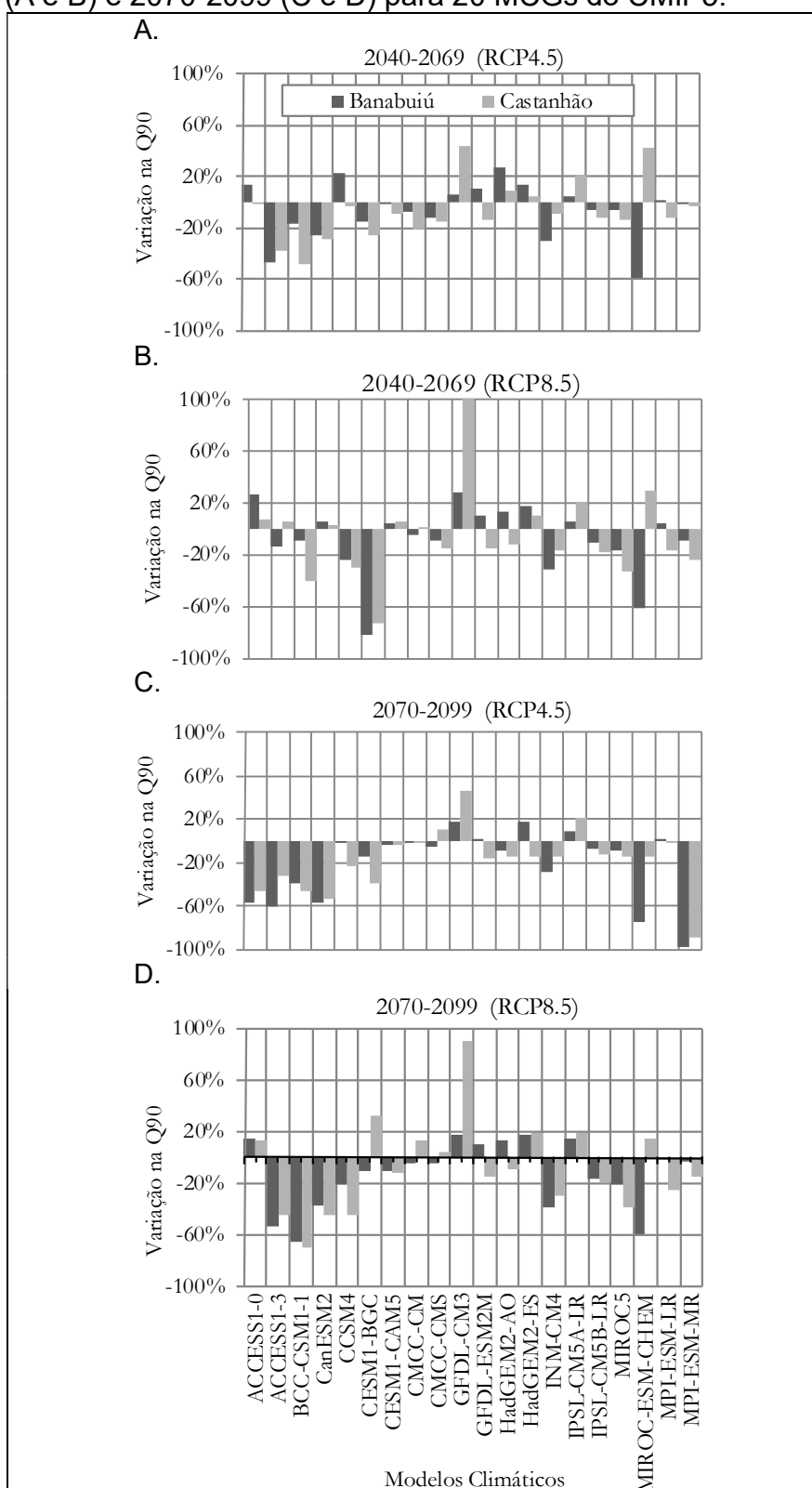
De maneira geral, as divergências entre os desvios nas vazões afluentes ($\delta_{aflu.}$) ao Castanhão e Banabuiú aumentam com a mudança do cenário de emissão de GEE moderado (RCP4.5) para mais intenso (RCP8.5) e da metade do século XXI (2040-2069) para o final deste século (2070-2099). Apesar dessas divergências, é possível identificar que as vazões afluentes projetadas para Castanhão apresentaram tendência de redução, enquanto que para o Banabuiú a tendência é positiva ou nula.

5.2 Vazões regularizadas pelos reservatórios Castanhão e Banabuiú nos cenários de mudanças climáticas de 20 MCGs do CMIP5/IPCC

As mudanças nas vazões afluentes aos reservatórios ($\delta_{aflu.}$) Castanhão e Banabuiú se refletiram nos valores dos desvios das vazões Q_{90} ($\delta_{90\%}$). A Figura 37 apresenta as mudanças na vazão regularizada com 90% de garantia ($\delta_{90\%}$) nos dois reservatórios estudados, considerando os dados de chuva dos 20 MCGs nos cenários RCP4.5 e RCP8.5 para os períodos 2040-2069 e 2070-2099 que foram usados como dado de entrada no modelo hidrológico. Os percentuais mostrados na Figura 37 representam redução (barras no eixo negativo) ou aumento (barras no eixo positivo), por período e cenário de emissão de GEE.

Os desvios nas vazões regularizadas ($\delta_{90\%}$) apresentam grande divergência entre si, tanto quanto ao sinal (redução ou acréscimo), como quanto à magnitude da mudança. Observa-se, na Figura 37, que as projeções provenientes de alguns modelos indicam redução superior a 60%, nos dois reservatórios simultaneamente: o MPI-ESM-MR, no período de 2070-2099 para o RCP4.5 (Figura 37C), o CESM1-BGC, no período de 2040-2069 para o RCP8.5 (Figura 37B) e o BCC-CSM1-1, no período de 2070-2099 e RCP8.5 (Figura 37D).

Figura 37 - Variação nas vazões regularizadas pelos açudes Castanhão e Banabuiú, com garantia de 90%, para os cenários RCP4.5 e RCP8.5, períodos de 2040-2069 (A e B) e 2070-2099 (C e D) para 20 MCGs do CMIP5.



Fonte: elaboração própria

O “MIROC-ESM-CHEM” sinalizou redução superior a 60%, mas apenas para o Banabuiú no período 2070-2099 e RCP4.5. As reduções na Q_{90} superiores a 60% provenientes dos dados dos MCGs “CESM1-BGC” e “BCC-CSM1-1” no RCP8.5 concordam com os resultados obtidos por Silveira et al. (2014) que identificaram tais MCGs como os que projetam grandes reduções nas vazões afluentes aos dois reservatórios e que conseqüentemente, como mostra esse estudo, afetam as vazões regularizadas.

As grandes reduções na Q_{90} apresentadas pelos MCGs citados mostram que apesar dos 20 MCGs terem sido alimentados com as mesmas informações, podem divergir em suas respostas principalmente por causa das diferenças na representação dos processos físicos na estrutura de cada modelo.

De uma maneira geral, os desvios de Q_{90} ($\delta_{90\%}$) que indicaram redução, em ambos os reservatórios e períodos, apresentaram percentuais maiores (em valor absoluto) que aqueles que sinalizaram acréscimo, tanto para o RCP4.5 como para o RCP8.5.

Considerando as mudanças projetadas na Q_{90} ($\delta_{90\%}$) geradas para os dois reservatórios e cenários (80 projeções por reservatório), 11 sinalizaram acréscimos superiores a 20%. Por outro lado, 41 projeções indicaram redução superior a 20%. Tais reduções podem ocorrer, principalmente, ao final do século (2070-2099), dado que a maioria das projeções concorda com a diminuição.

Os dados provenientes dos MCGs que indicaram aumento superior a 20% foram: GFDL-CM3, para o Castanhão (em todos os cenários e períodos) e para o Banabuiú (para 2040-2069 no RCP8.5); MIROC-ESM-CHEM, para o Castanhão (2040-2069, no RCP4.5, Figura 37A) e RCP8.5 (Figura 37B); CESM1-BGC, no período 2070-2099 no RCP8.5 para o Castanhão (Figura 6D); ACCESS1-0, no período 2040-2069 no RCP8.5 para o Banabuiú (Figura 37B), HadGEM2-AO e CCSM4, no período 2040-2069 e RCP4.5 para o Banabuiú (Figura 37A). Particularmente o “GFDL-CM3” no RCP8.5, implicou, para o Castanhão, acréscimo da Q_{90} muito acima dos outros 19 MCG para os dois períodos. Esse último resultado está associado ao aumento sinalizado pelo “GFDL-CM3” para as vazões afluentes ao Castanhão de até 108% para 2040-2069 e 80% para 2070-2099. Assim, as projeções que implicaram maiores mudanças na Q_{90} nos reservatórios, consistentemente, correspondem também aos dados de vazões afluentes com maiores variações.

As variações nas vazões com 90% de garantia ($\delta_{90\%}$), para os períodos analisados, indicam tendência de redução da disponibilidade hídrica nos dois reservatórios. Embora os resultados apresentem divergências, tais informações mostram o intervalo de variação da Q_{90} e podem facilitar a antecipação de medidas adaptativas do sistema de recursos hídricos da região as prováveis mudanças na disponibilidade hídrica devido as mudanças climáticas, principalmente em relação a redução da Q_{90} do reservatório Castanhão que, para as projeções com as maiores reduções, poderá apresentar comprometimento no abastecimento de vários setores usuários de água do estado do Ceará, incluindo a região metropolitana de Fortaleza e o vale do Jaguaribe.

Pode se observar, no entanto, que a maioria dos desvios ($\delta_{90\%}$) indica tendência de redução nos dois reservatórios. Esta diminuição pode ser superior a 60% em relação ao cenário base, como indicado nas mudanças geradas a partir de quatro MCGs. Além disso, em 51% das projeções na Q_{90} indicaram redução superior a 20% e outros 12,5% sinalizaram aumento na Q_{90} superior a 20%.

Os resultados mostram que, caso as alterações na Q_{90} ocorram, existe grande chance de a redução ser mais intensa, dado que os percentuais de redução (valores negativos) são, em valores absolutos, maiores que os percentuais projetados para o acréscimo da Q_{90} em relação ao período base.

As reduções nos valores das vazões regularizadas nesses reservatórios podem ser ainda maiores caso sejam consideradas nas simulações o aumento das taxas de evaporação, influenciada, principalmente, pela variação da temperatura prevista para o futuro.

As políticas internacionais de mitigação discutem a possibilidade de minimizar o acréscimo médio da temperatura global para valores entre 1,5°C a 2°C, o qual é compatível com o cenário RCP4.5 e período 2070-2099, analisados no presente trabalho. Sendo assim, surge a necessidade premente da definição de estratégias de adaptação do setor de recursos hídricos às mudanças no clima. Considerando as incertezas inerentes ao processo descrito, as estratégias de adaptação precisam ser flexíveis e dinâmicas, devendo evoluir ao longo do tempo, a medida em que haja o surgimento de novas informações e o aprimoramento do conhecimento.

5.3 Vazões no Rio Jaguaribe nos cenários de mudanças climáticas de 20 MCGs do CMIP5/IPCC

A figura 38 apresentam os resultados de projeções das vazões no Rio Jaguaribe para cada período e cenário de GEE considerando os dados de chuva proveniente de 20 MCGs, tendo como referência a vazão Q_{90} atual (linha contínua preta), no trecho a montante da confluência com o Rio Banabuiú, onde a vazão no rio é controlada principalmente pelo Castanhão, e no trecho a jusante da confluência com o Rio Banabuiú, onde as vazões são controladas simultaneamente pelos reservatórios Castanhão e Banabuiú.

As projeções das vazões apresentadas na figura 38 para o Rio Jaguaribe considera apenas as vazões Q_{90} dos reservatórios em estudo e desconsideram as perdas em trânsito e retiradas de água ao longo do rio. A confluência do Rio Banabuiú com o Rio Jaguaribe ocorre a 115 km da foz. Dessa forma, para facilitar a compreensão, a análise foi dividida para os trechos a montante e a jusante da confluência citada.

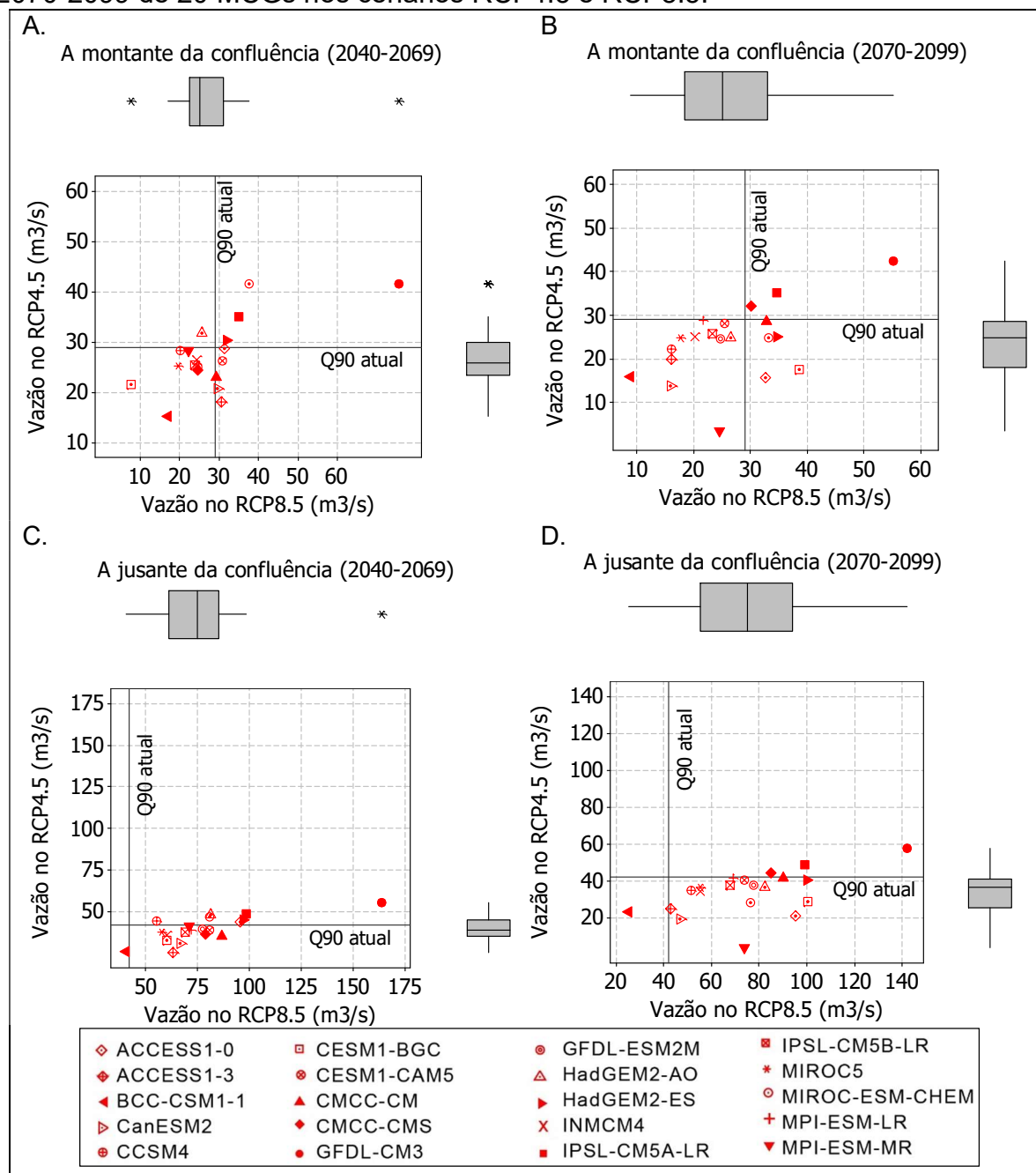
Como identificado para a variação da Q_{90} nos reservatórios, o MCG “GFDL-CM3” foi o que apresentou maiores projeções de vazões no Rio Jaguaribe para todos os períodos e cenários. Para o “GFDL-CM3” no RCP4.5 e período 2070-2099 a vazão no rio pode ser até 46% e 37% maior que a vazão atual nos trechos a montante e a jusante da confluência com o Rio Banabuiú, respectivamente (Figura 38B e 38D). No RCP4.5 e período 2040-2069 o MCG “MIROC-ESM-CHEM” apresentou vazão aproximadamente igual a do “GFDL-CM3” no trecho a montante da confluência com o Rio Banabuiú (Figura 38A). Os valores discrepantes projetados a partir dos dados do “GFDL-CM3” foram identificados nos períodos 2040-2069 como *outliers* (Figura 38A e 38C).

Por outro lado, as menores vazões no rio foram sinalizadas pelo MCG “MPI-ESM-MR” no cenário RCP4.5 e período 2070-2099 nos dois trechos analisados (Figura 38B e 38D). O “CESM1-BGC” também sinalizou a terceira menor vazão no Rio Jaguaribe para o RCP8.5 no período 2040-2069 no trecho a montante da confluência (Figura 38A).

Os gráficos *boxplots* e de dispersão apresentados na figura 38 para as vazões nos RCP4.5 e RCP8.5 mostram as tendências de mudanças nas vazões no Rio Jaguaribe projetados para cada período, cenário de emissão de GEE, contidos nos RCPs, nos trechos a montante (Figura 38A e 38B) e a jusante (Figura 38C e

38D) da confluência com o Rio Banabuiú. De maneira geral, houve tendência de aumento na vazão do Rio Jaguaribe com a modificação do RCP4.5 para RCP8.5 no trecho a jusante da confluência com o Rio Banabuiú para os dois períodos (Figura 38C e 38D), apesar dos resultados discordarem de quanto será o aumento principalmente para o último período.

