



Universidade de Brasília – UnB
Faculdade de Economia, Administração, Contabilidade e
Ciência da Informação e Documentação – FACE
Departamento de Economia

MESTRADO EM GESTÃO ECONÔMICA DO MEIO AMBIENTE

A EFICÁCIA DA COBRANÇA PELA UTILIZAÇÃO DOS
RECURSOS HÍDRICOS NO SETOR DE SANEAMENTO

MARCIO GOMES BELEM

Brasília – DF
2008



Universidade de Brasília – UnB
Faculdade de Economia, Administração, Contabilidade e
Ciência da Informação e Documentação – FACE
Departamento de Economia

A EFICÁCIA DA COBRANÇA PELA UTILIZAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO SETOR DE SANEAMENTO

MARCIO GOMES BELEM

Dissertação apresentada ao Departamento de Economia da Universidade de Brasília como requisito para a obtenção do título de Mestre em Economia - Gestão Econômica do Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Jorge Madeira Nogueira

Brasília – DF
2008

MARCIO GOMES BELEM

**A EFICÁCIA DA COBRANÇA PELA UTILIZAÇÃO DOS
RECURSOS HÍDRICOS NO SETOR DE SANEAMENTO**

Dissertação aprovada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Economia - Gestão Econômica do Meio Ambiente, do Programa de Pós-Graduação em Economia – Departamento de Economia da Universidade de Brasília, por intermédio do Centro de Estudos em Economia, Meio Ambiente e Agricultura (CEEMA).

Comissão Examinadora formada pelos professores:

Prof. Dr. Jorge Madeira Nogueira
Departamento de Economia – UnB

Prof. Dr. Waldecy Rodrigues
Universidade Federal do Tocantins – UFT

Prof. Dr. Ricardo Coelho de Faria
Departamento de Economia
Universidade Católica de Brasília – UCB

Brasília – DF, 25 de setembro de 2008

À minha esposa Glaucimeire e meus filhos Bruno, João Vitor e Larissa, que tiveram sensibilidade para compreender a escassez do meu tempo e sabedoria para valorizar este projeto.

AGRADECIMENTOS

Aos meus familiares e amigos, particularmente meus pais e meus irmãos, pelo carinho e pela força dada nos momentos difíceis;

Aos professores do CEEMA, especialmente ao meu professor Ph.D. Jorge Madeira Nogueira, pela sinceridade, compromisso com os seus ideários e apreço pelo meu projeto;

Aos colegas de mestrado da minha turma e da turma anterior, especialmente ao Átilla, à Vivian, ao Rigonatto e ao Otávio, pelo desprendimento e companheirismo; e

Aos colegas de trabalho da SANEAGO, pela luta incessante em prol da universalização dos serviços de saneamento, e pela valorização e apoio dado ao meu projeto.

A Força Que Nunca Seca
(Chico César e Vanessa da Mata)

Já se pode ver ao longe
A senhora com a lata na cabeça
Equilibrando a lata vesga
Mais do que o corpo dita
Que faz o equilíbrio cego
A lata não mostra
O corpo que entorta
Pra lata ficar reta

Pra cada braço uma força
De força não geme uma nota
A lata só cerca não leva
A água na estrada morta
E a força nunca seca
Pra água que é tão pouca

RESUMO

Esta dissertação avalia a eficácia da cobrança pela utilização dos recursos hídricos no setor de saneamento. A cobrança é um instrumento econômico previsto pela Lei Federal n. 9.433, de 08/01/1997 (Lei das Águas). O objetivo principal da cobrança é incentivar o uso racional da água. O setor de saneamento é um dos principais usuários dos recursos hídricos e deverá ser onerado pela água captada para abastecimento e pelo lançamento de esgotos. A Lei Federal n. 11.445 (LDNSB), de 05/01/2007, estabelece as diretrizes nacionais para o setor de saneamento básico. Apesar de o saneamento estar sujeito à Lei das Águas, a LDNSB não torna explícita a cobrança. A análise de experiências vividas por diferentes países onde existem sistemas de cobrança pelo uso da água bruta indica que esse instrumento econômico tem sido orientado essencialmente para a geração de receitas, ao invés do incentivo aos usuários para mudança nos padrões de consumo. Esse fato representa uma inversão de importância entre os objetivos desse instrumento de política. No caso da Bacia do Rio Paraíba do Sul, o repasse total do valor da cobrança para a conta de água acarretaria um aumento de cerca de 1%. Já o comprometimento da receita operacional com a cobrança – da maioria dos prestadores de serviços de saneamento – situa-se no patamar de 1 a 2%. Uma análise comparativa, em termos de controle de perdas de água, de 30 usuários diretos, antes e depois da implementação da cobrança, demonstrou que não houve melhorias de desempenho operacional decorrentes do instituto da cobrança. Assim, a ineficácia do instrumento econômico da cobrança, com o objetivo de incentivar o uso racional da água no setor de saneamento, indica a necessidade de adequação dessa política. Nesse sentido, foi proposto um modelo de cobrança que prevê um acordo entre o prestador de serviços e o comitê de bacia, envolvendo compromissos e metas. O objetivo do acordo é incentivar o controle de perdas, por se tornar economicamente compensador para o agente econômico. Esse sistema misto de instrumento econômico e instrumento de comando e controle, para promover equidade, trata os desiguais de forma diferenciada. Dessa forma, os operadores que mantiverem as perdas controladas poderão pagar valores simbólicos pelo uso dos recursos hídricos.

Palavras-chave: recursos hídricos, saneamento, instrumento econômico, cobrança da água bruta, eficácia da cobrança no setor de saneamento.

ABSTRACT

This essay evaluates the effectiveness of charges for the use of water resources in the sanitation sector. Charging is an economic instrument foresaw (in the) by the Federal Law No. 9.433/1997 (The Law of Water). The main objective of charging is to induce the rational use of water. The sanitation sector is one of the main users of water resources and must be burdened by the water supply and sewage services. The Federal Law No. 11.445/2007 (LDNSB) by 05/01/2007 establishes the national guideline for sanitation. Spite of sanitation services are under the Law of Water, the LDNSB does not become explicit the charging. Analysis of experiences of several countries where exist the use of bulk water pricing systems indicates that they are mainly oriented toward revenue generation, instead of encouraging the users to change their consumption patterns. This fact represents an inversion of importance among the objectives of this policy. In the case of the Paraíba do Sul River Basin, the raw water charges would cause an increase of c.a. 1% on the water account. On the other hand, the compromising of the operational revenue with charges, of the majority of sanitation services, is in the range 1-2%. A comparative analysis of 30 direct users concerning on wastewater control, before and after of implementation of charging, demonstrated that did not have improvements on their operational performance due to the charging. The ineffectiveness of the charging instrument economic for the objective to stimulate the rational water use in the sanitation sector indicates a necessity to adapt this policy. By this means, it was proposed a model of charging that predict an agreement between the operators of sanitation services and basin committee involving commitments and goals. The objective of this agreement is to promote wastewater control, because it becomes economically viable to the economics agents. This mixed system of economic instrument and command and control instruments, to promote equity, treats unequal users differently. In this way the operators that maintain the losses controlled will pay an insignificant amount for their use of water resources.

Keywords: water resources, sanitation, economic instrument, raw water charges, effectiveness of charges in the water and sewage sector.

SUMÁRIO

RESUMO	06
ABSTRACT	07
Lista de Siglas	11
Lista de Figuras	12
Lista de Gráficos	12
Lista de Quadros	12
Lista de Tabelas	12
CAPÍTULO I – INTRODUÇÃO	14
1.1 Interface recursos hídricos/saneamento: relevância e justificativa.....	14
1.2 Objetivo.....	16
1.3 Materiais e métodos	16
1.4 Estrutura da dissertação.....	17
CAPÍTULO II – GESTÃO ECONÔMICA DOS RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO	19
2.1 Economia dos recursos hídricos	19
2.2 Alternativas de gestão de recursos hídricos.....	24
2.3 O uso dos instrumentos econômicos na gestão dos recursos hídricos.....	29
2.4 O saneamento.....	33
2.4.1 Serviço público de saneamento	33
2.4.2 Saneamento e saúde	37
CAPÍTULO III – POLÍTICAS DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO	40
3.1 Interface entre as áreas de recursos hídricos e saneamento.....	40
3.2 Política setorial de recursos hídricos.....	42
3.3 Política setorial de saneamento	46
3.3.1 Evolução histórica do saneamento	46
3.3.2 A prestação dos serviços do setor de saneamento urbano no Brasil.....	51
3.3.2.1 Distribuição dos prestadores de serviços.....	51
3.3.2.2 Níveis de atendimento	51

3.3.2.3 Investimentos	52
3.3.2.4 Perdas de faturamento.....	54
3.3.2.5 Qualidade dos serviços	54
3.3.3 Marco regulatório de saneamento	55
3.3.4 Considerações finais.....	60
CAPÍTULO IV – A COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA	63
4.1 Antecedentes	63
4.2 A formação de preços	64
4.2.1 Custo e preço da água.....	64
4.2.2 Motivações para a cobrança.....	65
4.2.3 Referências para a cobrança	65
4.2.4 Metodologias para a formação de preços	67
4.3 O comportamento do usuário	70
4.3.1 Elasticidade-preço da demanda.....	70
4.3.2 Elasticidade-preço da demanda residencial por água.....	71
4.3.3 Elasticidade-preço da demanda industrial por água	73
4.3.4 Elasticidade-preço da demanda agrícola por água.....	74
4.4 A experiência internacional	74
4.5 O exemplo brasileiro	81
4.5.1 Considerações iniciais	81
4.5.2 Bacia do Rio Paraíba do Sul.....	83
4.5.2.1 Demanda hídrica.....	83
4.5.2.2 A cobrança pelo uso da água	84
4.5.2.3 Fórmula aperfeiçoada	87
4.5.2.4 Comparação entre a aplicação da fórmula inicial e fórmula aperfeiçoada	88
4.5.3 O estado do Ceará.....	90
4.5.3.1 A base legal da cobrança.....	91
4.6 Considerações finais	95
CAPÍTULO V – A COBRANÇA NO SETOR DE SANEAMENTO	98
5.1 Os diferentes estágios da indústria da água	98
5.2 O impacto da cobrança sobre a tarifa.....	100

5.2.1 A experiência internacional	100
5.2.2 O exemplo brasileiro.....	103
5.3 Um novo modelo para avaliação do impacto da cobrança.....	105
5.3.1 A metodologia utilizada.....	106
5.3.2 O impacto da cobrança para os prestadores de serviços na bacia do Rio Paraíba do Sul.....	107
5.4 Avaliação da eficácia da cobrança.....	109
5.4.1 Indicadores de perdas de água.....	110
5.4.2 A metodologia utilizada.....	113
5.4.3 Desempenho operacional de sistemas em termos de controle de perdas de água.....	113
CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	118
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	122

Lista de Siglas

AMD – Acordo de Melhoria de Desempenho
ANA – Agência Nacional de Águas
BNH – Banco Nacional de Habitação
CAGECE – Companhia de Água e Esgoto da Ceará
Ceivap – Comitê para Integração da Bacia do Rio Paraíba do Sul
CEPAL – Comissão Econômica para a América Latina e o Caribe
CESB – Companhia Estadual de Saneamento Básico
CMLP – Custo Médio de Longo Prazo
CMgLP – Custo Marginal de Longo Prazo
COGERH – Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos
CONERH – Conselho de Recursos Hídricos do Ceará
COPPE/UFRJ – Coordenação dos Programas de Pós-graduação em Engenharia –
Universidade Federal do Rio de Janeiro
DNOCS – Departamento Nacional de Obras contra as Secas
ETE – Estação de Tratamento de Esgotos
FIPE – Fundação Instituto de Pesquisas Econômicas
IPCA – Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo
IPEA – Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas
LDNSB – Lei de Diretrizes Nacionais de Saneamento Básico
LDO – Lei de Diretrizes Orçamentárias
OCDE – Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
PLANASA – Plano Nacional de Saneamento
PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos
PNS – Política Nacional de Saneamento
PNUD – Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
PROAGUA – Projeto PROAGUA da COPPE/UFRJ
SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná
SIGERH – Sistema Integrado de Gestão dos Recursos Hídricos
SNGRH – Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SRH – Secretaria dos Recursos Hídricos

Lista de Figuras

Figura 1 – Relação entre os instrumentos de gestão de recursos hídricos, conforme preconizado no texto da Lei n. 9.433/97.....	45
Figura 2 – Os preços da água.....	65

Lista de Gráficos

Gráfico 1 – Diagrama de custos privados e benefícios	20
Gráfico 2 – Diagrama de distorção entre os custos sociais e privados	22
Gráfico 3 – Correção de externalidades negativas.....	26

Lista de Quadros

Quadro 1 – Ferramentas para política ambiental	27
Quadro 2 – Instrumentos de gestão de recursos hídricos – Lei n. 9.433/97	44
Quadro 3 – Metodologias de cobrança pelo uso da água fundamentadas na teoria econômica.....	68
Quadro 4 – Características principais de experiência internacionais em cobrança pelo uso da água bruta.....	76
Quadro 5 – Principais características dos sistemas de cobrança	77
Quadro 6 – Realidades da França e do Brasil na gestão da água e as implicações no setor de saneamento.....	99

Lista de Tabelas

Tabela 1 – Cobertura com serviços de saneamento por região	37
Tabela 2 – Distribuição dos prestadores de serviços participantes dos SNIS em 2005, segundo características do atendimento	51
Tabela 3 – Níveis de atendimento urbano com água e esgotos dos participantes do SNIS em 2005, segundo a região geográfica.....	52
Tabela 4 – Origem dos recursos investidos pelos prestadores de serviços participantes do SNIS em 2005, segundo região geográfica	53

Tabela 5 – Índice de perdas de faturamento médio dos participantes do SNIS em 2005, segundo abrangência e região geográfica	54
Tabela 6 – Estimativas da elasticidade-preço da demanda residencial – países em desenvolvimento	72
Tabela 7 – Estimativas da elasticidade-preço da demanda dos usuários da SANEPAR	73
Tabela 8 – Estimativas e elasticidade-preço da demanda industrial paulista.....	74
Tabela 9 – Cobrança por captação/consumo e tarifas pelo fornecimento de água tratada e pela remoção/tratamento de esgotos nos anos de 1998 e 1999.....	101
Tabela 10 – Cobrança pelo uso da água e tarifas de água e esgoto na França (1999) – valores médios.....	102
Tabela 11 – Arrecadação da cobrança pelo uso da água na Bacia do Rio Paraíba do Sul em 2005 – resumo por setor.....	104
Tabela 12 – Impacto da cobrança sobre o custo médio da água no ano de 2004.....	104
Tabela 13 – Comprometimento da receita operacional com a cobrança – sistema de abastecimento de água – ano 2005	107
Tabela 14 – Comprometimento da receita operacional com a cobrança – sistemas de abastecimento de água e de esgoto sanitários – ano 2005	108
Tabela 15 – Avaliação de desempenho operacional por meio de indicadores de perdas.....	114

CAPÍTULO I

INTRODUÇÃO

Problemas ambientais materializam-se em externalidades, como, por exemplo, a utilização excessiva da água a montante dos rios, sem a devida consideração dos danos causados aos usuários situados a jusante. Além disso, o acelerado crescimento (demográfico e econômico) verificado nas últimas décadas e a conseqüente ocupação irregular do solo tem pressionado os aquíferos de determinadas bacias, que sofrem depleções cada dia mais insustentáveis. Assim, a demanda por água de qualidade parece ter excedido a oferta, acarretando o aumento contínuo do déficit hídrico mundial.

1.1 Interface recursos hídricos/saneamento: relevância e justificativa

A degradação dos recursos hídricos quase sempre está relacionada com problemas de gerenciamento. A Lei Federal n. 9.433 (Lei das Águas), de 08 de janeiro de 1997, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e seu sistema de gestão. A referida lei reconhece a água como recurso natural limitado, dotado de valor econômico, e, como tal, passível de cobrança nos diferentes usos em seu estado bruto (água bruta). Assim, instituiu-se a aplicação dos princípios poluidor-pagador e usuário-pagador. A cobrança funciona como um mecanismo de correção das distorções entre os custos social e privado, concorrendo para o uso eficiente desse recurso. Segundo a Lei das Águas, a cobrança pelo uso dos recursos hídricos objetiva: (i) reconhecer a água como bem econômico e dar ao usuário uma indicação do seu real valor; (ii) incentivar a racionalização do uso da água; e (iii) obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e intervenções contemplados nos Planos dos Recursos Hídricos.

Para Pearce e Turner (1990, em FORGIARINI, 2007), a aplicação de instrumentos econômicos na política de gerenciamento de recursos hídricos tem por princípio, essencialmente, servir de incentivo financeiro para a mudança dos padrões de consumo dos usuários. Entretanto, a análise da maioria das experiências, de diversos países, apresentadas neste trabalho demonstram que a orientação principal

dos sistemas de cobrança implantados é para a geração de receitas, em comparação com a eficiência econômica ou com incentivo aos usuários para mudança nos padrões de consumo. Assim, a cobrança tem sido um instrumento essencialmente arrecadatório. Além disso, conforme Motta e Mendes (1998), os sistemas de cobrança implantados não têm utilizado os critérios econômicos de valoração, para introduzir os sinais de preço aos usuários e alterar o padrão de uso da água. Para Santos (2002), a cobrança pelo uso da água bruta ainda não conseguiu atingir níveis capazes de internalizar integralmente as externalidades geradas pelos diferentes usos e com isso garantir uma alocação ótima dos recursos hídricos. Essa autora destaca a limitação do instrumento da cobrança, nos moldes atuais, para induzir uma mudança significativa no comportamento do usuário. A cobrança não onera de forma expressiva as tarifas de água – e assim não representa um estímulo real à redução do consumo.

Por sua vez, a Lei Federal n. 11.445, de 5 de janeiro de 2007, estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico. Um aspecto importante da referida lei é a normatização da interface do setor de saneamento com o setor de recursos hídricos. O setor de saneamento se apresenta como um dos principais usuários dos recursos hídricos, e o resultado de suas ações tem papel decisivo na definição dos níveis de qualidade e quantidade desses recursos. Portanto, o setor de saneamento deverá ser onerado pelo pagamento da água captada para abastecimento e pelo lançamento de esgotos.

O SNIS (2006) – Diagnóstico de Água e Esgoto/2005 destaca o mau desempenho dos prestadores de serviços, cujo índice de perdas de água vem se mantendo há alguns anos no patamar de 40%. Para Nascimento e Heller (2005), o instituto da cobrança deverá promover mudanças no comportamento dos operadores de sistemas de abastecimento de água, no que se refere ao controle de perdas. Essas mudanças de comportamento dependem dos valores estabelecidos pela cobrança por volumes captados e da elasticidade da demanda dos diferentes usuários. Para esses autores, na atualidade, análises estritamente econômico-financeiras e disponibilidade de crédito parecem sinalizar aos operadores ser mais vantajoso o investimento na expansão ou implantação de sistemas do que em controle de perdas.

A cobrança na Bacia do Rio Paraíba do Sul teve início em março de 2003 e foi uma iniciativa pioneira no país em rios de domínio da União. A análise dos valores

arrecadados no período de 2003 a 2006 indica que o setor de saneamento contribuiu com 67,62% do total de recursos arrecadados. Esse elevado percentual, vindo de um único setor considerado grande usuário de água, demonstra a importância do saneamento para a eficácia da implementação do instrumento econômico de cobrança pela utilização dos recursos hídricos.

1.2 Objetivo

A questão principal desta dissertação é saber se o instituto da cobrança tem sido capaz de induzir o seu principal usuário, o setor de saneamento, a racionalizar o uso dos recursos hídricos, promovendo a diminuição do índice de perdas de água – o controle de desperdício – nos seus sistemas de abastecimento.

Considerando a argumentação desenvolvida até aqui, o objetivo desta pesquisa é avaliar a eficácia da cobrança pela utilização dos recursos hídricos no setor de saneamento. A hipótese de trabalho desta dissertação é a de que, pela natureza dos serviços públicos de saneamento, a falta de regulação adequada do setor na interface com os recursos hídricos e os baixos valores de cobrança – definidos sem a utilização de critérios econômicos – representam impedimento para a eficácia da cobrança como instrumento de racionalização do uso da água pelas operadoras dos serviços de saneamento.

1.3 Materiais e métodos

Esse estudo apresenta uma componente teórica relacionada com a gestão dos recursos hídricos na sua interface com o saneamento, e outra componente prática que visa a avaliar a eficácia da cobrança pela utilização dos recursos hídricos no setor de saneamento. A abordagem teórica fundamentou-se na revisão crítica de materiais bibliográficos que tratam do tema: periódicos, livros, documentos e relatórios de instituições públicas.

Objetivando o estudo da cobrança pela utilização dos recursos hídricos e a eficácia da política no setor de saneamento, o ponto de partida foi a análise de experiências brasileiras e de outros países, tomando-se por base trabalhos já realizados na área relacionada com o tema proposto. Para tanto, procurou-se avaliar os resultados alcançados, as técnicas e os modelos utilizados, e o impacto sobre os

usuários dos recursos hídricos. Para o setor de saneamento, os modelos comumente empregados avaliam o impacto da cobrança sobre os usuários indiretos, o consumidor final. Entretanto, a decisão sobre o controle da demanda não é tomada pelo consumidor final, mas sim pelo prestados de serviços de saneamento. Considerando a inadequação desse enfoque, para o caso do Rio Paraíba do Sul, foi proposto um novo modelo que leva em conta a avaliação do impacto da cobrança sobre a receita operacional do usuário direto dos recursos hídricos, o prestador dos serviços de saneamento. Para tanto, foram utilizados dados operacionais fornecidos pela Agência Nacional de Águas e pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento.

Com o foco da política sobre o prestador de serviços, na condição de usuário direto, esse modelo permitiu a avaliação da eficácia da cobrança em termos de controle da demanda de água, pela variação dos índices de desperdício de água nos sistemas de abastecimento. O objetivo é avaliar se o nível de aumento praticado no preço da água, com o instituto da cobrança, é capaz de alterar a quantidade demandada desse recurso natural.

A análise do desempenho operacional do prestador de serviços, através da comparação entre os níveis de perdas de água, antes e depois da implementação da cobrança, permite a avaliação da eficácia desse instrumento econômico como indutor da racionalização do uso da água no setor de saneamento.

1.4 Estrutura da dissertação

Após essas considerações iniciais, o segundo capítulo compreende uma pesquisa na literatura científica sobre os aspectos teóricos referentes às alternativas de gestão dos recursos hídricos, com ênfase no uso dos instrumentos econômicos. Esse capítulo trata ainda da relação do saneamento com a área de recursos hídricos, considerando a sua importância para a saúde pública.

O terceiro capítulo apresenta as políticas setoriais de recursos hídricos e saneamento, com a contextualização da prestação dos serviços do setor de saneamento urbano no Brasil, bem como a interface entre as duas áreas. Esse capítulo analisa ainda a lógica econômica do marco regulatório do setor de saneamento, Lei n. 11.4445, na sua relação com a política nacional de recursos hídricos.

O quarto capítulo aborda a cobrança pelo uso da água. Após discorrer sobre a formação de preços da água, apresenta o uso da elasticidade-preço da demanda por água para o estudo do comportamento do usuário. Em seguida, relata a experiência internacional com a cobrança pelo uso da água e faz uma comparação, com um maior nível de detalhamento, das principais características dos sistemas de cobrança da França, Alemanha e Holanda. Para o estudo da cobrança no Brasil, foram escolhidos os casos do Estado do Ceará e da Bacia do Rio Paraíba do Sul.

O quinto capítulo trata da cobrança no setor de saneamento. Inicialmente foi situado o momento por que passa a gestão de água no Brasil, com a definição dos diferentes estágios da indústria da água e as suas implicações no setor de saneamento. Em seguida foram relatados estudos de caso referentes ao impacto da cobrança sobre as tarifas dos serviços de saneamento na Alemanha, França e Holanda. Para estudar o impacto da cobrança sobre os serviços de saneamento no Brasil, apresentou-se o exemplo da Bacia do Rio Paraíba do Sul. Além do impacto sobre a tarifa, foi apresentado um novo modelo para avaliação do impacto da cobrança, para 34 sistemas, considerando o comprometimento da receita operacional dos prestadores de serviços com essa política. Por último, avaliou-se o desempenho operacional de 30 sistemas, através de indicadores de perdas de água, com base no Sistema Nacional de Informações de Saneamento. Nesse estudo, foram comparados os dados referentes às perdas de água nos sistemas, antes e depois da implementação da cobrança. Conforme já dito, o objetivo era verificar se a política de utilização do instrumento econômico da cobrança para os operadores de saneamento teve efeito incitativo de racionalização do uso da água.

Finalmente, o capítulo seguinte traz as conclusões sobre a eficácia da cobrança pela utilização dos recursos hídricos no setor de saneamento, e sugere a implementação de modelo de cobrança baseado em instrumento de política, ora em vigor na área de saneamento, que visa à melhoria do desempenho do prestador de serviços e à qualidade, eficácia e eficiência dos serviços prestados. Em seguida, são recomendadas pesquisas pertinentes ao tema de cobrança pela utilização dos recursos hídricos no setor de saneamento.

CAPÍTULO II

GESTÃO ECONÔMICA DOS RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO

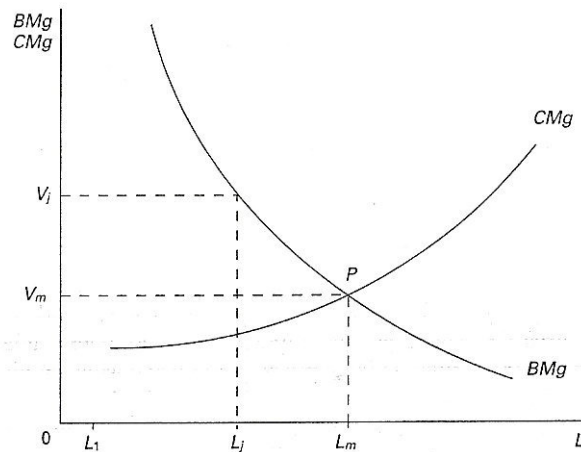
2.1 Economia dos recursos hídricos

No passado, a água era considerada um bem livre, portanto sem valor econômico. Com a degradação ambiental e a escassez dos recursos hídricos nas suas componentes qualitativa e quantitativa, em determinadas bacias, surgiu a necessidade de reconhecimento da água como bem de valor econômico. Para Bellia (1996), a água limpa é um bem econômico. É igual ao barco particular que navega por ela.

Conforme destaca Azqueta (2002), a degradação de origem antrópica é, normalmente, um acompanhante necessário, embora não desejável, do processo de produção, distribuição e consumo de bens e serviços; ou seja, da satisfação de uma série de necessidades. Por isso, para obter uma idéia de equilíbrio, é preciso comparar o bem-estar que proporciona a satisfação dessas necessidades humanas com o custo de sua produção. Nessa linha de raciocínio, esse autor analisa, utilizando a análise econômica, o caso da água.

O bem-estar que a água proporciona a uma pessoa qualquer pode satisfazer uma série de necessidades, graças ao acesso a este bem. Supondo-se que essa pessoa conte com apenas um litro de água por dia, o bem-estar que esse litro lhe oferece tende ao infinito. Cada litro de água adicional disponibilizado para ela irá satisfazer necessidades cada vez menos prioritárias, portanto terá para ela menor valor. Representando graficamente essa evolução de bem-estar que proporciona cada litro de água adicional, o resultado seria algo similar à curva BMg (benefício marginal), que aparece no Gráfico 1.

Gráfico 1 – Diagrama de custos privados e benefícios



Fonte: Azqueta (2002)

Nesse gráfico, o eixo horizontal mostra a quantidade de litros de água que se tem, e o eixo vertical apresenta o valor que a pessoa concede ao incremento de bem-estar proporcionado por esse litro adicional e os custos incrementais de se levar cada litro adicional à casa das pessoas. O primeiro litro (L_1) tem um valor infinito, pois satisfaz uma necessidade mais básica. O litro L_j , no entanto, já tem o valor finito V_j , posto que satisfaz uma necessidade menos urgente que o L_1 , correspondente ao primeiro litro. Isso que parece evidente para o caso da água pode ser generalizado para qualquer bem. A análise econômica denomina esse fenômeno de Lei da Utilidade Marginal Decrescente. A curva BMg tem, pois, uma inclinação negativa, precisamente como resultado da vigência dessa lei. Conforme Gilpin (2003), a Lei da Utilidade Marginal Decrescente estabelece que, mantendo-se constantes os demais fatores, a utilidade marginal de um produto ou serviço (ou seja, a satisfação adicional derivada do consumo de uma unidade a mais do mesmo) diminui, depois de certo ponto, a cada incremento em seu provimento. Conforme esse autor, a água, que apresenta uma elevada utilidade total e que é um elemento vital, geralmente permite uma utilidade marginal demasiadamente baixa ou quase nula. Entretanto, em condições críticas, a sua utilidade marginal pode ser muito elevada.

Por outro lado, ainda para o caso da água, conforme Azqueta (2002), os custos para se proporcionar a satisfação das pessoas são representados na curva CMg (custo marginal). Esses são os custos que incidem para levar cada litro adicional à casa das pessoas. Entretanto, à medida que aumenta a quantidade de água que se queira oferecer, os custos de cada litro adicional aumentam, pois as

fontes de água próximas se esgotam, tendo-se que ir buscá-la mais longe ou mesmo bombeá-la de uma maior profundidade. Por esse motivo a curva CMg tem inclinação positiva, uma vez que proporcionar cada litro adicional de água acresce mais ao valor total do que o custo da quantidade anterior. Isso é o que se chama de custo marginal de produzir o bem.

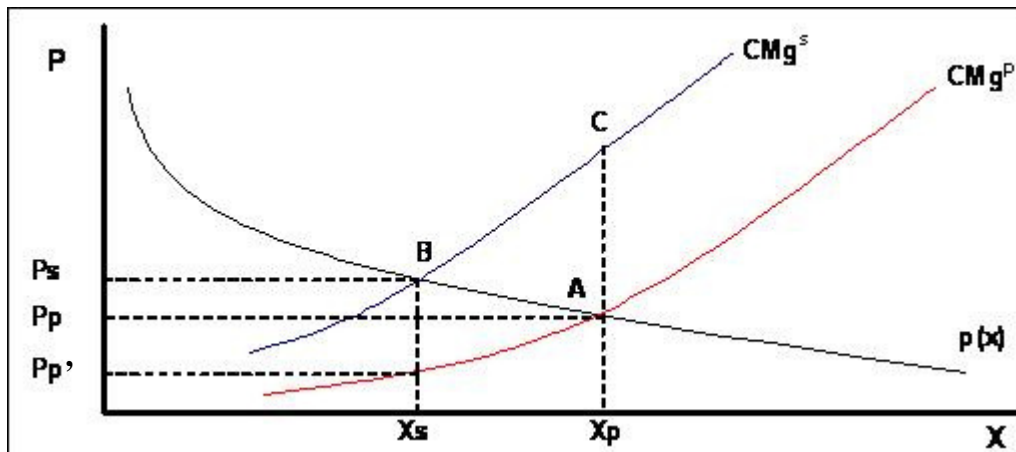
Agora se pode alcançar a primeira aproximação do conceito de equilíbrio. De fato, no ponto P do Gráfico 1, ambas as magnitudes são iguais: produz-se e consome-se OL_m litros de água. O benefício marginal que o último litro proporciona é OV_m , que é também o que se acresce ao custo de tê-lo produzido. O ponto P é um ponto de equilíbrio ótimo: produzir e consumir OL_m litros de água e cobrar por cada litro a quantidade OV_m é o melhor que se pode fazer. No caso de se produzir e consumir um litro a menos do que OL_m , a sociedade terá renunciado a um litro de água cujo custo marginal está abaixo do que esse litro acresce ao bem-estar de quem o consome: seu benefício marginal. Por outro lado, no caso de se produzir e consumir um litro a mais do que OL_m , gastar-se-ia para produzi-lo mais do que ele proporcionaria em termos de benefício marginal.

