

REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL
GOVERNO DO ESTADO DO CEARÁ
SECRETARIA DOS RECURSOS HÍDRICOS - SRH

MANIFESTAÇÃO DE INTERESSE 20150002/CEL 04/SRH/CE
SOLICITAÇÃO DE PROPOSTAS (SDP) Nº 01
PROCESSO – VIPROC Nº 0777305/2016

CONTRATO Nº 02/PFORR/SRH/CE/2016



**EXECUÇÃO DE SERVIÇOS DE ANÁLISE DA INTEGRAÇÃO DOS
INSTRUMENTOS DE GESTÃO COM FOCO NA OUTORGA,
COBRANÇA E FISCALIZAÇÃO DOS RECURSOS
HÍDRICOS NO CEARÁ**

**RELATÓRIO 10
CONSOLIDAÇÃO DA ETAPA 1
REVISÃO DA FÓRMULA DE CÁLCULO DA COBRANÇA**



DEZEMBRO/2017



GOVERNO DO ESTADO DO CEARÁ

SECRETARIA DOS RECURSOS HÍDRICOS

CONTRATO 02/PFORR/SRH/CE/2016

**EXECUÇÃO DE SERVIÇOS DE ANÁLISE DA INTEGRAÇÃO DOS
INSTRUMENTOS DE GESTÃO COM FOCO NA OUTORGA,
COBRANÇA E FISCALIZAÇÃO DOS RECURSOS
HÍDRICOS NO CEARÁ**

**FASE II - CONCEPÇÃO DA ESTRATÉGIA DE INTEGRAÇÃO DOS
INSTRUMENTOS DE GESTÃO: OUTORGA, COBRANÇA E
FISCALIZAÇÃO**

**RELATÓRIO 10 – CONSOLIDAÇÃO DA ETAPA 1
Revisão da Fórmula de Cálculo da Cobrança**

DEZEMBRO/2017



APRESENTAÇÃO

APRESENTAÇÃO

O presente documento consiste na consolidação de cinco relatórios:, que sofreram ajustes ao serem incorporados a este documento denominado Relatório de Consolidação da Etapa 1 – Revisão da Fórmula de Cálculo da Cobrança, referente aos Estudos de Análise e Integração dos Instrumentos de Gestão com Foco na Outorga, Cobrança e Fiscalização, consoante a Solicitação de Propostas (SDP) N° 01 que resultou no Contrato 02/PFORR/SRH/CE/2016, firmado entre a Secretaria dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará e a IBI Engenharia Consultiva S/S

- Relatório - Adoção de bandeiras tarifárias (Relatório 05 – Adoção de bandeiras tarifárias);
- Relatório - Cobrança pela qualidade da água (Relatório 06 - Qualidade da água);
- Relatório - Eficiência do uso da água (Relatório 07 – Eficiência do uso da água);
- Relatório - Disponibilidade efetiva (Relatório 08 – Disponibilidade efetiva);
- Relatório - Volume outorgado (Relatório 09 - Volume outorgado).

Os produtos apresentados propõem a modificação da fórmula de cálculo da cobrança pelo uso da água bruta para um modelo polinomial, ao invés, do modelo monomial existente atualmente no estado do Ceará.

No modelo monomial cobra-se, apenas, pela quantidade de água conforme exposto na equação a seguir:

$$T(u) = T \times V_{ef} \quad (1)$$

Onde,

T(u) = tarifa do usuário U;

T = tarifa-padrão sobre volume consumido;

V_{ef} = volume mensal consumido pelo usuário.

O modelo proposto apresenta a fórmula da cobrança conforme a equação 2. Sua descrição detalhada é apresentada no corpo do texto desse relatório.

$$\text{Cobrança} = (T(u) + T_L(u) + T_o(u)) \times K_u \times K_{FDE} \quad (2)$$

Onde:

$T(u)$ - tarifa do usuário u devida em função do volume consumido;

$T_L(u)$ - Corresponde a tarifa de água imposta sobre a qualidade de água. Esta compõe-se de duas parcelas. A primeira é referente ao lançamento de efluentes nos corpos hídricos e segunda cobrança associada a qualidade da água recebida pelos diferentes setores usuários (discutido no relatório sobre qualidade da água);

$$T_L(u) = V_E + V_{QL} \quad (3)$$

Em que,

V_E = Parcela da cobrança referente ao lançamento de efluentes nos corpos hídricos;

V_{QL} = Parcela da cobrança associada a qualidade da água recebida pelos diferentes setores usuários.

O valor da componente de cobrança associada a qualidade da água recebida (V_{QL}) será obtido conforme a equação 4:

$$V_{QL} = (K_{QEU} \times K_{QSA/SO} \times K_{CLASSE}) \times P_{BASE} \times K_{IMP} \times K_{USO} \quad (4)$$

Em que,

K_{QEU} – Coeficiente do estado trófico do corpo hídrico de abastecimento;

$K_{QSA/SO}$ – Coeficiente referente ao perigo de salinização e solidificação da água;

K_{CLASSE} – Coeficiente associado a classe de enquadramento do corpo hídrico de abastecimento;

P_{BASE} - Retrata o preço fixo;

K_{IMP} - Coeficiente indicativo do grau de implementação da cobrança;

K_{USO} – Coeficiente que indica o setor usuário.

O componente da cobrança correspondente ao lançamento de efluentes (V_E) seguirá a mesma estrutura utilizada nas bacias hidrográficas federais conforme exposto na seguinte equação:

$$V_E = CO_{DBO} \times PUB_{DBO} \times K_{lan\ classe} \times K_{imp} \quad (5)$$

CO_{DBO} corresponde a carga anual de $DBO_{5,20}$ efetivamente lançada, em kg;

PUB_{DBO} representa o Preço Unitário Básico da carga de $DBO_{5,20}$ lançada;

To (u) é a tarifa de outorga de direito pelo uso da água;

K_u é o coeficiente que adapta o mecanismo de cobrança à eficiência de uso (discutido no relatório sobre eficiência do uso da água);

K_{FDE} é o coeficiente do fator de disponibilidade efetiva;

A tarifa que considera medidas de outorga e pode ser utilizado para evitar a especulação da disponibilidade hídrica é apresentada na equação 6.

$$To(u) = Tot \cdot Vot \quad (6)$$

onde:

Tot é a tarifa de outorga de direito pelo uso da água (R\$/m³);

Vot é o volume outorgado pelo usuário (m³);

No modelo proposto acrescenta-se também o Fator de Disponibilidade Efetiva (FDE). Ele consistiria em uma função que relacionaria a cobrança pelo uso da água com a escassez relativa medida pela razão entre a demanda e oferta atual como descrito na Equação 7.

$$K_{FDE} = f\left(\frac{D_{ATUAL}}{O_{ATUAL}}\right) \quad (7)$$

Onde,

K_{FDE} é o coeficiente do fator de disponibilidade efetiva, D é demanda atual (D_{atual}) instalada no hidrossistema; oferta atual máxima (O_{Atual}) disponível no hidrossistema na garantia de referência (90%)



ÍNDICE

ÍNDICE

1 - ADOÇÃO DE BANDEIRAS TARIFÁRIAS.....	11
1.1 - INTRODUÇÃO	11
1.2 - FUNDAMENTOS PARA A BANDEIRA TARIFÁRIA NO SETOR ELÉTRICO	13
1.2.1 - A bandeira tarifária antes de 2015.....	13
1.2.2 - A política de bandeira tarifária de 2015	15
1.2.3 - A política de reajuste tarifário	16
1.3 - AS BANDEIRAS TARIFÁRIAS DO SETOR ELÉTRICO PARA O SETOR DE ÁGUAS	16
1.3.1 - Os sistemas hídricos e elétricos	17
1.3.2 - A água como um direito humano	17
1.3.3 - O arcabouço institucional e a iniciativa privada.....	18
1.3.4 - As restrições decorrentes do arcabouço legal	19
1.4 - MODELO CONCEITUAL DE PRODUÇÃO DE MÚLTIPLAS FONTES.....	21
1.4.1 - Modelos de atendimento pleno e atendimento com risco	21
1.4.2 - Os tipos de fontes de produção	21
1.5 - FUNDAMENTOS PARA A BANDEIRA NA ÁGUA BRUTA	30
1.5.1 - Fundamento na lei 14.844/2010	30
1.6 - LIMIARES E GATILHOS PARA O MODELO DE BANDEIRA TARIFÁRIA	32
1.6.1 - A bandeira tarifária no modelo MAR	32
1.6.2 - A bandeira tarifária no Modelo MAP	35
1.7 - CONSIDERAÇÕES FINAIS	37
2 - COBRANÇA PELA QUALIDADE DA ÁGUA	40
2.1 - INTRODUÇÃO	40
2.2 - IMPACTO DA QUALIDADE DA ÁGUA NOS USOS	42
2.2.1 - Abastecimento Urbano.....	43
2.2.2 - Irrigação.....	45
2.2.3 - Indústria.....	48
2.2.4 - Aquicultura.....	51
2.3 - IMPACTO DOS USOS DA ÁGUA NO AMBIENTE E CAPACIDADE DE SUPORTE	55
2.4 - EXPERIÊNCIAS SOBRE COBRANÇA PELA QUALIDADE DA ÁGUA BRASILEIRA E INTERNACIONAL	62
2.5 - ESTRATÉGIA GERAL PARA A COBRANÇA PELA QUALIDADE DA ÁGUA.....	80
2.5.1 - Modelo atual de cobrança no estado do Ceará.....	80
2.5.2 - Mecanismo	85

2.5.3 - Requisitos legais e institucionais para a implementação.....	97
2.6 - PROPOSTA	97
2.6.1 - Situações de aplicação e Gatilhos da cobrança pela qualidade da água.....	97
2.6.2 - Monitoramento.....	98
3 - EFICIÊNCIA DO USO DA ÁGUA	103
3.1 - INTRODUÇÃO	103
3.2 - EFICIÊNCIA DOS USOS DA ÁGUA	104
3.2.1 - Abastecimento Urbano.....	104
3.2.2 - Irrigação.....	108
3.2.3 - Indústria.....	113
3.2.4 - Aquicultura.....	115
3.3 - PROPOSTA METODOLÓGICA.....	116
3.4 - AÇÕES PARA AUMENTAR A EFICIÊNCIA DO USO DA ÁGUA	124
4 - DISPONIBILIDADE EFETIVA.....	129
4.1 - INTRODUÇÃO	129
4.2 - CONCEPÇÃO PRELIMINAR DO FATOR DE DISPONIBILIDADE EFETIVA.....	130
4.3 - ANÁLISE DA VIABILIDADE DO FATOR DE DISPONIBILIDADE EFETIVA...	131
4.3.1 - Aspecto Hidrológico-Econômico (Hidroeconômico).....	131
4.3.2 - Impacto da Entrada de Novos Usuários de Água nos Usuários Históricos da Bacia	134
4.3.3 - Delimitação do Sistema Hídrico para a Definição do Fator de Disponibilidade Efetiva.....	135
4.3.4 - Relevância e efetividade do FDE na alocação de empreendimentos	136
4.4 - PROPOSTA METODOLÓGICA.....	137
4.4.1 - Metodologia de cálculo da cobrança incorporando o fator de disponibilidade efetiva e os gatilhos.....	137
4.4.2 - Situações de disponibilidade	141
4.4.3 - Propostas e cenários de aplicação	142
4.5 - ANÁLISE DA DISPONIBILIDADE HÍDRICA ATUAL.....	143
4.5.1 - Dados Utilizados	144
4.5.2 - Modelo de Simulação de Reservatórios	145
4.5.3 - Cálculo das Vazões Regularizadas	145
4.6 - SISTEMA JAGUARIBE - METROPOLITANO	147
4.6.1 - Modelo de Simulação do Sistema de Abastecimento	149
4.6.2 - Oferta Hídrica	151
4.6.3 - Simulação do Sistema e Avaliação de Desempenho.....	165
5 - RELATÓRIO V- VOLUME OUTORGADO.....	180



5.1 - INTRODUÇÃO	180
5.2 - OUTORGA COMO INSTRUMENTO DE GESTÃO DAS ÁGUAS	181
5.2.1 - Aspectos do marco legal	181
5.2.2 - Integração da outorga aos demais instrumentos de gestão	184
5.3 - VOLUME OUTORGADO COMO COEFICIENTE DE COBRANÇA PELO USO DAS ÁGUAS	187
5.3.1 - Propostas e práticas de uso de coeficientes na cobrança	187
5.3.2 - Proposta de coeficiente como função da disponibilidade implantada e da especulação outorgada	196
5.3.3 - Proposta de coeficiente como função da especulação outorgada.....	201
5.4 - APLICAÇÃO DO COEFICIENTE DE VOLUME OUTORGADO	203
5.4.1 - Critérios de uso do coeficiente	203
5.4.2 - Resultados de exemplificação da aplicação dos coeficientes	205
5.5 - CONSIDERAÇÕES FINAIS	209
6 - CONCLUSÃO	211
7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	215



1 - ADOÇÃO DE BANDEIRAS TARIFÁRIAS

1 - ADOÇÃO DE BANDEIRAS TARIFÁRIAS

1.1 - INTRODUÇÃO

O desenvolvimento das sociedades só é possível com disponibilidade de água de boa qualidade. Nesse contexto, o aumento das populações e das atividades econômicas, de lazer e outras consumidoras de água, resulta em contínuo aumento da demanda por água. Para atender essas demandas crescentes, o segmento de oferta de água busca fontes de água doce cada vez mais distantes ou utiliza técnicas de tratamento cada vez mais dispendiosas. Esse conjunto de ações resulta no fenômeno já muito conhecido do custo crescente da água potável e no risco de escassez da água bruta.

A construção de sistemas robustos de gestão de águas é a resposta da sociedade para suprir e conviver com as pressões e incertezas inerentes aos sistemas hidrológicos de suprimento de água bruta. Esses conceitos são: segurança hídrica e infraestrutura sustentável de água. Sejam as definições.

A Organização das Nações Unidas (ONU) considera que o objetivo da segurança hídrica é:

Assegurar o acesso sustentável à água de qualidade, em quantidade adequada à manutenção dos meios de vida, do bem-estar humano e do desenvolvimento socioeconômico; garantir proteção contra a poluição hídrica e desastres relacionados à água; preservar os ecossistemas em um clima de paz e estabilidade política.

O conceito de Infraestrutura de Água Sustentável (IAS) é bem recente e ainda não entrou na agenda de debates da comunidade de recursos hídricos do Brasil. A Environmental Protection Agency (EPA), considera que infraestrutura de água sustentável são práticas para dar suporte às infraestruturas de água e criar comunidades sustentáveis. O conceito e práticas, desenvolvidos pela EPA, estão em construção e implementação nos Estados Unidos.

São três os pilares que dão sustentação a uma IAS: 1) a questão política e das instituições; 2) a construção de infraestruturas sustentáveis; e 3) a gestão sustentável dos equipamentos da infraestrutura.

A gestão sustentável dos equipamentos da infraestrutura, na conceituação da EPA, inclui: o efetivo gerenciamento dos equipamentos, o planejamento, as ferramentas tecnológicas, a precificação e acessibilidade, e o financiamento. Segundo a EPA:

As tarifas aos usuários tipicamente geram fundos para a operação diária e manutenção e investimentos de capital de longo horizonte para água potável e sistemas de esgotamento sanitário. [...] A precificação dos serviços de água deve refletir com acurácia os verdadeiros custos de prover água de alta qualidade e serviços de esgotamento sanitário aos consumidores para manter a infraestrutura e planejar para futuros reparos, reabilitação e substituição da infraestrutura.

Observa-se que, em parte, e adaptando-se à realidade local, o edital do presente estudo busca construir uma política tarifária que viabilize a operação e manutenção da infraestrutura de água do Ceará. A substituição futura da infraestrutura ainda não está incluída na precificação da tarifa. Explica-se essa não inclusão pela elevada desigualdade social, com um segmento da população com baixa capacidade de pagamento.

Esse relatório, aborda a temática da bandeira tarifária e procura estruturar os conceitos, justificativas e práticas no sistema elétrico brasileiro. A inclusão da BT¹ nos arcabouços institucionais e legais brasileiros é descrita. Aborda-se também a temática da tarifa de contingência no setor de saneamento e de sua prática recente em vários estados da Federação.

Finalmente, apresenta-se a construção conceitual para moldar e justificar um Sistema de Tarifas de Crises Hídricas (STCH)² que pode ser utilizado para a formulação das regras para estabelecer tarifas e práticas gerenciais em épocas de secas hidrológicas. Considera-se que grande parte do sucesso da nova política de águas do estado do Ceará decorre da estruturação de um sistema concebido com princípios e diretrizes que são aceitas pela sociedade.

O objetivo principal deste Relatório é, na forma dos Termos de Referência, avaliar questões impostas pela sociedade sobre a necessidade de adaptação para eventos

¹ BT - Bandeira Tarifária

² STCH - Sistema de Tarifa de Crises Hídricas

extremos de seca e cheia com a adoção de bandeiras tarifárias, como o exemplo adotado nas concessionárias de saneamento básico e energia elétrica.

1.2 - FUNDAMENTOS PARA A BANDEIRA TARIFÁRIA NO SETOR ELÉTRICO

A inserção das bandeiras tarifárias na estrutura tarifária vigente nas distribuidoras de energia elétrica iniciou-se com a Audiência Pública nº 120/2010, aberta pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) em 17 de dezembro de 2010. Na REFERIDA Audiência, a Aneel alegou que o objetivo das bandeiras tarifárias era sinalizar ao consumidor o custo da geração de energia elétrica. Segundo o estudo de simulação da Aneel, se as bandeiras tarifárias estivessem em vigor em 2008, os custos de geração de energia teriam sido reduzidos em R\$ 1,4 bilhão e teria sido gerado receita adicional ao setor elétrico de R\$ 3,6 bilhões, a qual seria revertida para a modicidade tarifária em 2009 (Silva, 2017).

Contudo, as novas as bandeiras tarifárias não são novidade, pois, em uma forma diferente, elas já estavam inseridas na política tarifária do setor elétrico há mais de dez anos. De fato, tratava-se de um aperfeiçoamento da política de tarifação que dava ênfase ao sinal passado para o consumidor dos custos reais, das crises de fornecimento e da eficiência econômica da geração de energia elétrica.

Nas subseções seguintes serão descritas a formatação anterior da prática de bandeiras tarifárias e as mudanças de forma e objetivos para a atual forma de bandeira tarifária.

1.2.1 - A bandeira tarifária antes de 2015

A política tarifária, com tarifas azul, verde e convencional, foi praticada desde a década de 1980, portanto, antes da atual formatação da atual política de bandeiras tarifárias azul, verde e vermelha. De fato, a política vigente foi concebida como um aperfeiçoamento da política anterior com objetivo de passar aos consumidores sinais de formação dos custos de energia.

A política anterior dava maior ênfase ao sinal da horossazonalidade, que tinha como objetivo deslocar demandas da faixa de horário de pico, normalmente em torno das 18 horas, para outro horário de baixa demanda, como a madrugada. A tarifa era binômia,

cobrava demanda e consumo. Havia três tipos de tarifa: a convencional, a azul e a verde. As aplicações variavam com o tipo de consumidor, que eram classificados em dois grandes grupos: grupo A e grupo B.

A tarifa Convencional tinha um valor constante para a demanda e outro para o consumo. Isto é, a tarifa não considerava a horossazonalidade nem a sazonalidade intra-anual.

As tarifas azul e verde só apresentavam diferenças na cobrança da demanda (**Quadro 1.1**). No que se refere ao consumo, as duas eram exatamente iguais. Assim, para os usuários que não pagavam demanda, que era a grande maioria dos consumidores residenciais, pode-se dizer que haviam dois tipos de tarifa: a Convencional e a Azul/Verde. A tarifa Convencional tinha preço único, independente da estação ou do horário, enquanto a tarifa Azul/Verde considerava a horossazonalidade e as estações úmidas e seca do ciclo anual.

Quadro 1.1 - Resumo das modalidades de faturamento do setor elétrico antes de 2015

	Azul	Verde	Convencional
Demanda (kW)	Um preço para ponta	Preço único	Preço único
	Um preço para fora de ponta		
Consumo (kWh)	Um preço – ponta – período úmido		Preço único
	Um preço – fora de ponta – período úmido		
	Um preço – ponta – período seco		
	Um preço – fora de ponta – período seco		

Fonte: Haddad, 2017.

Havia também a tarifa de ultrapassagem, que representava um valor adicional a ser pago pelo consumidor, sobre a parcela da demanda medida, que superava a respectiva demanda contratada, caso a ultrapassagem fosse superior aos limites mínimos de tolerância (Haddad, 2004).

1.2.2 - A política de bandeira tarifária de 2015

A atual política tarifária do setor elétrico foi formulada em Nota Técnica 363/2010 de 06 de dezembro de 2010. O objetivo é repassar ao “consumidor cativo um incentivo que reflita os custos atuais da geração de energia, por meio de sinal econômico de curto prazo” (ANEEL/SRE, 2010). Com isso, espera a Aneel “dar mais transparência aos consumidores, de forma a permitir um melhor gerenciamento da sua carga dado os custos presentes de geração”.

As variáveis de custos utilizadas para definir os gatilhos de acionamento das bandeiras são: Encargo de Serviços do Sistema associado à Segurança Energética (ESS_SE) e Preço de Liquidação das Diferenças (PLD).

A bandeira tarifária verde caracteriza-se pela tarifa de energia sem a incidência de ESS_SE. A bandeira tarifária amarela corresponde a um aumento de R\$ 15,00/MWh sobre a tarifa da bandeira verde e a bandeira tarifária vermelha considera uma elevação de R\$ 30,00/MWh sobre a bandeira tarifária verde (ANEEL/SRE, 2010). Como descrito, as bandeiras tarifárias se dividem em:

- Bandeira Verde: Tarifa de energia de equilíbrio econômico financeiro, na qual não incide o ESS_SE, de forma que não é necessário prever esse componente de custo para o ano seguinte. Sua aplicação se dá para intervalos de valores de PLD e ESS_SE de até R\$ 100,00/MWh;
- Bandeira Amarela: implica na incidência de R\$ 15,00/MWh sobre a bandeira tarifária verde. Aplica-se para intervalos de valores de PLD e ESS_SE entre R\$ 100,00/MWh e R\$ 200,00/MWh;
- Bandeira Vermelha: caracterizada pela incidência de R\$ 30,00/MWh sobre a bandeira tarifária verde. Seu acionamento se dará quando a soma do PLD e ESS_SE ultrapassar R\$ 200,00/MWh. (ANEEL/SRE, 2010).

Na aplicação atualmente vigente, a variável PLD foi substituída pela variável Custo Marginal de Operação (CMO) estimado pelo Operador Nacional do Sistema (ONS), o qual equivale ao preço de unidade de energia produzida para atender a um acréscimo de demanda de carga no sistema, em R\$/MWh. Os limiares das bandeiras foram

modificados para: Bandeira verde: CMO + ESS_SE inferior ao valor de 200,00 R\$/MWh; Bandeira amarela: CMO + ESS_SE igual ou superior a 200,00 R\$/MWh e inferior a 350,00 R\$/MWh; Bandeira vermelha: CMO + ESS_SE igual ou superior a 350,00 R\$/MWh. (Aneel, 2017)³

1.2.3 - A política de reajuste tarifário

O reajuste de tarifa tem como objetivo reestabelecer o poder de compra das concessionárias nos termos do contrato de concessão. Há três modalidades de reajuste: o reajuste tarifário, a revisão de tarifa periódica e a revisão de tarifa extraordinária.

O reajuste tarifário, de ciclo anual, na data do contrato de concessão, busca restabelecer o poder de compra da concessionária. A revisão de tarifa periódica, concedida em intervalos de quatro a cinco anos, é concedida após uma análise completa de todos os custos eficientes e remuneração dos investimentos prudentes. Essa revisão fixa um novo patamar de tarifas adequado à estrutura da empresa e do mercado. A revisão tarifária extraordinária pode ocorrer a qualquer tempo, no caso de um evento extraordinário afetar o equilíbrio financeiro da concessionária (ANEEL, 2008).

1.3 - AS BANDEIRAS TARIFÁRIAS DO SETOR ELÉTRICO PARA O SETOR DE ÁGUAS

Entende-se que o objetivo subjacente à aplicação das bandeiras tarifárias no setor de água seja auferir da grande organização tarifária do setor elétrico, especialmente nos momentos de crise, para avançar na política tarifária do setor de águas, particularmente, para administração das secas, com manutenção da saúde financeira do sistema. Para construir uma nova modalidade tarifária, inspirada no setor elétrico, é importante: 1) conhecer as peculiaridades, semelhanças e diferenças entre os dois sistemas; 2) conhecer as estruturas e a política tarifária dos dois sistemas; 3) conhecer

³ http://www.aneel.gov.br/documents/654800/14867739/Relatorio_do_Acionamento_das_Bandeiras_Tarifarias.pdf/5c8a9535-7a0b-46d8-98ab-3550b641f57e

os objetivos das bandeiras tarifárias no setor elétrico e verificar se a mesma é positiva se aplicada ao setor de águas.

1.3.1 - Os sistemas hídricos e elétricos

O sistema elétrico brasileiro tem como característica central a integração. O sistema energético é formado pelo Sistema Integrado Nacional (SIN) e alguns poucos sistemas isolados mais ao norte do país. A administração é concentrada no Operador Nacional do Sistema (ONS), que determina os despachos de liberação de águas e acionamento de térmicas que implicam em possíveis mudanças das bandeiras tarifárias.

Por sua vez, no sistema de águas, embora haja a Agência Nacional de Águas (ANA) com autoridade nas águas de domínio da União, não há um sistema nacional integrado. De fato, a transmissão de energia em grandes distâncias, atravessando fronteiras políticas e hidrográficas, tem mais viabilidade econômica e política do que a transferência de águas.

1.3.2 - A água como um direito humano

Desde os primeiros grandes encontros mundiais sobre a água, como o encontro de Mar del Plata em 1977, o tema da água como um direito do ser humano vem sendo debatido. Porém, foi somente em 10 de julho de 2010 que a Assembleia Geral das Nações Unidas reconheceu a água como um direito humano. No relatório da referida reunião, as Nações Unidas conclamam os estados e as organizações internacionais a prover recursos financeiros, formação de competências e transferência de tecnologia, por meio de assistência e cooperação, em particular para os países em desenvolvimento, a fim de envidar esforços para prover água potável e saneamento, com segurança, limpeza e acessível para toda a humanidade ⁴.

Há, além da questão do direito humano, já reconhecida pela ONU, um debate que água, no Brasil, deve ser considerada como direito fundamental do ser humano, tendo, na verdade, mais implicações locais. Para Manoel Souza:

⁴ http://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/64/292

A expressão 'Direitos Humanos' se aplica para aqueles direitos do ser humano reconhecidos e positivados na esfera do direito constitucional positivo de determinado Estado, ao passo que a expressão 'Direitos Humanos' guardaria relação com os documentos de direito internacional, por referir-se àquelas posições jurídicas que se reconhecem ao ser humano como tal, independente de sua vinculação com determinada ordem constitucional, e que, portanto, aspiram à validade universal, para todos os povos e tempos, de tal sorte que revelam um inequívoco caráter supranacional⁵.

Nesse aspecto, há uma grande diferença entre o setor elétrico e o setor de águas no que se refere a implementação de uma política tarifária de águas que dê sustentabilidade financeira aos órgãos gestores e aos concessionários de água e saneamento. No Brasil, e particularmente nas grandes cidades, há um grande contingente populacional com baixa capacidade de pagamento, mas que não pode ficar sem água potável. Esse fato afeta diretamente a política tarifária da concessionária de saneamento e, indiretamente, o setor de água bruta.

O fato não inviabiliza a política tarifária, porém, há de se pensar em um debate político mais intenso e a busca de recursos para cobrir o déficit decorrente das tarifas sociais. Entre as alternativas para vencer esse obstáculo estão os subsídios cruzados e os recursos governamentais.

1.3.3 - O arcabouço institucional e a iniciativa privada

No setor elétrico há uma grande presença da iniciativa privada, principalmente, na produção de energia térmica e eólica, que participam com grande parte na manutenção da segurança do sistema. Os investimentos da iniciativa têm que ser bem remunerados para serem atrativos. O sistema de bandeiras tarifárias no setor elétrico executa o papel de dar sustentabilidade financeira aos investimentos na produção de energia.

No setor de águas, a presença da iniciativa privada ainda é muito incipiente. A grande maioria dos concessionários de água e saneamento são estatais. Os órgãos gestores

⁵http://www.ambito-juridico.com.br/site/index.php?n_link=revista_artigos_leitura&artigo_id=10330

são todos órgãos de estado e de governo⁶. Observa-se, que na década de 1970, o setor de energia também tinha uma predominante presença de instituições estatais.

No Estado do Ceará, já se fazem estudos sobre a inserção da iniciativa privada na matriz de produção de águas brutas. Esses estudos, ainda em gestação, apontam para a dessalinização de águas de mar e reuso das águas da ETE da CAGECE na praia de Jacarecanga. Se essas ideias se concretizarem, a ponto de realmente dar garantia hídrica, o setor de águas passa a ter uma configuração semelhante ao setor elétrico no que se refere à participação da iniciativa privada. Nessas circunstâncias, a adoção de bandeiras tarifárias pode proporcionar as condições para remuneração dos investimentos privados.

A transposição do São Francisco também é uma fonte nova para a matriz de águas e para a segurança hídrica do Ceará. Embora seja gerenciada por um agente estatal, a cobrança na entrega das águas na fronteira do Ceará faz com que o tratamento tarifário das águas aduzidas seja semelhante ao de fontes de produção da iniciativa privada. A diferença fundamental é a fase de negociação de custos da entrega de águas. Em vez de Estado-Iniciativa Privada passa a ser Estado-União. Contudo, há de se considerar que o órgão gestor das águas de transposição também deve buscar sustentabilidade financeira para a operação e manutenção do sistema.

1.3.4 - As restrições decorrentes do arcabouço legal

No setor elétrico, o arcabouço conceitual e legal que organiza e regula a política tarifária já vem sendo construído há décadas. O setor de águas tratadas e saneamento também já possui algumas décadas de experiência nesse quesito. Todavia, no setor de águas brutas, tudo é muito novo. No Ceará, o sistema de gestão de águas brutas iniciou em 1992 e ainda está em busca de novas ideias e modelos, como é o caso das bandeiras tarifárias.

⁶ Há os comitês de bacias e agências de bacias, como a do Paraíba do Sul que podem ser considerados órgão de Estado embora não sejam órgão de Governo.



Atualmente, está em vigência a Lei nº 14.844, de 28 de dezembro de 2010. Há alguns fundamentos que devem ser observados para a formulação da política tarifária.

Os princípios estabelecem: princípio IV, a água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico e de importância vital no processo de desenvolvimento sustentável; no princípio V, a cobrança pelo uso dos recursos hídricos é fundamental para a racionalização de seu uso e sua conservação.

O princípio/capítulo das restrições estabelece que o acesso à água deve ser um direito de todos, por tratar-se de um bem de uso comum do povo, recurso natural indispensável à vida, à promoção social e ao desenvolvimento sustentável.

Esses pontos foram abordados anteriormente. A questão da sustentabilidade financeira para a gestão de águas e a necessidade de dar viabilidade de acesso a água a toda a população. A viabilidade vem da cobrança, e os recursos para a acessibilidade universal da água vêm dos subsídios cruzados ou de recursos de Governo.

A cobrança é tratada no art. 15:

Art. 15. A cobrança pelo uso dos recursos hídricos objetiva:

I - Reconhecer a água como um bem de valor econômico e dar ao usuário uma indicação de sua real importância; II - incentivar a racionalização do uso da água; III - obter recursos financeiros para apoiar estudos, programas e projetos incluídos nos Planos de Recursos Hídricos; IV - obter recursos para o gerenciamento dos recursos hídricos.

Os recursos para gerenciamento dos recursos hídricos envolvem as despesas de administração, operação e manutenção (AOM) dos gestores. Outros recursos financeiros adicionais podem ser incluídos na política tarifária para estudos, programas e projetos definidos no Plano Diretor. Assim, nos termos da Lei, recursos além das despesas de AOM podem ser inseridos na planilha desde que estejam recomendados no Plano de Bacia.

Sobre as fontes referidas anteriormente, essas podem ser vistas como insumo necessário à segurança do sistema e, ao ver deste consultor, podem ser abrigadas na Lei como um produto necessário à operação do sistema. Assim, esses custos entram na política em sua totalidade. O pagamento pelo reuso e a dessalinização deve

remunerar os investidos, custo de capital, mais manutenção, mais operação, mais lucros. Por sua vez, o pagamento pelas águas do São Francisco deve remunerar os custos da gestora da transposição.

1.4 - MODELO CONCEITUAL DE PRODUÇÃO DE MÚLTIPLAS FONTES

O modelo apresentado nessa seção está inserido em uma pesquisa no Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC, e em breve será objeto de publicação em periódico especializado. Neste relatório, o modelo é proposto, apresentado e aplicado pela primeira vez⁷.

1.4.1 - Modelos de atendimento pleno e atendimento com risco

Considere um bem, como energia ou água, produzido por diversas fontes com características e custos de produção diferentes. Considere dois tipos de modelos/sistemas. No primeiro modelo, denominado de Modelo de Atendimento Pleno (MAP), o sistema de produção tem capacidade instalada apropriada para atender à demanda em qualquer situação. O segundo modelo, denominado de Modelo de Atendimento com Riscos (MAR), o sistema de produção pode deixar de atender parte da demanda em situação de crise de uma das fontes de produção.

No MAP, o sistema atende à Equação 1.

$$\sum_1^n KPF_i \geq DI \quad q. q. s. t \quad (1)$$

onde KPF_i capacidade máxima de produção da fonte i ; DI demanda instalada pelo bem produzido.

No MAR pode haver períodos na escala de tempo para os quais se tem:

$$\sum_1^n KPF_i < DI \quad \text{para períodos críticos} \quad (2)$$

1.4.2 - Os tipos de fontes de produção

Para avaliar as situações nas quais podem ocorrer falhas, deve-se classificar os tipos de fontes segundo sua variabilidade com o tempo.

⁷ Pesquisa coordenada pelo Prof. José Nilson B. Campos

Fonte tipo 1: a capacidade de produção não depende do estado do sistema que produz o bem. Por exemplo, no setor elétrico uma fonte termoelétrica pode produzir sua capacidade plena sempre que abastecida com a quantidade de combustível requerida. No setor de águas, uma usina de salinização de águas do mar, pode sempre produzir sua capacidade máxima, desde que a fonte de força forneça a energia requerida.

Fonte tipo 2: a capacidade de produção depende do estado do sistema que produz o bem. Por exemplo, no setor elétrico, as usinas hidrelétricas têm a capacidade máxima instalada para a situação de reservatórios cheios. Quando o volume dos reservatórios está baixo, a capacidade de produção diminui, e pode diminuir significativamente. No setor de águas, situação semelhante pode ocorrer. Quando os níveis dos reservatórios ficam abaixo de um nível de segurança, as retiradas dos reservatórios devem diminuir.

Fonte tipo 3: as capacidades de produção dependem de variáveis climatológicas e variam ao longo do ano e dos anos. No setor de energia, é o caso das estações eólicas, que dependem das condições dos ventos; no setor de águas é o caso de captações a fio d'água de rios sem reservatórios de regularização à montante.

1.4.2.1 - Principais fontes de produção no setor elétrico

As principais fontes de energia utilizadas pela humanidade são: a energia térmica, a energia hidráulica, a energia da Terra, energia nuclear, energia dos oceanos, energia solar e energia eólica (Haddad, 2004). Para efeito deste relatório, e considerando a importância relativa das fontes na matriz energética brasileira, adota-se a seguinte classificação:

- **Energia hidráulica** – A energia hidráulica, ou hidrelétrica, é gerada pelas águas em movimento, que passam por uma turbina e são transformadas em energia elétrica. A Aneel (2008), considera que as obras civis, que envolvem o desvio provisório do rio, e a construção de barragens para a formação de reservatórios são tão ou mais importantes que os equipamentos instalados. A capacidade de produção desse tipo de energia, a cada instante, é função dos estoques de águas armazenada nos reservatórios. Geralmente, a capacidade de produção é dimensionada para os

reservatórios cheios. Esse tipo de energia é do Tipo 2, pois depende do estado dos reservatórios.

- **Energia termoelétrica** – São energias geradas pelo calor obtido de algum tipo de combustível. Em essência, a energia na forma de calor, que gera vapor. A energia térmica contida no vapor é transformada em energia mecânica, ou cinética, que movimenta a turbina do gerador de energia elétrica (ANEEL, 2008). Os custos de produção dependem do combustível utilizado, que pode ser óleo diesel, gás natural, óleo combustível e outros. A capacidade de produção não depende do estado do sistema nem de variáveis climáticas. Tendo combustível suficiente, pode ser gerada energia na capacidade máxima. Assim, é uma Fonte Tipo 1.
- **-Energia nuclear** – As usinas nucleares funcionam a partir de um reator, onde fica o combustível nuclear. O núcleo do átomo é submetido ao processo de fissão e a energia é liberada lentamente e aquece as águas existentes no interior do gerador para produzir vapores que movimentam as turbinas (ANEEL, 2008). Há muita restrição dos ambientalistas e de grande parte das populações a esse tipo de energia. Os grandes desastres ambientais que ocorreram na antiga União Soviética (Chernobyl) e no Japão (Fukushima), justificam esse temor da sociedade. No Brasil há pouca produção de Energia Termonuclear. Essa energia é do Tipo 1, pois independe do estado do sistema e das sazonalidades do clima.
- **-Energia eólica** – É a energia gerada pela energia cinética do movimento dos ventos, que passam por aerogeradores e são transformadas em energia elétrica. Assim, a capacidade de produção em cada mês depende do regime de ventos no respectivo mês. Os regimes dos ventos variam ao longo do ano. No Nordeste, onde existem muitas usinas, os meses de agosto a outubro apresentam ventos mais intensos e, portanto, maior capacidade de produção de energia. É um tipo de energia em grande expansão no Brasil e no Mundo. A Aneel aponta como pontos favoráveis a esse tipo de energia a renovabilidade, perenidade, grande disponibilidade e independência de importância e custo zero para obtenção de suprimento. A principal desvantagem é o custo de produção bem superior às outras

formas de energia da matriz brasileira. Esse tipo de energia pode ser classificado como Tipo 3.

- **Outras fontes** – Há uma política nacional de geração de energia por particulares, ou pequenas empresas. A energia solar e eólica em pequenas unidades, como residências, vem sendo incentivadas. Alguns condomínios e residências unifamiliar já vêm instalando esses equipamentos.

1.4.2.2 - Principais fontes no setor de águas

Nessa seção, enumeram-se, descrevem-se e classificam-se as principais fontes de água utilizadas para atender as demandas requeridas pela sociedade. Na definição, foram utilizadas as lições da história sobre a instalação e a formação dos sistemas de águas na sociedade moderna.

Primeiramente, as sociedades utilizam as águas mais próximas. Para isso, as sociedades eram criadas em torno de rios ou lagos de águas de boa qualidade. Quando as cidades cresciam e as águas locais, de boa qualidade, ficavam insuficiente, os gestores de águas públicas passavam a buscar águas mais afastadas. Assim foi no crescimento de Roma, ainda nos primeiros anos da era Cristã (Campos, 2001). Depois vieram as transposições de bacias mais distantes. Com novas tecnologias, vieram as fontes alternativas, como dessalinização de águas do mar e reuso de águas em grande escala.

Águas locais – São as águas produzidas dentro do sistema hidrográfico em análise. Por exemplo, para o sistema Jaguaribe-Metropolitano, que já está integrado por uma extensa infraestrutura de transmissão de águas, dispõe-se de uma grande capacidade de acumulação. As características hidrológicas dos rios do Semiárido setentrional, rios intermitentes, com grande variabilidade interanual, sujeitas a uma intensa evaporação, resultam em vazões regularizadas altamente variáveis. Um estudo sobre os riscos envolvidos no atendimento de vazões regularizadas, mostraram que, com séries com 30 anos de duração, a vazão regularizada com 90% de garantia é uma variável aleatória com coeficiente de variação 0,30, isto é, da ordem de grandeza das precipitações pluviométricas anuais (Campos, Souza Filho, & Lima, 2014). Esse

suprimento de águas é altamente dependente dos estados dos reservatórios, medidos pelos volumes estocados, assim, trata-se de uma fonte Tipo 2.

Águas de transposição de bacia – Trata-se das águas da transposição de bacias do rio São Francisco para o estado do Ceará e, principalmente, para atender às demandas da Região Metropolitana de Fortaleza (RMF). Essas águas têm custos bem mais altos do que as águas locais. Considerando-se, nesse caso específico, e tendo em vista a outorga concedida pela Agência Nacional de Águas (ANA), admite-se que a vazão de transposição mínima é garantida 100% do tempo. Nessas premissas, as águas de transposição do São Francisco é uma fonte Tipo 1.

Reuso das águas municipais – refere-se às águas de esgotamento sanitário que são intencionalmente coletadas, tratadas e reusadas para fins utilitários. Em âmbito mundial, já há algumas experiências de reuso de águas municipais, como, por exemplo, na Califórnia. As águas de reuso são utilizadas para produção de energia geotérmica, recarga de aquíferos, paisagismo, irrigação e uso industrial (Cooley & Phurisamban, 2016). No Ceará, a Cagece já fez algumas experiências, em pequenas vazões, com irrigação. Contudo, com o uso de larga escala não há experiências no Brasil. No Ceará, na busca de alternativas, planeja-se o estudo de aproveitamento dos efluentes da Estação de Pré Condicionamento de Esgoto (EPC) da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (Cagece), localizada em Fortaleza, na Avenida Castelo Branco (Leste Oeste). O objetivo é atender parte da demanda para fins industriais do distrito do Porto de Pecém⁸. Há potencial para uso de até 3,0 m³/s, valor que justifica incluir o reuso de águas municipais na matriz de fontes hídricas do Estado. Nessa situação, essa fonte é classificada como Tipo 1, pois não depende do estado do sistema.

Dessalinização de águas do mar – A dessalinização refere-se a uma larga gama de processos utilizados para remover sais das águas de diferentes graus de salinidade. A maioria das usinas do mundo, e todas da Califórnia, utilizam o processo de osmose

⁸ <http://www.opovo.com.br/jornal/economia/2017/05/comeca-estudo-para-reuso-de-agua-do-esgoto.html>

reversa (Cooley & Phurisamban, 2016). No Ceará, a experiência está restrita a poço de baixa vazão no substrato cristalino. A dessalinização por osmose reversa requer um pré-tratamento para prevenir incrustação das membranas e pós-tratamento para adicionar minerais que melhoram o sabor e reduzem a corrosão nos sistemas de distribuição de águas (Cooley & Phurisamban, 2016).

Os limites para a implantação de usinas de salinização decorrem do alto consumo de energia, de impactos ambientais e de recursos financeiros. Porém, uma vez tomado os devidos cuidados na implantação e operação, as usinas de dessalinização de águas do mar constituem-se uma fonte de produção de água Tipo 1, que podem contribuir significativamente com a segurança hídrica do Estado.

Outras fontes – Entende-se outras fontes como aquelas utilizadas para produção de pequenas vazões, para resolver problemas localizados que são importantes para a gestão de recursos hídricos, mas não interferem de modo significativo em uma política tarifária de águas brutas. Entre essas, podem ser relacionadas: captação de águas de chuva, poços rasos e poços no cristalino, reuso em pequenas vazões, e outras.

1.4.2.3 - O custo de produção segundo as fontes

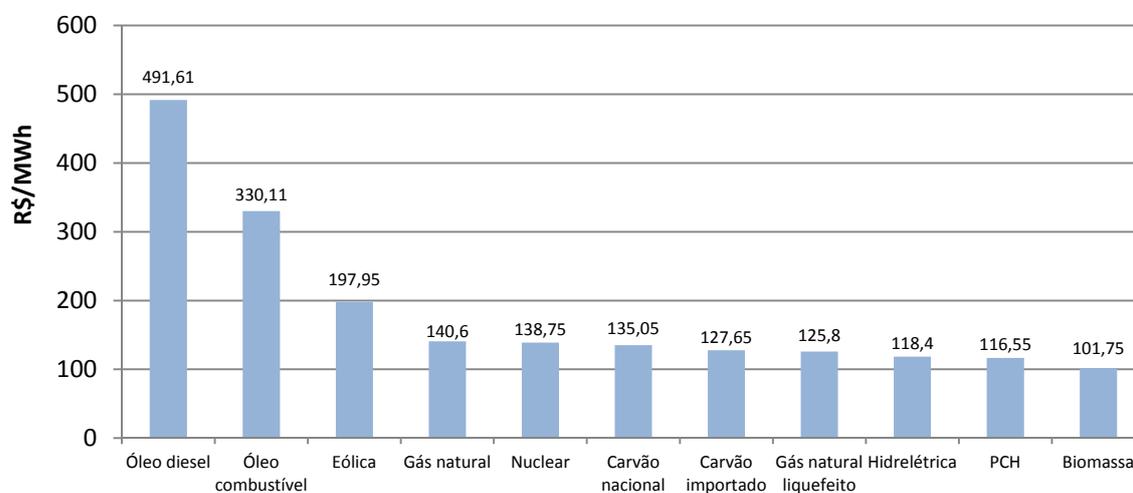
O custo de produção de energia é uma variável de extrema importância para planejar a produção em larga escala de bens, como a energia e a água doce. Certamente todas as fontes relacionadas anteriormente têm suas peculiaridades e envolvem custos de produção diferentes.

No setor elétrico, a adoção da bandeira tarifária é diretamente relacionada aos custos de produção, como será mostrado na seção seguinte. Para esse setor, já existe um amplo arcabouço conceitual que trata dos custos de produção e de suas variabilidades em função das características inerentes às fontes. No setor de águas, a política de bandeiras tarifárias ainda é uma ideia em gestação que está sendo estudada no Ceará e em São Paulo. Embora haja muitos estudos de avaliação de custos das águas, não há, no Ceará, estudos e pesquisas estruturadas voltadas à produção de águas de diversas fontes para atender à demanda de um dado sistema. É o que será apresentado nas seções que seguem.

a) Custos de Fontes de Produção no Setor Elétrico

O sistema elétrico tem uma maneira bem peculiar e adaptada ao SIN. Regularmente, a Aneel faz estudos sobre os custos de produção de energia no Brasil e no mundo com vistas a aumentar os conhecimentos de técnicos e administradores das instituições que atuam no SIN e também dos consumidores.

O Atlas de Energia Elétrica do Brasil (ANEEL, 2008), apresenta os custos de produção elétrica do Brasil. Os custos de energia térmica são bastante variáveis, dependendo do tipo de combustível utilizado. O custo varia desde 491,61 R\$/MWh, para o óleo diesel, até 125,80 R\$/MWh para o combustível Gás Natural Liquefeito (GNL). Observe-se, que entre todas as fontes, o custo mais baixo é o da biomassa gerado pelo bagaço de cana (101,75 R\$/MWh), contudo essa fonte não tem grande escala de produção. Excluindo a biomassa, os menores custos são para as hidrelétricas (118,40 R\$/MWh) e PCHs (116,55 R\$/MWh). **Figura 1.1.**



Fonte: PSR, 2008 (adaptado).

Figura 1.1 - Custos de produção de energia elétrica segundo o tipo fonte de geração (Dados de 2008 – Aneel) (R\$/MWh)

Essa diversidade de fontes e de custos requer um bom planejamento e, ao meu ver, o setor energético o faz como muita competência. A administração das fontes, o acionamento de térmicas, a liberação de águas pelas hidrelétricas é feita pelo



Operador do Sistema em função, principalmente, dos estados (estoques e níveis) dos reservatórios. É dessa administração que são fixadas as bandeiras.

b) Custo de Produção de Água

O Relatório 01 deste contrato, considerando as situações e dados do período de 2011 a 2015, fez uma extensa avaliação dos custos de Administração, Operação e Manutenção da produção e fornecimento de água bruta no estado do Ceará.

Considerando a situação atual, na qual a água produzida vem de fontes locais, os custos levantados no Relatório 01 - Revisão dos Custos Fixos e Variáveis dos Sistemas de Recursos Hídricos refere-se às águas locais.

Fez-se uma avaliação completa do sistema, e os custos obtidos, com excessão das águas locais, que foram calculadas detalhadamente em relatórios anteriores, foram estimados. A tarifa das águas de transposição está em discussão em Brasília. A ideia mais aceita na reunião de um comitê formado para definir as tarifas é estabelecer uma tarifa binômia, como aplicado no setor elétrico: há um valor por consumo e outro para a demanda. Foi feita uma estimativa inicial para gerar uma receita de R\$ 418 milhões/ano. Para o consumo, a tarifa seria R\$ 0,59/m³; para a disponibilidade (demanda do setor elétrico) seria uma tarifa de R\$ 0,204/m³. Contudo ainda há divergências entre especialistas. A expectativa é que, em breve, os valores sejam refinados e se chegue a um consenso no âmbito do Comitê gestor do PISF.

Os demais custos foram estimados por pesquisas na literatura técnica especializada, para outros locais. Somente após a contratação das usinas de dessalinização e de reuso, os valores mais aproximados podem ser obtidos. A **Tabela 1.1** e a **Figura 1.2** apresentam os valores dos custos.

Tabela 1.1 - Avaliação dos Custos de Água Segundo as Fontes

FONTE	ANO DOS VALORES	DESCRIÇÃO DOS CUSTOS	FONTE DOS DADOS	CAPACIDADE (hm ³)	CUSTOS AOM (COGERH + SRH + FUNCEME) (R\$/m ³)	CUSTO PARA PEQUENAS OBRAS (R\$/m ³)			CUSTO PARA GRANDES OBRAS (R\$/m ³)		
						MÍN.	MÉD.	MÁX.	MÍN.	MÉD.	MÁX.
Águas Locais	2015	Alçudes considerados: açudes da região metropolitana (Gavião, Pacoti, Pacajus, Riachão e Aracoiaba) e açudes da região do Jaguaribe (Orós, Banabuiú e Castanhão) - Volume considerado de 375,45 hm ³	Dados da COGERH	11,112.00	0.087						
Transposição	2015	Águas da transposição do São Francisco (7,57 m ³ /s para o Ceará e volume total de 630.089.280 m ³)	Dados da COGERH	238.72	0.59						
Reuso (projetos de reuso de água não potável)	2015	Custo para a estrutura somado ao custo da instalação de canos para a distribuição da água.	Artigo			3.83	3.83	5.36	-	-	-
Reuso (projetos de reuso de água indiretamente potável)	2015	Custo para a estrutura somado ao custo de transporte, bombeamento da água subterrânea e tratamento	Artigo			5.11	5.87	6.90	4.09	4.60	5.11
Desalinação (água salobra)	2015	-	Artigo			2.55	4.09	4.60	2.43	2.81	3.32
Desalinação (água do mar)	2015	-	Artigo			6.90	7.15	10.98	5.36	5.36	6.38

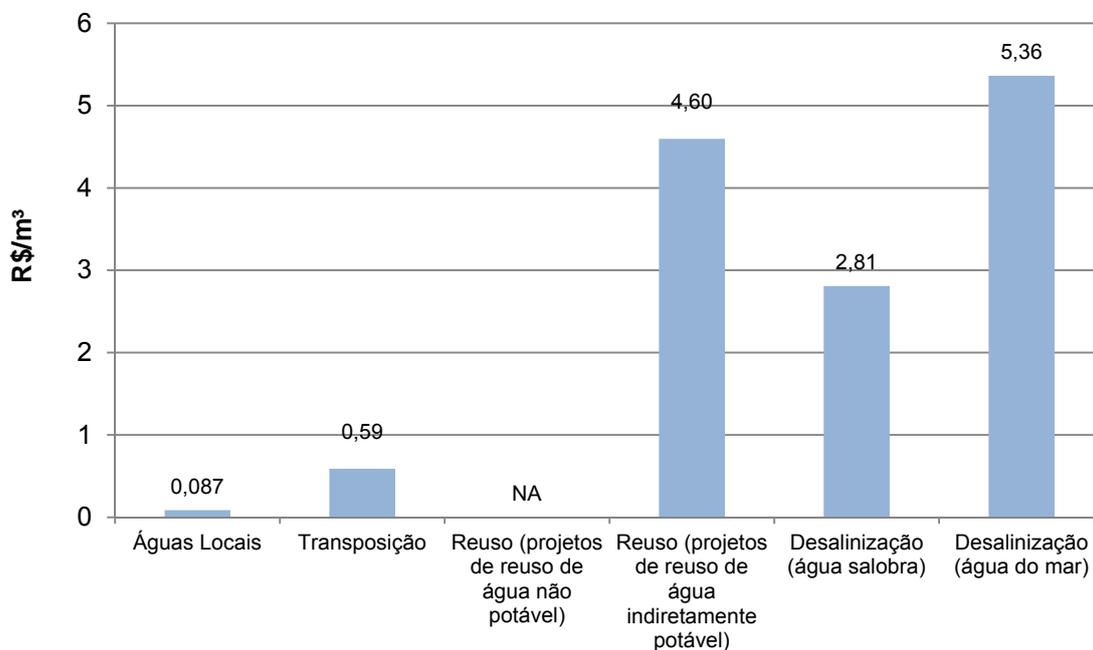


Figura 1.2 - Custos de produção para grandes obras de água brutas - valores estimados para fins de análise preliminar (valores em R\$/m³)

1.5 - FUNDAMENTOS PARA A BANDEIRA NA ÁGUA BRUTA

Nesta seção apresentam-se as propostas para implementação do modelo de bandeira tarifária no setor de água bruta. De princípio, entende-se que a metodologia a ser utilizada deve atender ao que é estabelecido na Lei Estadual de Águas (Lei 14.844/2010).

1.5.1 - Fundamento na lei 14.844/2010

A cobrança das águas brutas na Lei de Águas do Ceará está tratada nos artigos 16, 17, 18 e 19. Esses artigos, nos itens relacionados à cobrança são transcritos a seguir e comentados em sequência no que se relacionam com a possível introdução da política tarifária.

Art. 16. Será cobrado o uso dos recursos hídricos superficiais ou subterrâneos, segundo as peculiaridades das Bacias Hidrográficas, na forma como vier a ser estabelecido pelo CONERH, por meio de Resolução, a qual será enviada ao Governador do Estado do Ceará, que fixará o valor das tarifas por Decreto, obedecidos os seguintes critérios:

I - a cobrança pela utilização considerará a classe de uso preponderante em que for enquadrado o corpo de água onde se localiza o uso, a disponibilidade hídrica local, o grau de regularização assegurado por obras hidráulicas, a vazão captada e seu regime de variação, o consumo efetivo e a finalidade a que se destina;

Por sua vez, o art. 17, item VII, estabelece que o Plano Estadual de Recursos Hídricos deve definir as diretrizes e critérios para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos.

Pelo art. 18, o Estado atualizará a cada quatro anos o Plano Estadual de Recursos Hídricos - PLANERH, assegurando recursos financeiros e mecanismos institucionais, para sua implementação.

Parágrafo único - Os recursos financeiros para elaboração e implantação do Plano Estadual de Recursos Hídricos deverão constar das leis estaduais que disponham sobre o Plano Plurianual, Diretrizes Orçamentárias e Orçamento Anual do Estado.

Art. 19. O Plano Estadual de Recursos Hídricos deverá constar do Plano Plurianual de Desenvolvimento do Estado de forma a assegurar a integração setorial e geográfica dos diferentes segmentos da economia e das regiões como um todo.

Observa-se que a Lei foi formulada para a produção de águas brutas a partir das fontes locais, isto é, águas regularizadas por reservatórios e águas subterrâneas. Dessa forma, de princípio, na visão da Consultoria, não há restrições legais para a aplicação da política de bandeiras tarifárias. Contudo, as seguintes ações devem ser tomadas.

- O Plano Estadual de Recursos Hídricos, que deveria ser atualizado a cada quatro anos, deve definir os diretrizes e critérios para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos (art. 17, item VII). A última atualização do PERH aconteceu em 2005. Contudo, pode-se admitir que as tarifas podem ser definidas com base no que está estabelecido em Lei, que não pode ser modificado pelo PLANERH.
- Pela leitura do art. 16, item I, pode-se observar que a Lei foi formulada para a produção de águas brutas por regularização de vazões, isto é, considera a situação de fontes de água em 2010, e ainda persistem em 2017, isto é, a lei está adaptada para o sistema de grandes reservatórios no Ceará. A tarifa também deve considerar o fim a que se destinam as águas, o que é feito na prática.
- Observa-se, todavia, que os dispositivos em vigor não se referem a situações de produção de águas por dessalinização, por transposição de bacias ou por reuso de águas de esgoto. Considerando-se que estas águas são bem mais onerosas do que

as águas locais, e por isso, devem ter impactos significativos nas tarifas, é prudente que essa nova futura realidade, em fase inicial de implantação ou de estudos, deva ser incluída em artigos da Lei.

Uma alternativa, que pode ser avaliada pelo setor jurídico, é elaborar, ou atualizar, o Plano Estadual de Recursos Hídricos. Assim, seria necessário:

- Inserir o PERH nas leis estaduais que disponham sobre o Plano Plurianual, Diretrizes Orçamentárias e Orçamento Anual do Estado (art. 18);
- Contratar atualização do PERH, para atender o que determina a Lei, e dar ênfase a inserção das novas fontes de produção de águas nas diretrizes e critérios para a cobrança de águas;
- Encaminhar as diretrizes e critérios para o CONERH para que seja feita uma Resolução sobre a cobrança;
- Fazer o PERH constar do Plano Plurianual de Desenvolvimento do Estado (art. 18).

1.6 - LIMIARES E GATILHOS PARA O MODELO DE BANDEIRA TARIFÁRIA

Nesta seção apresentam-se as análises para estabelecimento dos gatilhos e faixas de aplicação das bandeiras tarifárias no setor de água bruta. As análises são feitas para duas condições: 1) para o modelo MAR, no qual há riscos de racionamento da oferta de água bruta, que corresponde a situação atual em todas as bacias do Ceará; 2) o modelo MAP de atendimento pleno, no qual há fontes de produção de águas adicionais aos reservatórios e que podem ser acionadas em caso de secas hidrológicas mais severas.