Figura 38 - Projeções das vazões no Rio Jaguaribe para os períodos 2040-2069 e 2070-2099 de 20 MCGs nos cenários RCP4.5 e RCP8.5.



Fonte: elaboração própria

É possível identificar que os valores das projeções de vazões para o Rio Jaguaribe se tornam mais dispersos, ou discordam entre si, com a modificação do RCP4.5 (cenário de GEE moderado) para RCP8.5 (cenário de GEE mais intenso) e com o aumento do alcance da projeção do período 2040-2069 para 2070-2099, como pode ser visualizado pelos desvios padrão e coeficientes de variação (Tabela 6). A exceção nesse caso ocorre no trecho a montante da confluência com o Rio Banabuiú para o RCP8.5 e período 2040-2069 para 2070-2099 em que o coeficiente de variação teve leve redução, ou seja, a dispersão dos resultados diminuiu em torno da média.

Tabela 6 - Estatística descritiva das projeções de vazões no Rio Jaguaribe (Qrio) obtidas a partir dos dados de chuva de 20 MCGs do CMIP5/IPCC.

RCPs	Período	Média (m ³ /s)	Desvio padrão	Coef. de variação	Mínimo (m ³ /s)	Máximo (m ³ /s)
A montante da confluência com o Rio Banabuiú (220 km até 115 km da foz)						
RCP4.5	2040-2069	27,07	6,69	24,71	15,15	41,58
	2070-2099	23,88	8,34	34,94	3,34	42,36
RCP8.5	2040-2069	28,32	13,02	46,00	7,85	75,70
	2070-2099	26,63	10,35	38,85	8,87	55,16
A jusante da confluência com o Rio Banabuiú (115,5 km até 0 km da foz)						
RCP4.5	2040-2069	39,17	7,65	19,53	24,90	55,24
	2070-2099	34,11	11,84	34,71	3,75	57,50
RCP8.5	2040-2069	77,92	25,14	32,27	40,72	163,86
	2070-2099	75,56	25,98	34,38	25,19	141,94

Fonte: elaboração própria

As projeções das vazões no Rio Jaguaribe que se apresentaram mais dispersos, segundo o coeficiente de variação, foram no RCP8.5 e período 2040-2069 no trecho a montante da confluência com o Rio Banabuiú (Tabela 6). O trecho a jusante da confluência com o Rio Banabuiú, em geral, as projeções das vazões se apresentaram menos dispersas que para o trecho a montante da confluência, principalmente para o RCP4.5 no período 2040-2069.

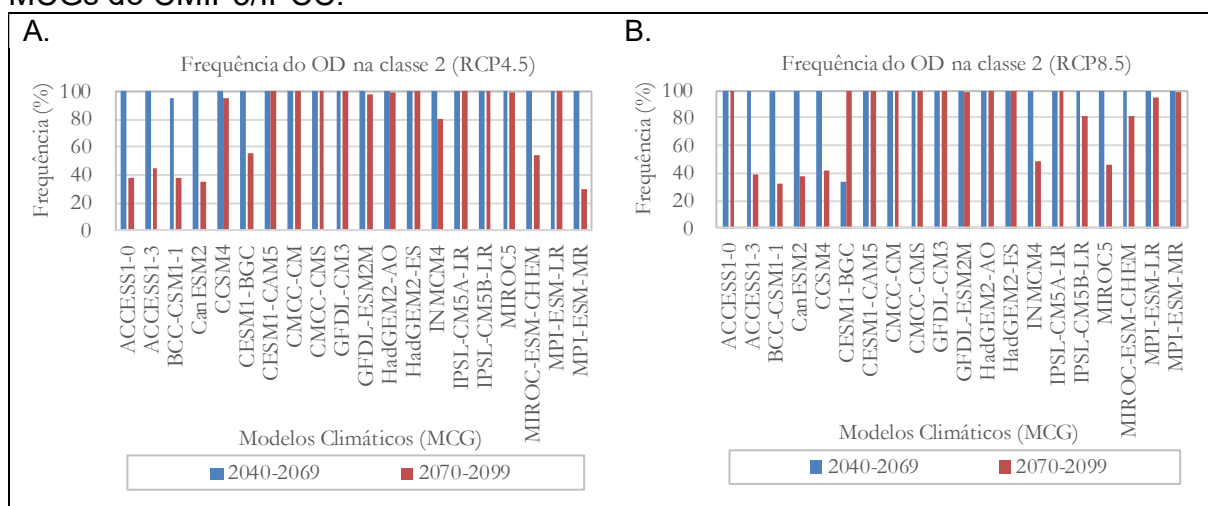
Dessa forma, as decisões de gestão que consideram as projeções de vazões no Rio Jaguaribe para o período 2040-2069 e RCP4.5 no trecho a jusante da confluência com o Rio Banabuiú (Figura 38C e 38D), aparentemente, são mais confiáveis uma vez que os resultados são menos dispersos quanto a sua variação em torno da média para o conjunto de 20 MCGs estudados. Estes resultados mostram que a operação conjunta dos dois reservatórios de regularização pode minimizar os efeitos causados pelas mudanças na precipitação.

5.4 Qualidade da água do Rio Jaguaribe nos cenários de mudanças climáticas de 20 MCGs do CMIP5/IPCC

As simulações indicaram que a DBO no RCP4.5 e RCP8.5 para os dois períodos apresentam variação dentro dos limites previstos para a classe 2 na maioria das projeções. Apenas os dados provenientes do MCG “MPI-ESM-MR” no RCP4.5 e período 2070-2099 a frequência de permanência do rio na classe 2 ficou em 52,7%. No RCP8.5 e mesmo período citado a projeção a partir do “BCC-CSM1-1” a frequência da DBO na classe de uso ficou um pouco abaixo de 100% (96,4%).

O OD no RCP4.5 e RCP8.5 e período 2040-2069 ficaram dentro dos padrões exigidos para corpos de água de classe 2 (Figura 39), nesse período a exceção foi apenas para as projeções provenientes do ‘BCC-CSM1-1” (RCP4.5) “CESM1-BGC” (RCP8.5). Já no período 2070-2099, o OD apresentou valores abaixo de 5 mg/l em muitos trechos do rio. Nesse último período, as projeções em que o rio apresentou OD abaixo do recomendado para classe de uso somam dez, para o RCP4.5, e nove, para o RCP8.5. As projeções em que a maior parte do rio permaneceu abaixo de 5 mg/l foram para o “MPI-ESM-MR” no RCP4.5 e “BCC-CSM1-1” no RCP8.5.

Figura 39 - Frequência de permanência do Rio Jaguaribe segundo o OD considerando as alterações de vazões a partir dos dados de chuva projetado por 20 MCGs do CMIP5/IPCC.



Fonte: elaboração própria

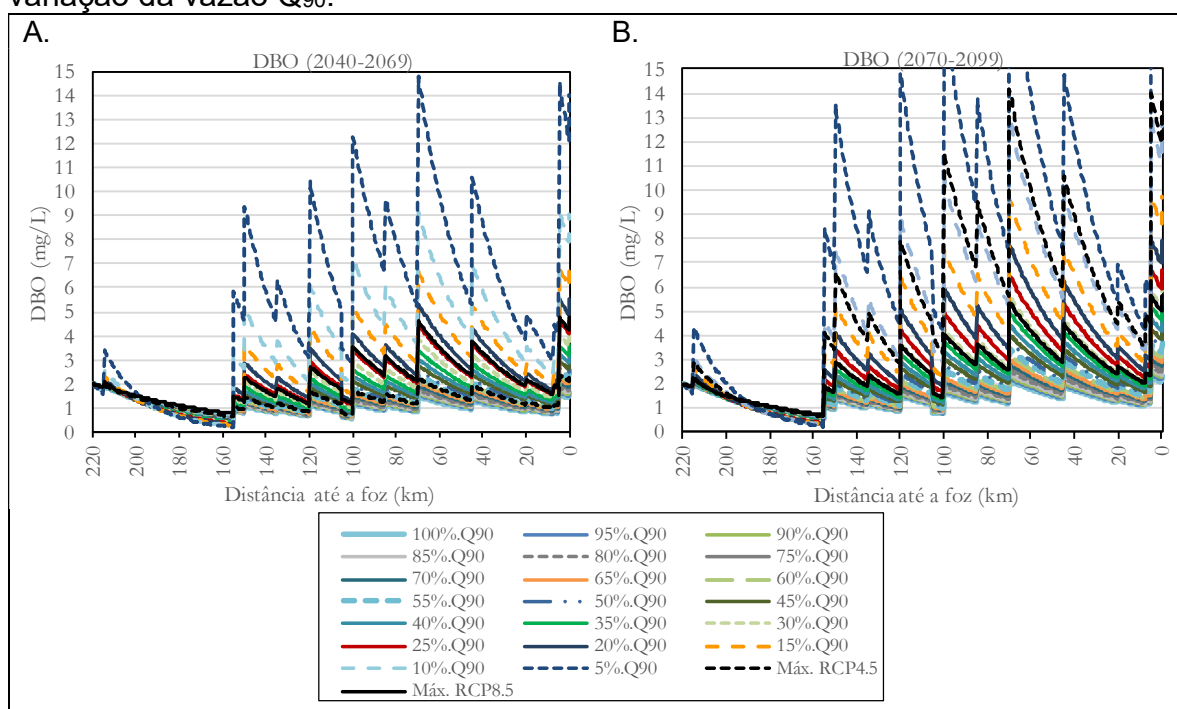
A simulação com os dados proveniente do MCG “MPI-ESM-MR” apresentou valores de DBO muito acima da média da maioria dos resultados. Quanto em relação ao OD os valores foram bem menores que a maioria das outras projeções e

chegando a zero em algumas seções para o RCP4.5 (2070-2099). O comportamento diferente desses parâmetros de qualidade foi devido a uma redução significativa na vazão Q_{90} sinalizado por este MCG.

5.5 Análise de sensibilidade dos parâmetros DBO e OD a redução da vazão Q_{90}

Para verificar o comportamento dos parâmetros DBO e OD em relação a redução das vazões do Rio Jaguaribe, foi realizada análise de sensibilidade com redução percentual da vazão Q_{90} de 100% a 5% com incrementos de 5% para os períodos 2040-2069 (Figuras 40A) e 2070-2099 (Figura 40B). Essa análise visou considerar que as vazões regularizadas pelos reservatórios em estudo, não são usadas totalmente (100%. Q_{90}) para perenizar o Rio Jaguaribe. Por exemplo, grande parte da água armazenada no Castanhão é transferido para a Região Metropolitana de Fortaleza (RMF) através do canal da integração e do canal do trabalhador.

Figura 40 - Variação da concentração de DBO no Rio Jaguaribe em função da variação da vazão Q_{90} .



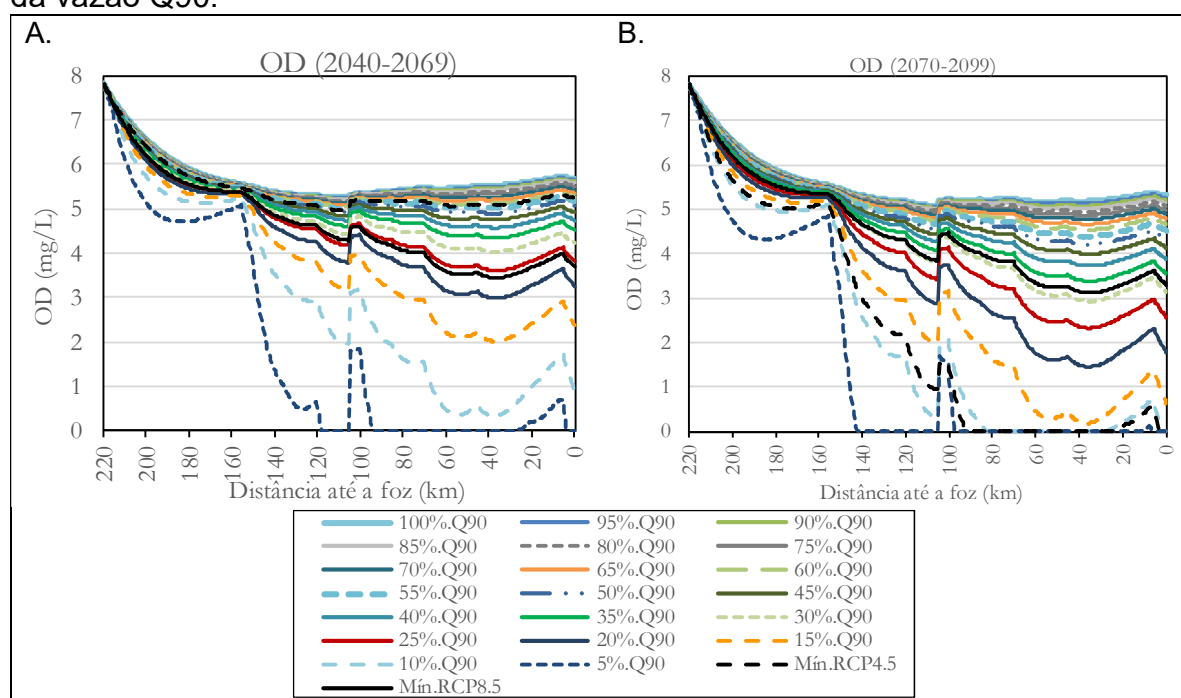
Fonte: elaboração própria

Os resultados da análise de sensibilidade indicaram que existem limiares nas vazões do rio a partir dos quais ocorrem mudanças bruscas no parâmetro OD (Figura 40).

Verificou-se, por exemplo, que caso a vazão Q_{90} sofra redução maiores que 75% no período 2040-2069 e 60% no período 2070-2099, os valores de DBO devem ultrapassar 5 mg/l, que é o limite máximo para corpos de água da classe 2 (Resolução 357/2005 do CONAMA). Dois pontos críticos quanto à carga de DBO, no período 2070-2099, foram nos municípios de Russas (km 150) e Aracati (km 215), onde a DBO ultrapassou 20 mg/l logo após a descarga de esgoto desses municípios para a vazão do rio em 5% da Q_{90} . Nos 65 quilômetros iniciais, com o lançamento de esgoto apenas do município de Jaguaribara (km 5), a concentração de DBO no rio apresenta comportamento decrescente mostrando boa capacidade de autodepuração desse corpo de água nesse trecho.

A figura 40 também apresenta os valores máximos da DBO (Máx.RCP8.5 e Máx.RCP4.5), em cada seção do Rio Jaguaribe, simulada a partir das projeções de 20 MCGs do CMIP5/IPCC nos dois cenários e períodos. Para o primeiro período (Figura 40A), os valores máximos da DBO no RCP8.5 foram superiores a DBO do RCP4.5 e semelhante à curva da DBO simulada com 25% da vazão Q_{90} . Por outro lado, no segundo período (Figura 40B) a DBO máxima do RCP4.5 foi superior a DBO do RCP8.5 e os seus valores se assemelham aos valores da DBO simuladas com apenas 10% da Q_{90} dos reservatórios.

Figura 41 - Variação da concentração OD no Rio Jaguaribe em função da redução da vazão Q_{90} .



Fonte: elaboração própria

Da mesma forma que a DBO, o OD apresentou limiares de vazões no rio a partir dos quais seus valores ficaram inferiores ao mínimo recomendado para classe 2, que é de 5 mg/l (Figura 41). Os limites mínimos de redução das vazões Q_{90} foram 45% e 20% para os períodos 2040-2069 e 2070-2099, respectivamente.

A contribuição das vazões do Rio Banabuiú (principal afluente do Rio Jaguaribe) influenciou na recuperação do OD no quilômetro 115, local da confluência dos rios e no qual a curva de redução do OD sofre um “salto” na sua recuperação.

Quanto menor a vazão no Rio Jaguaribe maior o impacto do Rio Banabuiú na recuperação do OD. Uma condição extrema é quando a vazão no rio assume o valor de 5% da Q_{90} (nos dois períodos) e 10% da Q_{90} no período 2070-2099, pois nessa condição de vazão o OD chega a zero na maior parte do rio, o que acarretaria grandes impactos ambientais, tais como perda da biodiversidade e poluição do rio.

A envoltória dos valores mínimos do OD nos cenários de mudanças climáticas (Mín.RCP8.5 e Mín.RCP4.5), assim como para a DBO, se assemelham as simulações com 25% e 10% da Q_{90} no período 2040-2069, para RCP4.5 e RCP8.5, respectivamente (Figura 41A). Para o período 2070-2099 (Figura 41B), a envoltória dos valores de OD mínimo se assemelham as simulações com 10% da Q_{90} para o RCP4.5 e 80% da Q_{90} para o RCP8.5.

É importante destacar também que a variação do OD e da DBO com a redução da vazão ao longo do rio não ocorre de forma linear. Assim, para valores altos de vazões no rio as curvas de variação destes parâmetros estão mais próximas, enquanto que ao reduzir as vazões, as distâncias entre tais curvas ficam cada vez maiores, indicando dificuldade no restabelecimento dos padrões mínimos desses parâmetros e a não linearidade. Tais informações são importantes porque mostram que existem limiares na capacidade de suporte do rio que precisam ser respeitados para evitar que os serviços ambientais oferecidos por esse corpo de água, como, por exemplo, a depuração da carga orgânica (LEMOS; SOUZA FILHO; SALES, 2015) entre em colapso.