Esse autor destaca ainda que a otimização do equilíbrio alcançado será certa, sempre e quando tenham sido refletidos para a sociedade todos os custos incidentes para fornecer água a seus membros. Mas isso não se verifica no caso apresentado. Os custos monetários computados referem-se a fatores tais como custos de pessoal, construção, manutenção e energia. No entanto, o processo é mais complexo, quando considerado de uma perspectiva ampla. O fornecimento de água compreende a tomada em um determinado ponto de um recurso renovável, com uma determinada qualidade e em uma dada quantidade. Porém a sua devolução acontece com uma qualidade distinta e em quantidade menor. Além disso, há de se considerar o impacto ambiental das obras necessárias para assegurar o abastecimento aos usuários, o que implica a redução do bem-estar total da sociedade. Dessa forma, tomando-se o caso ilustrado, no processo de fornecimento de água potável para a população, é preciso considerar que incidem custos ambientais que não foram considerados no preço que o usuário paga por ela.

Em uma perspectiva ampla, considerando-se os aspectos ambientais, Carrera-Fernandez e Garrido (2002), por sua vez, ilustram o “problema do custo social” da água, conforme o Gráfico 2. O eixo das abscissas mostra o volume, enquanto que o eixo das ordenadas apresenta o preço. A curva denotada por CMg^p

mostra o custo marginal privado de captação da água para uma determinada finalidade. Essa curva representa o custo de oportunidade para um usuário utilizar 1m^3 adicional de água de um manancial. Isso causa um custo adicional para a sociedade, pois os demais usuários passam a dispor de 1m^3 a menos de água para o seu uso. A curva CMg^s mostra o custo marginal social da captação de água, que inclui, além do custo de oportunidade privado para captar 1m^3 de água, o custo adicional imposto à sociedade. A função demandada por m^3 de água é representada por $p(x)$.

Gráfico 2 – Diagrama de distorção entre os custos sociais e privados



Fonte: Carrera-Fernandez e Garrido (2002)

Admitindo apenas o custo marginal privado, o usuário consumirá um volume de água maior, representado por X_p , no qual o preço (benefício marginal) é igual ao custo marginal privado (ponto A). Considerando o custo marginal social condição para a alocação ótima do consumo de água, o seu nível de consumo cai para X_s (ponto B). Com a cobrança pela utilização de 1m^3 de água no valor de $P_s - P_p'$, o benefício usufruído pelo usuário sofre uma redução representada pela área $X_s B A X_p$, e o custo total é reduzido de $X_s B C X_p$. Isso resulta em um ganho para a sociedade representado pela área $A B C$. Essa análise é ampliada para o caso de a água ser usada como diluente de poluentes. Esse é o caso específico das empresas atuantes na área de saneamento básico e na atividade industrial que despejam e diluem os seus efluentes em algum corpo receptor. Portanto, as implicações da utilização dos recursos hídricos são semelhantes, tanto para a captação quanto para o lançamento de efluentes.

Para esses autores, é com base nesse princípio econômico que a ação do poder público é justificada. Dessa forma, o papel da ação pública, por meio de um limite de uso, do gravame de um imposto ou do estabelecimento de um preço da água (com base no seu custo de oportunidade), funciona como mecanismo de correção da distorção entre os custos social e privado. A tributação pela captação da água ou (se for o caso) pela diluição de poluentes funciona como mecanismo importante de internalização dos efeitos que cada usuário de uma bacia hidrográfica impõe aos demais na sua decisão particular de utilização da água, seja no consumo ou na produção.

Carrera-Fernandez e Garrido (2002) destacam ainda que, de acordo com a teoria econômica neoclássica, a alocação de recursos por meio do mecanismo de mercado é eficiente sob o ponto de vista econômico (ou paretiano), se, além da existência do próprio mercado, certas condições ideais prevalecerem, tais como: (i) perfeito conhecimento de todos os agentes com relação às alternativas disponíveis no mercado; (ii) perfeita mobilidade de recursos; (iii) custos marginais crescentes; (iv) bens exclusivos; (v) ausência de bens públicos; e (vi) direitos de propriedade dos recursos bem definidos. Um padrão de consumo é eficiente no conceito paretiano, se não é possível melhorar a situação de algum usuário sem piorar a situação de qualquer outro. Esses autores argumentam que a água (recurso natural escasso) e os mercados onde ela poderia ser ofertada e demandada não satisfazem a essas condições ideais. De fato, os mercados de água bruta são em geral rudimentares e em muitos casos não existem. A inexistência de mercados de água bruta ou de direitos de uso de água já se configura, portanto, como condição suficiente para justificar a ação do poder público na alocação dos recursos hídricos entre os seus vários usuários. A ação do Estado pode ser necessária para assegurar o nível social ótimo de produção e consumo, bem como para corrigir distorções não desejáveis na alocação dos recursos.

A análise das situações destacadas acima permite concluir que a alocação ineficiente dos recursos hídricos está diretamente ligada à sua condição de bem público, com os usuários subestimando o seu valor, e, por conseguinte, gerando a sua utilização exagerada. Dessa maneira, um usuário provoca uma externalidade (influência externa) aos outros usuários, sem internalizar esse custo nas suas atividades de produção ou consumo.

2.2 Alternativas de gestão de recursos hídricos

Conforme Pearce e Turner (1995), as pressões e tensões ambientais tornaram-se fenômenos onipresentes, aparecendo em todos os sistemas econômicos. Apesar disso, ainda não estão definidas a natureza precisa e a extensão das interdependências globais entre o crescimento econômico e os sistemas ecológicos que o sustentam. Com o aparecimento da degradação ambiental e a identificação das externalidades negativas impostas pelos agentes econômicos surgiu a necessidade de definição de políticas ambientais. Para Lustosa et al. (2003), uma política ambiental compreende metas e instrumentos, e possui fundamentação teórica, além de justificativa para a sua existência. Esses autores classificam a história da intervenção estatal no mundo desenvolvido, com o fim de mediar e resolver conflitos, em três fases, definindo diferentes etapas de política ambiental.

A primeira fase vai do fim do século XIX até o período anterior à II Guerra Mundial e tem como forma principal de intervenção estatal a disputa em tribunais, em que as vítimas das externalidades negativas ambientais entravam em juízo contra os agentes poluidores. Ao longo do tempo, tais ações apresentavam altos custos financeiros e baixo nível de resolução, com o aumento das situações de litígio.

A segunda fase, iniciada aproximadamente na década de 1950, foi denominada de política de “comando e controle” e assumiu duas características bem definidas: (i) a imposição, pela autoridade ambiental, de padrões de emissão incidentes sobre a produção do agente poluidor; e (ii) a determinação da melhor tecnologia disponível para redução da poluição e cumprimento do padrão de emissão.

Finalmente, a terceira fase da política ambiental pode ser chamada de política “mista” de comando e controle. Nessa modalidade, os padrões de emissão deixam de ser meio e fim da intervenção estatal, passando a ser instrumentos de uma política que usa diversas alternativas para a consecução de metas acordadas socialmente.

Para Motta e Mendes (1997), já é amplamente reconhecida a necessidade de internalizar os custos ambientais nas atividades de produção e consumo, de forma a induzir a mudança do padrão de uso dos recursos naturais. Para esses autores, essa, então, seria uma justificativa para a proposição de políticas governamentais na

área ambiental. O uso de bens ambientais provoca, em geral, externalidades não incorporadas pelas relações de mercado. Assim, não são gerados incentivos apropriados para o uso eficiente dos recursos naturais, que, tratados como bem públicos de uso comum, tendem a ter a sua utilização exagerada. A indefinição dos direitos de propriedade do meio ambiente faz com que os custos da sua degradação sejam extensivos a toda a sociedade.

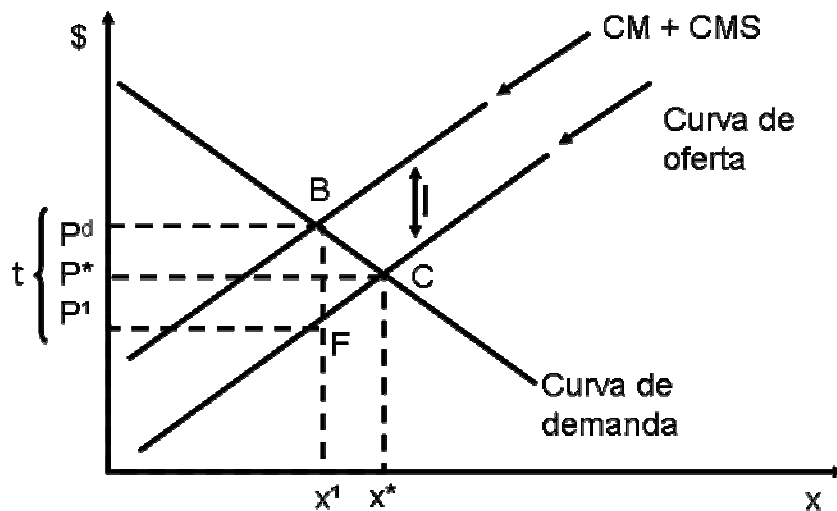
Já para Perman et al. (2003), o funcionamento de uma economia de mercado não consegue, por si só, resultados ótimos ou eficientes em termos de controle de poluição. Essa representa uma externalidade para o processo de operação do mercado e não está refletida adequadamente nas decisões privadas. Para esse autor, Arthur Cecil Pigou apresentou no início do século XX a primeira análise econômica sistemática de poluição a partir do conceito de externalidades. Cánepa (2003) destaca que essa concepção de Pigou permitiu ao Estado, através da autoridade ambiental, impor um tributo igual ao valor da externalidade.

A cobrança pelo uso dos recursos hídricos advém da aplicação do princípio poluidor-pagador, como um tributo corretivo. A seguir, a abordagem fiel de Cánepa (2003), da argumentação pigouviana:

O Gráfico 3 representa, em análise de equilíbrio parcial, o caso de um setor produtivo constituído por empresas atuando em regime de concorrência perfeita. A curva de demanda (soma lateral de todas as demandas individuais dos consumidores) intercepta a curva de oferta de mercado (soma lateral de todas as curvas de custo marginal privado das empresas que compõem o mercado, sendo, por conseguinte, uma curva de custo marginal privado global) no ponto $C = (x^*, p^*)$.

Se não há externalidades na produção do bem, e todos os demais mercados estão ajustados (= concorrência perfeita e inexistência de externalidades nesses mercados), o ponto C representa um ótimo de Pareto. Entretanto, na presença de uma externalidade negativa, $t = BF$ por unidade produzida (que se soma aos custos privados), saímos do ótimo, pois agora não temos mais a igualdade entre preço e custo marginal.

Gráfico 3 – Correção de externalidades negativas



Fonte: Cánepa (2003)

Diante disso, o Estado, através da autoridade ambiental, impõe um tributo (por unidade produzida) igual ao valor da externalidade. Nesse momento, a curva de custo marginal privado global é “corrigida” e temos uma nova curva de oferta, que reflete os custos marginais privados (CM) mais o custo marginal social (CMS).

Como resultado, aumenta o preço do produto para os consumidores e diminui a quantidade transacionada no mercado – o ponto $B = (x^1, p^d)$. Os consumidores passam agora a pagar um preço realista pelo produto (cobrindo todos os custos que a sociedade realmente tem) e há uma diminuição na quantidade transacionada do produto, ocorrendo, então, uma menor pressão sobre o meio ambiente. Note-se que, no novo ponto de equilíbrio, o preço é igual ao custo marginal privado mais o custo marginal social. Isso implica ainda a hipótese de que todos os demais mercados estão devidamente ajustados, que o ótimo de Pareto é recuperado. Cánepa (2003) ressalta ainda que, sem entrar no mérito dessa abordagem pigouviana, e muito menos nas críticas que lhe têm sido dirigidas, encarar o princípio poluidor-pagador (aqui equivalendo à cobrança pelo valor da externalidade) como um tributo está perfeitamente de acordo com a própria formulação de Pigou.

Por sua vez, Baumol e Oates (1975) destacam quatro classes de instrumentos para a política ambiental. A primeira categoria inclui medidas que se baseiam em incentivos econômicos na forma de taxação de atividades que degradam o meio ambiente ou, alternativamente, o subsídio de ações desejadas. No segundo grupo, são reunidos programas de controles diretos, consistindo de cotas ou de limitações

sobre as atividades poluidoras, de proibições completas e de especificações técnicas. O terceiro grupo considera a pressão social, sem o poder de aplicação de leis, de tal maneira que a aceitação por parte dos agentes seja voluntária. Por fim, na quarta classe, o conjunto de programas consiste em uma verdadeira transferência de certas atividades do setor privado para o setor público, que assume a responsabilidade direta para a provisão do bem ou serviço.

Nesse contexto, as alternativas de ferramentas para a política ambiental podem ser agrupadas conforme o Quadro 1:

Quadro 1 – Ferramentas para política ambiental

<p style="text-align: center;">INCENTIVOS DE PREÇOS Taxas Subsídios</p>
<p style="text-align: center;">CONTROLES DIRETOS Limitação Proibição Especificações Técnicas</p>
<p style="text-align: center;">PERSUASÃO MORAL: ACEITAÇÃO VOLUNTÁRIA</p>
<p style="text-align: center;">PROVISÃO PÚBLICA</p>

Fonte: Baumol e Oates (1975), adaptado

A política de estímulos de mercado atua com incentivos e penalizações econômicas, visando induzir os agentes poluidores a atenderem os padrões ambientais definidos. É uma forma de internalização dos custos impostos por esses agentes sobre o conjunto da sociedade. Para Field (2003), considerando-se o nível de interferência governamental, entre os instrumentos econômicos existem, basicamente: (i) os impostos e subsídios; e (ii) as licenças negociáveis. Ambas modalidades surgem de uma iniciativa de política pública, mas o alcance do nível eficiente de controle da poluição depende da resposta das empresas à iniciativa do governo. O primeiro grupo corresponde a um sistema centralizado, no qual uma entidade administradora define os padrões ambientais e acompanha continuamente o seu cumprimento. O segundo corresponde a um enfoque descentralizado, ao invés de delegar toda a responsabilidade a um organismo público. Após o estabelecimento do sistema e a especificação das regras fundamentais, o funcionamento dá-se de forma mais ou menos automática pela interação entre os próprios agentes poluidores e entre estes e as demais partes interessadas.

Para Field (2003), a principal vantagem dos impostos aplicados às emissões consiste em seus aspectos de eficiência: se todas as fontes encontram-se sujeitas ao mesmo imposto, elas ajustarão as suas taxas de emissão de tal modo que se satisfaça automaticamente o princípio da eqüimarginalidade. Não é necessário que a autoridade ambiental conheça as funções individuais dos custos marginais de redução de cada fonte para que isso suceda, sendo suficiente que as empresas assumam o imposto, realizando, assim, os seus próprios ajustes. Conforme esse autor, uma segunda vantagem importante dos impostos sobre as emissões é o grande incentivo produzido para inovar e descobrir formas mais baratas de reduzir as emissões.

A instituição de um imposto exige a definição do valor a ser atribuído às emissões, o monitoramento de cada agente poluidor e a devida arrecadação do tributo. Para Mueller (2007), um problema com a solução via tributação da poluição é estabelecer com a necessária precisão a função benefício marginal das empresas envolvidas, o que implica a realização de levantamentos de mercados potenciais e efetivos, receitas, produção, custos e coeficientes de emissão de poluentes. Isso para não falar que, na prática, não é factível a determinação de uma função dano marginal da poluição. Para esse autor, tendo em vista essa dificuldade, concebeu-se uma solução via desenvolvimento de licenças negociáveis ou de mercado de certificados transacionáveis de direitos de poluir. Trata-se de idéia relativamente simples e que leva a um mesmo resultado obtido por meio do mecanismo da tributação da poluição, sem a necessidade da realização dos levantamentos de informações nas empresas e dos minuciosos acompanhamentos.

Para Motta e Mendes (1997), as mais importantes experiências com instrumentos econômicos no Brasil são dirigidas para a preservação florestal e o controle de poluição hídrica. Na verdade, no Brasil, até a década de 1970, não existia um órgão especificamente voltado ao controle ambiental. As legislações existentes tratavam da exploração de alguns recursos naturais através de medidas isoladas. Para Lustosa et al. (2003), o atraso no estabelecimento de normas ambientais e a falta de agências especializadas no controle da poluição industrial demonstram que, de fato, a questão ambiental não aparecia entre as prioridades de política pública. Em 1973, com a criação da Secretaria Especial do Meio Ambiente (SEMA), a questão ambiental passou a ser tratada com uma estrutura independente.

Para Lustosa et al. (2003), a estrutura do sistema de gestão ambiental é caracterizada por dois elementos básicos: um grande nível de descentralização e um acentuado viés regulatório, baseado nos instrumentos de comando e controle, favorecendo a regulação direta das empresas. Em 1981, foi instituída a Política Nacional do Meio Ambiente, com a explicitação dos seguintes instrumentos: (i) o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental; (ii) o zoneamento ambiental; (iii) a avaliação de impactos ambientais; e (iv) o licenciamento e a revisão de atividades efetivas ou potencialmente poluidoras. Em 1997, foi instituída a Política Nacional dos Recursos Hídricos e em 1998 a Lei dos Crimes Ambientais.

2.3 O uso dos instrumentos econômicos na gestão dos recursos hídricos

Para Christofidis (2001), as formas de enfrentar e dar respostas às principais questões do setor de recursos hídricos são de difícil enumeração, pois elas são de várias ordens: institucionais, organizacionais, legais, regulatórias, econômicas e de incentivos; e associadas a políticas públicas, a questões técnicas, tecnológicas e de pessoal, bem como à existência de um corpo experiente de especialistas de motivação. Segundo esse autor, visando assegurar o desenvolvimento produtivo, o uso sustentável dos recursos naturais e a manutenção dos níveis desejados para a qualidade ambiental, a política de recursos hídricos, em conjunto com a política ambiental, deve valer-se, em especial, de duas estratégias básicas.

A primeira estratégia envolve a criação de programas e projetos públicos com o objetivo de prevenir, reduzir ou eliminar os fatores que levam ao uso excessivo e à poluição dos recursos hídricos, e de possibilitar padrões substitutivos aos empreendimentos, aos sistemas, às tecnologias utilizadas e aos comportamentos não-condizentes com o propósito de uso otimizado e limpo dos recursos hídricos.

A segunda estratégia consiste em tomadas de decisão em políticas de recursos hídricos, influenciadas pela alteração da série de opções oferecidas aos agentes; alteração dos custos e/ou benefícios pertinentes; mudanças das prioridades e dos agentes vinculados às alterações ambientais associadas aos danos, seja na quantidade, seja na qualidade da água – alterando-se tanto a estrutura dos agentes quanto a dos custos e benefícios.

Para Mendes e Motta (1997), a poluição da água proporciona algumas particularidades que facilitam consideravelmente a aplicação de medidas de controle.

Por exemplo, a capacidade de se poder quantificar e observar os efeitos de boa parte das principais fontes de poluição facilita em muito a aplicação do princípio poluidor-pagador. Como a água aproveitável fica limitada aos corpos d'água, a identificação dos usuários e a alocação do seu uso torna-se uma tarefa factível. Da mesma forma, o fato de as fontes de poluição das águas serem pontuais permite o monitoramento e a modelagem da qualidade resultante de maneira mais aperfeiçoada e com menores custos. Esses autores concluem que essas características das águas facilitam a adoção de políticas de comando e controle, bem como de instrumentos de mercado, como a cobrança pelo seu uso. Além disso, tais características possibilitam o ajuste da aplicação desses mecanismos, de modo que os impactos ambientais, econômicos e sociais sejam os mais próximos dos desejados.

Griffin (2006) destaca o fato de ser bastante comum a ocorrência das principais situações de falhas de mercado¹ na área de recursos hídricos. A lista de falhas de mercado primárias de relevância no cenário particular de gestão dos recursos hídricos inclui: bens públicos, externalidades, monopólio natural e “super-desconto²”. Para esse autor, essas quatro situações de falhas de mercado justificam a necessidade de definição de políticas públicas para o setor de recursos hídricos, especialmente com recomendação de instrumentos orientados pelo mercado.

Nesse sentido, Carrera-Fernandez e Garrido (2002) destacam que apesar da importância das normas, regulamentos e leis, bem como das campanhas educativas, para conscientizar o usuário da sua responsabilidade social; na prática, esses instrumentos não tem sido eficazes. Para esses autores, é nesse contexto que entra o ingrediente econômico, instrumento capaz de submeter o problema da escassez da água à lei de oferta e procura, impondo um nível de preço de transação pelo seu uso.

A consideração da água como um bem que tem valor econômico advém da necessidade de mudança de comportamento, no sentido de uma utilização mais racional nas suas diferentes modalidades de uso. A cobrança pelo uso da água bruta tem sido uma maneira encontrada para atribuir valor econômico a esse recurso natural. A cobrança é um instrumento que funciona como mecanismo de gestão dos

¹ Para uma análise didática de falhas de mercado, com a descrição da natureza de cada problema verificado, juntamente com exemplos relacionados à água, ver Griffin (2006).

² Do inglês “overdiscounting”; situação na qual o agente descontou fluxos futuros usando uma taxa privada de desconto superior à taxa social de desconto.

recursos hídricos, podendo ser aplicada para os seus usos quantitativos e qualitativos.

Conforme destaca Griffin (2006), os agentes, em sua grande maioria, pagam um preço pelas águas que usam. O preço da água é, estatisticamente, um forte determinante da demanda de água – sempre quando a elasticidade-preço da demanda é baixa. Embora o preço não seja o único determinante, ele é o único fator consistente controlado administrativamente, com liberdade de escolha pelos usuários de água. Como consequência, a cobrança é uma tática importante para combater a escassez, sendo, então, a principal estratégia de gerenciamento da demanda. O potencial da cobrança como instrumento de política pode ser definido por uma noção básica inspirada pelo mercado: se a procura excede a oferta, então o preço deve estar muito baixo. Para o economista, preço pode equilibrar a oferta e a procura. Assim, se a oferta é diferente da procura, então o preço deve ser ajustado.

O instrumento econômico cobrança pelo uso da água deve atender a critérios relativos à sua aplicabilidade, eficiência e efetividade. Nesse sentido, Santos (2003) destaca os principais critérios de avaliação do instrumento econômico, em relação aos efeitos sobre o comportamento do usuário:

- Eficiência econômica: para garantir a alocação eficiente do recurso, o preço deve refletir o seu custo marginal. Para os diferentes usos da água, a cobrança deve ter a capacidade de incorporar os custos sociais (externalidades) derivados de cada utilização.

- Impacto ambiental: é função da capacidade do instrumento poder influenciar o comportamento dos poluidores e consumidores, visando a melhorar a qualidade ambiental.

- Aceitabilidade: como o instrumento deve ser aceito e incorporado pelos que são impactados por ele, a sua implementação deve ser progressiva, permitindo planejamento de longo prazo e evitando aumentos significativos dos custos de produção, e deve ainda impedir que ele prejudique a competitividade.

Para Santos (2003), os sistemas de gestão de recursos hídricos aliados à aplicação do princípio poluidor-pagador vêm permitindo um maior disciplinamento no uso da água, com a constatação de sensíveis avanços relacionados à redução dos índices de desperdício e à recuperação de corpos hídricos degradados pela poluição. A autora destaca ainda que esses objetivos de qualidade, mesmo que pudessem ser atingidos com a aplicação dos tradicionais instrumentos de comando e

controle, acarretariam um custo social maior. Assim, a cobrança pelo uso da água representa a forma mais econômica de se atingir determinados objetivos de qualidade ambiental. Além disso, a cobrança é o instrumento econômico que se adapta melhor às particularidades da gestão dos recursos hídricos, podendo ser aplicada de forma generalizada a todos os usos.

Dizendo de outra forma, Domingues e Santos (2004) afirmam que a utilização de instrumentos econômicos tem-se mostrado mais eficiente no combate à poluição que os tradicionais instrumentos de comando e controle, possibilitando a obtenção de melhores resultados com menores custos. Esses autores enfatizam ainda que a contaminação da água resulta de diversas atividades com características também diferentes, como resíduos agrícolas e poluição de origem industrial (lançamento de efluentes nos cursos d'água). Dessa forma, contaminações de naturezas distintas dificultam o estabelecimento de medidas homogêneas para todos os agentes poluidores, favorecendo assim a aplicação dos instrumentos econômicos para o controle da poluição.

Santos (2003) observa que, apesar de a cobrança ser, teoricamente, suficiente para se atingir o nível de controle ambiental desejado, podendo-se abrir mão das políticas de regulação por comando e controle, o que se observa na prática é a convivência dos dois sistemas. Nos países onde é aplicada, a cobrança tem um caráter complementar às regulações, ou seja, os incentivos econômicos e as políticas de regulação se reforçam mutuamente. Para essa autora, as combinações possíveis entre os diferentes instrumentos variam para cada caso, em função da poluição, da evolução histórica dos direitos de uso da água e até mesmo da capacidade criativa e política dos legisladores e gerenciadores. Isso faz com que os instrumentos utilizados e a eficácia da cobrança nos diversos sistemas de gerenciamento dos recursos hídricos sejam bastante diferentes.

Outro aspecto importante, referente à utilização dos instrumentos econômicos na gestão dos recursos hídricos, diz respeito à capacidade institucional. Países que apresentam grande capacidade institucional de fazer cumprir a legislação podem conferir menor peso ao emprego dos instrumentos econômicos.

2.4 O saneamento

2.4.1 Serviço público de saneamento³

O surgimento de serviços públicos, ou dos serviços de utilidade pública, explica-se, geralmente, pela necessidade de atender a interesses gerais da sociedade. Os serviços públicos são também formas utilizadas para controlar setores estratégicos e favorecer o desenvolvimento econômico da sociedade. A noção de serviço público e a atividade estatal decorrente são ainda utilizadas no controle sobre os setores que apresentam rendimentos de escala, objetivando reduzir os custos de produção e beneficiar os consumidores.

Analisando a doutrina jurídica e a ordem constitucional brasileira, Meirelles (1992, em ABICALIL, 2002) define serviços públicos como aqueles prestados pelo Estado ou por seus delegados, sob normas e controle estatais, para satisfazer necessidades essenciais da sociedade ou de conveniência do Estado. Segundo o autor, a definição dos serviços públicos se baseia, fundamentalmente, na vontade soberana do Estado.

Os serviços públicos ancoram sua legitimidade em considerações econômicas, jurídicas e sociais. Eles existem para compensar as imperfeições de mercado, como a existência de bens públicos cujo uso de uma unidade por parte de um agente não impede o uso por outros agentes ou cujos direitos de propriedade estejam mal definidos. Os bens públicos podem ser definidos como aqueles em que o uso é geral e franqueado a qualquer indivíduo, sem limites de acesso e uso, e aos quais não se aplicam os princípios de mercado, como preços. No caso dos sistemas de abastecimento de água, a característica de serviço público é verificada na disponibilidade do seu uso para, por exemplo, o combate a incêndios.

Outro conceito econômico fundamental na caracterização dos serviços de água e esgotos é o de bens, ou serviços, de mérito. Os bens ou serviços de mérito são aqueles que a sociedade deseja estimular e tornar de acesso universal, para que sejam ofertados a todos, e por todos consumidos, pelo menos em certos níveis mínimos, e independentemente da vontade ou da capacidade ou incapacidade dos cidadãos de pagarem por eles. O consumo de bens de mérito conota um senso de

³ Esta seção foi desenvolvida com base em Abicalil (2002), exceto quando referenciado. Trata-se de um resumo que inclusive mantém fielmente a maioria das passagens.

prioridade pública, demandando a existência de uma política pública e a própria intervenção estatal. A essencialidade que os serviços de água têm ocupado na vida moderna, em nível individual ou social, exemplificada na estreita relação desses serviços com a defesa da saúde pública, a qualidade de vida das pessoas e a preservação do meio ambiente, expressa a utilização do conceito de bens de mérito. As definições acima permitem a categorização dos serviços de saneamento. Predominantemente, são serviços de utilidade pública, impróprios do Estado, prestados aos indivíduos e organizados como serviços industriais. Dessa forma, devem ser remunerados por tarifas pagas pelos usuários, de acordo com as unidades consumidas, sendo os preços controlados pelo Estado.

Os serviços públicos cuja existência e produtos sejam de interesse da sociedade podem ocorrer em situações de monopólio natural. Essas situações surgem, por exemplo, onde existam rendimentos crescentes para um bem ou serviço, bem como complementaridade na produção de vários bens (economia de escopo). Nesse último caso, a existência de rendimentos crescentes para a produção de determinado bem ou provimento de determinado serviço permite a manutenção de somente uma empresa, conduzindo a uma situação de monopólio natural. A intervenção estatal busca favorecer a emergência dessa única empresa, visando à redução de custos e ao benefício da coletividade, assegurando que a produção pelo monopólio seja a baixos custos e em nível de produção socialmente ótimo.

Os serviços de água apresentam características de economia de rede, em decorrência de sua infra-estrutura, constituindo-se em monopólio verticalizado, englobando a produção, o transporte e a distribuição, apresentando custos fixos elevados, e têm sido, historicamente, considerados monopólios naturais. Nesses casos, são criadas barreiras à entrada e eliminadas a contestabilidade e a competição, para favorecer a emergência de uma única empresa.

Conforme observam Rezende e Heller (2002), o serviço de saneamento, por sua natureza, deve ser diferenciado dentro da concorrência de mercado, por se constituir em um monopólio natural. É impossível a coexistência de mais de um sistema de distribuição de água e coleta de esgotos, em razão da sua inviabilidade técnica e financeira. Assim, a quebra do monopólio estatal de serviços de saneamento resultará inevitavelmente em monopólio privado.

O monopólio natural ocorre quando a produção de um bem ou serviço por uma única empresa minimiza custos médios de longo prazo. Exemplo típico acontece quando o custo médio de longo prazo (CMLP) se reduz para todos os produtos. Porque o CMLP declina, o custo marginal de longo prazo (CMgLP) se situa sempre em um nível abaixo daquele. Os serviços de água são ainda classificados como monopólios naturais permanentes – ou seja, independentemente do comportamento da demanda, o CMLP declina à medida que cresce o volume produzido. Nesse caso, uma única firma pode ser mais eficiente. Conclui-se que os serviços de água e esgotos se constituem em serviços de utilidade pública, dotados de características de universalidade e essencialidade, sendo ainda atividade industrial cujo mercado se torna monopólio natural geográfico.