1.6.1 - A bandeira tarifária no modelo MAR

Na atual política de gestão de água no Ceará há riscos de racionamento, como o que acontece no Ceará desde 2016 (acionamento para irrigação e outros usos, tarifa de contingência para a térmica e para o abastecimento de Fortaleza). Esse fato é muito relacionado a reservatórios de rios intermitentes em regiões de alta intensidade de evaporação. Contudo, não há bandeira tarifária, e sim tarifa de contingência.

A organização do sistema de tarifas é feita em função dos estoques de água nos reservatórios. Há uma tarifa normal, que pode ser considerada como bandeira verde, que é praticada enquanto os estoques de água estão elevados, como capacidade de atender toda a demanda sem riscos de racionamento em curto horizonte de tempo. A tarifa é fixada segundo as regras definidas em Lei.

Quando da ocorrência de secas e baixos estoques de água na rede de reservatório, a prática é reduzir a liberação de água para usos menos prioritários na forma da Lei, como a irrigação. Para o setor industrial aplica-se uma tarifa de contingência, como foi feito para a termoelétrica. Para o abastecimento de cidades, há uma redução na vazão entregue à concessionária. Por seu lado, a Concessionária, aplica uma tarifa de excedentes nos usuários. Há uma expectativa de que o aumento da tarifa resulte em diminuição do consumo. Há também embutido, uma adição da receita da concessionária reduzido em função da redução do consumo. Essa pode ser a bandeira azul. Há dois sinais que a bandeira azul passa para os usuários: 1) o custo da água aumentou, e 2) há riscos de racionamento em um futuro próximo. O primeiro sinal atua no sentido de reduzir o consumo pelas leis da economia (elasticidade da demanda); o segundo sinal atua no sentido de sensibilizar a sociedade que há uma questão ambiental envolvida e que a colaboração de todos é necessária para reduzir o consumo.

Quando os estoques de água ficam criticamente baixos, é necessária uma ação mais efetiva antes do racionamento. Nesse ponto, as vazões liberadas são ainda mais reduzidas e as tarifas de contingência são mais elevadas. Passa-se para o consumidor um sinal das proximidades de um forte racionamento. A colaboração de todos é indispensável para que não se chegue ao colapso. Esse é o momento da bandeira tarifária vermelha.

A representação gráfica esquemática desse conjunto de situações é apresentada na **Figura 1.3.**

Com a entrada das águas da transposição do São Francisco e das usinas de dessalinização, espera-se que o sistema da região metropolitana possa passar a ser

administrado no MAR, isto é, com pleno atendimento. Porém, muitos sistemas hidrográficos, como a região hidrográfica do Coreaú, devem permanecer ainda muito tempo com suprimento com riscos.

Esse modelo é conceitual e ilustrativo. A definição de regras de operação dos reservatórios e das fontes de produção devem ser estudadas com métodos avançados de otimização e avaliação de riscos, com simulação Monte Carlo (Campos, Souza Filho, & Lima, 2014). Dessa maneira, poderá ser obtido o valor mais econômico para produção de águas brutas nesse sistema complexo de múltiplas fontes. Contudo, deixando de lado as complexidades metodológicas, apresenta-se uma conceitualização para definir a política tarifária.

Na fase inicial, utilizam-se as fontes de menor custo operacional, como as águas locais e as águas da transposição. Um percentual das águas da transposição que chega ao Ceará deve ser direcionado para Fortaleza, o restante deve ser distribuído entre outros sistemas hidrográficos. A divisão das águas vai depender da situação dos estoques de água dos demais sistemas hidrográficos do Estado. A decisão deve ser tomada pelo órgão gestor da distribuição.

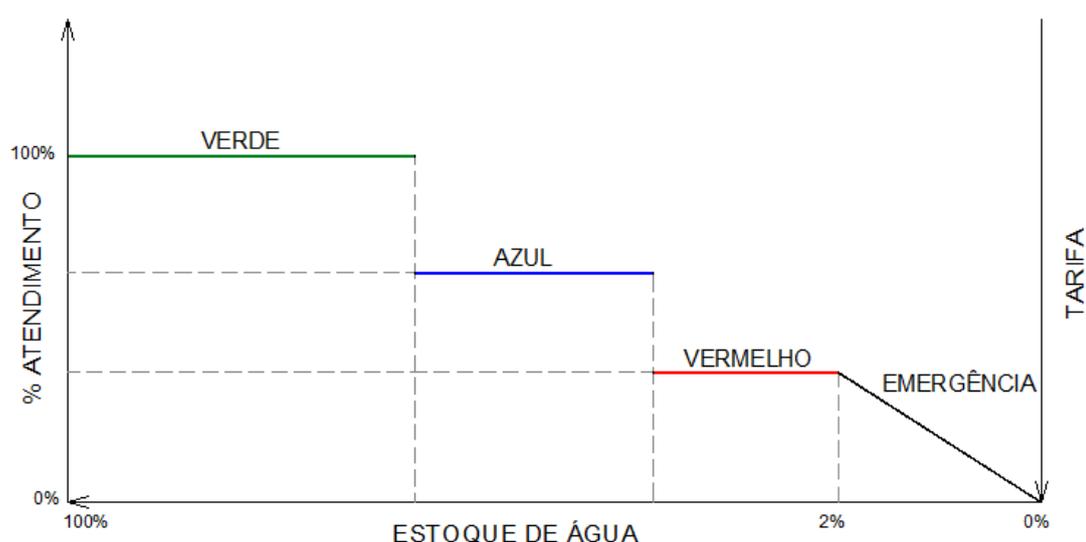


Figura 1.3 - Representação esquemática das bandeiras tarifárias no setor de águas

Os limiares da bandeira devem ser definidos para cada sistema hidrográfico interligado. Por exemplo, para o sistema metropolitano foram iniciados racionamentos na presente seca: inicialmente houve uma redução na oferta para irrigação e, posteriormente, houve reduções na água bruta fornecida à Cagece. A proposta é adotar a experiência da presente crise hidrológica para fixar os limiares.

Contudo, há necessidade de estudos de simulação dos sistemas de reservatórios. Por exemplo, a tarifa verde seria aplicada quando o estoque de água fosse suficiente para atender a demanda por 24 meses. A tarifa azul seria praticada enquanto o estoque de água puder atender a demanda reduzida pelo aumento de tarifa por 12 meses. A tarifa vermelha seria aplicada para estoques que garantissem até seis meses. Abaixo disso, chega-se ao pré colapso e a situação é de emergência. Um forte racionamento é necessário.

Os números apresentados são apenas indicativos. No setor de água, as decisões são políticas e devem ser negociadas com a sociedade e com o CONERH. O importante é que essas negociações sejam feitas previamente e sejam estabelecidas regras tarifárias aprovadas pelo CONERH e pelo Governador. Dessa maneira, ao chegar a crises, o sistema já tem um caminho de decisões estabelecido.

1.6.2 - A bandeira tarifária no Modelo MAP

No enfrentamento da atual crise de abastecimento de águas da região metropolitana de Fortaleza, há vários estudos em busca de alternativas para garantir a segurança hídrica da região. As águas de transposição do São Francisco, um projeto antigo, espera-se que entre na matriz hídrica do Estado em futuro bem próximo, até meados de 2018. Há também outras alternativas em desenvolvimento, comentadas anteriormente, como usinas de dessalinização de águas do mar e reuso das águas de efluentes de esgoto da estação de Jacarecanga.

A inserção dessas fontes da matriz hídrica pode garantir o atendimento pleno da demanda, contudo haverá um razoável aumento no custo de produção de água. Nessa situação, o processo de operação do sistema guarda semelhanças com a operação do

sistema elétrico. Nessas condições, uma política tarifária de bandeira é plenamente viável e desejável para fins de sustentabilidade do sistema de produção.

Como no setor elétrico, são definidas três bandeiras tarifárias: a verde, a azul e a vermelha. Essas bandeiras, também como no setor elétrico, devem dar um sinal para o consumidor do real custo da água. Espera-se, que a definição das tarifas, dê sustentabilidade para o sistema de produção de água.

Os custos de produção de água são estimados pela seguinte equação:

$$KPA = \sum_1^4 VPF_i * CPF_i \quad (3)$$

onde KPA denota o custo atual da produção de águas com as regras de operação praticadas para o sistema; VPF_i representa o volume em uma unidade de tempo de análise (pode ser, por exemplo, 10 dias); CPF_i denota o custo de produção de água da fonte *i* por unidade de volume; as fontes são: *i* = 1 águas locais; *i* = 2 águas da transposição do São Francisco; *i* = 3 águas de dessalinização, *i* = 4 águas de reuso.

Para definição das bandeiras, deve-se fazer uma avaliação dos custos de produção desde uma situação mais favorável (menor custo), até a mais desfavorável (maior custo) (**Figura 1.4**). A amplitude entre o máximo e o mínimo deve ser dividida em três intervalos. Os limiares, ou gatilhos, de acionamento das bandeiras devem estar contidos na amplitude.

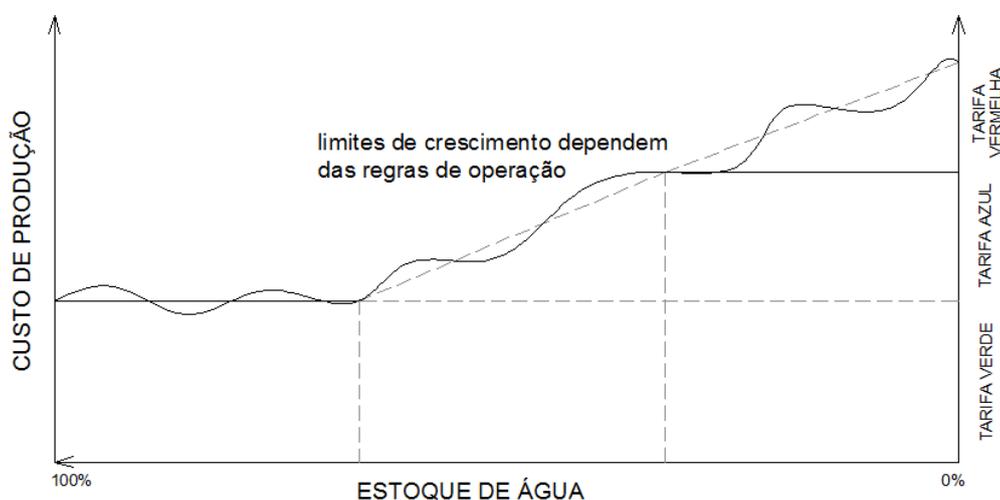


Figura 1.4 - Representação esquemática para a aplicação das bandeiras tarifárias em água bruta no modelo de atendimento pleno - MAP

No MAP há necessidade de planejar a operação da matriz hídrica em seu conjunto. A prática atual de operação somente dos reservatórios não mais se aplica. Propõe-se que o estudo tenha um operador do sistema (como o ONS) que define as vazões liberadas de cada fonte, como os despachos de setor elétrico. Poderia ser a COGERH. Se o sistema contar com a iniciativa privada, como no setor elétrico, o capital inicial deve ser remunerado. Isto é, a formação dos custos deve incluir o custo de aquisição e instalação das usinas (no caso de dessalinização de água do mar) ou estação de tratamento de esgoto (no caso do reuso de água), e não somente o custo operacional (AOM).

1.7 - CONSIDERAÇÕES FINAIS

Na economia de mercado, as crises, no sentido de escassez de um determinado bem, são regidas pela lei da oferta e da procura. Um mesmo produto tem preços, ou valores, diferentes em situações de escassez e em momentos de abundância. Na escassez, o preço naturalmente cresce e a demanda decresce. Também, em situações de preços elevados de um dado produto, a sociedade procura por produtos alternativos, de menor custo, que substituam total, ou parcialmente, o produto em escassez.



É certo que a energia elétrica e a água, por suas peculiaridades, não se comportam completamente como um produto, ou serviço, que é regido pela lei de mercado. Todavia, é também certo que esses entes, água e energia, fornecidos ou regulados pelos governos, devem ser administrados de maneira distinta em períodos de secas e em períodos de abundância. Em anos recentes, o setor elétrico criou regras específicas para lidar com a questão da escassez e do custo crescente da produção de energia. Nesse segmento, a seção de regulamentação econômica da Agência Nacional de Energia Elétrica (SRE/ANEEL) estabeleceu as regras para a denominada bandeira tarifária, aplicada em todo o território nacional (Nota técnica 360/20100- SRE de 06 de dezembro de 2010).

Por sua vez, o setor de saneamento, no tocante à distribuição de água tratada, também tem procurado estabelecer critérios para administrar o fornecimento. A prática no setor de águas tratadas tem sido criar a denominada 'tarifa do excedente': todo usuário que utilizar além de sua média histórica é penalizado com uma multa.

O importante, e que se recomenda neste relatório, é que sejam definidos os sistemas integrados, sejam estabelecidos modelos de operação de reservatórios associados a outras fontes de produção de água, se for o caso, e que seja estabelecida uma política tarifária para levar ao CONERH e, se necessário, levar ao Parlamento.



2 - COBRANÇA PELA QUALIDADE DA ÁGUA

2 - COBRANÇA PELA QUALIDADE DA ÁGUA

2.1 - INTRODUÇÃO

A qualidade da água é fator relevante para os diversos usos da água e para a manutenção dos ecossistemas aquáticos. Esses usos poderão provocar alterações significativas no estado qualitativo dos corpos hídricos comprometendo por consequência sua utilização nos variados fins.

A gestão da qualidade da água necessita de mecanismos de incentivo econômico para a conservação desse recurso pelos usuários, assim como, instrumentos financeiros que possibilitem o monitoramento, a fiscalização, a remediação e demais ações que o gerenciamento possa englobar.

A cobrança é um mecanismo que pode servir como indutor de boas práticas por parte dos usuários, assim como, financiadora das ações de gerenciamento da qualidade da água.

Este relatório apresenta uma análise de alternativas de cobrança pela qualidade da água para o Estado do Ceará. São avaliados os aspectos da qualidade da água que interferem no valor a ser cobrado pelo uso da água em determinados momentos. Para tanto foi desenvolvida proposta descrevendo a metodologia de cálculo e descritos os gatilhos que ativarão o uso dessa variável, como também em quais situações a qualidade deverá impactar o valor cobrado pelo uso da água, além de propostas e cenários de aplicação indicando quais parâmetros devem ser utilizados e como deve ser o monitoramento para coletas das informações necessárias.

Este capítulo está organizado em cinco itens em adição a este. O segundo item que sucede este descreve como a qualidade da água impacta diferentes usos da água. O terceiro item mostra como os usos impactam a qualidade.

Estes dois itens exploram duas possibilidades de ocorrência da cobrança pela qualidade. A primeira seria cobrar pelo estado da qualidade da água em um corpo d'água tendo em vista que água com melhor qualidade estará associado a custos de

produção mais baixos. Possibilitando um excedente econômico na produção que pode em parte ser revertido para a promoção de uma melhor qualidade da água.

A degradação da qualidade da água devido ao lançamento de efluentes nos corpos hídricos produz relevantes externalidades econômicas negativas. A utilização do princípio do poluidor-pagador pode servir como incentivo econômico para a mitigação da poluição, impondo ao usuário privado parcela do custo social que sua externalidade produzia, fazendo-o internalizar parcela de sua externalidade. Neste sentido esta cobrança assemelha-se a uma Taxa Pigouviana.

O quarto item discute como a experiência Internacional e Brasileira trataram deste tema, para em seguida, no item cinco, apresentar uma estratégia geral para a cobrança da qualidade da água.

Observa-se na definição desta metodologia uma dificuldade associada aos seguintes fatos: (i) cursos de água controlados por reservatórios plurianuais; (ii) alta taxa de evaporação dos lagos que impõe aumento da concentração de constituintes conservativos como fósforo e sais; (iii) grande variabilidade climática interanual que impõe prolongados períodos secos. Estes fatores impõem uma grande variabilidade do padrão de qualidade da água entre os períodos em que o reservatório se encontra com níveis mais elevados e os períodos de menor volume, estando associado aos períodos secos a pior qualidade da água.

A ocorrência da piora da qualidade da água nos períodos de seca impossibilita a definição de uma cobrança pela qualidade variável no tempo em função do padrão momentâneo da qualidade no corpo hídrico. Pois, cobrar-se-ia o menor valor pela qualidade logo no período seco. Fato indesejado por ser um incentivo na direção contrária ao racionamento de uso requerido neste período. Devido este fato, a estratégia proposta de cobrança pela qualidade estabelece o conceito de qualidade da água de referência do corpo d'água.

Duas possibilidades de cobrança são analisadas. A cobrança pela qualidade da água captada e a cobrança pelo lançamento de efluentes. O sexto e último capítulo apresenta como a estratégia proposta pode ser operacionalizada.

2.2 - IMPACTO DA QUALIDADE DA ÁGUA NOS USOS

Além dos problemas relacionados à quantidade de água, a problemática relacionada à qualidade tem se tornado cada dia mais intenso, dado o crescimento populacional e o aumento da demanda, que, inevitavelmente, gera resíduos. A escassez qualitativa da água é fortemente influenciada pela escassez quantitativa, que se mostra um grave problema na porção semiárida do Nordeste do Brasil, pela combinação de elevadas taxas de evapotranspiração, solos rasos e o caráter irregular espacial e temporal das precipitações (MARENGO *et al.*, 2011; BRASIL, 2012; ROBERTSON *et al.*, 2014; LEMOS, 2015).

A água desempenha múltiplas funções na natureza, seja o atendimento das necessidades básicas humanas, ou para a manutenção dos ecossistemas. Dentre as várias atribuições da água, seu uso para diluição e recepção final de efluentes previamente tratados, configura-se em uma problemática a ser resolvida em determinados ambientes. Adicionalmente a esse, citam-se como usos o abastecimento doméstico e industrial, irrigação, dessedentação de animais, aquicultura, preservação da flora e da fauna, recreação e lazer, harmonia paisagística, geração de energia elétrica e navegação.

Destes usos, alguns implicam na retirada significativa de água das fontes onde se encontram – uso consuntivo – a exemplo das águas utilizadas para abastecimento doméstico e abastecimento industrial. Outros usos que não são função da retirada do recurso do meio original são considerados não consuntivos. Em termos gerais, apenas os dois primeiros usos (abastecimento doméstico e abastecimento industrial) estão frequentemente associados a um tratamento prévio da água, face aos seus requisitos de qualidade mais exigentes. A inter-relação entre o uso da água e a qualidade requerida para a mesma é direta.

O uso mais nobre considerado, conforme apresentado na Lei 9.433/1997, é o abastecimento de água doméstico, o qual requer a satisfação de diversos critérios de qualidade. De forma oposta, o uso menos nobre é o da simples diluição de despejos, o qual não possui nenhum requisito especial em termos de qualidade. No entanto, deve-

se lembrar que diversos corpos d'água têm usos múltiplos previstos para os mesmos, decorrendo daí a necessidade da satisfação simultânea de diversos critérios de qualidade. Tal é o caso, por exemplo, de represas construídas com finalidade de abastecimento de água, geração de energia, recreação, irrigação e outros.

A qualidade da água utilizada para diversos fins depende muito da presença de microorganismos que se desenvolvem nela, como algas, fungos, leveduras, protozoários, rotíferos e outros componentes do fito e do zooplâncton. Esses seres microscópicos têm uma importância particular na utilização da água para abastecimento público e doméstico, pois são capazes de modificar o pH, a alcalinidade, a cor, a turbidez, o sabor e o odor, visto que ao morrerem e sofrerem o processo de mineralização da matéria orgânica, liberam substâncias que inviabilizam o uso da água. A seguir descrevem-se como a qualidade da água impacta no abastecimento urbano, indústria, irrigação e piscicultura.

2.2.1 - Abastecimento Urbano

Além do ciclo da água no globo terrestre, existem ciclos internos, em que a água permanece na sua forma líquida, mas tem as suas características alteradas em virtude da sua utilização. A água, no seu estado natural (água bruta) é captada a partir de fontes hídricas superficiais – lagos, reservatórios – ou subterrâneas e passa por um processo de tratamento, visando adequar sua qualidade aos padrões exigidos em legislação específica sobre potabilidade. Após sua distribuição, já nos padrões estabelecidos, a água utilizada, agora na forma de esgoto, deve ser coletada e transportada para uma estação para tratamento, antes de sua disposição final.

Os métodos convencionais de tratamento desses efluentes promovem, apenas, uma recuperação parcial da qualidade da água original. A diluição em um corpo receptor e a purificação pela natureza promovem melhoria adicional na qualidade da água. Entretanto, outra cidade a jusante da primeira, provavelmente, captará água para abastecimento municipal antes que ocorra a recuperação completa. Essa cidade, por sua vez, a trata e dispõe o esgoto gerado novamente por diluição. Esse processo de

captação e devolução por sucessivas cidades em uma bacia resulta numa reutilização indireta da água.

Durante as estiagens, a manutenção da vazão mínima em muitos rios pequenos dependem, fundamentalmente, do retorno destas descargas de esgotos efetuadas a montante. Assim, observa-se um ciclo artificial da água integrado ao ciclo hidrológico natural, caracterizado pela captação de água superficial, tratamento e distribuição; coleta, tratamento e disposição em corpos receptores dos esgotos gerados; purificação natural do corpo receptor; e finalmente a repetição deste esquema por cidades a jusante.

Os impactos ambientais, sociais e econômicos da degradação da qualidade das águas se traduzem, entre outros, na perda da biodiversidade, no aumento de doenças de veiculação hídrica, no aumento do custo de tratamento das águas destinadas ao abastecimento doméstico e ao uso industrial, na perda de produtividade na agricultura e na pecuária, na redução da pesca e na perda de valores turísticos, culturais e paisagísticos.

Esses reflexos econômicos nem sempre podem ser mensurados. A deterioração da qualidade da água ocasiona crescentes aumentos nos custos de tratamento das águas destinadas ao abastecimento doméstico, principalmente nos custos associados ao uso de produtos químicos. Ao se projetar uma Estação de Tratamento de Água (ETA), leva-se em consideração tanto o volume de água a ser tratado, como a qualidade dessa água. Quanto melhor forem os parâmetros que indicam ser uma água adequada para sofrer o processo de potabilização, mais simples será o processo escolhido para se proceder ao tratamento da água e, conseqüentemente, menores serão os custos de implantação e de operação da ETA.

Nos municípios brasileiros que possuem mananciais de abastecimento protegidos, os custos de tratamento da água variam de R\$0,50 a R\$0,80 para cada 1.000 m³ de água tratada. Em municípios que possuem mananciais pouco preservados, os custos podem atingir de R\$35 a R\$40 para cada 1.000 m³ (TUNDISI & MATSUMURA, 2011).

O Brasil está na 112ª posição no quesito saneamento em um levantamento feito com 200 países, segundo estudo divulgado pelo Instituto Trata Brasil, em parceria com o Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável, em março de 2014. Segundo a pesquisa, somente 38% de todo o esgoto gerado no Brasil recebe algum tipo de tratamento.

Uma das principais consequências do despejo de esgotos nos corpos d'água é a proliferação de algas e cianobactérias. O esgoto *in natura* é prejudicial à natureza por conter uma grande quantidade de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, fertilizantes e alta concentração de matéria orgânica, o que acelera o crescimento de algas nos ambientes aquáticos.

A alteração na qualidade provocada pelas algas dificulta e aumenta os custos do tratamento da água para abastecimento humano. Essas florações aumentam os custos operacionais, pois além da necessidade de lavar os filtros das estações mais vezes, há também um consumo excessivo de produtos químicos durante o tratamento da água. Além disso, eleva-se o número de análises realizadas para garantir uma água dentro dos padrões de potabilidade exigidos pela legislação vigente. Nos tratamentos convencionais, são utilizados produtos como cloro e floculantes. Quando há floração de organismos como cianobactérias, considerando os riscos das toxinas, o tratamento utilizado é o carvão ativado, que é adsorvente e é o produto mais eficiente utilizado. Além do o carvão ativado ser um produto caro para realizar o tratamento, a empresa de saneamento deverá utilizar uma maior quantidade de produtos para levar a água a um padrão ideal para o consumo.

2.2.2 - Irrigação

Para o desenvolvimento da agricultura no mundo, a água é o recurso natural de maior relevância. Segundo Almeida (2010), os principais parâmetros a serem avaliados na qualidade da água para irrigação contemplam os parâmetros físico-químicos e biológicos, que definem sua adequação ou não para o uso. Ainda segundo o autor, geralmente os principais atributos analisados são: pH, condutividade elétrica, sólidos

totais dissolvidos, e íons, como sódio, potássio, cálcio, magnésio, cloretos, sulfatos, carbonatos e bicarbonatos.

De forma geral, as águas utilizadas nesta atividade devem ser avaliadas sob três aspectos, considerados importantes na determinação da qualidade agrônômica das culturas, sendo eles: salinidade, sodicidade e toxicidade dos íons (COSTA, 2005). O critério de salinidade avalia o risco de altas concentrações de sais enquanto que, a sodicidade está relacionada ao percentual de sódio trocável (PST). A toxicidade diz respeito a acumulação de determinados íons nos tecidos das plantas.

Para Lima (1998), a acumulação de sais, na rizosfera, prejudica o crescimento e desenvolvimento das culturas, provocando um decréscimo de produtividade e, em casos mais severos, pode levar a um colapso da produção agrícola. Isso ocorre em razão da elevação do potencial osmótico da solução do solo, por efeitos tóxicos dos íons específicos e alteração das condições físicas e químicas do solo. Os efeitos imediatos da salinidade sobre os vegetais são: seca fisiológica, proveniente da diminuição do potencial osmótico, desbalanceamento nutricional devido à elevada concentração iônica, especialmente o sódio, inibindo a absorção de outros nutrientes, e, efeito tóxico de íons, particularmente o cloro e sódio.

O feijão, por exemplo, é considerado uma cultura pouco tolerante à salinidade da água, podendo haver redução de até 50% na produção da cultura quando irrigada com água com valores acima de $2,4 \text{ dS.m}^{-1}$ de condutividade elétrica (BERNARDO, 1996). Mesmo com um bom controle da qualidade da água de irrigação, o que raramente é feito na prática, há um contínuo resíduo de sais no solo (SOUZA, 1995). O efeito da salinidade pode ser diferente em função do cultivar e local de cultivo. Sendo assim, o objetivo do atual trabalho foi avaliar os efeitos de diferentes concentrações de sal da água de irrigação sobre a produtividade do feijoeiro comum.

Segundo Souza (1995), solos normais podem se tornar improdutivos se receberem sais solúveis em excesso devido a irrigações mal conduzidas com águas salinas. Mesmo com um bom controle da qualidade da água de irrigação (o que raramente é feito na prática) há um contínuo resíduo de sais no solo.

Em áreas do Nordeste, onde a falta de água é uma realidade, é comum o uso de águas de cacimbas e de poços escavados no álveo dos rios, mediante irrigação por aspersão, molhando a folhagem. Essas águas nem sempre são adequadas para irrigação, contribuindo para o aparecimento de problemas de salinidade e, conseqüentemente, nutricionais, com prejuízos para os agricultores. A água de irrigação, mesmo de baixa salinidade, pode tornar-se um fator de salinização do solo, se não for manejada corretamente (AYERS & WESTCOT, 1991; LAZOF & BERNSTEIN, 1999)

Existem outros critérios de qualidade. Por exemplo, no caso da irrigação por gotejamento é importante considerar o risco de entupimento dos emissores e das tubulações pois, isto elevaria os custos de manutenção do empreendimento. Além disso, dependendo da qualidade da água utilizada para abastecimento da agricultura também é possível ter a ocorrência de corrosão nas tubulações. Esta é um processo eletrolítico que ataca e dissolve a superfície de metais. Sua rapidez de ação nos equipamentos de irrigação depende da velocidade, temperatura, pressão e características químicas da água

Outro problema é que as águas que contenham uma alta proporção de sais pouco solúveis, quando são aplicados por aspersão apresentam constantes incrustação em forma de depósitos brancos sobre as folhas, frutos e flores. Ainda que estes sais não constituam um potencial de toxicidade, as manchas reduzem a qualidade comercial dos produtos e requerem tratamentos caros, como por exemplo, banhos de ácidos para frutas como pêras e maçãs (ALMEIDA, 2010).

O ferro, por exemplo, é um nutriente essencial às plantas, mas pode causar toxidez quando a disponibilidade na solução do solo for muito alta. A toxidez por ferro é uma das limitações ao rendimento do arroz irrigado por alagamento tanto por efeito direto do ferro no interior da planta como pelo efeito indireto sobre a absorção de outros nutrientes essenciais. O ferro é tóxico para os vegetais nas concentrações acima de 5 mgL⁻¹, quando indisponibiliza fósforo e molibidênio acarretando em deficiência nutricional (ALMEIDA, 2010). O ferro é encontrado principalmente nas águas subterrâneas e apresenta-se nas formas de bicarbonato ferroso (FeHCO₃), sulfato

ferroso (FeSO_4) ou complexado na forma de matéria orgânica. Em contato com o ar oxida formando hidróxido férrico $\text{Fe}(\text{OH})_3$. E nesta forma causa o entupimento dos sistemas de irrigação e ainda, a formação de mucilagem devido a presença de ferrobactérias (ALVES, 2008). Para a remoção do ferro na água a ser utilizada para irrigação, Azevedo Neto (1991) ressalta a importância de se conhecer a forma como o elemento se apresenta na água, para então escolher o processo de eliminação. Estando o ferro dissolvido (não ligado à matéria orgânica) basta a simples aeração da água. Mas estando o ferro ligado à matéria orgânica além da aeração é necessário o contato com produtos adsorventes (ADAD, 1971).

Segundo Mantovani et al. (2006), a qualidade da água é um aspecto fundamental para o êxito da utilização de sistemas irrigados, no entanto, a avaliação da qualidade dela é, muitas vezes, negligenciada no momento da elaboração de projetos. Como consequência, a irrigação poderá produzir efeitos indesejáveis na condução de uma cultura comercial ou servir como veículo para contaminação da população, no momento em que ocorre a ingestão dos alimentos que receberam a água contaminada.

2.2.3 - Indústria

Com o advento da industrialização, ocorrido na Inglaterra, no século XVIII, novos processos produtivos foram descobertos, objetivando maiores quantidades e melhor qualidade dos produtos, sempre visando maiores lucros. Dadas as grandes extensões territoriais inexploradas dessa época, as consequências da ação humana sobre o meio ambiente não foram claramente percebidas pelos produtores (Leal *et al.*, 2008).

Na indústria, a água pode ser utilizada como:

- Matéria-prima: na qual pode-se citar a indústria de alimentos, de bebidas e farmacêuticas;
- Geração de energia;
- Operação de troca térmica: geração de vapor ou água de resfriamento;
- Operações auxiliares: preparação de reagentes, lavagem de peças e equipamentos.

A água é de fundamental importância para a indústria de alimentos, requerendo especial atenção as fontes de abastecimento, quanto aos requisitos para seu tratamento, desinfecção, depósito e propriedade da distribuição. É utilizada em todo o fluxograma da indústria, como agente de higienização pessoal, do ambiente, dos equipamentos e dos instrumentais, na lavagem de carcaças e outros produtos. Participa como matéria-prima na composição de diversos produtos comestíveis, nas modalidades, por exemplo, da água de cozimento, das salmouras e do gelo (BRASIL, 2007).

Dependendo da finalidade de utilização, a água deve ter certas características como potabilidade, dureza, teor de metais tóxicos e contagem de patógenos dentro dos padrões estabelecidos, além de ausência de odor e sabor indesejáveis.

No caso da produção de alimentos nas indústrias, a qualidade da água é um fator determinante no processamento de alimentos, devendo ser no mínimo potável. Água potável, de acordo com a Portaria N°2.914 de 12 de dezembro de 2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) é aquela água para o consumo humano cujos parâmetros microbiológicos, físicos, químicos e radioativos atendam ao padrão de potabilidade e que não ofereça riscos à saúde.

O controle da água deve ser estabelecido nesse tipo de indústria, acatando aos critérios da regulamentação vigente, com avaliação recorrente de suas características, assegurando que os produtos alimentícios proporcionem excelência em qualidade físico-química e microbiológica.

A água imprópria na produção de alimentos pode causar consequências que vão desde a simples alteração do produto, como perda das características nutricionais ou valor comercial, até a ocorrência de intoxicações e infecções alimentares. Minerais como o cálcio e o magnésio influenciam na dureza da água, provocando danos em equipamentos e utensílios além de afetarem a ação dos detergentes na limpeza, aumentando o custo da produção. Por isso, o controle de qualidade da água deve ser regulado, garantindo a redução de efeitos indesejáveis nas instalações da organização,

como corrosão e incrustações de partículas sedimentares, que possibilitam riscos de contaminação expondo a saúde do consumidor. (BAKTRON, 2017).

Segundo Chaves *et.al.* (2010), a água utilizada na maior parte das agroindústrias familiares é resultado da perfuração de poços subterrâneos, sendo que poucas dessas agroindústrias afirmam realizar tratamento de água, se agravando ainda mais o problema, por haver na maior parte dessas propriedades criação de animais. Este fato implica na possibilidade da contaminação da água por excretas de origem humana e animal, transformando essa em importante meio de transmissão de agentes infecciosos e parasitários.

Em função da fonte fornecedora (água de subsolo, rios, lagos, reservatórios, água já tratada do município) e do uso final da água (limpeza, processamento), é recomendável que a indústria de alimentos, sempre que possível, tenha o seu próprio sistema de tratamento de água (GAVA, 1984).

No Brasil, as empresas responsáveis pela captação, tratamento e distribuição da água utilizam diversos métodos de purificação de água, que a torna adequada ao consumo humano. Entretanto, a qualidade da água tratada por estas empresas não garantem que a mesma seja adequada, especialmente para ser utilizado na indústria de produtos de origem animal.

A fonte de abastecimento de água de indústrias de alimentos deve ser de boa qualidade para que haja um adequado controle higiênico-sanitário. Se essa fonte apresentar indícios de contaminação fecal, por exemplo, é grande o risco de haver introdução de microrganismos patogênicos, possibilitando a contaminação dos produtos processados. Há, ainda, o caso da microbiota não-patogênica da água, que tem importância por constituírem importantes agentes de deterioração, devido às suas atividades proteolíticas e lipolíticas (JUNIOR, 2004).

A utilização de água com características físico-químicas inadequadas em indústrias pode ser um problema em relação à vida útil dos equipamentos, isso porque dependendo da característica essa água pode causar incrustações ou corrosões em equipamentos por exemplo.

2.2.4 - Aquicultura

O sucesso de uma produção aquícola depende primariamente da habilidade do produtor em assegurar adequada qualidade da água. Condições adversas da qualidade da água:

- Prejudica o crescimento e a conversão alimentar dos peixes;
- Debilita a saúde dos peixes, favorecendo o aparecimento de doenças, o que reduz a produtividade e aumenta o custo da produção;
- Diminui o lucro ou mesmo causa prejuízo ao empreendimento.

Os fatores da qualidade de água interagem uns com os outros. Essa interação pode ser complexa. Desta forma, o que pode ser tóxico e causar mortalidades em uma situação, pode ser inofensivo em outra. No exame de qualidade da água para a aquicultura leva-se em conta suas características físicas, químicas e biológicas. Dentre elas destacam-se:

a) Transparência e Turbidez

A transparência é uma medida diretamente relacionada com a produção primária. Ambientes com baixa transparência da água da produção aquícola impede a penetração dos raios solares na coluna de água. A luz solar é fonte de energia essencial para os vegetais clorofilados (algas), que produzem substâncias orgânicas, através de um processo chamado fotossíntese. Por isso, a transparência é um fator muito importante para a piscicultura.

A parte do corpo d'água que recebe a luz pode variar em profundidade, de alguns centímetros e até alguns metros, dependendo do grau de turbidez, que pode ser influenciado tanto por fatores abióticos (partículas sólidas em suspensão) quanto por bióticos (algas e microrganismos).

Conforme Centec (2008), a cor aparente da água dos lagos e açudes é devida, principalmente, aos materiais em suspensão, por outro lado a turbidez é o parâmetro usado pela limnologia para se determinar o grau de opalescência da água produzido por essas partículas. Desta forma, a natureza desse material em suspensão é a

responsável pela cor, mas sua concentração é que responde pela turbidez que a água apresenta.

Elevada turbidez da água de lagos e açudes é responsável pela baixa produção biológica do ecossistema aquático, pois impede a penetração da luz solar na água, dificultando assim a realização da fotossíntese pelas plantas clorofiladas e a produção e difusão do oxigênio dissolvido. Sob este aspecto, estudos realizados em açudes com diferentes tipos de águas - claras, semi-turvas e turvas, têm mostrado que a produtividade pesqueira é inversamente proporcional à turbidez.

Também os materiais inorgânicos em suspensão, como partículas de lama e argila, principalmente, durante o processo de sedimentação, depositam-se sobre o corpo dos organismos aquáticos, como os peixes, afetando-lhes inclusive as trocas gasosas que são realizadas através das brânquias e causando-lhes uma doença que na literatura ictiopatológica é conhecida por colmatose, que pode levá-los à morte.

Deste modo, as águas turvas, isto é que contém argila ou outros materiais em suspensão, não são favoráveis a aquicultura e, causam problemas, sobretudo as pós-larvas e alevinos, já que a argila adere as suas guelras, impedindo as trocas gasosas, podendo até a mata-los. As águas negras ou aquelas alaranjadas, de ambientes ricos em matéria orgânica em suspensão, não são boas para abastecimento de tanques e viveiros aquícolas uma vez que são ácidas e carregam gases tóxicos além de apresentarem baixo teor de oxigênio. As águas claras ligeiramente azuladas ou esverdeadas são as melhores para o abastecimento de empreendimentos aquícolas (OLIVEIRA, 2005).

b) Condutividade elétrica

Esta variável fornece importantes informações sobre o metabolismo do ambiente aquícola, ajudando a detectar fontes poluidoras no sistema. Quando seus valores são altos, indicam grau de decomposição elevado e o inverso (valores reduzidos) aponta acentuada produção primária (algas e microrganismos aquáticos), sendo, portanto, uma maneira de avaliar a disponibilidade de nutrientes nos ecossistemas aquáticos.

A condutividade elétrica é um indicador da capacidade de a água conduzir eletricidade. Ácidos, bases e sais em solução na água são condutores de eletricidade, os quais, dissociados em seus íons são chamados de eletrólitos. Como o número de íons depende diretamente da quantidade de eletrólitos na solução, a condutividade elétrica da água dependerá, diretamente, da concentração de eletrólitos (CEARÁ,2008).

Os eletrólitos estão representados na água de rios, lagos, açudes e outros ambientes aquáticos, em sua grande maioria, pelas substâncias inorgânicas. Também certos compostos orgânicos podem contribuir para a elevação da condutividade elétrica da água e, deste modo, nem sempre os valores desta correspondem totalmente à concentração das substâncias minerais (CEARÁ,2008).

Águas com alta resistência elétrica, que é o contrário da condutividade elétrica, são pobres em substâncias nutritivas, ou seja, o valor da condutividade elétrica é inversamente proporcional ao da resistência elétrica.

O conhecimento dos valores da condutância específica da água de lagos e açudes permite que seja estimado o índice de poluição da água, evitando-se assim o agravamento dessa situação através de procedimentos técnicos adequados.

c) Oxigênio Dissolvido

O oxigênio é um elemento indispensável às funções vitais de todos os organismos aeróbicos e se encontra dissolvido na água em quantidades variáveis, quase sempre em concentrações superiores aos demais gases. Faz-se conveniente esclarecer que o oxigênio dissolvido na água de um rio, açude, lago ou lagoa, não é oriundo da molécula da água (H_2O), como pensam muitos estudantes, mas de outras fontes (CEARÁ,2008).

Quando o nível de oxigênio dissolvido na água atinge uma situação crítica, certos incidentes podem ocorrer com os peixes, tais como: Branquiotropismo (os peixes são induzidos a procurar outros locais de melhores condições), Enfermidades e Morte por asfixia.

d) Amônia

A amônia é um gás de grande solubilidade na água e encontrada em quase todos os ambientes aquáticos. Nos países temperados e frios, principalmente durante o inverno, consideráveis quantidades desse gás podem ocorrer na água de lagos e viveiros de criação de organismos aquáticos, desde que se trata de um produto do metabolismo animal e da decomposição da matéria orgânica.

O efeito tóxico da amônia em plantas e animais aquáticos pode ser evidenciado na prática aquícola, principalmente em viveiros de criação intensiva com alta densidade de estocagem. Para os peixes, mesmo pequenas quantidades de amônia produzem efeitos fatais, desde que eles perdem a capacidade de absorver o oxigênio dissolvido.

Os efeitos deletérios da amônia sobre os peixes estão relacionados com o valor do pH e com a temperatura da água, entretanto, segundo estudos recentes é a molécula não ionizável da amônia a responsável pela sua ictiotoxidade. Quando o pH aumenta, a fração não ionizável do gás na água também aumenta. A temperatura também causa um aumento na relação entre as moléculas não-ionizáveis (NH_3) e ionizável (NH_4), mas o seu efeito é menor do que o do pH.

Os peixes não parecem reconhecer a presença da amônia na água, em face de ser um gás inodoro, e morrem sem manifestar qualquer reação de se afastarem da zona de contaminação. Fisiologicamente, a amônia faz aumentar o consumo de oxigênio nos tecidos, provoca dilaceramento das guelras e reduz a capacidade do sangue de transportar o oxigênio.

De modo geral, a existência de peixes e outras formas de vida é um forte indicativo da qualidade de uma fonte de água para piscicultura. Técnicos e aquicultores devem desconfiar da qualidade de águas superficiais desprovida de organismos vivos. Os fatores limitantes devem ser identificados e corrigidos com práticas economicamente viáveis para adequação desta água à piscicultura.

2.3 - IMPACTO DOS USOS DA ÁGUA NO AMBIENTE E CAPACIDADE DE SUPORTE

Problemas de escassez e degradação dos recursos hídricos devido ao crescimento populacional e a forte industrialização demandam uma mudança de comportamento no uso deste recurso diante da possibilidade de uma crise na disponibilidade de água. Tais processos ameaçam os ecossistemas aquáticos, destruindo o equilíbrio normalmente apresentado. Além disso, a degradação do meio ambiente, muitas vezes, não é paga pelos agentes causadores, tornando-se uma externalidade para o sistema econômico, pois afetam terceiros sem uma devida compensação (FERREIRA *et al.*, 2011).

Impactos na qualidade da água causados pela poluição dos recursos hídricos estão diretamente relacionados ao comprometimento da qualidade dos serviços ambientais prestados pelo meio ambiente à sociedade. Estes serviços são de extrema importância ao suporte das funções que garantem a sobrevivência das espécies. De uma maneira geral, todas as espécies animais e vegetais dependem dos serviços ecossistêmicos para sua sobrevivência. Esta importância se traduz em valores associados aos recursos ambientais, podendo ser valores morais, éticos ou econômicos.

Para Teitenberg (2003), o impacto causado pela poluição ao meio ambiente e a avaliação de sua magnitude requer: (1) a identificação de todos os locais afetados; (2) a estimativa da relação física entre as emissões de poluentes (incluindo fontes naturais) e o problema causado ao ambiente; (3) estimativa das possíveis causas no sentido de impedir ou amenizar alguma porção do problema e (4) a valoração monetária dos impactos. Esta relação entre impacto causado ao ambiente e sua avaliação monetária requer uma metodologia que possibilite a avaliação dos seus custos.

A irrigação também pode gerar impactos sobre a qualidade da água. Segundo Bernardo (2008), o excesso de água aplicada à área irrigada, que não é evapotranspirada pelas culturas, retorna aos rios e córregos por meio do escoamento tanto superficial quanto subsuperficial ou vai para os depósitos subterrâneos, por



percolação profunda, arrastando consigo sais solúveis, fertilizantes (N, P e nitratos), resíduos de defensivos e herbicidas, elementos tóxicos, sedimentos, etc.

A contaminação de rios e córregos é mais rápida e acontece imediatamente após a aplicação da água na irrigação por superfície, ou seja, por sulco, faixa e inundação. No Brasil, tem-se verificado sérios problemas devido à aplicação de herbicidas na irrigação por inundação do arroz, uma vez que parte da vazão aplicada sempre circula pelos tabuleiros e retorna aos córregos. É inerente ao método de irrigação por sulco, o escoamento, no seu final, de parte da vazão aplicada no início do sulco. Essa vazão que escoar no final dos sulcos traz sedimentos (em virtude da erosão no início do sulco), fertilizantes, defensivos e herbicidas. No final da parcela, ela é coletada pelo dreno que a conduz aos córregos.

A contaminação de rios e córregos também pode ocorrer de um modo pouco mais lento, por meio do lençol freático subsuperficial que arrasta os elementos citados, exceto os sedimentos. Essa contaminação pode ser agravada se, no perfil do solo irrigado, houver sais solúveis, já que a água que se movimenta no perfil do solo arrasta tanto os sais trazidos para a área irrigada pela água de irrigação como os sais dissolvidos no perfil do solo. A contaminação da água subterrânea é muito mais lenta. O tempo necessário para a água percolada atingir a água subterrânea aumenta com o decréscimo da permeabilidade do solo e com a profundidade do lençol freático.

Dependendo da permeabilidade do solo, para a água atingir um lençol freático situado a aproximadamente 30 m de profundidade, o tempo necessário pode variar de 20 a 50 anos. Tal fato se torna um problema mais sério, tendo em vista que transcorrerá muito tempo até se ter ciência de que a água subterrânea está contaminada. Na poluição da água subterrânea, os sais dissolvidos, os nitratos, os pesticidas e os metais pesados são as substâncias químicas mais preocupantes.

Quanto maiores forem as perdas por percolação e por escoamento superficial na irrigação, maiores serão as chances de contaminação dos mananciais e da água subterrânea. Assim, torna-se cada vez mais necessário dimensionar e manejar os sistemas de irrigação com maior eficiência. Antes de implementar um projeto de

irrigação, notadamente de irrigação por superfície, é de suma importância um estudo geológico da região para evitar áreas com alto potencial de contaminação dos recursos hídricos, em razão da existência de grandes concentrações de sais solúveis, no perfil do solo.

A água que retorna da irrigação pela superfície ou subsuperfície deve ser considerada componente dos recursos hídricos da bacia hidrográfica pois, a agricultura irrigada tem descarregado seu retorno de água diretamente no sistema hidrológico da bacia.

No caso da indústria, mesmo o volume de água usado sendo baixo (cerca de 10% do total de retiradas), seus impactos sobre a qualidade da água são significativos e crescentes. Entre esses impactos, devem citar-se: contaminantes biológicos; compostos químicos, como solventes e agrotóxicos orgânicos e inorgânicos, bifenilos policlorados (PCBs), amianto; metais, como chumbo, mercúrio, zinco, cobre; nutrientes, como fósforo e nitrogênio; matéria em suspensão, incluindo particulados e sedimentos; alterações na temperatura provocadas por descargas de efluentes de água utilizada para resfriamento; produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais (ANA; PNUMA, 2011).

As indústrias são responsáveis pelo lançamento de 300 a 400 milhões de toneladas de metais pesados, solventes, lodo tóxico e outros resíduos nos corpos de água, conforme revela o Programa Mundial para Avaliação dos Recursos Hídricos (WWAP, na sigla em inglês) da Organização das Nações Unidas para Educação, Ciência e Cultura (Unesco) (ANA; PNUMA, 2011). No Brasil, muitos corpos d'água se encontram em situação dramática, como revelam os Indicadores de Desenvolvimento Sustentável (IBGE, 2012). É o caso dos rios das Velhas (MG), Capibaribe e Ipojuca (PE), Iguaçu (PR), e Tietê (região metropolitana de São Paulo), que, no período de 1992 a 2009, tiveram Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) acima do limite estabelecido pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama)¹². Já os rios Tibagi (PR), Doce (MG), Paraíba do Sul (RJ), dos Sinos, Caí e Gravataí (RS), além da represa Guarapiranga (São Paulo), no mesmo período, tiveram valores de DBO abaixo dos limites do Conama,

exceto por valores acima da média ocasionais no rio dos Sinos (2006) e na represa Guarapiranga (1994 e 1999).

Ainda de acordo com o documento Indicadores de Desenvolvimento Sustentável (IBGE, 2012), a DBO apresentou valores médios anuais altos e oscilantes ao longo do tempo para a maioria dos rios, indicando que as medidas de controle e redução da poluição hídrica ainda não surtiram efeito. Ressalte-se que a DBO reflete o conteúdo de matéria orgânica do corpo hídrico que tem como origens principais o lançamento de esgotos domésticos sem tratamento, o carreamento de fertilizantes usados em excesso na agricultura e a suinocultura.

Outro setor usuário que pode ocasionar impactos na qualidade da água é a piscicultura. Os efluentes descarregados de uma produção piscícola podem conter três classes de poluentes: os nutrientes e matéria orgânica, microrganismos e os próprios peixes que podem escapar dos viveiros e/ou tanques rede.

A quantidade de nutrientes e de matéria orgânica descarregada depende da quantidade de alimentos utilizados e das práticas de manejo. O teor de nutrientes na ração deve ser balanceado para os peixes. A quantidade de alimento fornecido deve ser adequada em relação ao apetite, de modo que a perda de alimento seja mínima. A descarga de nutrientes para o corpo de água receptor resultará em aumento do crescimento de algas levando à eutrofização e desequilíbrio no ecossistema receptor. A descarga de muita matéria orgânica para o corpo de água receptor poderá resultar na falta de oxigênio durante a noite, como resultado da decomposição. A acumulação local de fezes de peixes poderá causar decomposição anaeróbia, possivelmente acompanhada da liberação de sulfeto de hidrogênio (H_2S), tóxico para pequenos animais e peixes.

A água efluente pode também conter uma concentração elevada de microrganismos patogênicos, como bactérias, vírus e fungos, que podem causar doenças nas populações do ecossistema receptor.

O transporte de organismos aquáticos entre criatórios, através da água utilizada no deslocamento, leva novos microrganismos para a fazenda receptora. O resultado pode

ser um surto de doença nos peixes no local. Algumas populações selvagens podem, através da evolução natural, ter desenvolvido imunidade natural contra alguns microrganismos patogênicos, enquanto outros podem representar uma grande ameaça. O que pode acontecer quando vários peixes escapam de uma fazenda aquícola é que eles podem estabelecer um domínio no ecossistema, podendo resultar na competição por alimento. Outra possibilidade é que eles podem cruzar com os estoques locais e criar híbridos indesejados. Mesmo que não haja cruzamento, os peixes que escapam podem destruir os locais de reprodução ou criar ninhos de populações selvagens.

O nitrogênio e o fósforo, presente nos rios e lagos, constituem dois nutrientes básicos que dão suporte à cadeia alimentar. Os problemas advindos do aumento dessas concentrações refletem na proliferação de algas, no efeito tóxico da amônia nos peixes e nos déficits de oxigênio consumido no processo. Apesar do efluente de piscicultura apresentar grande volume com baixos teores de nutrientes (N e P), quando comparado com efluentes de origem doméstica, o seu lançamento direto e contínuo nos ambientes pode resultar em uma bioacumulação crônica e posteriormente a eutrofização, com consequências ecológicas negativas sobre o ambiente aquático.

Vale ressaltar que os rios e outros cursos de água corrente podem se recuperar rapidamente de níveis moderados de resíduos degradáveis com demanda de oxigênio pela combinação da diluição e da biodegradação de tais resíduos por bactérias (MILLER Jr., 2007).

A capacidade ambiental para diluir e autodepurar as cargas orgânicas em um ecossistema aquático descreve uma propriedade inerente do ambiente que é fornecer bens ambientais para assimilar os resíduos e assim minimizar o impacto de quaisquer atividades naturais ou antrópicas (SOUTHALL *et al.*, 2004). A autodepuração dos corpos d'água é um fenômeno que promove o restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, após as alterações induzidas pelos despejos afluentes (VON SPERLING, 1996).

Tratando-se especificamente de corpos hídricos superficiais, em reservatórios, pondera-se a necessidade, antes de tudo, de conhecer sua dinâmica, relacionada a

capacidade de suporte. Tal conhecimento é de suma importância, visto que ela irá impor qual carga orgânica máxima será tolerada por determinado lago ou açude. Outra abordagem, diferenciada, é a aplicada aos rios. Rios e riachos de regiões áridas e semiáridas costumam apresentar períodos sazonais de vazões muito baixas, fruto de uma má distribuição das chuvas e das características dos solos. Em alguns locais, tais vazões são nulas durante as épocas secas.

A carga orgânica presente nos esgotos, ao ser lançada no corpo hídrico receptor, será consumida majoritariamente pelas bactérias aeróbias (Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO de primeiro estágio) existentes no manancial e minoritariamente como resultado da nitrificação (DBO de segundo estágio). Essas bactérias ao receberem a carga extra de matéria orgânica se multiplicam, o que acarreta em um maior consumo de oxigênio dissolvido (OD), diminuindo sua concentração que tenderá a cair até um mínimo onde, a partir dele, o corpo hídrico poderá se recompor gradativamente, aumentando a concentração de OD e diminuindo a DBO.

A DBO é a necessidade extra de oxigênio para a estabilização da matéria orgânica pelas bactérias. Ela é parâmetro de poluição dos esgotos e ferramenta imprescindível nos estudos de autodepuração dos cursos d'água (PIVELI; KATO, 2005).

O lançamento de substâncias tóxicas e material orgânico em águas correntes poderá ter um efeito mais pronunciado do que quando lançados em ambientes lênticos, dado a extrema exposição dos organismos às altas concentrações à jusante do lançamento (WELCH; LINDELL, 1992). Quanto maior a quantidade de matéria orgânica em um efluente poluidor, maior será o consumo de oxigênio dissolvido e maior será o valor da DBO. Assim, maior será também o custo relativo ao tratamento destes efluentes.

Os rios intermitentes representam ecossistemas particularmente ameaçados, devido principalmente à falta de práticas de gestão e de políticas e/ou legislação de proteção adequada (DATRY, 2014). Formigoni *et al.* (2011), comentam que rios intermitentes possuem ecologia própria e o conhecimento mais aprofundado de sua hidrologia e da qualidade hídrica é essencial para a manutenção de seu ambiente.

Rios intermitentes apresentam dinâmica diferenciada nos ciclos biogeoquímicos, quando comparados aos rios perenes. A variabilidade das transformações da matéria orgânica e demais nutrientes podem ser maiores, comparativamente. Um exemplo seria o que ocorre com trechos de rios desconexos, que permanecem por um tempo com água, mas funcionando como pequenos reservatórios de água afastados. Nestes, em condições de hipóxia, amônia e fosfatos podem ser liberados a partir dos sedimentos.

Quando efluentes municipais e industriais são lançados nesses rios temporários, dependendo da época sazonal, tais efluentes podem representar a totalidade das vazões disponíveis modificando o habitat disponível, padrões de temperatura, regimes do oxigênio dissolvido, cargas de nutrientes, constituintes químicos e toxicidade da água. Nos Estados Unidos, aproximadamente 23% dos efluentes regulados liberados em rios temporários entram em condições de vazões de diluição menores que 10 vezes o mínimo estipulado; em condições de secas severas esta percentagem sobe para 60% (BROOKS, 2006).

Um ecossistema possui diversas propriedades interligadas, possuindo a característica de se manterem mais estáveis frente às perturbações externas conforme eles crescem e se tornam mais complexos. Conforme o ecossistema cresce em tamanho e complexidade, mais energia é consumida. Parte desta energia é consumida para manter o crescimento e outra parte é consumida para diminuir a entropia, devido ao aumento da complexidade. Portanto, existe uma capacidade máxima de suporte do ecossistema relativa ao seu crescimento.

Nos ecossistemas aquáticos, quando algum nutriente que está normalmente disponível às algas se torna mais escasso, ele passa a desempenhar um papel limitante da produtividade primária, ou seja, se torna um nutriente limitante. Este conceito de nutriente limitante é base aos estudos de controle da eutrofização. A ideia central é que, controlando a entrada de certos nutrientes limitantes, através da identificação e redução de sua entrada nos ambientes, o crescimento e reprodução das algas possam ser controlados (JI, 2007).

De acordo com a lei do mínimo de Liebig, o crescimento de um organismo limita-se ao elemento essencial que se encontra em uma concentração inferior ao requerido por este organismo. Esta lei foi proposta no final do século XIX, quando o então pesquisador Justus von Liebig, estudando o crescimento de plantas, notou a relação entre o crescimento dos organismos e os recursos escassos no ambiente (BERRYMAN, 2003; JI, 2007).

Diante dos impactos negativos que os diferentes usos podem causar sobre a qualidade de água e suas consequentes externalidade é imprescindível que seja aplicado algum mecanismo de cobrança por esses custos ambientais.

2.4 - EXPERIÊNCIAS SOBRE COBRANÇA PELA QUALIDADE DA ÁGUA BRASILEIRA E INTERNACIONAL

A temática sobre conservação dos recursos naturais é uma constante no debate mundial principalmente após a difusão do conceito de sustentabilidade. Dentre esses recursos destaca-se a água como bem não-renovável e que detém papel significativo no desenvolvimento econômico e social.

Para Soares (2009), é indiscutível a necessidade do uso da água pela sociedade, tanto fisiologicamente quanto para seu crescimento econômico, social e político. A demanda ultrapassa a condição individual e se expande à categoria coletiva, o crescimento populacional e a urbanização afetam sua qualidade e as mudanças climáticas impactam na sua disponibilidade. Assim, é possível interpretar a água como objeto de disputa e, por isso, de necessária intervenção política por meio de instrumentos de gestão e de mecanismos de comando e controle.

Dentre esses instrumentos tem-se a cobrança pelo uso da água que está fundamentada nos princípios "poluidor-pagador" e "usuário-pagador". Conforme o primeiro, se todos têm direito a um ambiente limpo, o poluidor deve pagar pelo dano que provocou. Desse modo, havendo um custo social proveniente de uma determinada atividade, esse custo deve ser internalizado ou assumido pelo empreendedor. Segundo o princípio do "usuário-pagador", o usuário deve pagar pela utilização da água (SANTIN; GOELLNER, 2013).

Trata-se de um instrumento de gestão que, via mecanismos de preços, orienta os agentes a valorizarem os bens e serviços ambientais, de acordo com suas ofertas e/ou escassez e em consonância com seus custos de oportunidade social (ANA, 2013a). Sua implementação envolve questões legais, institucionais, técnicas e sociais além do modelo de preço mais apropriado.