5.6 Hipótese A: vazão Q_{90} e taxas de cobertura de saneamento constantes

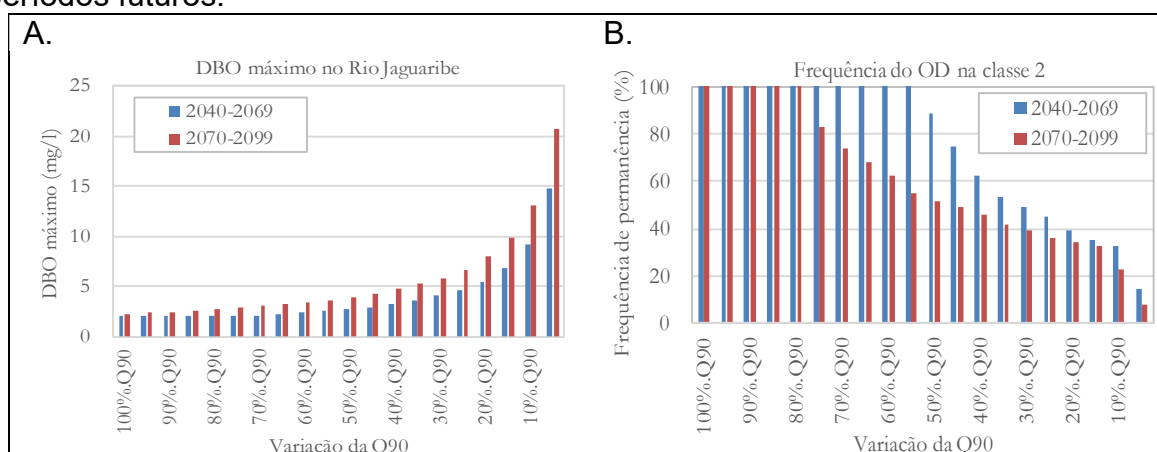
Para essa hipótese, apesar de pouco provável, uma vez que a Q_{90} projetada pelos modelos climáticos do CMIP5/IPCC sinaliza mudanças, a vazão Q_{90} seria mantida constante (100% da Q_{90} atual) e as taxas de coberturas dos serviços de saneamento nos municípios ao longo do Rio Jaguaribe seriam as mesmas do ano

de 2010. Nestas condições as simulações mostraram que a qualidade da água não seria afetada, segundo os parâmetros DBO e OD, uma vez que as vazões de 29 m³/s do Castanhão e 12,93 m³/s do Banabuiú seriam suficiente para diluir a carga orgânica e manter o rio na classe 2.

5.7 Hipótese B: redução da vazão Q₉₀ e manutenção da carga de DBO lançada no rio

Para hipótese B os resultados mostraram que reduções iguais ou superiores a 60% (2070-2099) e 75% (2040-2069) na Q₉₀ simultaneamente para os dois reservatórios, a DBO ficaria, em algumas seções, acima do valor estabelecido para a classe 2 (Figura 42A).

Figura 42 – Variação de redução da vazão Q₉₀ no Rio Jaguaribe e impactos na DBO máxima (A) e na frequência de permanência do OD na classe 2 (B) para dois períodos futuros.



Fonte: elaboração própria

Considerando as mudanças climáticas, os dados de precipitação provenientes do MCG “BCC-CSM-1”, para o período 2070-2099 e RCP4.5, e “MPI-ESM-MR”, para o período 2070-2099 e RCP8.5, foram os que causaram redução percentual na Q₉₀, em relação ao cenário base, maior que o valor limite para este período que é de 60% e que, portanto, ocasionaram concentração de DBO superior ao estabelecido para classe 2. Para as projeções provenientes do “BCC-CSM-1”, 96,6% do Rio Jaguaribe permaneceu na classe 2, enquanto que para o “MPI-ESM-MR”, em que a redução na Q₉₀ foi mais intensa, apenas 57,7% deste rio permaneceu na classe 2 de acordo com o parâmetro DBO.

Quanto ao OD, este parâmetro se mostrou o principal limitante nas reduções das vazões do Rio Jaguaribe, uma vez que demonstrou alta sensibilidade as

reduções na Q_{90} . Desse modo, reduções superiores a 45% para o período de 2040-2069 e 20% para o período 2070-2099 (Figura 42B) foram suficientes para o OD ficar fora dos padrões da classe 2.

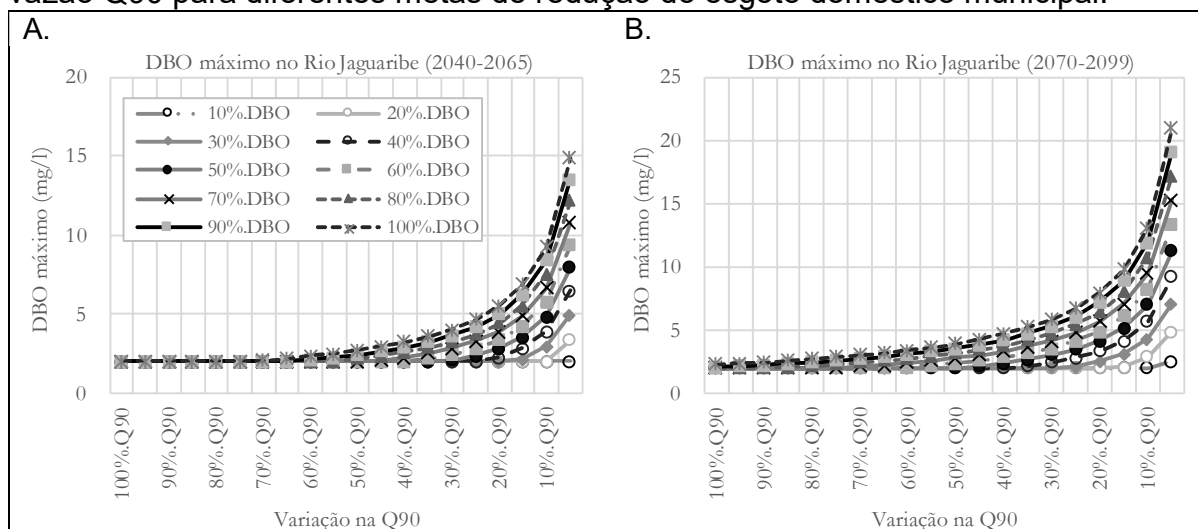
Considerando o efeito das mudanças climáticas na Q_{90} a partir dos dados dos MCGs do CMIP5/IPCC e os limites de redução da Q_{90} que geram mudança da classe 2 identificado na análise de sensibilidade, para o período 2040-2069, apenas a projeção do “CESM1-BGC” no RCP8.5 apresentou redução na Q_{90} superior a 45% simultaneamente para os dois reservatórios e como consequência o OD ficou abaixo de 5 mg/l. O OD também ficou abaixo dos padrões recomendados para classe 2 nas projeções de outros 8 MCGs nas condições nas quais os valores da Q_{90} , em pelo menos um dos reservatórios estudados, causa um OD menor que 5 mg/l.

5.8 Hipótese C: redução da vazão Q_{90} e aumento das taxas de cobertura de saneamento

Devido às incertezas das mudanças no clima e da necessidade de criar redundâncias para evitar o colapso do sistema caso um dos cenários críticos se confirme, foram estabelecidas metas de redução da carga de DBO lançada no rio como uma forma de criar estratégias que não gere arrependimentos (HALLEGATTE, 2009). Tais estratégias não traria nenhum prejuízo independente do cenário que venha a se realizar.

A figura 43 apresenta os valores máximos das concentrações de DBO no Rio Jaguaribe simulados para os períodos de 2040-2069 e 2070-2099.

Figura 43 - Valores máximo da DBO no Rio Jaguaribe em função da variação da vazão Q_{90} para diferentes metas de redução do esgoto doméstico municipal.



Fonte: elaboração própria

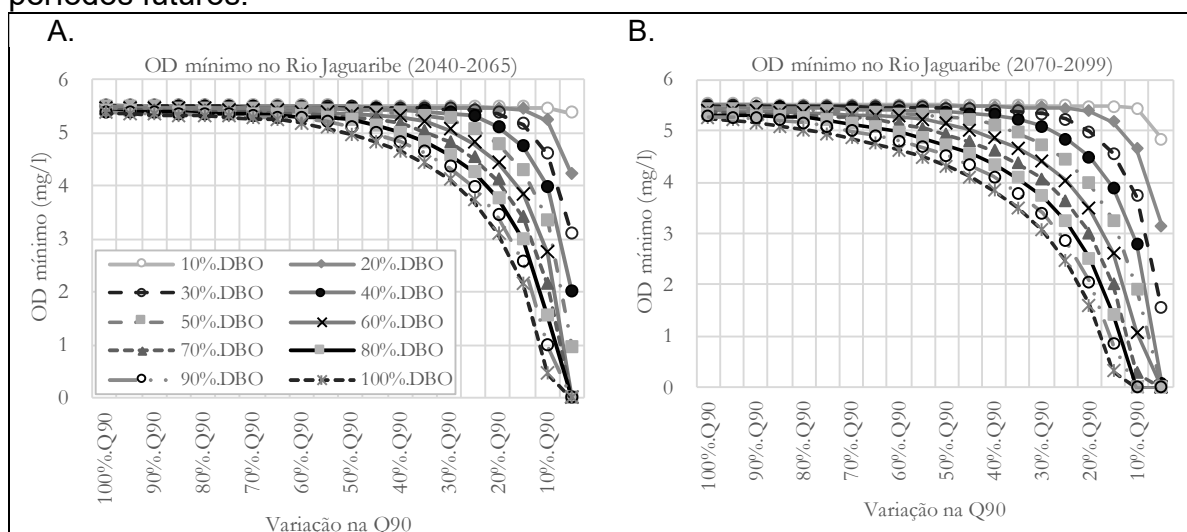
O prognóstico para o período 2040-2069 (Figura 43A), com a taxa de crescimento populacional e as atuais taxas de cobertura de saneamento, indicou que a DBO máxima pode variar da condição natural do rio (2 mg/l) sem modificação da Q_{90} (100%. Q_{90}) até 15 mg/l para uma redução de 95% na Q_{90} (5%. Q_{90}). Já para o período 2070-2099 (Figura 43B) o prognóstico da DBO máxima indicou variação de 2 mg/l, sem alteração da Q_{90} (100%. Q_{90}), até 21 mg/l para uma redução de 95% na Q_{90} , ou a vazão do rio com 5% da Q_{90} . Nesse estudo, a análise da DBO máxima foi realizada para as seções nas quais a DBO se apresentou como sendo a máxima ao longo do rio (seções críticas).

Para que a qualidade da água se mantenha dentro da classe de uso preconizada (classe 2) segundo a concentração de DBO, caso a redução da vazão Q_{90} seja superior a 75% para o período 2040-2069, os resultados mostraram que a DBO precisa ser reduzida progressivamente a uma proporção de 20% para cada redução de 5% na Q_{90} . No período 2070-2099 caso a redução da Q_{90} seja maior que o 40%, observou-se a necessidade de reduzir progressivamente 10% na DBO para manter este parâmetro na classe 2 para as reduções progressivas de 5% na vazão Q_{90} . Por exemplo, para o período 2040-2069 caso a Q_{90} mude de 20%. Q_{90} para 15%. Q_{90} (redução de 5%), para manter a DBO do rio (nas seções críticas) inferior a 5 mg/l seria necessário reduzir a carga de DBO de 10% para 30% (redução de 20%).

Quanto ao parâmetro OD (Figura 44), para reduções além do limite mínimo identificado para a Q_{90} (45% para 2040-2069 e 20% para 2070-2099) haverá necessidade de reduzir também a carga de DBO diária lançada no Rio Jaguaribe como forma de garantir a permanência do OD acima de 5 mg/l. Por exemplo, no período 2070-2099 (Figura 44B), a redução de 50% na Q_{90} implica na redução no mínimo de 40% na carga de DBO (60%.DBO) para evitar OD inferior ao previsto para sua classe de uso que é a classe 2. Para o período 2040-2069 (Figura 44A) redução de 50% na Q_{90} exige redução na carga de DBO lançada em pelo menos 10%, ou seja, a DBO permitida é 90% da DBO estimada para este período.

O OD mínimo (Figura 44A e Figura 44B), para reduções além dos limiares identificado para a Q_{90} (45% para 2040-2069 e 20% para 2070-2099) mostra a necessidade de reduzir também a carga de DBO diária lançada no Rio Jaguaribe como forma de garantir a permanência do OD acima de 5 mg/l.

Figura 44 - OD mínimo no Rio Jaguaribe em função da redução da Q90 para dois períodos futuros.



Fonte: elaboração própria

5.9 Avaliação das hipóteses e das ações de gestão

Considerando as simulações realizadas a partir das alterações de precipitação projetadas por 20 MCGs do CMIP5/IPCC e do lançamento de esgoto doméstico dos 15 municípios as margens do Rio Jaguaribe, a jusante do Castanhão, os resultados mostraram que a concentração da DBO no Rio Jaguaribe não é um parâmetro crítico quando relacionado com o seu limite para a classe 2. Por outro lado, a concentração do OD se apresentou inferior aos valores recomendados para corpos de água da classe 2 nas projeções simuladas a partir de 19 MCGs (10 no RCP4.5 e 9 no RCP8.5) no período 2070-2099 na qual a população contribuinte com esgoto doméstico está estimada em cerca de 1 milhão de habitantes.

A análise de sensibilidade identificou limiares nas reduções das vazões Q_{90} quando considerado os parâmetros DBO e OD. Tal análise identificou também que o OD é o parâmetro mais sensível as reduções de vazões. Dessa forma, para que o OD atenda aos limites estabelecidos para a classe 2, a redução na Q_{90} não poderá superar a 45%, para o período 2040-2069, e 20% para o período 2070-2099. Para a DBO os limites de reduções da Q_{90} são maiores e admitem até 75% para o período 2040-2069 e 60% para o período 2070-2099.

As hipóteses formuladas em relação a redução da Q_{90} e as metas progressivas de reduções da carga orgânica de origem doméstica lançadas no Rio Jaguaribe fornecem opções de gestão que podem evitar ou minimizar os possíveis problemas que as mudanças climáticas podem causar na qualidade da água em

períodos futuros. Assim, ao extrapolar os limiares de reduções da Q_{90} identificados nesse estudo, as hipóteses de gestão sugerem a necessidade de reduzir progressivamente a carga de DBO lançada no rio a uma proporção de 20% para reduções de 5% na Q_{90} , no período 2040-2069 e redução em 10% na carga de DBO para reduções sucessivas de 5% na Q_{90} no período de 2070-2099.

5.10 Tomada de decisão na estratégia de GARH para o Rio Jaguaribe

Nos itens anteriores foram apresentadas as bases conceituais, os procedimentos e as informações necessárias para alimentar um modelo de gestão adaptativa dos recursos hídricos do Rio Jaguaribe, Ceará, com um foco especial na variação das vazões no rio e o seu impacto na qualidade da água. Como exemplo, o estudo avaliou a variação da concentração do OD e da DBO no rio devido as mudanças nas vazões causadas pelas mudanças climáticas, em dois cenários de emissão de GEE representado em 20 MCGs do CMIP5/AR5, além do aumento da carga de esgoto doméstico municipal gerado pelo crescimento populacional e deficiências no serviço de esgotamento sanitário.

Para possibilitar o estudo de impacto das mudanças climáticas na qualidade água e posterior definição das ações de gestão, foi necessário o uso de uma abordagem do tipo *top-down* com o acoplamento de modelos de clima (CMIP5/AR5), modelo hidrológico (SMAP), modelo de reservatório (AcquaNet) e modelo de qualidade da água (QUAL-UFMG). Para lidar com as incertezas propagadas no processo de acoplamento e modelagem, além da complexidade que caracteriza os SSEs, as ações de gestão foram acomodadas no modelo de gestão adaptativa, uma vez que este modelo pode ser ajustado com surgimento de novas informações e tem potencial de evitar decisões com grandes arrependimentos.

Partindo dos principais passos do ciclo de gestão adaptativa, foi proposta uma estratégia que considera quatro estágios básico para gestão da qualidade da água do Rio Jaguaribe.

O primeiro estágio contempla envolver os participantes em oficinas com o objetivo de desenvolver um modelo conceitual da bacia que identifica os principais problemas e suas características.

O segundo estágio envolve a definição dos objetivos, formulação de hipóteses sobre o futuro (cenários) e seleção das ações de gestão. O estudo define os objetivos tomando como base a manutenção da classe de enquadramento do rio

(classe 2), que na prática dependem de um modelo conceitual elaborado com a participação de todos os atores envolvidos.