Os serviços de água e esgotos são sujeitos à presença de fortes externalidades, positivas ou negativas. Externalidades são os subprodutos sistêmicos do método de produção que não podem ser efetivamente contabilizados em mecanismos de preços de mercado, caracterizando-se em uma falha de mercado. A distribuição de benefícios e custos associados com a prestação dos serviços não se restringe às partes diretamente envolvidas na produção e consumo da água, mas a toda a sociedade. As externalidades negativas mais comuns nos sistemas de água e esgotos são, por um lado, os riscos à saúde pública decorrentes do consumo de água imprópria para tal e do não-afastamento ou tratamento inadequado dos dejetos humanos, especialmente esgotos. Para exemplificar o efeito desse fato, pode-se citar a existência de doenças causadas pela ausência ou inadequação dos serviços de saneamento.

Outra externalidade negativa comum é o comprometimento dos recursos hídricos devido à captação excessiva de água e, principalmente, devido à poluição causada pelo lançamento de esgotos não tratados ou tratados inadequadamente. Esse impacto negativo sobre o meio ambiente é tão mais severo quanto maiores forem as concentrações urbanas e industriais, ou mais sensíveis os recursos hídricos. Como conseqüência, a poluição dos mananciais aumenta os riscos à saúde pública, contribui para a escassez de água de boa qualidade e aumenta os custos do próprio sistema de abastecimento de água, quer pela necessidade da utilização de tratamentos mais sofisticados, quer pela necessidade de se buscar água em mananciais mais distantes. Além dos riscos à saúde, a poluição das praias afeta negativamente setores econômicos importantes, como a pesca e o turismo.

Por outro lado, existem fortes externalidades positivas, como a melhora da qualidade de vida e o bem-estar da população, gerados pelo consumo de água própria e pelo correto afastamento e tratamento dos efluentes sanitários.

No Brasil, o ordenamento constitucional estabelece que os serviços públicos sejam prestados pelo poder público, direta ou indiretamente, mediante concessão ou permissão, sempre precedidas de licitação. A Constituição Federal, no seu artigo 175, define então a responsabilidade pública pela prestação dos serviços, mesmo que a sua execução seja feita por concessionário ou permissionário. Mais ainda, se essa prestação for delegada, deverá ser mediante processo de competição, sem exceção. A responsabilidade pública exercerá sempre as atividades de regulação e controle, próprias e indelegáveis do poder público. Como não estão expressamente definidos na Constituição, os serviços de saneamento se enquadram no rol geral dos serviços públicos, o que significa uma descentralização dessa competência para os estados, o Distrito Federal e os municípios. Em seu artigo 30, a Constituição define que a titularidade dos serviços de interesse local será dos municípios – portanto, quando os serviços de saneamento forem considerados de interesse local, o município será o titular. Nesse caso se enquadra a grande maioria dos municípios brasileiros, onde as atividades de prestação dos serviços, compreendida em todas as suas fases, esgota-se no próprio município, não sendo necessário compartilhar instalações e equipamentos com outros municípios. Entretanto, existem casos em que a prestação dos serviços abrange mais de um município, na sua integralidade ou em algumas de suas fases, compartilhando-se instalações e equipamentos. Ao tratar da competência dos estados, a Constituição Federal, em seu art. 25, estabelece que: “os Estados poderão, mediante lei complementar, instituir regiões metropolitanas, aglomerações urbanas e microrregiões, constituídas por agrupamentos de municípios limítrofes, para integrar a organização, o planejamento e a execução de funções públicas de interesse comum”.

O quadro de competências aplicáveis diretamente ao setor pode ser resumido da seguinte forma: compete à União a definição de diretrizes gerais; aos municípios é atribuída a titularidade dos serviços de interesse local, enquanto aos estados fica a titularidade dos serviços de predominante interesse comum; os três níveis de governo devem cooperar na implementação de melhoria das condições sanitárias. A prestação dos serviços será executada diretamente pelos estados e municípios, ou por eles delegada a concessionários ou permissionários, mediante licitação.

2.4.2 Saneamento e saúde

Conforme destacam Hutton e Haller (2004), nos países em desenvolvimento, doenças associadas às condições precárias de saneamento básico ainda têm significado importante para a saúde pública. Em 2003, estimava-se que 4% do problema global de doenças e 1.6 milhões de mortes por ano ocorriam em razão das condições inseguras de saneamento básico, incluindo-se a falta de higiene. Durante as décadas de 1980 e 1990, houve investimentos consideráveis na provisão de abastecimento de água e esgotos sanitários. No ano 2000, entretanto, uma proporção significativa da população mundial ainda permanecia sem acesso a esses serviços de infra-estrutura.

A Tabela 1 apresenta os níveis de cobertura com abastecimento de água e sistemas de esgotos sanitários em cada continente.

Tabela 1 – Cobertura com serviços de saneamento por região

Região	Cobertura (%)	
	Abastecimento de Água	Esgotamento Sanitário
África	62	60
Ásia	81	48
América Latina e Caribe	85	78
Oceania	88	93
Europa	96	92
América do Norte	100	100

Fonte: WHO/UNICEF/WSSCC (2000, em HUTTON e HALLER, 2004)

Esses autores destacam ainda que, na África, aproximadamente 40% da população não têm acesso aos serviços de água e esgotos; que, na Ásia, 19% não têm acesso aos serviços de abastecimento de água e 52% não têm acesso a serviços de esgotos sanitários. Enquanto a Europa e a América do Norte apresentam níveis altos de cobertura, na América Latina e na região do Caribe milhões de pessoas permanecem sem atendimento.

Estudos da Organização Pan-Americana de Saúde, citados por Abicalil (2002), demonstram que a mortalidade infantil pode ser reduzida em até 60% e que a morbidade das doenças diarreicas pode ser reduzida em 65%% com a introdução de serviços de saneamento de boa qualidade.

Tradicionalmente, as políticas de saúde pública têm-se concentrado no índice de mortalidade, conforme ressaltam Pruss e Havellar (2001), e a gravidade de uma

doença tem sido expressa na proporção de mortes ou no número de anos de vida perdidos devido a determinadas causas. Entretanto, muitas doenças não conduzem à morte prematura – mas podem ser a principal causa da morbidade. Assim, a expectativa de vida saudável está se tornando cada vez mais o foco da política de saúde pública. Nesse sentido, nos últimos anos, com o desenvolvimento de métodos epidemiológicos mais sofisticados, têm surgido evidências crescentes dos impactos sobre a saúde relacionados com a água. Pruss e Havelaar (2001) concluem que dada a importância do problema de doenças relacionadas com abastecimento de água, saneamento e higiene (entre dois e três milhões de mortes por ano), é imperativo que pesquisas adicionais sejam feitas para melhorar o nosso conhecimento sobre as formas de transmissão e a relação entre a exposição da população e o problema das doenças. Essa informação é necessária para se construir um quadro que permitirá uma alocação eficiente e equitativa dos recursos, tendo em vista o alcance de uma melhoria significativa nas condições de saúde da população.

Conforme destaca Thame (2000), observações do Ministério da Saúde dão conta de que 70% dos leitos dos hospitais, no Brasil, são ocupados por pessoas que contraíram moléstias transmitidas pela água. Para o autor, isso condiz com os dados da Organização Mundial da Saúde, os quais mostram que, para cada dólar aplicado em serviços de água e esgoto, economizam-se de 4 a 5 dólares nos dez anos seguintes em atendimento médico.

Por sua vez, Hutton e Haller (2004) apresentam estudos que demonstram que a relação custo–benefício das intervenções em saneamento é alta, quando todos os benefícios são incluídos. Considerando-se a maioria das intervenções e a maior parte das sub-regiões dos países em desenvolvimento, para cada US\$1 investido, o benefício econômico varia de US\$5 a US\$11. O principal fator contribuinte do benefício econômico global foi o tempo economizado associado ao acesso conveniente aos serviços de abastecimento de água e esgoto sanitário. Esses autores destacam ainda que, analisando a impressionante relação custo–benefício apresentada nos referidos estudos, os custos são bastante tangíveis, requerendo aportes financeiros e tempo para as intervenções necessárias. No que se refere aos benefícios, entretanto, a grande maioria não é plenamente tangível, uma vez que eles não representam dinheiro na mão. Os benefícios envolvem os recursos financeiros através de uma menor utilização dos serviços de saúde, revertendo

assim os ganhos para os próprios serviços de saúde e o paciente. A redução do número de dias em que a pessoa passa como doente pode conduzir a benefícios econômicos diretos, como mais tempo gasto com atividades que geram renda, ou outros benefícios, como mais tempo na escola, os quais não apresentam implicações econômicas imediatas. Outro aspecto levantado é que a maioria dos custos incorre no primeiro ano de intervenção, enquanto os benefícios se revertem ao longo do tempo. Os autores concluem que todos esses fatores juntos conduzem a um tipo de falha de mercado na área de saneamento e implicam a dificuldade do seu financiamento. Essa situação se agrava ainda mais nos países em desenvolvimento, onde o setor de saúde, com seus orçamentos deficitários e devido ao caráter de longo prazo das ações de saneamento, não se sente motivado a dar prioridade para o abastecimento de água e o esgotamento sanitário.

Por sua vez, Pruss et al. (2002) apresentam estimativas de que o problema de doenças no mundo relacionadas com saneamento básico é da ordem de 4% das mortes e de 5,7% do total das moléstias. As diarreias relacionadas com saneamento básico afetam as camadas mais pobres da sociedade. As razões desse fato incluem maior acesso dos mais ricos a serviços apropriados de infra-estrutura e ambientes menos poluídos – ao contrário do que acontece com os mais pobres. Esses autores apresentam ainda estudos mostrando o alto potencial de redução de doenças através de simples intervenções de saneamento, tais como a reservação de água para o consumo humano e a desinfecção em casa.

CAPÍTULO III

POLÍTICAS DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO

3.1 Interface entre as áreas de recursos hídricos e saneamento

A Lei Federal n. 9.433/97, a Lei das Águas, estabeleceu um novo marco regulatório para o gerenciamento de recursos hídricos no Brasil. Para Soares et al. (2005), desde então se deu início ao processo de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos, que tem conseqüências importantes para a organização e o desempenho dos vários setores usuários de água. Dentre esses setores, destaca-se o saneamento, haja vista a ampla interface da gestão de águas com as atividades desenvolvidas por esse setor. Assim, o setor de saneamento se apresenta como um dos principais usuários dos recursos hídricos. O resultado das suas ações tem papel decisivo na definição dos níveis de qualidade e quantidade dos recursos hídricos. Para Nascimento e Heller (2005), a questão das interfaces entre saneamento e recursos hídricos reside exatamente nessa dualidade do saneamento como usuário de água e como instrumento de controle de poluição e, em conseqüência, de preservação dos recursos hídricos.

Conforme ressalta Pagnoccheshi (2003), constata-se que o setor hídrico permanece desconectado dos setores produtivos, já que ainda não incorpora totalmente e de forma efetiva instrumentos de gerenciamento que aportem lógica econômica a suas diretrizes, não obstante os esforços empreendidos. Nesse sentido, a política de saneamento não tem, historicamente, sido vinculada à política de recursos hídricos. Turolla (2002) destaca a ênfase dada nos últimos anos à integração da política de saneamento com as políticas de desenvolvimento urbano, de saúde e de meio ambiente. Para esse autor, resultados efetivos não foram alcançados. O planejamento do sistema de saneamento continuou desconectado do Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos e do enfoque de bacia hidrográfica. Por isso há necessidade de integração entre as políticas públicas, com uma efetiva coordenação intersetorial da política de recursos hídricos, especialmente com os setores de meio ambiente e saneamento.

A Lei Federal n. 11.445, de 5 de janeiro de 2007, estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e define um marco regulatório para o setor. A

referida lei trata ainda da articulação do saneamento com as demais políticas públicas, e especificamente do “princípio fundamental” da integração das infraestruturas e serviços de saneamento com a gestão eficiente dos recursos hídricos.

O processo de urbanização da economia brasileira, a forma de ocupação do solo e o uso perdulário da água, além do alto nível de poluição, têm desequilibrado a disponibilidade hídrica de certas bacias, determinando uma maior demanda por água de boa qualidade. Assim, o aumento da demanda por água de abastecimento tem originado os conflitos pelo uso dos recursos hídricos. Conforme ressalta Pagnoccheschi (2003), a aplicação dos instrumentos preconizados pela Lei n. 9.433/97 está ligada às situações de conflito, reais e potenciais, que induziram e formataram sua criação. Os instrumentos de gestão necessários para a efetivação dos fundamentos, objetivos e diretrizes gerais dessa lei são: os planos de recursos hídricos; o enquadramento dos corpos de água; a outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos; a cobrança pelo uso da água; e o sistema de informações sobre recursos hídricos.

A utilização indevida dos recursos hídricos nas suas múltiplas modalidades de uso decorre, principalmente, da falta de preços sinalizadores pelo uso da água bruta. Por isso, o controle da demanda por água de abastecimento é a questão principal na interface entre as áreas de recursos hídricos e saneamento. Conforme foi dito, o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos dispõe do instrumento econômico da cobrança pelo uso da água bruta. A necessidade de gestão da água como bem econômico vem do receio de que, se a água continuar disponível a custo zero para os seus usuários, a tendência é de continuidade da sua utilização de forma perdulária pela sociedade (SOUZA, 1995; WINSPENNY, 1994, em SOARES et al., 2003). Conforme observam ainda esses autores, quando a água não é tratada como um bem econômico, torna-se difícil reconhecer as inadequações da política de recursos hídricos, a fraqueza dos sistemas governamentais de regulação e a ineficiência de seu uso. Assim, a cobrança pelo uso da água a transforma em fator de custo para o usuário, levando-o a racionalizar suas operações.

No que concerne ao setor de saneamento, de acordo com a Lei n. 9.433/97, estão sujeitos ao instrumento econômico da cobrança pelo Poder Público todos os usos para os quais é exigida outorga de direito. Nesse sentido, para Nascimento e Heller (2005), o instituto da cobrança deverá promover mudanças no comportamento dos operadores de sistema de abastecimento de água, no que se refere ao controle

de perdas. Essas mudanças de comportamento dependem dos valores estabelecidos pela cobrança por volumes captados e da elasticidade da demanda dos diferentes usuários. A convivência com perdas físicas elevadas explica-se, entre outros motivos, pela falta de regulação adequada do serviço, que, se existente, poderia levar os operadores de sistema a uma maior ênfase em seu controle. Para esses autores, na atualidade, análises estritamente econômico-financeiras e disponibilidade de linhas de crédito parecem sinalizar aos operadores ser mais vantajoso o investimento na expansão ou implantação de sistemas do que em controle de perdas.

Para avaliar a eficácia da cobrança pelo uso da água bruta no setor de saneamento, considerando-se o objetivo principal da racionalização do uso da água, é preciso analisar as políticas setoriais de recursos hídricos e saneamento no contexto do seu ambiente regulador: o marco regulatório do setor de saneamento (Lei n. 11.445, de 05/01/2007 – Lei de Diretrizes Nacionais de Saneamento Básico) em interface com o setor de recursos hídricos (Lei n. 9.433, de 08/01/1997 – Política Nacional de Recursos Hídricos).

3.2 Política setorial de recursos hídricos

A gestão dos recursos hídricos no Brasil, de acordo com Thomas (2002), pode ser dividida em duas fases. A primeira tem início em 1934, ano em que foi promulgado o Código das Águas, estendendo-se até 1988, quando foi promulgada a nova Constituição Federal. Nessa fase prevaleceu um modelo de gestão de recursos hídricos setorial, centralizado e insuficiente, caracterizando um “velho paradigma”. A segunda fase compreende o período entre a promulgação da nova Constituição Federal, em 1988, até os dias atuais. Essa fase caracteriza-se por um “novo paradigma de gestão de recursos hídricos”, baseado na gestão descentralizada e participativa, no uso múltiplo, na bacia hidrográfica como unidade de planejamento e no valor econômico da água.

Conforme ressaltam Pizaia et al. (2002), a partir da promulgação da Constituição Federal de 1988, foram criadas as condições iniciais para o modelo sistêmico de integração participativa da gestão dos recursos hídricos, que examina o crescimento econômico e verifica a equidade social e o equilíbrio ambiental. Para

esses autores, com relação ao Código das Águas, a alteração mais importante foi a extinção do domínio privado da água.

A Lei n. 9.433, a Lei das Águas, foi sancionada em janeiro de 1997, estabelecendo a Política Nacional dos Recursos Hídricos. Essa lei regulamenta o inciso XIX do artigo 21 da Constituição Federal, instituindo um sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos e definindo critérios de outorga e cobrança pelos direitos de uso da água. Pagnoccheschi (2003) destaca os novos paradigmas advindos da referida lei: (i) uso múltiplo das águas, com prioridade para o consumo humano e a dessedentação de animais, rompendo a hegemonia histórica de setores usuários; (ii) a conceituação da água como bem de domínio público, dependente de outorga federal ou estadual, ao contrário do domínio privado, consagrado pelo Código de Águas de 1934; (iii) a conceituação da água como recurso natural limitado, dotado de valor econômico e, como tal, passível de cobrança; e (iv) a combinação de instrumentos técnicos (planos diretores, monitoramento, sistema de cadastramento e informação), jurídicos (outorga), político-institucionais (comitês e conselhos) e econômico-financeiros (cobrança).

O Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos é composto pelas seguintes estruturas: Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), Conselho de Recursos Hídricos dos Estados e do Distrito Federal, Comitê de Bacias Hidrográficas, Agências de Água e Órgãos dos poderes públicos federal, estaduais e municipais, com competências relacionadas à gestão dos recursos hídricos. Para Muñoz (2000, em FARIA e FARIA, 2004), esse novo modelo institucionaliza uma gestão participativa não só entre os níveis estadual e federal, mas também em nível de base representado pelos diversos usuários. Preconiza um processo de negociação contínuo entre os representantes dos diversos interesses em conflito e significa um grande avanço na gestão dos recursos hídricos do país, ao prever uma gestão por bacias hidrográficas.

Os instrumentos previstos na Lei n. 9.433/97, apesar de finalidades específicas, conforme observam Soares et al. (2005), se complementam para atingir o objetivo maior de promoção da gestão sustentável dos recursos hídricos no país. Tais finalidades encontram-se descritas, de forma simplificada, no Quadro 2.

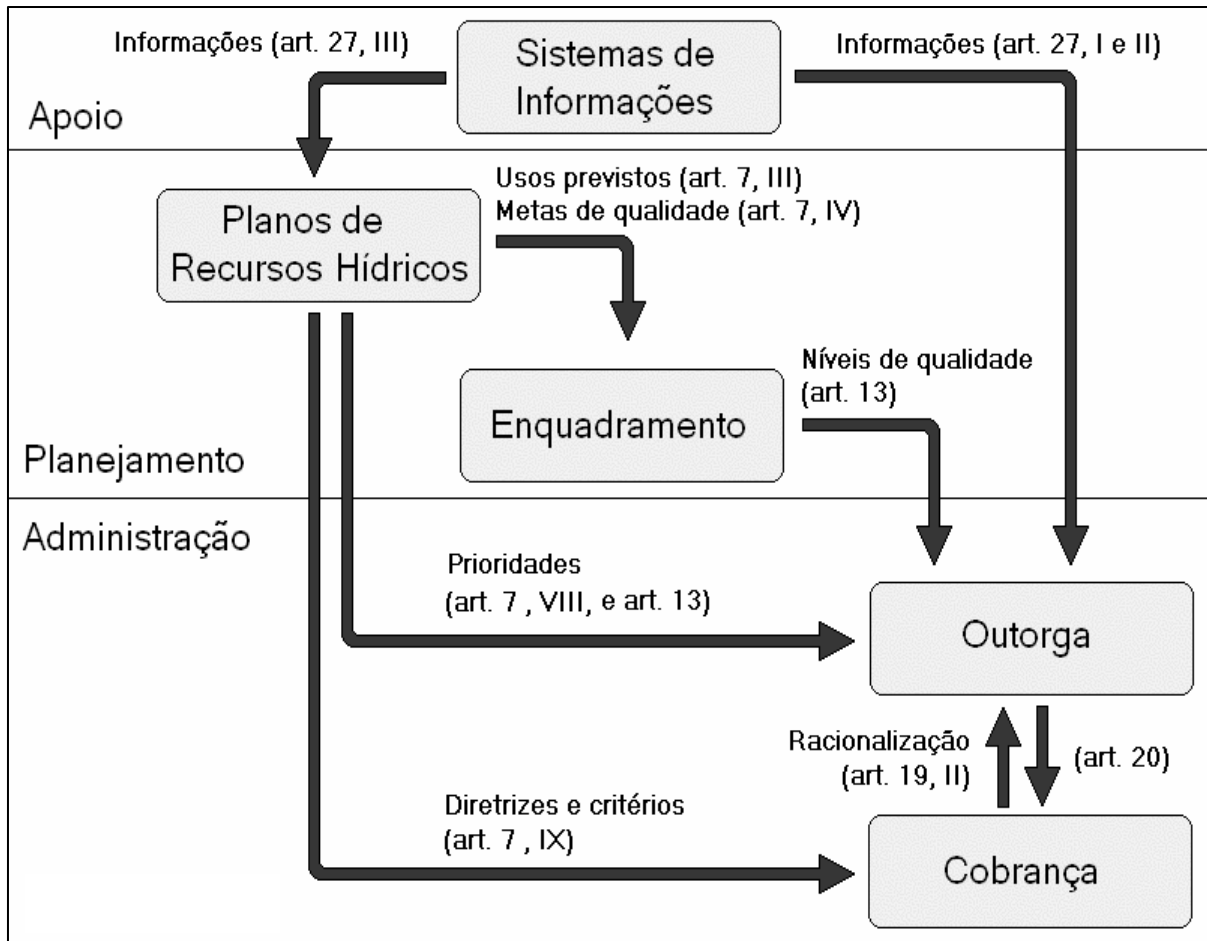
Quadro 2 – Instrumentos de gestão de recursos hídricos – Lei n. 9.433/97

Instrumentos	Objetivos
Plano de bacia	Fundamentar e orientar a gestão de recursos hídricos na bacia hidrográfica – diagnóstico, alocação de água e planos de investimentos na bacia.
Enquadramento dos corpos d'água	Assegurar às águas qualidade compatível com os usos e diminuir os custos de combate à poluição hídrica, mediante ações preventivas permanentes.
Outorga de direito de uso dos recursos hídricos	Garantir o controle quantitativo e qualitativo dos usos dos recursos hídricos e o exercício dos direitos de acesso à água.
Cobrança pelo uso da água	Reconhecer a água como um bem econômico, incentivar a racionalização do uso da água e obter recursos financeiros para o financiamento dos programas de investimentos contemplados nos planos de recursos hídricos das bacias.
Sistema de informações sobre recursos hídricos	Armazenar dados e informações sobre a situação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos de forma a caracterizar a situação na bacia.

Fonte: Soares et al. (2005)

Conforme ressalta Libânio (2004, em SOARES et al., 2005), a interdependência entre esses instrumentos e o encadeamento lógico em sua aplicação são facilmente perceptíveis: inicia-se pelo sistema de informações, que deve dar suporte ao planejamento e às decisões administrativas, até que, por fim, estabeleça-se a cobrança pelo uso da água, que depende da instituição e do adequado funcionamento de todos os demais instrumentos. A Figura 1 apresenta as relações entre esses instrumentos, conforme estabelecido na Lei n. 9.433/97.

Figura 1 – Relação entre os instrumentos de gestão de recursos hídricos, conforme preconizado no texto da Lei n. 9.433/97



Fonte: Libânio (2004, em SOARES et al., 2005)

De acordo com a Lei das Águas, os objetivos da implementação do instrumento econômico da cobrança pelo uso de recursos hídricos são: (i) reconhecer a água como bem econômico e dar ao usuário uma indicação de seu real valor; (ii) incentivar a racionalização do uso da água; e (iii) obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos.

Conforme já exposto, o setor de saneamento é um dos principais usuários dos recursos hídricos e, nessa condição, deverá ser cobrado pelo uso da água bruta na captação para abastecimento público e no lançamento de esgotos em cursos de água. Rezende e Heller (2002) ressaltam as ineficiências dos operadores públicos, em particular os altos índices de perdas de muitas companhias estaduais e serviços municipais. Para esses autores, há muito que se ganhar em termos de eficiência operacional nos serviços de água e esgotos brasileiros. Para Soares et al. (2005),

em tese, o setor de saneamento será sensível à implementação do instrumento econômico da cobrança, reduzindo-se assim as externalidades existentes.

A análise das políticas de saneamento no país até o surgimento do seu marco regulatório (Lei n. 11.445/2007) permite a identificação de dispositivos que concorrem para a eficácia da cobrança pela utilização dos recursos hídricos no setor de saneamento.

3.3 Política setorial de saneamento

3.3.1 Evolução histórica do saneamento

Conforme Rezende (2002), a partir de meados do século XIX, o Brasil passou por importantes mudanças, como resultado de um contexto global gerado pelo capitalismo. A saúde do trabalhador e as suas condições de moradia, saneamento e higiene passaram a ser entendidas como fatores preponderantes para o desenvolvimento e melhoria da produção, tendo levado as autoridades a priorizarem as políticas públicas, principalmente as promotoras de saúde. Assim, o rápido aumento populacional no Brasil do final do século XIX e início do século XX contribuiu para o aparecimento de novas vilas e cidades, provocando também o adensamento populacional nas cidades preexistentes, o que gerou demandas relacionadas à infra-estrutura sanitária.

Em 1910, o abastecimento de água já preponderava sobre as demais ações de saneamento, existindo 186 cidades brasileiras com rede de abastecimento de água, mas apenas 48 com sistemas de esgotamento sanitário; em 1920, 284 cidades brasileiras possuíam rede de abastecimento de água e 126 tinham sistema de esgotamento sanitário; em 1930, eram 344 e 150 as cidades brasileiras que possuíam sistemas de abastecimento de água e de esgotamento sanitário, respectivamente (TELLES, 1993, em REZENDE, 2002).

Em meados do século passado, os jornais de todo o país noticiavam com freqüência as deficiências quanto à quantidade e à qualidade no abastecimento de água. Do ponto de vista da qualidade, as deficiências principais eram: inexistência de qualquer tratamento químico na maioria dos serviços, operação defeituosa e falta de fiscalização adequada nas muitas cidades que possuíam instrumentos de purificação de água (TUROLLA, 2002).

Conforme destaca Rezende (2002), na década de 1960, o modelo de desenvolvimento adotado durante o regime militar trouxe o agravamento das questões urbanas, em função do êxodo rural e do acelerado crescimento populacional. As grandes cidades, objetos de maciços investimentos por parte do grande capital, passaram a exercer uma forte atração sobre a população rural, desassistida e abandonada, em razão da ausência de políticas sociais voltadas para o seu desenvolvimento. Assim, o processo de urbanização do país exercia uma forte pressão sobre os sistemas de saneamento, acarretando uma queda considerável dos índices de cobertura dos serviços de abastecimento de água e esgotos sanitários. Conforme Barat (1998, em TUROLLA, 2002), já havia se formado na época, nos setores ligados ao planejamento, a consciência de que o cenário de baixo desenvolvimento dos serviços de saneamento comprometia os objetivos de desenvolvimento socioeconômico, afetando as atividades industriais e as condições de saúde. Portanto, o governo militar priorizou a ampliação da cobertura dos serviços de saneamento nos planos de governo da época.

O Banco Nacional da Habitação (BNH) foi então criado em 1964. A sua principal missão era empreender uma política de desenvolvimento urbano para o país. Para coordenar as ações do setor de saneamento no âmbito do banco, foi criado o Sistema Financeiro do Saneamento (SFS). Até o início da década de 1970, a maioria dos serviços de saneamento era de responsabilidade dos municípios. A década de 60 ficou marcada pela interferência do Estado brasileiro na política de saneamento. Políticas públicas setoriais centralizadoras foram adotadas como veículos de um rápido crescimento econômico, dentro do contexto que determinava o processo de crescimento urbano (REZENDE, 2002). Em 1967, estima-se que apenas 45% da população urbana brasileira eram atendidos por sistema de abastecimento de água, enquanto 24% dessa população tinham acesso à rede coletora de esgotos (COSTA, 1983, em SOARES et al., 2003).

Já na década de 1970, conforme destaca Turolla (2002), a dificuldade em reverter o quadro de baixo atendimento com infra-estrutura de saneamento, decorrente do elevado crescimento das populações urbanas, além do modelo de intervenção estatal do regime militar, levou o governo a criar o Plano Nacional de Saneamento (PLANASA), em 1971, com mudanças representativas na forma de prestação dos serviços de saneamento. Uma delas foi a criação das Companhias Estaduais de Saneamento Básico (CESB), sob a forma de Sociedade Anônima.

Como forma de facilitar as concessões dos serviços municipais para as CESBs, o BNH disponibilizava recursos de forma abundante para as companhias. Na opinião de Peixoto (1994, em TUROLLA, 2002), respaldados no autoritarismo do governo federal, os governos estaduais e as CESBs usavam todos os mecanismos de pressão política e de chantagem econômica, dobrando aos seus interesses os então subservientes prefeitos e vereadores na maioria dos municípios brasileiros.

Rezende e Heller (2002) ressaltam que a principal justificativa para a exclusão dos municípios do processo de financiamento do PLANASA estava assentada na pretensa viabilização econômica do modelo. O paradigma da auto-sustentação tarifária, segundo o qual as tarifas deveriam ser capazes de cobrir os custos de operação, manutenção e amortização dos empréstimos, norteou o PLANASA. Os municípios, segundo o argumento dos agentes financiadores do PLANASA, deveriam transferir os serviços de saneamento às CESBs, com o objetivo de uniformizar a política nacional de saneamento, sendo a centralização das ações um instrumento eficiente para a eliminação do peso das pressões locais que impediam a adoção de tarifas realistas.

Conforme Turolla (2002), o ambicioso objetivo do PLANASA era atender 80% da população urbana com serviço de água e 50% com serviço de esgoto até 1980. O regime tarifário instituído pelo PLANASA estabelecia que as tarifas de saneamento deveriam ser suficientes para cobrir a totalidade dos custos dos serviços. Além disso, as tarifas deveriam garantir às companhias estaduais em condições eficientes de operação uma remuneração adequada sobre o seu investimento reconhecido, visando ao alcance do seu equilíbrio econômico e financeiro (PIRES, 1983, em SOARES et al., 2003). Os interesses sociais foram relegados a um plano secundário.

O objetivo do PLANASA era a construção de um modelo que permitisse a geração de economias de escala, com a exigência de eficiência empresarial e a baixa utilização de recursos onerosos. Assim, os empreendimentos deveriam apresentar viabilidade econômico-financeira. Conforme destacam Rezende e Heller (2002), esse conceito era complementado com o do subsídio cruzado, segundo o qual eram cobradas tarifas únicas para todo o estado, a fim de viabilizar o sistema globalmente, uma vez que os municípios menores eram, sozinhos, incapazes de atingir a auto-sustentação. Assim, o paradigma principal do modelo adotado previa que os municípios supostamente deficitários seriam subsidiados pelos municípios superavitários. Conforme já dito, partia-se do pressuposto de que grande parcela dos

municípios não teria capacidade financeira para ser auto-suficiente via tarifa. Esse mecanismo do subsídio cruzado, ao fixar uma tarifa única, exigia a viabilidade somente para as companhias estaduais, ou seja, a viabilidade global do conjunto de sistemas operados por cada empresa (COSTA,1994; OLIVEIRA e RUTKOWSKI, 2000; PEREIRA et al., 2000, em SOARES et al., 2003).