O valor da cobrança, em geral, é o resultado da multiplicação da base de cálculo pelo preço unitário (Equação 1). Também pode-se aplicar um coeficiente para adaptar o mecanismo em função de objetivos específicos.

$$\text{Cobrança} = \text{Base de cálculo} \times \text{Preço unitário} \times [\text{Coeficientes}] \quad (1)$$

A base de cálculo é o componente que busca quantificar o uso da água como captação, consumo e diluição. O preço, é definido em função dos objetivos da cobrança podendo ser adotado teorias econômicas como do preço médio, preço público, preço ótimo e custo de efetividade (MAGALHÃES FILHO, 2013).

Para Formiga-Johnsson *et al.* (2002), a teoria econômica é empregada na determinação do preço unitário apenas como base conceitual para a estimativa inicial, pois a sua definição final, em alguns países, é resultado de um processo político de negociação.

Ao longo de décadas, diversos países têm buscado instituir a cobrança como mecanismo de controle da qualidade das águas. Esse mecanismo pode considerar diferentes características do poluidor (como o setor), do efluente (volume ou concentração de poluente) ou a capacidade de suporte do corpo hídrico receptor desse efluente conforme exposto no **Quadro 2.1**. Uma descrição mais detalhada do modelo adotado pela França, Holanda, Alemanha, Estados Unidos e Brasil é apresentado na sequência do texto.

Quadro 2.1 - Resumo da Cobrança pela poluição da água de alguns países.

Países	Execução	Modelo baseado no(a)	Observações
Alemanha	Estados alemães (Länder)	Unidade de poluição/Conteúdo da poluição	i. Cobrando sobre a concentração e nocividade de poluentes específicos ii. Aplicado multas
Austrália	Estado/Jurisdicção do Território	Volume e conteúdo da poluição/Localização	i. Cobrado sobre 17 tipos de poluentes ii. Aplicado multas
Bélgica	Autoridades locais	Unidade de poluição/Conteúdo da poluição	i. Existência de taxas regionais pelo volume de chorume ii. Aplicado para matéria orgânica, sólidos suspensos, metais pesados e nutrientes
Canada	Províncias/Municípios	Conteúdo da poluição	i. Diferenciado por província ii. Componente da tarifa de água
Dinamarca	Municípios	Conteúdo da poluição/Consumo de água	i. Taxa pela água residuária ii. Agricultura é isenta iii. Aplicado multas
Espanha	Autoridades de Bacias	Conteúdo da poluição/Localização	Componente da tarifa de água
Estados Unidos	Redes de Água	Volume e conteúdo da poluição	
França	Agências de Bacia	Conteúdo da poluição/Usos	i. Cobrança varia conforme o uso e a agência de bacia ii. Componente da tarifa de água iii. Aplicado multas
Holanda	Governo Central/Water Boards	DBO, DQO, metais pesados	i. Grandes usuários são monitorados de perto ii. Aplicado multas
México	-	Corpo hídrico receptor/ Localização/Volume e conteúdo da poluição	Aplicado para matéria orgânica e sólidos suspensos
Noruega	Municípios	Conteúdo da poluição	Aplicado para pesticidas
Polónia	Voivodships/Regional Boards	Volume e tipo de poluente	i. Cobrança por setores industriais ii. Aplicado multas
República Tcheca	Estado Ambiental	Conteúdo da poluição	i. Cobrança pela quantidade de efluentes ii. Aplicado multas

Fonte: Adaptado de OECD (2010).

a) França

A França é um dos países precursores na adoção da cobrança com o objetivo de combater a redução da qualidade da água dos corpos hídricos. O sistema de cobrança francês foi instituído pela Lei das Águas de 1964 e foi implementado gradualmente. Seu modelo é estruturado no Comitê de bacias tendo as Agências de Água como o órgão gerenciador e arrecadador das cobranças pelos serviços executados.

Inicialmente, esse modelo previa três tipos de cobrança: (i) cobrança pela “deterioração da qualidade da água” (poluição); (ii) cobrança pela captação de água; (iii) cobrança pela modificação do regime da água.

As duas primeiras foram implementadas a partir de 1969, de maneira diferente entre as Agências de Água. A terceira nunca foi implementada até a modificação do sistema de cobrança em 2007. Em 1975, os mecanismos de cobrança foram determinados no nível nacional, e foi instituído um sistema de descontos (primes) quando existisse sistema de tratamento de efluentes. A partir de 2008, o sistema foi completamente modificado, passando a considerar os seguintes tipos de cobrança (COMMISSARIAT GÉNÉRAL AU DÉVELOPPEMENT DURABLE, 2012):

- Captação de água – aplicada a todos os usuários de água;
- Poluição da água – instituída para o lançamento de efluentes;
- Modernização das redes de coleta de esgoto – utilizada no setor de saneamento básico;
- Poluições difusas – aplicada a venda de agrotóxicos com valor modificado conforme a toxicidade e periculosidade do produto;
- Armazenamento de água em período de estiagem – baseada no volume de água armazenado;
- Obstáculos em cursos de água (barramentos) – calculada com base na altura dos barramentos e na vazão do rio no qual o barramento está localizado;
- Proteção dos ecossistemas aquáticos – paga pelos pescadores.

A metodologia de cálculo da cobrança é definida de maneira uniforme para toda a França, mas cada Comitê/Agência fixa os coeficientes multiplicadores e os valores unitários específicos para cada fator gerador: vazão captada e fatores de poluição. Os preços unitários tendem a refletir o grau de escassez do recurso ou a sensibilidade do corpo hídrico às cargas poluentes.

O componente de poluição para o setor de saneamento francês é diretamente proporcional ao volume de água faturado aos usuários domésticos. O tratamento de efluentes não resulta em uma diminuição dessa cobrança, mas em um prêmio (*prime*) pago pela Agência de Água à empresa de saneamento. O valor desse prêmio depende da quantidade de poluição tratada, e de diversos parâmetros indicativos de boas práticas no setor de tratamento de esgotos domésticos: funcionamento da estação de tratamento, destino dos lodos, modalidades da coleta de esgotos, etc. Em áreas com cobertura de coleta de esgotos, a cobrança pela poluição é realizada na mesma fatura do abastecimento público (LANNA; LAIGNEAU, 2010).

Segundo os mesmos autores, no setor industrial, a cobrança é baseada na poluição lançada, determinada pela Equação 2:

$$\text{Poluição anual faturada} = 12 \times \frac{(\bar{k} + k_{max})}{2} \quad (2)$$

Em que,

\bar{k} é a poluição média anual;

k_{max} é o valor máximo das poluições médias mensais consideradas no cálculo da \bar{k} .

A medição da poluição lançada é obrigatória a partir de certa quantidade de poluentes quando tecnicamente possível. Em outros casos, a poluição é determinada pela diferença entre o nível teórico de poluição produzido no segmento industrial e o nível teórico de poluição tratada pelos sistemas de tratamento existentes, determinados por coeficientes para cada parâmetro de poluição, do segmento industrial, do tipo de sistema de tratamento e do destino dos lodos.

A cobrança de alguns parâmetros (matérias oxidáveis, nitrogênio e fósforo) é aumentada nas zonas com problemas de eutrofização. Também se tem o aumento do valor cobrado para outros parâmetros (tóxicos, compostos halogenados e metais pesados), quando o lançamento é realizado em águas subterrâneas.

A poluição dos cursos de água por materiais orgânicos e fósforos, fosfatos e amônio, diminuiu com a implementação de uma sequência de normas mais rigorosas para os detergentes e a queda no uso de fertilizantes fosfatados (SOeS, 2014).

No setor de criação intensiva de animais, a cobrança pela poluição é proporcional ao efetivo do rebanho sendo o valor anual igual a 3€ por unidade bruta de pecuária. Considerando que 1 UGB é equivalente a 85 g de nitrogênio. A UGB é similar Bovino equivalente –BEDA utilizado no Brasil.

A cobrança pela poluição difusa é aplicada sobre os distribuidores, a fim de o tornar mais perceptível aos agricultores. Como resultado, a tarifa paga pelos agricultores quintuplicou entre 2007 e 2013 (COUR DES COMPTES, 2015). Contudo, segundo o mesmo autor, ela continua a ser pequena (6% dos encargos em 2013) e muito inferiores aos custos de saúde e ambientais que a agricultura gera. Além disso, o imposto de poluição difusa não é cobrado sobre os fertilizantes minerais, com os objetivos das diretivas-quadro Nitratos e Água.

Embora o sistema de cobrança francês seja eficaz para cobrir o custo do abastecimento de água e saneamento, ele cumpre imperfeitamente o princípio poluidor-pagador, uma vez que as externalidades decorrentes das atividades agrícolas e econômicas são suportadas pelos consumidores (LEVRAUT *et al.*, 2013). Na bacia do Rhône-Mediterrâneo, por exemplo, a cobrança para irrigação representou, em 2013, apenas 3% da cobrança total, apesar da irrigação ter representado 70% da captação de águas superficiais (COURS DES COMPTES, 2015). Outro exemplo é que os encargos pagos pela indústria diminuíram em torno de 15% entre 2007 e 2013 (COURS DES COMPTES, 2015), enquanto que, para a poluição doméstica não há redução da cobrança mesmo a água sendo tratada antes de lançada no corpos hídricos (LEVRAUT *et al.*, 2013).

b) Holanda

A cobrança foi instituída na Holanda em 1970 por meio da promulgação da Lei de Poluição das Águas Superficiais (PSWA). Esta lei foi uma resposta ao cenário de deterioração da qualidade das águas que impactava este país. Ela previa que os lançamentos de efluentes em águas superficiais e em redes de esgoto realizadas por usuários domésticos ou industriais estariam sujeitos a uma taxa de poluição.

O objetivo da cobrança consistia em aumentar as receitas para financiar a redução e a prevenção da poluição da água. Até 2000, os recursos arrecados foram utilizados para subsidiar a construção de sistemas de tratamento mas, atualmente, também são utilizados para custear o sistema de gestão.

A Direção-Geral de Obras Públicas e Gestão da Água (Rijkswaterstaat) é responsável pela cobrança sobre as descargas nas águas estaduais. Desde 1993, a escolha dos parâmetros de poluição e as tarifas exigem a aprovação do Parlamento, enquanto anteriormente era de exclusiva responsabilidade do Rijkswaterstaat. Para as águas não estatais, a cobrança está sob responsabilidade das Water Boards. Neste caso, eles são livres para fixar tarifas. A PSWA também permite que as Water Boards ajustem a cobrança em relação aos níveis de cloreto, sulfato, fósforo e prata (WARMER; DOKKUM, 2002).

Do ponto de vista específico da água subterrânea, a cobrança aplicada se insere claramente na lógica de instrumento de gestão ao objetivar a redução das extrações excessivas, em determinadas regiões, e a proteção desses mananciais para abastecimento público, geralmente de melhor qualidade que as águas superficiais (MMA, 2001).

Em Dezembro de 2009 entrou em vigor a nova Lei Holandesa da Água (Water Act). Esta Lei previu novas medidas de proteção aos recursos hídricos e buscou instituir um sistema integrado de gestão. Sendo a governança realizada em três níveis: nacional, provincial e municipal (neste nível tem-se também as autoridades regionais).

A cobrança passou a ser regida por cinco princípios: (i) princípio do beneficiário; (ii) poluidor-pagador; (iii) recuperação de custos; (iv) princípio da solidariedade; e da (v)

legalidade. Em termos gerais, ela é calculada multiplicando a carga de poluição expresso em unidades de poluição (p.u.) pela tarifa unitária (para as águas estaduais corresponde a € 35.30/p.u) tendo como base a quantidade e a natureza das substâncias lançadas no corpo hídrico durante o ano civil. Este cálculo aplica-se tanto a lançamentos na rede de esgoto quanto lançamentos diretos nas águas superficiais.

Segundo a Nova Lei da Água (MINISTER OF JUSTICE, 2009), uma unidade de poluição deve ser igual:

- consumo anual de 54,8 quilogramas de oxigênio (a determinação desse consumo é realizado com base na DQO e DBO);
- 100 quilogramas para o grupo de substâncias que engloba o cromo, o cobre, o chumbo, o níquel, a prata e o zinco;
- 0,1 quilogramas para o grupo de substâncias que engloba arsênio, mercúrio e cádmio;
- 650 quilogramas para o grupo de substâncias que engloba os cloretos e sulfaatos;
- 20 quilogramas para o grupo de substâncias que engloba o fósforo.

Segundo o mesmo autor, o Executivo Provincial está autorizado a impor a cobrança sobre as águas subterrâneas, para cobrir os custos incorridos pela província. O número de unidades de poluição em relação ao peso em quilogramas para os grupos de substâncias lançadas nas águas subterrâneas geridas pelo Estado devem ser reduzido a um mínimo de zero por estabelecimento comercial, esgoto ou estação de tratamento.

Vale ressaltar que a qualidade da água na Holanda melhorou consideravelmente durante décadas, porém, segundo a Dutch Water Authorities (2015), este cenário está se revertendo devido, principalmente, a fontes difusas de poluição (materiais de construção, tráfego, agricultura, etc), que se situam para além do controlo direto das autoridades da água.

De modo geral, pode-se dizer que o objetivo principal da cobrança na Holanda é a geração de receitas para o financiamento de programas de recuperação da qualidade das águas, notadamente a construção e manutenção de estação de tratamento de esgotos e pesquisas de novas tecnologias, e para o custeio das despesas técnico

administrativas da gestão das águas (comando-e-controle) e do próprio sistema de cobrança. Do ponto de vista específico da água subterrânea, a cobrança é aplicada para proteger esses mananciais para abastecimento público.

c) Alemanha

Na Alemanha, a competência de conservação, proteção e gestão das águas é assegurada aos Estados alemães (Länder), que controlam, inclusive, a eficácia dos serviços municipais de saneamento básico. A organização político-administrativa de gestão das águas na Alemanha é estruturada em nível estadual, podendo ser bastante distinta de um Land a outro. Cada Land alemão, tal como os comitês franceses de bacia, pode decidir pela isenção dos encargos da cobrança de um determinado tipo de uso ou setor usuário.

O Estado Federal (Bund) se restringe à adoção de normas e regras de gestão aplicáveis em todo o território nacional, as quais podem ser complementadas e reforçadas (mas jamais atenuadas) pelos Länder. Foi assim que a cobrança pelo lançamento de efluentes passou a ser introduzida, em nível nacional, pela Lei federal de 1976, sendo somente aplicada cinco anos após sua promulgação, em 1981. Essa lei propiciou, ao mesmo tempo, uma revisão da política de controle da poluição operacionalizada pelos Länder cujas bases foram estabelecidas pela Lei federal das águas de 1957.

A cobrança exerce uma função complementar aos instrumentos de comando e controle. Ela abrange a: (i) Cobrança pela captação de águas superficiais e subterrâneas, praticada em alguns estados; (ii) Cobrança pela poluição instituída pela Lei Federal da Taxa de Esgotos. Esta última é utilizada exclusivamente para financiar melhorias na qualidade da água.

Todos aqueles que lançam efluentes (tratados ou não) nos corpos hídricos, acima do limite estabelecido, pagam a taxa de esgoto, que é fixada em função da carga tóxica do efluente e independente da qualidade ambiental do corpo hídrico receptor. Teoricamente, a cada carga equivalente definida por um poluente corresponde o mesmo efeito tóxico no corpo hídrico, ou seja, 50 kg de DBO, 3 kg de fósforo, 500

gramas de cromo, etc. diluídos no mesmo volume de água apresentam o mesmo efeito tóxico (MAGALHÃES FILHO, 2013).

Conforme o mesmo autor, outra inserção na legislação alemã foi à inclusão da cobrança por emissão de nutrientes, com o objetivo de reforçar as políticas de controle da eutrofização no Mar do Norte e Báltico.

O controle da poluição hídrica é centrado principalmente na fixação de padrões de emissão baseado na tecnologia aceitável ou, no caso de efluentes contendo substâncias perigosas, a melhor tecnologia disponível. Mesmo existindo cobrança por lançamento de efluentes, não se pode emitir carga poluente acima dos padrões determinados em lei. A cobrança pela poluição residual parte do princípio que, mesmo em quantidades reduzidas, as emissões causam perdas econômicas aos demais usuários, e por isso precisam ser ressarcidos (RAMOS, 2007).

Os sistemas de tarifação têm ajudado a reduzir a geração de resíduos e aumentar as taxas de reciclagem. A tarifa cobrada aos consumidores finais inclui taxas de esgoto para cobrir os custos de operação e manutenção das estações de tratamento (OECD, 2012). Os recursos da cobrança são recolhidos ao nível do Land e os rendimentos são utilizados para preservação e melhoria da qualidade da água, conforme já citado.

d) Estados Unidos

A poluição nas águas superficiais estadunidense é regulada Clean Water Act (CWA). Esta, originalmente promulgada em 1948 sob a denominação de Lei Federal de Controle da Poluição da Água forneceu um papel limitado para o governo federal e não alterou significativamente as práticas de controle de poluição. Foi completamente reescrita e expandida em 1972, novamente em 1977, 1987 e novamente em 2002

Antes de 1987, os programas de controle da poluição da água eram dirigidos principalmente para fontes pontuais, ou seja, os resíduos descarregados pelas instalações industriais e municipais a partir de fontes discretas, tais como tubos e emissários. As emendas à lei em 2006 autorizaram medidas para lidar com fontes não-pontuais (escoamento de terras agrícolas, florestas, canteiros de obras e áreas urbanas), que representam mais de 50% dos problemas de poluição da água do país.

O ato também proíbe a descarga de petróleo e substâncias perigosas em águas dos Estados Unidos (COPELAND, 2016).

Conforme o mesmo autor, essas emendas orientam os estados a desenvolver e implementar programas de gerenciamento de poluição não-pontuais e os encoraja a prosseguir com atividades de proteção das águas subterrâneas como parte dos seus esforços globais de controle da poluição. O governo federal subsidia financeiramente esses programas e atividades. Esse subsídio pode cobrir até 60% dos custos de implementação do programa.

A CWA incorpora uma filosofia de parceria federal-estado em que o governo federal define a agenda e as normas para a redução da poluição e os estados realizam atividades cotidianas de implementação e execução.

Os Estados têm direitos e responsabilidades substanciais em parceria com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA). Eles são responsáveis pela revisão, estabelecimento dos padrões de qualidade da água (WQS) que são constituídos por 3 elementos:

- o uso designado para o corpo hídrico;
- o(s) critério(s) de qualidade da água necessário a proteger o(s) uso (s);
- a política de antidegradação.

A definição dos usos para os corpos hídricos é de competência estadual, levando em consideração a demanda e o valor da água para garantir o abastecimento público, a propagação de peixes e fauna selvagem, os fins recreacionais, a agricultura, a indústria e a navegação. O(s) critério(s) de qualidade da água devem ser adotados pelos estados em conformidade com os critérios estabelecidos pela EPA. Esta estabeleceu critérios numéricos e qualitativos para mais de 115 poluentes incluindo 65 classes ou categorias de substâncias químicas tóxicas. Finalmente, a política de antidegradação tem por objetivo proteger o(s) uso(s) designado(s), impedindo que o lançamento de efluentes reduza a qualidade da água em corpos hídricos que a possuam em qualidade superior a necessária a atender os WQS (COPELAND, 2008).

Ao estabelecer diretrizes para o lançamento de efluentes, a EPA considera dois fatores: o desempenho das melhores tecnologias de controle de poluição ou práticas de prevenção da poluição que estejam disponíveis para uma determinada tipologia industrial e a viabilidade econômica desta tecnologia ser adotada pela indústria em questão, considerando os custos e os benefícios necessários à redução do lançamento de efluentes.

As tecnologias são divididas em três categorias: melhor tecnologia convencional de controle de poluentes (Best Control Technology, BCT), melhor tecnologia de controle praticável e disponível (Best Practicable Technology – BPT) ou a Melhor Tecnologia Disponível (Best Available Technology – BAT).

Para atingir seus objetivos, a CWA baseia-se no conceito de que todas as descargas nas águas da nação são ilegais, a menos que especificamente autorizado por uma licença, o National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES).

O NPDES é uma outorga exigida das fontes pontuais que lancem efluentes nos corpos hídricos, na qual padrões e condições de lançamento por tipologia industrial são definidos e tecnologias de controle de lançamento são sugeridas pela EPA. Ela estabelece o limite de lançamento para cada fonte pontual e sugere qual tecnologia de controle de lançamento à fonte deve adotar para atingir tal limite. Até março de 2008, quarenta e cinco estados americanos estavam capacitados a emitir o NPDES, os demais estados e territórios estão sob responsabilidade do EPA (COPELAND, 2008). Vale ressaltar que as fontes difusas não estão sujeitas ao NPDES.

Caso o corpo hídrico continue contaminado mesmo após a instalação pelo poluidor das tecnologias de controle, o estado deverá implementar outras estratégias como o Total Maximum Daily Load (TMDL).

O TMDL corresponde ao cálculo da quantidade máxima diária de um determinado poluente que pode ser lançada em um corpo hídrico por fontes pontuais e difusas. Para os corpos hídricos que não estejam atendendo aos WQS é definido uma carga total máxima diária de lançamento de cada um dos poluentes pelos Estados. Caso o Estado não determine o TMDL, o EPA então, em substituição ao Estado o faz.

Ainda em relação aos padrões de lançamento de efluentes, caso uma determinada indústria entenda que os padrões de lançamento estabelecidos no NPDES para sua tipologia industrial não se apliquem, esta indústria pode requerer que a EPA adote o fator fundamentalmente de diferenciação (FDC). A indústria deve provar a agência de proteção que a mesma possui características que a distinguem das demais na sua categoria e solicitar o FDC. Caso a EPA conceda o FDC, devem ser definidos padrões de lançamento específicos para àquela indústria com base nos efluentes a serem lançados (SALZMAN & THOMPSON, 2007).

Além das políticas regulatórias, a EPA tem três ferramentas econômicas básicas que podem ser utilizadas para reduzir a poluição da água, são elas: impostos, subsídios e licenças de poluição negociáveis. Conforme a OECD (2005), é utilizado recursos de Fundos Financeiros Rotativos ou programas de empréstimos para a construção de estações de tratamento de esgoto. Taxas de saneamento foram introduzidas em um número crescente nas redes de água, com sobretaxas frequentemente diferenciadas em função de parâmetros de qualidade, sólidos em suspensão, demanda de oxigênio e nutrientes. Os encargos são consideravelmente mais elevados para as empresas do que para as famílias.

A poluição difusa originada da agricultura é uma grande preocupação nos Estados Unidos pois, a Lei exige apenas que grandes empreendimentos obtenham licenças de poluição. Com isso, a maioria dos Estados utiliza incentivos econômicos para controlar esse tipo de poluição. Massachusetts, por exemplo, introduziu em 2001 um imposto de pesticida, usando o produto para promover manejo integrado de pragas. Também em 2001, Oklahoma começou a fornecer incentivos a agricultores para vender adubo como fertilizante. Os compradores de estrume podem reclamar um crédito fiscal de cinco dólares por tonelada.

Os arranjos institucionais influenciam muito os preços que os agricultores pagam pela água de irrigação nos estados ocidentais. Esses preços podem variar substancialmente dentro de uma pequena região se alguns agricultores têm direitos sênior ou ribeirinho ou se outros agricultores compram água de um fornecedor público ou privado.

Em resumo pode-se dizer que a política de controle da poluição das águas dos Estados Unidos é dominada por instrumentos regulatórios e de comando e controle.

e) Brasil

A primeira ação para regular o aproveitamento das águas no Brasil ocorreu com o Código de Águas, estabelecido pelo Decreto Federal 24.643, de 10 de julho de 1934 que estabeleceu o princípio poluidor-pagador. Mas, somente em 1997, com a instituição da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), que a cobrança pelo uso da água bruta se configura como instrumento de gestão. Neste país, a cobrança se constitui de uma remuneração pelo uso de um bem público, cuja receita é uma renda patrimonial ou da União ou do estado sob o qual está o domínio da água (ANA, 2013b).

No âmbito dos rios de domínio dos estados tem-se esse instrumento vigente: i) nas bacias do estado do Ceará, Paraíba, Bahia e Rio de Janeiro; ii) em São Paulo, nas Bacias PCJ, Paraíba do Sul e Sorocaba – Médio Tietê; e, iii) em Minas Gerais, nas Bacias Piracicaba e Jundiaí, na Bacia do Rio das Velhas e do Rio Araguari. Também se tem a cobrança instituída nas bacias interestaduais do: rio São Francisco, do rio Paraíba do Sul, do rio Doce, dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (ANA, 2015).

Os valores cobrados se diferenciam conforme a região, sazonalidade, padrão de qualidade de água, etc. A cobrança adotada nas bacias hidrográficas federais é composta pelas parcelas de captação (V_{cap}), consumo (V_{cons}), lançamento de DBO (V_{DBO}), geração de energia elétrica (V_{PCH}), agropecuária ($V_{agropec}$), transposição (V_{transp}) conforme apresentado no **Quadro 2.2**. O preço unitário associado a essas parcelas estão expostos na **Tabela 2.1**.

Quadro 2.2 - Estrutura básica da cobrança pelo uso da água nas Bacias Hidrográficas dos rios São Francisco, Paraíba do Sul, Doce, Piracicaba, Capivari e Jundiá - PCJ.

São Francisco	Doce
$(V_{\text{cap}} + V_{\text{cons}} + V_{\text{DBO}} + V_{\text{transp}}) \times K_{\text{gestão}}$	$(V_{\text{cap}} + V_{\text{DBO}} + V_{\text{transp}} + V_{\text{PCH}}) \times K_{\text{gestão}}$
Paraíba do Sul	Piracicaba, Capivari e Jundiá
$\left(\begin{array}{l} V_{\text{cap}} + V_{\text{cons}} + V_{\text{DBO}} + V_{\text{PCH}} \\ + V_{\text{agropec}} + V_{\text{transp}} \end{array} \right) \times K_{\text{gestão}}$	$\left(\begin{array}{l} V_{\text{cap}} + V_{\text{cons}} + V_{\text{DBO}} + V_{\text{PCH}} \\ + V_{\text{agropec}} + V_{\text{transp}} \end{array} \right) \times K_{\text{gestão}}$

Fonte: Adaptado de Finkler, 2015.

A parcela referente ao lançamento de DBO busca reduzir a deterioração da qualidade da água dos corpos hídricos. A carga poluente lançada pode ser definida como a massa de um poluente que é lançada por uma unidade de tempo. A principal unidade de medida utilizada pelas bacias brasileiras é a DBO_{5,20}. Esta corresponde à quantidade de oxigênio consumido na degradação da matéria orgânica por processos biológicos, a uma temperatura média de 20°C durante 5 dias.

Tabela 2.1 - Valores unitários praticados nas Bacias Hidrográficas dos rios São Francisco, Paraíba do Sul, Doce e PCJ.

Tipo de uso da água	Bacia Hidrográfica			
	Paraíba do Sul	PCJ	São Francisco	Doce
Captação (R\$/m ³)	0,01	0,0100-0,0127	0,01	0,018-0,030
Consumo (R\$/m ³)	0,02	0,0200-0,0255	0,02	-
Lançamento de matéria orgânica (R\$/kg DBO)	0,07	0,100-0,1274	0,07	0,100-0,160
Transposição (R\$/m ³)	-	0,0150-0,0191	-	0,022-0,040

Fonte: Finkler *et al.*, 2015

Os trabalhos desenvolvidos por Kelman (1997a, 1997b e 2000) constituem uma das primeiras propostas no país sobre a cobrança de qualidade utilizando o conceito de

diluição de efluentes através do enquadramento dos corpos d'água em classes de uso, de modo a fazer a ligação entre a gestão da quantidade e a gestão da qualidade da água. O autor argumenta que um dado usuário i de um trecho k que lança num curso d'água um efluente durante um intervalo de tempo t , "se apropria" de um certo volume de água $q(i,t)$ para diluir um poluente p deste efluente.

A estrutura de pagamento pelo lançamento de carga orgânica nas Bacias Federais está exposta no **Quadro 2.3**.

Quadro 2.3 - Estrutura do valor da cobrança pelo lançamento de carga orgânica.

Bacia Hidrográfica	Valor de cobrança pelo lançamento de carga orgânica, em R\$/ano
Paraíba do Sul	$CO_{DBO} \times PPU_{DBO}$
PCJ	$CO_{DBO} \times PUB_{DBO} \times K_{lan\ ç\ classe}$
São Francisco	$CO_{DBO} \times PPU_{Lan\ ç} \times K_{lan\ ç}$
Rio Doce	$CO_{DBO} \times PPU_{DBO}$

Fontes: Dados obtidos em CBHSF (2008), CBH DOCE (2011); CBH PCJ (2005) e CEIVAP (2006).

Cada um dos parâmetros utilizados no **Quadro 2.3** estão descritos abaixo:

- CO_{DBO} corresponde a carga anual de $DBO_{5,20}$ efetivamente lançada, em kg;
- PUB_{DBO} representa o Preço Unitário Básico da carga de $DBO_{5,20}$ lançada;
- $K_{lan\ ç\ classe}$ é o coeficiente que leva em conta a classe de enquadramento do corpo de água receptor;
- $K_{lan\ ç}$ simboliza o coeficiente que leva em conta objetivos específicos a serem atingidos mediante a cobrança pelo lançamento de carga orgânica;
- $PPU_{Lan\ ç}$ representa o Preço Público Unitário para diluição de carga orgânica, em R\$/kg.

O valor da CO_{DBO} é calculado conforme segue:

$$CO_{DBO} = C_{DBO} \times Q_{lan\ ç\ Fed} \quad (2)$$

Em que,

C_{DBO} = Concentração média anual de $DBO_{5,20}$ lançada, em kg/m^3 .

$Q_{lanç Fed}$ = Volume anual de água lançado, em m³, em corpos d'água de domínio da União, segundo dados de medição ou, na ausência desta, segundo dados outorgados, ou, por verificação da ANA no processo de regularização.

A concentração média anual de DBO_{5,20} lançada pode ser resultado da média aritmética das medidas feitas pelo órgão ambiental estadual correspondente, ou pelo usuário, por meio de metodologias acreditadas pelos órgãos ambientais; ou, na ausência das medidas pelo valor máximo constante no processo de licenciamento ambiental do lançamento; ou pelo valor verificado pela ANA no processo de regularização (CBH DOCE, 2011; CBH PCJ, 2005; CBHSF, 2008; CEIVAP, 2006).

Segundo os mesmos autores, o usuário que comprovar por medições, atestadas pelo órgão outorgante, em articulação com o órgão ambiental competente, que a carga orgânica presente no lançamento de seus efluentes for menor que a carga orgânica presente na água captada de um mesmo corpo de água, superando-se as metas de enquadramento no trecho de lançamento, o cálculo dos valores referentes ao pagamento pelo lançamento de carga orgânica poderá ser revisto, buscando-se uma compensação ao usuário. Contudo, não há especificação a implementação dessa medida.

A BCH PCJ considera um coeficiente referente ao nível de tratamento de efluentes, gerando descontos a usuários que possuam sistemas de abatimento de DBO. Tal aspecto implica na busca contínua por tecnologias de tratamento visando a diminuição da poluição lançada e a consequente melhoria da qualidade da água, não presente nas demais BCH.

No caso de rios de domínio do estado de São Paulo, por exemplo, a fixação de valores de cobrança pela diluição, transporte e assimilação de efluentes segue a equação 3:

$$Valor = \sum PUF_{PARÂMETRO (X)} \cdot Q_{parâmetro (x)} \quad (3)$$

Em que,

PUF corresponde ao preço unitário final do parâmetro X;

Qparâmetro (x) indica o valor médio da carga do parâmetro(x) em Kg presente no efluente final lançado, por lançamento, no período, em corpos d'água. Neste caso também se adota a $DBO_{5,20}$;

Os PUFs serão obtidos através da multiplicação dos Preços Unitários Básicos - PUBs por Coeficientes Ponderadores que estão designados na **Tabela 2.2**.

Tabela 2.2 - Coeficientes ponderados para diluição e lançamento de efluentes.

Classe de uso preponderante do corpo d'água receptor	Classe 2	1
	Classe 3	0,95
	Classe 4	0,90
Carga lançada e seu regime de variação, atendido o padrão de emissão requerido para o local	>95% de remoção	0,8
	>90% a \leq 95% de remoção	0,85
	>85% a \leq 90% de remoção	0,90
	>80% a \leq 85% de remoção	0,95
	=80% de remoção	1
A natureza da atividade	Sistema Público	1
	Solução Alternativa	1
	Indústria	1

Fonte: Dados obtidos de CRH (2008)

O valor médio da carga do parâmetro, medido em Kg, pode ser obtido pela multiplicação da concentração média do parâmetro (X) em kg/m^3 com o volume, em m^3 , de efluentes líquidos lançados em corpos d'água.

As condições e padrões de lançamento de efluentes estão definidos pela Resolução CONAMA 430 de 2011. Esta Resolução complementa e altera a Resolução CONAMA 357/2005 que definiu as diretrizes para o enquadramento de corpos d'água e definiu o seu conceito.

O enquadramento é o resultado de um planejamento, onde o Comitê de Bacia estabelece a meta de qualidade a ser atingida por determinado corpo hídrico. A Resolução CONAMA 357/2005 estabeleceu treze classes de qualidade para as águas doces, salobras e salinas, segundo os usos preponderantes. Para cada classe, são estabelecidos padrões individuais do nível de qualidade para cada substância em cada classe, a ser alcançado e/ou mantido em um segmento de corpo hídrico ao longo do tempo, estabelecidos segundo os padrões de qualidade da água.

Observando a metodologia de cálculo paulista em comparação com os modelos de bacias federais considera-se que a grande maioria das bacias hidrográficas adotam uma estrutura semelhante.

2.5 - ESTRATÉGIA GERAL PARA A COBRANÇA PELA QUALIDADE DA ÁGUA

2.5.1 - Modelo atual de cobrança no estado do Ceará

A cobrança pelo uso da água bruta foi efetivada no estado do Ceará em 1996 por meio do Decreto Nº 24.264 de 12 de novembro de 1996 que instituiu valores de tarifa para os usuários indústrias (R\$ 600,00/1.000m³) e para as concessionárias de serviço de água potável (R\$ 10,00/1.000m³) da Região Metropolitana de Fortaleza.

A criação dessa tarifa foi objeto de uma negociação política onde prevaleceu a ideia do fortalecimento do setor de água bruta, o que permitiu à Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH) passar por uma reestruturação institucional e assumir o gerenciamento dos recursos hídricos. Para isso, foi realizado um Convênio entre a Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará (CAGECE), a qual era responsável por cobrar da indústria e repassar metade do valor arrecadado a COGERH⁹.

No período de 1998 a 2001, a bacia do Jaguaribe enfrentou um cenário de escassez hídrica. Nessa época, a cidade de Fortaleza não sentiu tão fortemente o problema da seca em virtude da existência do Canal do Trabalhador que foi implantado em 1993 e possibilitou a transferência de águas entre as bacias Jaguaribe e Metropolitana, bem como desencadeou uma regularização de uso que incluía um cadastro simplificado, uma campanha de outorga e a autorização para uso insignificante.

Em meio a esse cenário de crise hídrica, surge a oportunidade de inovar as metodologias de gestão da escassez hídrica. Com isso, foi realizado um convênio entre a Agência Nacional das Águas (ANA), a COGERH e o Banco Mundial no qual se propunha um programa de realocação de água semelhante a um banco de águas denominado Águas do Vale (Comunicação Oral) que marca o início da definição de um

⁹ Comunicação oral com Henrique Rolim, na COGERH, em Fortaleza, janeiro de 2014.

sistema de cobrança para o setor de irrigação referente à captação de água superficial e subterrânea.

Nos anos de 2002 e 2003, foi realizado um estudo técnico realizado no âmbito do contrato da COGERH com o Consórcio Tahal - JP Meio Ambiente, o qual propunha modelos de tarifação para usuários de água bruta¹⁰. Esse estudo subsidiou o Decreto nº 27.271 de 28 de novembro de 2003, tendo sido efetivado em 2004. Ele propôs e discutiu por meio do Grupo de Trabalho da Irrigação – GTI, três modelos de tarifação: o modelo binomial, o Custo médio da água (CMA-3) e o Modelo Capacidade de Pagamento e Subsídio (CPS).

Os modelos estudados pelo Consórcio tinham alguns aspectos que os delimitavam, dentre os quais se tem (TAHAL CONSULTING ENGINEERS LTD; JP MEIO AMBIENTE, 2002):

- A tarifa de água deveria cobrir todos os custos de operação, administração e manutenção (OAM) do sistema hídrico, incluindo as despesas do sistema de cobrança até então incipiente;
- A cobrança deveria ser diferenciada por uso, considerando a capacidade de pagamento de cada uso;
- A tarifação de usuários para usos com grande variação de capacidade de pagamento (como nos casos de irrigação, por exemplo) deveria ser diferenciada, criando-se instrumentos de subsídios cruzados.

A realização desse estudo técnico baseou-se em relatórios anteriores como o cadastro de usuários da COGERH (1998), a avaliação da capacidade de pagamento de diversos usos e usuários de água nos vales perenizados (BISERRA E LEITE, 2002), os estudos de cobrança pelo uso da água bruta para irrigação, desenvolvidos por Lanna (1994 e 1995) e Araújo (1996).

Biserra e Leite (2002), definiram que a tarifa média por uso deveria ser proporcional à capacidade de pagamento (Equação 3). Essa proporção representa, em percentual,

¹⁰ Comunicação oral com Henrique Rolim, na COGERH, em Fortaleza, janeiro de 2014

quanto se deve cobrar dos diversos setores para que os custos de OAM sejam cobertos pela tarifa.

$$\frac{TM_i}{CP_i} = K \quad (3)$$

Em que,

TM_i é a tarifa média do setor “i”;

CP_i é a capacidade de pagamento do setor “i”;

K é a razão da tarifa em relação à capacidade de pagamento. Corresponde ao percentual da capacidade de pagamento que deve se cobrar dos diversos setores para que os custos de operação e manutenção sejam cobertos pela tarifa de água.

Nesse modelo, a tarifa média por setor seria aplicada para os setores homogêneos e que detivessem um pequeno número de usuários, são eles: os setores de saneamento, os usuários do Canal do Trabalhador (CT) e a carcinicultura. Enquanto que o setor de irrigação, por ser heterogêneo, teria um modelo de tarifa de água diferenciado. Vale ressaltar que a tarifa do CT cobriria apenas os custos da disponibilização da água, sem incluir os custos de bombeamento, manutenção e operação do canal em si (TAHAL CONSULTING ENGINEERS LTD; JP MEIO AMBIENTE, 2003).

Contudo, a divulgação dos valores referentes ao setor de irrigação gerou protestos, tanto dos produtores rurais quanto dos Comitês de Bacias que, após uma audiência pública em 2004, deflagrou a suspensão da emissão dos boletos no ano seguinte até que uma nova discussão fosse realizada com relação a esses valores. Com isso, os valores foram atualizados pelo Decreto Nº 28. 244, de 11 de maio de 2006 com base no estudo técnico do Consórcio Tahal - JP Meio Ambiente.

O modelo binomial, composto por um componente referente ao consumo (tarifa de consumo) e outro equivalente à demanda outorgada (tarifa de demanda), foi definido como o modelo de tarifação para o estado do Ceará. Entretanto, em virtude da necessidade de estruturação do órgão de gerenciamento, da universalização da

outorga, bem como, de uma maior compreensão e aceitação dos usuários, o Decreto Nº 29.373, de 08 de agosto de 2008 regulamentou que a cobrança devia ser implementada de forma monomial, admitindo tarifas apenas definidas com base na água consumida.

Dessa forma, foi decretado que a tarifa mensal pelo uso dos recursos hídricos seria calculada utilizando-se a equação 4:

$$T(u) = T \times V_{ef} \quad (4)$$

Onde,

T(u) = tarifa do usuário U;

T = tarifa-padrão sobre volume consumido;

V_{ef} = volume mensal consumido pelo usuário.

Para definir a tarifa-padrão foi estabelecida uma política de subsídios entre setores. Nesta política, a indústria subsidiava o setor de irrigação enquanto que, o saneamento teria a tarifa padrão-média. Além disso, foi instituído que, quanto maior a arrecadação menor seria o valor da tarifa de água (Comunicação Oral¹¹).

O volume mensal de água bruta consumida pelos setores usuários tem sido calculado com base em dados obtidos com os seguintes métodos: (i) hidrometria; (ii) medições frequentes de vazões, onde é impossível a instalação de hidrômetros convencionais e, (iii) estimativas diretas, considerando as dimensões das instalações dos usuários, os diâmetros das tubulações e/ou canais de adução de água bruta, horímetros, entre outras (CEARÁ, 2009).

O modelo monomial é aplicado até o presente ano sendo atualizado de dois em dois anos por meio da revisão do valor arrecadado sendo o Conselho Estadual de Recursos Hídricos-CONERH responsável pela análise e aprovação do cálculo da tarifa. Observando que neste modelo não se cobra pela diluição de matéria orgânica ou qualquer outro poluente.

¹¹ Comunicação oral com Henrique Rolim, na COGERH, em Fortaleza, janeiro de 2014.

Segundo a Lei Estadual de Recursos Hídricos (CEARÁ, 2010), não são cobrados os usos de vazões insignificantes de água, relativos:

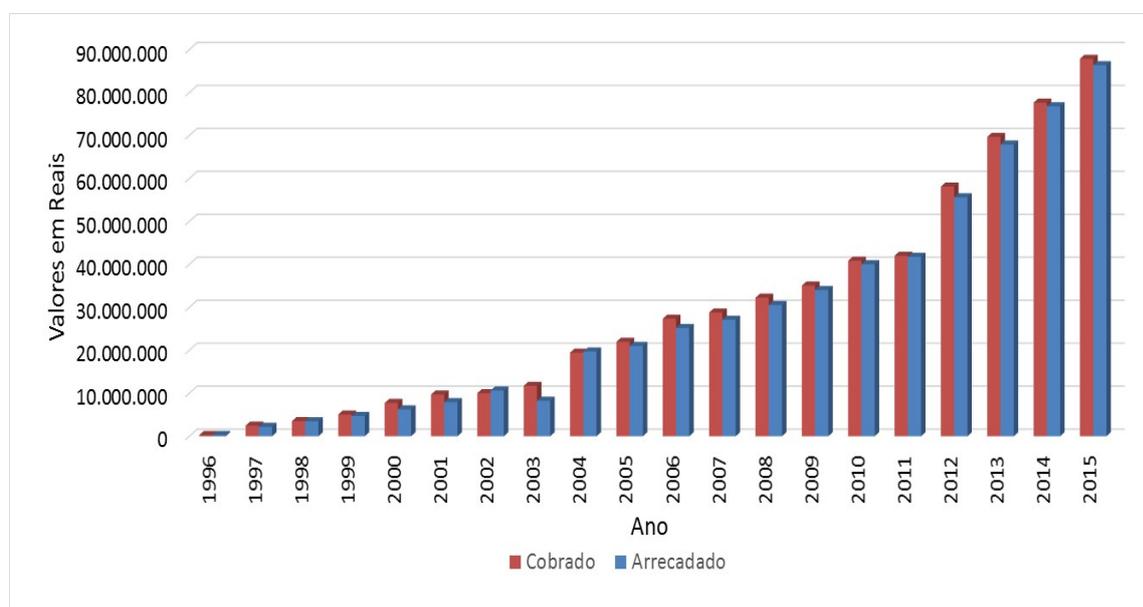
- aos recursos hídricos para satisfação das necessidades de pequenos núcleos populacionais, distribuídos no meio rural;
- às derivações, às acumulações e às captações consideradas insignificantes e/ou em estado de calamidade pública.

Embora denominada tarifa, parte da cobrança no Ceará tem características de preço público. Entende-se por preço público, em sentido amplo, o valor cobrado pela prestação de uma atividade de interesse público qualquer, privativa ou do Estado, desde que prestada diretamente por uma pessoa jurídica de direito privado, estando sujeita a restrições na livre fixação do seu valor. É o que ocorre quando o Estado transfere a prestação de serviços públicos para terceiros, por meio de concessão, permissão ou autorização, ou quando o estado cria uma pessoa jurídica de direito privado para prestar o serviço público ou explorar a atividade econômica de interesse do estado (DUARTE, 2011).

Os valores arrecadados da cobrança são destinados ao custeio das atividades do gerenciamento dos recursos hídricos, envolvendo os serviços de operação e manutenção dos dispositivos e da infraestrutura hidráulica e dos sistemas operacionais de cobrança junto aos diversos usos e usuários dos recursos hídricos.

Em 2015, a COGERH arrecadou 86.387.665 reais correspondendo a 98,3% do valor cobrado. Desde que a tarifa foi efetivada apenas nos anos de 1996 e 2004 esses dois valores foram iguais (Figura 2.1). Esses recursos arrecadados são utilizados para recuperar os custos de operação, administração e manutenção das infraestruturas.

Pode-se dizer que o modelo cearense é um caso bem particular, pois adota uma fórmula simples e prática, apresentando um único termo, que é o produto de sua base de cálculo, que é o consumo efetivo, e um preço público, representado pela tarifa de consumo sem considerar nenhum componente que incentive a conservação da qualidade da água.



Fonte: Dados obtidos de ANA (2016).

Figura 2.1 - Valores arrecadados e cobrados no estado do Ceará no período de 1996 a 2015.

2.5.2 - Mecanismo

O que cobrar?

A qualidade de uma água é definida pelo conjunto de suas características físicas, biológicas, químicas e radiológicas. Esta qualidade poderá ser afetada pelos diferentes usos por meio do lançamento de seus efluentes, ou aqueles poderão ter seu desenvolvimento produtivo impactado e/ou seus custos elevados conforme a composição da água recebida.

Deste modo propõe-se o estabelecimento de um mecanismo de cobrança conforme apresentado na equação 5:

$$Valor\ Total = V_E + V_{QL} \quad (5)$$

Em que,

V_E = Parcela da cobrança referente ao lançamento de efluentes nos corpos hídricos;

V_{QL} = Parcela da cobrança associada a qualidade da água recebida pelos diferentes setores usuários.

Segundo a Resolução Conama 357 de 2005, os efluentes caracterizam-se pelos despejos líquidos provenientes de diversas atividades ou processos. Eles não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e final de seu enquadramento.

Quais parâmetros devem ser utilizados?

A cobrança associada a qualidade da água recebida terá como referência os seguintes parâmetros: Eutrofização (*QEU*), Salinização e Sodificação (*QSA/SO*) e Classe de Enquadramento do Corpo Hídrico.

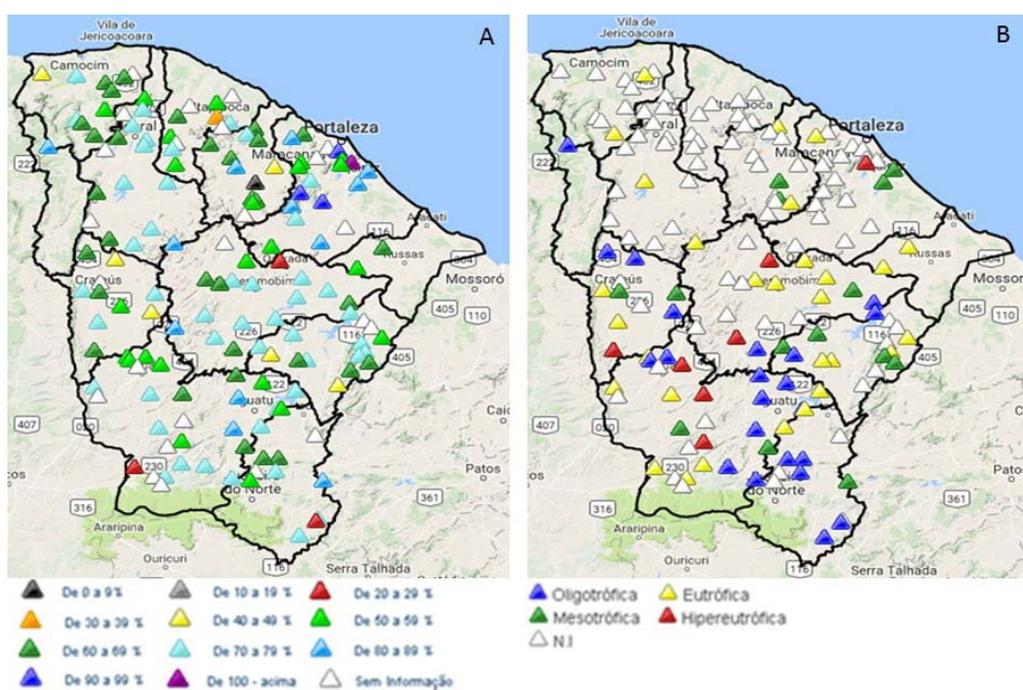
▪ Eutrofização

A eutrofização corresponde ao aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos, que tem como consequência o aumento de suas produtividades. Como decorrência deste processo, o ecossistema aquático passa da condição de ultraoligotrófico, oligotrófico e mesotrófico para eutrófico ou mesmo hipereutrófico. Segundo a CETESB (2007) e Lamparelli (2004), os estados tróficos podem ser caracterizados como:

- Ultraoligotrófico - Corpos d'água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam em prejuízos aos usos da água;
- Oligotrófico - Corpos d'água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água, decorrentes da presença de nutrientes;
- Mesotrófico - Corpos d'água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos;
- Eutrófico - Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos;

- Hipereutrófico - Corpos d'água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a episódios de florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos.

No caso dos reservatórios existe uma relação direta entre o aumento da produtividade e o volume armazenado como pode ser observado nas **Figuras 2.2 a 2.8**. Em 2010, os açudes estavam com capacidade máxima de armazenamento ocorrendo uma maior diluição das cargas e a redução da produtividade nos reservatórios. Nos anos de seca, a concentração de matéria orgânica e nutrientes aumenta elevando os índices de trófica.



Fonte: COGERH/FUNCEME (2016).

Figura 2.2 - Comparativo entre o volume armazenamento nos reservatórios monitorados pela COGERH (A) e índice de estado trófico (B) no ano de 2010.

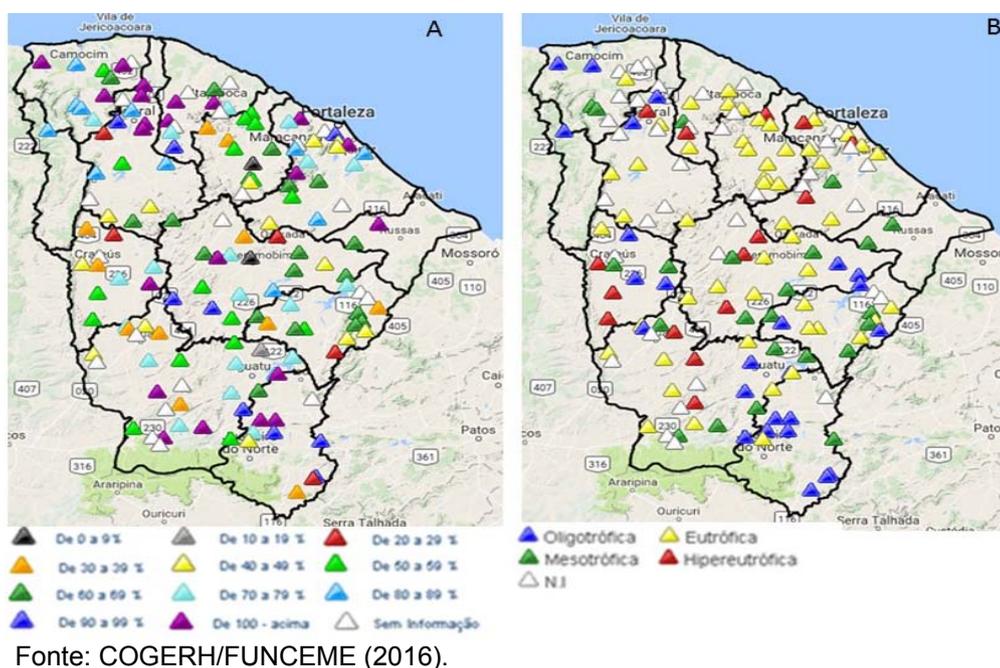


Figura 2.3 - Comparativo entre o volume armazenamento nos reservatórios monitorados pela COGERH (A) e índice de estado trófico (B) no ano de 2011.

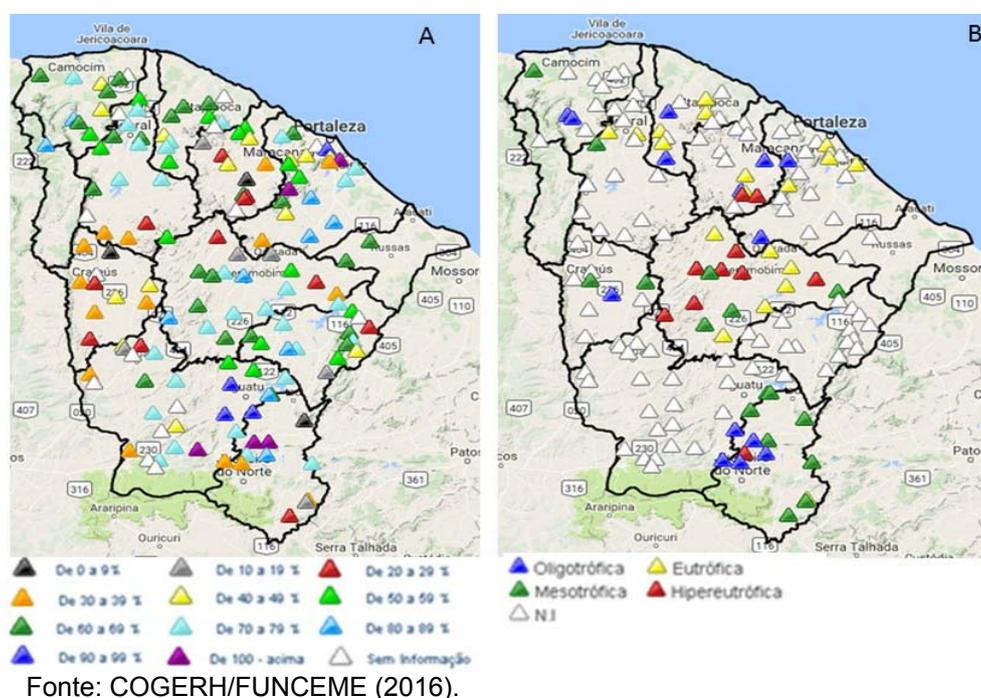
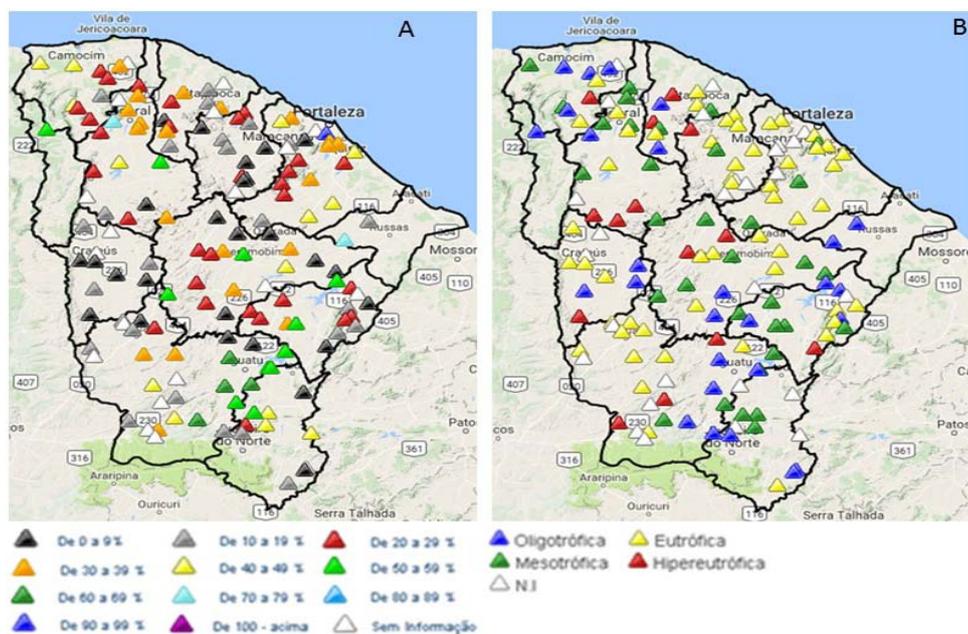
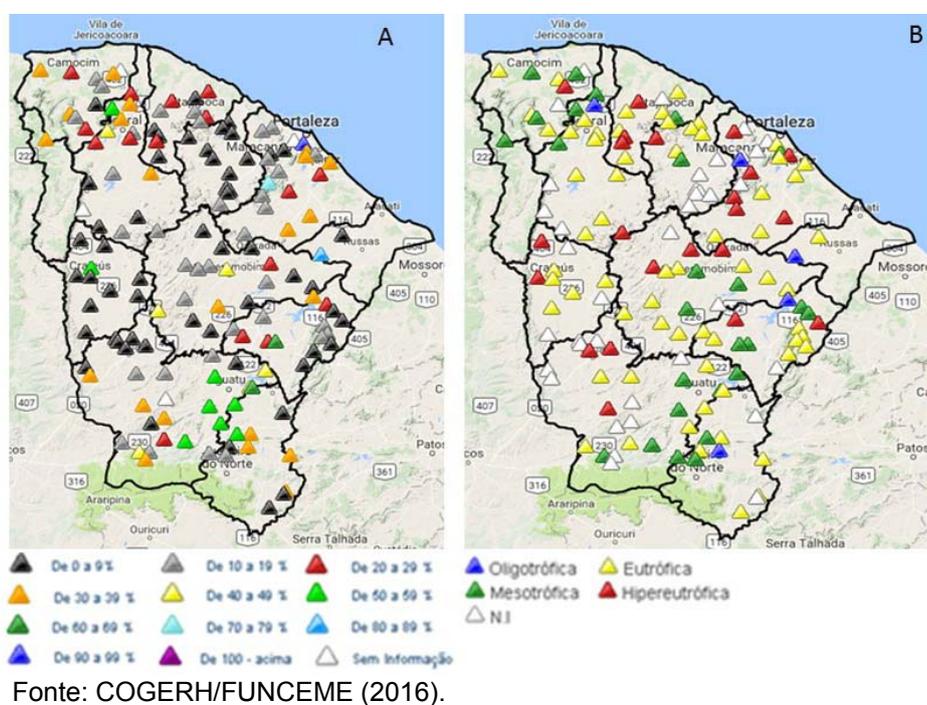


Figura 2.4 - Comparativo entre o volume armazenamento nos reservatórios monitorados pela COGERH (A) e índice de estado trófico (B) no ano de 2012.