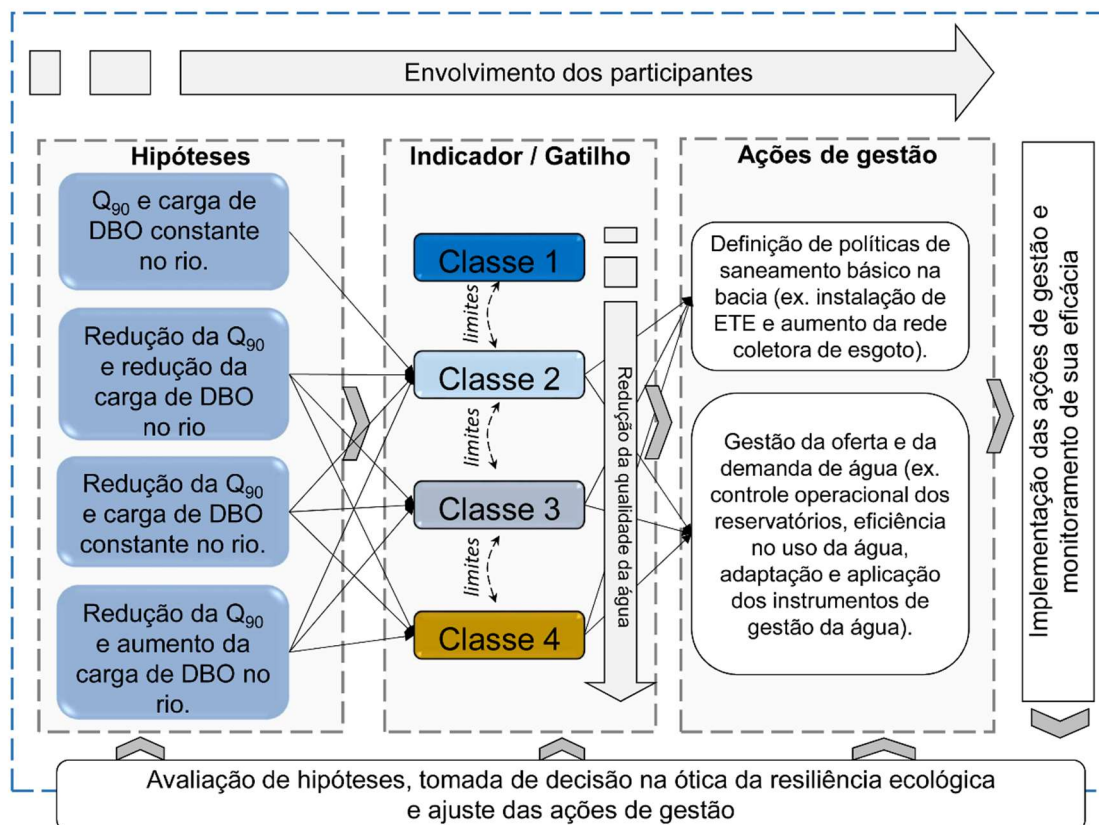
O terceiro estágio se concentra em implementar as ações selecionadas e na determinação de um projeto de monitoramento dos resultados das ações de gestão. Nesse terceiro estágio foi dada uma atenção especial a importância do uso de experimentos com alteração de vazões em rios como alternativa para antecipar respostas e fortalecer áreas do conhecimento, como gestão, ciência, aprendizagem social e política.

O quarto e último estágio, se refere a avaliação, revisão e disseminação dos resultados. Nesse estágio a avaliação foi realizada nos cenários simulados pelo conjunto de modelos computacionais acoplados e é proposto que se avaliem, também, os resultados das ações de gestão.

A avaliação possibilitaria aos decisores tomarem a melhor decisão considerando o conhecimento atual disponível. A decisão deverá alimentar um programa com ações de gestão, que deve ser atualizado constantemente com a evolução do conhecimento. O conhecimento, por sua vez, sofre atualizações por um processo contínuo de aprendizagem dos participantes através de informações provenientes do monitoramento dos resultados das ações de gestão e da evolução da ciência. Assim, toda vez que os resultados são diferentes do previsto significa que nosso entendimento da dinâmica do ecossistema está errado e isso geram ajustes na estratégia de gestão. Ao detectar diferenças entre os resultados previstos dos observados, o modelo conceitual sofre atualizações (ou ajustes). Tais atualizações no modelo conceitual deverão influenciar todo o ciclo de gestão adaptativa, incluindo a tomada de decisão que será influenciada por novos cenários e novos conhecimentos dos decisores a respeito da dinâmica do ecossistema.

A figura 45 mostra de forma geral como deve ser a tomada de decisão em relação as ações de gestão a serem implementadas e monitoradas. A tomada de decisão apresentada depende dos cenários de vazões no rio e da carga de DBO gerada na bacia, além dos indicadores da qualidade da água que são sinalizados nas classes de enquadramento segundo as concentrações da DBO e do OD preconizados pela resolução CONAMA nº 357/2005. Os indicadores, que também são gatilhos para tomada de decisão, foram comparados aos limiares dos estados alternativos que os SSEs podem apresentar e que são condições essenciais para a teoria da resiliência ecológica.

Figura 45 - Quadro conceitual (*framework*) de tomada de decisão em GARH para o Rio Jaguaribe, Ceará, Brasil, considerando as mudanças climáticas e aspectos de qualidade da água.



Fonte: elaboração própria

O envolvimento dos participantes em oficinas tem grande importância no início do ciclo de gestão por ser considerado como o “ponto de partida” e deve ser valorizado em todas as outras etapas ou estágios da estratégia de gestão.

Cada cenário com redução na Q_{90} e de aumento da carga de DBO de origem doméstica gera como consequência diferentes concentrações da DBO e do OD no Rio Jaguaribe. Tais concentrações estão associadas as classes preconizadas pela resolução CONAMA nº 357/2005 e a mudança entre as classes ocorre quando alguns limiares são violados. Assim, ações de gestão devem atuar no sentido de evitar a transição para classes com concentrações da DBO e do OD prejudiciais ao ecossistema do rio.

As ações de gestão nesse caso têm como objetivo o fortalecimento da resiliência do ecossistema aquático através de melhorias no saneamento básico municipal, por reduzir a carga da DBO lançada no rio, além de mudanças nas regras

de operação dos reservatórios que possa garantir as vazões mínimas de diluição da carga da DBO.

A implementação de mudanças nas regras de operação dos reservatórios que possam compatibilizar as exigências ambientais com as sociais e econômicas, talvez seja a mais simples do ponto de vista financeiro, mas por outro lado exige maior necessidade de negociação entre os diferentes usuários de água para evitar grandes conflitos. Em adicional, as intervenções em saneamento básico dependem, principalmente, de grandes aportes financeiros, que nem sempre os municípios têm disponível.

Dessa forma, adaptações a mudança climática apresentam limites que precisam serem identificados e avaliados. A estratégia de GARH proposto nesse estudo apresenta potencial em lidar com impactos projetados para os recursos hídricos, principalmente, pela sua flexibilidade e capacidade em identificar incertezas e avaliar múltiplas ações de gestão.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Essa pesquisa propôs uma estratégia de gestão dos recursos hídricos para enfrentar os desafios causados pelas mudanças climáticas. A estratégia toma como base os impactos projetados por 20 Modelos de Circulação Global (MCGs), usados para confecção do quinto relatório do IPCC (AR5), em dois cenários de emissão de Gases de Efeito Estufa (GEE), um moderado (RCP4.5) e outro intenso (RCP8.5). Além disso, a estratégia de gestão está inserida no modelo de gestão adaptativa, denominada de Gestão Adaptativa dos Recursos Hídricos (GARH), por ser considerado adequado para lidar com as incertezas apresentadas nas projeções do clima futuro e que foram evidenciadas nesse estudo.

A GARH foi proposta para o gerenciamento da qualidade da água do Rio Jaguaribe, Ceará, e considera a variação nas vazões afluentes e regularizadas (Q_{90}) nos reservatórios Castanhão e Banabuiú, devido as mudanças projetadas na precipitação e que, conseqüentemente, afeta a qualidade da água nos trechos a jusante desses reservatórios, especificamente nas bacias do Médio e Baixo Jaguaribe, por alterar a vazão de diluição dos poluentes.

Foram integradas as projeções de impactos dos modelos relacionados ao clima futuro (MCGs), a hidrologia das bacias (modelo hidrológico SMAP), aos reservatórios (módulo de reservatório do AquacNet), a qualidade da água do rio (QUAL-UFMG) e utilizados como base para formulação da estratégia de GARH para área em estudo.

A variação nas vazões afluentes e na Q_{90} para os reservatórios Castanhão e Banabuiú, indicaram grandes divergências entre si, tanto quanto ao sinal (acréscimo ou redução) como quanto à magnitude da mudança para os períodos futuros que foram avaliados.

As divergências entre os desvios nas vazões afluentes ao Castanhão e Banabuiú aumentam com a mudança do cenário de emissão de GEE moderado (RCP4.5) para mais intenso (RCP8.5) e da metade do século XXI (2040-2069) para o final deste século (2070-2099). Apesar dessas divergências, foi possível identificar que as vazões afluentes projetadas para o Castanhão apresentaram tendência de redução, enquanto que para o Banabuiú a tendência é positiva ou nula.

Quanto a vazão regularizada (Q_{90}) os resultados mostram que a maioria dos desvios indica tendência de redução nos dois reservatórios. Dessa forma, 51% das projeções na Q_{90} indicaram redução superior a 20%, enquanto apenas 12,5% sinalizaram aumento na Q_{90} superior a 20% em relação ao cenário base. Assim, foi possível estimar que, caso as alterações na Q_{90} ocorram, existe grande chance de a redução ser mais intensa, dado que os percentuais de redução (valores negativos) são, em valores absolutos, maiores que os percentuais projetados para o acréscimo da Q_{90} . Nesse sentido, surge a necessidade premente da definição de estratégias de adaptação do setor de recursos hídricos às mudanças no clima.

Nos cenários de mudanças climáticas, a concentração da DBO no Rio Jaguaribe não se apresentou como um parâmetro crítico quando relacionado com o seu limite para a classe 2 (5 mg/L). Por outro lado, a concentração do OD se apresentou inferior aos valores recomendados para corpos de água da classe 2 em várias projeções simuladas.

Foram identificados limiares nas reduções das vazões Q_{90} quando considerada as classes de enquadramento segundo os parâmetros DBO e OD. Tais limiares e as classes de enquadramento foram associadas aos múltiplos regimes ou estados que um sistema sócio-ecológico pode apresentar pela teoria da resiliência ecológica. O limite de redução na Q_{90} identificado para a concentração do OD na classe 2 para o Rio Jaguaribe foi de 45%, para o período 2040-2069, e 20% para o período 2070-2099. Para a DBO os limites de reduções da Q_{90} são mais elásticos e correspondem a 75% para o período 2040-2069 e 60% para o período 2070-2099.

As hipóteses apresentadas em relação a redução da Q_{90} e as metas progressivas de reduções da carga orgânica de origem doméstica lançadas no Rio Jaguaribe fornecem informação para a gestão, que pode evitar ou minimizar os problemas que as mudanças climáticas devem causar na qualidade da água. Assim, ao ultrapassar os limiares de reduções da Q_{90} , identificados nesse estudo, as hipóteses de gestão sugerem a necessidade de reduzir progressivamente a carga de DBO lançada no rio a uma proporção de 20% para reduções de 5% na Q_{90} , no período 2040-2069, e redução em 10% na carga de DBO para reduções sucessivas de 5% na Q_{90} no período de 2070-2099.

As incertezas apresentadas nas projeções de vazões e na qualidade da água do Rio Jaguaribe diante das mudanças climáticas, indicam a necessidade de um modelo de gestão flexível que seja capaz de sofrer ajustes ao longo do tempo. Além

disso, os limiares identificados na redução da Q_{90} que, a partir dos quais, violam a classe 2 de enquadramento preconizado pela Resolução nº 357/2005 do CONAMA, podem ser usados como gatilho para a antecipação das ações de gestão e evitar problemas na qualidade da água.

Nesse sentido, foi proposto um quadro conceitual (*framework*) que integra o ciclo de gestão adaptativa e a tomada de decisão nos cenários de impactos das mudanças climáticas para os recursos hídricos. O quadro conceitual apresentado considera as hipóteses de mudanças nas vazões do Rio Jaguaribe, determinada pela capacidade de regularização dos reservatórios, a variação da carga orgânica de origem doméstica e as ações de gestão adotadas. As ações de gestão incluem a definição de políticas de saneamento básico na bacia, como ampliação dos serviços de coleta e tratamento de esgoto, controle operacional dos reservatórios para manutenção da vazão mínima necessária para diluição da carga poluidora, eficiência no uso da água e adaptação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos com o consenso de todos os participantes. Além disso, as ações de gestão devem ser monitoradas e ajustadas ao longo do tempo de acordo com a evolução do conhecimento e as mudanças ocorridas no rio.

Além do enquadramento dos corpos de água por classes, outros instrumentos de gestão previsto pela Lei 9.433/97, podem ser incorporados na estratégia de gestão adaptativa proposta. A outorga, por exemplo, poderá ser concedida para garantias variáveis em função das respostas na qualidade da água do rio e da disponibilidade hídrica nos reservatórios. O envolvimento dos participantes previsto no quadro conceitual integrado pode ser fortalecido pelos comitês de bacias, previsto na legislação nacional de recursos hídricos, e através dos seminários de alocação de água do estado do Ceará que ocorrem, historicamente, no início do segundo semestre de cada ano.

As recomendações para pesquisas futuras são; (i) avaliação do impacto das mudanças do clima na evaporação dos reservatórios e conseqüentemente nas vazões regularizadas, (ii) determinação de outros indicadores ambientais para serem usados como gatilhos na aplicação das ações de gestão e (iii) aplicação de ferramentas capazes de facilitar o envolvimento, a participação e o consenso dos atores na gestão da bacia.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAM, K. N.; FAN, F. M.; BRAVO, J. M.; COLLISCHONN, W.; PONTES, P. R. M. Mudanças Climáticas e Vazões Extremas na Bacia do Rio Paraná. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.20, n.4. Porto Alegre, p.999 – 1007. 2015.

ADGER, W. N., DESSAI, S., GOULDEN, M., HULME, M., LORENZONI, I., NELSON, D. R., NAESS, L-O., WOLF, J. AND WREFORD, A. Are There Social Limits to Adaptation to Climate Change? **Climatic Change**, v.93, 2009, p.335–54.

ADGER, W.N. Vulnerability. **Global Environmental Change**, v.16, n.3, 2006. p.268–281.

AGOSTINHO, A. A; GOMES, L. C; VERISSIMO, S; OKADA, E. K. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Parana River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v.14, 2004. p.11–19.

ALLEN, C. R.; ANGELER, D. G.; GARMESTANI, A. S.; GUNDERSON, L. H.; HOLLING, C. S. Panarchy: Theory and Application. **Nebraska Cooperative Fish & Wildlife Research Unit** -- Staff Publications. Paper 127. 2014.

ALLEN, C. R.; FONTAINE, J. J.; POPE, K. L.; GARMESTANI, A. S. Adaptive management for a turbulent future. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 5, p. 1339–1345, 2011.

ALLEN, C. R.; L. H. GUNDERSON. Pathology and failure in the design and implementation of adaptive management. **Journal of Environmental Management**, v.92, 2011. p.1379-1384.

AMBROSE, R. B.; WOOL, T. A.; CONNOLLY, J. P. **WASP4, A Hydrodynamic and Water Quality Model-Model Theory, User's Manual and Programmer's Guide, US**. Environmental Protection Agency, Athens, Ga, USA, 1988.

ANA - Agência Nacional de Águas. Panorama da Qualidade das Águas Superficiais do BRASIL. Brasília, 264p. 2012. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/>. Acesso em 10 de março de 2015.

ANA - Agência Nacional de Águas. Panorama da Qualidade das Águas Superficiais do BRASIL. Brasília, 264p. 2012. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/>. Acesso em 10 de março de 2015.

ANA. Agência Nacional de Águas. Manual de procedimentos técnicos e administrativos de outorga de direito de uso de recursos hídricos. Brasília, Distrito Federal. 249 pp. 2013.

ANDERIES, J. M., JANSSEN, M. A.; OSTROM, E. A framework to analyze the robustness of social-ecological systems from an institutional perspective. **Ecology and Society**, v.9, n.1, p.18. 2004.

ANDRADE, T. S.; NÓBREGA, R. L. B.; RIBEIRO NETO, A.; GALVÃO, C. DE O. Estratégias de adaptação e gestão do risco: o caso das cisternas no Semiárido brasileiro. **ClimaCom Cultura Científica**, v. 2, p. 1111, 2015.

ANDREOLI, R. V.; KAYANO, M. T. **ENSO-related Rainfall Anomalies in South America and Associated Circulation Features During Warm and Cold Pacific Decadal Oscillation Regimes**, *in*: International Journal of Climatology, 25, 2005, pp. 2.017-2.030.

AQUINO, S. H. S.; SILVA, S. M. O.; SILVA, D. C.; SOUZA FILHO, F. A. **Alocação de longo prazo no estado do Ceará**. *In*: Gerenciamento de Recursos Hídricos no Semiárido. Org. Souza Filho, F. A.; Campos, J. N. B.; AQUINO, S. H. S., FINEP/UFC/FCPC, ed. Edição Gráfica e Editora, Fortaleza – CE, pp. 257 – 275. 2013.

ARMITAGE, D., ALEXANDER, S., ANDRACHUK, M., BERDEJ, S., DYCK, T., NAYAK, P. K., PITTMAN, J., RATHWELL, K. Emerging concepts in adaptive management. **In: Adaptive Management of Social-Ecological Systems**. Springer Netherlands, 2015. p. 235-254.

ARNOLD, C.A.; GUNDERSON, L. H. Adaptive law and resilience. **Environmental Law Review**. Environmental Law Institute, Washington DC. 2013. <http://elr.info/news-analysis/43/10426/adaptive-law-and-resilience>

ASSIS, T. R. DE P. Sociedade civil e a construção de políticas públicas na região semiárida brasileira: o caso do Programa Um Milhão de Cisternas Rurais (P1MC). **Revista de Políticas Públicas**, v. 16, n. 1, p.179-189, 2012.