Essa estrutura de financiamento, baseada no sistema tarifário instituído pelo PLANASA e ainda em vigor, possui dois problemas cruciais (PEREIRA et al., 2000, em SOARES et al., 2003): em primeiro lugar, os consumidores de municípios que têm serviços economicamente equilibrados subsidiam os de outros municípios, procedimento que contribui para inviabilizar os investimentos necessários. Além disso, esse modelo não permite identificar, com transparência, o destino dos subsídios, pois promove tal benefício a todos os usuários de um determinado serviço, independentemente do nível de eficiência operacional. O modelo não permite também quantificar as transferências, de modo que encobre a ineficiência e induz a desperdícios, uma vez que não sinaliza o real valor econômico dos serviços. Rezende (2002) destaca outra nítida deficiência do PLANASA, relacionada à não integração da política de saneamento com outras políticas públicas, o que vem determinando um atendimento no qual os princípios da integralidade, equidade e universalidade não são satisfeitos, caracterizando-se assim um injusto quadro de exclusão social.

O modelo dos serviços prestados pelas companhias estaduais não evitou o aparecimento de algumas distorções (MONTEIRO, 1983; PIRES, 1983, em SOARES et al., 2003): superestimativa na previsão de desenvolvimento urbano, com sistemas de abastecimento de água com capacidade ociosa; fixação de tarifas insuficientes à cobertura dos gastos operacionais e financeiros; custos operacionais e investimentos excessivos, por ampliações realizadas sem avaliação das perdas. O funcionamento do PLANASA privilegiava a construção e ampliação dos sistemas de saneamento. Para Turolla (2002), a ênfase dada na implantação de sistemas, em detrimento do desenvolvimento da operação, que não era financiado pelo BNH, resultou em uma posterior degradação dos sistemas e em um índice bastante elevado de perdas de água.

Na década seguinte, com a extinção do BNH em 1986, o Sistema Financeiro do Saneamento foi passado para a Caixa Econômica Federal (CEF). A disponibilidade de recursos financeiros tornou-se restrita devido a limitações

orçamentárias. Para Turolla (2002) o índice de cobertura de abastecimento de água, atendendo em torno de 80% da população urbana no início da década de 1980, evidencia que o PLANASA atingira resultados concretos. O autor destaca ainda fatores que contribuíram para a deterioração da saúde financeira das companhias: o esgotamento das fontes de financiamento devido às dificuldades macroeconômicas e o término da carência dos empréstimos obtidos nos anos anteriores, aumentando as despesas de amortizações e os encargos financeiros das dívidas.

Conforme ressaltam Soares et al. (2003), a situação do setor de saneamento tornou-se especialmente crítica a partir de 1991, quando o governo federal e a CEF contrataram empréstimos muito acima das possibilidades do FGTS. O Conselho Curador do FGTS foi obrigado a sustar a realização de novas contratações e reescalonar as liberações de recursos para as obras de saneamento até que a situação se regularizasse.

O PLANASA foi criticado por muitos economistas, principalmente pelo fato de seu modelo tarifário permitir a distorção da relação entre custo e preço, não induzindo à eficiência alocativa. Entretanto, o PLANASA significou o único mecanismo articulado de financiamento e desenvolvimento do setor de saneamento no Brasil. Apesar do esgotamento do modelo institucional e financeiro criado no final dos anos 1960, o IPEA (1996, em REZENDE e HELLER, 2002) destaca algumas conquistas alcançadas durante a vigência do PLANASA: aumento da capacitação técnica dos profissionais da área de saneamento; domínio sobre sistemas integrados em algumas regiões metropolitanas; planejamento de mananciais em escala regional; controle da qualidade da água; cobrança dos serviços prestados com base em critérios de monitoramento normalizados; desenvolvimento de tecnologias de controle de perdas; existência de uma estrutura sólida de ação em entidades representativas do setor.

Para Turolla (2002), após o colapso do PLANASA, as iniciativas governamentais revelaram-se pontuais e desarticuladas, enquanto a Política Nacional de Saneamento permaneceu por toda a década de 1990 sem regulamentação. Essa situação permaneceu da mesma forma até o ano de 2007, quando foi instituída a Lei de Diretrizes Nacionais de Saneamento.

3.3.2. A prestação dos serviços do setor de saneamento urbano no Brasil

3.3.2.1 Distribuição dos prestadores de serviços

No Brasil, historicamente, conforme destacam Faria et al. (2005), os serviços de saneamento foram, e ainda continuam sendo, exercidos quase que integralmente por prestadores de direito público (empresas públicas, autarquias, empresas de economia mista, departamentos municipais, etc). A Tabela 2 apresenta como se distribuem as quantidades de municípios e respectivas populações urbanas⁴, que constam do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) em 2005. Em relação a essas populações, é importante observar que não se trata de populações atendidas com os referidos serviços, mas sim aquelas residentes nas localidades atendidas pelos prestadores.

Tabela 2 – Distribuição dos prestadores de serviços participantes do SNIS em 2005, segundo características do atendimento

Prestador de serviços		População urbana dos municípios atendidos		Quantidade de municípios atendidos	
Abrangência	Quantidade	Água	Esgotos	Água	Esgotos
Regional	26	110.211.394	81.927.532	3.919	915
Microrregional	8	636.056	571.281	23	15
Local	388	31.577.253	28.773.208	386	224
Brasil	422	142.424.703	111.272.021	4.328	1.154

Fonte: SNIS (2006) – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos/2005

Os valores absolutos referentes aos serviços prestados, mostrados na Tabela 2, quando comparados com os valores da população urbana (150,1 milhões de habitantes) e com a quantidade total de municípios do país (5.564 municípios), configuram uma idéia da representatividade do conjunto presente no SNIS em 2005.

3.3.2.2 Níveis de atendimento

Os valores médios dos índices de atendimento são apresentados na Tabela 3 para todo o conjunto de prestadores de serviços participantes do SNIS em 2005, de acordo com as regiões geográficas brasileiras.

⁴ Adotando-se uma estimativa com base no número de municípios e na população total projetada pelo IBGE para 2005, bem como nos índices de urbanização do Censo 2000.

Tabela 3 – Níveis de atendimento urbano com água e esgotos dos participantes do SNIS em 2005, segundo a região geográfica

Abrangência	Índice de atendimento urbano (%)		
	Água	Coleta de esgotos	Tratamento dos esgotos gerados
Norte	68,5	6,7	10,0
Nordeste	98,6	26,7	36,1
Sudeste	96,8	69,4	32,6
Sul	100,0	33,7	25,3
Centro-Oeste	100,0	45,4	39,7
Brasil	96,3	47,9	31,7

Fonte: SNIS (2006) – Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos/2005

Os dados da Tabela 3 mostram que o índice médio de atendimento urbano dos prestadores de serviços participantes do SNIS foi de 96,3% para água, 47,9% para coleta de esgotos e 31,7% para tratamento de esgotos. Os resultados mais preocupantes referem-se ao tratamento de esgotos. Para Faria et al. (2005), de um modo geral, os serviços de abastecimento urbano de água e de esgotamento sanitário do país podem ser qualificados como sendo de baixo nível em termos de índices de cobertura. Apenas alguns casos isolados não merecem tal qualificação, principalmente os serviços localizados nas regiões mais ricas do país.

O Brasil apresenta imensos déficits na área de saneamento, pois parcelas significativas da sua população não têm acesso a esse benefício. Essa situação é visível tanto quando se comparam as regiões do país como quando são comparadas áreas da maioria das grandes cidades. Políticas de saneamento vêm sendo identificadas como prioridades que poderiam reduzir essas iniquidades existentes (MS-REPRESENTAÇÃO DA OPAS/OMS, 2007).

3.3.2.3 Investimentos

Para atingir a cobertura total de serviços de água e esgotos para a população no período (1999-2010), Motta (2004) apresenta uma avaliação do volume total de investimentos na ordem de US\$ 38 bilhões. O volume de investimento necessário seria equivalente ao investimento anual de quase US\$ 4 bilhões, ou cerca de 0,5% do PIB. Em 2005, segundo dados do SNIS, o total de investimentos feitos no setor de saneamento brasileiro foi de R\$ 3,6 bilhões. Ainda

conforme o SNIS, considerando-se os últimos quatro anos, foram investidos R\$ 12,5 bilhões em valores históricos, que correspondem a R\$ 14,9 bilhões em valores atualizados para dezembro de 2005, utilizando-se o IPCA⁵.

Um grupo de informações importantes sobre investimentos diz respeito à origem dos recursos (próprios, onerosos, não-onerosos e despesas capitalizáveis – para as quais não se identifica a origem) investidos pelos prestadores de serviços participantes do SNIS. A Tabela 4 apresenta tais valores para o ano de 2005.

Tabela 4 – Origem dos recursos investidos pelos prestadores de serviços participantes do SNIS em 2005, segundo região geográfica

Regiões	Investimentos (R\$ milhões)				Total
	Recursos próprios	Recursos onerosos	Recursos não onerosos	Despesas capitalizáveis	
Norte	40,6	9,4	24,7	6,0	80,7
Nordeste	153,6	64,9	343,9	40,1	602,6
Sudeste	930,6	506,3	158,8	173,5	1.769,3
Sul	350,6	199,9	7,7	58,8	617,0
Centro-Oeste	344,0	65,3	35,9	30,7	475,9
Brasil	1.819,4	845,8	571,0	309,0	3.545,5

Fonte: SNIS (2006) – Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos/2005

A Tabela 4 revela que, em relação à origem, os recursos próprios representaram a principal fonte de recursos, contribuindo com 51,3% do total investido. Em seguida vêm os recursos onerosos, com 23,9%; os recursos não-onerosos, com 16,1%; e os recursos com fontes não identificadas, com 8,7%. Uma justificativa da dependência do setor de saneamento de recursos não-onerosos (transferências governamentais) é apresentada por Faria et al. (2005), com base em dados do SNIS de 1999. Na maior parte dos serviços analisados, a tarifa média cobrada não paga o custo dos serviços por metro cúbico, principalmente quando prestados por uma companhia estadual de saneamento. A falta de autonomia financeira da maioria dos serviços de saneamento reforça a necessidade das transferências governamentais, o que releva o parâmetro da eficiência no estabelecimento da tarifa, induzindo a desperdícios.

⁵ IPCA: Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo – IBGE

3.3.2.4 Perdas de faturamento⁶

As elevadas perdas nos sistemas brasileiros continuam preocupantes, uma vez que, mesmo em ambientes em que há bastante espaço para melhoria e em que os investimentos nos sistemas de água voltam a crescer, houve apenas a discreta melhoria de 1,3% em relação ao ano de 2004 (SNIS-2005). A Tabela 5 apresenta, em valores médios, as perdas de faturamento dos prestadores de serviços participantes do SNIS em 2005, segundo a abrangência e a região geográfica.

Tabela 5 – Índice de perdas de faturamento médio dos participantes do SNIS em 2005, segundo abrangência e região geográfica

Regiões	Abrangência			Brasil
	Regional	Microrregional	Local	
Norte	55,3	-	64,0	59,1
Nordeste	45,3	15,1	35,5	44,4
Sudeste	37,9	39,3	35,5	37,3
Sul	28,1	13,1	38,8	30,9
Centro-Oeste	31,8	-	46,4	36,5
Brasil	38,7	34,9	39,9	39,0

Fonte: SNIS (2006) – Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos/2005

Os dados da Tabela 5 mostram que o valor médio das perdas de faturamento para todo o conjunto de prestadores de serviços presentes no SNIS foi de 39%. Cabe destacar ainda, de acordo com dados do SNIS-2005, que nos últimos quatro anos o índice médio nacional das perdas de faturamento têm-se situado no patamar de 40% (40,6% em 2002; 39,4% em 2003; 40,4% em 2004 e 39,0% em 2005). Embora seja positivo o fato de que em 2005 tenha-se alcançado o menor índice nacional dos últimos anos, há que se ter em conta também o lado negativo de que o índice de perdas de faturamento continua em um patamar muito elevado.

3.3.2.5 Qualidade dos serviços

Na ausência de um sistema regulatório adequado e com a manutenção de tarifas baixas, que não permitem cobrir os custos operacionais, constata-se um equilíbrio em torno da má qualidade dos serviços prestados em alguns países da América Latina, conforme observado por Spiller e Savedoff (1999, apud FARIA et

⁶ As perdas de faturamento decorrem de perdas físicas, de perdas não-físicas e de consumos autorizados não faturados. Uma análise detalhada deste assunto é apresentada na Seção 5.4.1: “Indicadores de perdas de água”.

al.,2005). A política de preços baixos descapitaliza as empresas de fornecimento d'água, não sustentando os investimentos necessários para expansão e melhoria dos serviços. A expansão e a qualidade dos serviços ficam totalmente dependentes das transferências orçamentárias do governo central. Como o orçamento é restrito, o resultado é a ineficiência operacional das empresas de abastecimento, que fornecem serviços de má qualidade e com baixos índices de cobertura.

Esse arranjo institucional e a falta de suporte político estimulam o “oportunismo” para que o governo mantenha a política de preços baixos, gerando-se um círculo vicioso, que é caracterizado por um “Equilíbrio de Baixo Nível”. Faria et al. (2005) apresentam resultados de estudos que comprovam a existência do “Equilíbrio de Baixo Nível”, conforme o modelo descrito, no saneamento brasileiro. Para esses autores, a qualidade dos serviços de abastecimento de água e de esgotamento sanitário no Brasil pode ser qualificado como sendo de baixo nível.

3.3.3 Marco regulatório de saneamento⁷

A Lei Federal n. 11.445, de 5 de janeiro de 2007, doravante denominada LDNSB, estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico. Conforme se depreende da referida lei:

Art. 2º. Os serviços públicos de saneamento básico serão prestados com base nos seguintes princípios fundamentais:

I - universalização do acesso;

Como se lê no art. 2º dessa lei, o primeiro princípio da política nacional de saneamento é o da universalização ou universalidade do acesso aos serviços públicos. Esse princípio autorizará os subsídios para que se possam instituir tarifas ou taxas sociais.

O inciso III desse artigo dispõe que a prestação dos serviços de saneamento deverá ser realizada de forma a não ser atentatória à saúde pública ou ao meio ambiente:

⁷ Esta subseção é baseada na Lei Federal n. 11.445/2007 e em Alochio (2007), representando, na maioria das passagens, fielmente o pensamento desse autor, exceto quando referenciado. A subseção apresenta uma análise da lógica econômica da Lei de Diretrizes Nacionais de Saneamento (no que concerne ao abastecimento de água e esgotamento sanitário), em especial na sua interface com a Política Nacional de Recursos Hídricos.

III - abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos realizados de formas adequadas à saúde pública e à proteção do meio ambiente;

Torna-se princípio a necessidade de serem articuladas as ações de saneamento com diversas outras políticas públicas (inciso VI):

VI - articulação com as políticas de desenvolvimento urbano e regional, de habitação, de combate à pobreza e de sua erradicação, de proteção ambiental, de promoção da saúde e outras de relevante interesse social voltadas para a melhoria da qualidade de vida, para as quais o saneamento básico seja fator determinante;

O inciso VII prevê para serviços de saneamento básico a incidência, a um só tempo, de dois princípios que têm origem econômica: as noções de eficiência e de sustentabilidade econômica decorrem da economia. Assim, todo serviço de saneamento demanda custos, e tais valores devem ser partilhados entre os consumidores (usuários):

VII - eficiência e sustentabilidade econômica;

Torna-se princípio a necessidade de serem articuladas as ações de saneamento com diversas outras políticas públicas (inciso XII):

XII - integração das infra-estruturas e serviços com a gestão eficiente dos recursos hídricos.

São esses os dispositivos legais que norteiam tanto a infra-estrutura dos serviços quanto os serviços de saneamento com a gestão dos recursos hídricos. Quando se fala em serviço de saneamento-água, não se está referindo à captação ou outorga da água bruta. Não se pode, assim, confundir o serviço de saneamento básico água com a outorga de água bruta para a prestação daquele serviço. A água bruta é fase anterior; o saneamento-água é uma prestação de serviços posterior, que usa a água bruta como matéria-prima. A partir dessa noção, que deixa patente que o serviço de saneamento não se confunde com o recurso hídrico, entende-se que, mesmo não sendo sinônimos, saneamento e recurso hídrico deverão ter suas gestões e suas infra-estruturas manejadas de forma integrada. Afinal, o saneamento depende dos recursos hídricos, e, por sua vez, os recursos hídricos são afetados pelo resultado final dos serviços de saneamento. Ainda na Lei Federal n.11.445:

Art. 3º. Para os efeitos desta lei, considera-se:

I - saneamento básico: o conjunto de serviços, infra-estruturas e instalações operacionais de abastecimento de água potável; esgotamento sanitário; limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos; e drenagem e manejo das águas pluviais urbanas;

II - universalização: ampliação progressiva do acesso de todos os domicílios ocupados ao saneamento básico;

VII - subsídios: instrumento econômico de política social para garantir a universalização do acesso ao saneamento básico, especialmente para populações e localidades de baixa renda.

Art. 4º. Os recursos hídricos não integram os serviços públicos de saneamento básico.

Parágrafo único. A utilização de recursos hídricos na prestação de serviços públicos de saneamento básico, inclusive para disposição ou diluição de esgotos e outros resíduos líquidos, é sujeita a outorga de direito de uso, nos termos da Lei n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997, de seus regulamentos e das legislações estaduais.

Art. 29. Os serviços públicos de saneamento básico terão a sustentabilidade econômica assegurada, sempre que possível, mediante remuneração pela cobrança dos serviços:

I - de abastecimento de água e esgotamento sanitário: preferencialmente na forma de tarifas e outros preços públicos, que poderão ser estabelecidos para cada um dos serviços ou para ambos conjuntamente;

Notemos a expressão indeterminada: “sempre que possível”. A lei estabelece as modalidades de cobrança de forma extremamente aleatória: sempre com várias hipóteses, usando a expressão “preferencialmente”. Nesse ponto, em vez de criar uma estrutura segura de cobrança, o legislador optou por manter uma redação quase que enigmática. Veja-se:

§ 1º. Observado o disposto nos incisos deste artigo, a instituição das tarifas, preços públicos e taxas para os serviços de saneamento básico observará as seguintes diretrizes:

III - inibição do consumo supérfluo e do desperdício de recursos.

No caso da sobrecobrança, temos que o acréscimo de cobrança decorre da necessidade de controle contra desperdícios ou usos supérfluos, ou ainda para controle em casos de escassez. Estaremos diante das chamadas sobretarifas ou sobretaxas, o que muitas vezes é confundido com progressividade e, em outras horas, com tarifa social. E na continuidade:

§ 2º. Poderão ser adotados subsídios tarifários e não tarifários para os usuários e localidades que não tenham capacidade de pagamento ou escala econômica suficiente para cobrir o custo integral dos serviços.

O fornecimento de água e o esgotamento sanitário a um preço acessível à população de menor poder aquisitivo acarretará, sempre, a adoção de uma fórmula

de recomposição dos custos da prestação desses serviços como um todo. Nessa discussão entram em cena as figuras dos subsídios. Para o interesse de nossa análise, vejamos as duas ocorrências mais comuns no ambiente do saneamento básico:

a) Subsídio direto: o próprio Estado-titular, por meio de receitas do seu orçamento geral, irá custear a diferença criada pela taxa ou tarifa social.

b) O subsídio cruzado: um consumidor irá realizar pagamento maior para que outro consumidor também possa ter acesso àquele bem ou serviço. O grande problema do subsídio cruzado, para ser implementado, está nas palavras de Oliveira Filho, em entrevista concedida no sítio do PNUD (Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento), quando denuncia que “na realidade, hoje dizem que o subsídio cruzado é praticado, mas ninguém sabe de que forma é praticado, porque não existe um instrumento contábil financeiro de cada concessão, ninguém sabe o que cada município fatura, o que gasta⁸”. Se ninguém sabe como é feito o cruzamento dos subsídios, poderemos estar diante de uma porta escancarada, uma simples majoração de taxas ou tarifas de algumas categorias de consumidores, sob o argumento de estarmos diante de uma distribuição dos custos das taxas sociais.

Dispõe ainda a Lei Federal n.11.445:

Art. 31. Os subsídios necessários ao atendimento de usuários e localidades de baixa renda serão, dependendo das características dos beneficiários e da origem dos recursos:

I - diretos, quando destinados a usuários determinados, ou indiretos, quando destinados ao prestador dos serviços;

II - tarifários, quando integrarem a estrutura tarifária, ou fiscais, quando decorrem da alocação de recursos orçamentários, inclusive por meio de subvenções;

III - internos a cada titular ou entre localidades, nas hipóteses de gestão associada e de prestação regional.

Art. 46. Em situação crítica de escassez ou contaminação de recursos hídricos que obrigue à adoção de racionamento, declarada pela autoridade gestora de recursos hídricos, o ente regulador poderá adotar mecanismos tarifários de contingência, com o objetivo de cobrir custos adicionais decorrentes, garantindo o equilíbrio financeiro da prestação do serviço e a gestão da demanda.

A despeito do interesse válido de proteção aos serviços de saneamento que envolvam recursos hídricos, esses artigos da referida lei pautaram-se de forma muito acanhada. Verifica-se que a preocupação do legislador foi atender exclusivamente

⁸ Texto disponível em: <http://.pnud.org.br/saneamento/entrevistas>.

ao interesse privado do prestador de serviços. Só ao final do dispositivo é que se pode encontrar aquela que por nós seria a função primordial da sobrecobrança: o equilíbrio da gestão da demanda. Mesmo que se possa pagar, a sobrecobrança será um desestímulo ao consumo supérfluo em épocas de seca, por exemplo. Continua a lei:

Art. 48. A União, no estabelecimento de sua política de saneamento básico, observará as seguintes diretrizes:

(...)

II - aplicação dos recursos financeiros por ela administrados de modo a promover o desenvolvimento sustentável, a eficiência e a eficácia;

(...)

X - adoção da bacia hidrográfica como unidade de referência para o planejamento de suas ações.

Art. 49. São objetivos da Política Federal de Saneamento Básico:

(...)

VII - promover alternativas de gestão que viabilizem a auto-sustentação econômica e financeira dos serviços de saneamento básico, com ênfase na cooperação federativa.

Art. 50. A alocação de recursos públicos federais e os financiamentos com recursos da União ou com recursos geridos ou operados por órgãos ou entidades da União serão feitos em conformidade com diretrizes e objetivos estabelecidos nos arts. 48 e 49 desta lei e com os planos de saneamento básico e condicionados:

I - ao alcance de índices mínimos de:

a) desempenho do prestador na gestão técnica, econômica e financeira dos serviços;

b) eficiência e eficácia dos serviços, ao longo da vida útil do empreendimento.

II - à adequada operação e manutenção dos empreendimentos anteriormente financiados com recursos mencionados no *caput* deste artigo.

As diretrizes e os objetivos da Política Nacional do Saneamento serão pontos fundamentais para se determinar a alocação de recursos públicos federais e os financiamentos com recursos da União ou com recursos geridos ou operados por órgãos ou entidades da União. A obtenção dos recursos federais dependerá de o prestador de serviços apresentar “índices mínimos” de desempenho na gestão dos serviços, bem como índices de eficácia e eficiência ao longo da vida útil do empreendimento. A questão do índice de desempenho deverá ser regulamentada, especialmente pelas entidades reguladoras, que, em casos de concessão, deverão estabelecer tais parâmetros em cada contrato. Exige-se ainda que, para a alocação de novos recursos federais, seja comprovada a adequada operação e a manutenção dos empreendimentos anteriormente financiados também com recursos federais. A título de fomento, visando à melhoria dos operadores públicos de serviços de

saneamento básico, a União poderá conceder benefícios ou incentivos orçamentários, fiscais ou creditícios, como contrapartida ao alcance de metas de desempenho operacional previamente estabelecidas.

3.3.4 Considerações finais

As limitações institucionais e legais, devido à inexistência de regulação adequada, tornam o modelo de gestão do setor de saneamento brasileiro numa situação de eficácia reduzida. Para Rezende e Heller (2002), as ações e as políticas de saneamento, sem autonomia própria, decorreram da influência de aspectos do contexto nacional e mundial. Conforme ressaltam esses autores, a análise da evolução histórica do saneamento mostra que, no Brasil, as suas políticas intensificaram-se com o desenvolvimento industrial e com o crescimento urbano a partir da década de 1970, atingindo seu ápice durante o PLANASA. O processo de estruturação política do saneamento no país sempre foi dependente da política econômica vigente, sendo que o saneamento nunca constituiu um setor público específico, com abordagem plena, dada a ausência de integração entre as ações que o compõem.

Conforme visto, a Lei n. 11.445, de 5 de janeiro de 2007, denominada de Lei de Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico, estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico. Um aspecto importante da referida lei é a normatização da interface do setor de saneamento com o setor de recursos hídricos. Para proceder a uma análise da lógica econômica da LDNSB, destacamos os seus artigos referentes à interface entre os dois setores. O propósito é avaliar se a nova lei poderá aumentar a eficácia da cobrança pela utilização dos recursos hídricos no setor de saneamento.

Um dos princípios fundamentais da prestação dos serviços – a universalização do acesso – remete a questão para o gerenciamento da demanda de água. Nesse sentido, a Política Nacional dos Recursos Hídricos destaca o instituto do instrumento econômico da cobrança pela utilização dos recursos hídricos. A LDNSD trata da articulação com as políticas de proteção ambiental e, mais especificamente, da integração das infra-estruturas e serviços de saneamento com a gestão eficiente dos recursos hídricos. A LDNSB refere-se ainda à utilização dos recursos hídricos na prestação de serviços públicos de saneamento básico,

sujeitando tal utilização à outorga de direito de uso, nos termos da Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Nesse momento, a cobrança pelo uso de água bruta poderia ter sido tratada explicitamente pela Lei Geral do Saneamento Brasileiro.

A LDNSB visa assegurar “sempre que possível” a sustentabilidade econômico-financeira dos serviços públicos de saneamento. Nesse sentido, dentre as diretrizes observadas, destacam-se o incentivo à eficiência dos prestadores de serviços e a inibição do consumo supérfluo e do desperdício de recursos. Esse aspecto tem tratamento específico para a situação crítica de escassez ou contaminação de recursos hídricos, com a adoção de mecanismos tarifários de contingência. Mais uma vez perdeu-se a oportunidade de contemplar explicitamente a cobrança da água bruta como medida incitativa da racionalização do seu uso. A tônica principal foi dada para o equilíbrio econômico-financeiro dos contratos de prestação de serviços. O gerenciamento da demanda, que deveria ser a função principal da cobrança, embora citado, não recebeu o destaque merecido.

Outra questão importante é a utilização dos subsídios tarifários, identificados no setor de saneamento como um mecanismo que encobre as ineficiências dos prestadores de serviços e induz a desperdícios. A LDNSB não propõe alterações significativas, no sentido de substituir os subsídios tarifários cruzados por sistemas transparentes de subsídios sociais que não distorçam os sinais de preços tarifários.

O tratamento dado à forma de financiamento do setor com recursos da União merece ser considerado. Para esse caso, a LDNSB exige dos prestadores de serviços “índices mínimos” de eficiência e eficácia dos serviços, ao longo da vida útil do empreendimento. Esse fato pode, quando da regulamentação da lei, possibilitar a conjugação de instrumentos de comando e controle com instrumentos econômicos. Tal medida visaria à racionalização do uso da água bruta, através da adoção de valores de cobrança progressivos para os prestadores de serviços que não alcançarem índices de desempenho aceitáveis, por exemplo, no que se refere a controle de perdas.

Pode-se afirmar que a LDNSB não considera explicitamente a cobrança pela utilização dos recursos hídricos no setor de saneamento, apesar de sujeitá-lo à lei dos recursos hídricos, que prevê a cobrança. Esse fato não deixa de ser uma oportunidade perdida, até o momento, no sentido de implementação da cobrança no setor de saneamento. O instituto da cobrança parece ser a forma mais adequada de

se atingirem os objetivos constantes na lei, de eficiência e eficácia dos serviços de saneamento, bem como de inibição do consumo e do desperdício de recursos. No entanto, no processo de regulamentação da LDNSB, faz-se necessária a incorporação de mecanismos capazes de implementar a cobrança como instrumento incitativo do uso racional dos recursos hídricos.

CAPÍTULO IV

A COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA

4.1 Antecedentes

A relativa abundância da água encontrada na natureza fazia com que ela fosse considerada um bem livre, não dotado de valor econômico. O crescimento populacional, a abertura de novas fronteiras agrícolas e o intenso processo de industrialização tornaram a água um recurso escasso em determinadas regiões do planeta. Assim, a transformação da água em bem econômico está ligada à escassez desse recurso, situação em que a quantidade demandada é superior à oferta do bem. Convém ressaltar que, no caso dos recursos hídricos, devem ser considerados os seus usos quantitativos e qualitativos.

O surgimento de um quadro de incerteza quanto à disponibilidade dos recursos hídricos tem exigido uma mudança de comportamento no que se refere à utilização desse recurso renovável. Assim sendo, conforme observa Santos (2003), para conferir valor econômico à água, alguns países do mundo e também o Brasil têm adotado a cobrança pelo uso da água bruta. Segundo essa autora, esse é um dos instrumentos econômicos aplicados à gestão ambiental mais disseminados atualmente, acarretando sensíveis avanços com relação, por exemplo, à redução dos índices de desperdício e à recuperação de corpos hídricos degradados pela poluição.

No Brasil, o SNGRH ainda está em fase de articulação e inúmeros questionamentos impedem a sua operacionalização. Conforme enfatizam Pereira e Speziali (2005, apud FORGIARINI et al., 2007), as principais dúvidas recaem sobre o instrumento de gestão cobrança pelo uso da água e algumas questões – quanto cobrar, de quem cobrar e quais impactos serão causados nas relações econômicas, sociais e políticas – devem ser respondidas antes da implantação do sistema.

Para dar resposta a essas questões, é preciso abrir um processo de negociação com os setores organizados da sociedade, incluindo-se a participação dos diversos atores de uma determinada bacia hidrográfica, sem prescindir dos ensinamentos da ciência econômica. Para Carrera-Fernandez e Garrido (2002), a valorização econômica da água e a conseqüente implementação do instrumento de

cobrança pelo seu uso são temas bastante complexos, e, além das questões econômicas, envolvem também questões legais, institucionais, técnicas e sociais. A atribuição de um valor econômico à água pressupõe criteriosa elaboração, pois ela pode ser destinada para diferentes usos, seja como insumo ou como bem de consumo final.