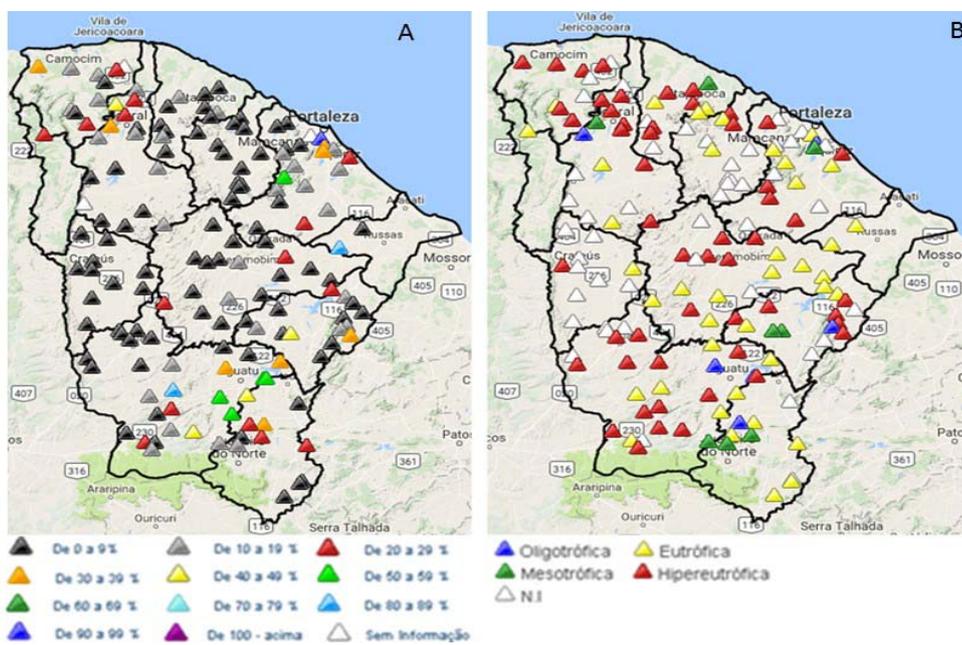
Fonte: COGERH/FUNCEME (2016).

Figura 2.5 - Comparativo entre o volume armazenamento nos reservatórios monitorados pela COGERH (A) e índice de estado trófico (B) no ano de 2013.



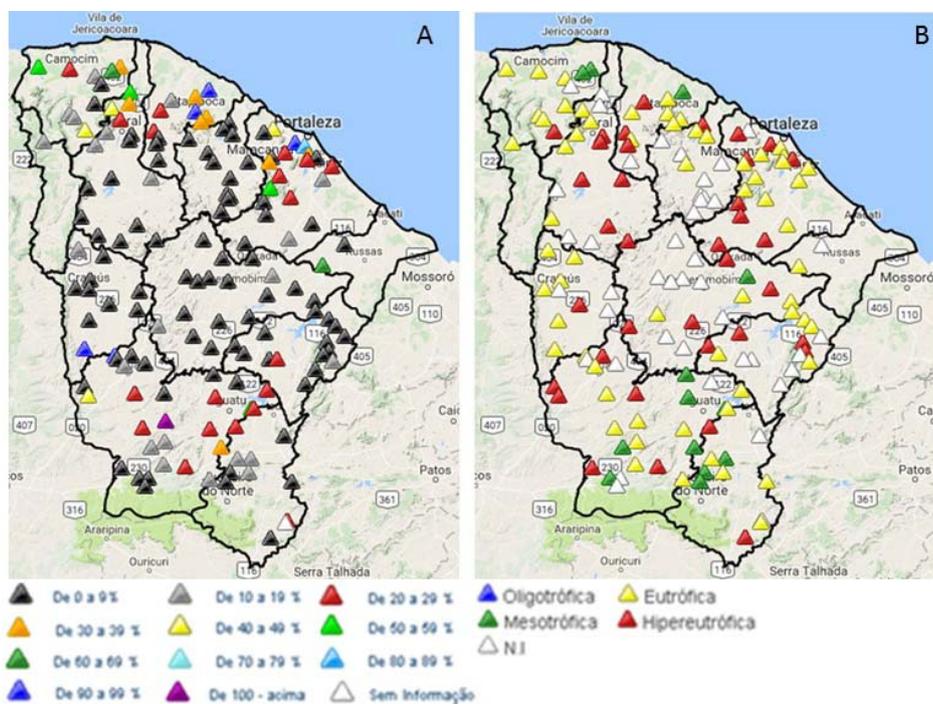
Fonte: COGERH/FUNCEME (2016).

Figura 2.6 - Comparativo entre o volume armazenamento nos reservatórios monitorados pela COGERH (A) e índice de estado trófico (B) no ano de 2014.



Fonte: COGERH/FUNCEME (2016).

Figura 2.7 - Comparativo entre o volume armazenamento nos reservatórios monitorados pela COGERH (A) e índice de estado trófico (B) no ano de 2015.



Fonte: COGERH/FUNCEME (2016).

Figura 2.8 - Comparativo entre o volume armazenamento nos reservatórios monitorados pela COGERH (A) e índice de estado trófico (B) no ano de 2016.

▪ **Salinização e Sodificação**

A salinização consiste na acumulação no solo de sais solúveis em água. Estes sais contêm os ions potássio (K^+), magnésio (Mg^{2+}), cálcio (Ca^{2+}), cloreto (Cl), sulfato (SO_4^{2-}), carbonato (CO_3^{2-}), bicarbonato (HCO_3^-) e sódio (Na^+). A acumulação de sódio é também chamada sodificação (EMBRAPA, 2009).

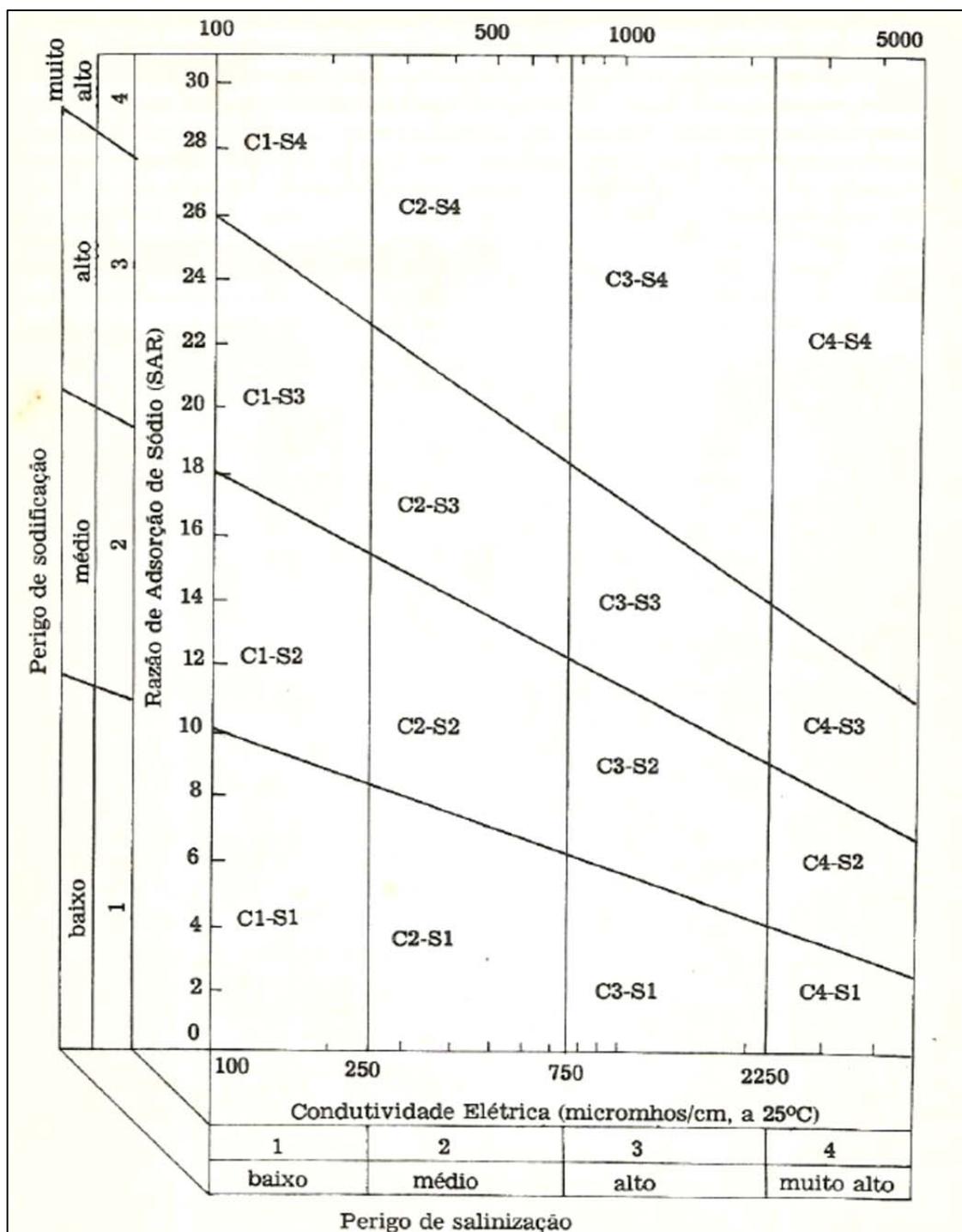
A acumulação de sais (em especial de sódio) constitui uma das principais ameaças fisiológicas aos ecossistemas. O sal perturba o desenvolvimento das culturas, limitando a absorção de nutrientes. O excesso de sódio resulta na destruição da estrutura do solo, que, devido à falta de oxigénio, se torna incapaz de assegurar o crescimento das plantas e a vida animal. A salinização aumenta a impermeabilidade das camadas profundas do solo, impedindo o uso das terras para cultivo (EMBRAPA, 2009).

A concentração total de sais pode ser expressa em partes por milhão (ppm) ou em relação à sua condutividade elétrica (CE). Em razão da facilidade e rapidez de determinação, esta tornou-se o procedimento padrão de sua determinação.

O conhecimento do valor da condutividade elétrica da água, além de fornecer dados sobre a concentração total dos eletrólitos, presta também uma valiosa informação sobre os processos bioquímicos que se desenvolvem no meio aquático, sendo, portanto, um parâmetro de grande importância para o estudo limnológico do ecossistema.

Devido aos impactos negativos que a água salina pode ocasionar no solo o Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos elaborou um diagrama para avaliar a qualidade da água para agricultura que relaciona o perigo de salinidade e sodificação. Este diagrama está apresentado na **Figura 2.9**.

O diagrama é baseado na condutividade elétrica (CE) como indicadora do perigo de salinização do solo e, na Razão de Adsorção de Sódio (RAS) como indicador de perigo de alcalinização ou sodificação do solo. Para cada um dos indicadores, as águas são divididas em quatro classes: C1, C2, C3 e C4 apontando águas com baixa, média, alta e muito alta salinidade, respectivamente S1, S2, S3 e S4 assinalando águas com baixa, média, alta e muito alta concentração de sódio (BERNARDO, 1989).



Fonte: Bernardo (1989).

Figura 2.9 - Diagrama para classificação da água para irrigação, segundo o U.S Salinity Laboratory Staff.

▪ **Classes de Enquadramento**

A Resolução CONAMA N° 357 de 2005 classifica as águas doces em:

I - classe especial: águas destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção;
- b) a preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e,
- c) a preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

II - classe 1: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado;
- b) a proteção das comunidades aquáticas;
- c) a recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000;
- d) a irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e
- e) a proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

III - classe 2: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
- b) a proteção das comunidades aquáticas;
- c) a recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000;
- d) a irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e
- e) a aquicultura e a atividade de pesca.

IV - classe 3: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado;
- b) a irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
- c) a pesca amadora;
- d) a recreação de contato secundário; e
- e) a dessedentação de animais.

V - classe 4: águas que podem ser destinadas:

- a) a navegação; e
- b) a harmonia paisagística.

Exemplos de parâmetros físico-químicos associados a classe de enquadramento podem ser visualizados no **Quadro 2.4**.

Quadro 2.4 - Algumas condições de qualidade das águas doces previstas na Resolução CONAMA Nº 357 de 2005.

PARÂMETRO	CLASSE				
	UNIDADE	1	2	3	4
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅)	mgO ₂ /L	≤ 3	≤ 5	≤ 10	(2)
Oxigênio dissolvido (OD)	mgO ₂ /L	≥ 6	≥ 5	≥ 4	≥ 2
Turbidez	(UT)	≤ 40	≤ 100	≤ 100	(2)
Cor verdadeira	mgPt/L	(1)	≤ 75	≤ 75	(2)
pH		6 a 9			
Coliformes, toxicidade, óleos e graxas e outros parâmetros.		*ver texto completo da Resolução Conama 357 (2005)			

Fonte: ASHBY (2013)

Notas: (1) Nível de cor natural do corpo da água em mgPt/L; (2) Não há Limites.

O valor da componente de cobrança associada a qualidade da água recebida (V_{QL}) será obtido conforme a equação 6:

$$V_{QL} = (K_{QEU} \times K_{QSA/SO} \times K_{CLASSE}) \times P_{BASE} \times K_{IMP} \times K_{USO} \quad (6)$$

Em que,

K_{QEU} – Coeficiente do estado trófico do corpo hídrico de abastecimento;

$K_{QSA/SO}$ – Coeficiente referente ao perigo de salinização e solidificação da água;

K_{CLASSE} – Coeficiente associado a classe de enquadramento do corpo hídrico de abastecimento;

P_{BASE} – Retrata o preço fixo;

K_{IMP} - Coeficiente indicativo do grau de implementação da cobrança;

K_{USO} – Coeficiente que indica o setor usuário.

Os coeficientes serão aplicados para um setor específico ou para todos os setores como mostrado na **Tabela 2.4**.

Tabela 2.3 - Relação dos coeficientes com os setores usuários.

Coeficientes	Setores Usuários
K_{QEU}	Saneamento, Indústria, Aquicultura, Agricultura e Pecuária
$K_{QSA/SO}$	Agricultura
K_{CLASSE}	Saneamento
K_{IMP}	Saneamento, Indústria, Aquicultura, Agricultura e Pecuária
K_{USO}	Saneamento, Indústria, Aquicultura, Agricultura e Pecuária

O K_{QEU} não será contabilizado no V_{QL} quando o estado trófico do corpo hídrico utilizado para o abastecimento for ultraoligotrófico e oligotrófico. Ele terá valor 1 para o estado mesotrófico e variará para cima ou para baixo deste valor conforme apresentado na **Figura 2.10**.

No caso do $K_{QSA/SO}$ será adotado o valor 1 quando as águas de abastecimento da agricultura forem classificadas como C1-S1. Este valor sofrerá decréscimos conforme as águas pioram de qualidade passando para C2-S2, C3-S3 até C4-S4 que terá o menor valor do coeficiente.

O coeficiente indicativo do grau de implementação da cobrança variará de 0.1 no início da implementação a 1 quando a cobrança estiver totalmente implementada.

O coeficiente que indica o setor usuário poderá ser utilizado na contabilização do valor da cobrança para subsidiar um setor em relação ao outro.

O K_{CLASSE} terá o valor 1 quando o corpo hídrico de abastecimento for de Classe 2 que considera que a água pode ser destinada ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional. Esse valor será maior que 1 quando a classificação for 3 ou 4 e menor que 1 quando a classe for 1 ou especial (**Figura 2.11**).

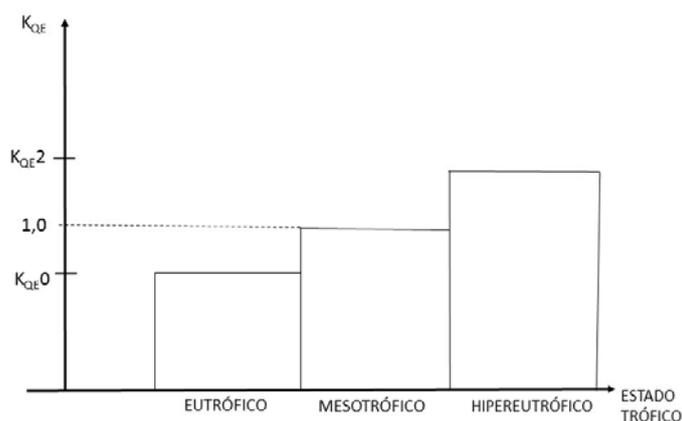


Figura 2.10 - Variação do coeficiente do estado trófico do corpo hídrico de abastecimento.

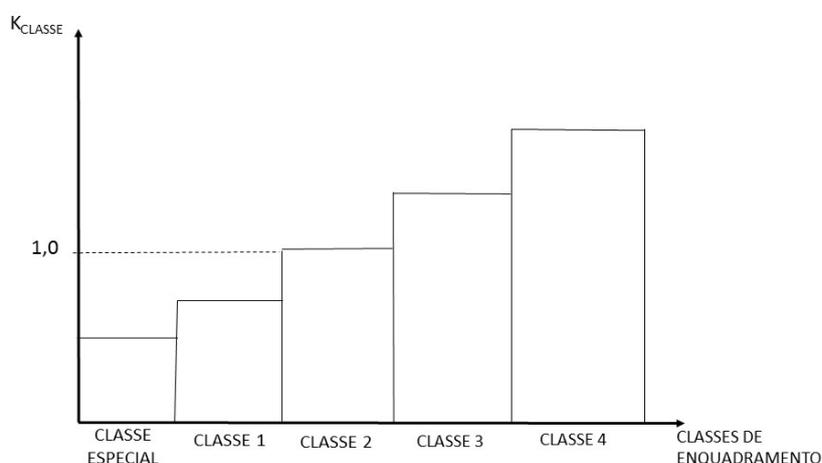


Figura 2.11 - Níveis do Coeficiente associado a classe de enquadramento do corpo hídrico de abastecimento.

O componente da cobrança correspondente ao lançamento de efluentes (V_E) seguirá a mesma estrutura utilizada nas bacias hidrográficas federais conforme exposto na seguinte equação:

$$V_E = CO_{DBO} \times PUB_{DBO} \times K_{lan\ classe} \times K_{imp} \quad (7)$$

- CO_{DBO} corresponde a carga anual de $DBO_{5,20}$ efetivamente lançada, em kg;
- PUB_{DBO} representa o Preço Unitário Básico da carga de $DBO_{5,20}$ lançada;
- $K_{lan\ classe}$ é o coeficiente que leva em conta a classe de enquadramento do corpo de água receptor;
- K_{imp} coeficiente indicativo do grau de implementação da cobrança variará de 0.1 no início da implementação a 1 quando a cobrança estiver totalmente implementada.

2.5.3 - Requisitos legais e institucionais para a implementação

A Lei Estadual de recursos hídricos (CEARÁ, 2010) estabelece:

Art. 16. Será cobrado o uso dos recursos hídricos superficiais ou subterrâneos, segundo as peculiaridades das Bacias Hidrográficas, na forma como vier a ser estabelecido pelo CONERH, por meio de Resolução, a qual será enviada ao Governador do Estado do Ceará, que fixará o valor das tarifas por Decreto, obedecidos os seguintes critérios:

I - a cobrança pela utilização considerará a classe de uso preponderante em que for enquadrado o corpo de água onde se localiza o uso, a disponibilidade hídrica local, o grau de regularização assegurado por obras hidráulicas, a vazão captada e seu regime de variação, o consumo efetivo e a finalidade a que se destina;

II - a cobrança pelo transporte e a assimilação de efluentes do sistema de esgotos e outros líquidos de qualquer natureza considerará o grau de regularização assegurado por obras hidráulicas, a carga lançada e seu regime de variação, ponderando-se, dentre outros, os parâmetros orgânicos e físico-químicos dos efluentes, atendendo à legislação pertinente e à natureza da atividade responsável pelos mesmos.

O dispositivo legal que possibilita a cobrança por lançamento encontra-se expresso na legislação atual. A cobrança pela qualidade da água captada necessita ser explicitada na Lei, não obstante o primeiro parágrafo do Art. 16 abrir esta possibilidade.

2.6 - PROPOSTA

2.6.1 - Situações de aplicação e Gatilhos da cobrança pela qualidade da água

A aplicação do mecanismo de cobrança pela qualidade da água deverá ser implementada quando o monitoramento indicar degradação da qualidade da água devido o lançamento de efluentes pelos usuários-poluidores. Nesta situação a cobrança pelo lançamento de efluente servirá como incentivo a redução da emissão.

Em caso de os lançamentos não impactarem significativamente a qualidade da água e o sistema de recursos hídricos necessitar de aporte específico de recursos financeiros para a manutenção dos padrões de qualidade da água, a cobrança pela qualidade da água consumida é alternativa interessante. Este mecanismo tem aderência a situações em que a manutenção da qualidade da água requer controle de fontes difusas e de difícil cobrança pelo lançamento.

Dificuldade para a implementação da cobrança pela qualidade da água consumida está na definição desta qualidade pois a mesma apresenta grande variação interanual, ocorrendo a pior qualidade no período seco. A definição de uma qualidade da água de referência do corpo hídrico é a solução proposta. No entanto está poderia sofrer crítica dos usuários na seca.

Os dois mecanismos podem ser implementados de forma integrada.

2.6.2 - Monitoramento

Monitoramento é conceituado pela Organização Internacional para Padronização (ISO) como o processo programado de amostragem, medições e posterior registro, das várias características da água, objetivando a avaliação frequente e a conformidade com os objetivos definidos. A resolução CONAMA 357/2005 define monitoramento como a medição ou verificação de parâmetros de qualidade e quantidade de água, que pode ser contínua ou periódica, utilizada para acompanhamento da condição e controle da qualidade do corpo de água.

Entre os objetivos de um programa de monitoramento estão a caracterização das águas e identificação de mudanças ou tendências na qualidade da água ao longo do tempo, identificação de problemas específicos, reunião de informações que subsidiem programas de remediação e averiguação das metas do programa de monitoramento (MILES, 2009; EPA, 2014).

Um monitoramento da qualidade da água deverá ser realizado ao longo dos rios e nos reservatórios para que a cobrança possa ser executada. Atualmente, o órgão responsável pelo monitoramento qualitativo dos reservatórios no estado do Ceará é a COGERH. Devido às dificuldades de operacionalização, os sistemas de monitoramento

da água implantados pela companhia baseiam-se, geralmente, em amostragens superficiais, com perfilagens ao longo da coluna sendo aplicados raramente.

O sistema de monitoramento (rios e reservatórios) terá como objetivo determinar:

- As tendências na qualidade da água dos ambientes aquáticos,
- Os impactos da variabilidade climática nos corpos hídricos;
- O controle da liberação de contaminantes e efluentes das atividades antropogênicas.

Neste sentido faz-se necessário a implantação de um monitoramento multiobjetivo que cubram vários usos da água e forneçam dados para mais de um programa de avaliação da qualidade de água, tal como abastecimento humano, aquicultura e agricultura, os quais envolvem um amplo conjunto de variáveis de estado descritivas.

A implementação do sistema de monitoramento deve focar na distribuição espacial da qualidade da água (número de estações de monitoramento), nas tendências (frequência de amostragem), nos poluentes (inventário ambiental) e na descrição física e climática da bacia hidrográfica. A cobertura de todas as necessidades é dificultada, dado os altos custos operacionais envolvidos. Conseqüentemente, pesquisas preliminares são necessárias no sentido de delimitar melhor o programa operacional de monitoramento.

Sugere-se que esse sistema seja integrado a ferramentas de modelagem. Essa integração deve ainda estar em consonância com os processos de operação do reservatório, dado que suas condições de funcionamento alteram o armazenamento da água (volume), com forte impacto na qualidade da água armazenada.

Os modelos representam ferramentas úteis que, através de descrições empíricas, estatísticas ou determinísticas, tecem relações entre as principais forçantes e as variáveis de estado, as quais se desejam conhecer sua distribuição no ambiente estudado. A combinação entre sistemas de monitoramento e modelagem é uma importante ferramenta na construção de conhecimento e informação sobre o ecossistema estudado. O monitoramento pode ser orientado pela modelagem principalmente sobre os pontos ou locais estratégicos a monitorar, e que dessa forma subsidiam a modelagem. Os locais estratégicos são definidos em grande parte pelo

estudo da hidrodinâmica reinante, que identifica zonas mortas e/ou de mistura, pontos de forte estratificação térmica, padrões de circulação e regiões estatisticamente homogêneas, etc.

No caso dos reservatórios, principal forma de armazenamento de água do Estado do Ceará, a avaliação da qualidade da água deve refletir as condições do local de onde a água está sendo retirada. Frequentemente o local de retirada principal fica no barramento, principal ponto de amostragem. Amostragens neste único ponto podem ser representativos para pequenos reservatórios, bem misturados e com características regulares. Reservatórios mais complexos, com geometrias dendríticas e de grandes volumes e extensão necessitam de vários pontos de amostragem para sua completa caracterização.

A dendricidade de um reservatório e suas características topográficas de fundo muitas vezes isolam regiões que, hidrodinamicamente, se comportam de forma diferenciada dos demais pontos. Um determinado número de estações de amostragem em diferentes profundidades é necessário para caracterizar a qualidade da água ao longo das dimensões do reservatório. Geralmente definem-se seções horizontais e verticais de forma a distinguir similaridades estatísticas e diferenças entre os locais de amostragem (CHAPMAN, 1996).

Em adição ao número de estações de monitoramento, é também necessário considerar o número de amostragens necessárias para caracterizar verticalmente a coluna d'água. A variabilidade tende a ser sazonal e de acordo com os padrões hidrodinâmicos locais.

O monitoramento deverá englobar todos os parâmetros do modelo de cobrança descrito no item anterior. A variável temperatura é muito importante para caracterização da qualidade da água, e esta deve ser monitorada em todos os casos.

Variações de temperatura ocorrem diária e sazonalmente, influenciados pela latitude, altitude, estação do ano, hora do dia, circulação do ar, nebulosidade, vazões e profundidade do reservatório. Aumento de temperatura aumenta as reações químicas, volatilização de substâncias e evaporação; Diminui a solubilidade de gases na água (O₂, CO₂, N₂, CH₄ e outros); aumentam a taxa de crescimento bacteriano e do



fitoplâncton (duplicam suas populações em curtos períodos de tempo); aumentam a taxa de respiração (consumo de O_2), degradação da matéria orgânica, tendendo ao aumento da turbidez, crescimento de macrófitas e blooms algais, quando nutrientes limitantes estão disponíveis em quantidades suficientes.

Amostragens nictemerais são indispensáveis visto que contemplam o principal ciclo de mudanças térmicas de corpos d'água tropicais, que é a variabilidade diária. Épocas chuvosas e secas são períodos distintos e que devem estar englobados no sistema de monitoramento.

A frequência de coleta das amostras deverá seguir a mesma frequência de variabilidade ou mudanças de seus padrões. O regime climático do semiárido possui um padrão próprio, e a ele deve ser feita as adequações dos métodos. É necessário conhecer os padrões hidrodinâmicos para definir, nas épocas distintas do ano e de acordo com a variabilidade sazonal apresentada, a frequência ideal de monitoramento em cada época.



3 - EFICIÊNCIA DO USO DA ÁGUA

3 - EFICIÊNCIA DO USO DA ÁGUA

3.1 - INTRODUÇÃO

O crescente aumento da demanda hídrica, impulsionado pelo aumento da população, vem disparando diversas discussões sobre a conservação de água. Além disso, a poluição dos recursos hídricos e os possíveis impactos das mudanças climáticas sobre a oferta de água tem dado notoriedade a este tema.

A conservação da água refere-se a todas as políticas e medidas de gestão ou práticas do usuário que visa conservar e combater a degradação dos recursos hídricos. Assim, ela envolve de forma integrada gestão, tecnologia, educação e economia.

Ela deve ser aplicada tanto sobre o aspecto quantitativo quanto para o qualitativo. O primeiro caso considera ações de economia de água, como práticas para o uso racional, com o intuito de reduzir desperdícios nas edificações e nos sistemas de abastecimento, além de práticas específicas de utilização de fontes alternativas, como o reuso de água a nível residencial, industrial e da própria infraestrutura sanitária. A conservação qualitativa depende de ações de controle da poluição, como o tratamento de efluentes e do próprio reuso de água, uma vez que tal prática tende a reduzir o volume demandado (SANTOS; MALINOWSK, 2005).

Além disso, o Maryland Department of the Environment (2013), sugere que esta ação seja realizada tanto do lado da oferta (como a detecção de vazamentos e reparos no caso do setor de abastecimento urbano), quanto da demanda hídrica. A oferta pode exigir recursos financeiros adicionais, no entanto, há algum potencial de redução de custos de operação e recuperação das receitas perdidas.

Vale lembrar que a conservação de água não deve ser implementada apenas em tempos de escassez já que ela é importante para diminuir o estresse que a sociedade impõe sobre os recursos hídricos e ajudar o sistema de gestão a ser mais flexível, ou seja, ela é uma ação de uma gestão proativa. Além disso, ela deve abranger todos os usuários de água: residências, indústrias, irrigação, etc.

Este relatório propõe a aumentar a conservação do uso da água por meio a eficiência do uso. Sugere-se que este parâmetro interfira na composição do valor da cobrança aumentando este valor para usuários avaliados como ineficientes.

Para isso, a estrutura da cobrança é modificada para um modelo binomial, sendo o primeiro componente correspondendo à cobrança pela quantidade e o segundo a cobrança pela qualidade. Neste modelo, a eficiência de uso é o coeficiente que multiplica os dois componentes acima e altera o valor cobrado no intuito de promover a conservação da água.

Este capítulo está organizado em quatro seções em adição a esta. A segunda seção descreve sobre a eficiência do uso da água nos setores de abastecimento urbano, irrigação, indústria e aquicultura. Em sequência tem-se a proposta metodológica em que é exposto o modelo de cobrança proposto e aponta como a eficiência de irrigação afetará no valor cobrado. Na quarta seção discorre-se sobre ações que podem ser implementadas pelos setores de abastecimento urbano e irrigação para aumentar a eficiência do uso.

3.2 - EFICIÊNCIA DOS USOS DA ÁGUA

3.2.1 - Abastecimento Urbano

Segundo a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (2013), um dos principais desafios das operadoras de água em países em desenvolvimento é reduzir as perdas de água no abastecimento.

As perdas nos sistemas de abastecimento de água incluem duas categorias (ABES, 2013):

- A “perda de água física” ou “real”, quando o volume de água disponibilizado no sistema de distribuição pelas operadoras de água não é utilizado pelos clientes, sendo desperdiçado antes de chegar às unidades de consumo;
- A “perda de água comercial” ou “aparente” quando o volume utilizado não é devidamente computado nas unidades de consumo, sendo cobrado de forma inadequada.

As perdas reais representam o volume efetivamente perdido no sistema. Elas são decorrentes de vazamentos que ocorrem nas tubulações das adutoras e nas redes de distribuição, nos ramais das ligações prediais, nas ETAs e nos extravasamentos de reservatórios. São inerentes a todos os sistemas de abastecimento de água. Não é possível zerar esse tipo de perda, porém o volume de perdas reais na maioria dos sistemas do Brasil é significativamente mais elevado do que o justificável.

As perdas aparentes representam a parcela de perda total que não é causada por vazamentos e extravasamentos nos reservatórios. Em comparação com as perdas reais, estas têm um efeito negativo muito maior sobre o orçamento das companhias, pois, além do gasto com a produção, perde-se o valor agregado à água entregue. São causadas principalmente por: erros de medição e leitura, erros cadastrais ou na contabilidade do consumo de água e pelo consumo não autorizado.

O erro de medição (submedição) é uma das principais causas das perdas aparentes nas companhias de saneamento e ocorrem por diversos motivos. A ocorrência de uma ampla gama de medidores, que variam de tamanho, tipo e classe, juntamente com uma vasta variação de padrões de consumo existentes nos sistemas urbanos, que dificulta a correta especificação dos medidores pelos profissionais.

Já a perda pelo consumo não autorizado está relacionada com ligações clandestinas e o uso fraudulento de água de descargas e hidrantes.

No Brasil, por meio do Programa de Modernização do Setor de Saneamento – PMSS no ano de 2000, do Ministério das Cidades, e de várias companhias estaduais e municipais de saneamento, adotou-se o entendimento da International Water Association (IWA) para contabilizar as perdas de água. A metodologia da IWA propõe duas abordagens para essa conta: Balanço Hídrico e Vazão Mínima Noturna.

O Balanço Hídrico (**Quadro 3.1**) é feito por meio de uma planilha quantitativa, onde se detalha os diversos tipos de consumo e de perdas que ocorrem no sistema de abastecimento de água. Todos os seus componentes devem ser expressos em termos volumétricos, para efeitos de comparação, e quantificados sobre o mesmo período, de

12 meses, para dispensar o efeito de sazonalidades e diferenças de apuração nos volumes macro e micromedidos.

Quadro 3.1 - Matriz do Balanço Hídrico - IWA

Volume Produzido	Consumos Autorizados	Consumos Autorizados Faturados	Consumos medidos faturados	Águas Faturadas	
			Consumos não-medidos faturados (estimados)		
	Consumos Autorizados Não Faturados	Consumos Autorizados Não Faturados	Consumos medidos não-faturados (usos próprios, caminhão-pipa etc)	Águas Não-Faturadas	
			Consumos não-medidos, não-faturados (corpo de bombeiros, favelas etc)		
	Perdas de Água	Perdas Aparentes			Consumos não-autorizados (fraudes e falhas de cadastro)
					Imprecisão dos medidores (hidrômetros)
Perdas Reais			Vazamentos nas adutoras e/ou redes de distribuição		
		Vazamentos nos ramais prediais até o hidrômetro			
		Vazamentos e extravasamentos nos aquedutos e reservatórios de distribuição			

Fonte: Alegre (2006)

Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2015), o consumo médio de água no Brasil é de 154,0 litros por habitante ao dia, com variações regionais de 116,1 l/hab.dia no Nordeste a 176,0 l/hab.dia no Sudeste. Entretanto, ao distribuir água para garantir esse consumo, os sistemas sofrem perdas de 36,7% na média nacional (indicador IN₀₄₉¹²). No Ceará, o índice de perdas representa 41,2 %. Observando os prestadores de serviços de abrangência regional, a Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará possui perda de 43,8%.

¹² Este indicador é calculado pela diferença entre o volume da água produzido e o volume da água consumido, dividido pelo volume de água produzido, descontado o volume usado para atividades operacionais e especiais e somado ao volume tratado importado.

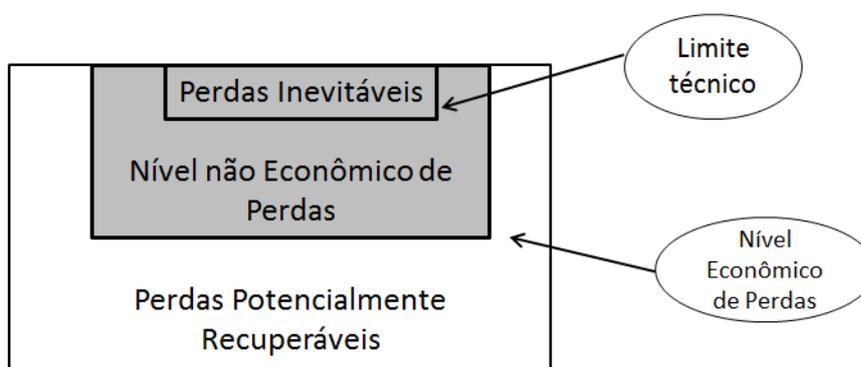
A **Tabela 3.1** apresenta o indicador IN_{049} dos prestadores de serviços de água no Brasil, por região geográfica.

Tabela 3.1 - Índice de perdas na distribuição (indicador IN_{049}) das regiões geográficas e Brasil para o ano de 2015.

Região	Total (%)
Norte	46,3
Nordeste	45,7
Sudeste	32,9
Sul	33,7
Centro-Oeste	35,5
Brasil	36,7

Fonte: SNIS (2015)

A IWA também definiu limites para marcar as metas de longo prazo das companhias de saneamento no combate as perdas: Limites econômicos e limites técnicos (**Figura 3.1**).



Fonte: IWA Water Loss Task Force and AWWA Water Loss Control Committee (2000).

Figura 3.1 - Níveis de Perdas no sistema de abastecimento.

O limite econômico configura quando os custos para a execução das ações de combate às perdas se igualam aos custos de exploração e distribuição da água (ou ao custo marginal para a exploração de um novo sistema produtor de água) e depende das características de cada sistema: a disponibilidade hídrica, os seus custos de exploração, os custos de distribuição e os custos das ações operacionais para combater as perdas; O limite técnico, é definido a partir do qual não se consegue

reduzir mais as perdas, com as metodologias e tecnologias atualmente disponíveis (ABES, 2015).

Desta forma faz-se necessário reduzir as perdas das companhias de abastecimento para alcançar o uso eficiente da água.

3.2.2 - Irrigação

Segundo o Plano Nacional de Recursos Hídricos, 69% da água no Brasil têm utilização na agricultura irrigada, com eficiência média de 64%, ou seja, 36% da água derivada para a irrigação no País constituem-se em perdas.

O volume de água captado de uma fonte hídrica para a irrigação, em geral, é superior às necessidades hídricas da cultura. Isso se deve às perdas que ocorrem durante a condução e a aplicação da água na irrigação, bem como às perdas de água que ocorrem no campo após a irrigação.

Segundo Howell (2001), a água captada para irrigação dentro de uma bacia está sujeita basicamente a três tipos de perdas:

- i) perdas de água por evaporação em canais, na trajetória das gotas entre o emissor e o solo e no próprio solo durante e após as irrigações;
- ii) perdas por infiltração durante a condução da água em canais e por percolação abaixo da zona radicular da cultura durante e após a irrigação. Em alguns casos essas perdas podem ser recuperadas por canais de drenagem e a água reutilizada à jusante na bacia.
- iii) perdas relacionadas à água de drenagem, quando essa se torna tão poluída ou salinizada que não pode mais ser reutilizada para irrigação ou consumo humano e industrial.

Segundo Miranda (2006), em virtude dos diferentes tipos de perdas que ocorrem desde a captação da água na fonte hídrica até sua utilização pela cultura após a irrigação, várias definições de eficiências e uniformidades podem ser utilizadas para avaliar a irrigação. A escolha de qual eficiência será avaliada vai depender dos objetivos da avaliação e de qual sistema se deseja avaliar.

Pode-se ter as seguintes eficiências na irrigação:

▪ **Eficiência de Condução**

A água utilizada na irrigação pode ser captada de um rio, de um reservatório de superfície ou do subsolo e ser transportada para a área irrigada através de canais ou tubulações. Durante a condução da água desde a fonte até o campo, geralmente, ocorrem perdas que podem afetar, significativamente, o custo da irrigação e o meio-ambiente.

Nos canais, essas perdas ocorrem, principalmente, devido à evaporação, transbordamentos, infiltração (canais não revestidos) e rachaduras (canais revestidos). Perdas por infiltração em canais não revestidos têm sido relacionadas à elevação do lençol freático e à salinização do solo em várias regiões do mundo. Quando a água é transportada em tubulações, as perdas na condução normalmente são menores que nos canais e ocorrem principalmente em virtude de vazamentos.

A eficiência de condução representa a razão entre o volume de água que, efetivamente, chega à área irrigada e o volume de água retirado da fonte hídrica, de acordo com a expressão:

$$E_c = 100 \times \frac{V_i}{V_c}$$

Em que:

E_c = eficiência de condução (%);

V_i = volume de água que chega ao campo para ser utilizado na irrigação (m^3);

V_c = volume de água captada na fonte hídrica (m^3).

▪ **Eficiência de Aplicação**

A aplicação de água no campo pode ser feita através de diversos sistemas de irrigação, os quais são classificados basicamente em três métodos de irrigação:

- Aspersão: a água é aplicada sobre a folhagem da cultura e sobre o solo;
- Superfície: somente a superfície do solo é umedecida de forma parcial ou total;

- Localizada: aplica-se a água em uma área limitada sobre a superfície do solo, referencialmente dentro da área sombreada pela copa das plantas.

O objetivo da irrigação é aplicar a água e armazená-la no solo para que seja utilizada pela cultura. Para que o crescimento da cultura seja uniforme, a água deve ser uniformemente aplicada em todo o campo.

A eficiência de aplicação relaciona à quantidade de água armazenada na zona radicular em benefício da cultura após a irrigação, com a quantidade de água aplicada. Entre as perdas que afetam a eficiência de aplicação podem ser citadas perdas por percolação abaixo da zona radicular, perdas por vazamentos de água na tubulação de irrigação (linhas laterais, de derivação, principal) e nos emissores, perdas por evaporação e arrastamento de gotas entre a saída do emissor (aspersador, microaspersor) e o solo e escoamento superficial na superfície do solo.

A eficiência de aplicação é determinada por:

$$Ea = 100 \times \frac{Vn}{Vi}$$

Em que:

Ea = eficiência de aplicação (%);

Vn = volume de água requerido pela cultura (m³) ou o volume de água aplicado na irrigação que é efetivamente armazenado na zona radicular.

Vi = volume de água aplicado na irrigação (m³);

O volume de água requerido pela cultura pode ser igual ao volume necessário para elevar a umidade do solo à capacidade de campo na zona radicular no momento da irrigação.

A eficiência de aplicação pode ser alta e chegar a 100% quando o escoamento superficial é controlado e as lâminas de irrigação aplicadas são pequenas e insuficientes para elevar a umidade do solo na zona radicular à capacidade de campo, minimizando as perdas por percolação. No entanto, a quantidade de água aplicada pode não ser suficiente para atender às necessidades hídricas da cultura, resultando

em redução da produtividade. Portanto, uma eficiência de aplicação alta pode ser resultante de uma irrigação inadequada.

▪ Eficiência de armazenamento de água

A quantidade máxima de água que deve ser aplicada em uma irrigação para se maximizar sua eficiência é determinada pela diferença entre a capacidade de campo e a umidade do solo na zona radicular no momento da irrigação. Em alguns casos é necessário aplicar um pequeno excesso de água a fim de lixiviar os sais acumulados no solo. A eficiência de armazenamento é definida por:

$$Es = 100 \times \frac{Vn}{(Vr - Va)}$$

Em que:

Es = eficiência de armazenamento, %;

Vn = volume de água armazenado no solo na zona radicular da cultura, m³;

Vr = volume de água que o solo é capaz de armazenar entre a capacidade de campo e o ponto de murcha permanente na profundidade do sistema radicular, m³;

Va = volume de água disponível no solo na profundidade do sistema radicular antes da irrigação, m³;

A eficiência de armazenamento é de difícil determinação em virtude da dificuldade em se determinar com precisão a profundidade da zona radicular, que pode variar de um local para outro, inclusive dentro da mesma área irrigada e ao longo do ciclo da cultura.

▪ Eficiência de irrigação

O conceito clássico de eficiência de irrigação (Ef) é definido como a relação entre o volume de água utilizada pelas plantas (evapotranspiração líquida) e o volume de água aplicado conforme a equação abaixo

$$Ei = 100 \times \frac{Vb}{Vi}$$

Em que:

E_i = eficiência de irrigação, %;

V_b = volume de água utilizado em benefício da cultura, m^3 ;;

V_i = volume de água aplicado na irrigação, m^3 .

Quando grandes volumes de água são percolados ou sofrem escoamento superficial, a eficiência de irrigação (E_f) será baixa, mesmo que uma parte da água seja utilizada por outros irrigantes. Desta forma, o conceito clássico falha ao ignorar o potencial de reuso de volumes de retornos da irrigação. (KELLER *et al.*, 1996).

O volume de água utilizado em benefício da cultura inclui os volumes de água necessários para repor a evapotranspiração da cultura, para a aplicação de fertilizantes e pesticidas e para o controle da salinidade do solo através da lixiviação de sais. As perdas de água por percolação profunda, escoamento superficial, evaporação e arrastamento de gotas pelo vento tendem a reduzir a eficiência de irrigação.

O termo “eficiência da irrigação” tem sido largamente utilizado para caracterizar o desempenho e para avaliar o uso da água nesta atividade, objetivando otimizar o uso dos recursos hídricos na agricultura.

A eficiência da irrigação pode ser utilizada para medir o desempenho da irrigação de um campo, de uma fazenda, de um distrito de irrigação ou de uma bacia. A eficiência de irrigação é geralmente definida em termos de: 1) *performance* do sistema de irrigação; 2) uniformidade de aplicação de água; 3) resposta da cultura à irrigação. Essas avaliações do desempenho da irrigação estão relacionadas entre si e podem variar em escala desde o desempenho de um único emissor ou linha lateral, até uma fazenda, um distrito de irrigação ou uma bacia hidrográfica. Podem também variar em termos do tempo, desde uma única irrigação até todo o ciclo da cultura, uma estação ou um ano.

De forma geral pode-se citar alguns problemas relacionados com a eficiência do uso da água na irrigação:

- a estimativa do consumo de água para irrigação apresenta muitas incertezas, especialmente as decorrentes das condições climáticas e variabilidade espacial e temporal;
- disponibilidade de dados climáticos diários em tempo real ou médias mensais para utilização por parte dos usuários de água para agricultura;
- foco dado ao equipamento de irrigação e pouca atenção no gerenciamento do uso da água, em nível parcelar;
- falta de adoção de tecnologia e práticas de manejo para racionalização do uso da água na agricultura;
- falta de conhecimento por parte dos irrigantes, de parâmetros de necessidade hídrica das culturas irrigados, gerados e disponibilizados pela pesquisa;
- capacitação deficiente dos usuários de água na agricultura, voltadas para um manejo dos sistemas de irrigação e quando e quanto irrigar.

3.2.3 - Indústria

Outro setor em que a água precisa ser usada de forma eficiente é o industrial. Neste ela pode ser tanto matéria-prima incorporada ao produto final, como um composto auxiliar na preparação de matérias-primas, fluido de transporte, de aquecimento e/ou refrigeração, etc.

O uso eficiente pode ser alcançado nas indústrias por meio da adoção de algumas ações como a recirculação, o reuso e a redução do consumo. Essas ações estão descritas a seguir:

Recirculação - É uma técnica que permite a reinserção da água no processo em que ela já tinha sido utilizada. Frequentemente quando a água é utilizada pela primeira vez desencadeia mudanças em suas características físicas e químicas, e dessa forma pode demandar alguma modalidade de tratamento. A recirculação pode ser utilizada em esfriamento de equipagens que geram calor; em processos de lavagem com o intuito de retirar resíduos ou elementos contaminantes dos produtos ou equipes fabricantes; nos processos de transporte de materiais e na fabricação de papel (ARREGUÍN-CORTÉS, 1994).

Reuso - É uma técnica em que as águas residuárias são utilizadas em algum processo em que não exija alto padrão de qualidade de água. Nessas águas ficam acrescidas substâncias que lhes confere características físicas, químicas e biológicas correspondentes a sua utilização e geração. A reutilização dessas águas tem se destacado como uma forma apropriada nos programas de uso eficiente de água em muitas indústrias brasileiras.

Para Brega Filho e Mancuso (2003, p. 23), o reuso pode ser indireto, direto e reciclagem interna. O primeiro ocorre quando a água já usada, uma ou mais vezes, é descarregada nas águas superficiais ou subterrâneas e utilizada novamente a jusante, de forma diluída. O reuso direto trata-se do uso planejado e deliberado de esgotos tratados para certas finalidades. Enquanto que a reciclagem interna corresponde ao uso da água internamente às instalações industriais, tendo como objetivo a economia de água e o controle da poluição.

Redução do consumo - Reciclagem - Esta ação pode ser realizada via instrumentos econômicos e financeiros ou via restrição de uso. A tarifa de água, neste caso, é um instrumento poderoso e versátil, e capaz de atingir uma série de objetivos.

Segundo CNI (2013), a indústria brasileira do aço conta com índices elevados de recirculação de água, superiores a 96%, de acordo com o Instituto Aço Brasil. Esse aumento de eficiência resultou em expressiva redução da captação nos corpos d'água e do lançamento de efluentes.

De acordo com o Instituto Brasileiro de Mineração – IBRAM, a reciclagem ou recirculação da água nas plantas de mineradoras de diversos segmentos é superior a 50%, podendo chegar a 90% na mineração de ferro, ouro e carvão mineral, por exemplo. No caso da areia quartzosa industrial e do calcário calcítico e dolomítico, esse percentual atinge 95%.

Na indústria química, segundo a Associação Brasileira da Indústria Química – ABIQUIM, houve redução de 34% na captação de água entre 2001 e 2010. As principais origens dessa economia de recursos hídricos no setor se encontram na

reciclagem de efluentes líquidos por parte de algumas unidades produtoras hidrintensivas na redução de desperdícios e na economia de vapor.

Esses dados revelam que o uso eficiente da água com conhecimento adequado e a utilização de alternativas que otimizem o seu uso podem contribuir para aumentar a sua disponibilidade e a sua conservação.

3.2.4 - Aquicultura

A intensidade do uso da água na aquicultura depende do sistema de cultivo adotado. Contudo, a busca pela utilização sustentável e eficiente desse recurso em todos os sistemas de cultivos é uma das prioridades da aquicultura moderna.

Do ponto de vista quantitativo, a água requerida pela aquicultura é o somatório da água necessária para abastecer as unidades de cultivo (viveiros, tanques, etc.); no início do processo de produção, repor as perdas por evaporação e infiltração que ocorrem no decorrer do ciclo e para renovação das águas, visando diluir e/ou eliminar resíduos gerados pelo cultivo e, por conseguinte, manter a qualidade da água.

Dentre as ações mais utilizadas para alcançar a eficiência no uso da água nesta atividade tem-se a recirculação e a utilização de água residuária.

Comparativamente aos sistemas tradicionais de cultivo de peixes em viveiros, os sistemas de recirculação proporcionam menor consumo de água por quilo de peixe produzido, além de terem a vantagem da praticamente nula na emissão de efluentes, com a conseqüentemente redução do impacto ambiental.

O sucesso deste tipo de cultivo depende da implantação de complexos sistemas de filtragem que proporcionem adequada qualidade de água aos organismos aquáticos, oferta de ração com elevado teor de nutrientes, que possa satisfazer as exigências nutricionais dos organismos mantidos em altas densidades de estocagem, e de pessoal devidamente capacitado para operar os equipamentos do sistema. Deste modo, os elevados custos de implantação e operação tornam os sistemas de recirculação mais adequados a espécies com bom valor de mercado e que suportem elevadas densidades de cultivo (AZEVEDO, *et al.*, 2014).

O reuso de águas residuárias tem sido objeto de muitos estudos como o de Gradwohl (2006), que analisou a viabilidade ambiental do aproveitamento de esgotos domésticos tratados na piscicultura, a partir de uma avaliação de risco, evidenciando os aspectos sanitários, epidemiológicos e ecotoxicológicos inerentes ao mesmo, utilizando como organismo teste a tilápia-do-Nilo e o estudo de Andrade (2008), que estudou formas de viabilizar a criação e a produção de tilápia-do-Nilo numa estação de tratamento de esgoto em Brasília (DF), visando o reuso de água na piscicultura e simultaneamente verificando se havia melhoria da qualidade do efluente tratado pelo processo de reuso de água com o cultivo dessa espécie de peixe.

Para a aquicultura, os nutrientes contidos nas águas residuárias podem ser utilizados para promover o crescimento de organismos aquáticos, aumentando a produtividade nos cultivos. Assim, a utilização dessas águas pode ser uma forma de reduzir o uso da água nesta atividade.

A integração da aquicultura com a hidroponia (aquaponia) também pode se apresentar como uma solução para proporcionar o uso da água mais eficiente, incrementando a produção de peixes e vegetais sem aumentar o consumo de água, evitando o despejo do efluente da aquicultura em corpos d'água a jusante e fornecendo um fertilizante natural para a planta de cultivo (MARISCAL-LAGARDA et al., 2012). Na última década, a maioria dos sistemas de aquaponia tem utilizado o sistema de recirculação, o que permite a diminuição do consumo de água com uso de tanques coletores para o lixiviado. O efluente coletado nos tanques é então reaplicado nas plantas juntamente com uma solução de nutrientes (SAVIDOV, 2005).

Em geral, pode-se dizer que com a utilização de técnicas e tecnologias adequadas é possível utilizar a água eficientemente na aquicultura.

3.3 - PROPOSTA METODOLÓGICA

Uma política de recursos hídricos é capaz de influenciar o comportamento dos usuários em relação ao uso eficiente da água, utilizando diferentes instrumentos como a cobrança, o racionamento e incentivos econômicos.

O modelo atual de cobrança no estado do Ceará é do tipo monomial e cobra-se apenas pela quantidade de água conforme exposto na equação a seguir:

$$T(u) = T \times V_{ef} \quad (5)$$

Onde,

T(u) = tarifa do usuário U;

T = tarifa-padrão sobre volume consumido;

V_{ef} = volume mensal consumido pelo usuário.

Assim, esta proposta expõe uma modificação na estrutura desse modelo no intuito de incorporar a eficiência do uso e promover a conservação da água. Nesta proposta, a cobrança passa ser um binômio formado pelos componentes de qualidade e quantidade como pode ser visto na equação 6:

$$\text{Cobrança} = (T(u) + T_L(u)) \times K_u \quad (6)$$

Em que,

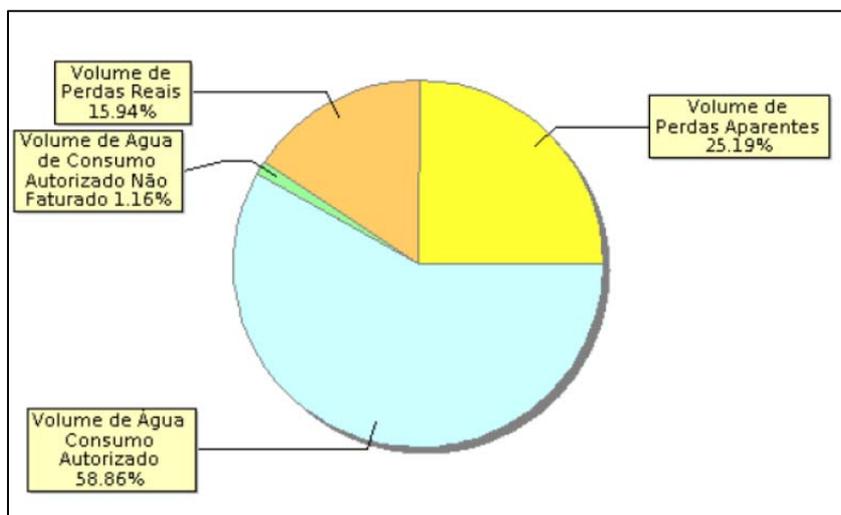
$T_L(u)$ - corresponde a tarifa de água imposta sobre a qualidade de água. Esta compõe-se de duas parcelas. A primeira referente ao lançamento de efluentes nos corpos hídricos e a segunda cobrança associada a qualidade da água recebida pelos diferentes setores usuários;

K_u é o coeficiente que adapta o mecanismo de cobrança à eficiência de uso.

O coeficiente de eficiência no setor de abastecimento urbano está relacionado com a redução das perdas. Essas perdas podem ser reais e aparentes, conforme explicitado na seção anterior. As perdas aparentes estão relacionadas com o uso social. Desta forma, o aumento da eficiência estará associada apenas, a redução da perda real.

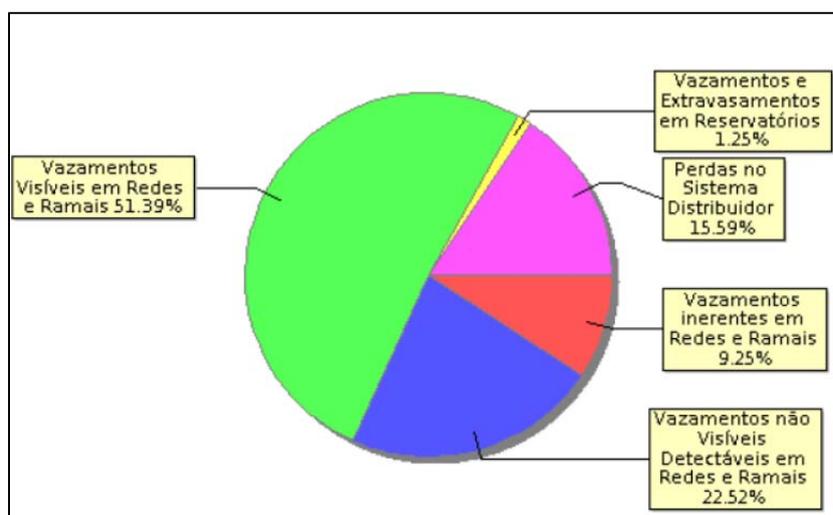
Conforme balanço hídrico realizado pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará - CAGECE para o período de janeiro de 2005 a janeiro de 2016, tem-se que as perdas reais do município de Fortaleza equivalem em média a 15,94% do valor total (**Figura 3.2**). Deste percentual, as principais perdas correspondem a vazamentos não-visíveis detectáveis nas redes e ramais (**Figura 3.3**). Na **Tabela 3.2** observa-se que no período

de 2009 a 2012, o Índice de Perdas de Fortaleza aumentou de 35,23% para 35,90%. Nota-se, também, que a média prevista não foi alcançada em nenhum dos anos.



Fonte: CAGECE (2016).

Figura 3.2 - Percentual de perdas reais e aparentes do município de Fortaleza para o período de janeiro de 2005 a janeiro de 2016.



Fonte: CAGECE (2016).

Figura 3.3 - Tipos de perdas reais registradas no município de Fortaleza no período de janeiro de 2005 a janeiro de 2016.

Com base nos dados de Fortaleza é possível inserir a eficiência do uso do setor de abastecimento por meio de um ônus e um bônus. O primeiro será um acréscimo no valor da cobrança quando a concessionária de abastecimento não alcançar a meta de

perda real. O segundo será incorporado no modelo como uma redução no valor da cobrança sempre que a concessionária superar a meta.