BAO, J.; FENG, J. Intercomparison of CMIP5 simulations of summer precipitation, evaporation, and water vapor transport over Yellow and Yangtze River basins. **Theoretical and Applied Climatology**, v.123, p. 1-16, 2015.

BARNETT, J.; O'NEILL, S. Maladaptation. **Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions**, v.20, p.211–213. 2010.

BATES, B.C.; KUNDZEWICZ, Z. W.; WU, S.; PALUTIKOF, J. P. (eds.). **Climate Change and Water**. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Technical Paper VI, IPCC Secretariat, Geneva, Switzerland, 210 pp. 2008.

BECK, U. **Sociedade de risco: rumo a uma outra modernidade**. São Paulo: Ed. 34, 2010.

BENSON, M. H.; A. B. STONE. Practitioner perceptions of adaptive management implementation in the United States. **Ecology and Society**, v. 18, n. 3, p. 32, 2013.

BERKES, F.; C. FOLKE (ed.). **Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience**. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 1998.

BERKES, F.; COLDING J.; C. FOLKE (eds.). **Navigating Social-Ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change**. Cambridge University Press, Cambridge, MA., 2003.

BIGGS, R, M SCHLÜTER, D BIGGS, EL BOHENSKY, S BURNSILVER, G CUNDILL, V DAKOS, T DAW, L EVANS, K KOTSCHY, A LEITCH, C MEEK, A QUINLAN, C RAUDSEPP-HEARNE, M ROBARDS, ML SCHOON, L SCHULTZ, PC WEST. Towards principles for enhancing the resilience of ecosystem services. **Annual Review of Environment and Resources**, v.37, p.421-448. 2012b.

BIGGS, R. M.; SCHLÜTER, M.L. SCHOON (eds). **Principles for Building Resilience - Sustaining Ecosystem Services**. *In*: Social-Ecological Systems. Cambridge University Press. 2015.

BIGGS, R; BLECKNER, T.; FOLKE, C.; GORDON; NORSTRÖM, L. A.; NYSTRÖM, M.; PETERSON, G. D. **Regime Shifts**. *In*: Encyclopedia of Theoretical Ecology. A Hastings, L Gross (eds). University of California Press, Ewing, NJ, USA. p.609-617. 2012a.

BINDER, C. R.; HINKEL, J.; BOTS, P. W. G., PAHL-WOSTL, C. Comparison of frameworks for analyzing social-ecological systems. **Ecology and Society**, 18(4): 26. 2013. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05551-180426>

BISWAS, A. K. Integrated water resources management: a reassessment: a water forum contribution. **Water international**, v. 29, n. 2, p. 248-256, 2004.

BODIN, Ö.; PRELL, C. (eds). **Social Networks and Natural Resource Management: Uncovering the Social Fabric of Environmental Governance**. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press. 2011.

BOUWER, L. M. Projections of Future Extreme Weather Losses Under Changes in Climate and Exposure. **Risk Analysis**, v.33, n.5, p.915–30. 2013.

BOYD, E.; C. FOLKE (eds.). **Adapting Institutions: Governance, Complexity and Social-Ecological Resilience**. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 290 pp. 2011.

BRASIL. 2015a. <http://www.brasil.gov.br/observatoriodaseca/index.html>. Acessado em outubro 2015.

BRASIL. 2015b. <http://www.mi.gov.br/web/guest/projeto-sao-francisco1>. Ministério da Integração. Acessado em outubro 2015.

BRAVO, J. M.; COLLISCHONN, W.; DA PAZ, A.R.; ALLASIA, D.; DOMECCQ, F. Impact of projected climate change on hydrologic regime of the Upper Paraguay River Basin. **Climatic Change**, (DOI10.1007/s10584-013-0816-2), 2013.

BRIERLEY, G.; REID, H.; FRYIRS, K.; TRAHAN, N. What are we monitoring and why? Using geomorphic principles to frame eco-hydrological assessments of river condition. **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 9, p. 2025-2033, 2010.

BROWN, L. C.; BARNWELL Jr. T. O. **Computer Program Documentation for the enhanced stream water quality model Qual2E and Qual2E-UNCAS**, Report EPA 600/3-87/007, US Environmental Protection Agency, Athens – Georgia – USA, 1987.

BURKETT, V. R.; SUAREZ, A. G.; BINDI, M.; CONDE, C.; MUKERJI, R.; PRATHER, M. J.; ST. CLAIR, A. L.; YOHE, G. W. **Point of departure**. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 169-194. 2014.

CADDY, J. F. Regime shifts and paradigm changes: is there still a place for equilibrium thinking? **Fisheries Research**, v.25, 1996, p.219–230.

CAMPOS, J. N. B.; STUDART, T. M. C. ; MARTINZ, D. D. G.; NASCIMENTO, L. S. V. Contribuições ao Debate sobre as Eficiências de Pequenos e Grandes Reservatórios. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.8, n.2, p. 31-38, 2003.

CARDOSO DA SILVA, M. **Outorga de Direito de Uso de Recursos Hídricos: uma das possíveis abordagens**. In: *Gestão de Águas Doces/Carlos José Saldanha Machado (Organizador)*. Capítulo V, p. 135-178. - Rio de Janeiro: Interciência. 2004.

CARLSON, J. M.; J. DOYLE. Complexity and robustness. **Proceedings of the National Academy of Science**. v. 99, n. suppl 1, p. 2538-2545, 2002.

CARPENTER, S. R.; BROCK, W. A. Spatial complexity, resilience, and policy diversity: fishing on lake-rich landscapes. **Ecology and Society** 9(1): 8. 2004.

CARPENTER, S. R.; LUDWIG, D.; BROCK, W. A. Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. **Ecological applications**, v. 9, n. 3, p. 751-771, 1999.

CARPENTER, S.; W. BROCK; P. HANSON. Ecological and social dynamics in simple models of ecosystem management. **Conservation Ecology** 3(2): 4. 1999. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol3/iss2/art4/>

CARPENTER, S. R.; ARROW, K.J.; BARRETT, S.; BIGGS, R.; BROCK, W.A.; CRÉPIN, A. S.; ENGSTRÖM, G.; FOLKE, C.; HUGHES, T. P.; KAUTSKY, N.; LI, C.-Z.; MCCARNEY, G.; MENG, K.; MÄLER, K.-G.; POLASKY, S.; SCHEFFER, M.; SHOGREN, J.; STERNER, T.; VINCENT, J. R.; WALKER, B.; XEPAPADEAS, A.; ZEEUW, A. D. General Resilience to Cope with Extreme Events. **Sustainability**, v.4, p.3248-3259. 2012.

CARPENTER, S.R.; FOLKE, C.; SCHEFFER, M.; WESTLEY, F. Resilience: accounting for the noncomputable. **Ecol. Soc.** 14, 13. 2009.

CARVALHO, S. A. D.; FURTADO, A. T. Os desafios da adaptação às mudanças climáticas globais. **Revista Clima Com**, v. 02, 2015.

CAVALCANTE, A. A. ; CUNHA, S. B. DA . Caracterização do Sistema Fluvial do Rio Jaguaribe no Semi-Árido Cearense. In: XVIII Simpósio Nacional de Recursos Hídricos, 2009, **Anais...** Campo Grande. 2009.

CBDB - Comitê Brasileiro De Barragens. A história das barragens no Brasil, Séculos XIX, XX e XXI: cinquenta anos do Comitê Brasileiro de Barragens / [coordenador, supervisor, Flavio Miguez de Mello; editor, Corrado Piasentin]. - Rio de Janeiro : CBDB, 2011. 524 p.

CEARÁ. Portal Hidrológico do Ceará. Disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br/>. Acessado em: janeiro de 2016.

CHAFFIN, B. C.; GOSNELL, H. Measuring Success of Adaptive Management Projects. **In: Adaptive Management of Social-Ecological Systems**. Springer Netherlands, 2015. p. 85-105.

CHAFFIN, B. C.; GUNDERSON, L. H. Emergence, institutionalization and renewal: Rhythms of adaptive governance in complex social-ecological systems. **Journal of environmental management**, v. 165, p. 81-87, 2016.

CHAFFIN, B. C.; H. GOSNELL; B. A. COSENS. 2014. A decade of adaptive governance scholarship: synthesis and future directions. **Ecology and Society** 19(3): 56. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-06824-190356>

CHAPIN, F. S., L., A. L. LOVECRAFT, E. S. ZAVALITA, J. NELSON, M. D. ROBARDS, G. P. KOFINAS, S.F. TRAINOR, F. D. PETERSON, H. P. HUNTINGTON, AND R. L. NAYLOR. Policy strategies to address sustainability of Alaskan boreal forests in response to a directionally changing climate. **PNAS** v.103, n. 45, p.16637-16643. 2006.

CHAPRA, S. C. Surface water-quality modeling. WCB – McGraw-Hill. Boston, 844p,1997.

CHEN, J.; BRISSETTE, F. P.; LCONTE, R. Uncertainty of downscaling method in quantifying the impact of climate change on hydrology. **Journal of Hydrology**, 401(3-4), 190-202. 2011.

CHEN, Y.; KOLOKOLNIKOV, T.; TZOU, J.; GAI, C. Patterned vegetation, tipping points, and the rate of climate change. **European Journal of Applied Mathematics**, v. 26, n. 06, p. 945-958, 2015.

CHIEN, H.; YEH, P. J. F.; KNOUFT, J. H. Modeling the potential impacts of climate change on streamflow in agricultural watersheds of the Midwestern United States. **J. Hydrol.**, v. 491, p. 73–88, 2013.

CLAUSSEN, M.; KUBATZKI, C.; BROVKIN, V.; GANOPOLSKI, A. Simulation of an abrupt change in Saharan vegetation in the mid-Holocene. **Geophysical Research Letters**, v.26, p.2037-2040. 1999.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente — CONAMA. [S.I.]: CONAMA, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 16 jul. 2013.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE.. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. [S.l.]: CONAMA, 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 10 fev. 2015.

COSENS, B.; L. GUNDERSON; C. ALLEN; M. H. BENSON. Identifying legal, ecological and governance obstacles and opportunities for adapting to climate change. **Sustainability**, v.6, p.2338-2356. 2014. [online] URL: <http://www.mdpi.com/2071-1050/6/4/2338> <http://dx.doi.org/10.3390/su6042338>

COUTINHO R. M.; KRAENKEL R. A; PRADO, P. I. Catastrophic Regime Shift in Water Reservoirs and São Paulo Water Supply Crisis. **PLoS ONE** v. 10, n. 9, p. e0138278, 2015.

CUNDILL, G., SHACKLETON, S., SISITKA, L., NTSHUDU, M., LOTZ-SISITKA, H., KULUNDU, I., HAMER, N. Social learning for adaptation: a descriptive handbook for practitioners and action researchers. IDRC/Rhodes University/Ruliv. 2014.

CUNDILL, G.; FABRICIUS, C. Monitoring the governance dimension of natural resource co-management. **Ecology and Society** 15(1): 15. 2010.

ASFORA, M. C.; CIRILO, J. A. Reservatórios de regularização: alocação de água para usos múltiplos com diferentes garantias. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v.2, p.27-38,2005.

CYSNE, A. P. **Modelo de governança adaptativa para os recursos hídricos utilizando cenários climáticos**. Tese (Doutorado). Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2012. 159 p.

DALLAS, H. F.; RIVERS-MOORE, N. Ecological consequences of global climate change for freshwater ecosystems in South Africa. **South African Journal of Science**, v. 110, n. 5-6, p. 01-11, 2014.

DANISH HYDRAULICS INSTITUTE. **MIKE11, User Guide & Reference Manual**, Danish Hydraulics Institute, Horsholm, Denmark, 1993.

DANKERS, R., ARNELL, N. W.; CLARK, D. B.; FALLOON, P.; FEKETE, B. M.; GOSLING, S.N.; HEINKE, J.; KIM, H.; MASAKI, Y.; SATOH, Y.; STACKE, T. First look at changes in flood hazard in the Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project ensemble. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** (in press), doi:10.1073/pnas.1302078110. 2013.

DATASUS. Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde. 2014. Disponível em: <http://tabnet.datasus.gov.br/>. Acessado em maio de 2015

DELPLA, I.; JUNG, A. V.; BAURES, E.; CLEMENT, M.; THOMAS, O. Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. **Environment International**, v. 35, n. 8, p. 1225-1233, 2009.

DESSAI, S.; HULME, M. Assessing the robustness of adaptation decisions to climate change uncertainties: A case study on water resources management in the East of England. **Global Environmental Change**, 17(1), 59-72. 2007.

DIAMOND, J. **Collapse: How Societies Choose to Fail or Succeed**, London: Penguin. 2005.

DIETZ, T.; OSTROM, E.; STERN, P. The Struggle to Govern the Commons. **Science**. v. 302, n. 5652, p.1907-1912, 2003.

DOW, K., F. BERKHOUT, B.L. PRESTON, R.J.T. KLEIN, G. MIDGLEY, R. SHAW. Limits to adaptation. **Nature Climate Change**, v.3, p.305-307. 2013.

DOWNING, T. E. **Experience and evidence: mainstreaming climate information into adaptation planning**. In: World climate conference 3, Geneva, Switzerland. 2009.

DUDGEON, D., ARTHINGTON, A. H., GESSNER, M. O., KAWABATA, Z. I., KNOWLER, D. J., LÉVÊQUE, C., NAIMAN, R. J., PRIEUR-RICHARD, A. H., SOTO, D., STIASSNY, M. L. J., SULLIVAN, C. A. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.** 81 (2), 2006. P.163–182.

DUTRA, L. X.; ELLIS, N.; PEREZ, P., DICHMONT, C. M.; DE LA MARE; W.; BOSCHETTI, F. Drivers influencing adaptive management: a retrospective evaluation of water quality decisions in South East Queensland (Australia). **Ambio**, v. 43, n. 8, p. 1069-1081, 2014.

EHRET, U.; ZEHE, E., WULFMEYER, V.; WARRACH-SAGI, K.; LIEBERT, J. Should we apply bias correction to global and regional climate model. **Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.**, v.9, 5355–5387, 2012.

ELLIS, E. C. Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. **Phil. Trans. R. Soc.** v.369, 2011.

ENGLE, N. L.; JOHNS, O. R.; LEMOS, M.; NELSON, D. R. Integrated and adaptive management of water resources: tensions, legacies, and the next best thing. **Ecology and Society** 16(1): 19. 2011. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art19/>

ESLAMI-ANDERGOLI, L.; DALE, P. E. R.; KNIGHT, J. M.; MCCALLUM, H.. Approaching tipping points: a focussed review of indicators and relevance to managing intertidal ecosystems. **Wetlands Ecology and Management**, v. 23, n. 5, p. 791-802, 2015.

ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 2^a ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

ETCHEBER, H.; SCHMIDT, S.; SOTTOLICHIO, A.; MANEUX, E.; CHABAUX, G.; ESCALIER, J. M.; WENNEKES, H.; DERRIENNIC, H.; SCHMELTZ, M.; QUÉMÉNER, L.; REPECAUD, M.; WOERTHER, P.; CASTAING, P. Monitoring water quality in estuarine environments: lessons from the MAGEST monitoring program in the Gironde fluvial-estuarine system. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 15, n. 3, p. 831-840, 2011.

EUROPEAN UNION 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council Establishing a Framework for the Community Action in the Field of Water Policy. European Commission, **off J. Eur. Commun.** L327 (2000) 1.

FAZEY, I.; PETTORELLI, N.; KENTER, J.; WAGATORA, D.; SCHUETT, D. Maladaptive trajectories of change in Makira, Solomon Islands. **Glob Environ Chang**, v. 21, n. 4, p. 1275-1289, 2011.

FIELD, C.B., V.R. BARROS, K.J. MACH, M.D. MASTRANDREA, M. VAN AALST, W.N. ADGER, D.J. ARENT, J. BARNETT, R. BETTS, T.E. BILIR, J. BIRKMANN, J. CARMIN, D.D. CHADEE, A.J. CHALLINOR, M. CHATTERJEE, W. CRAMER, D.J. DAVIDSON, Y.O. ESTRADA, J.-P. GATTUSO, Y. HIJIOKA, O. HOEGH-GULDBERG, H.Q. HUANG, G.E. INSAROV, R.N. JONES, R.S. KOVATS, P. ROMERO-LANKAO, J.N. LARSEN, I.J. LOSADA, J.A. MARENGO, R.F. MCLEAN, L.O. MEARNS, R. MECHLER, J.F. MORTON, I. NIANG, T. OKI, J.M. OLWOCH, M. OPONDO, E.S. POLOCZANSKA, H.-O. PÖRTNER, M.H. REDSTEER, A. REISINGER, A. REVI, D.N. SCHMIDT, M.R. SHAW, W. SOLECKI, D.A. STONE, J.M.R. STONE, K.M. STRZEPEK, A.G. SUAREZ, P. TSCHAKERT, R. VALENTINI, S. VICUÑA, A. VILLAMIZAR, K.E. VINCENT, R. WARREN, L.L. WHITE, T.J. WILBANKS, P.P. WONG, AND G.W. YOHE, **Technical summary**. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [FIELD, C.B., V.R. BARROS, D.J. DOKKEN, K.J. MACH, M.D. MASTRANDREA, T.E. BILIR, M. CHATTERJEE, K.L. EBI, Y.O. ESTRADA, R.C. GENOVA, B. GIRMA, E.S. KISSEL, A.N. LEVY, S. MACCRACKEN, P.R. MASTRANDREA, AND L.L. WHITE (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 35-94. 2014.