4.2 A formação de preços

4.2.1 Custo e preço da água

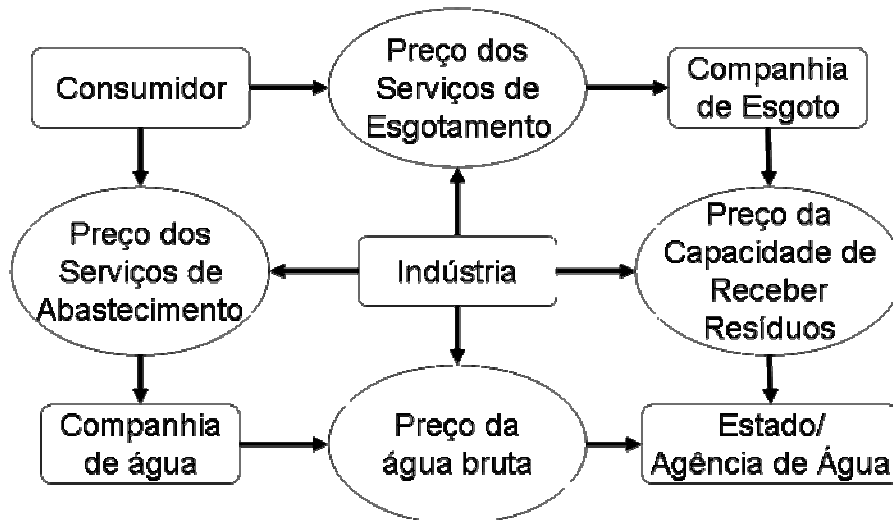
Na teoria econômica clássica, conforme teoriza Pereira (2002), para os bens correntes num mercado livre, os custos são crescentes com a quantidade produzida e os benefícios são decrescentes, podendo ser medidos por meio dos custos e dos benefícios marginais. Os preços mais adequados, os preços de equilíbrio, são aqueles obtidos pela intersecção da função oferta com a função procura. Assim, ao preço de equilíbrio, a quantidade ofertada é igual à quantidade demandada. No entanto, para o produto água, a situação é diferente. Isso se deve, principalmente, às seguintes características específicas do recurso natural água:

- É um bem insubstituível e imprescindível para a grande maioria dos usos;
- Não pode ser apropriado em regime de exclusividade por um determinado utilizador;
- A natureza, seu produtor exclusivo na origem, não se comporta como um agente;
- Os serviços de água, em alguns casos, são prestados em regime que se assemelha ao de mercado.

Assim, os mecanismos correntes de mercado livre não são apropriados para fixar os preços da água em níveis corretos, implicando a necessidade de intervenção do Estado, que procura compatibilizar interesses privados com interesses sociais.

A Política Nacional dos Recursos Hídricos prevê a cobrança pela utilização da água nos seus diferentes usos. A Figura 2 ilustra os usos da água e os seus respectivos preços.

Figura 2 – Os preços da água



Fonte: Pereira (2002)

De acordo com a Figura 2, com relação ao preço da água, Pereira (2002) identifica os quatro usos passíveis de precificação:

- 1 – Uso da água disponível no ambiente (água bruta) como fator de produção ou bem de consumo final;
- 2 – Uso de serviços de captação, regularização, transporte, tratamento e distribuição de água (serviços de abastecimento);
- 3 – Uso de serviços de coleta, transporte, tratamento e destinação final de esgotos (serviços de esgotamento); e
- 4 – Uso da água disponível no ambiente como receptor de resíduos.

O autor destaca ainda que os usos (2) e (3) são comumente cobrados pelas companhias de saneamento sob a denominação de “tarifas”; e o uso (2) pelas entidades que gerenciam projetos públicos de irrigação. A retirada de água bruta (uso 1) e o lançamento de poluentes no ambiente (uso 4) são usos historicamente livres de cobrança na maioria das sociedades.

4.2.2 Motivações para a cobrança

As motivações para a cobrança são enumeradas por Lanna (1995, apud PEREIRA, 2002), conforme descrito:

1 – Financeira: (a) Recuperação de investimentos e pagamento de custos operacionais e de manutenção; (b) Geração de recursos para a expansão dos serviços;

2 – Econômica: estímulo ao uso produtivo do recurso;

3 – Distribuição de renda: transferência de renda de camadas mais privilegiadas economicamente para as camadas menos privilegiadas;

4 – Equidade social: contribuição pela utilização de recurso ambiental para fins econômicos.

4.2.3 Referências para a cobrança

As referências para a cobrança são enumeradas por Lanna (1995, apud PEREIRA, 2002) e relacionadas às motivações definidas na subseção anterior, a saber:

1 – Capacidade de pagamento do usuário: método de transferência de renda adotado ao se quantificar a cobrança tendo por referência a renda do pagante. Refere-se à motivação 3 (Distribuição de renda);

2 – Custo do serviço: a referência é o custo de oferta do serviço. Refere-se à motivação 1(a) (Recuperação de investimentos e pagamento de custos operacionais e de manutenção);

3 – Custo marginal ou incremental: a referência é o custo de oferta da última unidade do produto ou serviço e possibilita o financiamento da expansão do serviço. Refere-se, portanto à motivação 1(b) (Geração de recursos para a expansão dos serviços);

4 – Custo de oportunidade: a referência é o valor econômico da água para a sociedade. Refere-se à motivação 2 (Econômica);

5 – Custo de mercado: a referência é o preço de mercado livremente formado para a oferta do produto ou serviço em poucos casos de concorrência perfeita. Refere-se à motivação 2 (Econômica);

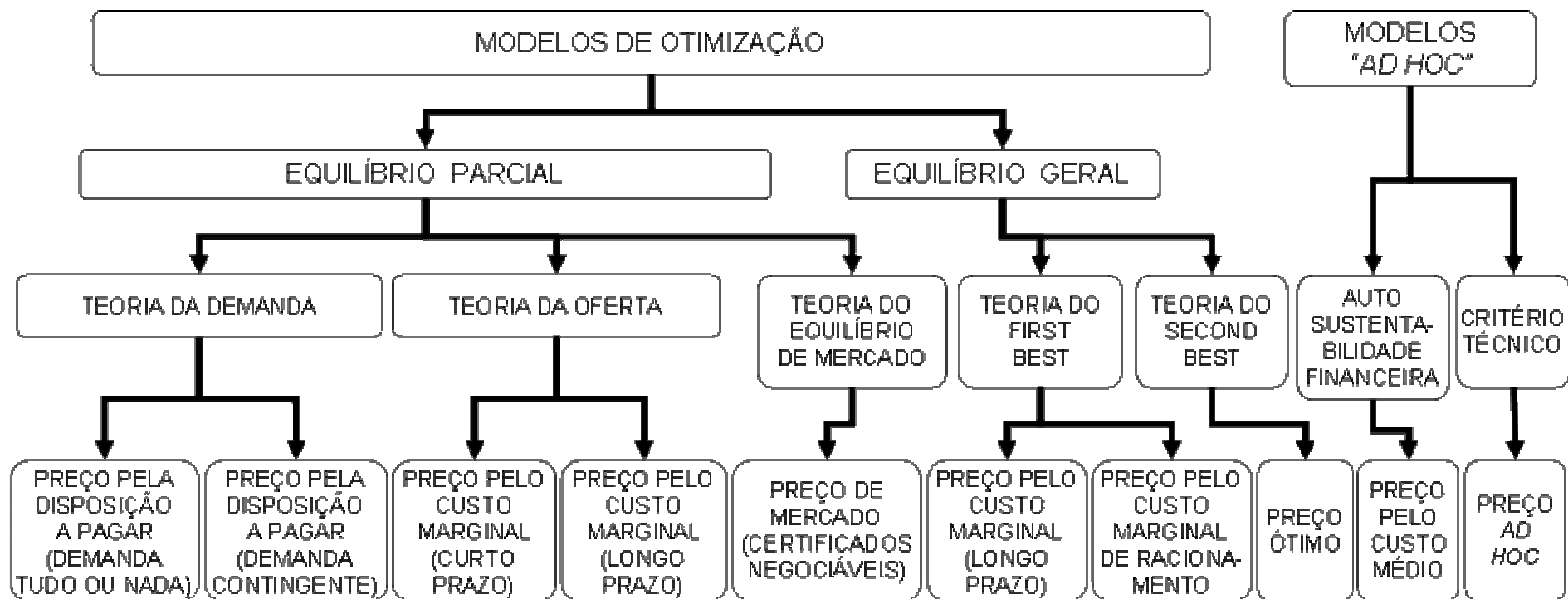
6 – Custo incremental médio: a referência é o custo médio por unidade de serviço (por exemplo, m³), acrescentada ao sistema de oferta, na próxima expansão. Refere-se à motivação 1(b) (Geração de recursos para a expansão dos serviços).

4.2.4 Metodologias para a formação de preços

A atribuição de valor econômico à água bruta é uma questão complexa. A grande dificuldade é atingir o consenso na definição dos níveis de preços nos meios técnicos e acadêmicos. A homogeneização das propostas talvez pudesse conferir maior credibilidade ao processo de instituição da cobrança, facilitando assim a adoção desse instrumento econômico. No entanto, várias metodologias para a formação de preços pelo uso dos recursos hídricos têm surgido na literatura. Carrera-Fernandez e Garrido (2002) destacam que essas metodologias se fundamentam em uma gama de diferentes teorias econômicas. Conforme o Quadro 3, esses autores organizam essas metodologias em três grandes grupos: (i) modelos de otimização com equilíbrio parcial; (ii) modelos de otimização com equilíbrio geral; e (iii) modelos *ad hoc*. Todas essas metodologias buscam ou priorizam algum dos três princípios econômicos básicos, ou seja: (i) eficiência econômica; (ii) eficiência distributiva ou equidade; e (iii) recuperação dos custos (auto-sustentabilidade financeira).

Analisando o Quadro 3, Domingues e Santos (2004) destacam que as metodologias dos dois primeiros grupos constituem mecanismos de formação de preços que adotam, como ponto de partida, a conduta otimizada do agente econômico capaz de tomar decisões racionais, ensejando o cálculo do preço a ser cobrado pelo uso da água e ao agasalho de postulados amplamente aceitos na teoria econômica. Para esses autores, no que concerne ao terceiro grupo, o dos modelos *ad hoc*, ou seja, aqueles que não apresentam processo legítimo de otimização econômica, o preço a ser cobrado corresponde, na maior parte dos casos, ao custo médio de produção, trazendo grande simplicidade para o cálculo. Assim, apesar de ensejar a eficiência distributiva, a cobrança baseada no custo médio pode distanciar-se significativamente do valor socialmente ótimo, ou seja, do custo marginal social de longo prazo.

Quadro 3 – Metodologias de cobrança pelo uso da água fundamentadas na teoria econômica



Fonte: Carrera-Fernandez e Garrido (2002)

A questão do quanto se cobrar pelo uso da água, conforme Faria e Nogueira (2004), remete o problema ao tema da análise de formação de preços ou aos métodos de valoração econômica da água. Esses autores ressaltam que o papel fundamental do preço é alocar recursos escassos na economia. Sob as hipóteses do modelo de concorrência perfeita, o mecanismo de mercado é o meio mais eficiente para alocar esses recursos, de forma a maximizar o bem-estar da sociedade. Na presença de falhas de mercado em si, algum mecanismo de precificação deve ser introduzido com a finalidade de determinar um preço ótimo que produza a melhor alocação possível.

A literatura da valoração ambiental dá origem ao conjunto de métodos alternativos utilizados para precificar, ou estimar em termos monetários os recursos naturais não suscetíveis a transações de mercado, como é o caso da água bruta. Faria e Nogueira (2004) enumeram os principais métodos que podem ser aplicados para o caso dos recursos hídricos: o método residual, o método da demanda derivada, a função de produção, a dose-resposta (ou mudanças na produtividade), o método de valoração contingente, preços hedônicos e o custo de oportunidade. Para esses autores, uma limitação presente em todos esses métodos de valoração ambiental é que as suas fundamentações teóricas não permitem estabelecer uma relação clara com o conceito de eficiência econômica. Ou seja, o preço encontrado não é derivado de um problema de maximização de bem-estar social e, portanto, não há como definir se o resultado encontrado é uma solução *first-best* ou *second-best*. Conseqüentemente, o preço não pode ser hierarquizado de acordo com o critério de eficiência econômica ou de otimalidade de Pareto.

Para Carrera-Fernandez e Garrido (2002), a grande dificuldade na atribuição de preços para cobrança pelo uso da água deve-se ao fato de esta poder ser utilizada em uma gama variada de finalidades, com diferentes valorações subjetivas e variados custos de oportunidade. Isso conduz a utilização do conceito de elasticidade-preço da demanda, capaz de atribuir, com rigor e através de preços, o tratamento desigual para usuários economicamente desiguais. Assim, o conhecimento da elasticidade-preço da demanda por água possibilita antever o comportamento dos múltiplos usuários dos recursos hídricos frente a uma política de preços.

4.3 O comportamento do usuário

A definição dos valores para cobrança pelo uso da água deve ser precedida de estudos e análises, para se avaliarem os impactos decorrentes de tal política. O comportamento do usuário diante de um novo preço pode gerar impacto significativo nas atividades econômicas, por exemplo, em função das retrações de uso. Por outro lado, a cobrança pelo valor adequado pode induzir o uso racional desse recurso natural, objetivo principal do referido instrumento econômico. Nesse contexto, a elasticidade-preço da demanda por água pode ser utilizada para prever o comportamento do usuário diante de um novo preço pelo uso da água.

Conforme Ribeiro et al. (1999), o enfoque do parâmetro elasticidade-preço da demanda por água nos usos residencial, industrial e agrícola é importante, por refletir a sensibilidade do usuário, no que diz respeito à demanda, frente a alterações no preço da água. Assim, de acordo com Pereira (2002), a elasticidade da demanda permite avaliar o nível de retração do consumo em função da política de preços. Em esquemas de cobrança que visem à recuperação de custos ou o aumento de receitas, se essa retração de uso não for considerada, poderá acabar havendo uma superestimativa da arrecadação. E também, conforme afirmado, no esquema de cobrança, quando o objetivo é o incentivo à racionalização do uso da água, será por meio desse parâmetro que a redução de uso poderá ser estimada.

4.3.1 Elasticidade-preço da demanda⁹

A demanda por uma mercadoria depende do seu preço, bem como da renda do consumidor e dos preços de outras mercadorias. Contudo, freqüentemente, desejamos saber quanto irá aumentar ou cair a demanda, em função de variações ocorridas no seu preço. Utilizamos elasticidades para responder a perguntas como essas. A elasticidade mede quanto uma variável pode ser afetada por outra. Mais especificamente, trata-se de um número que nos informa a variação percentual que ocorrerá em uma variável como reação a um aumento de x% em outra variável. Por exemplo, a elasticidade-preço da demanda mede quanto a quantidade demandada pode ser afetada por modificações no preço. Ela nos informa qual é a variação

⁹ Esta subseção foi desenvolvida com base em Pindyck e Rubinfeld (2004).

percentual na quantidade demandada de uma mercadoria após o aumento de 1% no preço de tal mercadoria.

Indicando a quantidade e o preço por Q e P, podemos expressar a elasticidade-preço da demanda da seguinte forma:

$$E_p = \frac{\Delta Q / Q}{\Delta P / P} = \frac{P}{Q} \cdot \frac{\Delta Q}{\Delta P}$$

Onde $\Delta Q / Q$ ($=\% \Delta Q$) significa “variação percentual de Q” e $\Delta P / P$ ($=\% \Delta P$) significa “variação percentual de P”. A variação percentual de uma variável corresponde à sua variação absoluta, dividida por seu valor original.

A elasticidade-preço da demanda é geralmente um número negativo. Quando o preço de uma mercadoria aumenta, a quantidade demandada em geral cai e, dessa forma, $\Delta Q / \Delta P$ (a variação da quantidade demandada correspondente a uma variação no preço) é negativa, e, portanto, E_p é um valor negativo. Quando a elasticidade-preço é superior a 1 em magnitude, dizemos que a demanda é elástica ao preço, porque o percentual de redução da quantidade demandada é maior que o percentual de aumento de preço. Se a elasticidade-preço for menor que 1 em magnitude, dizemos que a demanda é inelástica ao preço. Em geral, a elasticidade-preço da demanda por uma mercadoria depende da disponibilidade de outras mercadorias que possam ser substituídas por ela. Quando existem substitutos, um aumento no preço faz com que um consumidor passe a comprar menos de tal mercadoria e mais do bem substituto. Então, a demanda será altamente elástica ao preço. Quando não existem substitutos, a demanda tenderá a ser inelástica ao preço.

4.3.2 Elasticidade-preço da demanda residencial por água

Vários estudos com estimativas de elasticidade-preço da demanda por água para uso residencial nos Estados Unidos foram estudados por Ribeiro et al. (1999). Os autores concluíram que a grande maioria das estimativas é inferior à unidade, indicando que a demanda residencial é inelástica. O valor da elasticidade para o uso residencial depende, entre outros fatores, da técnica de estimativa, da estação do ano, da renda do usuário, da estrutura de preço e do padrão de uso da água. Esse

último fator se relaciona a algumas variáveis: o fato de a água estar sendo direcionada para usos mais ou menos nobres, a existência de perdas físicas na residência, a existência ou não de dispositivos mais eficientes.

Para o caso dos países em desenvolvimento, os estudos também indicam que o usuário doméstico tem demanda inelástica. A Tabela 6 apresenta alguns exemplos. Para esses países existe uma crença de que os preços da água não exercem influência nas demandas porque a conta de água representa uma pequena porcentagem do orçamento da residência, sendo a oferta de água altamente subsidiada pelo poder público por intermédio de tarifas baixas.

Tabela 6 – Estimativas da elasticidade-preço da demanda residencial por água para países em desenvolvimento

Elasticidade	Região
0,37	Jakarta, Indonésia
0,29 a 0,33	Bogor, Indonésia
0,37 a 0,44	Costa Rica
0,38	México
0,60	Brasil

Fonte: (BHATIA et al., 1995, apud RIBEIRO et al., 1999)

Conforme ressalta Sousa Júnior (2004), de maneira que facilite a modelagem econômica, a maior parte das propostas de cobrança pelo uso da água traz um simplificador considerável: o fato de que a curva de demanda pela água tem um comportamento uniforme em termos de elasticidade-preço, sendo essa elástica ou inelástica. As hipóteses assumidas sobre os valores das elasticidades, conforme ressaltam Ribeiro et al. (1999), não substituem os estudos que objetivam estimar tais parâmetros. Além disso, a suposição de inelasticidade faz com que os prestadores de serviços de água acreditem que uma mudança na sua estrutura de preços trará sempre aumento de receitas.

Estudos desenvolvidos por Andrade et al. (1995, apud RIBEIRO et al., 1999) estimaram a função residencial para os consumidores da Empresa de Saneamento do Paraná (SANEPAR). A Tabela 7 apresenta os valores para as diferentes faixas de renda. Os resultados mostram que a elasticidade-preço da demanda é menor que 1 (um) para todos os casos, ou seja, um aumento nos preços reduz as quantidades demandadas em uma proporção menor que a variação do preço, indicando que o usuário tem demanda inelástica. O autor observa, no entanto, que a diminuição na

quantidade demandada é proporcionalmente maior para o caso do usuário de baixa renda (dois salários mínimos) do que para os demais usuários. Isso significa que um aumento de 100% no preço da água causa um decréscimo de 62% da demanda desse usuário e apenas de 22% dos que possuem renda mensal superior a dez salários mínimos. Sendo a água um bem normal e considerando-se as demais variáveis fixas, um aumento de renda pode levar a um aumento no consumo, acarretando desperdício de água.

Tabela 7 – Estimativas da elasticidade-preço da demanda dos usuários da SANEPAR

Renda	Elasticidade-preço
Geral	0,24
<2 SM*	0,62
2<SM<10	0,17
>10 SM	0,22

*SM = Salário Mínimo

Fonte: (ANDRADE et al, 1995 apud RIBEIRO et al., 1999)

4.3.3. Elasticidade-preço da demanda industrial por água

De acordo com estudos analisados por Ribeiro et al. (1999), os valores de elasticidade-preço da demanda industrial por água são, de forma geral, menores do que 1 (um), embora superiores aos valores encontrados para o consumo do usuário residencial. Conforme destacam esses autores, quanto mais substitutos houver para o bem em questão, maior será a elasticidade-preço da sua demanda. Para o setor industrial, a água é bem de consumo intermediário. Como o setor industrial pode adotar diversas medidas de conservação, reciclagem, reuso de efluentes, assim como aprimorar o seu processo produtivo, ele é menos inelástico que o setor residencial (onde a água é bem de consumo final).

A Tabela 8 mostra um estudo da Fundação Instituto de Pesquisas Econômicas (FIPE), apresentado por Ribeiro et al. (1999), para o setor industrial paulista. As estimativas indicam demandas elásticas para as indústrias metalúrgica e alimentícia, e demanda inelástica para a indústria manufatureira. Segundo esses autores, observa-se que, quando a indústria depende do serviço de abastecimento público, ela é mais preço-elástica do que quando dispõe de abastecimento próprio.

Tabela 8 – Estimativas e elasticidade-preço da demanda industrial paulista

Elasticidade	Setor industrial
0,31	Manufatureira c/ auto-abastecimento
0,76	Manufatureira, rede pública
1,14	Metalúrgica c/ auto-abastecimento
2,17	Alimentícia, rede pública

Fonte: (RIBEIRO et al., 1999)

4.3.4 Elasticidade-preço da demanda agrícola por água

Foram encontrados na literatura poucos estudos, conforme ressaltam Ribeiro et al. (1999), sobre elasticidade-preço da demanda por água no setor agrícola. Mas, considerando as características desse setor, pode-se afirmar que a sua elasticidade é superior aos valores encontrados para o uso residencial. Assim como na indústria, a água é bem de consumo intermediário na agricultura, havendo a alternativa de ser usada em culturas mais eficientes. Esses autores apresentam ainda a função de demanda por água para uso agrícola no Projeto Vale Central da Califórnia (EUA). As estimativas encontradas foram de 1,5 (para culturas com preços de mercado mais baixos) e de 0,46 (para culturas com preços de mercado mais altos). Dessa forma, a demanda é inelástica para o caso dos preços mais altos.

4.4 A experiência internacional

Os sistemas de gestão de recursos hídricos, conforme Santos (2002), diferenciam-se (i) em função da aplicação, em maior ou menor intensidade dos instrumentos de comando e controle ou de instrumentos econômicos; (ii) pelo nível de descentralização da gestão; e (iii) pelo tipo de abordagem de controle da poluição das águas (padrões de emissão ou objetivos de qualidade ambiental). Com base nesses critérios, a autora destaca alguns países, tomados como representativos de políticas de controle de poluição hídrica, a saber:

- EUA: Forte aplicação de instrumentos de comando e controle e gestão centralizada baseada em padrões uniformes de emissão;
- Alemanha: Forte aplicação de instrumentos de comando e controle associada à cobrança por lançamento de efluentes para fins de financiamento do sistema de gestão e obras de controle da poluição; gestão centralizada, baseada em

padrões uniformes de emissão, mas com relativa descentralização em organismos de bacia;

– França: Forte aplicação da cobrança pelo uso da água e por emissão de efluentes, para fins de financiamento do sistema de gestão e obras de controle da poluição; gestão descentralizada em organismos de bacia baseada em objetivos de qualidade ambiental, mas respeitando padrões mínimos para emissão;

– Inglaterra e País de Gales: Aplicação da cobrança pelo uso da água com objetivo exclusivo de financiar o sistema de gestão; gestão centralizada, baseada exclusivamente em objetivos de qualidade ambiental;

– Holanda: Forte aplicação da cobrança pelo uso da água e por emissão de efluentes, com objetivos de financiar o sistema de gestão e obras de controle da poluição; gestão descentralizada em organismos de bacia, baseada em objetivos de qualidade ambiental, mas respeitando padrões mínimos para emissão.

A análise das diferentes políticas descritas fornece uma visão geral da gestão dos recursos hídricos nesses cinco países, onde existem sistemas de cobrança pelo uso da água bruta. O Quadro 4 apresenta as principais características de experiências internacionais em cobrança pelo uso de água bruta. Já o Laboratório de Hidrologia da COOPPE/UFRJ elaborou um estudo¹⁰ sobre a cobrança pelo uso da água bruta (PROAGUA, 2001). No que se refere à experiência internacional, o Projeto PROAGUA contempla França, Alemanha e Holanda. O Quadro 5 apresenta as principais características dos sistemas de cobrança dos referidos países estudados.

¹⁰ Pela apresentação didática, sugere-se a leitura do trabalho do grupo do Laboratório da COPPE/ UFRJ – “Cobrança pelo uso da água bruta: experiências européias e propostas brasileiras” – PROAGUA(2001).

Quadro 4 – Características principais de experiências internacionais em cobrança pelo uso da água bruta¹¹

PAÍS	TIPO DE COBRANÇA	APLICAÇÃO DA RECEITA	REGULAMENTAÇÃO E GERENCIAMENTO	CRITÉRIO DE COBRANÇA	RESULTADOS
FRANÇA	QT e QL	Financiar obras de saneamento nas bacias	Comitês/agência de bacias	Preços públicos e padrões ambientais	Consolidação da bacia como a unidade principal de gerenciamento e geração/distribuição de receita
HOLANDA	QT e QL	Financiar obras de saneamento nos municípios	Níveis de governo estadual e federal	Preços públicos e padrões ambientais	Valores de cobrança altos e crescentes forçaram práticas de controle, gerando elevadas receitas
ALEMANHA	QL	Financiar obras de saneamento nos municípios	Níveis de governo estadual e federal	Preços públicos e padrões ambientais	Isenção de cobrança para atendimento a padrões mais restritivos aumentou o controle de poluição, reduzindo a receita
MÉXICO	QL	Coletada pelo Tesouro Nacional e incrementada parcialmente ao orçamento das agências de gerenciamento de água	Governo federal	Padrões ambientais	Aumento da receita e frágil capacidade de implementação
COLÔMBIA	QT e QL	Financiar agências de gerenciamento de água	Níveis de governo estadual e federal	Danos ambientais	A complexidade dos critérios de cobrança e a frágil capacidade institucional levam a falhas na implementação
ÍNDIA	QT e QL		Níveis de governo federal e estadual	Danos ambientais	Criação de associações de usuários de água e implementação de aumentos de preços
ÁFRICA DO SUL	QT	Financiar o gerenciamento de recursos hídricos, desenvolvimento e uso de sistemas hídricos; e alcance de alocação equitativa e eficiente de água	Agências federais de bacias ou locais	Infra-estrutura, gerenciamento de bacias e cobrança que reflete a escassez relativa da água (no tempo e no espaço)	
ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA	QT	Financiamento das agências de gerenciamento de água	Governos federal e estadual		Preços subsidiados para usos na irrigação

Nota: QT=cobrança por quantidade e QL= cobrança por qualidade

Fonte: Asad et al (1999)

¹¹ Para uma análise mais detalhada desse quadro, sugere-se a leitura do Anexo 1 de “Management of Water Resources: Bulk Water Pricing in Brazil” – Asad et al (1999).

Quadro 5 – Principais características dos sistemas de cobrança

Cobrança	França	Alemanha	Holanda
Objetivos do sistema de cobrança (para que cobrar?)	Principalmente gerar receita para financiar os programas quinquenais de aproveitamento dos recursos hídricos e de redução da população, elaborados pelas agências de águas e aprovados pelos comitês de bacia	<ul style="list-style-type: none"> - Principalmente fortalecer o sistema de comando e controle e estimular o respeito às normas legais de outorga e licenciamento ambiental - Estimular a redução no nível de poluição - Racionalizar o uso da água 	Principalmente gerar receita para financiar gestão das águas e a construção/operação/manutenção de estações de tratamento de esgoto (ETE)
Natureza jurídica da cobrança Vinculação cobrança– investimentos	<p>A <i>redevance</i> é considerada uma cobrança atípica, e até hoje pairam suspeitas sobre sua constitucionalidade</p> <p>A <i>redevance</i> é vinculada à implementação dos Programas Quinquenais de Intervenção das agências de bacia</p>	Informação não disponível	<p>Informação não disponível quanto à natureza jurídica da cobrança</p> <p>A cobrança pelas associações de usuários é determinada de forma a cobrir os custos de gestão e controle do uso da água e do programa de investimentos</p>
Usuários sujeitos à cobrança (quem paga)	<p>Consumidores domésticos finais de cidades com mais de 400 habitantes permanentes e sazonais ponderados</p> <p>Indústrias (diretas e indiretas) produzindo poluição igual ou superior a 200 equiv-hab (em caráter especial) Outros (usinas hidrelétricas, centrais nucleares, centrais térmicas, etc.)</p>	<p>De modo geral, somente os usuários domésticos e industriais estão sujeitos à cobrança.</p> <p>Cada “Estado Alemão” decide quanto à aplicação da cobrança pela captação em seu território</p> <p>A cobrança pela poluição é aplicada em nível nacional junto aos seguintes usuários:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Indústrias lançando diretamente nos corpos d’água - ETE - Fontes de poluição doméstica lançando diretamente nos corpos d’água 	<ul style="list-style-type: none"> - Usuários de águas subterrâneas - Usuários domésticos finais - ETE (águas nacionais) - Indústrias de médio e grande porte lançando diretamente nos corpos d’água (águas nacionais) - Indústrias de médio e grande porte lançando direta e indiretamente nos corpos d’água (águas “não-nacionais”) <p>Obs.: empresas de pequeno porte são assimiladas aos usuários domésticos</p>

Fonte: PROAGUA (2001)

Quadro 5 – Principais características dos sistemas de cobrança (continuação)

Cobrança	França	Alemanha	Holanda
<p>Parâmetros passíveis de cobrança (o que cobram)</p>	<p><u>Quantidade:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Captação - Consumo - Modificação do regime das águas - Beneficiários das ações das agências <p><u>Qualidade:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - matérias em suspensão - Matérias oxidáveis (DQO e DBO) - Sais solúveis - Matérias inibidoras - Nitrogênio reduzido - Nitrogênio oxidado - Fósforo total - Compostos organo-halógenos - Metais pesados 	<p><u>Quantidade</u> (depende do “Estado Alemão”):</p> <ul style="list-style-type: none"> - Captação <p><u>Qualidade:</u> (em todo o território nacional)</p> <ul style="list-style-type: none"> - DQO (demanda química de oxigênio) - Compostos organo-halógenos - Metais pesados (mercúrio, cádmio, cromo, níquel, chumbo e cobre) - Toxicidade para peixes - Fósforo - Nitrogênio 	<p><u>Quantidade</u> (somente águas subterrâneas)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Extração <p><u>Qualidade:</u> (a cesta de parâmetros pode variar entre um organismo arrecadador e outro)</p> <ul style="list-style-type: none"> - DBO (demanda biológica de oxigênio) - DQO (demanda química de oxigênio) - Nitrogênio - Metais pesados - Fósforo
<p>Previsão de coeficientes de majoração e/ou redução (consideração das especificidades locais e regionais no interior da bacia)</p>	<p>Sim</p> <p>A utilização de coeficientes pelas seis agências francesas de bacia tem-se intensificado e variado ao longo dos anos</p>	<p>Não</p>	<p>Não</p>
<p>Metodologia de qualificação da cobrança “quantidade” (como determinar a base de cálculo da cobrança – aspectos quantitativos)</p>	<p>O volume de água captado pode ser medido ou estimado para todos os usos</p> <p>O consumo é geralmente estimado mediante a utilização de coeficientes fixos para cada categoria de usuário em cada agência de bacia (consumo de 100% para águas subterrâneas)</p>	<p>Freqüentemente adota-se o volume de água outorgado como a base de cálculo da cobrança pela captação</p>	<p>Informação não disponível</p>

Fonte: PROAGUA (2001)

Quadro 5 – Principais características dos sistemas de cobrança (continuação)