Deste modo, o setor de abastecimento urbano terá $K_u = 1,0$ quando atingir a meta de redução de perda real e variará acima (aumentando o valor da cobrança) quando a concessionária não atingir a meta ou abaixo (reduzindo o valor da cobrança) quando a meta for superada (**Figura 3.4**).

Para avaliar as perdas reais sugere-se que as concessionárias de abastecimento executem o balanço hídrico proposto pela International Water Association (IWA). Um exemplo de balanço hídrico é o da Região Metropolitana de Fortaleza que pode ser visualizado na **Tabela 3.3**. Neste balanço observa-se que o volume de perdas reais em 2016 foi de 21,34%.

Tabela 3.2 - Índice de perda de Fortaleza (meta anual prevista e índice real).

Ano	Meta (%)	Medido (%)
2009	35,00	35,23
2010	34,42	35,70
2011	34,67	36,67
2012	33,57	35,90

Fonte: Prefeitura de Fortaleza, 2014.

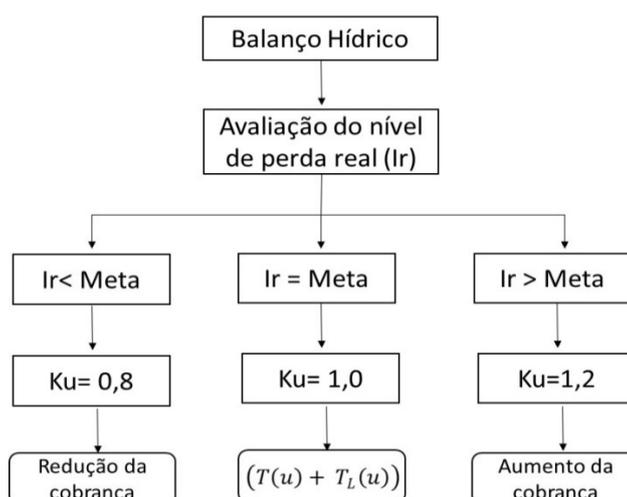


Figura 3.4 - Coeficientes associado a eficiência do setor de abastecimento urbano e seu impacto sobre a cobrança.

Tabela 3.3 - Balanço Hídrico da Região Metropolitana de Fortaleza para o ano de 2016.

				Volume de água faturado não consumido R		34.864.006 14,95%					
VPC A 233.232.636 100,0%	VDis AA 230.585.389 98,86%	Volume de água consumo autorizado B 126.209.657 54,11%	Volume de água de consumo autorizado faturado D 124.473.170 53,37%	Volume de água faturado medido H 120.367.985 51,61%	Consumo de ligações hidrometradas	120.364.647 51,61%	Volume de água faturada S 159.337.176 68,32%				
					Recup.cons.bevado + rec. erro leitura	1.195 0,0%					
					Venda de água em carro pipa	2.143 0,0%					
					Volume recuperado de fraude	4.104.700 1,76%					
					Ligações não hidrometradas	485 0,0%					
				Volume de água de consumo autorizado não faturado E 1.736.487 0,74%	Volume de água não faturado medido J 689.208 0,3%	Consumos Especiais		439.361 0,19%	Volume de água não faturada T 73.895.460 31,68% (IANF)		
			Volume dispensado por consumo excessivo			19.631 0,01%					
			Consumo das unidades próprias da CAGECE			230.216 0,1%					
			Volume de água não faturado não medido L 1.047.279 0,45%		Retirada da água dos hidrantes pelo corpo de bombeiros		21.055 0,01%				
					Consumo operacional	Descargas de limpeza de redes de água	23.323 0,01%				
		Esvaziamento de redes para serviços de manutenção				466.465 0,2%					
					Limpeza de reservatórios no sistema distribuidor	536.435 0,2%					
		Volume de perdas de água C 107.022.97945,89% (IPD)	Volume de perdas aparentes F 57.257.323 24,55%	Volume de água não autorizado M 47.892.843 20,53%	Fraudes em ligações factíveis/potenciais		2.935.629 1,26%	Volume de perdas reais G 40.765.656 21,34%			
					Fraudes em ligações inativas		14.998.221 6,43%				
					Fraudes em ligações ativas nos hidrômetros		9.363.662 4,01%				
					Bt-pass em ligações ativas		9.376.769 4,02%				
					Ramal clandestino em ligações ativas		11.218.561 4,81%				
				Volume de perdas por inexistência ou erros de medição N 9.364.480 4,02%		Submedição fabricação dos hidrômetros			893.189 0,38%		
						Desgaste vida útil dos hidrômetros			7.642.889 3,28%		
						Superdimensionamento dos hidrômetros			781.540 0,34%		
Subestimação ligações não hidrometradas						46.861 0,02%					
Volume de vazamentos em redes e adutoras O 25.228.373 10,82%	Volume de vazamentos nos ramais prediais até o hidrômetro P 21.423.571 0,19%	Vazamentos visíveis em adutoras e redes		19.614.109 8,41%							
		Vazamentos não visíveis em adutoras	Vazamentos detectáveis	5.191.952 2,23%							
			Vazamentos não detectáveis (inerentes)	422.312 0,18%							
		Vazamentos visíveis em ramais		Vazamentos visíveis em ramais		12.850.146 5,51%					
				Vazamentos detectáveis	5.307.353 2,28%						
		Vazamentos não visíveis em ramais		Vazamentos não visíveis em ramais		3.266.074 1,4%					
				Vazamentos não detectáveis (inerentes)							
		Volume de vazamentos e extravasamentos em reservatórios O 466.465 0,2%		Extravasamentos em reservatórios		233.233 0,1%					
				Vazamentos em bementos da estrutura		116.6160,05%					
				Vazamentos em acessórios dos reservatórios		116.616 0,05%					
		Perda no sistema distribuidor		2.647.247 1,14%							

Fonte: CAGECE, 2017.

No caso dos setores de indústria e aquicultura será considerado usuários eficientes aqueles que utilizarem práticas conservativas da água, já descritas na seção anterior. Nesse sentido, o usuário eficiente em relação ao uso da água pagará o valor padrão, isto é, $Ku=1,0$ e o usuário não eficiente terá um acréscimo no valor da cobrança (Figura 3.5).

Ressalta-se a necessidade de avaliação cuidadosa dos processos e atividades desenvolvidas em cada unidade industrial (Figura 3.5) e aquícola (Figura 3.6) a fim de comprovar a utilização dessas práticas com determinada periodicidade.

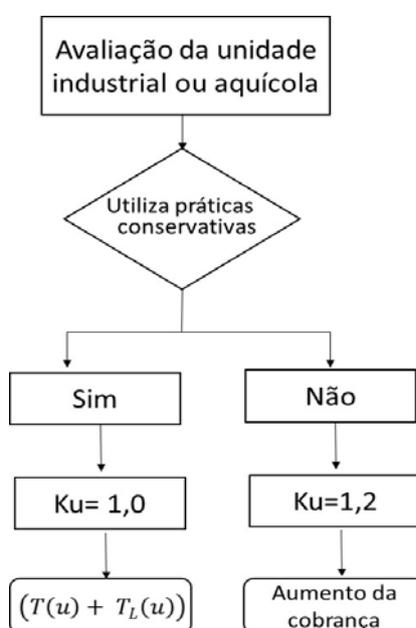


Figura 3.5 - Coeficientes associado a eficiência do setor industrial e seu impacto sobre a cobrança.

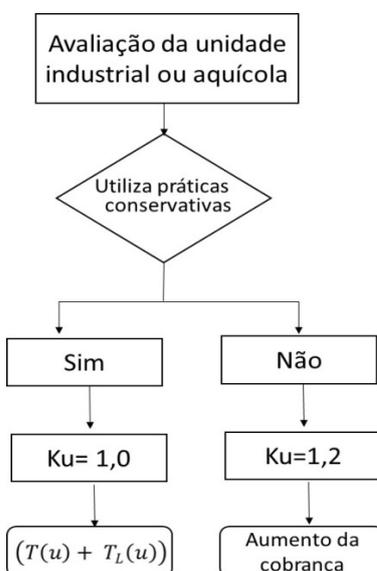


Figura 3.6 - Coeficientes associado a eficiência do setor aquícola e seu impacto sobre a cobrança.

Para o setor de irrigação será utilizado a eficiência de irrigação em relação a performance dos sistemas de irrigação.

Em geral, pode-se adotar os valores de eficiência de irrigação expostos na **Tabela 3.4**. Os métodos de irrigação por superfície proporcionam uma baixa eficiência do uso da água enquanto que, a irrigação localizada tem os melhores desempenhos de eficiência.

Para as faixas de eficiência apresentadas na **Tabela 3.4** será considerado o $Ku= 1,00$, isto é, aplica-se a cobrança padrão ao usuário. Para valores superiores a essas faixas tem-se um acréscimo do Ku e, o conseqüente aumento da cobrança.

Tabela 3.4 - Eficiência dos métodos de irrigação por superfície, aspersão e localizada.

Forma de Irrigação	Eficiência (%)
Inundação	30 – 50
Sulcos de infiltração	40 – 60
Aspersão	75 – 85
Localizada	80 – 95

Fonte: FEHIDRO (1999).

A variação dos valores de K_u para a irrigação por inundação, sulcos, aspersão e localizada estão expostos nas **Tabelas 3.5 a 3.8**, respectivamente. Ressalta-se que para a inserção desse parâmetro na cobrança é necessária uma avaliação periódica da eficiência nos sistemas produtivos.

Tabela 3.5 - Coeficientes associado a eficiência da irrigação por inundação.

Eficiência do sistema de Inundação (%)	K_u	Impacto na Cobrança
$0 \leq E < 15$	1,40	Acréscimo
$15 \leq E < 30$	1,20	Acréscimo
$30 \leq E \leq 50$	1,00	-
$50 < E \leq 75$	0,80	Redução
$75 < E \leq 100$	0,60	Redução

Tabela 3.6 - Coeficientes associado a eficiência da irrigação por sulcos.

Eficiência do sistema de Inundação (%)	K_u	Impacto na Cobrança
$0 \leq E < 20$	1,40	Acréscimo
$20 \leq E < 40$	1,20	Acréscimo
$40 \leq E \leq 60$	1,00	-
$60 < E \leq 80$	0,80	Redução
$80 < E \leq 100$	0,60	Redução

Tabela 3.7 - Coeficientes associado a eficiência da irrigação por aspersão.

Eficiência do sistema de Inundação (%)	K_u	Impacto na Cobrança
$0 \leq E < 30$	1,60	Acréscimo
$30 \leq E < 50$	1,40	Acréscimo
$50 \leq E < 75$	1,20	Acréscimo
$75 \leq E \leq 85$	1,00	-
$85 < E \leq 95$	0,80	Redução
$95 < E \leq 100$	0,60	Redução

Tabela 3.8 - Coeficientes associado a eficiência da irrigação localizada.

Eficiência do sistema de Inundação (%)	Ku	Impacto na Cobrança
$0 \leq E < 30$	1,60	Acréscimo
$30 \leq E < 50$	1,40	Acréscimo
$50 \leq E < 75$	1,20	Acréscimo
$80 \leq E \leq 95$	1,00	-
$95 < E \leq 100$	0,80	Redução

3.4 - AÇÕES PARA AUMENTAR A EFICIÊNCIA DO USO DA ÁGUA

Algumas ações podem ser implementadas conjuntamente com a política de tarifação no intuito de aumentar a eficiência do uso no abastecimento urbano e irrigação. Para a irrigação sugere-se as ações expostas no **Quadro 3.2**.

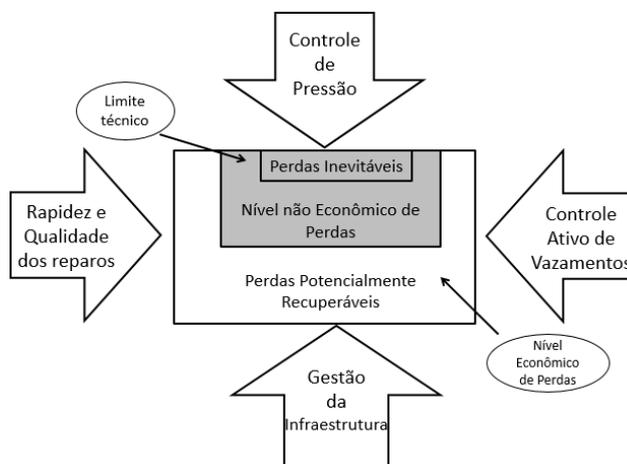
Quadro 3.2 - Ações para aumentar a eficiência do uso da água na irrigação.

De campo	Melhorar precisão de quanto e quando irrigar; Monitorar umidade disponível no solo (utilização de sensores de umidade); Conhecimento das necessidades hídricas das culturas irrigadas.
Técnico-Administrativas	Ampliação do monitoramento climático e disponibilização de dados (Evapotranspiração de referência pelo método de Penman-Monteith/FAO); Conhecimento da capacidade de armazenamento dos solos e divulgação da umidade disponível.
De sistemas	Avaliar e manter boa uniformidade de aplicação da água pelos sistemas de irrigação; Reduzir perdas no sistema (vazamentos);

O volume de perdas reais nos sistemas de abastecimento pode ser significativamente reduzido através da implementação de quatro ações: controle de pressão, rapidez e qualidade dos reparos, controle ativo de vazamentos e gestão de infraestrutura. Essas ações podem ser visualizadas na cruz de perdas reais (**Figura 3.7**).

Nesta figura, o retângulo representa o volume de perdas físicas que permanece constante pela combinação das quatro atividades de controle. Se intensificadas as ações de controle de perdas, o volume perdido tende a atingir seu ponto de viabilidade econômica, ou seja, o retângulo maior se iguala ao retângulo “nível econômico de perdas” e, a partir desse ponto, não é mais interessante economicamente aumentar os recursos investidos. Salvo interesses econômicos, mantidas as ações intensivas, pode se buscar atingir o limite das perdas inevitáveis, a partir desse ponto não é mais possível reduzir perdas com as técnicas e tecnologias existentes atualmente. Por outro

lado, se há um relaxamento de uma das atividades de controle, as dimensões do retângulo (perdas reais) tendem a aumentar (Thornton, 2002).



Fonte: Adaptado de Thornton (2002).

Figura 3.7 - Cruz de perdas reais.

A influência da pressão nas perdas reais é conhecida há muito tempo pelos pesquisadores e técnicos das companhias de saneamento. É facilmente perceptível que a taxa do fluxo de água em um vazamento é maior quanto maior for a pressão. Assim, a gestão de pressão é quase sempre recomendada para o combate a perdas reais.

De modo geral, uma diminuição de 10% na pressão em grandes sistemas implica em uma redução aproximada de 12% no volume perdido por vazamentos. Porém, deve-se levar em conta que cada sistema de distribuição de água tem suas próprias características e deve ser analisado individualmente, de maneira que a solução ótima considere aspectos técnicos, financeiros, ambientais e sociais.

A velocidade de reparo de vazamentos contribui diretamente para o volume total da perda real. Assim, devem-se adotar medidas para assegurar que o tempo médio de reparação seja o mínimo possível, de maneira que os vazamentos visíveis tenham uma participação pequena no total das perdas reais.

Tão ou mais importante que o reparo rápido dos vazamentos visíveis é o controle ativo de vazamentos "invisíveis". Em muitos sistemas, os vazamentos invisíveis representam a maior parcela das perdas reais. O controle ativo não visa a reparação de

rompimentos reportados pela população (vazamentos visíveis), e sim uma estratégia de controle de perdas, de natureza periódica, que precede ao monitoramento da rede, permitindo a detecção e a reparação de vazamentos não comunicados pela população.

Ao longo da vida útil de um sistema de abastecimento de água, mesmo que o projeto tenha sido bem projetado, surgem situações que não foram consideradas inicialmente, tais como ampliações da rede, surgimento de demandas em áreas não previstas, mudança do tipo de edificação, deterioração física dos componentes das instalações hidráulicas, ineficiência na operação relacionada com vazamentos, rompimentos de tubulações, falta de otimização operacional eletromecânica dos conjuntos motobombas, dentre outros. Dentre esses fatores, o envelhecimento das tubulações é o mais impactante no aumento do volume de água perdido por vazamento.

A grande maioria dos sistemas de distribuição de água em operação necessita de ações de reabilitação para corrigir as situações antes apontadas. Pode-se definir reabilitação como qualquer intervenção no sistema que prolongue sua vida útil, melhorando seu desempenho hidráulico, estrutural e de qualidade da água.

Existe um grande número de técnicas que podem ser utilizadas para a reabilitação de redes hidráulicas, que podem ser classificadas em destrutivas e não destrutivas. As destrutivas utilizam procedimentos convencionais de abertura de valas que provocam acentuados transtornos nas vias urbanas. O processo não destrutivo é caracterizado pela abertura de pequenas valas ou poços de inspeção, o que diminui consideravelmente o impacto social das intervenções.

Nesse sentido, o Banco Mundial definiu indicadores de perdas físicas (*Infrastructure Leakages Index – ILI*) associados a bandas em que as empresas deverão se balizar na busca da redução das perdas (em Litros/ligação.dia), considerando aspectos operacionais do sistema (pressões) e estágio econômico do país, conforme **Figura 3.8**. Países em desenvolvimento, com uso muito ineficientes de recursos e pressão muito elevada podem economizar mais de 1000 litros por ligação.dia.

Por fim, sugere-se que as Companhias de abastecimento tenham um programa de redução de perdas reais composto de uma série de ações corretivas e metas a serem cumpridas no transcorrer do desenvolvimento do programa.

Categoria de performance técnica	ILI	litros/ligação/dia (quando o sistema está pressurizado) numa pressão média de:					
		10 m	20 m	30 m	40 m	50 m	
País Desenvolvido	A	1 - 2		< 50	< 75	< 100	< 125
	B	2 - 4		50-100	75-150	100-200	125-250
	C	4 - 8		100-200	150-300	200-400	250-500
	D	> 8		> 200	> 300	> 400	> 500
País em Desenvolvimento	A	1 - 4	< 50	< 100	< 150	< 200	< 250
	B	4 - 8	50-100	100-200	150-300	200-400	250-500
	C	8 - 16	100-200	200-400	300-600	400-800	500-1000
	D	> 16	> 200	> 400	> 600	> 800	> 1000

A	Redução adicional de perda pode não ser econômica, ao menos que haja insuficiência de abastecimento; são necessárias análises mais criteriosas para identificar o custo de melhoria efetiva
B	Potencial para melhorias significativas; considerar o gerenciamento de pressão; práticas melhores de controle ativo de vazamentos, e uma melhor manutenção da rede
C	Registro deficiente de vazamentos; tolerável somente se a água é abundante e barata; mesmo assim, analise o nível e a natureza dos vazamentos e intensifique os esforços para redução de vazamentos
D	Uso muito ineficiente dos recursos; programa de redução de vazamentos é imperativo e altamente prioritário

Fonte: Banco Mundial apud ABES (2013).

Figura 3.8 - Bandas de referência para a redução de perdas.



4 - DISPONIBILIDADE EFETIVA

4 - DISPONIBILIDADE EFETIVA

4.1 - INTRODUÇÃO

Os Sistemas Hídricos (Hidrossistemas), possuem diferentes índices de utilização do seu potencial de oferta, isto é, diferentes severidades de escassez relativa dos recursos hídricos; esta medida pela razão entre a demanda instalada e a oferta atual com dada garantia.

Coloca-se desta forma as seguintes questões para o gerenciamento de recursos hídricos:

- Faria sentido promover através da gestão dos recursos hídricos uma distribuição espacial da demanda que produzisse maiores garantias?
- Quais instrumentos de gestão poderiam ser utilizados para incentivar uma distribuição da escassez relativa mais homogênea no território?
- O sistema de cobrança poderia dar um sinal da severidade da escassez relativa levando a uma alocação mais eficiente das demandas nos diferentes subsistemas? Promovendo inclusive migração dos empreendimentos entre regiões e consequente realocação das atividades econômicas entre os subsistemas?
- O único instrumento para a alocação das demandas em longo prazo em dado subsistema é a outorga? Sendo a potencial alocação ou realocação dos empreendimentos durante o pedido ou renovação das mesmas?

A questão de fundo é se cabe ou não a cobrança pelo uso da água um papel na alocação ou realocação de água entre os subsistemas ou se este papel é exclusivamente da outorga.

O objetivo deste relatório é avaliar a viabilidade de um fator de cobrança por subsistema hídrico que onere os sistemas com maior nível relativo de utilização da disponibilidade hídrica atual, denominado aqui de Fator de Disponibilidade Efetiva (FDE).

Integra também esse item a classificação do status de disponibilidade hídrica atual por sistema hídrico, para os sistemas hídricos responsáveis pela transferência de água entre bacias hidrográficas.

4.2 - CONCEPÇÃO PRELIMINAR DO FATOR DE DISPONIBILIDADE EFETIVA

O Fator de Disponibilidade Efetiva tem por objetivo informar o nível de escassez relativa da água em determinado sistema hídrico através do preço da água. Desta forma o mesmo deve ser incorporado ao modelo atual de cobrança pelo uso da água.

O modelo atual de cobrança no estado do Ceará é do tipo monomial e cobra-se apenas pela quantidade de água conforme exposto na equação a seguir:

$$T(u) = T \times V_{ef} \quad (1)$$

Onde,

T(u) = tarifa do usuário U;

T = tarifa-padrão sobre volume consumido;

V_{ef} = volume mensal consumido pelo usuário.

Este modelo pode ser inovado acrescentando-se componentes da cobrança associada a qualidade da água, eficiência do uso, reescrevendo a formulação da cobrança como apresentado na Equação 2.

$$Cobrança = (T(u) + T_L(u)) \times K_u \quad (2)$$

Em que,

T_L(u) - Corresponde a tarifa de água imposta sobre a qualidade de água. Esta compõe-se de duas parcelas. A primeira referente ao lançamento de efluentes nos corpos hídricos e segunda cobrança associada a qualidade da água recebida pelos diferentes setores usuários;

K_u é o coeficiente que adapta o mecanismo de cobrança à eficiência de uso.

No modelo acima acrescenta-se também o Fator de Disponibilidade Efetiva (FDE). Ele consiste em uma função que relaciona a cobrança pelo uso da água com a escassez relativa medida pela razão entre a demanda e a oferta atual como descrito na Equação 3.

$$K_{FDE} = f\left(\frac{D_{ATUAL}}{O_{ATUAL}}\right) \quad (3)$$

Esta é uma função crescente, onde K_{FDE} é o coeficiente do fator de disponibilidade efetiva, D é demanda atual (D_{atual}) instalada no hidrossistema, oferta atual máxima (O_{Atual}) disponível no hidrossistema na garantia de referência (90%).

A equação da Cobrança pelo uso da água incorporando o coeficiente do fator de disponibilidade efetiva pode ser escrita como apresentada na Equação 4.

$$Cobrança = (T(u) + T_L(u)) \times K_u \times K_{FDE} \quad (4)$$

4.3 - ANÁLISE DA VIABILIDADE DO FATOR DE DISPONIBILIDADE EFETIVA

A avaliação de viabilidade do Fator de Disponibilidade Efetiva (FDE), remete a pelo menos quatro dimensões de análise: (i) hidrológico-econômica; (ii) impacto da elevação da cobrança devido a entrada de novos usuários nos usuários históricos da bacia; (iii) delimitação espacial de sua aplicação (sistema hídrico ou subbacia); (iv) relevância e efetividade deste FDE na alocação de empreendimentos em face de outros fatores econômicos, sociais e ambientais.

4.3.1 - Aspecto Hidrológico-Econômico (Hidroeconômico)

A legislação estadual (LEI 14.844 de 2010), estabelece que o volume máximo alocável de um determinado manancial superficial é noventa por cento da vazão com garantia de 90% (Q90). Sendo esta regularização calculada na infraestrutura atualmente implantada, não sendo incorporada a infraestrutura futura. Sendo está a oferta atual (O_{Atual}) máxima para o hidrossistema ao qual está associado.

Quando a demanda atual (D_{atual}) é inferior a Q_{90} a garantia de abastecimento desta demanda é muito superior a 90%. Tendo em vista que a garantia cresce com o decréscimo da vazão utilizada. Nestes sistemas, as falhas são menos frequentes e

com possibilidade de serem menos severas que em sistemas em que o Q_{90} foi totalmente alocado.

A medida que frações maiores de vazão outorgável vão sendo outorgadas há um decréscimo na garantia do sistema e aumento potencial da severidade das secas. Este processo de desenvolvimento da bacia afeta todos os usos, impactando em especial os que requerem maiores garantias principalmente o abastecimento de populações humanas.

Duas alternativas surgem neste contexto: (i) estabelecer volumes alocáveis com diferentes garantias (discutido em outro relatório); (ii) estabelecer critérios de entrada ou permanência variáveis com a razão demanda e oferta atuais ($D_{\text{atual}} / O_{\text{atual}}$).

A primeira alternativa protege os usos prioritários e com maior capacidade de pagamento. Esta alternativa não mitiga o impacto do crescimento da demanda na bacia. Os usuários de água não perceberão de forma direta e imediata a relação entre estas garantias e o crescimento da demanda na bacia. Esta percepção se dará unicamente nos extremos de secas.

A segunda alternativa trata explicitamente deste problema e pode em princípio ser instrumento desta alocação espacial. Há dois mecanismos que podem impor restrição de entrada: (i) mecanismo de comando e controle que pode ser operado através do mecanismo da outorga de uso; (ii) incentivo econômico através do custo de acesso a água crescer com o aumento da escassez relativa ($D_{\text{atual}} / O_{\text{atual}}$), este aumento de custo seria implementado através da cobrança pelo uso da água.

A outorga ao conferir direito de uso, torna-se o instrumento por excelência para o controle da entrada e saída de usuários de água em um hidrossistema. Os critérios de outorga são político-administrativos e podem através de sua discussão no Conselho Estadual de Recursos Hídricos e nos comitês de bacia conseguir maior consenso social. A definição dos limites e regras de barreira de entrada de novos usuários em uma bacia podem ser construídos; não obstante, estes terão grande dificuldade de serem mantidos quando de empreendimentos de grande relevância econômica ou

social. Adicionalmente, há grande dificuldade em retirar usuários históricos do sistema mesmo quando da renovação da outorga.

A utilização de incentivos econômicos através da implantação do fator de disponibilidade é uma alternativa. Este fator distinguiria as bacias hidrográficas em função da razão entre a demanda atual e da oferta atual máxima que é a medida da escassez relativa. Esta razão varia de zero a um. Quanto mais próxima de um maior seria o valor a ser cobrado. O fator da disponibilidade efetiva (K_{FDE}) modela o aumento de preço devido ao aumento da escassez relativa.

A medida que novos usuários de água se instalem ou os usuários atuais cresçam sua demanda (cidades), o fator da disponibilidade efetiva cresce, aumentando o preço da água. Este aumento do preço é um sinal da escassez. Mantidos os demais critérios de seleção do local para se instalar inalterados (*coeteris paribus*), espera-se que o novo agente se instale no hidrossistema com menor preço da água.

Observa-se, no entanto, que o aumento de preço deverá ocorrer para todos os usuários do hidrossistema e não apenas aos novos. O que significará mudança de preço para os usuários históricos na bacia. Este fato pode ser observado de dois ângulos. O primeiro como um sinal que indica para o usuário histórico que ele deve procurar maior eficiência de uso e que ele considere a possibilidade de deslocar seu uso econômico para outro hidrossistema. Por este ângulo o sinal é favorável. O outro ângulo mostra o impacto nos usos históricos sociais ou vulneráveis economicamente, que teriam mais uma pressão financeira que poderia impor-lhe impacto significativo. Por este ângulo o sinal é desfavorável. Estratégia de proteção dos mais vulneráveis é requerida.

Observa-se que em bacias em desenvolvimento onde há a possibilidade de aumento da oferta hídrica através da construção de infraestrutura de armazenamento de água; há a possibilidade de aumento da oferta hídrica com a garantia de referência (90% no caso do Ceará). Neste caso teria uma redução no fator de disponibilidade hídrica o que seria um incentivo negativo a conservação de água pelos usuários, levando-os a adiar investimentos em conservação de água. Esta seria uma limitação desta abordagem.

Observa-se, no entanto, que no Ceará as bacias hidrográficas em sua totalidade estão chegando ao máximo de sua capacidade de seu potencial de regularização plurianual. Há um pequeno número de reservatórios deste porte para serem construídos que produzam incremento de vazão regularizada. As bacias estão chegando a seu nível de saturação quanto a sua capacidade de regularização. Novos reservatórios podem vir a serem construídos com a função de distribuir espacialmente a água no território sem produzir aumento na regularização global na bacia hidrográfica.

Desta forma, não deve ser observado o efeito da construção de novas infraestruturas no Ceará, reduzindo de forma significativa o valor do Fator de Disponibilidade Hídrica.

4.3.2 - Impacto da Entrada de Novos Usuários de Água nos Usuários Históricos da Bacia

O aumento no valor cobrado pela água para os usuários históricos na bacia derivado da incorporação de novos usuários ou mesmo do crescimento das demandas instaladas inicialmente (ex. crescimento populacional nas cidades), como anteriormente mencionado, é devido ao aumento da razão entre demanda pela oferta hídrica.

Estes aumentos de custo associado a redução da garantia podem alimentar conflitos e resistência por parte dos usos históricos com relação aos novos usos.

Algumas alternativas podem ser pensadas para contornar este problema, tais como:

- Definir o fator de disponibilidade quando da emissão da outorga de uso e este fator ser constante durante todo o período de validade da outorga. Esta estratégia requereria que fosse associado a cada usuário individualmente um fator de disponibilidade, isto pode não ser muito prático.
- Definir ciclos de atualização do fator, isto é, o fator da disponibilidade efetiva (K_{FDE}) seria atualizado a cada quatro ou cinco anos havendo, pois, uma certa previsibilidade com a definição de quando se dará a decisão e na expectativa de aumento associada ao conhecimento pelos usuários do crescimento da demanda.
- Criar um fator de progressividade do aumento de preço da água devido ao aumento do K_{FDE} , isto é, o aumento do fator ocorreria e seria distribuído em um prazo de quatro a cinco anos.

A definição de ajustes do fator em ciclos de quatro a cinco anos parece ser a mais interessante. Estes ajustes poderiam coincidir com o período de atualização dos planos de bacia hidrográfica e daria mais robustez aos instrumentos de gestão Plano, Outorga e Cobrança.

O aumento do preço da água para usuários históricos que sejam social e economicamente mais vulneráveis deve ser evitado. Desta forma usuários com estas características poderão não ser incorporados no cálculo do valor a ser pago; o Fator de Disponibilidade Hídrica.

4.3.3 - Delimitação do Sistema Hídrico para a Definição do Fator de Disponibilidade Efetiva

A definição da abrangência e configuração do sistema hídrico para o qual se fará o cálculo do Fator de Disponibilidade Efetiva é decisivo para a efetividade do mesmo.

Suponha a utilização de todo o Estado do Ceará como unidade para o cálculo do Fator de Disponibilidade Efetiva (FDE). Neste caso não haveria incentivo diferencial para o empreendimento se localizar em uma região em detrimento de outra. Perdendo a função o FDE.

O cálculo do FDE para cada região hidrográfica poderia ser uma aproximação interessante. No entanto temos em cada uma das doze regiões hidrográficas no Ceará situações hídricas em seu interior muito diferentes. Podendo subsistir grandes diferenças quanto a escassez relativa dos recursos hídricos dentro de uma mesma região hidrográfica.

A identificação de sistemas de recursos hídricos poderia ser um caminho para a implantação do FDE. Em uma primeira aproximação, definir-se-ia sistema de recursos hídricos como um conjunto de mananciais, infraestruturas e demandas de recursos hídricos interligados e que interdepende em sua operação de curto e médio prazo. A definição deste prazo de operação é relevante pois no longo prazo a bacia hidrográfica em sua totalidade seria o menor sistema a ser considerado.

De forma concreta teríamos como sistema de recursos hídricos os vales perenizados por sistemas de reservatórios e demandas do vale do Curu e do vale do Jaguaribe,

assim como, seria um sistema de recursos hídricos a ser considerado o reservatório Patu e seus usuários de irrigação e abastecimento urbano.

Para cada um destes sistemas seria realizado uma avaliação da oferta e da demanda para o cálculo da FDE.

Problema adicional está associado às transferências de bacia. A transposição poderia ser analisada como mais um usuário a se instalar na bacia. Neste caso faz-se necessário considerar dois problemas combinados: (i) o aumento da escassez relativa na bacia pela via do aumento da demanda; (ii) a imposição de custo adicional aos residentes da bacia ao afetar o FDE. Dois fatores que ampliam o conflito pelo uso da água.

De início faz-se necessário reafirmar que a água não pertence aos usuários de uma dada bacia hidrográfica, não obstante o forte elemento cultural de pertencimento a uma bacia hidrográfica leva a identificação do recurso hídrico ali existente ter como beneficiário primário os residentes na bacia. Nesta perspectiva não haveria a necessidade de nenhuma medida adicional.

Considerando-se o potencial conflitivo observado em todas as transposições de bacia, inclusive as transposições internas já realizadas no Ceará. É interessante considerar ajustes que reduzam o potencial litigioso entre bacia doadora e bacia receptora. Uma forma seria o cálculo do FDE para usuários locais a bacia diferente dos usuários fora da bacia. Uma possibilidade seria incorporar a demanda de transposição apenas para os usuários da transposição, não incorporando para os usuários internos a bacia. Haveria desta forma uma diferença de preço da água em um dado sistema hídrico para o usuário que deseje se instalar na bacia receptora e o usuário instalado na bacia doadora, sendo mais barato nesta última. Este mecanismo seria um incentivo para instalação na bacia doadora.

4.3.4 - Relevância e efetividade do FDE na alocação de empreendimentos

Alguns empreendimentos têm flexibilidade na definição do seu local de implantação. Para estes o custo da água pode vir a ser um fator a ser considerado na tomada de decisão.

A relevância da diferença do preço da água na definição de onde um empreendimento será instalado depende de um largo conjunto de variáveis, tais como, (i) quantidade de água demandada; (ii) vantagem econômica comparativa entre as regiões das infraestruturas necessárias para a produção do bem; (iii) proximidade dos centros de demanda e custo de transporte do mesmo; (iv) sustentabilidade ambiental para a implementação do empreendimento (ex. irrigação tipo solo, ou tecnologia e corpo receptor de efluentes para lançamentos industriais).

Torna-se difícil definir em função das diferentes configurações de fatores associados a empreendimentos qual o impacto do preço da água na decisão final de alocação. Não obstante, este fato pode inferir que para usos hidro intensivos o custo da água é fator relevante, sendo considerado na matriz de decisão. Testemunho deste fato são as negociações realizadas pelo Governo do Ceará para a definição do preço da água para usuários com grande demandada por recursos hídricos.

Em todo caso, o FDE é sinal da escassez relativa dos recursos hídricos em uma bacia, e sua existência possibilita em certa medida a incorporação desta informação na tomada de decisão para a decisão de alocação e definição das medidas de conservação de água a serem adotadas pelos usuários da água. O valor adicional a ser cobrado na FDE com relação a preço base é importante neste contexto.

4.4 - PROPOSTA METODOLÓGICA

A proposta metodológica será construída em três etapas. Na primeira serão definidas a metodologia de cálculo e os gatilhos, em seguida serão estabelecidas as diferentes situações em que se encontram as disponibilidades hídricas e finalmente será construída diferentes propostas e cenários de aplicação.

4.4.1 - Metodologia de cálculo da cobrança incorporando o fator de disponibilidade efetiva e os gatilhos

A equação da Cobrança pelo uso da água incorporando o coeficiente do fator de disponibilidade efetiva pode ser escrita como apresentada na Equação 4, rerepresentada a seguir.

$$\text{Cobrança} = (T(u) + T_L(u)) \times K_u \times K_{FDE} \quad (4)$$

Onde:

$T(u)$ - tarifa do usuário u devida em função do volume consumido;

$T_L(u)$ - Corresponde a tarifa de água imposta sobre a qualidade de água. Esta compõe-se de duas parcelas. A primeira referente ao lançamento de efluentes nos corpos hídricos e a segunda cobrança associada a qualidade da água recebida pelos diferentes setores usuários (discutido no capítulo sobre qualidade da água);

K_u é o coeficiente que adapta o mecanismo de cobrança à eficiência de uso (discutido no capítulo sobre eficiência do uso da água);

K_{FDE} é o coeficiente do fator de disponibilidade efetiva.

Estes componentes da cobrança são independentes e podem ser removidos a critério dos tomadores de decisão da política de água.

O coeficiente do fator de disponibilidade efetiva mede a escassez relativa de água em um determinado sistema de recursos hídricos. A medida da escassez relativa pode ser realizada pela razão entre a demanda e a oferta hídrica.

O K_{FDE} tem por objetivo informar o nível de utilização atual da oferta em um hidrossistema. Desta forma pode-se tomar a demanda atual como a medida da demanda (D_{atual}).

A oferta pode ser considerada como a oferta potencial ou a oferta atual (fração do potencial já ativado pela infraestrutura como reservatório ou poços, por exemplo). Utilizar o potencial evitaria o efeito da redução K_{FDE} devido ao aumento da oferta, no entanto levaria a uma falsa avaliação da oferta efetivamente disponível além da dificuldade em avaliá-lo. Neste caso, transparece que a disponibilidade hídrica atual é mais adequada.

Observa-se na **Figura 4.1** a evolução temporal do processo de ativação do potencial hídrico em uma bacia a partir da construção de infraestruturas. Observa-se que há uma fase inicial onde a construção destas infraestruturas aumenta de forma significativa a oferta atual disponível. Chegando a um ponto em que o potencial hídrico foi praticamente todo ativado. A primeira fase denomina-se de “desenvolvimento da

infraestrutura” a segunda “fase de alocação”, já que o problema da “escassez relativa” atual não pode ser resolvido com aumento da oferta. As bacias hidrográficas no Ceará encontram-se majoritariamente na fase alocativa. Desta forma não se espera grande impacto no K_{FDE} devido ao aumento da oferta local.

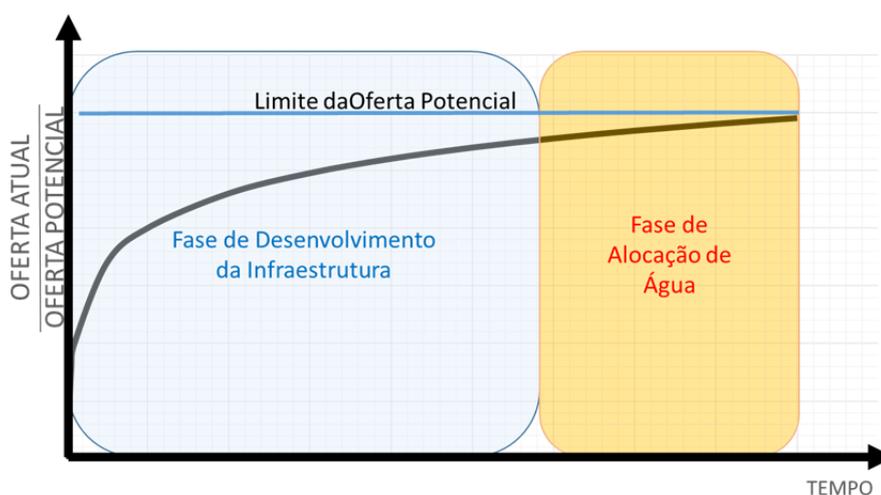


Figura 4.1 - Evolução da ativação do potencial hídrico em uma bacia

A oferta que será utilizada para o cálculo da oferta de um hidrossistema será a oferta local, sendo desconsiderada a disponibilidade oriunda da importação de água através de transposições de bacia. A incorporação das águas da transposição produziria efeito adverso na estimativa do K_{FDE} .

A oferta hídrica atual considera a disponibilidade superficial separadamente da disponibilidade subterrânea. Sendo implementado primeiramente o Fator de Disponibilidade Efetiva para às águas superficiais.

A oferta hídrica atual para os mananciais superficiais é definida como 90% da vazão regularizada com 90% de garantia dos reservatórios em operação.

O Fator da Disponibilidade Hídrica (K_{FDE}) é uma função crescente contínua ou em patamares da escassez hídrica relativa (D_{atual}/O_{atual}). Observa-se na **Figura 4.2** que variação não linear com derivada crescente pode ser mais interessante que variações lineares, isto porque pune com elevações de preços maiores crescimento da demanda próxima a valores de D/O igual a 1,0. Desta forma utilizar-se-á variações não lineares.

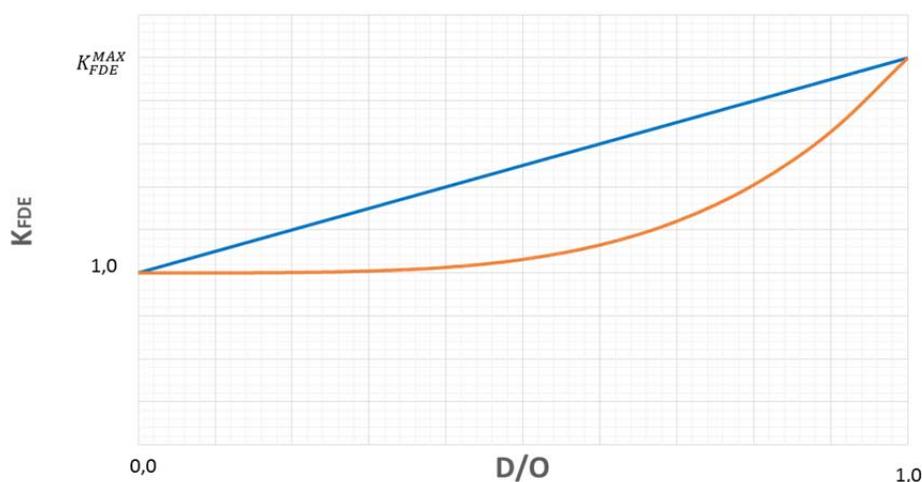


Figura 4.2 - Variação do Fator da Disponibilidade Hídrica (KFDE) com a escassez relativa (D/O). Variação linear (azul) e variação não linear (laranja)

Opta-se, no entanto, por funções em patamares devido ao inconveniente de funções contínuas requererem variação contínua no valor de K_{FDE} e que imporiam um nível de precisão maior na estimativa da oferta e demanda incompatíveis com as possibilidades práticas. A **Figura 4.3** apresenta a variação em patamares. A função utilizada na figura é um bi quadrática que pode ser descrita pelas Equações 5 a 8.

$$0,0 \leq \frac{D_{ATUAL}}{O_{ATUAL}} < 0,6 \rightarrow K_{FDE} = 1 \quad (5)$$

$$0,6 \leq \frac{D_{ATUAL}}{O_{ATUAL}} < 0,8 \rightarrow K_{FDE} = 1 + \frac{1}{5}(K_{FDE}^{MAX} - 1) \quad (6)$$

$$0,8 \leq \frac{D_{ATUAL}}{O_{ATUAL}} < 0,9 \rightarrow K_{FDE} = 1 + \frac{3}{5}(K_{FDE}^{MAX} - 1) \quad (7)$$

$$0,9 \leq \frac{D_{ATUAL}}{O_{ATUAL}} \rightarrow K_{FDE} = K_{FDE}^{MAX} \quad (8)$$

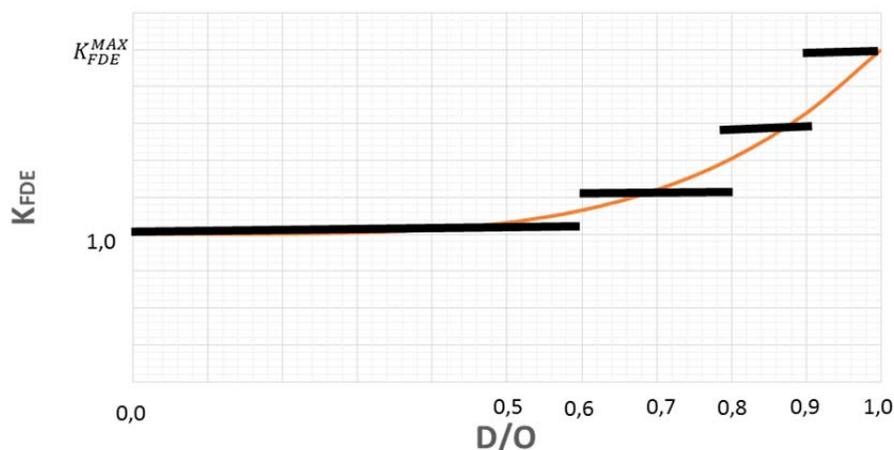


Figura 4.3 - Variação do Fator da Disponibilidade Hídrica (KFDE) em patamares seguindo uma função não linear.

O valor do Fator da Disponibilidade Hídrica Máximo (K_{FDE}^{MAX}) pode ter como primeira aproximação o intervalo de variação entre 1,3 e 1,5, ou seja, um aumento de 30% a 50% no preço da água em bacias que já estejam com a demanda instalada próximas a disponibilidade máxima atual.

Observou-se que usuários históricos vulneráveis social e economicamente, não poderiam ser penalizados com aumento de preço devido ao aumento da demanda instalada na bacia. A Equação 9 modifica o valor K_{FDE} para incorporar este parâmetro de equidade. Nesta equação δ_i é o delta de Dirac que tem valor igual a 1 para usuários não vulneráveis e valor igual a zero para usuários vulneráveis.

$$K'_{FDE} = 1 + \delta_i (K_{FDE} - 1) \quad (9)$$

A equação da cobrança modificada para incorporar o Fator da Disponibilidade Hídrica (K_{FDE}) modificado é apresentado na Equação 10.

$$Cobrança = (T(u) + T_L(u)) \times K_u \times K'_{FDE} \quad (10)$$

4.4.2 - Situações de disponibilidade

A situação da disponibilidade hídrica quanto a escassez relativa da água pode ser definida em quatro classes: (i) satisfatória; (ii) normal; (iii) crítica; (iv) muito crítica.

A situação satisfatória permite expansão da demanda permitindo-se todos os usos. Na situação normal a expansão deve ser moderadamente controlada observando-se de forma mais atenta a relevância social do uso. Na situação crítica sinais de restrições mais severos devem ser dados. Na situação muito crítica apenas usos de grande relevância social e econômica poderão gerar novas demandas.

Os limiares da escassez hídrica relativa medida pela razão entre oferta e demanda que definem estas classes, foram definidas *ad hoc* neste trabalho como sendo 60%, 80% e 90%. As Equações de 5 a 8 e a **Figura 4.3** utilizam estes limiares na definição do Fator da Disponibilidade Hídrica (K_{FDE}).

4.4.3 - Propostas e cenários de aplicação

Os sistemas de recursos hídricos podem ser classificados para efeito da análise aqui pretendida em três grupos:

- Sistemas locais: constituído de um reservatório e de demandas urbanas e irrigação;
- Vales perenizados: constituído de múltiplos reservatórios abastecendo grandes demandas urbanas e irrigação
- Grandes Sistemas Integrados através de Transposição de Bacia; neste caso há atualmente o sistema Jaguaribe-Metropolitano.

A metodologia deverá ser inicialmente adotada para sistemas hídricos superficiais.

A delimitação do sistema de recursos hídricos é o paço inicial. Nesta delimitação deve-se observar que a vinculação entre os diversos componentes do sistema deve se dar no horizonte de curto e médio prazo como discutido anteriormente. Para tanto deve-se utilizar como critério haver ligação hidráulica através da calha do rio no período seco (perenização), ou transferência hídrica por canais ou adutoras entre os centros de oferta e da demanda.

Definido o sistema hídrico, deve-se calcular a vazão de garantia de 90% para o mesmo. Sendo este o valor da disponibilidade hídrica atual (O_{ATUAL}). A Equação 11 mostra o cálculo da Oferta Atual.

$$O_{ATUAL} = \sum_{i=1}^{nof} (0,9 \cdot Q_{90\%,i}) \quad (11)$$

Onde: n é o número de mananciais a ser considerado, i é um contador numérico, $Q_{90\%,i}$ é a de vazão garantia de 90% para o manancial i . Observa-se que apenas mananciais locais, isto é, que não são considerados de transposição serão contabilizados em n .

Em seguida calcula-se a demanda do sistema hídrico sem considerar as demandas oriundas de transposições. A Equação 12 mostra o cálculo da Demanda Atual.

$$D_{ATUAL} = \sum_{i=1}^{nd} (DU_i) \quad (12)$$

Onde: nd é o número de centros de demanda e DU_i é a demanda do usuário i .

Calcula-se em seguida o índice de escassez hídrica medido pela razão entre demanda e oferta atual. Para se calcular o Fator da Disponibilidade Hídrica (K_{FDE}) aplica-se as Equações de 5 a 9.

Finalmente calcula-se o valor a ser cobrado utilizando-se a Equação 10.

4.5 - ANÁLISE DA DISPONIBILIDADE HÍDRICA ATUAL

A análise da disponibilidade hídrica atual pelos parâmetros estabelecidos no modelo de cobrança pela disponibilidade hídrica efetiva consiste no cálculo da vazão com 90% de garantia e sobre este valor aplicar um fator de redução de 10%.

Segue-se o cálculo da vazão regularizada para os diversos reservatórios de regularização plurianual construídos no Ceará segundo estudos do Grupo de Gerenciamento Climático para a Sustentabilidade Hídrica da Universidade Federal do Ceará.

A definição de valores para vazão regularizada leva em consideração diversas variáveis, tais como: série de vazões afluentes, cota-área-volume, evaporação sobre o lago, etc. No presente relatório faz-se uso das informações geradas na regionalização, com vistas à obtenção de valores de referência para vazão regularizada.

Os reservatórios selecionados para avaliação da capacidade de regularização foram aqueles monitorados pela COGERH, os quais tiveram suas vazões afluentes geradas pela metodologia de regionalização.

Alguns reservatórios, porém, não foram contemplados por limitações na aplicação da metodologia de regionalização, ou por apresentarem valores duvidosos nas vazões. Estas últimas observações são justificadas pelos reservatórios terem suas características fisiográficas de bacia fora do intervalo utilizado para geração do modelo regional e, conseqüentemente, parâmetros que não representam satisfatoriamente o processo de chuva – vazão.

4.5.1 - Dados Utilizados

4.5.1.1 - Pluviometria

As séries de precipitação média sobre as bacias dos reservatórios foram obtidas pela aplicação do método de Thiessen para os postos pluviométricos da rede de monitoramento da FUNCEME e SUDENE, localizados internamente e nas proximidades das bacias.

4.5.1.2 - Fluviometria

Foram utilizadas no presente estudos, as séries fluviométricas obtidas a partir dos estudos de regionalização dos parâmetros do modelo SMAP mensal.

4.5.1.3 - Evaporação

As séries de evaporação são aquelas disponíveis no banco de dados das normais climatológicas do INMET. Estas são evaporações observadas em evaporímetros de piche distribuídas ao longo dos meses. Para representar a evaporação sobre os reservatórios adotaram-se oitenta por cento (80%) dos valores da variável Evaporação Média.

4.5.1.4 - Dados dos reservatórios

Os dados dos reservatórios, tais como: volumes mínimo, máximo e cota-área-volume; foram fornecidos pela COGERH.

4.5.2 - Modelo de Simulação de Reservatórios

O modelo utilizado para definição das vazões regularizadas foi o modelo de simulação da operação de reservatórios, que utiliza a solução direta da equação do balanço hídrico. A equação do balanço hídrico de um reservatório pode ser representada por:

$$V_{t+1}(i) = V_t(i) + Qa_t(i) - Qd(i) - Qv(i) - Ev_t(i) \frac{A_t + A_{t+1}}{2} + \sum_{j=N_i} Qv_t(j) \quad (11)$$

em que V é o volume armazenado no reservatório, Q_a o volume afluente ao reservatório, Q_d o volume regularizado, Q_v o volume vertido pelo reservatório, A a área superficial do espelho d'água do reservatório, E_v a lâmina d'água evaporada a partir da superfície, t o índice que representa a discretização temporal mensal, i o índice que representa os reservatórios do sistema e N_i o conjunto de reservatórios imediatamente a montante do reservatório i .

As seguintes restrições devem ser satisfeitas durante a simulação da operação dos reservatórios:

$$V_{\min}(i) \leq V_{t+1}(i) \leq V_{\max}(i)$$

$$Qa, Qv, Qd \geq 0$$

Nos períodos de não atendimento da vazão regularizada definida, por conta do volume atingir o valor mínimo operacional, o modelo retira o máximo possível do valor de regularização para o período.

4.5.3 - Cálculo das Vazões Regularizadas

A tabela a seguir apresenta os valores obtidos para a vazão regularizada, em m^3/s , com garantia de 90%.

Tabela 4.1 - Vazões Regularizadas dos Reservatórios

Reservatório	Cod	Q ₉₀ (m ³ /s)	Reservatório	Cod	Q ₉₀ (m ³ /s)	Reservatório	Cod	Q ₉₀ (m ³ /s)
Acaraú Mirim	1	0.73	Favelas	6	0.51	Prazeres	14	0.12
Adauto Bezerra	32	0.05	Flor do Campo	172	0.12	Premuoca	62	0.09
Amanary	45	0.28	Fogareiro	119	3.42	Quandú	79	0.04
Angicos	112	0.66	Forquilha	51	1.24	Quincoé	68	0.20
Aracoiaba	234	5.03	Frios	77	1.26	Quixabinha	15	0.04
Araras	31	12.56	Gangorra	169	0.70	Quixeramobim	16	1.26
Arneiroz II	240	3.03	Gavião	95	0.42	Realejo	54	*
Arrebita	83	0.46	General Sampaio	7	4.17	Riachão	117	0.10
Atalho	47	0.63	Gomes	36	0.04	Riacho do Sangue	17	3.49
Ayres de Souza	49	3.93	Itaúna	180	0.56	Rivaldo de Carvalho	174	0.19
Banabuiú	2	13.56	Jaburu II	52	0.70	Rosário	181	0.34
Barra Velha	163	0.38	Jatobá	135	*	S. Ant. de Aracat.	50	0.14
Benguê	177	0.31	Jenipapeiro	171	0.19	S. Ant. de Russas	19	0.91
Bonito	64	0.04	Jerimum	121	0.09	S. Maria de Aracat.	55	0.02
Cachoeira	170	0.35	Joaquim Távora	28	0.25	S. Pedro Timbaúba	21	0.92
Canafistula	74	*	Lima Campos	63	0.29	Salão	18	0.15
Canoas	127	0.39	Madeiro	164	*	Santo Antônio	233	*
Capitão Mor	33	*	Malcozinhado	235	0.43	São Domingos	141	0.10
Caracas	43	0.19	Manoel Balbino	8	0.11	São José II	85	0.73
Carão	65	*	Martinópolis	126	0.39	São Mateus	20	0.26
Carmina	236	*	Mons. Tabosa	161	0.04	São Vicente	81	0.19
Carnaubal	53	0.67	Muquém	168	0.69	Serafim Dias	99	0.28
Castanhão	194	49.52	Nova Floresta	26	0.17	Sítios Novos	159	1.73
Castro	97	2.72	Olho d'Água	155	0.13	Sobral	22	*
Catucinzenta	223	0.15	Orós	9	10.43	Souza	160	0.68
Cauhipe	158	0.19	Pacajus	80	7.05	Sucesso	66	0.18
Caxitoré	3	0.81	Pacoti	88	5.33	Tatajuba	75	0.01
Cedro	4	0.01	Parambu	89	0.03	Tejuçuoca	92	0.90
Cipoada	84	3.42	Patos	56	0.15	Thomás Osterne	23	0.11
Colina	133	0.05	Patu	10	0.82	Trapiá II	96	0.12
Cupim	34	0.07	Pau Preto	148	0.02	Trapiá III	129	0.26
Desterro	178	0.15	Pedras Brancas	11	4.05	Trici	24	0.46
Diamante	60	0.09	Pentecoste	12	10.25	Trussu	122	1.62
Do Coronel	134	0.01	Pirabibu	167	0.96	Tucunduba	58	1.64
Edson Queiroz	5	2.39	Poço da Pedra	27	0.09	Ubalzinho	162	0.26
Ema	30	*	Poço do Barro	67	2.51	Valério	110	0.01
Estrema	118	0.19	Poço Verde	90	0.11	Várzea do Boi	25	0.31
Faé	239	0.99	Pompeu Sobrinho	13	*	Vieirão	130	0.01
Farias de Sousa	59	0.05	Potiretama	82	0.08			

4.6 - SISTEMA JAGUARIBE - METROPOLITANO

A análise que se segue da transposição de água do sistema Jaguaribe-Metropolitano baseia-se em estudos anteriores sobre Segurança Hídrica deste sistema desenvolvido pelo Grupo de Gerenciamento Climático para a Sustentabilidade Hídrica da Universidade Federal do Ceará.

O Sistema Jaguaribe-Metropolitano (**Figura 4.4**) é o principal sistema de reservatórios do Estado do Ceará para o abastecimento da cidade de Fortaleza. A porção metropolitana, sistema local, é composta por cinco reservatórios que somam uma capacidade de acumulação de 871 hm³ (**Tabela 4.7**), são eles: Gavião, Pacoti e Riachão; Pacajus e Aracoiaba, sendo estes reservatórios interligados por canais e adutoras, enquanto a porção do Jaguaribe é representada pelos reservatórios Orós (1.940 hm³), Banabuiú (1.601 hm³) e o Castanhão (6.700 hm³) que somam uma capacidade de acumulação de 10.241 hm³. Descontado o volume de espera de cheia do Castanhão, o volume útil deste sistema para os usos urbanos, irrigação e industrial é 8.002 hm³, sendo que 56% desta capacidade é oriunda deste reservatório.

O sistema local é constituído de obras de estocagem de água (**Tabela 4.2**) e obras de transferência hídrica (canais, adutoras e estações elevatórias).

Tabela 4.2 - Capacidade dos reservatórios do Sistema de Abastecimento Local de Fortaleza.

Reservatórios	Municípios	Capacidade (hm ³)
Aracoiaba	Aracoiaba	170,7
Pacajus	Pacajus	240,0
Pacoti	Horizonte	380,0
Riachão	Itaitinga	47,0
Gavião	Pacatuba	32,9
Total		871,00

As duas regiões hidrográficas, Jaguaribe e Metropolitana, são interligadas por duas obras de transferência hídrica: o Canal do Trabalhador e o Eixão das Águas. O primeiro foi construído em 1993 e capta água do rio Jaguaribe aduzindo-as até o açude Pacajus por meio de um canal de adução de 98,58 km.