FOLEY, J. A. Numerical models of the terrestrial biosphere. **Journal of Biogeography**. Vol. 22, p. 837-842. 1995.

FOLKE, C.; PRITCHARD, L. JR.; BERKES, F.; COLDING, J.; SVEDIN, U. The problem of fit between ecosystems and institutions. IHDP Work. Pap. 2, Int. Hum. **Dimens. Program Global Environ.** Change, Washington, DC. 1998.

FOLKE, C.; CARPENTER, S.; ELMQVIST, T., GUNDERSON, L.; HOLLING, C. S.; WALKER, B. Resilience and sustainable development: building adaptive capacity in a world of transformations. **AMBIO: A journal of the human environment**, v. 31, n. 5, p. 437-440, 2002.

FOLKE, C.; CARPENTER, S.; WALKER, B.; SCHEFFER, M.; ELMQVIST, T.; GUNDERSON, L.; HOLLING, C. S. Regime shifts, resilience and biodiversity in

ecosystem management. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, 35, pp. 557-581. 2004.

FOLKE, C.; JANSSON, Å.; ROCKSTRÖM, J. et al. Reconnecting to the biosphere. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, 40, p.719–738. 2011.

FOLKE, C.; L. PRITCHARD, F.; BERKES, J.; COLDING, U. S. The problem of fit between ecosystems and institutions: ten years later. **Ecology and Society**. 12(1): 30. 2007.

FOLKE, C.; HAHN, T.; OLSSON, P.; NORBERG, J. Adaptive governance of socialecological systems. **Annual Review of Environmental Resources**. v. 30, p. 441-473, 2005.

FORMIGA-JOHNSSON, R.M.; KEMPER, K.E. institutional and policy analysis of river basin management in the Jaguaribe River Basin, Ceará, Brazil. Washington, DC: **The World Bank: Policy Research Working**, Paper 3649. 2005.

FOWLER, H. J.; R. L. WILBY. Beyond the Downscaling Comparison Study. **International Journal of Climatology**, 27 (12): 1543–45. 2007.

GALAZ V, OLSSON P, HAHN T, FOLKE C, SVEDIN, U. **The problem of fit among biophysical systems, environmental and resource regimes, and broader governance systems: insights and emerging challenges**. In: Young OR, King LA, Schroeder H (eds) *Institutions and environmental change*. MIT, Cambridge, pp 147–186. 2008.

GALAZ, V.; ÖSTERBLOM, H.; BODIN, Ö.; CRONA, B. Global networks and global change-induced tipping points. **International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics**, p. 1-33, 2014.

GALLOPÍN, G. C. Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity. **Global environmental change**, v. 16, n. 3, p. 293-303, 2006.

GANGULY, A. R.; BRAS, R. L. Distributed quantitative precipitation forecasting using information from radar and numerical weather prediction models. **Journal of Hydrometeorology**, v. 4. p. 1168-1180. 2003.

GARCÍA, L.E.; J.H. MATTHEWS; D.J. RODRIGUEZ, M. WIJNEN, K.N. DIFRANCESCO, P. RAY. Beyond Downscaling: A Bottom-Up Approach to Climate Adaptation for Water Resources Management. **AGWA Report 01**. Washington, DC: World Bank Group. 2014.

GARMESTANI, A. S.; ALLEN, C. R. Adaptive Management of Social-Ecological Systems: The Path Forward. In: **Adaptive Management of Social-Ecological Systems**. Springer Netherlands, 2015. p. 255-262.

GARMESTANI, A. S.; BENSON, M. H. A framework for resilience-based governance of social-ecological systems. **Ecology and Society** 18(1): 9. 2013.

GCDAMP (Glen Canyon Dam Adaptive Management Program). Adaptive management program purpose and goals. Glen Canyon Dam Adaptive Management Program: http://www.gcdamp.gov/fs/amp_pg.pdf. 2010. Acessado em setembro de 2015.

GIDDENS, A. **A política da mudança climática**. Zahar, 2010.

GILLESPIE, B. R.; DESMET, S.; KAY, P.; TILLOTSON, M. R.; BROWN, L. E. A critical analysis of regulated river ecosystem responses to managed environmental flows from reservoirs. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 2, p. 410-425, 2015.

GIORGI, F.; MEARNS, L. O. Calculation of average, uncertainty range, and reliability of regional climate changes from AOGCM simulations via the Reliability Ensemble Averaging (REA) method. **Journal of Climate**, v. 15, p. 1141-1158, 2002.

GIRARD, C.; PULIDO-VELAZQUEZ, M.; RINAUDO, J.; PAGÉ, C.; CABALLERO, Y. Integrating top-down and bottom-up approaches to design global change adaptation at the river basin scale. *Global Environmental Change*, p.132-146. 2015.

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

GLEICK, P.H. Global freshwater resources: soft-path solutions for the 21st century. **Science**, v.302, p.1524–1528. 2003.

GOMES, F. C.; SIMOES, S. J. C.. Simulação de modelagem qualitativa para avaliação preliminar da qualidade da água na Bacia do Ribeirão das Perdizes em Campos do Jordão/SP, como subsídio ao enquadramento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 19, p. 309-326, 2014.

GREGORY, R.; D. OHLSON; J. ARVAI. Deconstructing adaptive management: Criteria for applications to environmental management. **Ecological Applications**, v.16, p.2411–2425. 2006.

GUNDERSON L. H; HOLLING, C. S, (eds). **Panarchy: understanding transformations in human and natural systems**. Washington, DC: Island Press. 2002.

GUNDERSON, L. H. Ecological Resilience - in theory and application. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.31, p.425-439, 2000.

GUNDERSON, L. Lessons from adaptive management: obstacles and outcomes. In: Craig R. Allen and Ahjond S. Garmestani (eds.). *Adaptive Management of Social-Ecological Systems*. 2015.

GUNDERSON, L.; LIGHT, S. S. Adaptive management and adaptive governance in the everglades ecosystem. **Policy Sciences**, v. 39, n. 4, p. 323–334, 2007.

GWP - Global Water Partnership. Climate Change Adaptation and Integrated Water Resources Management – An Overview. **Technical Committee Policy Brief 5**. 2007.

HALBERT, C. L. How adaptive is adaptive management? Implementing adaptive management in Washington state and British Columbia. **Reviews in Fisheries Science**, v.1, p.261–283. 1993.

HALLEGATTE, S. Strategies to adapt to an uncertain climate change. **Global Environmental Change**, v.19, p.240–247. 2009.

HAMILL, J. F.; MELIS, T. S. **The Glen Canyon Dam Adaptive Management Program: progress and immediate challenges**, In: River Conservation and Management. BOON, P. J.; RAVEN, P. J. (ed.) John Wiley and Sons, Ltd., West Sussex, UK. p.325-338. 2012.

HANSKI, I. Multiple equilibria in metapopulation dynamics. **Nature**, v.377, p.618-621. 1995.

HARDIN, G. The Tragedy of the Commons. **Science**, vol. 162, n. 3859. 1968, p. 1243-1248.

HARE, S. R.; MANTUA, N. J. Empirical evidence for North Pacific regime shifts in 1977 and 1989. **Progress in oceanography**, v. 47, n. 2, p. 103-145, 2000.

HASHIMOTO, T.; STEDINGER, J. R.; LOUCKS, D. P. Reliability, resiliency, and vulnerability criteria for water resource system performance evaluation. **Water resources research**, v. 18, n. 1, p. 14-20, 1982.

HAWKINS, E.; SUTTON, R. The potential to narrow uncertainty in projections of regional precipitation change. **Climate Dynamics**, v.37, n.1-2, p.407-418, 2011.

HIEN, H. N.; HOANG, B. H.; HUONG, T. T.; THAN, T. T.; HA, P. T. T.; TOAN, T. D.; SON, N. M. Study of the Climate Change Impacts on Water Quality in the Upstream Portion of the Cau River Basin, Vietnam. **Environmental Modeling & Assessment**, v.21, p. 1-17. 2015.

HINKEL, J.; BOTS, P. W. G.; SCHLÜTER, M. Enhancing the Ostrom social-ecological system framework through formalization. **Ecology and Society**, v. 19, n.3, p.51, 2014.

HOLLING, C. S. (ed.) **Adaptive Environmental Assessment and Management**, London: Wiley & Sons. 377 pp. 1978.

HOLLING, C. S. Engineering resilience versus ecological resilience. In: **Engineering within ecological constraints**, v. 31, p. 32, 1996.

HOLLING, C. S. Foreword: The backloop to sustainability. In: BERKES, F.; COLDING, L. J.; C. FOLKE (eds.), **Navigating Social-Ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change**. Cambridge University Press, Cambridge, MA., 2003.

HOLLING, C. S. Understanding the complexity of economic, ecological, and social systems. **Ecosystems**, v. 4, n. 5, p.390-405, 2001.

HOLLING, C. S. Resilience and stability of ecological systems. **Annual review of ecology and systematics**, p. 1-23, 1973.

HOLLING, C. S.; GUNDERSON, L. H.; PETERSON, G. D. Sustainability and panarchies. In: **Panarchy: Understanding transformations in human and natural systems**, p. 63-102, 2002.

HOLLING, C. S.; MEFFE, G. K. Command and control and the pathology of natural resource management. **Conservation Biology**, 10, 328–337. 1996.

HUNTJENS, P.; LEBEL, L.; PAHL-WOSTL, C.; CAMKIN, J.; SCHULZE, R.; KRANZ, N. Institutional design propositions for the governance of adaptation to climate change in the water sector. **Global Environmental Change**, v. 22, n. 1, p. 67-81, 2012.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2010). Censo demográfico 2010. Disponível em: <http://censo2010.ibge.gov.br/>. Acesso em 10 de março 2015.

INSA - Instituto Nacional do Semiárido. Monitoramento dos reservatórios da região semiárido. Campina Grande. **Boletim Técnico**, v.2, n1. 2015.

IPCC. Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation (SREX). **A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change** [Field, C.B. et al. (Eds.)]. Cambridge, UK, e New York, NY, USA: Cambridge University Press, 582 pp. 2012. Disponível em <http://IPCC-wg2.gov/SREX/>.

IPCC. Summary for policymakers. In: **Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability**. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 1-32. 2014.

IPCC. **The Physical Science Basis, Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC**, Cambridge University Press, Cambridge and New York. 2007.

IPCC. **The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change** [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp, 2013. doi:10.1017/CBO9781107415324.

JACOBSON, R. B; GALAT D. L. Design of a naturalized flow regime—an example from the lower Missouri River, USA. **Ecohydrology**, v. 1, n. 2, p. 81-104, 2008.

JACOBSON, S. K.; MORRIS, J. K.; SANDERS, J. S.; WILEY, E. N.; BROOKS, M.; BENNETTS, R. E.; PERCIVAL, H. F.; MARYNOWSKI, S. Understanding barriers to implementation of an adaptive land management program. **Conservation Biology**, 20, 1516–1527. 2006.

JIMÉNEZ CISNEROS, B. E.; OKI, T.; ARNELL, N.W.; BENITO, G.; COGLEY, J. G.; DÖLL, P.; JIANG, T.; MWAKALILA, S. S., Freshwater resources. In: **Impacts, Adaptation, and Vulnerability**. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [FIELD, C.B., V.R. BARROS, D.J. DOKKEN, K.J. MACH, M.D. MASTRANDREA, T.E. BILIR, M. CHATTERJEE, K.L. EBI, Y.O. ESTRADA, R.C. GENOVA, B. GIRMA, E.S. KISSEL, A.N. LEVY, S. MACCRACKEN, P.R. MASTRANDREA, AND L.L. WHITE (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 229-269. 2014.

JOHNSON, B. L. The role of adaptive management as an operational approach for resource management agencies. **Conservation ecology**, v. 3, n. 2, p. 8, 1999.

JONES, N. A., H. ROSS, T. LYNAM, P. PEREZ, AND A. LEITCH. Mental models: an interdisciplinary synthesis of theory and methods. **Ecology and Society** 16(1): 46. 2011.

JONES, R. N. Managing uncertainty in climate change projections—issues for impact assessment. **Climatic change**, v. 45, n. 3-4, p. 403-419, 2000.

KELMAN, J. Gerenciamento de recursos hídricos: parte 1: outorga. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 12. **Anais...** Vitória: ABRH, p.16-20, p.123-128. 1997.

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

KING, A. J., WARD, K. A., O'CONNOR, P., GREEN, D., TONKIN, Z., MAHONEY, J. Adaptive management of an environmental watering event to enhance native fish spawning and recruitment. **Freshw. Biol.** 55 (1), 17–31. 2010.

KNOWLTON, N. Thresholds and multiple stable states in coral reef community dynamics. **American Zoologist**, v. 32, n. 6, p. 674-682, 1992.

KNUTTI, R.; FURRER, R.; TEBALDI, C.; CERMAK, J.; MEEHL, G. A. Challenges in combining projections from multiple climate models. **Journal of Climate**, v. 23, p. 2739-2758, 2010.

KNUTTI, R.; SEDLÁČEK, J. Robustness and uncertainties in the new CMIP5 climate model projections. **Nature Climate Change**, v. 3, p. 369-373, 2013.

KONRAD, C. P., OLDEN, J. D., LYTLE, D. A., MELIS, T. S., SCHMIDT, J. C., BRAY, E. N., ... & MCMULLEN, L. E. Large-scale flow experiments for managing river systems. **BioScience**. v.61: p.948–59. 2011.

KOSHIDA, G. **Climate change: Practising adaptive management for sustainability of Canadian water resources**. Rational and Sustainable Development of Water Resources, vol. I e II. Cambridge: Canadian Water Resources Assoc., p.103-111. 1996.

KRISTJANSON, P.; HARVEY, B.; EPP, M. V.; THORNTON, P. K. Social learning and sustainable development. **Nature Climate Change**, v.4, p.5–7. 2014.

LANDETA, J. Current validity of the Delphi method in social sciences. **Technological Forecasting and Social Change**. v. 73, n. 5, p. 467-482, 2006.

LANGSDALE, S., Communication of climate change uncertainty to stakeholders using the scenario approach. **Journal of Contemporary Water Research and Education**, v.140, p.24–29. 2008.

LAVELL, A., M. OPPENHEIMER, C. DIOP, J. HESS, R. LEMPERT, J. LI, R. MUIR-WOOD, S. MYEONG. Climate change: new dimensions in disaster risk, exposure, vulnerability, and resilience. In: **Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation** [FIELD, C.B., V. BARROS, T.F. STOCKER, D. QIN, D.J. DOKKEN, K.L. EBI, M.D. MASTRANDREA, K.J. MACH, G.-K. PLATTNER, S.K. ALLEN, M. TIGNOR, AND P.M. MIDGLEY (eds.)]. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, pp. 25-64. 2012.

LE QUESNE, T., J.H. MATTHEWS, AND C. VON DER HEYDEN. Flowing Forward: Freshwater Ecosystem Adaptation to Climate Change in Water Resources Management and Biodiversity Conservation. Note n.28. **Water Working Notes**. Washington, D.C.: World Bank. 2010.

LEMOS, M. C. Usable climate knowledge for adaptive and co-managed water governance. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v.12, p.48–52. 2015.

LEMOS, W. E. D.; SOUZA FILHO, F. DE A. DE; SALES, F. A. T. DE C. Valoração dos serviços ambientais a partir de uma abordagem quantitativa: aplicação ao Rio Jaguaribe. **Revista DAE**, v. 63, p. 38-54, 2015.

LEMPERT, R. J.; SCHLESINGER, M. E. Robust strategies for abating climate change. **Climatic Change**, v.45, p.387-401. 2000.

LEMPERT, R. J., GROVES, D. G.; POPPER, S. W.; BANKES, S. C. A General, Analytic Method for Generating Robust Strategies and Narrative Scenarios. **Management Science**, v.52, n.4, p.514-28. 2006.

LEMPERT, R. J.; POPPER, S. W.; BANKES, S. C. **Shaping the next one hundred years—New methods for quantitative, long-term policy analysis**. Santa Monica, Calif., Rand Corporation. 2003.

LEVIN, S. **Fragile dominion: Complexity and the commons**. Reading: Perseus Books. 1999.

LI, L.; LI, W.; BALLARD, T.; SUN, G.; JEULAND, M. CMIP5 model simulations of Ethiopian Kiremt-season precipitation: current climate and future changes. **Climate Dynamics**, p. 1-13, 2015.

LIND, P. R.; ROBSON, B. J.; MITCHELL, B. D. Multiple lines of evidence for the beneficial effects of environmental flows in two lowland rivers in Victoria, Australia. **River Research and Applications**, v.23, p.933–946. 2007.

LINDOSO, D. P. **Vulnerabilidade e Adaptação da Vida às Secas: desafios à sustentabilidade rural familiar nos semiáridos nordestinos**. Tese (Doutorado). Centro de Desenvolvimento Sustentável. Universidade de Brasília, Brasília. 519p. 2013.

LINDOSO, D. P.; ROCHA, J. D.; DEBORTOLI, N.; PARENTE, I. I.; EIRÓ, F.; BURSZTYN, M.; RODRIGUES-FILHO, S. Integrated assessment of smallholder farming's vulnerability to drought in the Brazilian Semi-arid: a case study in Ceará. **Climatic change**, v. 127, n. 1, p. 93-105, 2014.

LINS, H. F.; COHN, T. A. Stationarity: wanted dead or alive? **Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)**. v.47, n.3. p.475-480. 2011.