Cobrança	França	Alemanha	Holanda
<p>Efluentes sujeitos a cobrança</p>	<p>Diretos e indiretos (lançados nos corpos d'águas e rede de esgoto, respectivamente)</p>	<p>Somente diretos</p>	<p>Diretos (todos corpos d'água) Indiretos (águas “não-nacionais”)</p>
<p>Metodologia de quantificação da cobrança “quantidade” (como determinar a base de cálculo da cobrança – aspectos quantitativos)</p>	<p>Base de cálculo: equivalente-habitante (carga quotidiana de poluição produzida por um habitante)</p> <p><u>Poluição doméstica:</u> Bases estimadas de cálculo</p> <p><u>Poluição industrial:</u> Medidas diretas ou estimativas baseadas em informações sobre os processos de produção, número de empregos, etc.</p> <p><u>Poluição por criação de animais:</u> Estimativas de cálculo complexo</p>	<p>Base de cálculo: “unidade de toxicidade”</p> <p>Como a cobrança pela captação, adotam-se quase sempre as cargas e as concentrações limites do licenciamento ambiental como base de cálculo da cobrança pela poluição doméstica e industrial</p>	<p>Base de cálculo: unidade de poluição (correspondentes ao equivalente-habitante)</p> <p>As medições são reservadas às grandes empresas poluidoras</p> <p>Em todos os outros casos a cobrança é estimada segundo normas de cálculo nacionais</p>
<p>Determinação dos valores unitários da cobrança (quem define o que pagar e os valores a serem pagos)</p>	<p>Cada bacia fixa seu preço. Os comitês de bacia aprovam propostas das agências de água, sob reserva de acordo com Ministério de Finanças (que exerce a tutela financeira das agências de água)</p>	<p>O preço único nacional de cada “unidade de toxicidade” é determinado por lei pelo governo federal, sob reserva de aprovação do Parlamento</p>	<p>Cada agente arrecadador/gestor da cobrança determina os preços unitários cobrados na sua circunscrição:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Águas subterrâneas: cada província determina o seu preço - Águas superf. nacionais: “Agência Nacional” (do Ministério de Transportes, Obras Públicas e Gestão das Águas) - Águas superf. “não-nacionais” cada “associação de usuário” determina o seu preço

Fonte: PROAGUA (2001)

Quadro 5 – Principais características dos sistemas de cobrança (continuação)

Cobrança	França	Alemanha	Holanda
Circuito financeiro da cobrança (etapa 1: quem arrecada?)	As (seis) agências de água que cobrem o território nacional	Os ministérios (estaduais) de meio ambiente de cada “Estado Alemão” (equivalente às secretarias estaduais de meio ambiente no Brasil)	Águas subterrâneas (captação): as 12 províncias Águas superf. nacionais (poluição): “Agência Nacional” Águas superf. “não-nacionais” (poluição): as “associações de usuários”
Circuito financeiro da cobrança (etapa 2: para onde vão os recursos?)	Diretamente para a conta de cada agência de bacia Os recursos arrecadados em uma bacia são redistribuídos na mesma bacia	Para os ministérios (estaduais) de meio ambiente de cada “Estado Alemão”	Os recursos da cobrança constituem receita do agente arrecadador (“Agência Nacional”, províncias ou “associações de usuários”)
Circuito financeiro da cobrança (etapa 3: quem administra técnica e financeiramente os recursos?)	As seis agências de água que cobrem o território nacional, segundo o planejamento dos programas quinquenais de intervenção	Os ministérios (estaduais) de meio ambiente, ou equivalentes, de cada “Estado Alemão”	Cada agente arrecadador (“Agência Nacional”, províncias ou “associações de usuários”), segundo o seu programa de investimentos
Áreas de investimento dos recursos arrecadados	Financiamento (a fundo perdido ou outras modalidades) de ações e obras de aproveitamento das águas, proteção e principalmente sua recuperação, notadamente ETE e estação de tratamento de efluentes industriais Até 10% podem ser destinados ao funcionamento das agências de água. Ultimamente parte dos recursos alimenta o Fundo Nacional de Luta contra a Inundação e contribui para o financiamento do controle e fiscalização de outorgas	Custos administrativos de percepção da cobrança e gestão dos produtos arrecadados Financiamento de ações de proteção e recuperação de qualidade das águas, inclusive compensação a agricultores em áreas de proteção de mananciais Custeio da gestão e regulação dos aspectos de quantidade e qualidade da água bruta	Custos administrativos de percepção e gestão da cobrança Custeio da gestão e regulação da utilização da água bruta Financiamento de obras e programas de recuperação da qualidade das águas e, principalmente, a construção, operação e manutenção de ETE (a fundo perdido)

Fonte: PROÁGUA (2001)

4.5 O exemplo brasileiro

4.5.1 Considerações iniciais¹²

A ANA vem desenvolvendo ações para implementação da cobrança desde 2001. Compete à ANA operacionalizar a cobrança pelo uso dos recursos hídricos de domínio da União, ou seja, rios que atravessam mais de um estado da Federação. A cobrança na bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul – que tem cerca de 200 usuários – teve início em março de 2003 e foi uma iniciativa pioneira no país em rios de domínio da União. A sua metodologia de cobrança foi revisada em 2006 e os novos valores entraram em vigor em 2007. A cobrança nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá – que têm cerca de 100 usuários – teve início em janeiro de 2006, sendo o segundo comitê a implementar a cobrança em rios de domínio da União.

Conforme consta na página da Cobrança pelo Uso da Água da ANA, a cobrança não é um imposto, mas um preço público, fixado a partir de um pacto entre os usuários da água e o comitê de bacia, com o apoio dessa Agência Nacional de Águas. De acordo com a definição que consta no artigo 16 do Código Tributário Nacional, imposto é o tributo cuja obrigação tem por fato gerador uma situação independente de qualquer atividade estatal específica relativa ao contribuinte. Nesse sentido, Pompeu (2000) destaca que a contraprestação pela utilização dos recursos hídricos não caracteriza imposto, porque, nesse caso, a vantagem do particular é puramente acidental, tendo o interesse público como consideração exclusiva. Para esse autor, no Brasil, a contraprestação paga pelo uso da água, que caracteriza a retribuição da utilização de um bem público, representa Receita Originária do Estado, ou ainda um preço público. Por sua vez, Aranha (2006), observando que a cobrança pelo uso dos recursos hídricos vem sendo feita como preço público, sustenta que a cobrança pelo uso dos recursos naturais deveria ser efetivada por tributo, pois os mesmos se referem a serviços públicos essenciais e de interesse da coletividade. Para essa autora, somente os serviços públicos não-essenciais poderiam ser remunerados através de preços públicos – entendendo-se como

¹² Quando não referenciada especificamente, esta subseção está baseada na ANA. Disponível em: <http://www.ana.gov.br/>.

serviços públicos não-essenciais aqueles que, se não utilizados, não resultam em dano para o interesse público¹³.

Na condição de preço público, os valores pagos pelos usuários foram estudados no âmbito de cada um dos comitês de bacia, de forma a não causar impacto significativo nos custos dos usuários. Um exemplo dado pela ANA mostra que, na hipótese de repasse da cobrança para a tarifa residencial, “uma família de quatro pessoas com consumo diário muito alto de 250 litros *per capita* por dia teria impacto de menos de R\$1 por mês”. Para se dar uma idéia da magnitude do montante arrecadado na Bacia do Rio Paraíba do Sul, entre os anos 2003 e 2006 foram arrecadados R\$25,4 milhões.

O uso dos recursos hídricos em rios de domínio dos estados está sujeito ao que estabelecem as leis estaduais. O Ceará, no ano de 1996, foi o primeiro estado brasileiro a aplicar a cobrança, e devido a particularidades regionais, adotou uma sistemática diferente daquela proposta pela legislação federal. Outros exemplos importantes, em rios de domínio estadual, são o estado do Rio de Janeiro, onde já existe cobrança há alguns anos, e o estado de São Paulo, que começou a cobrar em 2007. Os estados do Paraná e da Bahia encontram-se em estágio avançado para implementação do sistema de cobrança.

O fundamento legal para a cobrança, conforme destaca Francisco et al. (2007), remonta ao Código Civil de 1916 e posteriormente ao Código das Águas, através de seu Decreto 24.642/34, estabelecendo que a utilização de bens públicos poderia ser gratuita ou retribuída. Em 1981 a Lei 6.938, que trata da Política Nacional do Meio Ambiente, incluiu a possibilidade de impor ao poluidor a obrigação de recuperar e/ou indenizar os danos causados ao meio ambiente, e ao usuário a possibilidade de pagamento pelo uso dos recursos ambientais. Em 1997 foi aprovada a Lei 9.433. Levando-se em conta que a cobrança foi prevista há muito tempo e que existem cerca de 140 comitês de bacia hidrográfica em todo o país, podemos dizer que os casos isolados de cobrança representam muito pouco em termos de quantidade. A expectativa da ANA é de que será necessário de cinco a dez anos para que o sistema de cobrança esteja implantado nos principais estados do país.

¹³ Para aprofundamento dessa questão, sugere-se a leitura do “Estudo de condições necessárias para a eficácia da cobrança na gestão dos recursos hídricos” – Aranha (2006).

Após análise comparativa entre os sistemas de cobrança no Brasil, notadamente no estado do Ceará e na bacia hidrográfica do Paraíba do Sul, Ueta et al. (2007) concluem que as nossas políticas de cobrança, diferentemente do que ocorre na Europa e nos Estados Unidos, encontram-se em uma fase inicial e transitória. Isso devido ao complexo ordenamento jurídico que existe no Brasil, com respeito ao direito do uso da água. O estudo mostra ainda que a composição do preço unitário cobrado pelo uso da água depende de características regionais, tais como nível de escassez de água na região e nível econômico, bem como da capacidade de pagamento pelo usuário.

4.5.2 Bacia do Rio Paraíba do Sul¹⁴

4.5.2.1 Demanda hídrica¹⁵

A Bacia do Rio Paraíba do Sul se estende por territórios pertencentes a três estados da Região Sudeste: São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais. A população total é de cerca de 5 milhões de habitantes, sendo a maior parte – 55% – residente no Rio de Janeiro. O grau de urbanização é alto, chegando a atingir cerca de 90% na porção paulista, denotando o processo de industrialização crescente do Vale do Paraíba. Em que pese o fato de essas projeções serem calcadas em bases simplistas, ainda assim a estimativa de crescimento é preocupante quanto a demandantes por recursos hídricos. Na região predomina a atividade industrial, em uma matriz diversificada de produção. O maior usuário industrial individual é a Companhia Siderúrgica Nacional (CSN), situada em Volta Redonda, com captação girando em torno de 10m³/s. Esse número se iguala à demanda industrial total do trecho paulista. A atividade agropecuária se restringe à pecuária, em geral de baixa produtividade, e a culturas de pequeno porte.

Um fator importante do ponto de vista do gerenciamento dos recursos hídricos diz respeito à distribuição populacional ao longo do rio. As maiores densidades populacionais são verificadas na porção inicial do Paraíba do Sul, em franco processo de conurbação e no trecho mais próximo da região metropolitana da

¹⁴ Esta seção foi desenvolvida com base em Féres et al. (2005), exceto quando referenciado.

¹⁵ Baseada em Souza Júnior (2004). Para ambas as referências, trata-se de um resumo que inclusive mantém fielmente algumas passagens.

cidade do Rio de Janeiro. A demanda hídrica da bacia apresenta um quadro crítico em termos de qualidade, uma vez que a maior parte dos municípios que a compõem não possui sistemas de tratamento de esgotos. Há que se ressaltar ainda o recalque de aproximadamente 60% (160 m³/s) do caudal do Rio Paraíba do Sul do estado no Rio de Janeiro para abastecimento do Sistema Guandu, que supre 80% da demanda hídrica da região metropolitana da capital fluminense, além de gerar energia.

4.5.2.2 A cobrança pelo uso da água

A cobrança pelo uso da água na Bacia do Rio Paraíba do Sul é a primeira experiência de implementação desse novo instrumento de gestão em águas de domínio federal. Iniciada em março de 2003, a cobrança aplica-se à indústria, ao saneamento básico, à agropecuária, à mineração, à piscicultura e às pequenas centrais hidrelétricas. Os princípios gerais que nortearam as discussões sobre a fórmula de cobrança podem ser resumidos em quatro pontos.

– Simplicidade: o critério da simplicidade da fórmula de cobrança, tanto em termos operacionais como conceituais, prevaleceu ao longo de todo o debate. Procurou-se definir mecanismos de cobrança baseados em parâmetros facilmente mensuráveis. Tal critério foi adotado para familiarizar os usuários com esse novo instrumento e para avaliar as reações dos mesmos.

– Aceitabilidade: A aceitação por parte dos usuários da bacia é um requisito fundamental para a legitimação da cobrança. O caráter participativo do Comitê para Integração da Bacia do Rio Paraíba do Sul (Ceivap) permitiu a intervenção dos usuários no debate sobre a metodologia da cobrança, facilitando assim a aceitação da cobrança pelas partes interessadas.

– Sinalização: A cobrança pelo uso da água deve sinalizar o valor econômico da água e incentivar o uso racional da mesma, tanto em termos de qualidade quanto de quantidade.

– Minimização de impactos econômicos: A sinalização do valor de escassez da água, no entanto, não deve ser tão forte a ponto de comprometer a aceitação da cobrança. Dessa forma, os critérios de preço da cobrança foram definidos de modo a minimizar os impactos econômicos sobre os custos dos usuários, sendo adotados baixos valores para a cobrança.

O Ceivap foi composto por representantes do poder público, dos usuários de água da bacia e representantes da sociedade civil. Esse comitê foi responsável pela discussão e aprovação dos valores da cobrança pelo uso da água no âmbito da bacia. A metodologia de cálculo da cobrança foi definida pelo Ceivap e baseou-se nos princípios do usuário-pagador e do poluidor-pagador. Foram definidos três fatos geradores para a cobrança pelo uso: captação, consumo e diluição de efluentes. A fórmula a seguir (Fórmula Inicial) é apresentada de modo a identificar a parte relativa a cada tipo de uso:

$$VT = \underbrace{Q_A \times K_0 \times PPU}_{\text{CAPTAÇÃO}} + \underbrace{Q_A \times K_1 \times PPU}_{\text{CONSUMO}} + \underbrace{Q_A \times (1 - K_1) \times (1 - K_2 \times K_3) \times PPU}_{\text{DILUIÇÃO DE EFLUENTES (DBO)}}$$

Onde:

VT = valor total da cobrança pelo uso da água;

Q_A = vazão captada durante um mês, segundo o volume declarado pelos usuários;

K_0 = coeficiente de captação, definido pelo Ceivap ($K_0 < 1$);

K_1 = coeficiente de consumo (isto é, proporção da água captada que não é retornada aos corpos hídricos), que varia de acordo com o setor de atividade;

K_2 = percentual de efluentes tratados;

K_3 = nível de eficiência da redução de DBO, que varia de acordo com os equipamentos de controle de poluição adotados pelo usuário;

PPU = preço público unitário (R\$/m³), definido pelo Ceivap.

O início da cobrança foi precedido por uma campanha de cadastramento dos usuários da bacia, na qual eles declararam os volumes de água utilizados. A quantidade Q_A para o cálculo da cobrança baseou-se no volume de captação declarado.

Os valores estipulados para a cobrança foram relativamente baixos, de modo a facilitar a aceitação da mesma por parte dos usuários. Desse modo, dentre os critérios citados, prevaleceram os princípios da aceitabilidade e minimização de custos sobre o da sinalização da escassez de água da bacia. Para a indústria e o saneamento, foram estabelecidos $K_0 = 0,4$ e $PPU = \text{R\$ } 0,02/\text{m}^3$. Analisando-se a fórmula da cobrança, observa-se que esses coeficientes equivalem a um valor de R\$ 0,008 por metro cúbico captado e R\$ 0,02 por metro cúbico consumido. Já para a

diluição de efluentes, o valor depende do percentual de efluente tratado e do nível de eficiência do sistema de tratamento utilizado (expressos pelos coeficientes K_2 e K_3), podendo alcançar um máximo de R\$ 0,02 por metro cúbico descartado sem qualquer tipo de tratamento.

O exemplo a seguir procura ilustrar o que a cobrança baseada nesses parâmetros representa em termos de aumento do custo médio do metro cúbico, para o caso particular de estabelecimentos que não tratam seus efluentes. Vazões de captação inferiores a um litro por segundo foram definidas como insignificantes em termos de impacto ambiental na bacia, estando esses usuários isentos da cobrança. Esse exemplo procura avaliar o aumento do custo médio da água decorrente da introdução da cobrança na Bacia do Rio Paraíba do Sul. Considere-se o caso de um estabelecimento industrial que não realize tratamento de efluentes (isto é, $K_2 = K_3 = 0$ na fórmula da cobrança). Nesse caso, tendo em vista a fórmula e os parâmetros adotados na fase inicial da cobrança ($K_0 = 0,4$ e $PPU = \text{R\$ } 0,02/\text{m}^3$), o valor a ser pago para cada metro cúbico utilizado é de R\$ 0,028/m³ (R\$ 0,008 pela captação mais R\$ 0,02 pelo consumo e/ou descarte sem qualquer tipo de tratamento):

$$V(1\text{m}^3) = \underbrace{1 \times K_0 \times PPU}_{\text{CAPTAÇÃO}} + \underbrace{1 \times K_1 \times PPU}_{\text{CONSUMO}} + \underbrace{1 \times (1 - K_1) PPU}_{\text{DILUIÇÃO DE EFLUENTES (DBO)}}$$

$$V(1\text{m}^3) = 1 \times K_0 \times PPU + 1 \times PPU = 1 \times 0,4 \times 0,02 + 1 \times 0,02 = 0,008 + 0,02 = 0,028$$

Sousa Júnior (2004), em análise hipotética, utilizando a formulação de cobrança do Ceivap, fez simulações para diferentes cenários de uso da água pela indústria. Um usuário que tenha eficiência total de remoção de DBO trata todo o seu efluente e não tem uso consuntivo, ou seja, devolve toda a água captada à bacia, tendo o valor de cobrança pelo uso da água definido em:

$$\text{Valor mensal} = Q_A \times 0,4 \times 0,02 = Q_A \times 0,008.$$

Supondo que esse usuário captasse 100m³/hora, durante 2,4h por dia, o valor a ser pago seria de R\$ 57,60/mês.

No outro extremo, um usuário que captasse os mesmos 100m³/hora, durante 2,4h por dia, mas não tratasse seus efluentes e os lançasse integralmente (sem uso consuntivo), teria o valor de cobrança definido em:

$$\text{Valor mensal} = Q_A (0,4 + 1) \times 0,02.$$

(O valor mensal nesse caso seria de R\$ 201,60).

Um cálculo para um usuário que captasse os mesmos 100m³/hora, durante 2,4h por dia, com eficiência de remoção de DBO de cerca de 80%, tratamento de 80% dos efluentes e uso consuntivo de 30% da vazão captada, resultaria em um valor mensal de R\$ 165,31.

Com base na formulação apresentada, Sousa Júnior (2004) destaca que o instrumento de cobrança trata de maneira igual as empresas que hoje não possuem sistemas de tratamento, quer tenham efluentes concentrados ou não. Dessa forma, uma empresa que capte água e utilize um processo específico, fazendo retornar a água com um baixo nível de contaminação, caso não possua sistemas de tratamento de efluentes, estará sendo onerada com a taxa máxima para aquela captação, da mesma forma que uma empresa que capte uma mesma quantidade e devolva a água com alto grau de contaminação.

A metodologia inicial de cálculo da cobrança da Bacia do Rio Paraíba do Sul vigorou de 2003 a 2006. Em setembro de 2006, o Ceivap estabeleceu novos mecanismos e valores para a cobrança, aplicáveis a partir de 2007 – cobrança aqui referida como Fórmula Aperfeiçoada.

4.5.2.3 Fórmula aperfeiçoada

Conforme observam Pizzo e Teixeira (2007), na Fórmula Aperfeiçoada (Ceivap, 2006a), a cobrança continua sendo feita em função das parcelas de captação, consumo e lançamento de efluentes, todavia com algumas diferenças em relação à Fórmula Inicial. A Fórmula Aperfeiçoada apresenta-se na seguinte forma:

$$\text{Valor}_{\text{total}} = [Q_{\text{cap}} \times \text{PPU}_{\text{cap}} \times K_{\text{cap classe}} + (Q_{\text{capT}} - Q_{\text{lançT}}) \times \text{PPU}_{\text{cons}} \times (Q_{\text{cap}}/Q_{\text{capT}}) + \text{CO}_{\text{DBO}} \times \text{PPU}_{\text{DBO}}] \times K_{\text{Gestão}}$$

Onde:

$\text{Valor}_{\text{Total}}$ = cobrança anual pelo uso da água;

Q_{cap} = volume anual de água captada, em m^3/ano (valor ponderado que leva em conta a vazão outorgada, a vazão média, entre outros fatores);

PPU_{cap} = preço público unitário para captação superficial, em $\text{R}\$/\text{m}^3$;

$K_{\text{cap classe}}$ = coeficiente que leva em conta a classe de enquadramento do corpo d'água no qual se faz a captação;

Q_{capT} = volume total anual de água captada, em m^3/ano , igual à vazão medida ou igual à vazão outorgada, sendo essa última adotada caso não exista medição, em corpos d'água de domínio da União e dos estados, mais aqueles volumes captados diretamente em redes de concessionárias dos sistemas de distribuição de água. Pode-se levar em consideração a importação de água de diferentes bacias, ou seja, a questão da dominialidade da bacia;

Q_{lancT} = volume total anual de água lançada, em m^3/ano , em corpos d'água de domínio dos estados, da União, em redes públicas de coleta de esgotos ou em sistemas de disposição em solo. Novamente é possível que seja levada em conta a exportação de água entre bacias, a saber, a dominialidade da bacia;

PPU_{cons} = preço público unitário para o consumo de água, $\text{R}\$/\text{m}^3$;

CO_{DBO} = carga anual de $\text{DBO}_{5,20}$ (demanda bioquímica por oxigênio após 5 dias a 20°C) efetivamente lançada, em kg/ano ;

PPU_{DBO} = preço público unitário para diluição de carga orgânica, em $\text{R}\$/\text{m}^3$;

$K_{\text{Gestão}}$ = coeficiente que leva em conta o efetivo retorno à bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul dos recursos arrecadados pela cobrança no uso da água nos rios de domínio da União, que pode valer 1 (normalmente) ou 0 (quando na Lei de Diretrizes Orçamentárias da União não estiverem incluídas as receitas provenientes da cobrança pelo uso da água).

4.5.2.4 Comparação entre a aplicação da fórmula inicial e fórmula aperfeiçoada

Pizzo e Teixeira (2007) apresentam os resultados comparativos, por componentes, das equações das duas metodologias, separados por parcelas de captação, consumo e lançamento de efluentes. A Fórmula Inicial será designada por

F.I. e a Fórmula Aperfeiçoada por F.A. E elas se diferenciam conforme os itens abaixo:

- **Captação**

- Coeficiente (K_0 ou $K_{\text{cap classe}}$): pela F.I., o valor pago por volume unitário de captação, feita em rios de qualquer classe, é o mesmo. Já na F.A., o valor unitário da captação é tanto maior quanto menor a classe do rio, ou seja, quanto maior a suposta qualidade de suas águas. Nesse último caso, a água de maior qualidade é, então, mais cara.

- Vazão captada: na F.I., o valor de vazão captada é aquele informado quando do pedido de outorga do uso (Q_{cap}). Na F.A., o valor da vazão captada é um valor ponderado entre o valor outorgado e o valor medido ($Q_{\text{cap out}}$ e $Q_{\text{cap med}}$).

- **Consumo**

- Objeto da cobrança: O pagamento pela F.I. deve ser feito com base em corpos d'água, enquanto que a F.A. considera, além do corpo d'água, a captação também em outras redes e o lançamento também em outras redes e disposição no solo.

- **Lançamento de efluentes**

- Fração poluente: Na F.I., a fração poluente lançada nos rios é função do percentual de esgoto tratado em relação ao esgoto total gerado (K_2), e função da eficiência de tratamento empregada (K_3), não importando qual é a concentração de DBO que possuem a parcela de esgoto não tratado e a parcela de esgoto afluente ao tratamento. Já a F.A. explora o critério suficiente de carga de DBO efetivamente lançada no corpo receptor (CO_{DBO}).

- **Abrangência global**

- Preço Público Unitário (PPU): Na F.I., o PPU é o mesmo, tanto para o volume unitário captado, o consumido e o lançado como efluente. Com relação à F.A., os valores de PPU são específicos para cada uma das parcelas (captação: R\$ 0,01/m³;

consumo: R\$ 0,02/m³; lançamento: R\$ 0,07/kg), com descontos de 12 e 6%, em 2007 e 2008, respectivamente. No ano de 2009, não mais haverá desconto.

– Coeficiente ($K_{\text{gestão}}$): A F.I. não possui esse coeficiente, que vem com a F.A., e torna nulo o valor a pagar, se na Lei de Diretrizes Orçamentárias da União (LDO) não estiverem incluídas as receitas da cobrança pelo uso da água na bacia.

– Periodicidade de cobrança: A F.I. supõe cobrança mensal, enquanto que a F.A. propõe pagamento anual.

Para exemplificar o estudo comparativo entre as duas metodologias de cálculo da cobrança, Pizzo e Teixeira (2007) apresentam uma aplicação dos dois modelos a duas cidades hipotéticas, com algumas características iguais. Quando se aplica a Fórmula Inicial, os valores a serem pagos pelo uso dos recursos hídricos para as duas cidades são iguais. O que não acontece quando se aplica a Fórmula Aperfeiçoada, devido às diferenças entre as cidades. Somando-se os valores pagos pelas duas cidades (devido à captação, consumo e lançamento), de acordo com a Fórmula Inicial, e comparando-se com aqueles provenientes do emprego da Fórmula Aperfeiçoada, constata-se um incremento na ordem de 13%.

Os autores observam que a Fórmula Aperfeiçoada, em todas as suas parcelas e em todos os itens citados, apresenta um melhor resultado em relação à Fórmula Inicial quanto à questão de adequação àquilo que se pretende. Isso vai ao encontro dos objetivos propostos de melhorar os mecanismos de aplicação de cobrança pelo uso dos recursos hídricos, ficando o valor a ser pago sujeito a condições mais justas.

4.5.3 O estado do Ceará¹⁶

Inserido totalmente no polígono das secas, o estado do Ceará ocupa uma área de 148.016 km², onde vivem cerca de 6,9 milhões de habitantes. No Ceará, do regime de chuvas, concentrado em quatro meses, e associado a uma formação geológica com predominância de rochas cristalinas, resultam rios intermitentes que permanecem secos cerca de seis meses por ano e não raro o ano inteiro. Nessas condições, o fornecimento de água, para os mais diversos usos, deve provir do

¹⁶ Esta seção foi desenvolvida com base em Macedo (2000), exceto quando referenciado. Trata-se de um resumo que inclusive mantém fielmente algumas passagens.

armazenamento em reservatórios superficiais e, em menor escala, dos poços perfurados.

A COGERH (Companhia de Gestão de Recursos Hídricos), vinculada à SRH, foi instituída pela Lei n. 12.217, de 18 de novembro de 1993. A missão da COGERH é a de gerenciar os recursos hídricos superficiais e subterrâneos de domínio do estado do Ceará e da União, por delegação. Soares et al. (2007) destacam que, através de convênio com o DNOCS (Departamento Nacional de Obras contra as Secas), a COGERH gerencia 123 açudes públicos, com capacidade total de acumulação de 17,5 bilhões de m³, o que representa cerca de 90% da capacidade total de acumulação de água do estado. Além disso, a companhia opera 150 km de canais e 100 km de adutoras, responsáveis pelo transporte de água bruta para atender as diversas comunidades no estado, e gerencia todos os açudes e poços de domínio do estado do Ceará. No total, os açudes gerenciados pela COGERH são responsáveis pela perenização de cerca de 2.500 km de 81 rios intermitentes.

Conforme Teixeira (2004, em SOARES et al., 2007), a operação, sobretudo no que se refere aos açudes, tem como objetivo principal a liberação de água, de modo a atender às demandas dos diversos usos, tomando por base a oferta disponível e as particularidades de cada reservatório. Em razão das peculiaridades do território estadual, inserido na região semi-árida, sendo necessárias a manutenção e a operação de uma grande infra-estrutura hídrica, a figura de um órgão gestor autônomo é essencial. Além disso, a COGERH, como companhia, tem melhores condições de desempenhar essas atividades do que os organismos em forma de autarquia.

A COGERH é responsável, desde novembro de 1996, pelo fornecimento de água bruta para o abastecimento da Região Metropolitana de Fortaleza, com mais de dois milhões de habitantes, onde está concentrada a maioria das indústrias do estado.

4.5.3.1 A base legal da cobrança

A Política Estadual de Recursos Hídricos, prevista no artigo 326 da Constituição Estadual, foi disciplinada pela Lei n. 11.996, de 24 de junho de 1992. Pela Lei n. 11.996, de 24 de junho de 1992, compete ao Conselho de Recursos Hídricos do Ceará (CONERH), propor ao governador do estado critérios e normas

sobre a cobrança pelo uso das águas, em cada região ou bacia hidrográfica. Em reunião realizada em 08 de outubro de 1996, o CONERH aprovou a Moção nº 1, na qual os conselheiros manifestaram, em sua maioria, que todo e qualquer fornecimento de água bruta direta dos mananciais que integram o sistema de ofertas dos recursos hídricos do estado do Ceará deve ser objeto da competência administrativa da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH), que deve também efetuar a cobrança da tarifa correspondente a esse uso, de modo a ser ressarcida pela prestação dos serviços de sua responsabilidade.

Na mesma reunião, pela Deliberação nº 01, foi aprovada a minuta do decreto que regulamenta o artigo 7º da Lei n. 11.996, de 24 de junho de 1992, na parte referente à cobrança pela utilização dos recursos hídricos, apresentada pelo secretário executivo. Com base nessa deliberação, o governo do estado, pelo Decreto n. 24.264, de 12 de novembro de 1996, estabeleceu as tarifas a serem cobradas pela COGERH, na qualidade de agente técnico do Sistema Integrado de Gestão dos Recursos Hídricos (SIGERH), para os usos e usuários industriais e concessionárias de serviços de água potável.

A tarifa para os usos e usuários industriais fixada foi equivalente a cerca de 50% do valor da água tratada fornecida pela CAGECE para uso industrial de consumo superior a 70 m³, o que correspondeu a R\$ 0,60/m³. Para as concessionárias delegadas de serviço público de abastecimento de água potável, a tarifa fixada foi de R\$ 0,01/m³, equivalente a 1/60 da tarifa para os usos e usuários industriais. Posteriormente, o CONERH, considerando a necessidade de definir critérios para orientar a discussão de uma política global de tarifa de água bruta estadual, aprovou por meio da Deliberação n. 3/97, de 17 de dezembro de 1997, os critérios de fixação das tarifas dos usos e usuários da água bruta estadual, especificando a cobrança para cada categoria, a saber:

a) Indústrias:

– Equivalente a 50% do valor da água tratada, fornecida pela CAGECE para uso industrial de consumo superior a 70% m³/mês;

b) Concessionárias de serviço de abastecimento de água potável:

– Equivalente a 1/60 (um sessenta avos) da tarifa para os usos e usuários industriais de água bruta, definida no item anterior;

c) Usuários de sistema onde a água é entregue pressurizada ou conduzida em canais, com exceção da água fornecida para os usos e usuários industriais de água bruta:

– Tarifa a ser fixada para cada sistema, por portaria do secretário dos Recursos Hídricos;

d) Irrigação, piscicultura (com derivação de água bruta) e aquicultura (utilização de espelhos d'água):

– Na bacia onde houver comitê de bacia instalado, a que for estabelecida pelo respectivo comitê;

– Para as bacias onde não foram instalados os comitês, a que for estabelecida pela COGERH, após discussão com usuários dessas bacias:

– Em todos os casos, a tarifa a ser fixada para irrigação deverá ser, no mínimo, equivalente a 1/6000 (um seiscientos avos) da tarifa para os usos e usuários industriais de água bruta;

e) Outros usos:

– Equivalente a 1/60 (um sessenta avos) da tarifa para os usos e usuários industriais de água bruta.