Figura 4.4 - Localização do Sistema Jaguaribe-Metropolitano

O Eixão das Águas (**Figura 4.4**) constitui-se de um complexo de estação de bombeamento, canais, sifões, adutoras e túneis e está dividido em cinco trechos. A transposição por essa infraestrutura, inicia-se imediatamente a jusante da barragem Castanhão, localizado na bacia do Médio Jaguaribe e é concluída nos Açudes Pacoti-Riachão. O canal de transposição estende-se por 255 km e supre demandas até o Complexo Industrial e Portuário do Pecém (CIPP), localizado no município de São Gonçalo do Amarante na RMF.

O processo de transferência hídrica é marcado por conflitos locais e inter-regionais. Esses conflitos ganham visibilidade no processo de alocação de água. Em muitos casos, eles significam uma forma de dominação e disputa referente ao desenvolvimento do território.

Para gerir esses conflitos é necessária uma gestão integrada e descentralizada que utilize como instrumentos uma base de informações consolidadas e que tenha a participação de todos os setores. Essa participação deverá melhorar e aprofundar a sustentabilidade da oferta e demanda e a segurança da sociedade em relação à disponibilidade e vulnerabilidade. Também é preciso integrar pesquisadores com os diversos setores de usuários de água a fim de criar novas possibilidades de governança.

A operação e simulação do sistema de abastecimento, neste estudo, foram realizadas por meio de um modelo de simulação e otimização que permite a análise integrada do balanço hídrico mensal, considerando todos os reservatórios, canais e adutoras, assim como, as demandas hídricas para os diferentes usos da bacia do Jaguaribe e Metropolitanas.

4.6.1 - Modelo de Simulação do Sistema de Abastecimento

O modelo de simulação foi construído utilizando o programa Acquanet. Desenvolvido pelo laboratório de Sistema de Apoio à Decisão da Escola Politécnica da USP (LABSID, 2002), esse programa funciona com uma estrutura modular constituída de um módulo base, denominado AcquaNet e de módulos para cálculo de alocação de água, avaliação da qualidade da água, determinação de alocação de água para irrigação, produção de energia elétrica e consideração de valores econômicos nas decisões de alocação (PORTO et al, 2014).

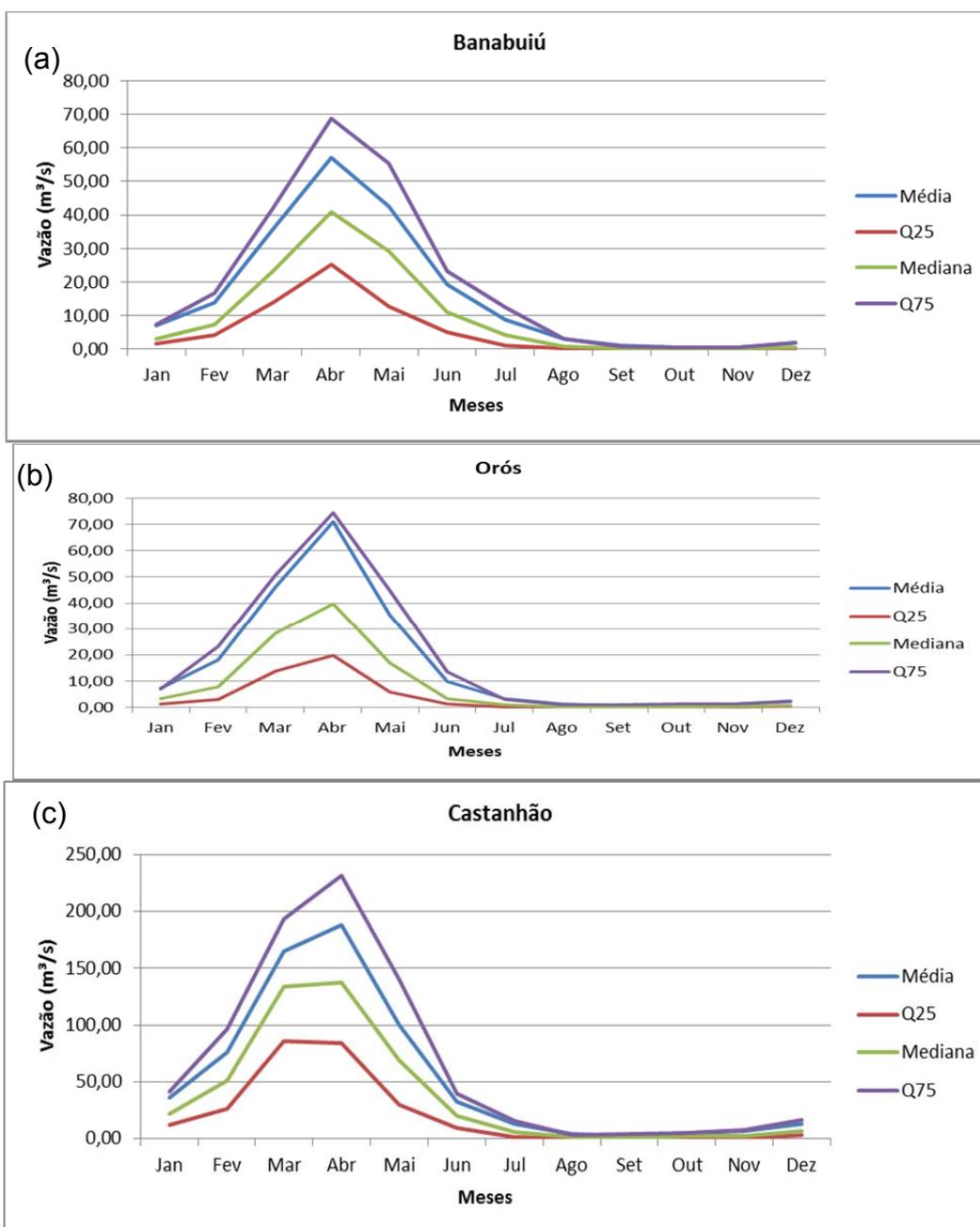
O ACQUANET simula a operação dos hidrossistemas (reservatórios e demandas) e a alocação de água pela aplicação de um sistema de prioridades e custos otimizados pelo algoritmo Out-of-Kilter, utilizando dois tipos de simulação: Simulação contínua e Planejamento tático. A simulação contínua foi escolhida para a realização deste trabalho. Nela o algoritmo utiliza um ano inicial e um número total de anos da simulação. Os hidrossistemas são avaliados e como respostas obtêm-se tabelas e gráficos sobre as acumulações dos reservatórios, vazão transportada entre trechos, demandas atendidas entre outros resultados.

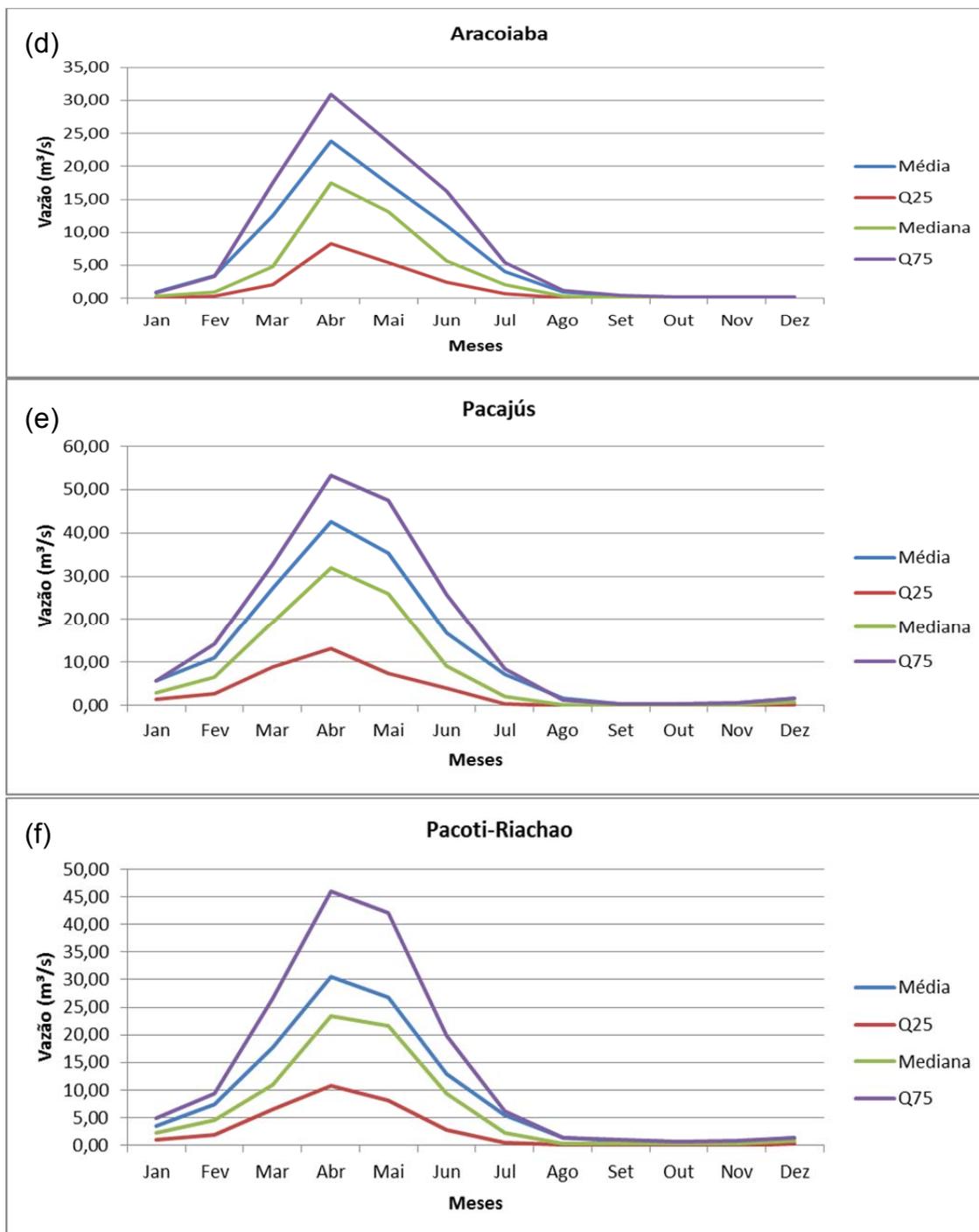
4.6.2 - Oferta Hídrica

O levantamento da oferta hídrica foi realizado buscando-se conhecer as características do sistema de abastecimento. Nesta seção serão apresentadas as vazões afluentes dos reservatórios, as taxas de evaporação, bem como os volumes máximos e mínimos de cada um dos reservatórios que compõe o sistema Jaguaribe-Metropolitano.

4.6.2.1 - Vazões afluentes

As séries de vazões afluentes utilizadas no desenvolvimento deste trabalho foram obtidas através do relatório de estudos de regionalização de vazões para as bacias dos reservatórios do Estado do Ceará, publicado por UFC/COGERH (2013). Neste relatório, as séries de vazões foram obtidas utilizando-se o modelo SMAP (*Soil Moisture Accounting Procedure*) com discretização mensal. As vazões compõem uma série mensal para o período entre janeiro de 1912 e dezembro de 2012. A **Figura 4.6** apresenta a variação sazonal das afluições dos reservatórios que compõem o sistema Jaguaribe-Metropolitano e que foram utilizados neste trabalho. A **Figura 4.7** apresenta a vazão média anual afluente aos reservatórios que compõem o sistema Jaguaribe-Metropolitano no período de 1912 a 2012, média móvel de 10 anos e média da série histórica.





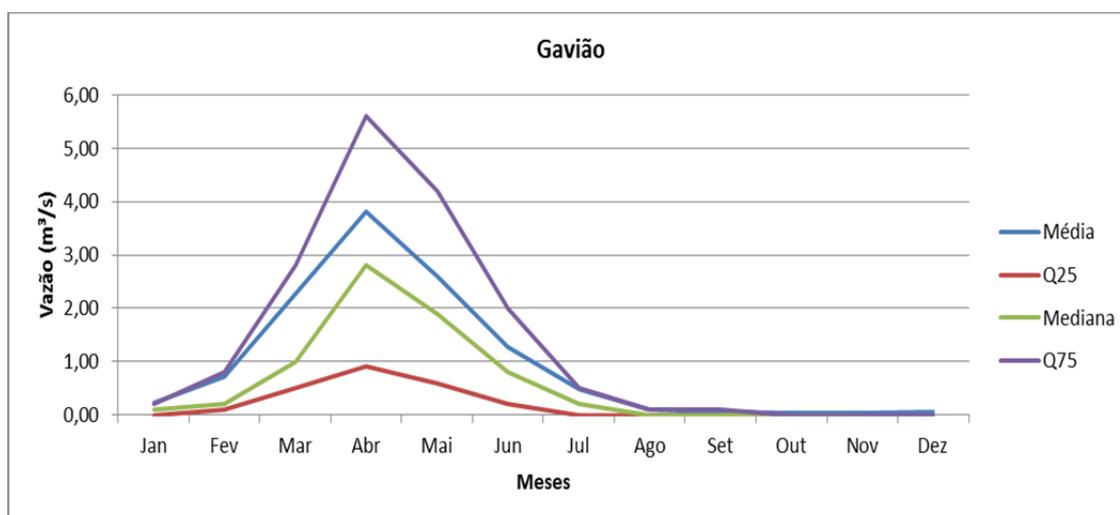
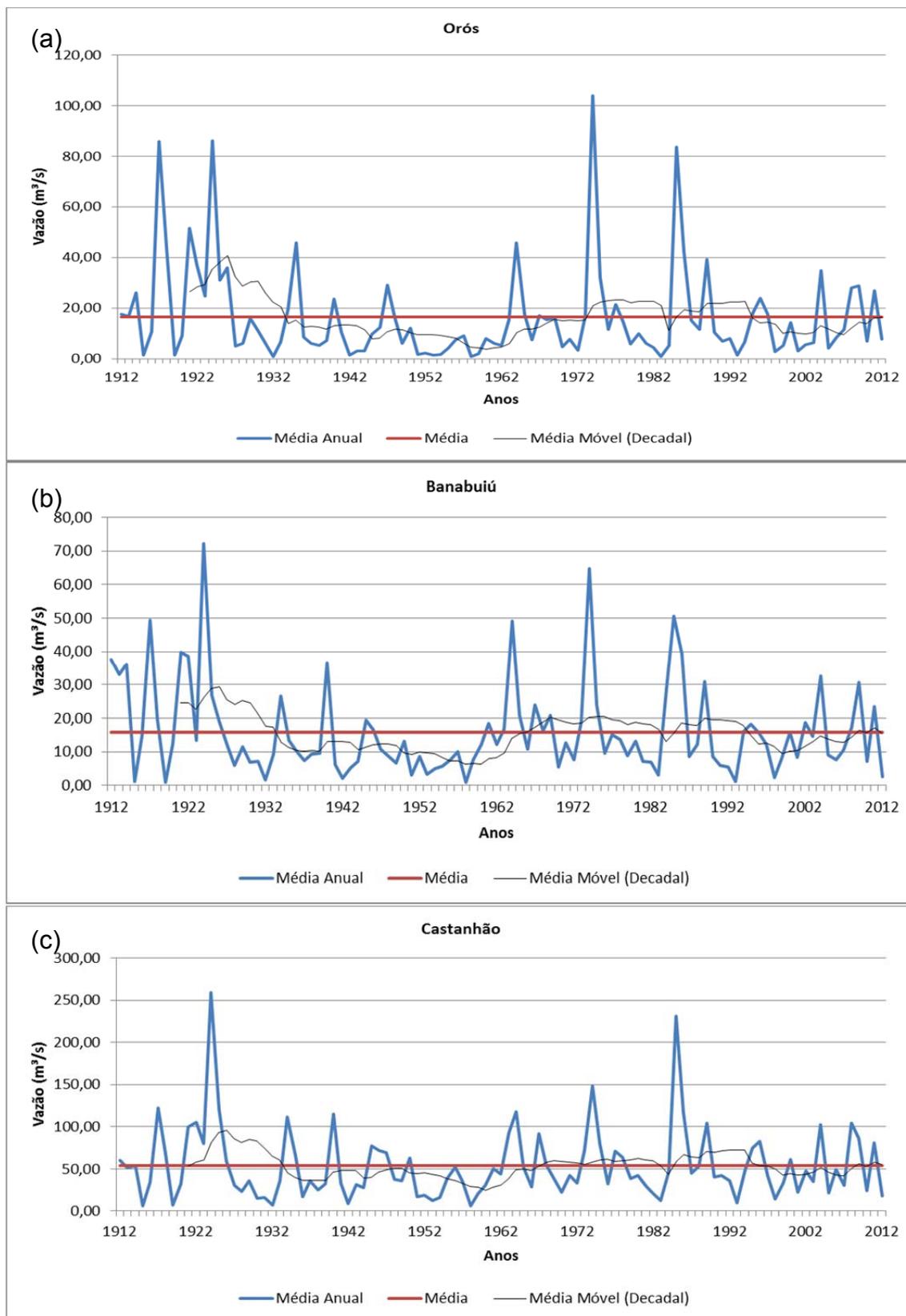
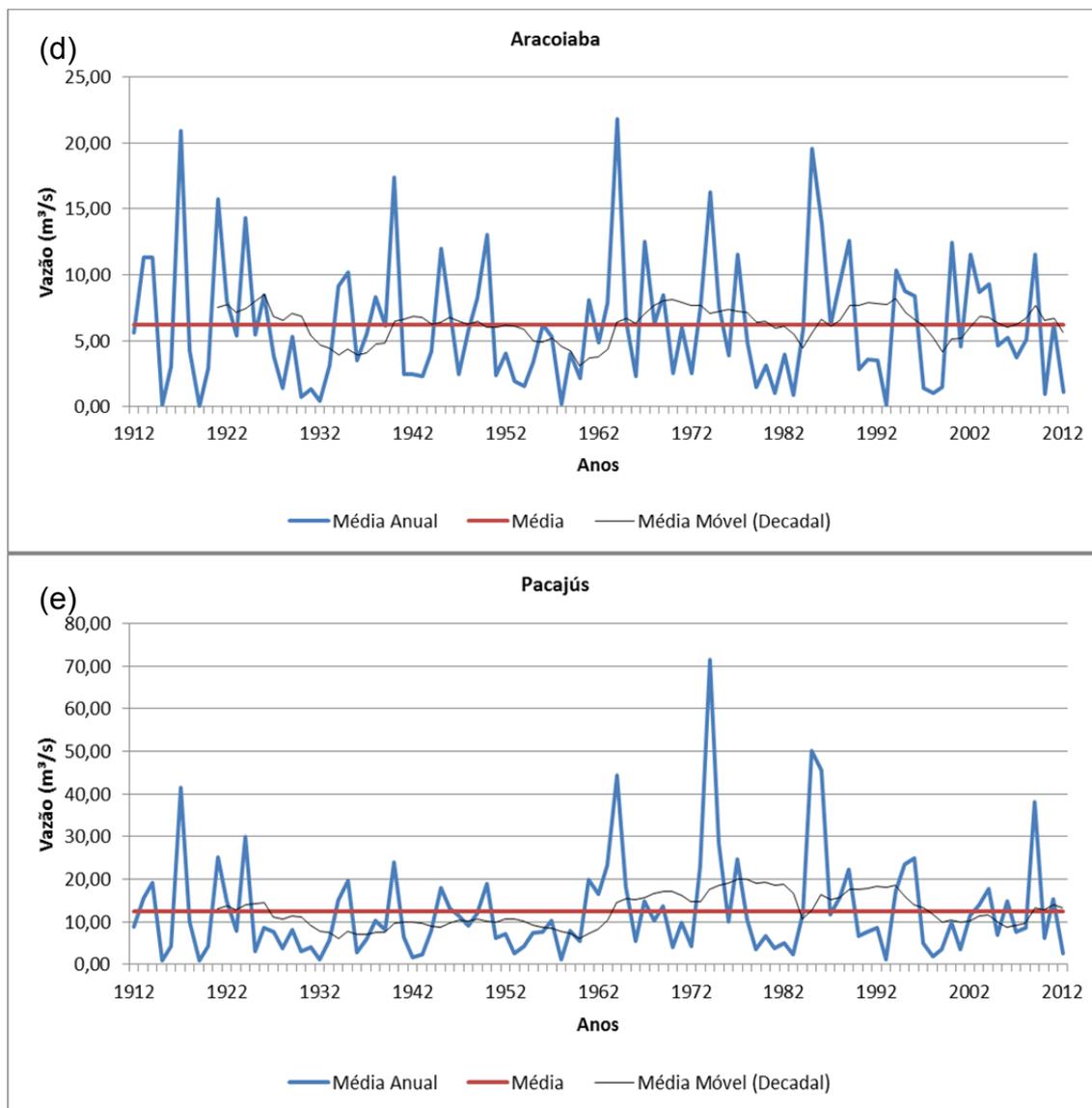


Figura 4.6 - Variação sazonal das afluições dos reservatórios que compõem o sistema Jaguaribe-Metropolitano, representando a média mensal, a mediana e quartis 25% e 75%: (a)Orós; (b) Banabuiú; (c) Castanhão; (d) Aracoiaba; (e) Pacajús; (f) Pacoti-Riachão; (g) Gavião





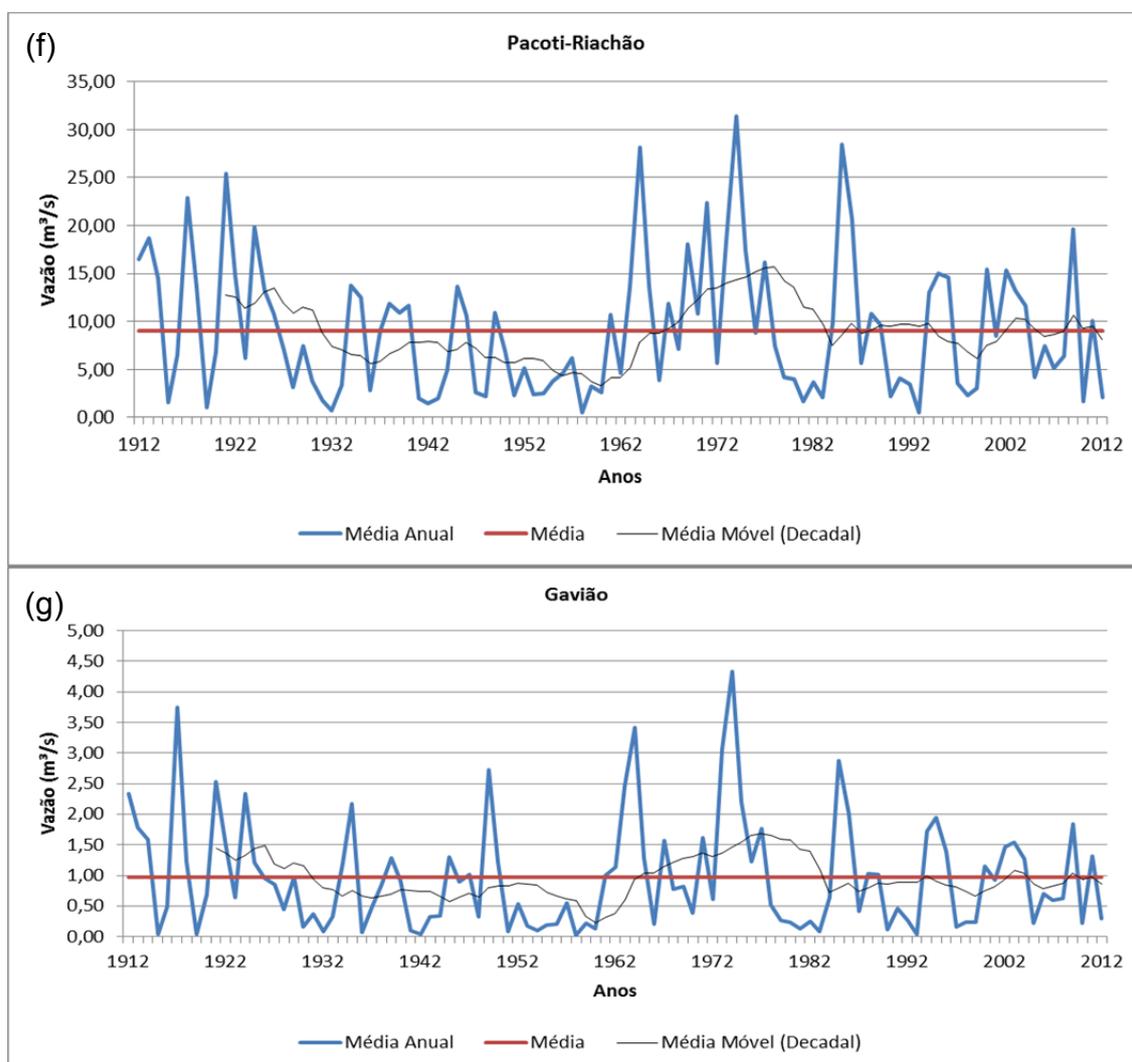


Figura 4.7 - Vazão média anual afluyente aos reservatórios que compõem o sistema Jaguaribe-Metropolitanono período de 1912 a 2012, média móvel de 10 anos e média da série histórica: (a) Orós; (b) Banabuiú; (c) Castanhão; (d) Aracoiaba; (e) Pacajús; (f) Pacoti-Riachão; (g) Gavião

Os dados de vazões afluentes foram utilizados para o cálculo das vazões regularizadas. Vazão regularizada é a vazão fornecida anualmente por um reservatório para o suprimento de uma demanda com determinada garantia. Se um reservatório, por exemplo, possui uma vazão regularizada Q85 significa que ele possui disponibilidade de retirada desta vazão em 85% dos anos. O conceito de vazão regularizada pode ser estendido à disponibilidade mensal de um reservatório atender a certa demanda. Assim, a Q85 mensal seria a vazão associada a um reservatório, de tal forma que em 85% dos meses houvesse o atendimento da vazão especificada. A **Tabela 4.3** mostra as vazões regularizadas com garantia de 85%, 90% e firme (100%) para os mesmos reservatórios.

Tabela 4.3 - Vazões regularizadas (m³/s) com garantia de 85%, 90% e firme para os reservatórios do Sistema Jaguaribe-Metropolitano.

Reservatório	Garantia		
	85%	95%	Firme
Orós	10,8	9,3	4,3
Banabuiú	13,1	11,7	6,5
Aracoiaba	4,4	3,8	2,0
Pacajus	6,9	6,0	3,4
Pacoti	6,1	5,0	2,7
Gavião	0,5	0,4	0,1

4.6.2.2 - Taxa de evaporação e Curva Cota-Área-Volume

As curvas cota-área-volume foram obtidas junto à COGERH. Os dados de evaporação foram retirados das Normais Climatológicas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) que utiliza o Evaporímetro de Piché para cálculo destes valores. As séries dos reservatórios são aquelas disponíveis da estação mais próxima ao mesmo (**Tabela 4.4**).

Tabela 4.4 - Evaporação média para os reservatórios do sistema de abastecimento de Fortaleza.

Reservatórios	Nº da Estação de Medição	Média Mensal (mm)	Total Anual (mm)
Aracoiaba	82487	50,5	605,9
Banabuiú	82586	165,7	1989,0
Castanhão	82588	190,4	2283,0
Gavião	82397	119,6	1435,0
Orós	82686	158,5	1901,0
Pacajus	82397	119,6	1435,0
Pacoti-Riachão	82397	119,6	1435,0

Fonte: Dados do INMET (1992).

4.6.2.3 - Volumes máximos e mínimos

A capacidade de acumulação de cada reservatório é imposta como volume máximo, **Tabela 4.5**. O reservatório Castanhão possui a maior capacidade de acumulação dentre os reservatórios do Estado do Ceará, com capacidade aproximada 6.650 hm³. Destes, 2.200 hm³ são reservados para controle de cheias, restando 4450 hm³ para os usos conservativos (urbanos, irrigação, industrial) e não conservativos (piscicultura).

Tabela 4.5 - Volumes característicos do sistema de abastecimento de Fortaleza.

Reservatório	Volume Máximo (hm ³)	Volume mínimo (hm ³)
Aracoiaba	170,7	0,00
Banabuiú	1.601	0,00
Castanhão	4.450	250
Gavião	32,9	16
Orós	1.940	100
Pacajus	240	34
Pacoti - Riachão	420,00	112

Os volumes mínimos de cada um dos reservatórios também estão apresentados na **Tabela 4.5**. Estes volumes constituem reservas estratégicas do estoque de água, também denominados de volume morto, recebendo esta denominação por estarem estocados abaixo da cota de tomada d'água do reservatório.

4.6.2.4 - Demanda Hídrica

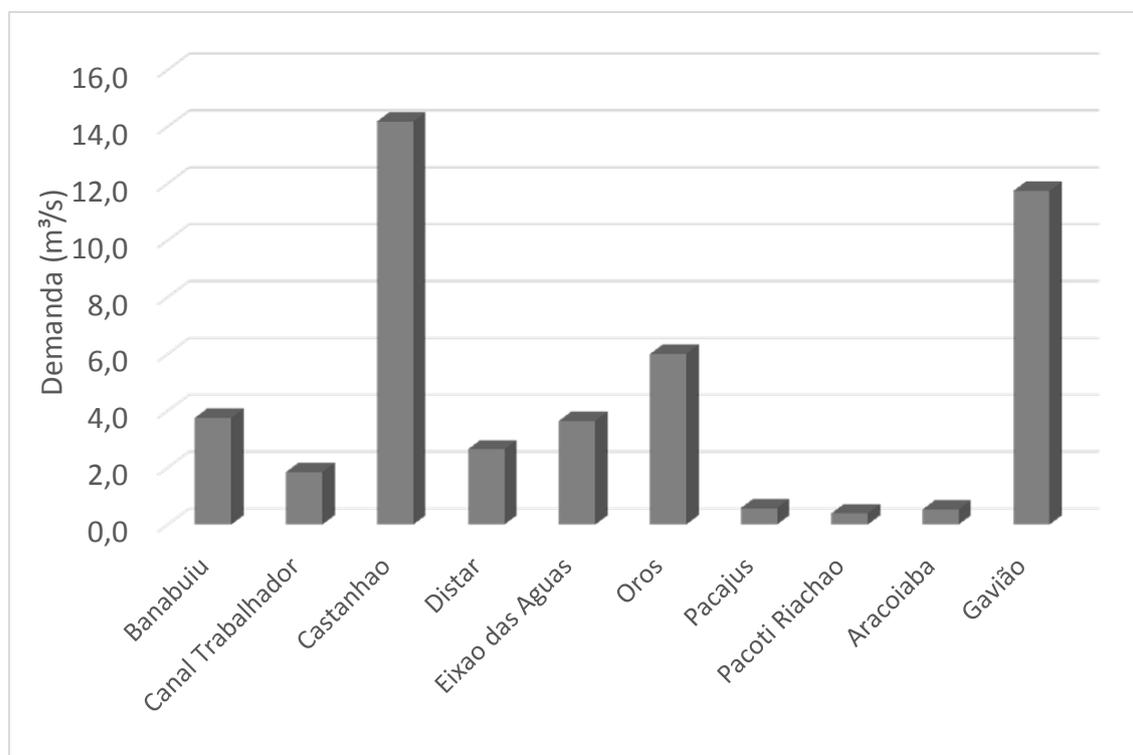
Os valores de demanda hídrica foram coletados junto a COGERH considerando as estimativas realizadas para um período sem escassez hídrica. Para efeito de análise, as demandas foram agrupadas conforme a estrutura física que lhe fornece água (**Figura 4.8**).

O sistema Jaguaribe-Metropolitano possui uma demanda total de 45,30 m³/s. Desse total, 71% estão concentradas na bacia do Jaguaribe e 29% na Região Metropolitana de Fortaleza.

Os usuários de água do Jaguaribe podem ser categorizados como: abastecimento humano, irrigação temporária e permanente, carcinicultura, indústria, dessedentação animal, consumo difuso e ambiental (perenização de rios). Nessa bacia, localizam-se 15 perímetros de irrigação, dentre os quais, destacam-se o perímetro do Jaguaribe – Apodi (DIJA) e o perímetro de Morada Nova. Dentre as principais culturas irrigadas, destacam-se o arroz inundado, fruticultura em geral, feijão, milho, banana e hortaliças.

O uso da água na RMF é para o abastecimento urbano; isto é, abastecimento humano, industrial, serviços e turismo. O setor industrial encontra-se distribuído ao sul, entre os municípios de Horizonte e Pacajus, e na porção oeste onde se situa o Complexo Industrial Porto do Pecém (CIPP), destacando-se este pelo volume demandado: Energia Pecém, Termo Ceará, Endesa e a Companhia Siderúrgica do Pecém. Há, também, um aglomerado industrial localizado no município de Maracanaú e um corredor industrial de formação antiga situado a oeste do município de Fortaleza que se estabelece dentro da demanda hídrica humana desse município.

No açude Gavião está situada a retirada de água para o atendimento de Fortaleza com 10,3m³/s e do Complexo Industrial do Porto do Pecém com 1,4m³/s. Para Fortaleza foi considerado o volume demandado pelas Estações de Tratamento de Água (ETA Gavião e ETA Oeste).



Fonte: Informações concedidas pela Gerência de Operação da COGERH em janeiro de 2015.

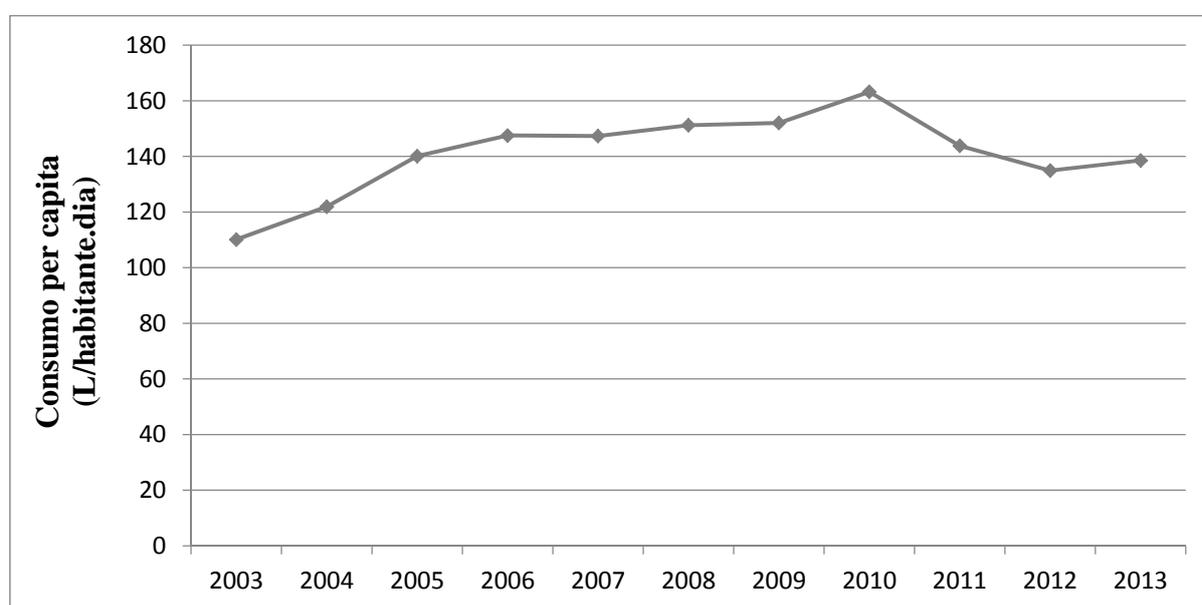
Figura 4.8 - Demandas hídricas do sistema Jaguaribe-Metropolitano.

As Eta's fazem parte do Sistema de Abastecimento de Água de Fortaleza. A implantação ou ampliação desse tipo de sistemas apresenta, como premissa básica, a determinação da vazão de demanda. Essa, por sua vez requer, dentre outros parâmetros, a avaliação do consumo *per capita* efetivo de água que em linhas gerais, representa o volume de água diário, requerido por indivíduo, usualmente expresso em L/hab.dia. (ABNT, 1992).

No âmbito deste estudo, o consumo *per capita* foi avaliado por meio dos dados do Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento – SNIS. Esse sistema apoia-se em uma base de dados coletados em pesquisa realizada junto às prefeituras municipais e às prestadoras de serviços de água e saneamento. Esta base contém informações de caráter operacional, gerencial, financeiro e de qualidade, sobre a prestação de serviços de água, esgotos e manejo de resíduos sólidos urbanos. No caso dos serviços de água e esgotos, os dados são atualizados anualmente para uma amostra de prestadores de serviços do Brasil, desde o ano-base de 1995.

O SNIS denomina o consumo médio *per capita* como sendo o volume de água consumido, excluído o volume de água exportado, dividido pela população atendida com abastecimento de água, ou seja, é a média diária, por indivíduo, dos volumes utilizados para satisfazer os consumos domésticos, comercial, público e industrial (SNIS, 2012). Tsutiya (2006), menciona que esse indicador incorpora as perdas de água do sistema de abastecimento. Essas perdas se referem ao índice de perdas na distribuição, estão relacionadas aos volumes de água disponibilizados para distribuição e os volumes de água efetivamente consumidos e registrados pelos micromedidores, instalados nas economias (SNIS, 2012).

O consumo médio per capita de Fortaleza no período de 2003 a 2013 tem uma média de 140,96 L.hab/dia. O menor valor foi registrado em 2003 (110,10 L.hab/dia) e o maior em 2010 (163,20 L.hab/dia) apresentando uma redução a partir desse ano (Figura 4.9).



Fonte: Elaborado com dados do Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (2015).

Figura 4.9 - Consumo per capita de Fortaleza para o período de 2003 a 2013 (L/habitante.dia).

Nos sistemas de abastecimento de água, a quantidade de água consumida pode variar conforme alguns determinantes que são: a temperatura, a precipitação, a renda familiar e o tamanho da família.

O consumo, por exemplo, aumenta conforme aumenta a temperatura. A umidade também exerce influência, dado que em regiões mais secas o consumo é maior. Na ocorrência de precipitação tem-se a redução do consumo de água (ver GUHATHAKURTA & GOBER, 2007; PRASKIEVICZ & CHANG, 2009; ZHOU *et al.*, 2001). O tamanho da família aumenta o consumo, uma vez que, mais pessoas gastam mais água e uma casa maior necessita de mais água para serviços de limpeza.

Famílias com níveis de renda mais elevados podem utilizar mais água que pessoas de baixa renda pois, possuem mais bens de consumo que necessitam de um consumo maior de água, como carro, máquinas de lavar, roupas, etc. (ANDRE, 2012). A demanda de água dos grupos de baixa renda geralmente é menos elástica do que a demanda de grupos de clientes de alta renda, pois os clientes de baixa renda geralmente usam menos água para usos não-discricionários (BEECHER *et al.*, 1994).

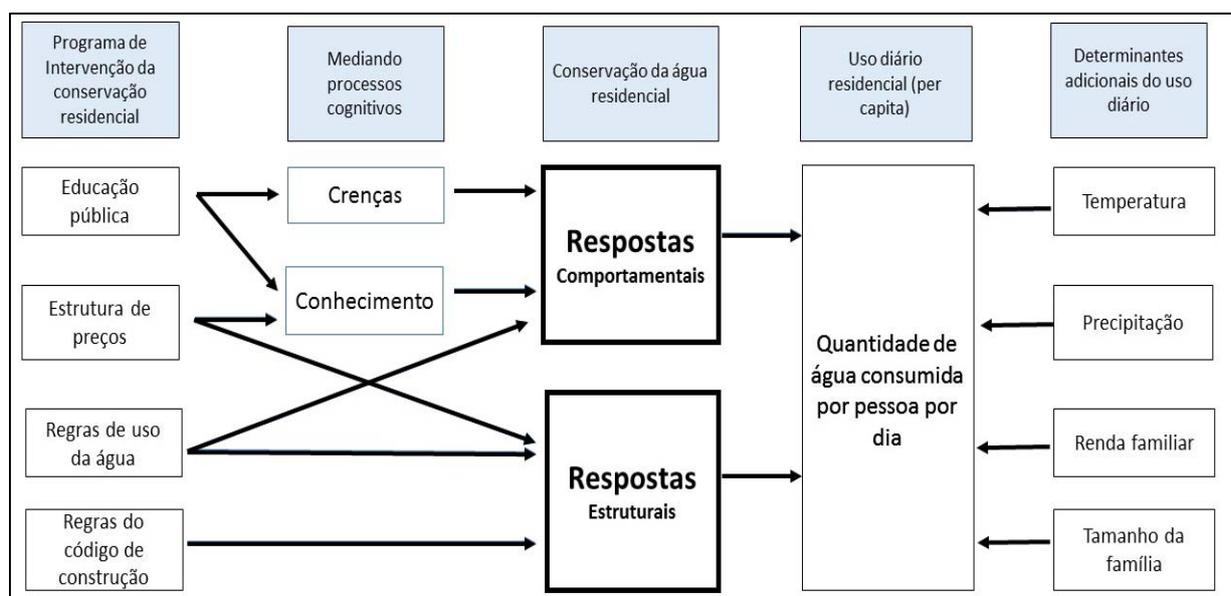
O consumo da água por diferentes usuários também pode ser desestabilizado devido a um evento de seca. Este evento afeta o consumo através de dois fatores: redução da qualidade de água e da escassez da água para a distribuição. Os principais problemas ocasionados devido a ocorrência desses fatores são a qualidade da água inferior, a falha no serviço e a falha no abastecimento das residências, dos prédios públicos e das indústrias.

Considerando as tendências futuras de redução da população devido à redução da taxa de fecundidade e do aumento da expectativa de vida (IPLANFOR/FCPC, 2015b), mantido o consumo *per capita*, o consumo de água também decresce.

Caso essa tendência não seja mantida é possível, segundo Bruvold (1998), reduzir o consumo de água da população pela intervenção de quatro variáveis: Educação pública, Estrutura de preços, Regras de uso da água e Regras do código de construção (**Figura 4.10**). Cada uma delas estão descritos na sequência do texto:

A educação forma o ser humano e a sociedade, por isso, através dela é possível construir uma consciência ecológica crítica buscando o uso sustentável da água. Um programa de educação pública pode ser realizado em escolas, exposições em áreas comerciais, jornais, revistas ou através de propagandas. Ele deve enfatizar os benefícios da conservação da água tanto do ponto de vista financeiro quanto ambiental.

A educação pública é uma ação de longo prazo que pode ocasionar mudanças comportamentais na sociedade promovendo a ética do uso racional de água e tornando as pessoas mais receptivas à redução do consumo.



Fonte: Adaptado de Bruvold (1988).

Figura 4.10 - Determinantes do consumo da água.

A companhia de abastecimento deve elaborar um sistema de preços que desencoraje o uso excessivo da água. Quando se utiliza o sistema de preços na conservação da água, o parâmetro de maior interesse é a elasticidade-preço da demanda. Este parâmetro mede a variação percentual da demanda em resposta a uma variação no preço da água, com isso, verifica-se em quanto o consumidor estaria disposto a reduzir o seu consumo de água caso ela sofresse um aumento no preço.

A elasticidade-preço da demanda muda conforme o lugar e o tempo, mas, em relação ao consumo de água residencial urbano, preços mais altos reduzem o consumo dos habitantes.

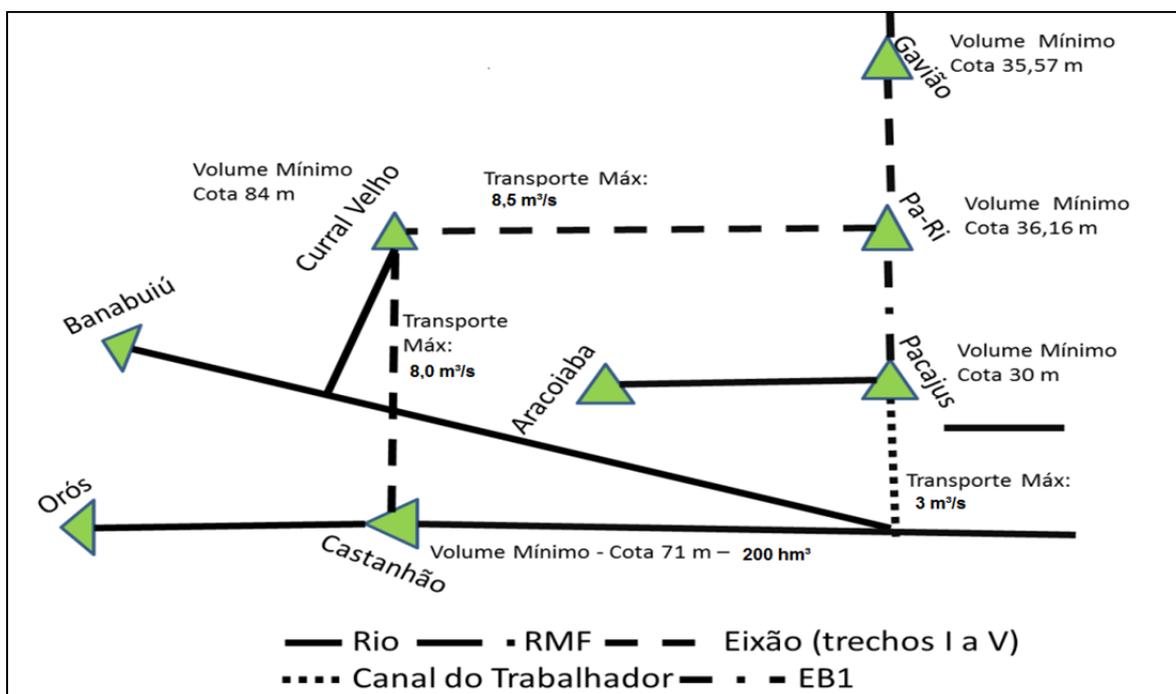
As regras de uso da água e as regras de código de conduta devem ser definidas pelo poder público para estabelecer quem pode utilizar a água e como essa água deve ser utilizada em período de escassez. Essas regras podem adicionar flexibilidade no sistema de gestão de recursos hídricos de forma a garantir maior robustez (estabilidade/capacidade de resposta).

A redução do consumo de água deve ser buscada também por outros setores da sociedade, especialmente, os setores produtivos. Nesse sentido, pode-se pensar na aplicação de métodos como o reuso de água e dessalinização da água do mar.

4.6.3 - Simulação do Sistema e Avaliação de Desempenho

Nesta seção serão apresentados os principais resultados da simulação do sistema Jaguaribe-Metropolitano, demonstrando o comportamento dos reservatórios e o atendimento às demandas atuais, utilizando a série histórica de vazões para o processo de alocação dos recursos hídricos existentes. Este modelo de simulação visa observar os níveis críticos dos reservatórios, bem como as falhas e os riscos deste sistema.

A operação real do sistema de abastecimento de Fortaleza está sujeita a restrições físicas de capacidade do transporte de água nos canais e operacionais de volume mínimos necessários para o bombeamento das águas. Deste modo, o sistema Jaguaribe-Metropolitano foi modelado procurando-se atender as limitações operacionais existentes neste sistema, adotando-se as restrições expostas na **Figura 4.11**. Cabe destacar a limitação do transporte de água bruta pelo Eixão das Águas, com capacidade máxima atual de 8,5 m³/s e do canal do Trabalhador com 3 m³/s.



*EB – estação de bombeamento, Máx – máximo, Pa-Ri – Pacoti/Riachão.

Figura 4.11 - Restrições físicas e operacionais do sistema de abastecimento de Fortaleza.

Estas limitações indicam as vulnerabilidades existentes em todo o sistema de abastecimento, impondo a região metropolitana de Fortaleza riscos de desabastecimento. Diante disso, optou-se por realizar duas simulações para este sistema: a primeira modelada com as limitações operacionais existentes no sistema atual; a segunda modelada aumentando-se a capacidade máxima de transporte de água pelo Eixão das Águas para 20 m³/s.

4.6.3.1 - Simulação 1

A simulação 1 foi realizada incorporando as características atuais do sistema. O comportamento da operação do reservatório Castanhão. Observa-se que em 100 meses (8,2% do tempo) o reservatório Castanhão tem seu estoque de água abaixo de 25% de sua capacidade máxima. O reservatório atinge o volume mínimo operacional (220 hm³) durante 18 meses da simulação, indicando a necessidade de se utilizar o volume morto do reservatório neste período de tempo. Com os estoques neste volume, seria necessário um plano de ação para a utilização do volume ainda estocado, obrigando a imposição de restrição severa para a utilização deste manancial. As

simulações indicam, ainda, o esvaziamento completo do Castanhão em três meses do período simulado.

O reservatório Castanhão está ligado, através do rio Jaguaribe, ao reservatório Orós. Esse último, além de atender às demandas locais, funciona como reservatório estratégico utilizado quando os níveis do primeiro estão em cotas baixas. Na **Figura 4.12** pode-se observar o comportamento do reservatório Orós para o período de tempo simulado.

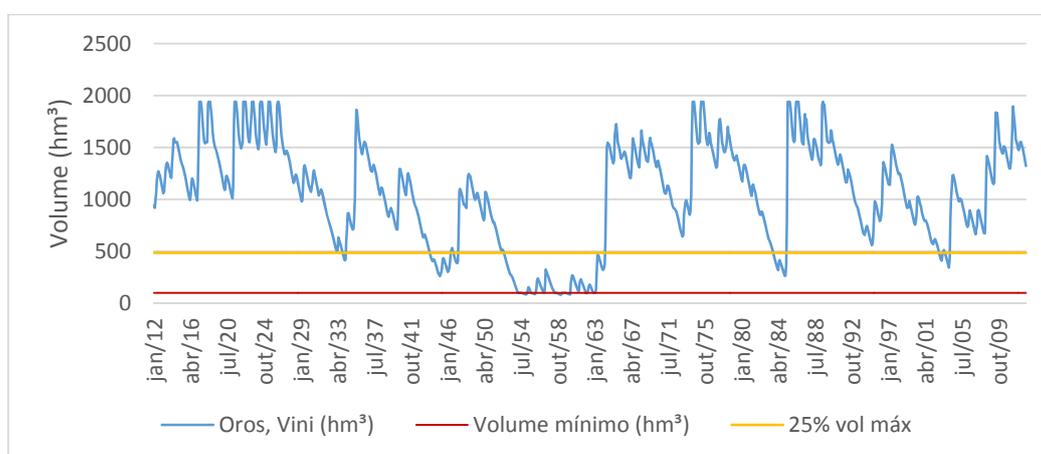


Figura 4.12 - Simulação da operação do reservatório Orós, com vazões históricas de 1912-2012 e demandas atuais.

O reservatório apresenta em, aproximadamente, 18% do tempo da simulação (214 meses) estoque de água abaixo de 25% de sua capacidade máxima. Seu volume mínimo operacional de 100 hm³ é atingindo em 50 meses do período (4,13 % do tempo), indicando falhas no atendimento das demandas locais. O reservatório apresentou um período máximo de 22 meses consecutivos com falhas. O déficit total de água resultou em 655 hm³ aproximadamente, e a vazão média fornecida foi 5,8 m³/s. A **Tabela 4.6** mostra um resumo desses déficits de abastecimento.

Tabela 4.6 - Déficit de suprimento das demandas do reservatório Orós para o período de tempo simulado (1912-2012) e demandas atuais

Demanda	Tempo máximo abaixo da demanda necessária (meses)	Frequência abaixo da demanda necessária (%)	Volume acumulado dos déficits (hm³)	Vazão média fornecida (m³/s)
Oros	22	4,13	655,8	5,79

As transferências de águas ocorridas entre os reservatórios Orós e Castanhão são apresentadas na **Figura 4.13**. A figura indica que a transferência máxima ocorrida foi de 16,5 m³/s em aproximadamente 10 % do tempo. Observa-se, ainda, que em, aproximadamente, 85% do tempo não existem transferências entre os dois reservatórios.

As transferências de água ocorrida entre o sistema Jaguaribe-Metropolitano acontecem através do Eixão das Aguas e do Canal do trabalhador. Na **Figura 4.14** pode-se ver as transferências ocorridas através destes dois canais. O eixão das águas apresenta transferência média de 7,5 m³/s, sendo a vazão máxima de 8,5m³/s transferida em 4% do tempo. O canal do Trabalhador tem, em média, 1,9 m³/s de transferência mensal, apresentando em 3,5 % do tempo vazão mensal de 3 m³/s (vazão máxima).

O Eixão das águas liga o Castanhão ao reservatório Pacoti-Riachão, na região metropolitana de Fortaleza. Neste reservatório, em média, ocorreu a chegada, via Eixão das Águas, de 4,14 m³/s. Na **Figura 4.15** observa-se o comportamento do reservatório Pacoti-Riachão. O reservatório apresentou em 196 meses da simulação com volume inferior ao seu mínimo operacional, indicando a necessidade de utilização do seu volume morto para o suprimento das demandas. Percebeu-se, ainda, que o reservatório falha em 16% do tempo da simulação, conforme pode ser visto na **Figura 4.16**.

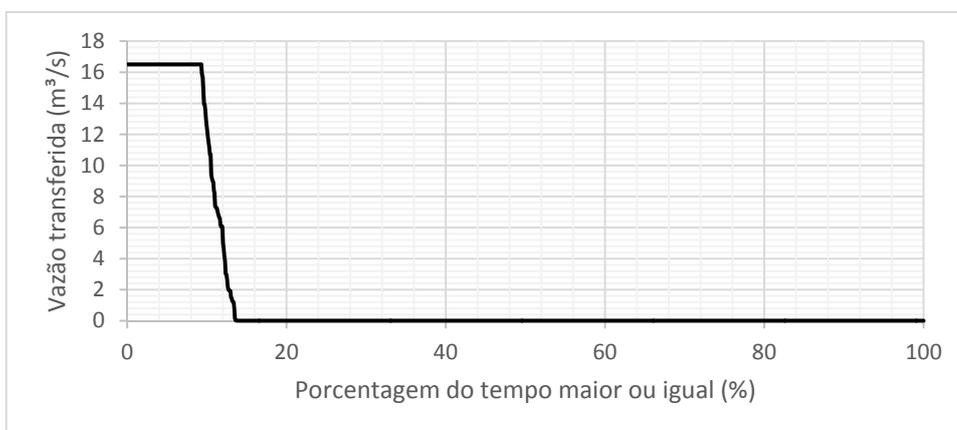


Figura 4.13 - Curva de permanência das transferências entre os reservatórios Orós e Castanhão

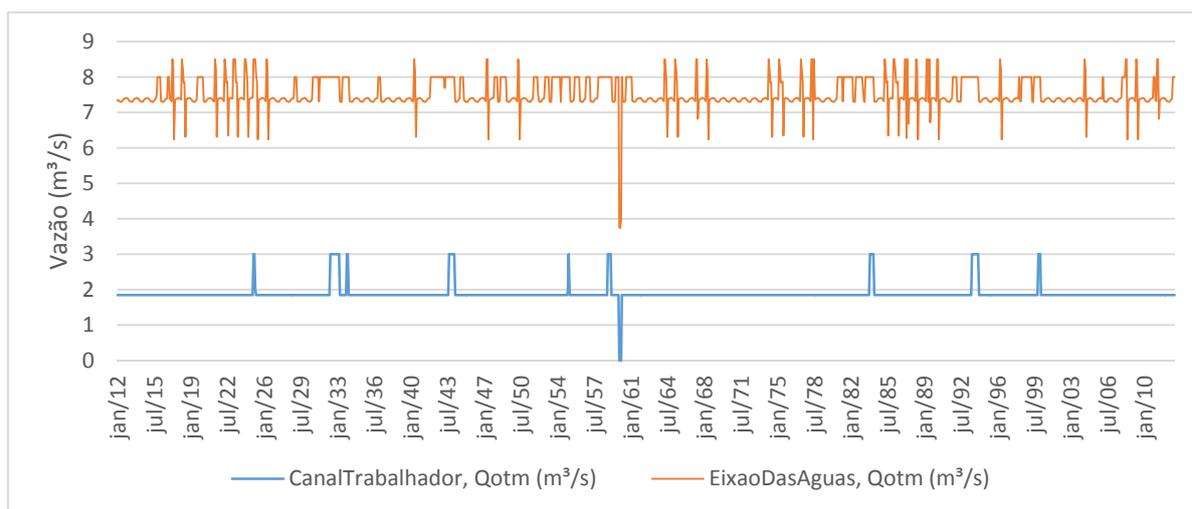


Figura 4.14 - Transferência hídrica mensal ocorrida entre os sistemas Jaguaribe e Metropolitano através dos canais Eixão das Águas e Canal do Trabalhador.

O reservatório Pacajús recebe água da Região do Jaguaribe através do Canal do trabalhador. Na **Figura 4.17** pode-se ver o comportamento deste reservatório para o período simulado. Este reservatório apresentou apenas 15 meses (1,2% do tempo) volume abaixo de 25% da capacidade máxima do reservatório. Em cinco meses da simulação apresentou volume igual ou inferior ao seu volume mínimo operacional.