LIU, Y., GUPTA, H., SPRINGER, E., WAGENER, T. Linking science with environmental decision making: Experiences from an integrated modeling approach to supporting sustainable water resources management. **Environmental Modelling & Software**, v. 23, n. 7, p. 846-858, 2008.

LOE, R. DE; PLUMMER, R. **Climate Change, Adaptive Capacity and Governance for Drinking Water in Canada**. D. ARMITAGE AND R. PLUMMER (eds.), Adaptive Capacity and Environmental Governance, Springer Series on Environmental Management. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2010.

LOPES, J. E. G.; BRAGA JR., B. P. F.; CONEJO, J. G. L. A. Simulação Hidrológica: Aplicações de um Modelo Simplificado. III Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Anais...** Fortaleza: [s.n.]. 1981. p. 42-62.

LÓPEZ-MORENO, J. I.; ZABALZA, J.; VICENTE-SERRANO, S. M.; REVUELTO, J.; GILABERTE, M.; AZORIN-MOLINA, C.; MORÁN-TEJEDA, E.; GARCÍA-RUIZ, J. M.; TAGUE, C. Impact of climate and land use change on water availability and reservoir management: Scenarios in the Upper Aragón River, Spanish Pyrenees. **Science of the Total Environment**, v. 493, p. 1222-1231, 2014.

LOSCHIAVO, A. J.; BEST, R. G.; BURNS, R. E.; GRAY, S.; HARWELL, M. C.; HINES, E. B.; MCLEAN, A. R.; CLAIR, T. ST.; TRAXLER, S.; VEARIL, J. W. Lessons learned from the first decade of adaptive management in comprehensive Everglades restoration. **Ecology and Society**, v.18, n.4, p.70. 2013.

LOUCKS, D. P.; VAN BEEK, E. **Water Resources Systems Planning and Management: An Introduction to Methods, Models & Applications**, UNESCO. Paris. 2005.

LUZ, L. D.; FERREIRA, M. T. A questão ecológica na gestão dos corpos hídricos analisando os focos das diretrizes brasileira e europeia. **REGA. Revista de Gestão de Águas da América Latina**, v. 8, p.19-31. 2011.

LYNAM, T.; DE JONG, W.; SHEIL, D.; KUSUMANTO, T.; EVANS, K. A review of tools for incorporating community knowledge, preferences, and values into decision making in natural resources management. *Ecology and Society*.12(1): 5. 2007.

MARKSTROM, S. L.; HAY, L. E.; WARD-GARRISON, C. D.; RISLEY, J. C.; BATTAGLIN, W. A.; BJERKLIE, D. M.; CHASE, K. J.; CHRISTIANSEN, D. E.; DUDLEY, R. W.; HUNT, R. J.; KOCZOT, K. M.; MASTIN, M. C.; REGAN, R. S.; VIGER, R. J.; VINING, K. C.; WALKER, J. F. Integrated watershed-scale response to climate change for selected basins across the United States: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2011–5077, 143 p. 2012.

MARSHALL N. A.; MARSHALL P. A.; TAMELANDER, J.; OBURA, D.; MALLERET-KING, D.; CINNER, J. E. A Framework for Social Adaptation to Climate Change; Sustaining Tropical Coastal Communities and Industries. Gland, Switzerland, IUCN. 36pp. 2009.

MARTINS, E. S. P. R.; BRAGA, C. F. C.; NYS, E.; SOUZA FILHO, F. A.; FREITAS, M. A. S. Impacto das Mudanças Climáticas e Projeções de Demanda sobre o Processo de Alocação de água em duas Bacias do Nordeste Semiárido. **Série Água Brasil 8**. v.1., 88p. 2013.

MAY, R. M. Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of states. *Nature*, v.267, n.5628, p.471–477. 1997.

McCLANAHAN, T. R. A coral reef ecosystem-fisheries model: impacts of fishing intensity and catch selection on reef structure and processes. **Ecol. Model**, v.80, p.1–19. 1995.

McCOOK, L.; Macroalgae, nutrients and phase shifts on coral reefs: scientific issues and management consequences for the Great Barrier Reef. **Coral reefs**, v. 18, n. 4, p. 357-367, 1999.

McFADDEN, J. E.; HILLER, T. L.; TYRE, A. J. Evaluating the efficacy of adaptive management approaches: Is there a formula for success? **Journal of Environmental Management**, 92, p.1354–1359. 2011.

McGINNIS, M. D., (ed). **Polycentric governance and development: readings from the workshop in political theory and policy analysis**. University of Michigan Press, Ann Arbor, Michigan, USA. 1999.

McGINNIS, M. D.; E. OSTROM. Social-ecological system framework: initial changes and continuing challenges. **Ecology and Society**, v.19, n.2, p.30. 2014.

McGINNIS, M. **Polycentric Governance and Development**. Ann Arbor, MI: Univ. Michigan Press. 2000.

MCLAIN, R. J.; LEE, R. G. Adaptive management: promises and pitfalls. **Environmental management**, v. 20, n. 4, p. 437-448, 1996.

MEA - **Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis.** Washington DC: Island Press. 2005.

MEARNS, L. O. The drama of uncertainty. **Climatic Change**, v. 100, n. 1, p. 77-85, 2010.

MEDEMA, W.; MCINTOSH, B. S.; JEFFREY, P. J. From premise to practice: a critical assessment of integrated water resources management and adaptive management approaches in the water sector. **Ecology and Society** v.13, n.2, p.29. 2008.

MEEHL, G. A.; COVEY, C.; DELWORTH, T.; MOJIB, L.; MCAVANEY, B.; MITCHELL, J. F. B.; STOUFFER, R. J.; TAYLOR, K. E. 2007. The WCRP CMIP3 multimodel dataset: a new era in climate change research. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v.88, p.1383–1394, 2007.

MELIS, T. S. (ed.) **Effects of three high-flow experiments on the Colorado River ecosystem downstream from Glen Canyon Dam**, Arizona: U.S. Geological Survey Circular 1366, 147 p. 2011.

MELIS, T. S., C. J. WALTERS AND J. KORMAN. Surprise and Opportunity for Learning in Grand Canyon: the Glen Canyon Dam Adaptive Management Program. **Ecology and Society**, v.20, n.3, p.22. 2015.

MILLY, P. C. D.; BETANCOURT, J.; FALKENMARK, M.; HIRSCH, R. M.; KUNDZEWICZ, Z. W.; LETTENMAIER, D. P.; STOUFFER, R. J.; DETTINGER, M. D.; KRYSANOVA, V. On Critiques of “Stationarity is Dead: Whither Water Management?”. **Water Resources Research**, v. 51, n. 9, p. 7785-7789, 2015.

MILLY, P. C. D.; BETANCOURT, J.; FALKENMARK, M.; HIRSCH, R. M.; KUNDZEWICZ, Z. W.; LETTENMAIER, D. P.; STOUFFER, R. J. Stationarity is Dead: Whither Water Management. **Science**, v.319, p.573-574. 2008.

MONTENEGRO, S.; RAGAB, R. Impact of possible climate and land use changes in the semiarid regions: A case study from North Eastern Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 434–435, p. 55–68, 2012.

MOORE, M.; ROMANO, S. P; COOK, T. Synthesis of upper Mississippi River system submersed and emergent aquatic vegetation: Past, present, and future. **Hydrobiologia**, v.640, p.103–114. 2010.

MOSS, R. H.; EDMONDS, J. A.; HIBBARD, K. A.; MANNING, M. R.; ROSE, S K.; VAN VUUREN, D. P.; CARTER, T. R.; EMORI, S.; KAINUMA, M.; KRAM, T.; MEEHL, G. A.; MITCHELL, J. F. B; NAKICENOVIC, N; RIAHI K.; SMITH, S. J; STOUFFER, R. J; THOMSON, A. M.; WEYANT, J. P; WILBANKS T. J. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. **Nature**, v.463, n.7282, p.747–756. 2010.

MUNARETTO, S.; HUITEMA, D. Adaptive comanagement in the Venice lagoon? An analysis of current water and environmental management practices and prospects for change. **Ecology and Society**, v. 17, n. 2, p. 19, 2012.

MURRAY, C.; SMITH, C.; MARMOREK, D. Middle Rio Grande endangered species Collaborative Program Adaptive Management plan Version 1. Prepared by ESSA Technologies Ltd. (Vancouver, BC) and Headwaters Corporation (Kearney, NE) for the Middle Rio Grande Endangered Species Collaborative Program, Albuquerque. 108 p. 2011.

MYSIAK, J.; HENRIKSON, H. J.; SULLIVAN, C.; BROMLYEY, J.; PAHL-WOSTL, C. (eds). **The adaptive water resource management handbook**. Earthscan, London/Sterling. 2010.

NELSON, D.R., F.A. DE SOUZA FILHO, T.J. FINAN, AND S. FERREIRA. Trajectories of adaptation: A retrospectus for future dynamics. In: S. SAKAI AND C UMETSU (eds.). **Social-ecological Systems in Transition**. Global Environmental Series. Springer, Tokyo, Japan. 2014.

NILSSON, C.; RENÖFÄLT, B. M. Linking flow regime and water quality in rivers: a challenge to adaptive catchment management. **Ecology and Society**, v.13, n.2, p.18. 2008.

OLDEN, J. D.; KONRAD, C. P.; MELIS, T. S.; KENNARD, M. J.; FREEMAN, M. C.; MIMS, M. C.; BRAY, E. N. , GIDO, K. B.; HEMPHILL, N. P.; LYTLE, D. A.; MCMULLEN, L. E.; PYRON, M.; ROBINSON, C. T.; SCHMIDT, J. C.; WILLIAMS, J. G. Are large-scale flow experiments informing the science and management of freshwater ecosystems?. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 12, n. 3, p. 176-185, 2014.

OLIVEIRA, C. C.; MARQUES, D da M. Proteção e Qualidade dos Recursos Hídricos Brasileiros: Contribuições da Diretiva Europeia Para a Água. **Revista de gestão da Água da América Latina – REGA**, v.5, n.1. ABRH. 2008.

OLMSTEAD, S. M. Climate change adaptation and water resource management: a review of the literature. **Energy Economics**, v. 46, p. 500-509, 2014.

OLSSON, P.; FOLKE, C.; BERKES, F. Adaptive co-management for building resilience in socio-ecological systems. **Environmental Management**, v.34, p.75-90. 2004.

OLSSON, P.; GUNDERSON, L. H.; CARPENTER, S. R.; RYAN, P. L.; LEBEL, FOLKE, C.; HOLLING, C. S. Shooting the rapids: navigating transitions to adaptive governance of social-ecological systems. **Ecology and Society**, v.11, n.1, p.18. 2006.

ORTIZ, J.; GUILDERTSON, T.; ADKINS, J.; SARNTHEIN, M.; BAKER, L.; YARUSINSKY, M. Abrupt onset and termination of the African Humid Period:: rapid climate responses to gradual insolation forcing. **Quaternary science reviews**, v. 19, n. 1, p. 347-361, 2000.

OSTROM, E. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. **Science**, v. 325, p. 419-422, Julho 2009.

OSTROM, E. **Understanding Institutional Diversity**. New Haven: Princeton University. 2005.

OSTROM, E., **Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action**. Cambridge University Press, New York (The Political Economy of Institutions and Decisions). 1990.

OSTROM, E.; JANSSEN, M.; ANDERIES, J. Going Beyond Panaceas. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. 104(39): 15176–15178. 2007.

PAHL-WOSTL, C. A conceptual framework for analysing adaptive capacity and multi-level learning processes in resource governance regimes. **Global Environmental Change**, v. 19, n. 3, p. 354–365, 2009.

PAHL-WOSTL, C. Requirements for Adaptive Water Management. In: **Adaptive and integrated water management**. Springer Berlin Heidelberg, 2008. p. 1-22. n. Lid, p. 1–22.

PAHL-WOSTL, C. The Dynamic Nature of Ecosystems: Chaos and Order Entwined. Wiley, **Chichester**, 288 p. 1995.

PAHL-WOSTL, C. Transitions towards adaptive management of water facing climate and global change. **Water Resources Management**, v.21, 4. 2007.

PAHL-WOSTL, C.; CRAPS, M.; DEWULF, A.; MOSTERT, E.; TABARA, D.; TAILLIEU, T. Social learning and water resources management. **Ecology and Society** 12(2): 5. 2007.

PAHL-WOSTL, C.; LEBEL, L.; KNIEPER, C.; NIKITINA, E. From applying panaceas to mastering complexity: toward adaptive water governance in river basins. **Environment alsience & policy**, v.23, p.24–34. 2012.

PAHL-WOSTL, C.; HOLTZ, G.; KASTENS, B.; KNIEPER, C. Analyzing complex water governance regimes: the Management and Transition Framework. **Environmental Science & Policy**, v. 13, n. 7, p. 571–581, 2010.

PAHL-WOSTL, C; NILSSON, C; GUPTA, J.; TOCKNER, K. Societal learning needed to face the water challenge. **Ambio**, v. 40, n. 5, p. 549-553, 2011.

PALMER, M. D. **Water quality modeling: a guide to effective practice**. World Bank Publications, 2001.

PARAJULI, P. B.; MANKIN, K. R.; BARNES, P. L. Source specific fecal bacteria modeling using soil and water assessment tool model. **Bioresource Technology**, v.100, n.2, p.953-963, 2009.

PARRY ML, CANZIANI OF, PALUTIKOF JP, VAN DER LINEND PJ, HANSON CE. **Impacts, adaptation and vulnerability: contribution of Working Group II to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge, UK. 2007.

PAULINO, W. D. ; TEIXEIRA, F. J. C. A questão ambiental e a qualidade da água nas bacias hidrográficas do Nordeste. In **A questão da água no Nordeste**. (Org.) por Antonio Carlos Filgueira Galvão; Antonio Rocha Magalhães; José Roberto de

Lima. 1ed. Brasília: Centro de Gestão de Estudos Estratégicos (CGEE), Agência Nacional de Águas (ANA), 2012, v. 1, p. 219-246.

PBMC – Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. **Base Científica das Mudanças Climáticas. Contribuição do Grupo de Trabalho 1 do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas ao Primeiro Relatório de Avaliação Nacional sobre Mudanças Climáticas.** Organização de T. Ambrizzi & M. Araujo. Rio de Janeiro, Coppe/Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2014a.

PBMC – Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. **Impactos, Vulnerabilidades e Adaptação às Mudanças Climáticas. Contribuição do Grupo de Trabalho 2 do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas ao Primeiro Relatório da Avaliação Nacional sobre Mudanças Climáticas.** Organização de E. D. Assad & A. R. Magalhães. Rio de Janeiro, Coppe/Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2014b.

PETRAITIS, P. **Multiple Stable States in Natural Ecosystems.** Oxford University Press, Oxford. 2013.

PIELKE, R. A., SR. & R. L. WILBY. Regional climate downscaling: What's the point? **Eos Trans. AGU**, 93(5), 52, 2012.

PINHEIRO, P. L.; FREITAS, H. B.; CHAVES, F. A.; MAIA, E. C. M. Operação do Açude Castanhão para Perenização do Rio Jaguaribe, Ano 2003, Ceará, Brasil. In: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos- **Anais...** São Paulo. ABRH. Porto Alegre/RS. 2007.

PLUMMER, R.; ARMITAGE, D.; ALEXANDER, D. **Integrating Perspectives on Adaptive Capacity and Environmental Governance.** D. Armitage and R. Plummer (eds.), *Adaptive Capacity and Environmental Governance*, Springer Series on Environmental Management. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2010.

POFF N.L.; ZIMMERMAN J.K.H. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. **Freshwater Biology**, v.55, p.194–205. 2010.

POFF, N. L.; ALLAN, J. D.; PALMER, M. A.; HART, D. D.; RICHTER, B. D.; ARTHINGTON, A. H.; STANFORD, J. A. River flows and water wars: emerging science for environmental decision making. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 1, n. 6, p. 298-306, 2003.

POLASKY, S.; CARPENTER, S. R.; FOLKE, C.; KEELER, B. Decision-making under great uncertainty: environmental management in an era of global change. **Trends in Ecology and Evolution**, v.26, p.398–404. 2011.

POLLARD, S.; DU TOIT, D.; BIGGS, H. River management under transformation: The emergence of strategic adaptive management of river systems in the Kruger National Park, **Koedoe**, v. 53, n. 2, p. 01-14, 2011.

PORTO, R. L. L.; MÉLLO JUNIOR, A. V.; ROBERTO, A. N. AcquaNet: arquitetura, estratégias e ferramentas. In: XVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, **Anais...** João Pessoa - PB:2005, ABRH.

PORZECANSKI, I.; SAUNDERS, L. V.; BROWN, M. T. Adaptive management fitness of watersheds. **Ecology and Society**, v. 17, n. 3, p. 29, 2012.

PRATT MILES, J. D. Designing collaborative processes for adaptive management: Four structures for multistakeholder collaboration. **Ecology and Society**, v.18, n.4, p.5. 2013.

PRUDHOMME, C.; WILBY, R. L.; CROOKS, S.; KAY, A. L.; REYNARD, N.S. Scenario-neutral approach to climate change impact studies: application to flood risk. **J. Hydrol.**, v.390, p.198–209. 2010.

RECOVER. **Adaptive management integration guide: the Comprehensive Everglades Restoration Plan**. Restoration Coordination and Verification, c/o U.S. Army Corps of Engineers, Jacksonville, Florida, USA, and South Florida Water Management District, West Palm Beach, Florida, USA. 2011.