Os critérios definidos pelo CONERH para orientar a discussão de uma política global de tarifa de água bruta estadual tomaram como referência o valor da água tratada fornecida pela CAGECE para o uso industrial de consumo superior a 70 m³/mês. Para Asad et al. (1999), o sucesso alcançado pelo Ceará com a cobrança pelo uso da água é muito significativo. Entretanto, eles ressaltam que o estado tem características particulares que devem ser observadas e que limitam a extensão do uso da metodologia empregada a outros estados da União. Esses autores enumeram cinco razões que contribuíram para que o estado fosse o pioneiro na cobrança pela utilização dos recursos hídricos:

1 – A água no estado é escassa, e os rios não são perenes;

2 – O estado não recebe compensação financeira do setor elétrico, em virtude de não haver aproveitamentos hidroelétricos consideráveis;

3 – Mesmo com a capacidade de reserva de água no estado, não é possível evitar a ocorrência de colapso no abastecimento, como aquele observado em 1998;

4 – A economia do estado está focada na indústria e no turismo, e o abastecimento de água é a chave do sucesso dessa política;

5 – A não-existência de rios de domínio federal importantes no Ceará proporciona uma grande autonomia na gestão dos recursos hídricos, independente da política regulatória nacional.

De acordo com o PROAGUA (2001), a evolução do sistema simplificado de cobrança no Ceará é significativa em termos de categorias de usuários-pagadores, área geográfica de aplicação da cobrança e valores unitários praticados. No entanto, o sistema de cobrança adotado pelo estado ainda está relativamente distante dos princípios legais, pelo seguinte:

– Cobram-se somente os aspectos de quantidade: além de não diferenciar captação e consumo, não se cobra pelo lançamento de efluentes nos corpos hídricos, tal como previsto na lei. Na verdade, os aspectos qualitativos não foram nem têm sido objeto de estudos ou propostas;

– E do que se cobra não se conhece a parte devida à cobrança propriamente dita e ao fornecimento de água bruta: até por questões pedagógicas junto aos usuários, é importante identificar e diferenciar a cobrança da água bruta segundo o espírito da lei – que não é objeto de nenhum investimento público para ser disponibilizada ao usuário – da cobrança relativa à recuperação de custos de operação e manutenção do complexo hídrico; e

– A utilização dos recursos arrecadados não tem seguido ainda o espírito da lei, que prevê, por exemplo, a aplicação dos recursos da cobrança nas bacias onde foram arrecadados segundo planejamento dos comitês de bacia.

Convém destacar, conforme o PROAGUA (2001), a simplicidade da cobrança aplicada no Ceará e a relativa facilidade da sua implementação, por envolver serviços disponibilizados por investimento público (“fornecimento de água bruta na porta do usuário”), que são mais facilmente perceptíveis pelos usuários.

O Decreto n. 28.244, de 11 de maio de 2006, altera dispositivos do Decreto n. 27.271, de 28 de novembro de 2003, e, “considerando a necessidade de atualizar o valor da tarifa a ser cobrada pelo uso da água bruta no Estado do Ceará, compatibilizando-se os custos do gerenciamento, visando seu uso múltiplo”, fixou novos valores de tarifa, a saber:

I – Abastecimento público:

a) na Região Metropolitana de Fortaleza: $T = R\$69,30/1.000 \text{ m}^3$;

b) nas demais regiões do interior do estado: $T = R\$32,77/1.000 \text{ m}^3$;

II – Indústria: $T = R\$1.036,65/1.000 \text{ m}^3$;

III – Piscicultura:

a) em tanques escavados: $T = R\$15,60/1.000 \text{ m}^3$;

b) em tanques-rede: $T = R\$31,20/1.000 \text{ m}^3$;

IV – Carcinicultura: $T = R\$31,20/1.000 \text{ m}^3$;

V – Água mineral e água potável de mesa: $T = R\$1.036,65/1.000 \text{ m}^3$;

VI – Irrigação:

a) Consumo de $1.441 \text{ m}^3/\text{mês}$ até $5.999 \text{ m}^3/\text{mês}$ $T = 3,00/1.000 \text{ m}^3$;

b) Consumo de $6.000 \text{ m}^3/\text{mês}$ até $11.999 \text{ m}^3/\text{mês}$ $T = 6,72/1.000 \text{ m}^3$;

c) Consumo de $12.000 \text{ m}^3/\text{mês}$ até $18.999 \text{ m}^3/\text{mês}$ $T = 7,80/1.000 \text{ m}^3$;

d) Consumo de $19.000 \text{ m}^3/\text{mês}$ até $46.999 \text{ m}^3/\text{mês}$ $T = 8,40/1000 \text{ m}^3$;

e) Consumo a partir de $47.000 \text{ m}^3/\text{mês}$ $T = 9,60/1.000 \text{ m}^3$;

VII – Demais categorias de uso: $R\$69,30/1.000 \text{ m}^3$.

4.6 Considerações finais

A experiência internacional com a utilização de instrumentos econômicos para a gestão dos recursos hídricos é diversificada. A cobrança pelo uso da água bruta é um dos instrumentos econômicos mais utilizados no mundo. Nos últimos cinco anos a sua implementação no Brasil tem-se dado em ritmo crescente. Conforme já dito, a cobrança pelo uso dos recursos hídricos advém da aplicação dos princípios poluidor-pagador e usuário-pagador, e os seus objetivos são o incentivo da racionalização do uso da água e, em caráter complementar, a obtenção de recursos financeiros para a execução de obras.

Pela análise das experiências dos países do Quadro 4, Asad et al (1999) concluem que os seus sistemas de cobrança pelo uso da água bruta são principalmente orientados para a geração de receitas, em comparação com a eficiência econômica ou com incentivo aos usuários para mudança nos padrões de consumo. Tomando-se o exemplo da França e das demais experiências européias, esses autores destacam o sucesso do instituto da cobrança em termos de novos investimentos, garantia da disponibilidade de água e controle de poluição. Entretanto, Asad et al (1999) afirmam que os critérios de eficiência econômica não tem sido utilizados em suas estruturas de cobrança, e portanto os ganhos de eficiência esperados não tem sido alcançados. Consoante ainda com o Quadro 4, esse autores ressaltam, no caso da África do Sul, objetivo inicial da recuperação de

custos, mas também o objetivo de introdução de tarifas de cobrança que reflitam o valor da escassez ou do custo de oportunidade da água. Por sua vez, Santos (2003) ressalta que nos diferentes países onde vem sendo aplicada, a cobrança tem sido muito mais um instrumento arrecadatório, cuja a receita se destina ao financiamento do sistema de gestão e controle, e ao financiamento parcial de ações de preservação e recuperação dos recursos hídricos. A geração de receita, para Motta e Mendes (1998), representa uma restrição na provisão de um bem público, e a utilização de critérios econômicos para a valoração da água objetiva introduzir sinais de preço aos seus usuários, ajustando seus níveis individuais de uso a patamares de maior eficiência econômica, alterando o padrão de uso da água. O autor ressalta que, apesar disso, os sistemas de cobrança de água até então implantados não têm aplicado esses critérios econômicos de otimização.

Por sua vez, Carrera-Fernandez e Garrido (2002) sustentam que os preços emanados da experiência internacional para a cobrança pelo uso da água, via de regra, não trazem nenhuma preocupação explícita com a alocação ótima dos recursos hídricos entre os múltiplos usuários do sistema. Nesse contexto, para Santos (2002), os sistemas de gestão e controle dos recursos hídricos são essencialmente *ad hoc* e vêm sendo montados de acordo com as necessidades ditadas pela situação dos recursos hídricos.

A utilização de critérios econômicos, com determinado nível de homogeneização, na valoração econômica da água, promoveria uma maior aceitação por parte dos diversos atores envolvidos no processo, agilizando o instituto da cobrança pelo uso da água bruta. Para Motta e Mendes (1998), a ausência de critérios econômicos na valoração econômica da água deve-se, principalmente, à complexidade técnica da sua adoção e aos altos custos de transação envolvidos. Analisando o caso brasileiro, Sousa Júnior (2004) argumenta existirem dois motivos principais para as iniciativas de cobrança de água priorizarem a obtenção de recursos financeiros para o financiamento de programas (instrumento arrecadatório). Primeiramente, a identificação dos níveis de degradação dos recursos hídricos, bem como a atribuição de valores monetários para sua recuperação, é tarefa relativamente simples. Além disso, a possibilidade de auto-investimento em ações de impacto criaria sinergia para a implementação de ações de caráter mais prolongado, rompendo a inércia do sistema.

As idéias defendidas nos trabalhos de Motta e Mendes (1998), Asad et al (1999), Carrera-Fernandez e Garrido (2002), Sousa Júnior (2004) e Feres et al (2005); assim como a maioria dos textos disponíveis na literatura que tratam do instituto da cobrança, apontam no sentido desse instrumento econômico ser orientado essencialmente para a geração de receitas e da ausência da sua preocupação com a alocação ótima dos recursos hídricos entre os seus usuários. As experiências detalhadas neste estudo (da França, da Alemanha, da Holanda e do Brasil) corroboram com as teses defendidas pelos referidos autores. A cobrança pelo uso da água bruta deve ser, prioritariamente, para gerenciar demanda, ao invés de financiar investimentos. Nesse contexto, Ribeiro et al. (1999) sustentam que os valores de cobrança deveriam ser definidos por critérios econômicos, apesar das dificuldades teóricas e práticas na adoção desses critérios. Estudos da função de demanda e da sua elasticidade indicariam o preço que faria o usuário retrair consumo e de quanto seria essa redução.

Como já destacado, o setor de saneamento é o principal usuário dos recursos hídricos, e, no Brasil, o nível de perdas nos sistemas de abastecimento de água é bastante elevado. O estudo da cobrança no setor de saneamento pode sinalizar se houve redução nos padrões de consumo dos seus prestadores de serviço e assim avaliar a eficácia da política. Na hipótese da sua ineficácia, a diminuição dos índices de perda nos sistemas de abastecimento, com o conseqüente controle da demanda, poderia ser conseguida por meio da adequação dos valores de cobrança.

CAPÍTULO V

A COBRANÇA NO SETOR DE SANEAMENTO

5.1 Os diferentes estágios da indústria da água

Para situar o momento por que passa a gestão da água no Brasil, com ênfase no setor de saneamento, traçamos um paralelo com a situação vivida pela França.

A indústria da água francesa, conforme Magalhães Júnior (2007) – baseado em vários estudos realizados por Barraqué na década de 1990 – apresentou três fases distintas: (i) serviços de saneamento e combate aos problemas de saúde pública; (ii) fase de busca da melhoria da qualidade da água (iniciada no final do século XIX e tendo o seu limite nos anos 1980); e (iii) fase da regulação da demanda da água. A situação de bloqueio das soluções tecnológicas definiu a entrada na terceira era. Atualmente, a prioridade não é mais o aumento contínuo da oferta hídrica em quantidade e qualidade, mas sim a proteção dos meios aquáticos para permitir a redução dos custos de tratamento da poluição.

As atuais prioridades de gestão no Brasil estão relacionadas à universalização dos serviços de saneamento básico e à qualidade da água. Magalhães Júnior (2007) sustenta que essa priorização reflete preocupações ecológicas, econômicas e o histórico problema da saúde pública no país. Esse autor fala ainda que o controle da demanda da água depende da resolução prévia desses problemas.

O Quadro 6 apresenta as realidades da França e do Brasil relativas à gestão da água, com implicações no setor de saneamento. O desperdício de água nos sistemas de abastecimento público, conforme ressalta Magalhães Júnior (2007), é um dos fatores que reforçam a necessidade de contínuo aumento da oferta de água. O autor ressalta ainda que o desequilíbrio e a irracionalidade dos usos da água em relação aos estoques disponíveis têm sido tradicionalmente encobertos por medidas paliativas, como a construção de novos sistemas de captação. Nesse contexto, Gomes et al. (2007) enfatizam que, no Brasil, as perdas de água oneram diretamente a capacidade de oferta dos sistemas e realimentam a “cultura da oferta”, que tende a combater qualquer falta de água com oferta de mais água. Para esses autores, tudo indica que ainda é a dinâmica da superoferta que movimenta os investimentos nos sistemas de água existentes no país.

Quadro 6 – Realidades da França e do Brasil na gestão da água e as implicações no setor de saneamento

Aspectos	França	Brasil	Reflexos no Brasil
<u>Sistema político</u>	República	República Federativa	Relativa independência das unidades da Federação; necessidade de negociação entre o poder público e os organismos do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos
<u>Contexto socioeconômico</u>	País desenvolvido	País em desenvolvimento	O nível socioeconômico da população é forte condicionante dos valores da cobrança; deficiências de atendimento público no setor de saneamento básico, principalmente na coleta e no tratamento de esgotos; exigência de maiores investimentos; problemas mais graves de saúde pública (doenças transmitidas por meio da água); prioridade social de caráter econômico e não ecológico; deficiências financeiras e tecnológicas, significando obstáculos para a disponibilização de dados para a gestão da água
<u>Contexto histórico</u>	Sistema de comitês de bacia e agências da água implantado desde os anos 70	Sistema criado em 1997, mas ainda em fase de implantação	Falta de experiência de gestão participativa; baixo nível de conscientização e pressão popular; necessidade de capacitação de municípios, organismos de bacia e sociedade civil
<u>Prioridade de ação</u>	Melhoria da qualidade da água e do desempenho técnico e financeiro dos serviços públicos. Qualidade dos ambientes aquáticos e ecossistemas especiais	Expansão do atendimento público dos serviços de saneamento básico. Controle da saúde pública	Impasse entre a necessidade de investimentos em infraestrutura e a falta de recursos financeiros (não operacionalização da cobrança); atraso na discussão do controle do desempenho de serviços de saneamento; atraso na consideração de indicadores ecológicos nas políticas públicas
<u>Paradigma de gestão</u>	Aumento da oferta de água de qualidade e regulação da demanda por mecanismos regulamentares e econômicos, como a cobrança	Aumento da oferta de água (quantidade e qualidade); início da regulação da demanda pela cobrança	Exploração dos estoques hídricos para atendimento da demanda crescente; comprometimento da qualidade dos ambientes aquáticos e ecossistemas

Fonte: Magalhães Júnior (2007), adaptado

5.2. O impacto da cobrança sobre a tarifa

5.2.1 A experiência internacional

O trabalho “O Impacto da Cobrança pelo Uso da Água no Comportamento do Usuário”, desenvolvido por Santos (2002), visa demonstrar se a cobrança tem induzido o uso mais sustentável dos recursos hídricos, à luz da experiência de países onde esse instrumento de gestão vem sendo praticado. Tomando por base o referido trabalho, vamos avaliar, inicialmente, o impacto da cobrança pelo uso da água bruta nos setores doméstico, industrial e agrícola, comparando os valores de cobrança com as tarifas praticadas pelo setor de saneamento. Elegemos os exemplos vivenciados por três países europeus: Alemanha, França e Holanda. Em seguida, analisaremos o efeito da cobrança sobre o usuário doméstico individual e sobre os prestadores de serviços. Para tanto, consideraremos o sistema francês.

Os valores constantes na Tabela 9 referem-se à cobrança por captação/consumo e tarifas pelo fornecimento de água tratada e pela remoção/tratamento de esgotos. Esses valores foram deduzidos por Santos (2002), com base em Buckland e Zabel (1998) e na OCDE (1999) – e, segundo essa autora, “complementados com dados de estudos adicionais”. De acordo com os dados apresentados, e conforme Santos (2003), nos países europeus a cobrança por captação varia entre US\$ 0,01 e US\$ 0,05/m³, podendo, no limite, para fontes subterrâneas na Holanda e parte da Alemanha, atingir US\$ 0,18/m³. Esses valores representam entre 1% e 10% das tarifas de água praticadas naqueles países. Conforme essa autora, no que se refere ao consumo residencial, estudos permitem demonstrar que, nos países mais ricos, o uso doméstico só se reduz substancialmente quando as tarifas de água e as tarifas de esgoto saem do patamar de US\$ 1-2/m³ para US\$ 3-4/m³. Ou seja, supondo-se que, mesmo que a cobrança por captação seja totalmente repassada para as tarifas, os aumentos nelas introduzidos, de até 10%, não tendem a sensibilizar o consumidor doméstico.

A Tabela 10 mostra os fatores de custos que compõem uma fatura típica de serviços de água e esgoto na França. Santos (2003) destaca que as tarifas apresentadas nessa tabela referem-se ao ano de 1990, e que embora as tarifas atuais sejam maiores (US\$ 3,11/m³ para água e esgoto, valor referente ao ano de 1999) a incidência da cobrança permanece no mesmo nível em termos percentuais.

Tabela 9 – Cobrança por captação/consumo e tarifas pelo fornecimento de água tratada e pela remoção/tratamento de esgotos nos anos 1998 e 1999

País	Tipo de cobrança	Fonte	Uso	Preço médio	Tarifa média (US\$/m ³)			Obs.
					Água	Esg.	A+E	
Alemanha	Captação	Água superficial	Doméstico	0,015 a 0,06 US\$/m ³	1,69	2,20	3,89	Varia por Estado
			Industrial	0,02 a 0,05 US\$/m ³				
			Agrícola	0,0014 a 0,015 US\$/m ³				
		Água subterrânea	Doméstico	0,015 a 0,18 US\$/m ³				
			Industrial	0,02 a 0,09 US\$/m ³				
			Agrícola	0,002 a 0,08 US\$/m ³				
França	Captação e consumo	Água superficial	Doméstico	0,01 a 0,05 US\$/m ³	1,58	1,53	3,11	Varia por bacia e por trecho da bacia
			Industrial	0,005 a 0,02 US\$/m ³				
		Água subterrânea	Doméstico	0,025 a 0,05 US\$/m ³				
			Industrial	0,01 a 0,03 US\$/m ³				
Holanda	Captação e consumo	Água subterrânea	Doméstico	0,14 a 0,17 US\$/m ³ (federal) 0,005 a 0,14 US\$/m ³ (provincial)	1,41	1,75	3,16	Cobrada duplamente
			Industrial e agrícola	0,05 a 0,08 US\$/m ³ (federal)				

Fonte: SANTOS (2002), adaptado

Tabela 10 – Cobrança pelo uso da água e tarifas de água e esgoto na França (1990) – valores médios

Serviço	US\$/m ³	Observações
1 – Abastecimento de água	1,01	
1.1 – Cobrança pelo serviço (Concessionária)	0,93	
1.2 – Cobrança por uso da água (Agência)	0,01	≈ 1% da tarifa de água
1.3 – FNDAE ¹	0,02	
1.4 – IVA ²	0,05	
2 – Coleta e tratamento de esgotos	0,64	
2.1 – Cobrança pelo serviço (Concessionária)	0,52	
2.2 – Cobrança por poluição (Agência)	0,09	≈ 14% da tarifa de esgoto
2.3 – FNDAE	-	
2.4 – IVA	0,002	
Tarifa total média	1,65	
Cobrança total média	0,11	≈ 6% da tarifa de água e esgoto
1 FNDAE – Fonds National des Adductions d'Eau		
2 VNF – Voies Navigables de France		

Fonte: Santos (2003), adaptado

Sobre o exemplo ilustrativo do sistema francês, Santos (2003) observa que a cobrança por uso da água relativa à captação e consumo representava cerca de 1% da tarifa média de abastecimento. Já a cobrança por poluição tem um maior impacto sobre as tarifas de esgoto, representando cerca de 14% da tarifa média nacional. De acordo com Mate (2000, apud MAGALHÃES JÚNIOR, 2007), a priorização do combate à poluição, nas últimas décadas, fez com que a parte da cobrança relativa às captações se tornasse cada vez mais marginal no balanço financeiro das agências. Em contrapartida ocorreu uma multiplicação dos valores de cobrança de poluição e dos seus parâmetros de cálculo. O impacto total da cobrança pelo uso da água na tarifa do consumidor doméstico era de cerca de 6%, o que tende a não induzir mudanças fortes no comportamento do usuário individual. Por outro lado, para estimular o tratamento de efluentes, o modelo francês adota um sistema de prêmio por despoluição (*prime*). Por esse sistema, o prestador do serviço repassa para a tarifa a cobrança por poluição relativa à carga poluente bruta produzida por cada habitante, mas as agências de água devolvem ao mesmo prestador a parcela da cobrança relativa à carga poluente removida. Os prestadores de serviços não precisam necessariamente repassar o “desconto” para as tarifas de esgotos.

Para Santos (2002), a cobrança pelo uso da água bruta, nos países onde vem sendo aplicada, ainda não conseguiu atingir níveis capazes de internalizar integralmente as externalidades geradas pelos usos e com isso garantir uma alocação ótima dos recursos hídricos. A conclusão da autora diz respeito à limitação

do instrumento da cobrança, nos moldes atuais, para induzir uma mudança significativa no comportamento do usuário. Isso se deve, em geral, ao fato de que a cobrança não onera, de forma significativa, as tarifas de água, e assim não representa um estímulo real à redução do consumo.

5.2.2 O exemplo brasileiro

O setor de saneamento, somando-se as parcelas relativas aos prestadores locais e regionais, tem sido o maior contribuinte para o montante de recursos arrecadados na Bacia do Rio Paraíba do Sul (FÉRES et al., 2005; SOARES et al., 2005). Analisando a posição dos diferentes estabelecimentos quanto à cobrança naquela bacia, Féres et al. (2005) ressaltam as diferenças significativas de aceitação em prol dos estabelecimentos de grande porte. Esse resultado surpreende, pois os grandes estabelecimentos usam volumes de água mais expressivos, o que resulta nas maiores contas. Uma justificativa apresentada por esses autores para explicar esse fato é a maior valorização da questão ambiental nas grandes empresas, onde ações dessa natureza são vistas como positivas para sua imagem corporativa. Entretanto, Pereira (2003, apud SOARES et al., 2005) justifica a grande aceitação da cobrança pelo setor de saneamento devido ao fato de os valores arrecadados com a cobrança pelo uso da água serem totalmente revertidos para a bacia e, em grande parte, aplicados em projetos e obras de infraestrutura sanitária.

Nesse contexto, Batista e Souza (2005) salientam que um dos fatores que aceleraram a cobrança pelo uso dos recursos hídricos na Bacia do Rio Paraíba do Sul foi o Programa de Despoluição de Bacias Hidrográficas (PRODES). Os recursos oriundos da cobrança entram como contrapartida aos recursos da União, sendo a complementação dos recursos proveniente dos estados e municípios diretamente beneficiados. Assim, os argumentos apresentados reforçam a tese da utilização da cobrança, principalmente no setor de saneamento, como instrumento de financiamento de investimentos. A Tabela 11 mostra os valores arrecadados, por setor, com a cobrança na Bacia do Rio Paraíba do Sul, no exercício de 2005.

Tabela 11 – Arrecadação da cobrança pelo uso da água na Bacia do Rio Paraíba do Sul em 2005 – resumo por setor

Setor Usuário	Valor Arrecadado (R\$)	Percentual da Arrecadação Total
Indústria	1.539.148,09	25,05
Irrigação	6.812,33	0,11
Mineração	2.626,17	0,04
Outros usos	22.850,35	0,37
Saneamento	4.574.497,08	74,43
Total	6.145.934,02	100,00

Fonte: ANA (2007)

A Tabela 11 demonstra que os valores pagos para uso da água, no ano de 2005, pelo setor de saneamento, representam 74,43% da arrecadação total. A análise dos valores arrecadados na Bacia do Rio Paraíba do Sul nos exercícios de 2003 a 2006, conforme dados da ANA, indicam que do total de recursos arrecadados, correspondentes a R\$ 26.035.220,31, o setor de saneamento contribuiu com R\$ 17.605.370,55, que equivale a 67,62%. Esse valor elevado vindo de um único setor, considerado grande usuário, demonstra a importância do saneamento na implementação da cobrança como um instrumento econômico eficaz na definição de uma política adequada para o uso dos recursos hídricos. O volume de recursos provenientes desse setor confirma ainda que o seu nível de desenvolvimento institucional permite a implementação de política de cobrança com o objetivo principal de racionalização do uso da água.

A Tabela 12 mostra, para o caso brasileiro (Bacia do Rio Paraíba do Sul), o quanto a cobrança representa em termos de acréscimo percentual no custo unitário do metro cúbico, admitindo-se a hipótese de que o estabelecimento não faça pré-tratamento de água.

Tabela 12 – Impacto da cobrança sobre o custo médio da água no ano de 2004

Fonte de abastecimento		Custo médio sem cobrança pelo uso (R\$)	Impacto da cobrança sobre o custo médio (%)
Estabelecimentos abastecidos por rede pública	Minas Gerais	2,33	1,2
	Rio de Janeiro	3,05	0,9
	São Paulo	3,80	0,7
Captação própria	Água Superficial	0,26	10,8
	Água Subterrânea	0,33	8,5

Fonte: Feres et al. (2005)

Conforme analisam Feres et al. (2005), para os estabelecimentos com captação própria, que possuem custos unitários mais baixos, a introdução da cobrança representa um aumento significativo no custo por metro cúbico: acréscimos de 10,8% no caso da água de superfície e de 8,5% no caso da água subterrânea. Já para os estabelecimentos conectados à rede pública o impacto em termos de aumento de custo é bem menor, uma vez que esses estabelecimentos possuem custos unitários bem superiores. Dessa forma, o repasse total do valor da cobrança à conta de água representaria um aumento de 1,2% para os estabelecimentos localizados em Minas Gerais, 0,09% para os localizados no Rio de Janeiro e de 0,7% para aqueles localizados no trecho paulista da bacia.

Vimos que a determinação dos valores de cobrança pela utilização da água bruta na Bacia do Rio Paraíba do Sul não leva em conta critérios econômicos. Assim, não é desenvolvido o necessário cálculo sistemático da elasticidade-preço da demanda por água, como forma de medir o efeito da cobrança no nível de procura por esse recurso natural. Nesse caso, da forma como vem sendo implementado, o simples repasse automático de pequenos valores para a tarifa não deve produzir o efeito desejado da racionalização do uso da água. Além dessa questão relativa à eficiência econômica, esse modelo deve acarretar ainda, por parte dos usuários domésticos, críticas ao instituto da cobrança, com implicações negativas no princípio da aceitabilidade desse instrumento econômico.

5.3 Um novo modelo para avaliação do impacto da cobrança

A seção 5.2 adotou o enfoque largamente utilizado nos textos que tratam da avaliação do impacto do instituto da cobrança pelo uso da água bruta no setor de saneamento. Esse modelo de avaliação pressupõe o repasse integral dos valores de cobrança para a tarifa.

O objetivo principal da cobrança é promover a racionalização do uso dos recursos hídricos. E a possibilidade dos prestadores de serviços puder repassar integralmente os valores de cobrança para a tarifa faz com que eles não sejam induzidos a perseguir o controle da demanda. Ainda que, dependendo da elasticidade-preço da demanda por água¹⁷, com o aumento do seu preço os

¹⁷ O usuário industrial é mais sensível à cobrança, devido à competitividade do seu meio de inserção (economia de mercado).

usuários indiretos possam reduzir o seu consumo, a magnitude de tal redução não é significativa. Assim, a decisão política de controle da demanda, com a conseqüente redução de desperdícios, é do prestador de serviços; através de medidas de conservação dos recursos hídricos. E tais medidas, geralmente, exigem grandes investimentos financeiros em obras e em programas de desenvolvimento institucional e operacional. Por isso, o agente não fará tais investimentos se não for economicamente compensador.

Além disso, sabemos que o prestador de serviços, mesmo que não tenha a preocupação explícita com a maximização do lucro, tem dificuldades de natureza política para repassar os valores de cobrança para a tarifa, bem como dificuldades relacionadas com a capacidade de pagamento dos usuários. Mas, considerando o caráter subjetivo desses fatores, na hipótese de repasse de qualquer parte dos valores de cobrança para a tarifa, tal medida deveria ser, contudo, condicionada ao atendimento de metas de controle de desperdícios de água; condição assim necessária para a obtenção de financiamentos públicos .

Pelas razões expostas, não é adequado o enfoque usual de repasse para a tarifa dos valores integrais de cobrança, que simplesmente pressupõe a apresentação da fatura para o consumidor final. Isso torna desprovidas de sentido as avaliações comumente usadas do impacto da cobrança sobre a tarifa. O foco da política de implementação do instrumento econômico da cobrança deve ser o desenvolvimento operacional do prestador de serviços, na condição de usuário direto, através de medidas de incitação ao controle do uso da água.

5.3.1 A metodologia utilizada

Visando à avaliação, de acordo com o modelo proposto, do impacto da cobrança sobre os usuários diretos dos recursos hídricos, vamos proceder ao cruzamento dos dados da ANA, referentes aos valores de cobrança, com os dados da receita desses usuários, constantes no SNIS. A metodologia utilizada consiste na comparação do valor estimativo de arrecadação com a cobrança por usuário, referente ao ano de 2005, com a receita operacional proveniente da prestação do respectivo serviço. A análise dos usuários da bacia, a partir do início da cobrança no ano de 2003, permitiu a identificação de 53 prestadores de serviços de saneamento. Desse total, conforme dados da ANA (Agência Nacional de Águas), 31 usuários são

sistemas de abastecimento de água e 22 usuários são sistemas de abastecimento de água e esgotos sanitários. Para o caso dos usuários do “Sistema de Abastecimento de Água”, desses 31 usuários referidos anteriormente, os dados disponíveis permitem a utilização da amostra representativa de 21. Para os demais usuários os dados não existem ou são inconsistentes. Para o caso dos 22 usuários do “Sistema de Abastecimento de Água e de Esgotos Sanitários”, pelos mesmos motivos do caso anterior, apresentamos a amostra representativa de 13 usuários.

5.3.2 O impacto da cobrança para os prestadores de serviços na bacia do Rio Paraíba do Sul

A Tabela 13 refere-se aos usuários “Sistema de Abastecimento de Água”, operado por concessionárias estaduais, identificando o município e o estado do sistema, e ainda apresentando o percentual que indica o comprometimento da receita operacional direta de água com o valor estimativo de arrecadação com a cobrança, por usuário, no exercício de 2005.