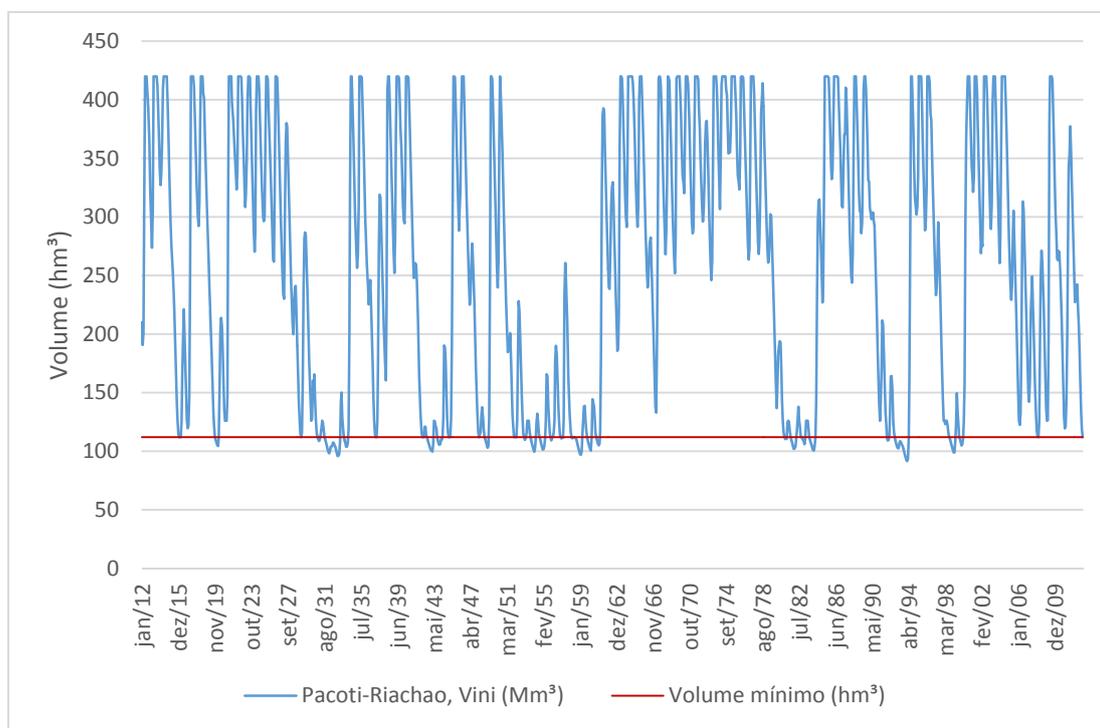


Figura 4.15 - Volume estocado no Reservatório Pacoti-Riachão, para a simulação do sistema entre os anos 1912-2012 e demandas atuais.

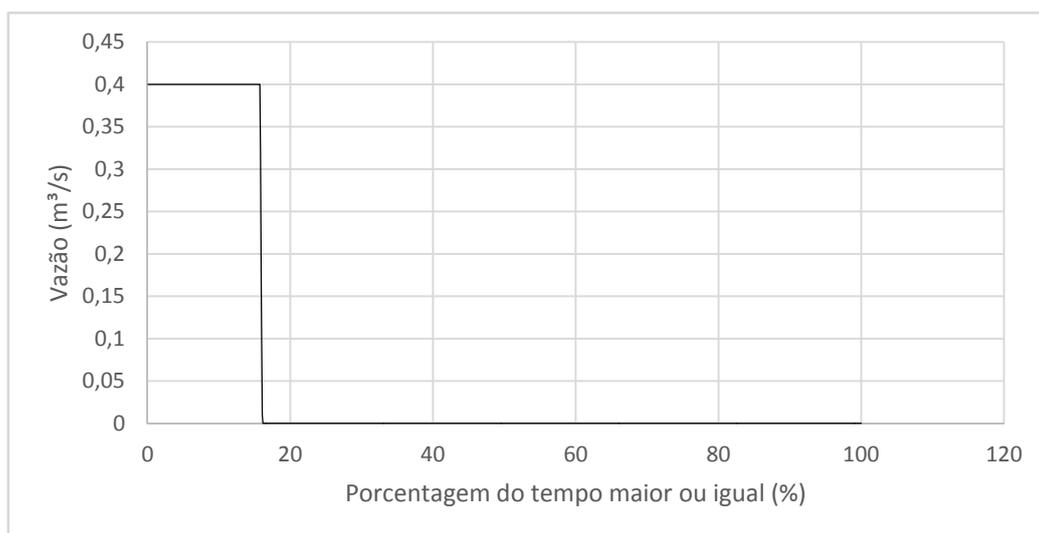


Figura 4.16 - Curva de permanência dos déficits de suprimento das demandas do reservatório Pacoti-Riachão.

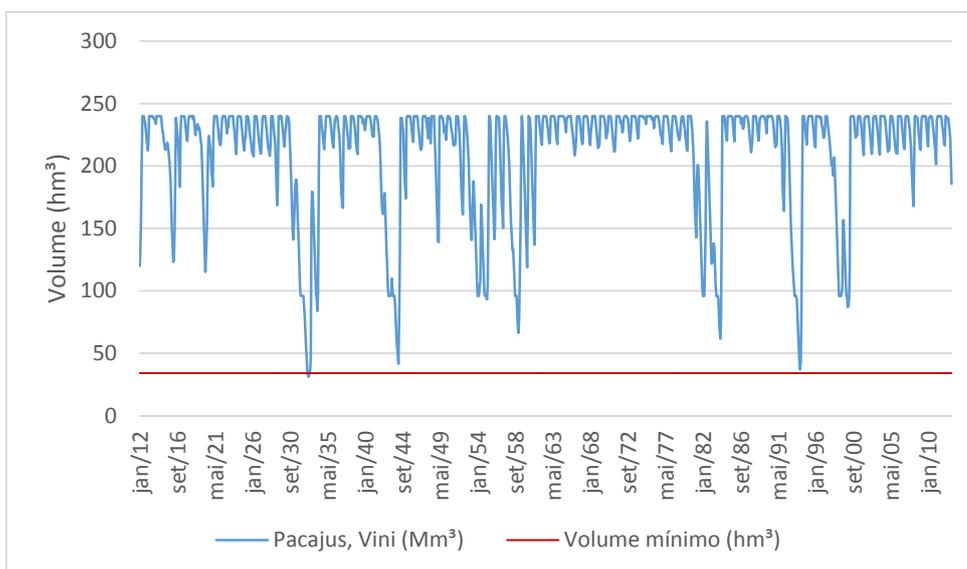


Figura 4.17 - Volume estocado no Reservatório Pacajús, para a simulação do sistema entre os anos 1912-2012 e demandas atuais.

O reservatório Gavião, por fim, recebe água através da ligação com o reservatório Pacoti-Riachão. A **Figura 4.18** apresenta a acumulação do reservatório Gavião.

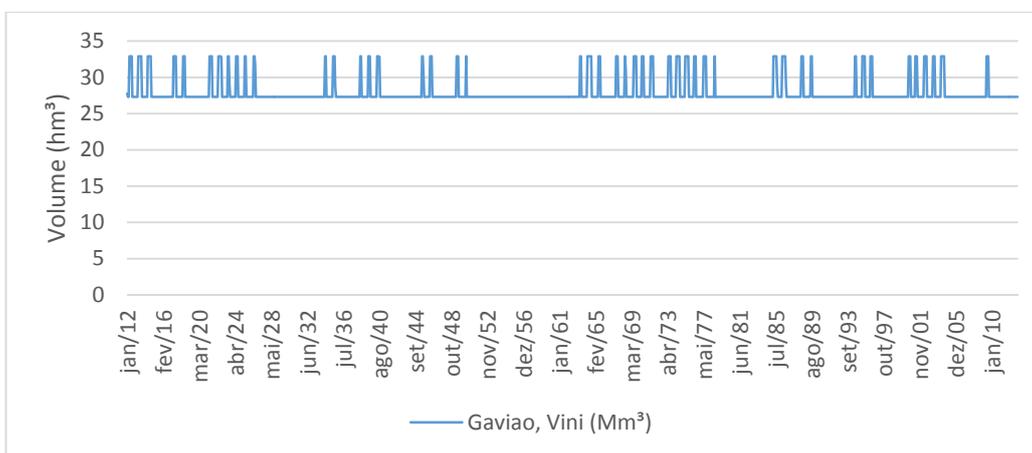


Figura 4.18 - Volume estocado no Reservatório Gavião, para a simulação do sistema entre os anos 1912-2012 e demandas atuais.

O reservatório apresentou volume mínimo 27,3 hm³ em, aproximadamente, 85% do tempo. Este volume mínimo, como citado anteriormente, é necessário devido a restrições operacionais deste reservatório. A **Figura 4.19** apresenta a curva de permanência dos déficits de atendimento das demandas do reservatório Gavião.

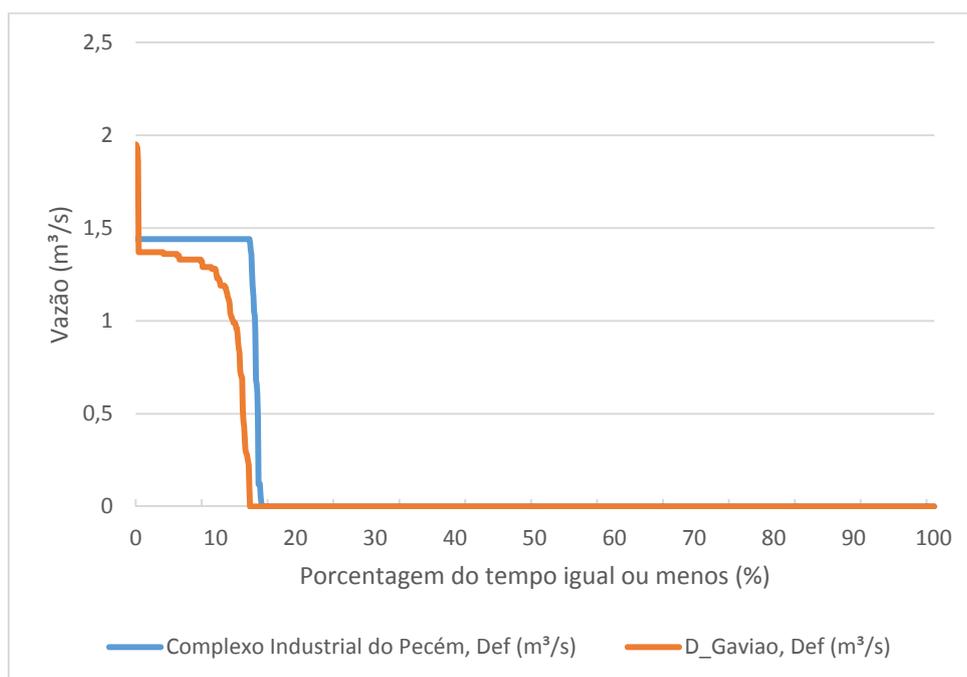


Figura 4.19 - Curva de permanência dos déficits de suprimento das demandas do reservatório Gavião.

Observa-se algum tipo de falha em aproximadamente 15% do tempo do período simulado. Em média, o tempo consecutivo de meses em que houve alguma restrição de demanda foram 20 meses. O complexo Industrial do Pecém apresentou déficit acumulado de 690,5 hm³ e os demais usos do reservatório Gavião, incluindo a cidade de Fortaleza, 555,8 hm³, conforme resume a **Tabela 4.7**.

Tabela 4.7 - Déficit de suprimento das demandas do reservatório Gavião para o período de tempo simulado (1912-2012) e demandas atuais.

Demandas	Tempo máximo abaixo da demanda necessária (meses)	Frequência abaixo da demanda necessária (%)	Volume acumulado dos déficits (Mm ³)	Vazão média fornecida (m ³ /s)
Complexo Industrial do Pecém, Def (m ³ /s)	21	15,76	690,533	1,223
Demais usos Gavião	20	14,19	555,769	10,125

4.6.3.2 - Simulação 2

A simulação 2 foi realizada aumentando a capacidade máxima de transporte do Eixão das Águas para 20 m³/s. O reservatório Castanhão apresentou, conforme pode ser visto na **Figura 4.20**, 151 meses (12,5% do tempo) com estoque de água abaixo de 25% de sua capacidade máxima. O reservatório atinge o volume mínimo operacional (220 hm³) durante 39 meses da simulação (3,2% do tempo), indicando a necessidade de se utilizar o volume morto do reservatório neste período de tempo.

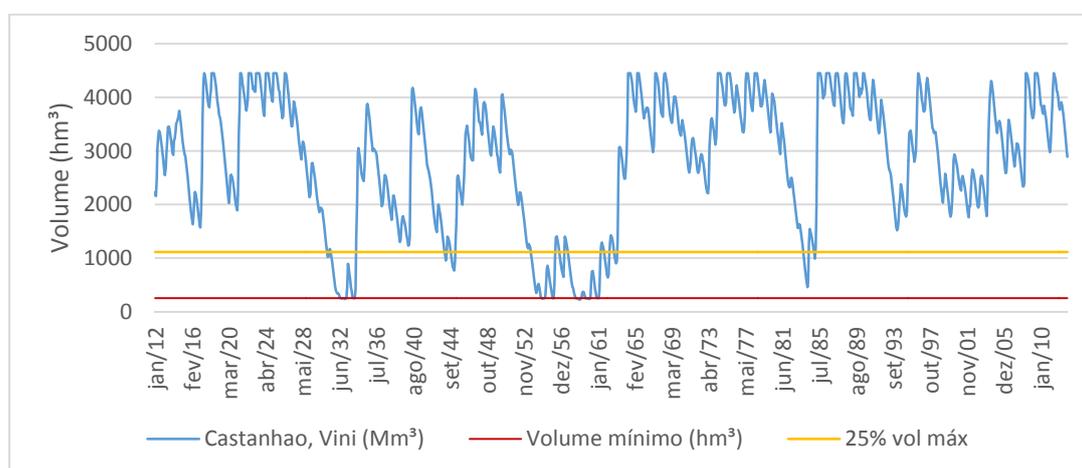


Figura 4.20 - Simulação da operação do reservatório Castanhão, com vazões históricas de 1912-2012 e demandas atuais e capacidade máxima de transferência do Eixão das águas de 20 m³/s.

O reservatório Orós apresentou comportamento indicado na **Figura 4.21**. Este apresenta em, aproximadamente, 17% do tempo da simulação (206 meses), estoque de água abaixo de 25% de sua capacidade máxima. Seu volume mínimo operacional de 100 hm³ é atingindo em 62 meses do período (5,12% do tempo), indicando falhas no atendimento das demandas locais. O reservatório apresentou um período máximo de 22 meses consecutivos com falhas. O déficit total de água resultou em 812 hm³ aproximadamente, e a vazão média fornecida foi 5,7 m³/s. A **Tabela 4.8** mostra um resumo desses déficits de abastecimento.

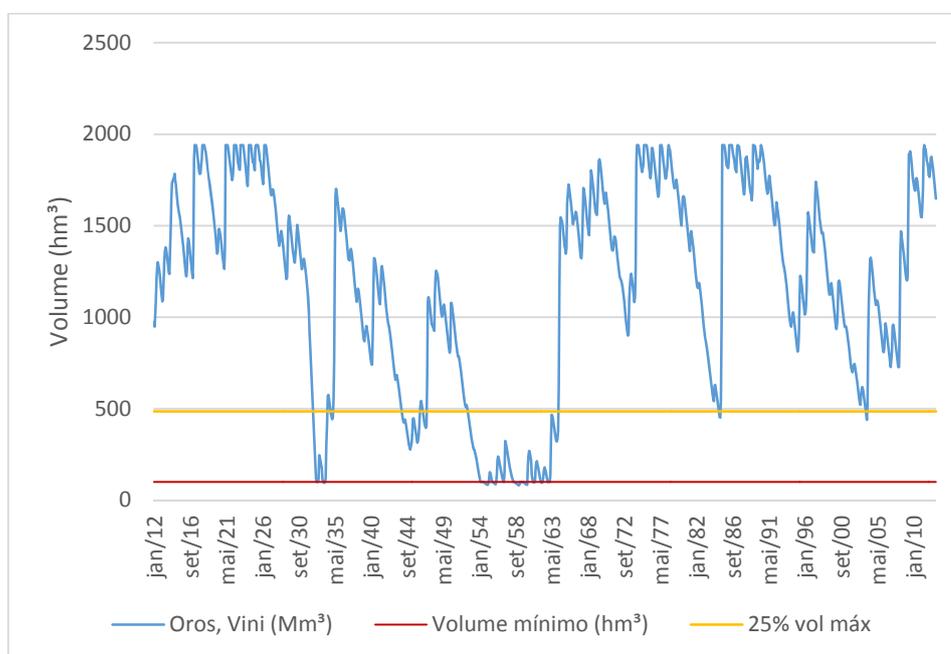


Figura 4.21 - Simulação da operação do reservatório Orós, com vazões históricas de 1912-2012 e demandas atuais e capacidade máxima de transferência do Eixão das águas de 20 m³/s.

Tabela 4.8 - Déficit de suprimento das demandas do reservatório Orós para o período de tempo simulado (1912-2012) e demandas atuais.

Demanda	Tempo máximo abaixo da demanda necessária (meses)	Frequência abaixo da demanda necessária (%)	Volume acumulado dos déficits (hm³)	Vazão média fornecida (m³/s)
Orós	22	5,12	811,82	5,75

As transferências de águas ocorridas entre os reservatórios Orós e Castanhão são apresentadas na **Figura 4.22**. A transferência máxima ocorrida foi de 16,5 m³/s em aproximadamente 5 % do tempo. Em aproximadamente 91% do tempo não existem transferências entre os dois reservatórios.

Na **Figura 4.23** pode-se ver a curva de permanência das transferências ocorridas através dos canais Eixão das Águas e Canal do Trabalhador. O eixão das águas apresenta transferência média de 8,9 m³/s, sendo a vazão máxima de 20 m³/s transferida em 3% do tempo. O canal do Trabalhador tem, em média, 1,9 m³/s de transferência mensal, apresentando em 10% do tempo, vazão mensal de 3 m³/s (vazão máxima).

No reservatório Pacoti-Riachão, na região metropolitana de Fortaleza, em média, ocorreu a chegada de 5,15 m³/s via Eixão das Águas. Na **Figura 4.24** observa-se o comportamento do reservatório Pacoti-Riachão. O reservatório apresentou em apenas três meses da simulação volume inferior ao seu mínimo operacional, indicando a necessidade de utilização do seu volume morto para o suprimento das demandas.

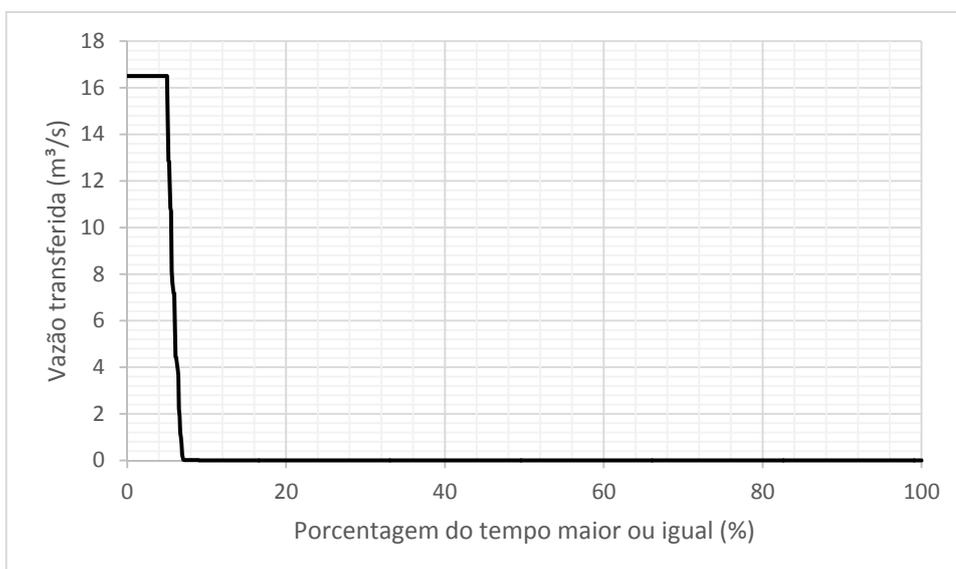


Figura 4.22 - Curva de permanência das transferências entre os reservatórios Orós e Castanhão.

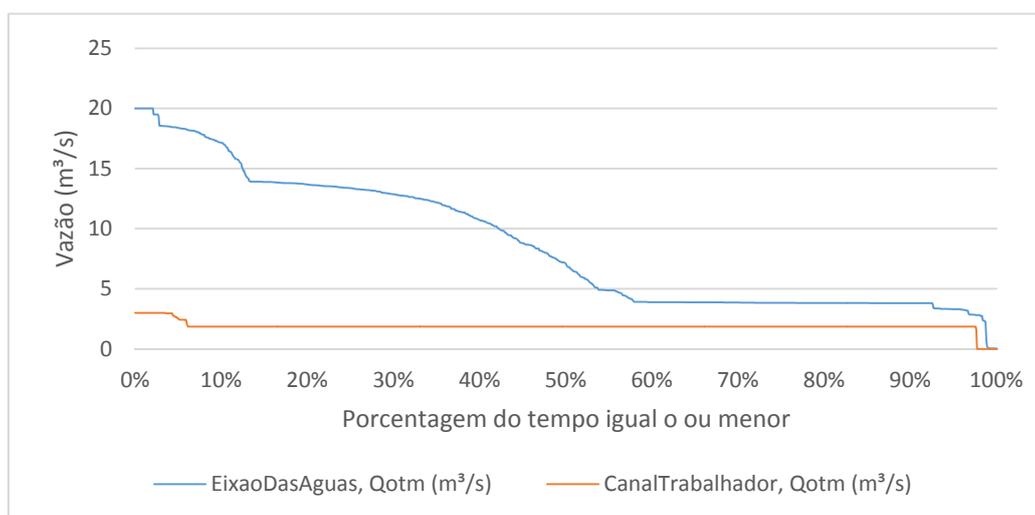


Figura 4.23 - Curva de permanência da transferência hídrica mensal ocorrida entre os sistemas Jaguaribe e Metropolitano através dos canais Eixão das Águas e Canal do Trabalhador.

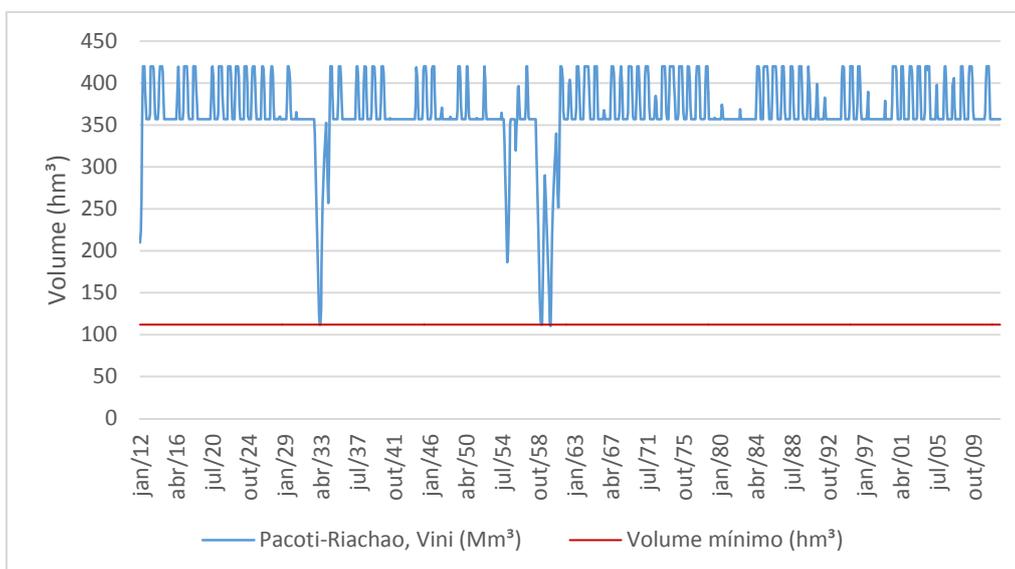


Figura 4.24

O comportamento do reservatório Pacajús pode ser visto na **Figura 4.25**. Este reservatório apresentou apenas 15 meses (1,2% do tempo) volume abaixo de 25% da capacidade máxima do reservatório. Em cinco meses da simulação apresentou volume igual ou inferior ao seu volume mínimo operacional.

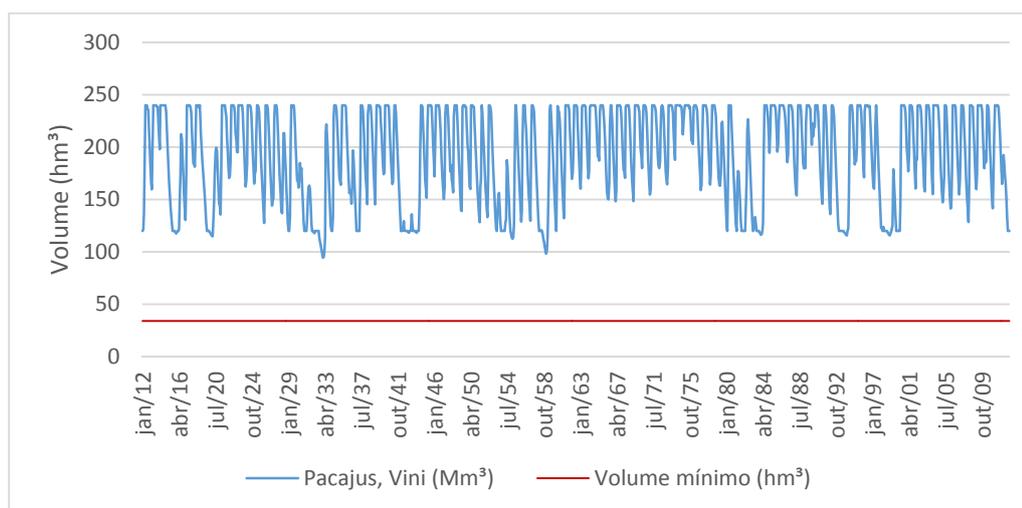


Figura 4.25 - Simulação da operação do reservatório Pacajus, com vazões históricas de 1912-2012 e demandas atuais e capacidade máxima de transferência do Eixão das águas de 20 m³/s.

A operação do reservatório Gavião é apresentada na **Figura 4.26**. O reservatório apresentou volume mínimo 27,3 hm³ em, aproximadamente, 73% do tempo. Cabe destacar que nesta simulação não ocorreram falhas neste reservatório.

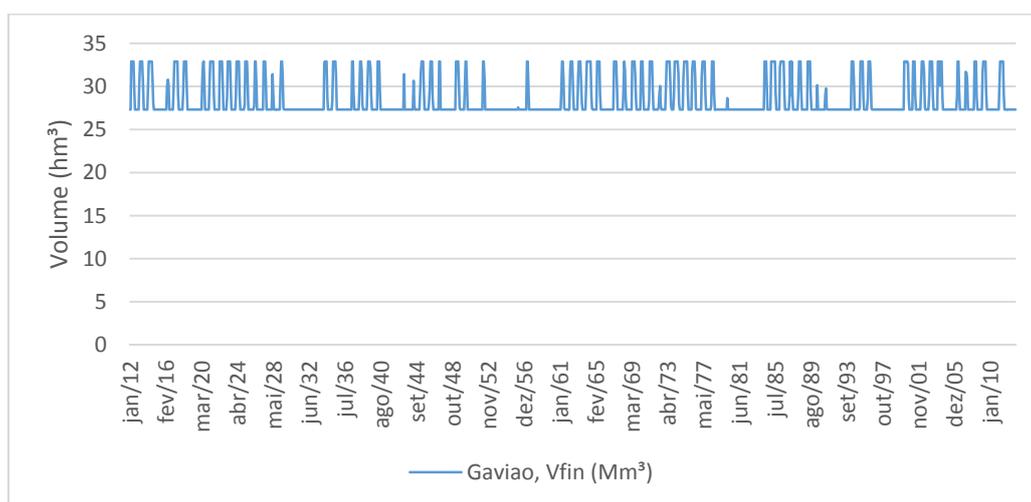


Figura 4.26 - Simulação da operação do reservatório Gavião, com vazões históricas de 1912-2012 e demandas atuais e capacidade máxima de transferência do Eixão das águas de 20 m³/s.



5 - VOLUME OUTORGADO

5 - RELATÓRIO V- VOLUME OUTORGADO

5.1 - INTRODUÇÃO

O presente capítulo – Volume Outorgado dá continuidade à concepção de coeficientes que comporão a fórmula de cálculo da cobrança aos usuários dos recursos hídricos no estado do Ceará. O coeficiente de volume outorgado visa estabelecer uma medida de impacto na cobrança, a qual buscará, em caráter punitivo, ampliar o valor da cobrança em função da discrepância entre os volumes outorgado e efetivamente consumido.

Com a aplicação desse coeficiente, pretende-se inibir a ação de especulação da disponibilidade hídrica por parte de usuários. Tal especulação pode ser evidenciada pelo pedido de outorga num volume que o usuário não pretende utilizar, ou até mesmo não tenha possibilidade de uso, tendo como restrição sua capacidade produtiva instalada.

Sendo o volume outorgado uma parcela da capacidade máxima de oferta hídrica disposta como direito de uso pelo usuário das águas, a obtenção de tal direito e consequente não usufruto do mesmo, acarreta num indicador de ineficiência na alocação dos recursos hídricos. Logo, sendo a outorga o instrumento mais eficiente na alocação de água, em especial pelo seu caráter de deliberação colegiada (participativa, descentralizada e integrada), constitui-se uma falha enorme do sistema ignorar aquilo que pode figurar como especulação da disponibilidade hídrica.

Esboçando essa preocupação, nos itens seguintes, a outorga será abordada em três perspectivas distintas:

- Outorga como Instrumento de Gestão das Águas;
- Volume Outorgado como Coeficiente de Cobrança pelo Uso das Águas;
- Aplicação do Coeficiente de Volume Outorgado.

5.2 - OUTORGA COMO INSTRUMENTO DE GESTÃO DAS ÁGUAS

Neste capítulo, serão lançadas algumas indicações importantes quanto à legislação que define a outorga como componente do processo de planejamento e gestão das águas, evidenciando sua importância como instrumento de gestão e a necessária integração com os demais instrumentos definidos no marco legal.

5.2.1 - Aspectos do marco legal

O marco legal brasileiro admite a água como bem público e de domínio do Estado, sendo sua dominialidade pertencente à União, para as águas de bacias transfronteiriças dentro do território nacional, ou aos estados, no caso de bacias inseridas completamente dentro dos limites territoriais de um estado (BRASIL, 1997).

A possibilidade de ocorrência de bidominialidade das águas, num determinado território estadual, sugere um problema concernente ao atendimento dos diferentes interesses e à conciliação de conflitos envolvendo os diversos entes públicos, na figura de suas agências reguladoras ou companhias de gestão das águas.

Para dirimir tal questão, envolvendo duplo domínio, é que a Resolução nº 1.047, de 2014, da Agência Nacional de Águas (ANA), em seu Art. 1º, delega ao estado do Ceará, num prazo de dez anos, a competência de emissão de outorgas de águas de domínio da União, no âmbito de seu território¹³ (ANA, 2014). A referida Resolução trata das bacias dos Sertões de Crateús e da Serra da Ibiapaba (antigas bacias dos rios Poti e Longá).

A inequívoca definição de competência quanto ao domínio das águas é condição basilar para o bom planejamento e gestão dos recursos hídricos. Definido o domínio, lança-se mão dos diversos instrumentos de gestão concebidos. Para a adequada gestão das águas, em nível federal, foi criada a Lei nº 9.433, de 1997, conhecida como

¹³ A Resolução nº 1.058, de 12 de setembro de 2016, da ANA, altera a Resolução nº 1.047/2014 no sentido de excluir da competência de emissão de outorga pelo Ceará os seguintes reservatórios integrantes do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional (PISF) no território do cearense: Jati, Atalho, Porcos, Cana Brava, Cipó, Boi I e Boi II (ANA, 2016).

a Lei das Águas, instituindo a Política Nacional de Recursos Hídricos. Em seu Artigo 5º, a referida legislação estabelece cinco instrumentos de gestão (BRASIL, 1997):

- Plano de gerenciamento das águas: figura como instrumento de planejamento que busca definir uma agenda dos recursos hídricos em nível de bacia, a partir de diagnóstico e prospecção de programas, projetos e ações;
- Enquadramento dos corpos d'água: visa assegurar determinada qualidade aos recursos hídricos, conforme a definição de uso dos mesmos¹⁴;
- Outorga de direitos de uso da água: regula o ordenamento dos diferentes usuários e tipos de uso dentro da bacia, buscando mitigar conflitos e garantir o uso múltiplo, sustentável e racional.
- Cobrança pelo uso da água: procura reconhecer a água como bem dotado de valor econômico, incentivando o uso racional e buscando obter recursos para financiar programas de investimento na área dos recursos hídricos.
- Sistema de informações de recursos hídricos: consolida e divulga dados e informações quali e quantitativas atinentes aos recursos hídricos, subsidiando a tomada de decisão na gestão das águas.

Dentre os instrumentos supracitados, a outorga constitui-se como um instrumento de regulação, na perspectiva do comando e controle, disciplinando os agentes com o estabelecimento de deveres e direitos, tanto para o poder público como para os usuários. Além disso, subsidia a gestão dos recursos hídricos dentro das bacias hidrográficas, as quais são definidas como unidades de planejamento.

Antes da legislação federal, vários estados já haviam instituído suas políticas de recursos hídricos, sendo São Paulo o primeiro a editar sua política estadual de águas, já no ano de 1991. O Ceará foi o segundo estado a editar tal legislação, instituindo sua Política Estadual de Recursos Hídricos por meio da Lei nº 11.966, do ano de 1992. Na legislação cearense, de forma explícita, o Capítulo IV descreve quais são os instrumentos de gestão dos recursos hídricos (CEARÁ, 1992):

¹⁴ O CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) é o responsável por editar normas atinentes aos níveis de qualidade das águas para diferentes tipos de uso (CONAMA, 2005).

- Outorga de direito de uso dos recursos hídricos: tem funções afins àquelas já mencionadas, quando abordado tal instrumento na ótica da Lei das Águas nacional;
- Cobrança pelo uso dos recursos hídricos: também com funções afins àquelas definidas na legislação nacional;
- Rateio de custos das obras de recursos hídricos: indica o rateio de custos, direta ou indiretamente, atinente às obras de múltiplos usos e de interesse comum ou coletivo.

Na descrição dos colegiados de coordenação e de participação (Seção III, do Capítulo VIII, atinente ao Sistema Integrado de Getão dos Recursos Hídricos – SIGERH), a análise da legislação cearense permite verificar que o enquadramento dos corpos d'água, o sistema de informações das águas e o plano de recursos hídricos estão previstos como ações de responsabilidade do SIGERH.

Com efeito, é presumível considerar o enquadramento, o sistema de informações e o plano das águas como instrumentos de gestão no Ceará, apesar desses não estarem explicitamente descritos como tais na Lei nº 11.966/92.

Conforme a ANA (2011b), a outorga de direito de uso dos recursos hídricos é um instrumento de alocação que objetiva assegurar o controle quali e quantitativo dos usos da água, bem como o efetivo exercício dos direitos de acesso à água. A outorga é um ato administrativo no qual o poder público outorgante (União ou unidade federativa) faculta ao outorgado (usuário) o direito de uso dos recursos hídricos, estabelecendo prazo e condições descritas no respectivo ato, o qual é publicado em diário oficial respectivo.

No Ceará, o Decreto nº 31.076, em seu Art.6º, define que a outorga de direito de uso de recursos hídricos como um ato administrativo de competência da Secretaria de Recursos Hídricos, estabelecendo ao outorgado tal direito por prazo máximo de até 35 anos, explicitando que não ocorre qualquer forma de alienação da água, mas simples direito de uso (CEARÁ, 2012).

O Decreto nº 31.076, em seu Art. 17, usa como valor de referência para definição da disponibilidade hídrica, a vazão regularizada anual com 90% de garantia, isso para águas superficiais; sendo que para as águas subterrâneas é considerada a vazão

nominal de teste dos poços ou a capacidade de recarga do aquífero. Já no Art. 19, o somatório dos volumes de outorga, numa determinada bacia hidrográfica, se restringe a 90% da vazão regularizada com 90% de garantia (CEARÁ, 2012).

Como instrumento de alocação das águas, a outorga, cedida pelo ente responsável, visa mitigar conflitos e garantir os diversos tipos de uso, bem como o acesso aos diversos usuários. Devendo, ainda, observar aspectos quali e quantitativos, assim como a distribuição espacial e temporal da água.

O arcabouço instrumental é a condição necessária para o desenvolvimento da boa e adequada gestão dos recursos hídricos, no entanto, não é condição suficiente. A integração de tais instrumentos constitui, senão, um dos maiores desafios aos agentes públicos e à sociedade civil no processo de gestão.

5.2.2 - Integração da outorga aos demais instrumentos de gestão

A integração dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos constitui enorme desafio para o agente público e a sociedade civil. A adoção de um instrumento de forma isolada, sem conformidade com os demais, pode acarretar desvio quanto ao grande objetivo da política de águas: uso da água de maneira sustentável, nas dimensões social, econômica, política e ambiental.

A integração dos instrumentos de gestão seria possível com a elaboração de um plano dos recursos hídricos que teria como suporte um sistema de informações das águas. A partir disso ocorreria a definição da outorga de direito pelo uso das águas, servindo como um dos componentes da definição da cobrança pelo uso das águas, de acordo com os tipos de enquadramento, dentre outros critérios. Esse seria um esboço possível de configuração do processo de integração dos instrumentos de gestão (BRAGA *et al*, 2008; FORGIARINI; SILVEIRA; CRUZ, 2008; SILVA; RIBEIRO, 2006).

O plano de recursos hídricos tem função chave na gestão, pois ele é um instrumento de definição de diretrizes, as quais são resultados de discussões colegiadas (comitê de

bacia hidrográfica¹⁵) para estabelecimento, por exemplo, de enquadramento, outorga e cobrança. Incumbe-se ao plano uma abordagem integrada da bacia e dos recursos hídricos, subsidiado por um sistema de informação das águas efetivo. Ambos, plano e sistema de informação, lançam os fundamentos e a base de dados e informações que possibilitam a utilização dos instrumentos de outorga e, subsequente, da cobrança na bacia (BRAGA *et al*, 2008; PORTO; PORTO, 2008).

Já o enquadramento em classes de uso, figura-se como importante instrumento devido sua implicação sobre o caráter qualitativo dos recursos hídricos, assim como o sistema de informações que pode tratar tanto dos parâmetros de qualidade como de quantidade, além, obviamente, de subsidiar a elaboração dos planos.

A outorga, juntamente com a cobrança são igualmente importantes para garantir que os diferentes usos e usuários tenham direitos e deveres com relação ao acesso dos recursos hídricos. Cabendo a cada um desses instrumentos uma busca por disciplinar a relação dos usuários com as águas.

Na **Figura 5.1** pode-se observar, com base na legislação pertinente, um esboço possível de integração entre os diversos instrumentos de gestão das águas, sem prejuízo de outras configurações de integração.

¹⁵ O Comitê de Bacia Hidrográfica (CBH) existe no Brasil desde 1988, com a criação do comitê do Rio dos Sinos, no Rio Grande do Sul. O CBH é um órgão colegiado pertencente ao Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, constituído por, com suas respectivas participações: poder público (máximo de 40%), sociedade civil (mínimo de 20%) e usuários. O Ceará é uma das cinco unidades federativas que têm comitê instituído em todas as bacias inseridas em seu território, juntamente com Distrito Federal, São Paulo, Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul (ANA, 2011a).

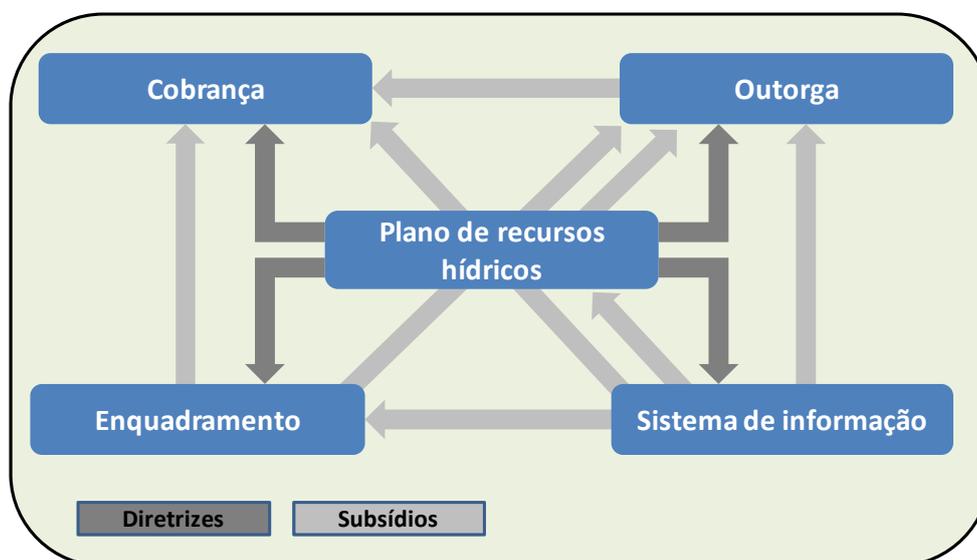


Figura 5.1 - Integração dos instrumentos de gestão de recursos hídricos

O plano de recursos hídricos é o instrumento orientador na implementação da gestão, portanto, pode-se concluir que os comitês de bacias hidrográficas são os responsáveis pela definição das diretrizes para a gestão da água na bacia, tendo em vista que tais comitês deliberam e ratificam os planos de gerenciamento das águas, ou seja, é o comitê quem define as prioridades de uso da água, as metas de racionalização e a criação de áreas sujeitas à restrição de uso. Essas definições devem condicionar a análise das outorgas por parte dos agentes gestores.

A outorga, além de ser um mecanismo típico de comando e controle, sua integração com os demais instrumentos permite a implantação de sistemas de gestão de demanda e de uso racional das águas, disciplinando os tipos de uso a serem incentivados ou inibidos na bacia hidrográfica, constituindo-se, portanto, como poderoso instrumento de gestão territorial (PORTO; PORTO, 2008).

Em última análise, é a outorga, em especial, que operacionaliza a garantia dos múltiplos usos das águas, sempre em consonância com as direções apontadas pelos

planos de bacias elaborados, e como ato disciplinador confere ao agente público (agência de gestão ou secretaria de estado) poder de fiscalização e de polícia¹⁶.

Assim sendo, a outorga é concebida como instrumento de regulação pública, compatível com os objetivos socialmente estabelecidos nos planos de águas, e serve de base para aplicação da cobrança de tarifas, as quais devem indicar uma medida de valor econômico aos diversos usuários.

5.3 - VOLUME OUTORGADO COMO COEFICIENTE DE COBRANÇA PELO USO DAS ÁGUAS

Este capítulo versará sobre alguns casos de utilização de coeficientes no cálculo da cobrança de recursos hídricos. Será abordado, ainda, indicador de disponibilidade como função dos volumes outorgado e outorgável, bem como coeficiente de ponderação, para compor o cálculo de cobrança pelo uso da água, que relaciona os volumes outorgado e efetivamente consumido pelo usuário, sendo o coeficiente de ponderação também em função do referido indicador de disponibilidade.

5.3.1 - Propostas e práticas de uso de coeficientes na cobrança

O modelo genérico, mais comumente proposto ou praticado no Brasil, para o cálculo da cobrança pelo uso dos recursos hídricos, conforme Rodrigues e Aquino (2014), é formulado considerando a expressão seguinte:

$Cobrança = Base\ de\ Cálculo \times Preço\ Público\ Unitário \times Coeficientes\ Ponderados$

A base de cálculo pode compreender as quantidades de água consumida, captada ou lançada, indicando um volume de uso das águas pelos usuários. Já o preço público unitário é constituído de um valor monetário, podendo assumir diferentes grandezas, de acordo com os tipos de usuário e de uso, a fonte hídrica, a sazonalidade, a bacia dentre outras variáveis. Por fim, o coeficiente de ponderação é um fator que, do mesmo modo do preço público, varia conforme diversas variáveis consideradas na cobrança.

¹⁶ No caso do estado do Ceará, é a Secretaria dos Recursos Hídricos o ente competente pelos atos de outorga e de fiscalização, com exercício, inclusive, do poder de polícia. Em águas de domínio da União, é a Agência Nacional de Águas o ente competente nesse quesito.

Nota-se, portanto, que a cobrança é função de pelo menos um volume (o consumido e imprescindível), pelo menos uma tarifa (com características de preço público) e de ao menos um coeficiente (considerando variáveis diversas). Dependendo da complexidade do modelo de cobrança, pode-se utilizar mais de um componente para o volume, a tarifa e o coeficiente. Deve-se observar que o modelo adotado deve sempre ser assentado num processo de legitimidade, considerando ampla participação do poder público, da sociedade civil e dos usuários.

Uma cobrança do tipo binomial, considerando medidas de outorga, já poderia surtir efeito para evitar a especulação da disponibilidade hídrica, tendo como base a formulação de cobrança descrita na Equação 1, a seguir:

$$K = \text{Tot} \cdot \text{Vot} + \text{Tef} \cdot \text{Vef} \quad (1)$$

onde: K é a cobrança ao usuário pelo uso da água (R\$);

Tot é a tarifa de outorga de direito pelo uso da água (R\$/m³);

Vot é o volume outorgado pelo usuário (m³);

Tef é a tarifa de consumo efetivo (R\$/m³);

Vef é o volume efetivamente consumido pelo usuário (m³).

A adequação do volume outorgado solicitado à real necessidade do usuário busca evitar a acumulação, sem efetividade, de direitos de uso de um bem escasso ou o que se pode denominar de especulação da disponibilidade hídrica. Nessa perspectiva é que se faz imprescindível a incorporação de um coeficiente associado ao volume outorgado na fórmula de aferição da cobrança, sem o qual o sistema de recursos hídricos pode ter sua disponibilidade condicionada por uma escassez virtual.

No caso cearense, como se pode observar em sua matriz tarifária, o volume outorgado pelo usuário não é considerado no cálculo da cobrança (CEARÁ, 2016). Diferentemente do que ocorre no Ceará, nos demais casos de cobrança no Brasil, como os descritos posteriormente, a cobrança incorpora um coeficiente de volume outorgado.

Para os autores Rodrigues e Aquino (2014), a não consideração do volume outorgado quando da formulação do cálculo da cobrança de recursos hídricos, pode comprometer a racionalização do uso das águas. Como será observado em seção posterior, ignorar o volume outorgado pode possibilitar a ação especulativa de solicitação de outorga por parte dos usuários das águas.

O certo é que existe uma estruturação básica que é comum a todos os modelos de cobrança propostos e/ou praticados no Brasil, considerando os múltiplos usos da água e baseado no volume utilizado, no preço unitário (tarifa) e em coeficientes próprios (VERA *et al*, 2017; FINKLER *et al*, 2015). Sendo que, no Ceará, a estruturação de cobrança assume diferenciação quando comparada aos demais casos brasileiros (FINKLER *et al*, 2015).

Observa-se, ainda, um conjunto diferenciado de modelos de inserção de coeficientes na fórmula de cálculo da cobrança. Tais coeficientes versam sobre extensa gama de variáveis consideradas importantes em cada bacia hidrográfica. Ressalta-se, ainda, que a cobrança pode ser configurada numa dimensão temporal que varia da cobrança mensal à anual. Nos estados do Ceará e do Rio de Janeiro, a cobrança é mensal, já em São Paulo, na Paraíba e na bacia do São Francisco a cobrança é anual.

5.3.1.1 - Nas Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá

As Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (BH-PCJ) estão localizadas nos estados de São Paulo e Minas Gerais. Particularmente no estado paulista, a cobrança pelo uso das águas na BH-PCJ, iniciada no ano de 2007, envolve diversos coeficientes ponderadores (para captação, extração, derivação e consumo) associados a diversas variáveis (SÃO PAULO, 2006):

- Tipo de fonte (superficial ou subterrânea);
- Classe de enquadramento da água;
- Disponibilidade hídrica total;
- Volume captado, extraído ou derivado e seu regime de variação;
- Finalidade de uso (sistema público, solução alternativa, indústria);

- Transposição de bacias.

Além de coeficientes (para diluição, transporte e assimilação de efluentes) associados a outro conjunto de variáveis:

- Classe de enquadramento do corpo hídrico receptor;
- Carga lançada e seu regime de variação;
- Natureza de atividade (sistema público, solução alternativa, indústria).

A fórmula de cálculo da cobrança na BH-PCJ, considerando cada uma das três parcelas de uso (captação, consumo e lançamento), é descrita na Equação 2:

$$K = \text{PUF}_{\text{cap}} \cdot V_{\text{cap}} + \text{PUF}_{\text{cons}} \cdot V_{\text{cons}} + \text{PUF}_{\text{par}_i} \cdot Q_{\text{par}_i} \quad (2)$$

onde: K é a cobrança anual ao usuário pelo uso da água (em R\$);

PUF_{cap} é o preço unitário final por captação (R\$/m³);

V_{cap} é o volume captado pelo usuário (m³);

PUF_{cons} é o preço unitário final por consumo (R\$/m³);

V_{cons} é o volume consumido pelo usuário (m³);

$\text{PUF}_{\text{par}_i}$ é o preço unitário final associado ao parâmetro i (R\$/Kg);

Q_{par_i} é o valor médio da carga do i-ésimo parâmetro, presente nos efluentes (Kg).

Especificamente quanto aos preços unitários finais (PUF), estes são função do produto entre os preços unitários básicos (PUB) e coeficientes de ponderação, da forma geral como descrita na Equação 3:

$$\text{PUF}_n = \text{PUB}_n \cdot C_{n,m} \quad (3)$$

onde: PUF_n é o preço unitário final da parcela n de cobrança (em R\$/m³);

PUB_n é o preço unitário básico da parcela n de cobrança (em R\$/m³);

$C_{n,m}$ é o coeficiente associado à parcela n e ao componente m;

n designa os diferentes tipos de uso da água (captação, consumo e lançamento);

m designa os diferentes coeficientes de ponderação associados a diferentes variáveis.

Especificamente sobre o volume outorgado, o Decreto nº 51.449 (SÃO PAULO, 2006), estipula para o cálculo do coeficiente de captação, extração ou derivação os seguintes critérios:

Se $V_{\text{cap med}} / V_{\text{cap out}} \geq 0,7$, $C = 1$;

Se $V_{\text{cap med}} / V_{\text{cap out}} < 0,7$, então C assume a expressão da Equação 4.

$$C = 1 + \frac{0,7 \cdot V_{\text{cap out}} - V_{\text{cap med}}}{0,2 \cdot V_{\text{cap out}} + 0,8 \cdot V_{\text{cap med}}} \quad (4)$$

onde: C é o coeficiente do volume captado medido;

$V_{\text{cap med}}$ é o volume captado medido (em m^3);

$V_{\text{cap out}}$ é o volume captado outorgado (em m^3);

O coeficiente C avalia o que está se denominando como especulação hídrica. Tal coeficiente enuncia que o sistema admite como normalidade que o usuário efetue a captação de pelo menos 70% do volume da outorga a que tem direito. Apenas para volume captado inferior a 70% da outorga é que o usuário sofreria uma punição na forma de incremento na cobrança, com $C > 1$.

5.3.1.2 - Na Bacia do Rio São Francisco

A Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco está localizada nos estados de Minas Gerais, Bahia, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Goiás e Distrito Federal. A cobrança pelo uso das águas na BHSF, iniciada no ano de 2010, envolve diversos coeficientes ponderadores (para captação, extração, derivação e consumo) associados a diversas variáveis (CBHSF, 2008).

As diversas variáveis que servem para definição dos coeficientes não são descritas explicitamente, mas pode-se verificar na Deliberação nº 40/2008 do CBHSF que versam sobre, por exemplo:

- O enquadramento dos corpos d'água;
- Volume de água consumido;
- Lançamento de efluentes;
- De prioridade de abastecimento;

- Retorno de recursos arrecadados;
- Boas práticas de uso e conservação da água.

A fórmula de cálculo da cobrança na BHSF considera três tipos de uso (captação, consumo e lançamento) e é expressa, de modo genérico, na Equação 5.

$$K_n = Q_n \cdot PPU_n \cdot C_n \quad (5)$$

onde: K_n é o valor anual de cobrança pelo n-ésimo uso da água (em R\$);

Q_n é o volume anual do n-ésimo uso de água (em m^3)¹⁷;

PPU_n é o preço público unitário do n-ésimo uso (em R\$/ m^3);

C_n é o coeficiente que considera objetivos específicos a serem atingidos mediante a cobrança pelo n-ésimo uso da água;

n designa os diferentes tipos de uso da água (captação, consumo e lançamento).

Os diferentes coeficientes C_n , para cada tipo de uso, são descritos em função: do produto entre coeficientes de enquadramento e de boas práticas de uso e conservação da água (C_t), caso da captação; apenas de C_t , caso do consumo; e, arbitrado em 1, caso do lançamento de efluentes.

Ocorre também na BHSF cobrança por alocação externa de águas do domínio da União, conforme expresso na Equação 6.

$$Kaloc = (Q_{cap} \cdot PPU_{cap} + Q_{cons} \cdot PPU_{cons}) \cdot C_{capclasse} \cdot C_{pri} \cdot C_{ges} \quad (6)$$

onde: Kaloc é a cobrança anual pela alocação externa de água (em R\$);

Q_{cap} é o volume anual de água captado (em m^3);

Q_{cons} é o volume anual consumido (em m^3);

PPU_{cap} é o preço público unitário para captação superficial (em R\$/ m^3);

PPU_{cons} é o preço público unitário para o consumo de água (em R\$/ m^3);

¹⁷ Segundo valores da outorga ou verificados pelo organismo outorgante, em processo de regularização.

Ccapclasse é o coeficiente que leva em conta a classe de enquadramento do corpo d'água no qual se faz a captação;

Cpri é o coeficiente que leva em conta a prioridade de uso estabelecida no Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco;

Cges é o coeficiente que leva em conta o efetivo retorno à bacia do rio São Francisco dos recursos arrecadados com a cobrança pelo uso da água nos rios de domínio da União.

5.3.1.3 - Nas Bacias do Estado do Rio de Janeiro

No estado do Rio de Janeiro, a cobrança de uso das águas de domínio estadual, iniciada no ano de 2004, envolve diversos coeficientes ponderadores (para derivações, captações e extrações e para aproveitamentos hidroelétricos) associados a diversas variáveis (RIO DE JANEIRO, 2003):

- A natureza do corpo hídrico (superficial e subterrâneo);
- A classe de uso preponderante em que estiver enquadrado o corpo hídrico no local do uso ou da derivação;
- A disponibilidade hídrica local;
- O grau de regularização assegurado por obras hidráulicas;
- O volume captado, extraído ou derivado e seu regime de variação;
- O consumo segundo o tipo de utilização da água;
- A finalidade a que se destinam;
- A sazonalidade;
- As características dos aquíferos;
- As características físico-químicas e biológicas da água no local;
- A localização do usuário na Bacia;
- As práticas de conservação e manejo do solo e da água.

Além de coeficientes para diluição, transporte e assimilação de efluentes, aplicados igualmente a diversas variáveis:

- A classe de uso preponderante em que estiver enquadrado o corpo d'água receptor no local;
- O grau de regularização assegurado por obras hidráulicas;
- A carga lançada e seu regime de variação, ponderando-se os parâmetros orgânicos e físico-químicos dos efluentes;
- A natureza da atividade;
- A sazonalidade;
- A vulnerabilidade dos aquíferos;
- As características físico-químicas e biológicas do corpo receptor no local do lançamento;
- A localização do usuário na Bacia;
- As práticas de conservação e manejo do solo e da água.

A Equação 7 a seguir transcreve a concepção da cobrança no Rio de Janeiro:

$$K = Q_{\text{cap}} \cdot [K_0 + K_1 + (1 - K_1) \cdot (1 - K_2 \cdot K_3)] \cdot \text{PPU} \quad (7)$$

onde: K é a cobrança mensal ao usuário da água (em R\$);

Q_{cap} é o volume de água captado no mês (m^3);

K_0 expressa o multiplicador de preço unitário para captação;

K_1 expressa o coeficiente de consumo do usuário¹⁸;

K_2 expressa o percentual do volume de efluentes tratados em relação ao volume total de efluentes produzidos¹⁹;

K_3 expressa o nível de eficiência na redução de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) na estação de tratamento;

PPU é o preço público unitário por captação, consumo e diluição (em $\text{R}\$/\text{m}^3$).

¹⁸ Relação entre o volume consumido e o volume captado ou índice correspondente à parte do volume captado que não retorna ao manancial.

¹⁹ Relação entre a vazão efluente tratada e a vazão efluente bruta ou índice de cobertura de tratamento de efluentes doméstico ou industrial.

Ainda ocorre diferenciação na fórmula de cobrança aos usuários do setor de geração de energia elétrica em Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH), como descrito na Equação 8:

$$K = GH \cdot TAR \cdot P \quad (8)$$

onde: K é a cobrança mensal a cada PCH (em R\$);

GH é o total de energia gerada por cada PCH (em MWh);

TAR é o valor da Tarifa Atualizada de Referência, definida pela Agência Nacional de Energia Elétrica (em R\$/MWh);

P é o percentual definido a título de cobrança sobre a energia elétrica gerada.

5.3.1.4 - Nas Bacias do Estado da Paraíba

No estado da Paraíba, a cobrança definida pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos, iniciada em 2015, envolve, além do preço público e do volume outorgado, coeficientes associados a diversas variáveis (PARAÍBA, 2010):

- Natureza do corpo hídrico;
- Classe de enquadramento;
- Disponibilidade hídrica;
- Vazão reservada, captada, extraída ou derivada e seu regime de variação;
- Vazão consumida;
- Carga de lançamento de efluentes e seu regime de variação;
- Tipo de uso;
- Sazonalidade;
- Características físicas, químicas e biológicas da água;
- Prática de racionalização, conservação, recuperação e manejo do solo e da água;
- Condições técnicas, econômicas, sociais e ambientais existentes;
- Sustentabilidade econômica da cobrança por parte dos usuários.

Na Paraíba ocorre uma particularidade: a fórmula da cobrança é função apenas do volume outorgado e do preço (tarifa), sendo a vazão consumida admitida apenas como um coeficiente. Essa simplificação pode evidenciar a problemática relacionada à medição de consumo dos usuários, constituindo-se como um problema característico da gestão dos recursos hídricos para todos os agentes públicos. A Equação 9 apresenta a fórmula de cobrança no estado paraibano:

$$K = PU_i \cdot \text{Vot} \cdot C_j \quad (9)$$

onde: K é a cobrança anual ao usuário pelo uso da água (em R\$);

PU_i é o preço unitário para i-ésimo tipo de uso (R\$/m³);

Vot é o volume outorgado anualmente (m³);

C_j é o coeficiente do j-ésimo componente específico.

5.3.2 - Proposta de coeficiente como função da disponibilidade implantada e da especulação outorgada

A disponibilidade de oferta hídrica pode ser expressa considerando dois importantes volumes: outorgável e outorgado. O primeiro representa o máximo de volume que o sistema pode dispor, oferecer para os usuários em determinado espaço e tempo; já o segundo volume representa aquilo que efetivamente o sistema dispõem aos usuários, a partir da solicitação destes, isso para um dado espaço e tempo.