REED, M. S.; A. C. EVELY, G. CUNDILL, I. FAZEY, J. GLASS, A. LAING, J. NEWIG, B. PARRISH, C. PRELL, C. RAYMOND, L. C. STRINGER. 2010. What is social learning? **Ecology and Society**, v.15, n.4, 2010.

RESILIENCE ALLIANCE. **Assessing resilience in social-ecological systems: Workbook for practitioners**. Version 2.0. 2010.

RIST, L., A. FELTON, L. SAMUELSSON, C. SANDSTRÖM, O. ROSVALL. A new paradigm for adaptive management. **Ecology and Society**, v.18, n.4, p.63. 2013.

RIST, L.; CAMPBELL, B. M.; FROST. P. Adaptive management; where are we now? **Environmental Conservation**, v.40, p.5-18. 2012.

ROCKSTRÖM, J., W. STEFFEN, K. NOONE, Å. PERSSON, F. S. CHAPIN, III, E. LAMBIN, T. M. LENTON, M. SCHEFFER, C. FOLKE, H. SCHELLNHUBER, B. NYKVIST, C. A. DE WIT, T. HUGHES, S. VAN DER LEEUW, H. RODHE, S. SÖRLIN, P. K. SNYDER, R. COSTANZA, U. SVEDIN, M. FALKENMARK, L. KARLBERG, R. W. CORELL, V. J. FABRY, J. HANSEN, B. WALKER, D. LIVERMAN, K. RICHARDSON, P. CRUTZEN, J. FOLEY. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. **Ecology and Society**, v.14, n.2, p.32. 2009a.

ROCKSTRÖM, J.; FALKENMARK, M.; FOLKE, C.; LANNERSTAD, M.; BARRON, J.; ENFORS, E.; GORDON, L.; HEINKE, J.; HOFF, H.; PAHL-WOSTL, C. **Water resilience for human prosperity**. Cambridge University. Press, New York. 292 pp. 2014.

ROCKSTRÖM, J.; STEFFEN, W.; NOONE, K.; PERSSON, Å.; CHAPIN, F. S.; LAMBIN, E. F.; LENTON, T. M.; SCHEFFER, M.; FOLKE, C. et al. A safe operating space for humanity. **Nature**, v. 461, n. 7263, p. 472-475, 2009b.

ROLLS, R. J; WILSON, G. G. Spatial and temporal patterns in fish assemblages following an artificially extended floodplain inundation event, northern Murray-Darling basin, Australia. **Environmental Management**, v.45, p.822–833. 2010.

ROQUES, T. V. P. **Aplicação de Modelos Computacionais na Análise de Outorga para Diluição de Efluentes em Corpos de Água – Fontes Pontuais e Difusas**. Vitória, ES: UFES, 2006. 201 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES. 2006.

ROSENFELD, J. S. Functional redundancy in ecology and conservation. **Oikos**, v.98, p.156–62. 2002.

SCHEFFER, M. **Critical Transitions in Nature and Society**. Princeton University Press. 2009.

SCHEFFER, M., J. BASCOMPTE, W. A. BROCK, V. BROVKIN, S. R. CARPENTER, V. DAKOS, H. HELD, E. H. VAN NES, M. RIETKERK, AND G. SUGIHARA. Early-warning signals for critical transitions. **Nature**, v. 461, n. 7260, p.53-59, 2009.

SCHEFFER, M.; CARPENTER, S. R. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. **Trends in Ecology and Evolution**, v.18, n.12, p.648–656. 2003.

SCHEWE, J., HEINKE, J.; GERTEN, D.; HADDELAND, I.; ARNELL, N. W.; CLARK, D.B.; DANKERS, R.; EISNER, S.; FEKETE, B.; COLÓN-GONZÁLEZ, F. J.; GOSLING, S. N.; KIM, H.; LIU, X.; MASAKI, Y.; PORTMANN, F. T.; SATOH, Y.; STACKE, T.; TANG, Q.; WADA, Y.; WISSER, D.; ALBRECHT, T.; FRIELER, K.; PIONTEK, F.; WARSZAWSKI, L.; KABAT, P. Multi-model assessment of water scarcity under climate change. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** (in press), doi:10.1073/pnas.1222460110. 2013.

SCHMIDT J. C; GRAMS, P. E. The high flows—Physical science results. Pages 53–91 in Melis TS, ed. Effects of Three High-Flow Experiments on the Colorado River Ecosystem Downstream from Glen Canyon Dam, Arizona. US Department of the Interior, **US Geological Survey. Circular nº1366**. 2011.

SCHMITZ, O. J. Perturbation and abrupt shift in trophic control of biodiversity and productivity. **Ecology Letters**, v. 7, n. 5, p. 403-409, 2004.

SCHOEMAN, J.; ALLAN, C.; FINLAYSON, C. M. A new paradigm for water? A comparative review of integrated, adaptive and ecosystem-based water management in the Anthropocene. **International Journal of Water Resources Development**, v. 30, n. 3, p. 377-390, 2014.

SCHOLZ, J. T.; STIFTEL, B. (eds.), **Adaptive Governance and Water Conflict: New Institutions for Collaborative Planning**. Washington, DC. 2005.

SHUKLA, J.; HAGEDORN, R.; MILLER, M.; PALMER, T. N.; HOSKINS, B.; KINTER, J.; MAROTZKE, J.; SLINGO, J. Strategies: Revolution in Climate Prediction is Both Necessary and Possible: A Declaration at the World Modelling Summit for Climate Prediction. **Bull. Amer. Meteor. Soc.**, v.90, p.175–178. 2009.

SIEBENTRITT M. A; GANF, G. G.; WALKER, K. F. Effects of an enhanced flood on riparian plants of the River Murray, South Australia. **River Research and Applications**, v. 20, n. 7, p. 765-774, 2004.

SIGEL, K.; B. KLAUER; PAHL-WOSTL, C. Conceptualising uncertainty in environmental decision-making: The example of the EU water framework directive. **Ecological Economics**, v. 69, n. 3, p. 502-510, 2010.

SILLMANN, J.; KHARIN, V. V.; ZHANG, X.; ZWIERS, F. W.; BRONAUGH, D. Climate extremes indices in the CMIP5 multimodel ensemble: Part 1. Model evaluation in the present climate. **Journal of Geophysical Research**, v. 118, p. 1-18, 2013.

SILVA, A. C. S. ; GALVÃO, C. O.; SILVA, G. N. S. Droughts and governance impacts on water scarcity: analysis in the Brazilian semi-arid. **In: Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences**, v. 369, p. 129-134, 2015.

SILVA, A. C. S.: Análise institucional da governança da água para adaptação à variabilidade e mudança climática um caso no Semiárido Brasileiro (1997-2013). **Tese (Doutorado)**. Universidade Federal de Campina Grande, Brasil, 2014. 188p.

SILVA, A. C. S.; GALVÃO, C. O.; SILVA, G. S.; SOUZA FILHO, F. A.: Ostrom's institutional design principles and reservoir management: a study on adaptation to climate variability and change. **In: Considering hydrological change in reservoir planning and management**. SCHUMANN A., BELYAEV, V., GARGOURY, E., KUCZERA, G., MAHÉ, G., AND MALLORY, S. (ed), IAHS Press, IAHS Publ. 362, 101–106, 2013.

SILVA, S. C.; RIBEIRO, M. M. R. Enquadramento dos corpos d'água na bacia do Rio Pirapama – PE. **Revista da Assoc. Brasileira de Engenharia Sanitária**, v.11, n.4, p.371-379. 2006.

SILVEIRA, C. S. **Modelagem integrada de meteorologia e recursos hídricos em múltiplas escalas temporais e espaciais: aplicação no Ceará e no setor hidroelétrico brasileiro**. Tese (Doutorado). Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2014. 352 p.

SILVEIRA, C. S. ; SOUZA FILHO, F. A. ; ARAUJO JUNIOR, L. M. ; DIAS, T. A.; CABRAL, S. L. Análise das projeções de vazão média anual no sistema Jaguaribe-Metropolitano para os cenários RCP4.5 e RCP8.5 do IPCC-AR5 para o século XXI. In: XII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2014, **Anais...** Natal-RN. Água e Desenvolvimento, 2014.

SMIT, B.; WANDEL, J. Adaptation, adaptive capacity and vulnerability. **Glob Environ Change**. V.16, p.282–292. 2006.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Série Histórica**. Disponível em: <http://www.cidades.gov.br/serieHistorica/>. Acesso em 15 de maio de 2015. 2013.

SOUCHON Y, SABATON C, DEIBEL R, RIESER D, KERSHNER J, GARD M, KATOPODIS C, LEONARD P, POFF NL, MILLER WJ, LAMB BL. Detecting biological responses to flow management: Missed opportunities; future directions. **River Research and Applications**, v.24, p.506–518. 2008.

SRH - Secretaria dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará. **Inventário Ambiental do açude Castanhão**. 142p. 2011a.

SRH - Secretaria dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará. **Inventário Ambiental do açude Orós**. 126p. 2011b.

SRH - Secretaria dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará. **Inventário Ambiental do açude Banabuiú**. 111p. 2011c.

STAKHIV, E. Z. Pragmatic Approaches for Water Management Under Climate Change Uncertainty. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v.47, n.6, p.83–96. 2011.

STEFFEN, W., SANDERSON, R.A., TYSON, P.D., JÄGER, J., MATSON, P.A., MOORE III, B., OLDFIELD, F., RICHARDSON, K., SCHELLNHUBER, H.J., TURNER, B.L., WASSON, R.J. **Global Change and the Earth System: A Planet Under Pressure**, Springer, Berlin. 2004.

STIRLING, A. A general framework for analysing diversity in science, technology and society. **Journal of the Royal Society Interface**, v. 4, n. 15, p. 707-719, 2007.

STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River, United States Public Health Service, U.S. Department of Health, **Education and Welfare**, 1925.

STRINGER, L. C., DOUGILL AJ, FRASER E, HUBACEK K, PRELL C, REED MS. Unpacking “participation” in the adaptive management of social-ecological systems: a critical review. **Ecology and Society**, v. 11, n. 2, p. 39, 2006.

STUDLEY, T. K.; BALDRIDGE, J. E.; RAILSBACK, S. F. Predicting fish population response to instream flows. **Hydro Review**, v. 15, n. 6, 1996.

SUMMERS, M. F.; HOLMAN, I. P.; GRABOWSKI, R. C. Adaptive management of river flows in Europe: A transferable framework for implementation. **Journal of Hydrology**, v. 531, p. 696-705, 2015.

SUSSKIND, L.; CAMACHO, A. E.; SCHENK, T. A critical assessment of collaborative adaptive management in practice. **Journal of Applied Ecology**, 49, 47–51. 2012.

TABARI, H.; TAYE, M. T.; WILLEMS, P. W. Water availability change in central Belgium for the late 21st century. **Global and Planetary Change**, v. 131, p. 115-123, 2015.

TAYLOR, K. E; STOUFFER, R. J.; MEEHL, G. A. An overview of CMIP5 and the experiment design. **Bull Am Meteorol Soc**, v.93, p.485–498. 2012.

TEBALDI, C.; SMITH, R. L.; NYCHKA, D.; MEARNNS, L. O. Quantifying uncertainty in projections of regional climate change: a bayesian approach to the analysis of multimodel ensembles. **Journal of Climate**, v. 18, p. 1524-1540, 2005.

TORRES, R. R.; MARENGO, J. A. Climate change hotspots over South America: from CMIP3 to CMIP5 multi-model datasets. **Theoretical and applied climatology**, v. 117, n. 3-4, p. 579-587, 2014.

TORRES, R. R.; MARENGO, J. A. Uncertainty assessments of climate change projections over South America. **Theoretical and applied climatology**, v. 112, n. 1-2, p. 253-272, 2013.

TUCCI, C. E. M.; **Modelos Hidrológicos**. Porto Alegre: Ed. UFRGS/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 672 p. 1998.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA TUNDISI, T.. **Limnology**. 1^a. ed. Londres: CRC, Taylor&Frances, v. 01. 863 p. 2012.

TURNER, B. L. Vulnerability and resilience: coalescing or paralleling approaches for sustainability science? **Global Environmental Change**, v.20, p.570-576. 2010.

UN-WATER. policy brief Climate Change Adaptation: The Pivotal Role of Water. **Executive Summary**. 2010. Disponível em: <http://www.unwater.org/downloads/>

VAN VLIET, M.T.H. et al., Global river discharge and water temperature under climate change. **Global Environmental Change**, v.23, p.450–464. 2013.

VAN VUUREN, D. P., EDMONDS, J., KAINUMA, M., RIAHI, K., THOMSON, A., HIBBARD, K; GEORGE HURTT, C.; KRAM, T.; KREY, V.; LAMARQUE, J.; MASUI, T.; MEINSHAUSEN, M.; NAKICENOVIC, N.; SMITH, S. J.; ROSE, S. K. The representative concentration pathways: an overview. **Climatic change**, v. 109, p. 5-31, 2011.

VANACKER, M., WEZEL, A., ARTHAUD, F., GUÉRIN, M., & ROBIN, J. Determination of tipping points for aquatic plants and water quality parameters in fish pond systems: A multi-year approach. **Ecological Indicators**, v. 64, p. 39-48, 2016.

VENKATARAMAN, K.; TUMMURI, S.; MEDINA, A.; PERRY, J. 21 st century drought outlook for major climate divisions of Texas based on CMIP5 multimodel ensemble: Implications for water resource management. **Journal of Hydrology**, v. 534, p.300-316, 2016.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. DESA/UFGM. Belo Horizonte- MG. 588 p. 2007.

VON SPERLING, M. V. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 2007.

WAGENER, T.; SIVAPALAN, M.; TROCH, P. A.; MCGLYNN, B. L.; HARMAN, C. J.; GUPTA, H. V.; WILSON, J. S. The future of hydrology. An evolving science for a changing world, **Water Resour. Res.**, 46(W05301), doi:10.1029/2009WR008906. 2010.

WALKER, B.; HOLLING, C. S.; CARPENTER, S. R.; KINZIG, A. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. **Ecology and Society**, 9(2): 5. 2004.

WALKER, B; SALT, D. **Resilience thinking: sustaining ecosystems and people in a changing world**. Washington: Island Press. 2006.

WALTERS, C. Challenges in adaptive management of riparian and coastal. **Conservation ecology**, v. 1, n. 2, p. 1, 1997.

WALTERS, C. J. Adaptive management of renewable resources. New York: Macmillan. 1986.

WALTERS, C. J. Is adaptive management helping to solve fisheries problems? **Ambio**, 36, 304–307. 2007.

WANG, Q.; SHIBEI LI, JIA, P.; QI, C.; DING, F. A Review of Surface Water Quality Models. **The Scientific World Journal**, vol. 2013, Article ID 231768, 7p, 2013.

WATTS, R. J.; RICHTER, B. D.; OPPERMAN, J. J.; BOWMER, K. H.. Dam reoperation in an era of climate change. **Marine and Freshwater Research**, v. 62, n. 3, p. 321-327, 2011.

WESTGATE, M. J., LIKENS, G. E., & LINDENMAYER, D. B. Adaptive management of biological systems: A review. **Biological Conservation**, 158, 128–139. 2013.

WILBY, R. L., WIGLEY, T. M. L. Downscaling general circulation model output: a review of methods and limitations. **Progress in Physical Geography** 21: 530–548. 1997.

WILBY, R.L.; DESSAI, S. Robust adaptation to climate change. **Weather**, v. 65, n. 7, p. 180-185, 2010.

WILLIAMS JG, SMITH SG, ZABEL RW, MUIR WD, SCHEUERELL MD, SANDFORD BP, MARSH DM, MCNATT RA, ACHORD S. Effects of the Federal Columbia River Power System on Salmonid Populations. **National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Memorandum NMFS- NWFSC-63**. 2005.

WILLIAMS, B. K. Adaptive management of natural resources—framework and issues. **Journal of Environmental Management**, 92, 1346–1356. 2011b.

WILLIAMS, B. K. Passive and active adaptive management: Approaches and an example. **Journal of Environmental Management**, 92, 1371–1378. 2011a.

WILLIAMS, B. K., SZARO, R. C., & SHAPIRO, C. D. **Adaptive management: The U.S. Department of the Interior technical guide**. Adaptive Management Working Group, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C. 2009.

WRONA, A., WEAR, D., WARD, J., SHARITZ, R., ROSENZWEIG, J., RICHARDSON, J. P.; PETERSON, D.; LEACH, S.; LEE, L.; JACKSON, C. R.; GORDON, J.; FREEMAN, M.; FLITE, O.; EIDSON, G.; DAVIS, M.; BATZER, D. Restoring ecological flows to the lower Savannah River: A collaborative scientific

approach to adaptive management. **In:** Proceedings of the 2007 Georgia Water Resources Conference, held March. 2007. p. 27-29.

WWAP - United Nations World Water Assessment Programme. The United Nations World Water Development Report 2015: **Water for a Sustainable World**. Paris, UNESCO. 2015.

YAO, W.; RUTSCHMANN, P.; SUDEEP. Three high flow experiment releases from Glen Canyon Dam on rainbow trout and flannelmouth sucker habitat in Colorado River. **Ecological Engineering**, v. 75, p. 278-290, 2015.

ZELLMER, S.; GUNDERSON, L. Why resilience may not always be a good thing: Lessons in ecosystem restoration from Glen Canyon and the Everglades. **Nebraska Law Journal**, v.87, p.893–949. 2009.