Um indicador de disponibilidade (ID) aferido em função dos dois volumes supracitados fornece uma medida relativa importante concernente à disponibilidade de oferta do sistema de recursos hídricos, ou seja, uma medida de capacidade de atendimento de novas demandas pelo uso da água, conforme descrito pela Equação 10.

$$ID = 1 - \frac{\text{Vot}}{\text{Vov}} \quad (10)$$

onde: ID é o indicador de disponibilidade por bacia hidrográfica ou para o estado;

Vot é o volume outorgado por bacia hidrográfica ou para o estado (em m³/ano);

Vov é o volume outorgável por bacia hidrográfica ou para o estado (em m³/ano).

Portanto, quanto mais próximo de um, maior a disponibilidade de atender novas demandas, e quanto mais próximo de zero, menor essa possibilidade de atendimento da demanda. A diferença entre Vov e Vot nada mais é que uma medida absoluta de disponibilidade hídrica estabelecida espacial e temporalmente.

Assim, se não houver outorga de volume algum (volume outorgado igual a zero), o indicador será nulo; em outro extremo, se houver outorga máxima (volume outorgado igual ao volume outorgável), o indicador será igual a unidade. No primeiro caso, ocorreria uma situação de máxima disponibilidade, o que equivale à mínima escassez; já no segundo caso, o sistema se encontraria numa crise crônica, numa situação de saturação, dada por mínima disponibilidade, ou seja, máxima escassez.

Feita essa relação, observa-se que nenhum dos dois extremos citados anteriormente é razoável. Logo, para ID, como definido na Equação 7, tem-se duas condições básicas:

- ID deve situar-se entre, exclusive, zero e um: $0 < ID < 1$;
- ID mais próximo de zero é preferível que mais próximo de um: $ID \rightarrow 0$ é preferível a $ID \rightarrow 1$.

Numa economia, caso da cearense, que se encontra num constante esforço de inserção regional/nacional e em pleno curso de desenvolvimento de sua capacidade produtiva²⁰, é de interesse do poder público e da sociedade civil a plena utilização dos recursos disponíveis, (ambiental, social e econômico). Sendo assim, quanto mais ID tende a um, significa que maior é a ociosidade no uso de um dos recursos mais preciosos do estado – água bruta; e quanto mais ID tende a zero, significa que ocorre uma situação de tendência ao limite máximo de uso da água, ou seja, estágio de saturação do sistema.

²⁰ Para citar alguns exemplos dessa capacidade produtiva, o Ceará tem dois importantes distritos industriais, o Complexo Industrial e Portuário do Pecém e o Distrito Industrial de Maracanaú (os quais figuram como grandes consumidores de água); bem como significativos perímetros de irrigação, como aqueles situados nas bacias do Jaguaribe e do Curu; além de ser um estado com cada vez mais destaque no setor turístico, e com a capital Fortaleza ocupando a quinta posição em população entre os municípios brasileiros.

Vale resaltar aqui, como já referenciado, que em nível de planejamento o limite máximo de outorga é de 90% da vazão regularizada anual com 90% de garantia (CEARÁ, 2012). Assim, o volume outorgável de água, numa situação de normalidade do sistema de recursos hídricos, é definido como o volume regularizado (90% de Q90). No entanto, dado a significativa variabilidade pluviométrica (intraanual, interanual e decadal) no estado cearense, afetando sobremaneira a disponibilidade de oferta hídrica, a vazão regularizada, que constitui uma vazão de planejamento sob condições médias normais, é substituída por uma vazão aferida a partir do volume implantado em cada bacia hidrográfica.

Obviamente, a relação estabelecida por ID pode sofrer um desajuste e não conseguir traduzir uma verdadeira condição de uso das águas. Tal desajuste pode ser resultado, por exemplo, da diferença entre os volumes outorgado (V_{ot}) e efetivamente consumido (V_{ef}). Os usuários (ou setores de uso) podem solicitar outorga de uso da água bruta, mas não utilizarem efetivamente tal volume disponibilizado, garantido pelo instrumento de gestão. Essa dissonância entre volumes gera distorções, na forma de ineficiência na alocação das águas, já que um usuário embarreira o uso da água pelos demais, de tal forma que para o usuário ou setor de uso “especulativo”, o $V_{ot_u} > V_{ef_u}$.

Essa situação pode evidenciar um tipo de especulação de demanda hídrica, em que um usuário específico não intensiona usar todo o V_{ot_u} , mas mesmo assim o solicita. Portanto, gera-se uma espécie de escassez hídrica “virtual”, visto que parte do V_{ot_u} ao referido usuário, e que não será utilizado, poderia estar atendendo a demanda de um outro usuário.

A elevação de V_{ot} , como já abordado, na comparação com o V_{ov} , implica numa diminuição da disponibilidade, ou seja, um aumento da escassez, numa tendência de saturação do sistema com a máxima oferta de água sendo atingida. É plausível a preferência de que esse risco seja assumido efetivamente, refletindo o pleno consumo do V_{ot_u} pelos usuários ($V_{ot_u} \cong V_{ef_u}$), do que ser assumido artificialmente, refletindo o não uso pleno de V_{ot_u} ($V_{ot_u} > V_{ef_u}$).

A relação entre Vot_u e Vef_u pode ser expressa como um indicador de especulação hídrica (IEH), da forma como segue na Equação 11:

$$IEH = 1 - \frac{Vef_u}{Vot_u} \quad (11)$$

onde: IEH é o indicador de especulação hídrica do u-ésimo usuário ou setor de uso;

Vef_u é o volume efetivamente consumido pelo u-ésimo usuário ou setor de uso (em m^3);

Vot_u é o volume outorgado pelo u-ésimo usuário ou setor de uso (em m^3).

Assim sendo, quanto mais próximo de um for IEH, mais especulativo é o usuário, e quanto mais próximo de zero, menos especulativo. Feita essa relação, observa-se as seguintes condições específicas:

- IEH deve ser maior ou igual a zero e menor ou igual a um: $0 \leq IEH \leq 1$ ²¹;
- IEH mais próximo de um é a condição de preferência do sistema: $IEH \rightarrow 1$.

Diferentemente do ID, no IEH, o consumo efetivo de todo o volume outorgado pelo usuário ($Vef_u = Vot_u$) constitui-se como situação ótima de alocação das águas, pois, no planejamento dos recursos hídricos, o que se outorga espera-se que se consuma. Entretanto, admitindo uma margem não punitiva, quando $Vef_u / Vot_u \geq 0,7$ ²², IEH será nulo. Já quanto ao ID, uma parcela do volume outorgável deve, em princípio, estar sempre disponível ($Vot < Vov$) para atender novas demandas da sociedade, de modo que o sistema não se encontre num nível de saturação.

Dado os dois indicadores (Equações 10 e 11) descritos anteriormente, constrói-se o coeficiente de volume outorgado (CVot), conforme a Equação 12, o qual pretende

²¹ O modelo descrito não admite $IEH < 0$, ou seja, $Vef_u > Vot_u$. No entanto, caso essa situação seja verificada, IEH deve ser admitido em módulo. Este caso, consumo maior que a outorga, em princípio, deve ser resolvido com fiscalização e aplicação de multa, não com coeficiente tarifário; mas, IEH em módulo contorna tal problemática.

²² Tal parâmetro é tomado como referência considerando o indicado na relação entre volume medido e volume outorgado na BH-PCJ (SÃO PAULO, 2006). Ver Equação 4.

estabelecer um fator de acréscimo sobre a cobrança inicialmente formulada somente em função do volume consumido²³.

$$CVot = (1 - ID) + IEH \quad (12)$$

onde: CVot é o coeficiente de volume outorgado ao usuário ou setor de uso;

ID é o indicador de disponibilidade;

IEH é o indicador de especulação hídrica do usuário ou setor de uso.

A formulação do CVot, em função de ID e IEH, como expresso na Equação 12, sugere, genericamente, que, quando CVot estiver mais próximo de dois, o sistema estará operando com tendência a atingir seu estágio máximo, havendo portanto reduzida disponibilidade para novas demandas (solicitações) de outorga, dado ID próximo de zero e IEH próximo de um. Enquanto que CVot mais próximo de zero implicam em tendência à ociosidade máxima do sistema, com grande oferta de água, mas pouco uso efetivo, dado ID próximo de um e IEH próximo de zero.

Quatro cenários hipotéticos podem ser ilustrados de modo a definir o intervalo do coeficiente como: $0 \leq CVot \leq 2$:

- Se $ID \cong 0$ e $IEH \cong 1$, então $CVot \cong 2$, havendo, portanto, uma combinação de mínima disponibilidade e máxima especulação, implicando em punição máxima ao usuário;
- Se $ID \cong 1$ e $IEH \cong 0$, então $CVot \cong 0$, havendo, portanto, uma combinação de máxima disponibilidade e mínima especulação, implicando em punição mínima ao usuário;
- Se $ID \cong 1$ e $IEH \cong 1$, então $CVot \cong 1$, havendo, assim, máxima disponibilidade e máxima especulação, implicando em punição média ao usuário;
- Se $ID \cong 0$ e $IEH \cong 0$, então $CVot \cong 1$, havendo, assim, mínima disponibilidade e mínima especulação, implicando em punição média ao usuário.

²³ Ver Relatório 03 – Revisão do Subsídio Cruzado.

Desse modo, o CVot procura representar na cobrança uma expressão quanto ao uso dos recursos hídricos, sob as perspectivas da disponibilidade e da especulação. O CVot apresenta, ainda, como característica, o desempenho do sistema como um todo, expresso no ID, e o desempenho do usuário, expresso no IEH. A combinação desses dois indicadores possibilita maior justeza na gestão, pois avalia de forma interdependente a disponibilidade de atendimento de novas demandas e a especulação hídrica incorrida pelo usuário.

Pode-se admitir uma condição de contorno para o caso da razão entre Vot e Vov não ser suficientemente elevada, considerando para tal $(1 - ID) \leq 0,7^{24}$. Entretanto, tal valor de referência pode ser redefinido, por exemplo, como 0,8 ou 0,9, sendo essa uma decisão do sistema de gestão. Tal medida visa corrigir uma subavaliação da referida razão (Vot/Vov), seja por elevada estimativa do Vov ou por uma reduzida estimativa de Vot. Neste caso, seria admitido $(1 - ID) = 1$, conforme a Equação 13:

$$CVot = 1 + IEH \quad (13)$$

Portanto, modificando a Equação 12, descrita anteriormente. Essa condição de contorno é necessária, de modo que se tenha sempre $CVot \geq 1$. Não se admitindo, portanto, benefício aos usuários, tendo estes incorridos em especulação hídrica.

5.3.3 - Proposta de coeficiente como função da especulação outorgada

A proposta ora apresentada concebe o coeficiente de volume outorgado ao usuário (CVotu) como função apenas dos volumes outorgado e consumido, considerando estritamente cada usuário. Portanto, centra-se apenas no comportamento do usuário individualmente, tendo maior objetividade quanto ao caráter punitivo frente a determinado nível de discrepância entre os volumes supracitados.

Genericamente, para todos os usuários de todos os setores de uso, exceto o abastecimento humano, será adotada uma margem não punitiva de tolerância que expresse um percentual de utilização do volume outorgado, da forma como segue:

²⁴ Tomado como referência a BH-PCJ (SÃO PAULO, 2006). Ver Equação 4.

- Se $V_{efu} / V_{otu} \geq 0,7$, $CV_{otu} = 1$;
- Se $V_{efu} / V_{otu} < 0,7$, $CV_{otu} = 1 + IEHu$.

Observe que, no segundo caso, o coeficiente de volume outorgado é aquele expresso na Equação 13, devendo-se atentar que agora trata-se apenas de usuário, rejeitando a utilização do setor usuário como referência. A medida 0,7 é tomada de outras experiências de gestão, como a já descrita na BH-PCJ. Para o estado do Ceará, tal margem pode ser mais restritiva, dado as peculiaridades de recursos hídricos, assumindo, para a condição $CV_{otu} = 1$, por exemplo, uma razão $V_{efu} / V_{otu} \geq 0,8$ ou 0,9. Tal decisão deverá ser tomada pelo sistema de gestão e pode admitir alteração conforme a conjuntura.

Vale lembrar, ainda, que IEH é o inverso de V_{efu} / V_{otu} , conforme expresso na Equação 11. Portanto, $IEHu \leq 0,3$ implica em $CV_{otu} = 1$ (sem coeficiente de acréscimo da cobrança), ou seja, uma especulação menor ou igual a 30% seria aceitável, todavia, ressalta-se que tal percentual é apenas alusivo, podendo ser expresso com valor menor, por exemplo, 20% ou 10%. O importante é que se admita alguma margem, dado os imprevistos, as mudanças de conjuntura possíveis de ocorrência no ambiente econômico e que podem afetar os usuários das águas.

Para o setor de abastecimento humano não será adotado coeficiente de volume outorgado na cobrança, ou seja, $CV_{otu} = 1$, sendo $IEHu = 0$. Justifica-se tal procedimento devido o abastecimento humano ter prioridade de atendimento de água bruta pela COGERH, sendo um setor que deve, simultaneamente, atender a demanda por água tratada e incentivar o uso racional da água pelos seus usuários. Uma situação de consumo muito aquém da outorga pode ser resultado de relaxamento da demanda, não podendo ser percebida, em princípio, como especulação hídrica. Esse argumento é justificado pela peculiaridade do setor em ter que atender demanda de abastecimento e sua condição prioritária em detrimento ao atendimento dos outros setores.

O coeficiente de volume outorgado poderá ser função, além de V_{efu} e V_{otu} , do nível de implementação do empreendimento. Em setores como a agricultura irrigada e a aquicultura (piscicultura e carcinicultura), o volume de consumo varia no tempo de

implementação das atividades de produção. Neste caso, o CVotu será aplicado conforme desenvolvam-se as atividades anuais de irrigação e de aquicultura, de modo que o volume outorgado anualmente, dado um certo período de vigência, seja associado ao volume anual consumido na produção. Assim, deve haver distribuição correspondente entre o volume anual outorgado para uma determinada etapa e o volume anual consumido para essa mesma etapa do empreendimento. Dessa forma, deve-se considerar a área irrigada (agricultura e aquicultura) em cada etapa da produção e sua demanda correspondente. O volume outorgado não seria distribuído uniformemente ao longo do período de vigência da outorga, e sim conforme as etapas de implantação produtiva.

Com isso, sugere-se que, no procedimento de concessão de outorga, o usuário informe a distribuição do volume outorgado anualmente que guarde correspondência com o volume consumido anualmente. Assim, a companhia de gestão aplicaria o coeficiente de outorga na cobrança (anual) ao usuário considerando os volumes consumido e outorgado para cada período.

5.4 - APLICAÇÃO DO COEFICIENTE DE VOLUME OUTORGADO

5.4.1 - Critérios de uso do coeficiente

Inicialmente, considera-se que a aplicação do coeficiente de cobrança deve ocorrer anualmente, tendo em vista esse ser o período razoável de planejamento de gestão pelo sistema e de uso produtivo pelo usuário. Tal cobrança anual pode ainda ser diluída ao longo do ano.

O coeficiente de volume outorgado (CVot), bem como os indicadores de disponibilidade (ID) e de especulação hídrica (IEH), podem ser aplicados ao nível que os gestores quiserem, como: usuário, classe de usuário, setor de uso, bacia hidrográfica e conjunto de bacias do estado. Opta-se por aplicar o ID por bacia e o IEH por usuário, conforme a proposta em que os indicadores são considerados. As diferenças peculiares de cada setor de uso e o nível de aplicação (operacionalização) do instrumento de outorga, sugere-se que o CVot seja tomado para usuários individualmente, com ID associado a determinada bacia hidrográfica e IEH associado a um usuário específico; ressaltando

que CVot é definido em duas propostas, como função de ID e IEH, e como função apenas de IEH²⁵.

Dado CVot em função de ID e IEH, admite-se cada bacia do estado para aplicar o ID e os usuários para aplicar o IEH. Com isso, atinente ao ID, pretende-se associar o volume outorgável (Vov) e o volume outorgado (Vot) à unidade de gestão das águas: a bacia hidrográfica. Em contrapartida, atinente ao IEH, pretende-se associar os volumes outorgado (Votu) e efetivamente consumido (Vefu) ao elemento primário de uso das águas: o usuário.

Admite-se a adoção de Vot e Vov para cada bacia isoladamente, mesmo com a significativa integração das águas das bacias do Ceará, onde uma bacia com oferta superior à demanda supre a demanda superior à oferta de outra bacia, ou seja, a bacia com oferta excedente supre a bacia com demanda excedente. De forma notória, isso ocorre com parte da oferta da bacia do Rio Jaguaribe atendendo parte da demanda das bacias Metropolitanas. Logo, um ID menor, implicando em $(1 - D)$ maior (ver Equação 12), numa determinada bacia poderia ser somente devido a transposição de águas. Então, essa situação poderia acarretar punição na bacia, em decorrência do não atendimento da bacia, mas pelo atendimento da demanda de outra bacia. Nesse caso, outros mecanismos (como coeficiente de transposição), os quais fogem do escopo deste relatório, deveriam compor a cobrança quando houver transposição de águas interbacias, de modo que as bacias, (usuários) ofertantes sejam compensadas pelas bacias (usuários) demandantes de transposição. Com efeito, transposição interbacias não é objeto de outorga.

Ressalta-se, ainda, que a justificativa da adoção de Vefu e Votu diretamente aos usuários individuais, deve-se a intenção punir particularmente o “especulador”. O sistema gestor deve, entretanto, atentar para que um usuário não incorra em consumo perdulário apenas em busca de equalizar Vefu e Votu, de modo a obter IEH dentro da margem não punitiva, em especial usuários com valores mais reduzidos de tarifa de água.

²⁵ No capítulo 3, ver descrição nas seções 3.2 e 3.3, respectivamente.

5.4.2 - Resultados de exemplificação da aplicação dos coeficientes

A verificação, numa situação empírica, da aplicação do coeficiente de volume outorgado (CVot) é possível com a utilização de dados de volumes outorgado, outorgável e consumido. Na **Tabela 5.1**, demonstram-se os resultados da aplicação do indicador de disponibilidade (ID) no estado do Ceará, para bacias hidrográficas selecionadas, no ano de 2011.

Observa-se que o estado tem uma elevada disponibilidade para atender novas demandas, dado o reduzido volume outorgado (Vot), comparado ao volume outorgável (Vov). Sendo o Vov extraído como 90% de Q90, pode ser que tal indicador esteja sobreavaliado, além de uma possível subavaliação do Vot nas bacias estaduais. É crível que o estado do Ceará não tenha toda essa capacidade de atendimento expressa pelos dados de Vov, incorrendo, portanto, numa aferição viesada de ID. Dados mais factíveis poderiam implicar em valores de ID menores do que os expressos na **Tabela 5.1**.

Pelos dados considerados, observa-se que o estado tem uma elevada disponibilidade, para atender novas demandas, dado o reduzido volume outorgado (Vot), comparado ao volume outorgável (Vov), isso no ano de 2011. No caso do exemplo transcrito, o Vov não corresponde ao volume implantado nas bacias, mas ao volume com base na vazão regularizada. Assim, é factível que este volume esteja sobreavaliado, além de uma possível subavaliação do Vot nas bacias estaduais. É crível que o estado do Ceará não tenha toda essa capacidade de atendimento expressa pelos dados de Vov, incorrendo, portanto, numa aferição viesada de ID. Dados mais realistas poderiam implicar em valores de ID menores do que os expressos na **Tabela 5.1**. No entanto, aplica-se o indicador na base de dados disponível apenas para efeito demonstrativo.

Tabela 5.1 - Volumes outorgável e outorgado e indicador de disponibilidade (ID) de bacias no estado do Ceará, em 2011

Bacias ¹	Volume outorgável ² (1.000 m ³ /ano)	Volume outorgado (1.000 m ³ /ano)	ID
Litoral	14.191,2	6.146,4	0,5669
Curu	305.394,6	3.661,3	0,9880
Acaraú ³	322.424,1	16.874,9	0,9477
Coreaú ³	30.653,0	1.059,6	0,9654
Parnaíba ⁴	105.866,4	10.356,4	0,9022
Banabuiú	462.633,1	116,7	0,9997
Baixo Jaguaribe	18.732,4	50,5	0,9973
Médio Jaguaribe	876.448,5	31.025,1	0,9646
Alto Jaguaribe	507.761,1	3.469,0	0,9932
Salgado	16.178,0	85,1	0,9947

Fonte: Dados da pesquisa a partir de SRH (2017).

Nota: ¹ Não foi possível obter dados para as bacias Metropolitanas. ² Utiliza-se volume com base na vazão regularizada, mas sugere-se que seja utilizado o volume efetivamente implantado na bacia, de modo a reduzir a acentuada diferença entre Vov e Vot. ³ Refere-se ao ano de 2010. ⁴ Neste período ainda não havia sido dividida a bacia da Parnaíba nas atuais bacias dos Sertões de Crateús e da Serra da Ibiapaba.

A bacia do Litoral é a que apresenta a menor disponibilidade, com ID igual a 0,5669 (56,69%), tendo as demais bacias ID superior a 0,900 (90%), com destaque para Banabuiú (99,97%) e Baixo Jaguaribe (99,73%). Sendo $ID \geq 0,3$, será assumido $(1 - D) = 1$. Pelos baixos valores de $(1 - D)$, mesmo com altíssima especulação hídrica, pode-se esperar que CVot seja inferior ao valor unitário, implicando, assim, em redução da cobrança e não em aumento, quando considerado apenas o CVot no referido cálculo. Utilizando a condição de contorno, para o caso de $ID \geq 0,3$, assume-se na aferição do CVot, $(1 - ID) = 1$.

Já na **Tabela 5.2**, demonstram-se os resultados do exemplo de aplicação do indicador de especulação hídrica (IEH) para usuários selecionados de setores de uso escolhidos de algumas bacias no Ceará. Considerando os dados de volumes outorgado (Vot_u) e efetivamente consumido (Vef_u), para o ano de 2015, dentre a referida seleção, o usuário B da irrigação apresenta maior índice de especulação (0,6560) e o usuário B da indústria o menor índice (0,0828). Sendo $IEH \leq 0,3$, será considerado $IEH = 0$, para efeito de aferição de CVot.

Tabela 5.2 - Volumes outorgado e consumido e indicador de especulação hídrica (IEH) de usuários selecionados de setores de uso em bacias no estado do Ceará, em 2015

Usuário do setor de uso/Bacia	Volume outorgado (m ³ /ano)	Volume consumido ¹ (m ³ /ano)	IEH
Usuário A da indústria/Banabuiú	383.260	327.411	0,1457
Usuário B da indústria/Salgado	104.755	96.082	0,0828
Usuário A da irrigação/Alto Jaguaribe	252.044	156.609	0,3786
Usuário B da irrigação/Médio Jaguaribe	631.691	217.273	0,6560

Fonte: Dados da pesquisa a partir de COGERH (2017a; 2017b).

Nota: ¹ Volume faturado em 2015.

Com o valor de ID associado à bacia separadamente, e os valores de IEH para usuários individualmente, pode-se aplicar o cálculo do CVot para cada usuário, conforme descrito nas **Tabelas 5.3 e 5.4**.

Tabela 5.3 - Indicadores de disponibilidade (ID) e de especulação hídrica (IEH) e coeficiente de volume outorgado (CVot) para usuários selecionados de setores de uso em bacias no estado do Ceará¹

Usuário do setores de uso/Bacia	(1 – ID)	IEH	CVot ²
Usuário A da indústria/Banabuiú	1,0000	0,0000	1,0000
Usuário B da indústria/Salgado	1,0000	0,0000	1,0000
Usuário A da irrigação/Alto Jaguaribe	1,0000	0,3786	1,3786
Usuário B da irrigação/Médio Jaguaribe	1,0000	0,6560	1,6560

Fonte: Dados da pesquisa.

Nota: ¹ ID refere-se a 2011 e IEH a 2015; quando da possível aplicação do CVot, ambos indicadores devem corresponder a um mesmo ano. ² CVot = (1 – ID) + IEH; toma-se (1 – ID) = 1, se (1 – ID) ≤ 0,7; toma-se IEH = 0, se IEH ≤ 0,3.

Tabela 5.4 - Razão volumes consumido e outorgado, indicador de especulação hídrica (IEH) e coeficiente de volume outorgado (CVot) para usuários selecionados de setores de uso em bacias no estado do Ceará¹

Usuário do setores de uso/Bacia	V_{ef_u} / V_{ot_u}	IEH	CVot ²
Usuário A da indústria/Banabuiú	0,8543	0,0000	1,0000
Usuário B da indústria/Salgado	0,9172	0,0000	1,0000
Usuário A da irrigação/Alto Jaguaribe	0,6214	0,3786	1,3786
Usuário B da irrigação/Médio Jaguaribe	0,3440	0,6560	1,6560

Fonte: Dados da pesquisa.

Nota: ¹ V_{ef_u} e V_{ot_u} refere-se ao ano de 2015. ² $CVot = 1$, se $V_{ef_u}/V_{ot_u} \geq 0,7$; e $CVot = 1 + IEH$, se $V_{ef_u}/V_{ot_u} < 0,7$

Observa-se que, dado as condições de contorno estabelecidas para ID e IEH, o valor de CVot foi o mesmo, quando calculado em função de ID e IEH (**Tabela 5.3**) ou somente em função de IEH (**Tabela 5.4**). No caso, por exemplo, de um valor de ID = 0,10 na bacia do Alto Jaguaribe, implicando em $(1 - ID) = 0,90$, o resultado para o usuário A da irrigação nesse bacia seria: $CVot = 1,2786 (0,9000 + 0,3786)$.

Pela peculiaridade da base de dados utilizada no cálculo do CVot, apenas os valores do coeficiente para os usuários da irrigação situaram-se acima do valor unitário, expressando, assim, punição na forma de incremento na cobrança, tendo em vista o significativo nível de especulação aferido por IEH. No caso de CVot como uma medida combinada, entre disponibilidade e especulação da água, a parcela do ID no coeficiente apresentou valor uniforme, dado a condição de contorno. E, dado o nível baixo de especulação, IEH foi nulo para dois usuários.

Sendo assim, a aplicação do CVot à base de dados resultou em valores que variaram de 1,0000 à 1,6560; quando se aprecia apenas valores de $CVot > 1$, ou seja, medida efetiva de punição à especulação hídrica, a variação foi de 1,3785 à 1,6560 (amplitude de 0,2775). Esses resultados, quanto à variação, são menores que os verificados com a aplicação do coeficiente da BH-PCJ aos mesmos dados, apresentados posteriormente.

Para efeito de comparação do CVot com o coeficiente C utilizado na BH-PCJ (ver Equação 4), procede-se com aplicação do coeficiente C paulista aos dados de usuários cearenses. Os resultados são expressos na **Tabela 5.5**.

Tabela 5.5 - Volumes outorgado e consumido e coeficiente de volume captado medido da BH-PCJ, aplicado a usuários de setores de uso no estado do Ceará, ano de 2015

Usuário do setor de uso/Bacia	Volume outorgado (m ³ /ano)	Volume consumido ¹ (m ³ /ano)	C
Usuário A da indústria/Banabuiú	383.260	327.411	1,0000
Usuário B da indústria/Salgado	104.755	96.082	1,0000
Usuário A da irrigação/Alto Jaguaribe	252.044	156.609	1,1128
Usuário B da irrigação/Médio Jaguaribe	631.691	217.273	1,7493

Fonte: Dados da pesquisa a partir de COGERH (2017a; 2017b).

Os valores do coeficiente de ponderação da cobrança (C), para usuários no Ceará variaram de 1,0000 à 1,7493; considerando somente C com aplicação punitiva, a variação é de 1,1128 à 1,7493 (amplitude de 0,6365). Esse coeficiente considera como razoavelmente eficiente a captação de 70% do outorgado. Esse percentual foi o mesmo utilizado na proposta de coeficiente para o Ceará, admitindo-se, entretanto, aumento desse percentual conforme decisão do sistema de gestão cearense.

Os valores de CVot (**Tabela 5.3 e Tabela 5.4**), constituem-se em medidas indicativas, que expressam os coeficientes de ponderação para compor o cálculo da cobrança. Aos usuários de cada um dos setores, seria aplicado na cobrança tais coeficientes, exceto no setor de abastecimento humano. Considerando, ainda, a correspondência entre outorga e consumo no processo de implantação do empreendimento para os setores irrigação e aquicultura.

5.5 - CONSIDERAÇÕES FINAIS

É importante que no planejamento dos recursos hídricos não ocorra situação de restrição “virtual” da água. Tal especulação hídrica acarreta em distorção na alocação das águas ao múltiplos usos e usuários. Daí a importância de se conceber indicadores para tentar mitigar tal dissonância, indicando aos usuários a possibilidade de aumento da cobrança caso se incorra na ação especulativa, mesmo que não intencional. Entretanto, deve-se considerar uma margem não punitiva pelo não uso integral do

volume de outorga, como forma do sistema reconsiderar efeitos externos conjunturais do ambiente socioeconômico.

A medida de correção da especulação pode centrar-se: i) num indicador de disponibilidade hídrica (ID) no âmbito da bacia hidrográfica, considerando os volumes outorgável (efetivamente implantado) e outorgado, e num indicador de especulação hídrica (IEH) aplicado ao usuário, considerando o consumo e a outorga; ou, ii) apenas no indicador de especulação associado ao usuário. Ambos os coeficientes são plausíveis, aferindo resultados que guardam similaridade, em ordem de grandeza, com a experiência de aplicação de coeficientes de outorga na cobrança pelo uso das águas.

Para usuários especulativos, o coeficiente de volume outorgado (CVot) constitui-se como uma tentativa de mensurar um incremento necessário à boa prática de gestão de recursos hídricos. Os incrementos têm como limite superior a duplicação da cobrança. A aplicação do CVot à fórmula de cobrança ao usuário deve considerar outros coeficientes de ponderação da cobrança, de modo a não inflar demasiadamente o valor da cobrança aos usuários. Nessa perspectiva, sugere-se que o coeficiente seja aplicado anualmente. A concepção de CVot e sua aplicação à uma base de dados do Ceará, mostrou a plausibilidade do referido coeficiente para figurar como um componente de inserção na fórmula da cobrança pelo uso da água.



6 - CONCLUSÃO

O estudo tratou da revisão da fórmula da cobrança com vistas a possibilidade de inclusão de alguns parâmetros como a qualidade, a disponibilidade efetiva, a eficiência de uso e o volume outorgado de água como coeficientes integrantes da equação bem como, a análise da adaptação da matriz tarifária para eventos extremos de seca e cheia com a adoção de bandeiras tarifárias.

O modelo proposto pela Consultoria possui três tarifas e dois coeficientes: (i) tarifa devida em função do volume consumido; (ii) tarifa de água imposta sobre a qualidade de água; (iii) tarifa de outorga de direito pelo uso da água; (iv) coeficiente que adapta o mecanismo de cobrança à eficiência de uso; e (v) coeficiente do fator de disponibilidade efetiva.

Foi proposto três bandeiras tarifárias para a água: a verde, a azul e a vermelha. Essas bandeiras, também como no setor elétrico, devem dar um sinal para o consumidor do real custo da água.

Verificou-se que não há restrições legais para a aplicação da política de bandeiras tarifárias. Mas, julga-se necessário: (i) a inserção do PERH nas leis estaduais que disponham sobre o Plano Plurianual, Diretrizes Orçamentárias e Orçamento Anual do Estado; (ii) Contratar atualização do PERH, para atender o que determina a Lei, e dar ênfase a inserção das novas fontes de produção de águas nas diretrizes e critérios para a cobrança de águas; (iii) encaminhar as diretrizes e critérios para o CONERH para que seja feita uma Resolução sobre a cobrança; (iv) fazer o PERH constar do Plano Plurianual de Desenvolvimento do Estado.

A análise das bandeiras tarifárias foi realizada com base em dois modelos: o modelo MAR, no qual há riscos de racionamento da oferta de água bruta, que corresponde a situação atual em todas as bacias do Ceará; o modelo MAP de atendimento pleno, no qual há fontes de produção de águas adicionais aos reservatórios e que podem ser acionadas em caso de secas hidrológicas mais severas.

No modelo MAR, a bandeira azul é percebida pelos usuários por dois sinais: 1) o custo da água aumentou, e 2) há riscos de racionamento em um futuro próximo. Enquanto

que, na bandeira vermelha tem-se um sinal das proximidades de um forte racionamento.

Desse modo, a IBI propõe que a fórmula de cálculo da cobrança se modifique para um modelo polinomial diferenciando do atual modelo praticado no estado do Ceará que é do tipo monomial, ou seja:

Cobrança = $(T(u) + T_L(u) + T_o(u)) \times K_u \times K_{FDE}$; demonstrado nos capítulos anteriores.



7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

_____. **Decreto nº 31.076, de 12 de dezembro de 2012.** Regulamenta os artigos 6º a 13 da Lei nº 14.844, de 28 de dezembro de 2010, referentes à outorga de direito de uso dos recursos hídricos e de execução de obras e serviços de interferência hídrica, cria o sistema de outorga para uso da água e de execução de obras, e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado*, Fortaleza, 17 dez. 2012.

_____. **Lei nº 11.996, de 24 de julho de 1992.** Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, institui o Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos – SIGERH e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado*, Fortaleza, 24 jul. 1992.

_____. **O comitê de bacia hidrográfica.** Brasília: SAG, 2011a. (Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos, v. 1).

_____. **Outorga de direito de uso de recursos hídricos.** Brasília: SAG, 2011b. (Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos, v. 6).

_____. **Outorga e licença de obras hídricas.** Fortaleza: SRH, 2008.

_____. **Resolução nº 1.047, de 28 de julho de 2014.** Delega competência e define os critérios e procedimentos para emissão de outorgas preventivas e de direito de uso de recursos hídricos de domínio da União no Estado do Ceará. *Diário Oficial da União*. Brasília, 31 jul. 2014.

_____. **Faturamento - infra 2011.** Fortaleza: COGERH, 2017b.

_____. **OECD Environmental Performance Reviews: Estados Unidos 2005.** OECD Publishing. 2005. <http://www.sourceoecd.org/environment/9264013164>

_____. **OECD Environmental Performance Reviews: France 2016.** OECD Publishing. 2015. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264252714-em>

_____. **OECD Environmental Performance Reviews: The Netherlands 2015.** OECD Publishing. 2015. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264240056-em>

_____. **Pricing water resources and water and sanitation services.** OECD Publishing. 108p. 2010.

- _____. **Manual de irrigação**. 6. ed. Viçosa: UFV, Impr. Univ., 1996. 596 p.
- _____. **Comitê de Bacias Hidrográficas Estaduais**. Brasília: ANA, Informativo, 2015.
- _____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013**. Brasília: ANA, 432p. 2013b.
- ABES - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Controle e Redução de Perdas nos Sistemas de Públicos de Abastecimento de Água**. 2015.
- ACSELRAD, Henri. **Esboço sobre a Construção do Campo Ambiental e o Conceito de Conflitos Socio-Ambientais**. Texto para discussão apresentado no Curso Conflito Social e Meio Ambiente, Rio de Janeiro, IPPUR/UFRJ, 309p.1997.
- ADAD, J. M. T. **Qualidade da água: aspectos físicos, físico-químicos e químicos**. Belo Horizonte: UFMG, 1971. 135 p.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUÁ (ANA). Agência de água e a cobrança pelo uso dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Paranaíba: Relatório 10. In: **Plano Integrado de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica do rio Paranaíba**, COBRAPE/ANA, 111p. 2013a.
- ALEGRE, H. et al. **Performance Indicators for Water Supply Services**, IWA Publishing, Second Edition, 2006.
- ALMEIDA, O. A. de. **Qualidade da água de irrigação**. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010. 234p.
- ALVES, B. C. C. **Avaliação dos padrões de variabilidade e mudança climática no setor hidrelétrico brasileiro**. 2012. 98 f. Dissertação (Mestrado), Pós - Graduação em Engenharia Civil, Universidade federal do Ceará, 2012.
- ALVES, D. N. B. **Remoção de ferro em água de irrigação através de filtragem em areia e zeólita**. 2008. Tese (Doutorado em Engenharia de Água e Solo) – Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Resolução nº 1.058, de 12 de setembro de 2016.** *Diário Oficial da União*. Brasília, 14 set. 2016.

ANDRE, D. de M. **Determinantes espaciais e econômicos da demanda residencial por água em Fortaleza, Ceará.** 2012. 74f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Ceará, Programa de Pós Graduação em Economia, 2012.

ANEEL. (2008). **Atlas de Energia Elétrica do Brasil.** Brasília: Aneel.

Aneel. (25 de 07 de 2017). **Relatório de acionamento das bandeiras tarifárias.pdf.**
Fonte: Site da Aneel.

ANEEL/SRE. (2010). **Estrutura tarifária para o serviço de distribuição de energia elétrica: sinal econômico na tarifa de energia .** Brasília, DF: ANEEL.

ASHBY, M. F. **Engenharia Ambiental: conceitos, tecnologia e gestão.** Rio de Janeiro: Editora Elsevier, Maria do Carmo Calijuri e Davi Gasparini Fernandes Cunha (Coordenadores). 2013, 789p.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura.** Campina Grande: UFPB, 1991. 218 p.

AZEVEDO NETO, J. M. **Tratamento de águas de abastecimento.** São Paulo: Universidade de São Paulo, 1991.

BAKTRON. **A Qualidade da Água na Produção de Alimentos.** Rio de Janeiro: Baktron, 2017.

BANCO MUNDIAL. **Transferência de água entre bacias hidrográficas.** 1ed. Brasília. 2005. 93p.

BENTO, L. V. **Governança e governabilidade da reforma do Estado: entre eficiência e democracia.** Editora Manole, 2003.

BERNARDO, SALASSIER. **Manual de Irrigação.** 5ed. Viçosa: UFV, Impr. Univ., 1989, 596p.

BRAGA, B. P. F.; FLECHA, R.; PENA, D. S.; KELMAN, J. **Pacto federativo de gestão de águas. Estudos Avançados,** São Paulo, v. 22, n. 63, p. 17-42, 2008.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997.** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. *Diário Oficial da União*, Brasília, 09 jan. 1997.

BRASIL. **Manual de procedimentos para implantação de estabelecimentos industrial de pescado: produtos frescos e congelados.** Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento; Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca. Brasília: MAPA: SEAP/PR. 2007. 116 p.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. **Plano Nacional de Recursos Hídricos.** Panorama e estado dos recursos hídricos do Brasil: Volume 1. Brasília: MMA, 2006. 281p.

BRASIL. **Plano Territorial de Desenvolvimento Rural Sustentável: Território do Vale do Jaguaribe.** MDA/SDT/Fortaleza: Instituto Agropolos do Ceará, 366p. 2011.

BRUVOLD, W. **Municipal Water Conservation.** Califórnia Water Resources Center, Berkeley, September, 1988.

Campos, J. (2001). **Gestão de Águas: novas visões e paradigmas.** In: J. Campos, & T. Studart, *Getão das Águas* (pp. 19-26). Porto Alegre: ABRH.

Campos, J., Souza Filho, F., & Lima, H. (2014). **Risks and uncertainties in reservoir yield in highly intermittente rivers: case of Castanhão reservoir in semi-arid Brazil.** *Hydrological Science Journal*, pp. 1184-1195.

CBH Doce. **Deliberação CBH-doce nº 26, de 31 de março de 2011.** Dispõe sobre mecanismos e valores de cobrança pelo uso de recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Doce. 2011.

CBH PCJ. **Deliberação Conjunta dos Comitês PCJ nº 025/05, de 21/10/2005** alterada pela Deliberação Conjunta dos Comitês PCJ nº 027/05, de 30/11/05.

CBHSF – COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. **Deliberação CBHSF nº 40, de 31 de outubro de 2008.** Estabelece mecanismos e

sugere valores de cobrança pelo uso de recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio São Francisco. *Diário Oficial da União*, Brasília, 2008.

CBHSF. **Deliberação CBHSF nº 40, de 31 de outubro de 2008**. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco: Mecanismos de cobrança pelo uso de recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio São Francisco. 2008.

CEARÁ. **Decreto nº 31.898, de 09 de março de 2016**. Dispõe sobre a cobrança pelo uso dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos de domínio do Estado do Ceará ou da União por delegação de competência, e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado*, Fortaleza, 10 mar. 2016.

CEARÁ. **Limnologia e Qualidade de Água**. Ceará: Secretária de Educação/CENTEC, 2008. 65p.

CEARÁ. **Revisão do Plano de Gerenciamento das Águas das bacias Metropolitanas**. Ceará: Secretaria de Recursos Hídricos/Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. 2010.

CEIVAP. **Deliberação Ceivap nº 65/2006**. Comitê para integração da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. 2006.

CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo**. Série de Relatórios 2006. São Paulo: CETESB, 2007.

CHAVES, et al. Avaliação Microbiológica da Água Empregada em Laticínios da Região de Rio da Pomba – MG. 2010.

COGERH – COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS. **Outorgas vigentes**. Disponível em: http://outorgasvigentes.cogerh.com.br/paginaSemValidacao/outorgaVigente/outorgas_fh.xhtml. Acesso em: 10 mai. 2017a.

COGERH. **Plano de Gerenciamento das Águas das Bacias Metropolitanas**. CEARÁ: Secretaria de Recursos Hídricos/Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. 2000.

Cooley, H., & Phurisamban, R. (2016). **The Efficiency Options**. Cost of Alternative Water Supply and. Oakland, California: Pacific Institute.

COMMISSARIAT GÉNÉRAL AU DÉVELOPPEMENT DURABLE. La redevance pour prélèvement d'eau: quelle utilisation pour la gestion quantitative de la ressource?. **Le Point sur**, n°127, 2012.

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. Diário Oficial da União, Brasília, 18 mar. 2005.

CONAMA. **Resolução 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. *Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011*.

Confederação Nacional da Indústria - CNI. **Uso da água no setor industrial Brasileiro: matriz de coeficientes técnicos**. Brasília: CNI, 2013. 31 p.

COPELAND, C. **Clean Water Act: a summary of the Law**. CSR Report for Congress 30030, USA, August 2008.

COPELAND, C. **Clean Water Act: a summary of the Law**. CSR Report for Congress 30030, USA, August 2016.

COSTA, C. P. M., ELOI, W. M., CARVALHO, C. M., VALNIR JÚNIOR, M., SILVA, M. A. N. Caracterização qualitativa da água de irrigação na cultura da videira no município de Brejo Santa, Ceará. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. 5(2), p.1-15, 2005.

COUR DES COMPTES. **Les agences de l'eau et la politique de l'eau: une cohérence à retrouver**. In: *Rapport public annuel 2015*, Cour des comptes, Paris, 2015. 96p.

DUTCH WATER AUTHORITIES. **Water governance the dutch water authority model**. Netherlands: Dutch Water Authorities, 2015. 64p.

EMBRAPA. **Salinização e Sodificação**. Agricultura sustentável e conservação dos solos Processos de degradação do solo: Ficha Informativa nº 4. 2009.

FINKLER, N. R.; MENDES, L. A.; BORTOLIN, T. A.; SCHNEIDER, V. E. **Cobrança pelo uso da água no Brasil: uma revisão metodológica**. Desenvolvimento e Meio Ambiente, Curitiba, v. 33, p. 33-49, abr. 2015.

FINKLER, N. R.; MENDES, L. A.; BORTOLIN, T. A.; SCHNEIDER, V. E. Cobrança pelo uso da água no Brasil: uma revisão metodológica. **Desenvolv. Meio Ambiente**, v. 33, p. 33-49, abr. 2015.

FORGIARINI, F. R.; SILVEIRA, G. L.; CRUZ, J. C. **Modelagem da cobrança pelo uso da água bruta na bacia do Rio Santa Maria/RS: I – Estratégica metodológica e adaptação à bacia**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Porto Alegre, v. 13, n. 1, p. 65-77, jan-mar, 2008.

FORMIGA-JOHNSON, R. M.; SCATASTA, M. **One Brazil? The Impact of Regional Differences on Brazil's New Water Management System: an Analysis of Its 75 Implementation in the Paraíba do Sul and Curu River Basins**. In: Alaerts, G. (Org.), River Basin Management, Washington, Resources for Future.2002.

FORMIGONI, Yara Borba; MÉLLO, Arisvaldo; PORTO, Monica Ferreira do Amaral; BRITES, Ana Paula; CHAGAS, Rogério. Enquadramento de corpos hídricos intermitentes: a necessidade de uma abordagem específica. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, **Anais...**, 2011.

GALLEGO-AYALA, J. Selecting irrigation water pricing alternatives using a multi-methodological approach. **Mathematical and Computer Modelling**, v.55, p. 861-883, 2012.

GAVA, A. J. Princípios de Tecnologia de Alimentos. 6º ed. São Paulo: Editora Nobel, 1984. 284p.

GUHATHAKURTA, S.; GOBER, P. The impact of the Phoenix urban heat island on residential water use. **Journal of the American Planning Association**, v. 73, n.3, p. 317-329, 2007.

Haddad, J. (2004). Energia Elétrica: Conceitos, Qualidade e Tarifação. Rio De Janeiro: Eletrobras.

HOWELL, T.A. Enhancing water use efficiency in irrigated agriculture. **Agronomy Journal**, v. 94, p. 281-289, 2001.

IPECE. **Perfil básico municipal 2014** – Fortaleza. Secretária do Planejamento e Gestão/Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. 2014.

IPLANFOR/FCPC. **Demografia e dinâmica populacional**. Plano de Desenvolvimento Econômico e Social – Fortaleza 2040. Relatório Preliminar. Prefeitura Municipal de Fortaleza – IPLANFOR / FCPC. 2015b.

IPLANFOR/FCPC. **Interpretação da forma de Fortaleza: Urbanismo e Mobilidade**. Plano Mestre Urbanístico e de Mobilidade – Fortaleza 2040. Relatório Preliminar. Prefeitura Municipal de Fortaleza – IPLANFOR / FCPC. 2015a.

JUNIOR, R.L.A. **Água de Abastecimento** – Rotina de sua inspeção. Curso preparatório para concurso de Fiscal Agropecuário. Rio Janeiro, 2004.

KELLER, A.; KELLER, J.; SECKLER, D. **Integrated water resources systems: theory and policy implications**. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute. 1996. 15 p.

KELMAN, J. Gerenciamento de Recursos Hídricos: Cobrança. Anais do XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Anais...**, Vitória. 1997b.

KELMAN, J. Gerenciamento de Recursos Hídricos: Outorga. Anais do XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Anais...**, Vitória. 1997a

KELMAN, J. Outorga e Cobrança dos Recursos Hídricos”. In: THAME, A. C. M. (org.). **A Cobrança pelo Uso da Água**. São Paulo. 2000.

LABSID. Modelo de Rede de Fluxo - Acquanet. 2002. Universidade de São Paulo: Laboratório de Sistema de Suporte a Decisão. Disponível: <<http://www.labsid.eng.br/Programas.aspx>> Acesso em: 09 nov 2015.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.** 2004. 235f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 2004

LANNA, A. E.; LAIGNEAU, P. **Comparação da cobrança pelos usos da água no Brasil e na França.** 2010.

LAZOF, D. B.; BERNSTEIN, N. Effects of salinization on nutrient transport to lettuce leaves: consideration of leaf developmental stage. **The New Phytologist**, Cambridge, Inglaterra, v. 144, n. 1, p. 85-94, 1999.

LEAL, Georla Cristina Souza de Gois; FARIAS, Maria Sallydelandia Sobral de; ARAUJO, Aline de Farias. O processo de industrialização e seus impactos no meio ambiente urbano. **Qualit@s**, Revista Eletrônica. v7.n.1. 2008.

LEMONS, E. C. L.; CAVALCANTE, I. N.; SANTOS, A. C. Aspectos qualitativos das águas subterrâneas na Região Metropolitana de Fortaleza. In: II Congresso internacional de Meio Ambiente Subterrâneo, **Anais...**, 2011.

LEVRAUT, A. *et al.* **Evaluation de la politique de l'eau**, Paris: Ministry of Ecology, Sustainable Development and the Sea. 2013. 200p.

LIMA, V.L.A. **Efeitos da qualidade da água de irrigação e da fração de lixiviação sobre a cultura do feijoeiro (Phaseolus vulgaris L.) em condições de lisímetro de drenagem.** 1998. 87 p. Tese (Doutorado), Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

MAGALHÃES FILHO, LUIZ NORBERTO LACERDA. **Estudo de viabilidade para implantação de cobrança pelo uso da água na bacia hidrográfica do Rio Formoso – TO.** 2013. 84f. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Tocantins, Programa de Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental, 2013.

MAMITIMIN, Y.; FEIKE, T.; SEIFERT, I.; DOLUSCHITZ, R. Irrigation in the Tarim Basin, China: farmers' response to changes in water pricing practices. **Environmental Earth Science**, v. 73, p. 559-569, 2015.

MARINHO, E, C. A. **Uso Racional da água em edificações públicas**. 72f. 2007. Monografia (Especialização), Curso de especialização em Construção Civil, Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

MARISCAL-LAGARDA, M. M.; PÁEZ-OSUNA, F.; ESQUER-MÉNDEZ, J. L.; GUERRERO-MONROY, I.; DEL VIVAR, A. R.; FÉLIX-GASTELUM, R. Integrated culture of white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) and tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill) with low salinity groundwater: management and production. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 366-367, p. 76-84, 2012.

MARYLAND DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT. **Guidance for developing & implementing a Water Conservation Plan**. Baltimore: Maryland, 14p. 2013.

MARYLAND DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT. **Guidance for developing & implementing a Water Conservation Plan**. Baltimore: Maryland, 14p. 2013.

MEDELÍN-AZUARA, J.; HOWITT, R. E. HAROU, J. J. Predicting farmer responses to water pricing, rationing and subsidies assuming profit maximizing investment in irrigation technology. **Agricultural Water Management**, v. 108, p. 73-82, 2012.

MINISTER OF JUSTICE. **Water Act**. Netherlands: The State Secretary of Transport, Public Works and Water Management, J.C. Huizinga-Heringa, 2009, 70p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Cobrança pelo uso da água bruta: experiências europeias e brasileiras**. Brasília: MMA/SRH. Projeto Proágua - Fortalecimento Institucional Fase III: Sistema de Gestão da Bacia do Rio Paraíba do Sul. 2001. 103p.

MIRANDA, F. R. de. Eficiência de uso da água na irrigação localizada In *Gestão Sustentável no Jaguaribe*, Ceará. ROSA, M. de. F; FEIGUEIREDO, M. C. B. de, GONDIM, R. S.(Eds.). Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 404 p., 2006.

MOTTA, R. G. DA. **Importancia da setorização adequada para combater às perdas reais de água de abastecimento público**. 2010. Dissertação (Mestrado), Escola Politécnica de Engenharia, Universidade de São Paulo, 2010.

OECD. **OECD Environmental Performance Reviews: Germany 2012**. OECD Publishing. 2012. <http://dx.doi.org/10.1787/10.1787/9789264169302-en>

OHAB-YAZDI, S. A.; AHMADI, A. Design and evaluation of irrigation water pricing policies for enhanced water use efficiency. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 142, n. 3, p. 1101-1110, 2016.

OLIVEIRA, M. A. **Engenharia para Aquicultura**. Fortaleza: D&F Gráfica e Editora, v.1, 1ed, 2005. 240p.

PARAÍBA. Resolução nº 07, de 16 de julho de 2009. **Estabelece mecanismos, critérios e valores da cobrança pelo uso da água bruta de domínio do estado da Paraíba, a partir de 2008 e dá outras providências**. Diário Oficial do Estado, João Pessoa, 19 mar. 2010.

POMPERMAYER, Raquel; ANGELO, Humberto; ALMEIDA, Alexandre Nascimento de. Custo Social da Degradação da Qualidade Hídrica para o Abastecimento Público. **Floresta e Ambiente**. 2015.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. **Gestão de bacias hidrográficas**. Estudos Avançados, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 43-60, 2008.

PORTO, R. L. L. et al. Sistema de suporte a decisão para análise de sistemas de recursos hídricos. 2014. 165p.

PRASKIEVICZ, S.; CHANG, H. Identifying the relationship between urban water consumption and weather variables in Seoul, Korea. **Physical Geography**, v. 30, n.4, p. 324-337, 2009.

PREFEITURA DE FORTALEZA. **Plano Municipal de Saneamento Básico de Fortaleza**. Fortaleza: Secretaria Municipal de Urbanismo e Meio Ambiente, Convênio de Cooperação Técnica entre Companhia de Água e Esgoto do Ceará – Cagece e Agência Reguladora de Fortaleza – ACFOR, Relatório de Andamento, 2014b.

RAFFESTIN, Claude. **Pour une géographie du pouvoir**. Paris, Litec, 1980.

RAMOS, M. **Gestão de Recursos Hídricos e Cobrança pelo uso da água**. Fundação Getúlio Vargas: Apostila, 61p, 2007.

RIO DE JANEIRO. Lei nº 4.247, de 16 de dezembro de 2003. **Dispõe sobre a cobrança pela utilização dos recursos hídricos de domínio do estado do Rio de Janeiro e dá outras providências.** Diário Oficial do Estado, Rio de Janeiro, 17 de dez. 2003.

RODRIGUES, M. V. S.; AQUINO, M. D. **Análise comparativa entre a cobrança pelo uso da água bruta do estado do Ceará com a cobrança aplicada no estado de São Paulo.** Revista de Gestão de Água da América Latina, Porto Alegre, v. 11, n. 2, p. 37-51, jul-dez, 2014.

SALZMAN, J.; THOMPSON JR., B. H. **Environmental Law and Policy.** In: Water Pollution, p. 137-164, Foundation Press, USA, 2007.

SANTIN, J. R.; GOELLNER, E. A Gestão dos Recursos Hídricos e a Cobrança pelo seu Uso. **Sequência**, n. 67, p. 199-221, 2013.

SANTOS, MARILENE DE OLIVEIRA RAMOS MÚRIAS DOS. **O Impacto da Cobrança pelo Uso da Água no Comportamento do Usuário.** 2002. 231p. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Engenharia Civil - COPPE, 2002.

SÃO PAULO. **Decreto nº 51.449, de 29 de dezembro de 2006.** Aprova e fixa os valores a serem cobrados pela utilização dos recursos hídricos de domínio do Estado de São Paulo nas Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá – PCJ. Diário Oficial do Estado, São Paulo, 29 dez. 2006.

SAVIDOV, N. **Evaluation and development of aquaponics production and product market capabilities in Alberta: phase II.** Alberta (Canadá): Agricultural Food and Rural Development, Department of Fisheries and Oceans, 2005. 57 p

SCHERER, F. A. **Uso racional de água em escolas públicas: diretrizes para secretarias de educação.** 2003. Dissertação (Mestrado), Escola Politécnica de Engenharia, Universidade de São Paulo, 2003.

Silva, R. M. **Bandeiras Tarifárias: benefício ou prejuízo ao consumidor?** Brasília: Núcleo de Estudos e Pesquisas/CONLEG/Senado, março/ 2016 (Texto para Discussão nº 191). Disponível em: www.senado.leg.br/estudos. Acesso em 10 de março de 2016.



SILVA, S. C.; RIBEIRO, M. M. R. **Enquadramento dos corpos d'água e cobrança pelo uso da água na bacia do rio Pirapama - PE.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 371-379, out-dez, 2006.

SILVA, S. M. O. **Compensação financeira como mecanismo de gestão de risco na alocação de água.** 2015. 175f. Tese (Doutorado). Pós-Graduação em Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2015.

SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÃO SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto-2015.** Ministério das Cidades. Brasília, 2015.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: **diagnóstico dos serviços de água e esgotos.** Brasília: Ministério das Cidades, 2014.

SOARES, I. M. **Gestão de recursos hídricos e ação coletiva: uma análise da efetivação da cobrança pelo uso da água.** 2009. 157 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Ciência Política, Universidade Federal de Minas Gerais. 2009.

SOeS. **L'environnement en France.** Paris: Observation and Statistics Service, General Commissariat for Sustainable Development, Ministry of the Economy, Industry and Employment. 2014.

SRH – SECRETARIA DOS RECURSOS HÍDRICOS. **Mapa dos mananciais – vazões (regularizada, alocada, consumida e outorgada).** Fortaleza: SRH, 2017. 1 mapa. Escala 1:1.750.000.

THORNTON, J. **Water loss control manual.** 1st ed. Hightstown: McGraw-Hill Professional, 2002.

TSUTIYA, M.T. **Abastecimento de água.** 1º Edição, São Paulo, DHS/POLI – USP. 2006. 643p.

UFC/COGERH. **Relatório dos Estudos de regionalização de parâmetros de modelo hidrológico chuva-vazão, para as bacias totais e incrementais dos**

reservatórios monitorados pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. Convênio UFC/COGERH/FCPC, Fortaleza, 2013, 24p.

USAID. **Adapting to climate variability and change: A guidance manual for development planning.** Washington, DC: United States Agency for International Development (USAID), WALPOLE, R., 2007.

USP/SABESP (2006). **Relatório Mensal 3 - Projeto de Pesquisa.** Disponível em: <http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=145>. Acesso em abril de 2017.

VALENTI, W. C. Aquicultura sustentável. In: Congresso de Zootecnia, 12o, **Anais...**, Vila Real, Portugal, 2002, Vila Real: Associação Portuguesa dos Engenheiros Zootécnicos. 2002. p.111-118.

VERA, L. H. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SILVA, S. R. **Performance of water usage charge in the Nation's domain as a water resource management tool in the São Francisco River basin.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, v. 22, e. 7, 2017.

VIEIRA, A. S. **Uso racional de água em habitações de interesse social como estratégia para a conservação de energia em Florianópolis, Santa Catarina.** 190f. 2012. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Santa Catarina, Pós-Graduação em Engenharia Civil. 2012.

WARMER, H.; DOKKUM, R. van. **Water pollution control in the Netherlands. Riza Reports:** Directorate-General for Public Works and Water Management (*Rijkswaterstaat*), 2002, 88p.

ZHOU, S.; MCMAHON, T. A.; WANG, Q. J. Frequency analysis of water consumption for metropolitan area of Melbourne. **Journal of Hydrology**, v. 247, n.1, p.72-84, 2001.



Rua Silva Jatahy, Nº 15, Ed. Atlantic Center, 7º Andar
Meireles - Fortaleza/CE
CEP.: 60.165-070
Fone / Fax: (85) 3198.5000
ibi@ibiengenharia.com.br