Tabela 13 – **Comprometimento da receita operacional com a cobrança – sistema de abastecimento de água – ano 2005**

Nº	MUNICÍPIO	UF	RECEITA OPERACIONAL/ÁGUA	VALOR NOMINAL DE COBRANÇA	ÍNDICE (%)
1	Aperibé	RJ	1.679.390,96	21.917,52	1,30
2	Barra do Pirai	RJ	442.500,89	8.128,23	1,84
3	Camburi	RJ	1.987.362,69	20.974,87	1,05
4	C. Moreira	RJ	1.308.045,99	18.762,55	1,43
5	Cataguases	MG	7.141.558,58	69.913,56	0,98
6	Divino	MG	758.108,57	8.654,88	1,14
7	Dona Eusébia	MG	385.830,31	3.363,84	0,87
8	Italva	RJ	1.369.751,51	21.286,80	1,55
9	Itaocara	RJ	3.532.780,38	63.570,54	1,80
10	Itaperuna	RJ	12.613.499,12	263.010,24	2,08
11	Leopoldina	MG	4.467.874,68	46.463,04	1,04
12	Natividade	SP	1.988.474,50	52.613,93	2,65
13	Paraíba do Sul	RJ	5.798.095,90	85.147,20	1,47
14	Pinheiral	RJ	2.819.553,44	52.793,02	1,87
15	Porciúncula	RJ	2.249.194,25	52.613,93	2,34
16	Rio Pomba	MG	1.433.444,06	14.278,80	1,00
17	S. A. de Pádua	RJ	5.594.078,52	107.683,96	1,92
18	São Fidélis	RJ	4.786.347,62	93.661,92	1,96
19	S. J. da Barra	RJ	6.352.889,73	71.043,00	1,12
20	Sapucaia	RJ	2.399.931,55	22.288,53	0,93
21	Vassouras	RJ	4.906.423,24	92.832,52	1,89

Fonte: SNIS (2006) – Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos/2005 e ANA (2007)

A Tabela 14 refere-se aos usuários “Sistemas de Abastecimento de Água e de Esgotos Sanitários”; e identifica, além do município e do estado de cada sistema, a natureza administrativa do prestador de serviços e o percentual que indica o comprometimento da receita operacional direta de água e de esgotos com o valor estimativo de arrecadação com a cobrança, por usuário, no exercício de 2005.

Tabela 14 – Comprometimento da receita operacional com a cobrança – sistemas de abastecimento de água e de esgotos sanitários – ano 2005

Nº	MUNICÍPIO	UF		RECEITA OPERACIONAL ÁGUA E ESGOTOS	VALOR NOMINAL DE COBRANÇA	ÍNDICE (%)
1	Bananal	SP	CE	1.248.397,73	10.177,17	0,81
2	Barra Mansa	RJ	SAAE	13.893.803,94	164.141,40	1,18
3	C. dos Goitacazes	RJ	CM	41.397.511,88	434.982,36	1,05
4	Jacareí	SP	SAAE	21.536.202,96	360.776,33	1,67
5	Juiz de Fora	MG	CM	57.387.870,00	609.134,49	1,06
6	Muriaé	MG	DM	7.708.073,55	89.933,66	1,17
7	Pindamonhangaba	SP	CE	17.819.232,48	172.602,70	0,96
8	Queluz	SP	CE	960.856,52	11.980,18	1,25
9	Resende	SP	CE	14.387.061,36	369.308,30	2,57
10	Roseira	SP	CE	913.244,89	381,10	0,04
11	S. J. dos Campos	SP	CE	93.793.795,49	453.984,89	0,48
12	Taubaté	SP	CE	47.651.191,08	209.123,73	0,44
13	Volta Redonda	RJ	SAAE	21.225.255,62	443.311,98	2,08

Fonte: SNIS (2006) – Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos/2005 e ANA (2007)

Legenda:

- CE – Concessionária Estadual
- CM – Companhia Municipal
- DM – Departamento Municipal
- SAAE – Serviço Autônomo de Água e Esgoto

O balanço da arrecadação por usuário fornecido pela ANA relaciona o valor estimativo de arrecadação e o valor nominal pago no exercício. O valor nominal pago pode, por exemplo, considerar pagamentos referentes a exercícios anteriores. Assim, considerando-se o objetivo deste trabalho, a utilização do valor estimativo de arrecadação pareceu mais adequada.

A grande maioria de sistemas operados por empresas concessionárias estaduais reflete bem a sua hegemonia no território nacional. Por isso, a pequena amostra de sistemas operados diretamente pelos municípios dificulta uma análise comparativa entre operadores de diferentes naturezas administrativas, por exemplo, em termos de impacto sobre a receita. Mas, independentemente desse fato, os

índices de comprometimento da receita são de tão pequena magnitude que por si mesmos impossibilitam tais análises.

O exame dos índices de comprometimento da receita operacional com a cobrança mostra que em torno de um quarto dos sistemas não chega a 1%, enquanto, no outro extremo, apenas cerca de um terço dos usuários compromete acima de 1,5% das suas receitas. Dessa forma, os valores de cobrança são pequenos e, particularmente no que se refere aos prestadores dos serviços de saneamento, não representam impacto financeiro significativo sobre as suas receitas.

A análise do impacto financeiro da cobrança pelo uso da água bruta no setor de saneamento foi feita sob duas óticas distintas. Inicialmente detalhamos o sistema francês. Pelo exemplo apresentado, vimos que o impacto total pelo uso da água na tarifa paga pelo consumidor doméstico era de 6%, o que não representa estímulo para o uso racional da água. Desconsiderando a possibilidade do repasse da cobrança para a tarifa, e levando em conta o comprometimento da receita operacional com a cobrança – enfoque mais adequado para o objetivo de racionalização do uso da água – tomamos o exemplo da Bacia do Rio Paraíba do Sul. Mostramos que os usuários diretos de água bruta, os prestadores de serviços de saneamento, não foram afetados significativamente em seus custos. Considerando ainda o exemplo da Bacia do Rio Paraíba do Sul, o nosso propósito na seção seguinte é avaliar a eficácia do instrumento econômico da cobrança no setor de saneamento brasileiro, em termos de racionalização do uso da água.

5.4 Avaliação da eficácia da cobrança

O nível de desempenho técnico de um serviço de abastecimento de água é fator determinante da qualidade ambiental da bacia hidrográfica. Assim, serviços com baixo nível de desempenho operacional podem acarretar maior degradação da qualidade da água, pela exploração irracional dos estoques hídricos.

Visando investigar as opiniões sobre as informações mais importantes para os comitês de bacias hidrográficas, Magalhães Júnior (2007) desenvolveu um processo de avaliação utilizado para balizar o nível de importância e a priorização de diferentes indicadores no Brasil. O processo, baseado na técnica Delphi, consistiu na realização de um painel de 51 especialistas representantes de todas as regiões

do país. Os indicadores prioritários devem sinalizar, dessa forma, as ações consideradas mais importantes, assim como as lacunas de dados existentes na realidade nacional de gestão de água.

O índice de perdas de água em sistemas de abastecimento apresenta-se entre os indicadores com os níveis mais elevados de escolha como prioritários. Magalhães Júnior (2007) observa que os índices de perdas estão entre os mais considerados nos trabalhos sobre indicadores de desempenho dos operadores de água em nível mundial. O pressuposto teórico básico adotado, de acordo com esse autor, é de que, quanto maior as perdas de água no sistema de abastecimento, maiores as pressões sobre os estoques hídricos e pior o desempenho dos operadores dos serviços de saneamento. Dessa forma, os índices de perdas em relação ao volume produzido são indicadores que refletem as pressões antrópicas sobre os estoques hídricos; enquanto os índices de perdas em relação ao volume distribuído são mais adequados para análise do desempenho operacional no processo de distribuição de água.

Conforme sustentam Pearce e Turner (1990, em FORGIARINI et al.,2007), a aplicação de instrumentos econômicos na política de gerenciamento de recursos hídricos tem por princípio, essencialmente, servir de incentivo para a mudança dos padrões de consumo dos usuários. Adotando-se esse princípio fundamental e considerando a prioridade dada aos índices de perdas na análise de desempenho dos operadores dos serviços de água, vamos utilizar esse indicador para avaliar a eficácia do instrumento econômico da cobrança pela utilização da água bruta no setor de saneamento.

5.4.1 Indicadores de perdas de água

O uso de indicadores é de fundamental importância no processo de gestão da água. Para Miranda e Koide (2003), os indicadores de perdas de água devem oferecer bases seguras para o planejamento das ações de redução e controle de consumo, bem como para a avaliação de seus resultados. Além disso, devem possibilitar a análise de desempenho, permitindo a comparação entre diferentes sistemas e operadores de serviços e ainda contribuir na definição de políticas públicas para o setor de saneamento.

As perdas de água apresentam dois componentes principais: as perdas físicas (ou reais) e as perdas não-físicas. Os termos “perdas físicas” e “não-físicas”, largamente empregados no Brasil, vêm cedendo espaço para os termos “perdas reais” e “perdas aparentes”, inicialmente adotados na Europa. Parece ser consensual na literatura que o uso dos termos “perdas reais” e “perdas aparentes” são mais adequados; além disso, há o desejo de padronização de terminologias e harmonização com o cenário internacional. Conforme sintetizam Labegalini e Salles (2003), as perdas reais correspondem aos volumes decorrentes de vazamentos e extravazamentos nas unidades de distribuição. As perdas reais integram os volumes produzidos, porém não consumidos e estão relacionadas ao estado da rede (idade, material, programa de renovação, localização das obras), às condições operacionais (pressão, rodízios, controle dos reservatórios) e à qualidade da manutenção (detecção e reparo dos vazamentos, gestão das pressões). Por outro lado, as perdas aparentes integram os volumes produzidos e consumidos, porém não contabilizados, à exceção dos volumes de usos operacionais, emergenciais e sociais. As perdas aparentes estão relacionadas à gestão dos consumidores e ao nível de utilização de hidrômetros nas ligações domiciliares.

Visando à organização dos indicadores em categorias, de acordo com a dificuldade de obtenção dos dados e os objetivos da avaliação que se pretende fazer, Miranda e Koide (2003), baseando-se em diferentes estudos e propostas, definem três níveis de indicadores:

- Nível básico: composto por indicadores derivados de informações técnicas mínimas – exigíveis de todos os sistemas indistintamente –, fornece uma síntese de eficiência e da eficácia do operador;

- Nível intermediário: composto por indicadores derivados de informações técnicas específicas mais refinadas do que as utilizadas nos indicadores do nível básico, permite um conhecimento mais pormenorizado que os indicadores do nível básico, para uma análise mais profunda; e

- Nível avançado: composto por indicadores derivados de informações técnicas que são adicionados aos atributos das anteriores (níveis básico e intermediário), envolve um grande esforço de monitoramento e controle operacional, utilizando-se de técnicas e equipamentos mais sofisticados – indicadores com maior detalhe específico – relevantes para a gestão.

Os indicadores do nível básico correspondem àqueles tradicionais, de ampla utilização dos operadores do setor de saneamento. Dentre os indicadores de nível básico, destacam-se os indicadores de perdas de faturamento e os indicadores de perdas na distribuição. Os indicadores de perdas de faturamento (todos em percentual) correspondem a uma composição de perdas reais, perdas aparentes e consumos autorizados não faturados. Representam, assim, as perdas de faturamento do serviço em termos de volume de água. Por sua vez, os indicadores de perdas na distribuição também correspondem a uma composição de perdas reais e perdas aparentes, sem a inclusão dos consumos autorizados não faturados. Esses indicadores podem, ainda, ser divididos em três subconjuntos: (i) indicadores expressos em percentual do volume disponibilizado; (ii) indicadores expressos em volume, associados à extensão de rede (fator de escala); e (iii) indicadores expressos em volume, associados à quantidade de ligações (também fator de escala). Conforme sintetizam Miranda e Koide (2003), os indicadores de perdas na distribuição representam as perdas de água ocorridas no sistema de distribuição e retratam os volumes que não são utilizados, enquanto os indicadores de perdas de faturamento retratam os volumes que não são faturados. Esses autores ressaltam ainda a impossibilidade, em curto prazo, da utilização no Brasil de indicadores de nível intermediário ou avançado, que poderiam permitir, assim, separar as perdas reais das perdas aparentes. Até mesmo as companhias de saneamento que se destacam no cenário nacional desconhecem o nível de desagregação de suas perdas. Daí a adoção, de forma generalizada, dos indicadores de perdas totais. De acordo com SNIS-2005 (2006), o indicador de perdas de faturamento possui ainda a vantagem de utilizar em seu cálculo informações primárias (volumes produzido e faturado), que são de fácil obtenção.

Há vários trabalhos que demonstram que indicadores de perdas expressos em percentuais ou relacionando volumes podem não ser adequados, considerando-se a avaliação pretendida. Conforme observam Miranda Tagliani e Gabriel (2002, apud MAGALHÃES, 2007), os percentuais conferem uma aparência de homogeneidade a serviços de abastecimento que trabalham sob condições operacionais diferentes. Esse não é o caso da utilização pretendida dos indicadores “índice de perdas de faturamento” e “índice de perdas na distribuição” para a avaliação da eficácia da cobrança no setor de saneamento, em termos de controle de demanda. A idéia básica é analisar, para um sistema de abastecimento, a

variação no consumo de água, através da comparação entre o índice de perda anterior e o índice de perda posterior à implementação da cobrança. A análise desses indicadores pode indicar mudança do padrão de consumo dos serviços de abastecimento de água e assim mensurar o nível de eficácia da política. Para tal avaliação, esses indicadores de perda mostram-se adequados.

5.4.2 A metodologia utilizada

Dessa forma, vamos avaliar o desempenho operacional, através dos indicadores de perdas na distribuição e perdas no faturamento, dos usuários “Sistemas de Abastecimento de Água”. Conforme dito anteriormente, foram identificados 53 prestadores de serviço de abastecimento de água, de acordo com dados constantes da Agência Nacional de Águas (ANA), na Bacia do Rio Paraíba do Sul – Cobrança pelo uso da água – Resolução CNRH n. 19/2002). A metodologia utilizada consiste na análise dos indicadores “índice de perdas de faturamento” e “índice de perdas na distribuição” da amostra significativa de 30 usuários do “Sistema de Abastecimento de Água”, constante no SNIS, referente aos anos 2002, 2004 e 2005. Para os demais usuários os dados não existem ou são inconsistentes.

Considerando que o início da cobrança na bacia deu-se no ano de 2003, adotamos os dados referentes a 2002 – anteriormente ao instituto da cobrança – e aqueles referentes aos anos 2004 e 2005 – posteriormente à implementação da cobrança. A evolução do desempenho operacional de cada sistema, no que se refere ao controle de perdas, representa o nível de variação do consumo de água (% de redução ou aumento). A análise dessa variação de consumo pode sinalizar se a cobrança teve efeito incitativo de racionalização do uso da água bruta. Assim é possível avaliar a eficácia da política, no que se refere ao setor de saneamento.

5.4.3 Desempenho operacional de sistemas em termos de controle de perdas de água

A Tabela 15 refere-se aos usuários “Sistema de Abastecimento de Água” e identifica, além do município e do estado do sistema, a natureza administrativa do prestador de serviço e os seus respectivos indicadores “índice de perdas de faturamento” e “índice de perdas na distribuição”.

Tabela 15 – Avaliação de desempenho operacional por meio de indicadores de perdas

Nº	MUNICÍPIO	U.F.	NATUREZA ADMINISTRATIVA	ANO					
				2002		2004		2005	
				P.F. (%)	P.D. (%)	P.F. (%)	P.D. (%)	P.F. (%)	P.D. (%)
1	Bananal	SP	CE	35,43	48,55	25,40	41,67	6,94	25,65
2	Barra do Piráí	RJ	CE	62,02	62,02	59,23	59,23	55,63	55,63
3	Barra Mansa	RJ	SAAE	24,85	35,60	33,18	44,22	32,06	38,97
4	Cambuci	RJ	CE	6,74	6,74	11,64	11,64	15,88	15,88
5	Campos dos Goitacazes	RJ	CM	44,18	44,18	34,68	35,66	32,98	33,35
6	Cardoso Moreira	RJ	CE	50,77	50,77	58,59	58,59	65,10	65,10
7	Cataguases	MG	CE	22,29	30,99	16,74	28,09	14,30	25,10
8	Divino	MG	CE	19,32	36,31	22,41	39,29	20,88	35,31
9	Italva	RJ	CE	46,80	46,80	53,05	53,05	56,48	56,48
10	Itaocara	RJ	CE	55,05	55,05	47,44	47,45	45,09	45,09
11	Itaperuma	RJ	CE	38,80	38,80	29,87	29,87	39,83	39,83
12	Jacareí	SP	SAAE	60,07	60,07	44,28	51,58	44,85	49,37
13	Juiz de Fora	MG	CM	24,04	29,71	23,95	30,19	23,93	29,76
14	Lorena	SP	CE	42,52	49,93	45,83	53,74	43,44	51,06
15	Muriaé	MG	DM	21,29	34,58	20,93	32,38	19,38	28,74

Continua na página seguinte...

Tabela 15 – Avaliação de desempenho operacional por meio de indicadores de perdas (continuação)

16	Natividade	RJ	DM	27,89	27,89	49,81	49,81	51,53	51,53
17	Paraíba do Sul	RJ	CE	23,06	23,06	18,15	18,15	24,21	24,21
18	Pindamonhangaba	SP	CE	39,50	46,38	25,40	41,67	6,94	25,65
19	Pinheiral	RJ	CE	39,80	39,80	35,73	35,73	51,34	51,34
20	Piraí	RJ	CE	49,52	49,52	36,44	36,44	58,57	58,57
21	Porciúncula	RJ	CE	19,18	19,18	51,26	51,26	51,07	51,07
22	Queluz	SP	CE	36,92	45,49	36,76	46,94	34,98	45,10
23	Roseira	SP	CE	4,42	17,83	26,28	38,75	28,98	45,10
24	Santo Antônio de Pádua	RJ	CE	39,16	39,16	30,81	30,81	32,31	32,31
25	São Fidélis	RJ	CE	48,04	48,04	49,15	49,15	52,40	52,40
26	São João da Barra	RJ	CE	53,93	53,93	56,88	56,88	64,49	64,49
27	São José dos Campos	SP	CE	38,44	44,32	38,34	44,91	36,05	42,20
28	Sapucaia	RJ	CE	18,35	18,35	10,08	10,08	15,06	15,06
29	Taubaté	SP	CE	36,12	42,35	37,44	35,10	36,34	43,71
30	Volta Redonda	RJ	SAAE	41,73	41,73	46,70	52,65	42,65	48,71

Fonte: SNIS (2003) – Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos/2002; SNIS (2005) – Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos/2004; e SNIS (2006) – Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos/2005; e ANA (2007)

Legenda: PF – Perdas de Faturamento / PD – Perdas na Distribuição
 CE – Concessionária Estadual / CM – Companhia Municipal / DM – Departamento Municipal
 SAAE – Serviço Autônomo de Água e Esgoto

Do total de 30 sistemas analisados, 24 sistemas, o que corresponde a 80%, são administrados por concessionárias estaduais; enquanto que 6 (seis) sistemas, 20% do total, são administrados pelo próprio município. A grande maioria dos sistemas encontra-se no estado do Rio de Janeiro, totalizando 18 municípios. Dos 12 sistemas restantes, 8 (oito) estão situados no estado de São Paulo e 4 (quatro) encontram-se no estado de Minas Gerais.

Vamos proceder, inicialmente, à análise comparativa do desempenho operacional dos sistemas, em termos de controle de perdas, entre os exercícios de 2002 e 2005. Verifica-se que 80% dos 30 sistemas, o que corresponde a 24 usuários da bacia, não conseguiram melhoras consideráveis no seu desempenho operacional. Desses 24 sistemas, 17 tiveram os seus índices de perdas aumentados; 4 (quatro) sistemas tiveram seus índices inalterados e os 3 (três) sistemas restantes conseguiram abaixar os seus índices do patamar de 60% para o patamar inadmissível de 50%, que, além de muito elevado, é bem superior à média nacional. Dessa forma, do total de 30 sistemas pesquisados, 6 (seis) merecem uma análise pormenorizada: sendo 2 (dois) de cada um dos estados analisados: São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro. Os 2 (dois) sistemas do estado de São Paulo são administrados pela concessionária estadual e conseguiram abaixar os seus índices de perdas do patamar de 45% para o patamar admissível de perdas de 25%. O fato que surpreende é que, em se tratando de uma companhia estadual, no caso de uma política de controle de perdas, os demais sistemas deveriam também ter apresentado melhor desempenho operacional, o que não aconteceu. Dos 2 (dois) sistemas do estado de Minas Gerais, 1 (um) sistema é operado pela companhia estadual e conseguiu abaixar os índices de perdas na ordem de 5%, chegando no patamar admissível de 25%. Cabe ressaltar que esse prestador de serviços de abrangência regional apresenta índice médio inferior a 25%. O outro sistema do estado de Minas Gerais é operado por uma autarquia municipal e conseguiu a redução tímida do índice de perdas em valores inferiores a 6%. Por último, dos 2 (dois) sistemas do estado do Rio de Janeiro, 1 (um) é operado pela concessionária estadual e conseguiu também a redução tímida da ordem de 6%. O fato preocupante é que essa companhia estadual opera 15 sistemas da amostra e todos os demais apresentaram desempenhos operacionais desfavoráveis. O outro sistema do estado do Rio de Janeiro é operado por uma companhia municipal e apresentou uma redução significativa dos índices de perda superior a 10%.

A comparação dos índices de perdas dos sistemas, do exercício de 2002 com o exercício de 2004, não muda a análise do desempenho operacional daqueles sistemas. As pequenas oscilações, em termos de indicadores de perdas, verificadas em um quarto dos sistemas no ano de 2004, em comparação com o ano de 2005, não têm significado.

Pelos dados apresentados, um quantitativo não superior a 2 (dois) sistemas pode ter tido melhorias no seu desempenho operacional, passíveis de serem associadas à implementação de uma política de controle de perdas, porventura decorrente do instituto da cobrança pelo uso da água bruta. Assim, considerando o processo de implantação da cobrança na Bacia do Rio Paraíba do Sul, podemos afirmar que esse instrumento econômico não tem se mostrado eficaz na racionalização do uso dos recursos hídricos no setor de saneamento.

Conforme já exposto, o setor de saneamento brasileiro continua vivendo a fase da “cultura da oferta”, combatendo a demanda de água com a oferta de mais água, com ampliações realizadas sem a devida avaliação das perdas nos sistemas. Nesse contexto, Gomes et al. (2007) ressaltam que, em comparação com os valores solicitados para ampliação ou construção de novos sistemas, praticamente não são pleiteados recursos junto ao governo federal para o combate às perdas, apesar de o índice médio de cobertura do serviço de água para as populações urbanas atingir o alto nível de 96,3%.

Com os baixos níveis de valores de cobrança praticados no país, definidos sem as devidas considerações econômicas – como o cálculo da elasticidade-preço da demanda por água –, os dados apresentados demonstram que as quantidades consumidas dos usuários diretos não têm sido afetadas. Conforme já destacado, Nascimento e Heller (2005) justificam a lógica encontrada pelos operadores de saneamento. Para esses autores, análises estritamente econômico-financeiras e disponibilidade de linhas de crédito sinalizam ser mais vantajoso o investimento na expansão ou implantação de sistemas do que em controle de perdas. Nesse sentido, o SNIS (2006) – Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto/2005 questiona o mau desempenho alcançado pelos serviços de saneamento e ressalta que a situação continua preocupante, pois, mesmo em um ambiente em que existe bastante espaço para melhoria, o índice vem se mantendo há alguns anos no patamar de 40%.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O instrumento econômico da cobrança objetiva a internalização dos custos externos resultantes da utilização excessiva dos recursos hídricos. Essa política de determinação de preços pelo uso da água visa a permitir o controle da demanda dos recursos hídricos com maior eficiência. O uso dos instrumentos econômicos, segundo a teoria neoclássica, possibilita o alcance dos objetivos ambientais de forma mais eficiente, ou seja, pretende proporcionar os maiores ganhos possíveis para o conjunto da sociedade, com os menores custos totais.

Considerando os usos múltiplos dos recursos hídricos para as mais diversas atividades, de acordo com a Lei das Águas, o abastecimento humano tem prioridade, e a meta de universalização do atendimento com abastecimento de água não pode ser alcançada sem o controle da demanda. Portanto, o objetivo central da cobrança deveria ser o incentivo ao uso racional dos recursos hídricos, sendo que a obtenção de recursos financeiros para o financiamento de programas ambientais figuraria como objetivo secundário. No entanto, conforme já dito, as experiências detalhadas neste estudo (da França, da Alemanha, da Holanda e do Brasil) reforçam a tese dos principais autores que estudam esse tema, no sentido de que a orientação da cobrança é essencialmente para a geração de receitas. A cobrança tem sido muito mais um instrumento arrecadatório do que indutor ao uso racional dos recursos hídricos. Os modelos de cobrança implementados orientam-se nas necessidades de recursos financeiros das bacias, e os valores de cobrança baseiam-se na suposta capacidade de pagamento dos usuários.

No Brasil, os valores definidos para cobrança são de tão baixa magnitude que não chegam a afetar as quantidades consumidas pelos usuários, e o comportamento da demanda permanece inelástico. Ao contrário, os valores de cobrança deveriam ser definidos com a utilização de critérios econômicos, refletindo o custo marginal social da água, e assim serem suficientes para induzir o usuário a racionalizar o seu uso, por ser economicamente compensador fazê-lo. Convém ressaltar ainda que o marco regulatório de saneamento, apesar de sujeitar o setor à Lei das Águas, não torna explícita a cobrança, o que significa uma oportunidade perdida para a sua implementação no setor de saneamento.

O objetivo desta pesquisa é avaliar a eficácia da cobrança pela utilização dos recursos hídricos no setor de saneamento; tendo como hipótese de trabalho a

idéia de que, pela natureza dos serviços públicos de saneamento, a falta de regulação adequada do setor na interface com os recursos hídricos e os baixos valores de cobrança – definidos sem a utilização de critérios econômicos – representam impedimento para a eficácia da cobrança como instrumento de racionalização do uso de água pelas operadoras dos serviços de saneamento.

Considerando a cobrança na Bacia do Rio Paraíba do Sul, particularmente na área de saneamento, ficou demonstrado que nos exercícios de 2003 a 2006, esse setor contribuiu com aproximadamente dois terços do total de recursos arrecadados. O repasse total do valor da cobrança para a conta de água acarretaria um aumento de cerca de 1% para os estabelecimentos abastecidos por rede pública. Entretanto, essa não é a idéia defendida neste estudo, uma vez que os usuários indiretos não devem representar o alvo de uma política de cobrança, enquanto instrumento de controle de uso. O efeito incitativo sobre o usuário direto – as operadoras dos serviços de saneamento – fica comprometido com o repasse da cobrança ao usuário indireto. Sob esse enfoque, que não considera o repasse dos valores integrais de cobrança ao usuário indireto, os dados apresentados, do ano de 2005, mostram que, ainda no caso da Bacia do Rio Paraíba do Sul, o comprometimento da receita operacional com a cobrança da maioria dos operadores de serviços de saneamento situa-se no patamar de 1 a 2%.

Procedeu-se ainda a uma análise comparativa do desempenho operacional de 30 usuários diretos, em termos de controle de perdas, antes e depois da implementação da cobrança. Os dados apresentados demonstram que, na quase totalidade dos sistemas, não foram constatadas melhorias de desempenho operacional provenientes do instituto da cobrança pelo uso da água bruta. Ainda mais, dos dois sistemas que apresentaram melhorias de desempenho, para um deles – operado por uma concessionária estadual – não existem evidências de que as melhorias tenham sido em decorrência da implementação da cobrança. Assim, ficou comprovada a ineficácia da cobrança como instrumento econômico indutor da racionalização do uso dos recursos hídricos no setor de saneamento.

A fase incipiente de implementação da cobrança, no Brasil, indica a necessidade de adequação desse instrumento de política para o setor de saneamento, visando a incentivar o controle de perdas dos prestadores de serviços. A Instrução Normativa n. 6, de 02 de fevereiro de 2006, alterada pela Instrução

Normativa n. 5, de 22 de janeiro de 2008, do Ministério das Cidades, trata de um acordo para organizar melhor o trabalho e atuação dos prestadores de serviços de saneamento: o Acordo de Melhoria de Desempenho (AMD). Esse acordo prevê a interveniência de organismos financiadores, como a Caixa Econômica Federal (CEF) e o Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES). O AMD tem por objeto “o estabelecimento de compromisso e metas, visando à melhoria do desempenho institucional e operacional do prestador de serviços, e qualidade, eficiência e eficácia da prestação de serviços”. Entre os objetivos gerais a serem alcançados com a execução desse acordo, constam a redução do índice de perdas de faturamento e a redução de índice de perdas por ligação – além de outros alvos operacionais e comerciais.

Esse instrumento de política, ora em vigor no setor de saneamento, pode servir de modelo para orientar a instituição de mecanismos de incentivo à racionalização do uso dos recursos hídricos para os prestadores de serviços de saneamento. A idéia básica consiste na definição de compromissos e metas entre o comitê de bacia e o prestador de serviços, com a interveniência da agência reguladora, visando ao controle de perdas de água, conforme níveis de redução preestabelecidos. Uma parcela dos recursos para financiar as intervenções necessárias poderia advir da arrecadação da cobrança pelo uso da água na bacia. Os valores iniciais de cobrança seriam definidos com a utilização de critérios econômicos, mas de tal modo que a progressão anual do indicador de perdas fosse considerada no cálculo desses valores para os anos subseqüentes, dentro do período estabelecido no acordo. Esses valores de cobrança seriam suficientemente altos para induzir o operador a empreender um programa de desenvolvimento da operação, visando reconsiderar de forma significativa o seu padrão de uso de água. Assim, o prestador de serviços, com o decorrer do tempo, poderia pagar valores expressivos no caso de inadimplências relativas ao acordo e valores simbólicos nos casos de adimplência. Ainda mais: se o prestador de serviços estivesse inadimplente, ele poderia ser considerado inabilitado para a celebração de novos contratos, bem como para o recebimento de recursos onerosos, enquanto perdurasse a inadimplência.

Conforme já dito, Santos (2003) ressalta que apesar de a cobrança pelo uso da água ser, teoricamente, suficiente para se atingir o nível de controle ambiental desejado, podendo-se abrir mão da regulação por comando e controle, o que se

nota na prática é a convivência entre os dois sistemas. O modelo ideal vai depender do problema apresentado e da capacidade criativa e política dos legisladores e gerenciadores. O Acordo de Melhoria de Desempenho pode bem exemplificar o emprego de um sistema misto, com a conjugação do uso de instrumentos econômicos e de comando e controle.

Dentro desse princípio, Thame (2004) ressalta que, no México, quando se iniciou a cobrança pelo uso da água, metade dos recursos arrecadados advinha da cobrança de quem captava, e a outra metade daqueles que despejavam seus poluentes na água. Nos anos seguintes, os valores cobrados de quem captava diminuíram, e aqueles que poluíam tiveram os valores aumentados. Hoje, 95% dos recursos arrecadados advêm de quem polui, e só 5% de quem capta a água. Além disso, o volume total arrecadado vem caindo ano a ano, porque é mais barato tratar o esgoto do que pagar para continuar poluindo. Se os valores de cobrança forem baixos, o ato de poluir torna-se um direito, situação que não é a desejada.

Isso levado para o caso de um sistema de abastecimento de água poderia transformar a cobrança em uma forma de se institucionalizar as perdas. Para Thame (2004), é exatamente nesse ponto que fica claro o caráter direcionador da lei de cobrança pelo uso da água: não é um simples instrumento arrecadatório. É um instrumento de gestão. Melhor do que ter os recursos cobrados de quem polui, para investir na reversão da degradação por ele causada, é induzir quem polui a deixar de fazê-lo. Thame (2000) ressalta ainda que, para promover equidade, a cobrança deve tratar os desiguais de forma diferenciada. Os setores em que as perdas são controladas e o desperdício é eliminado devem receber um tratamento diferente.

Com a consolidação dos sistemas de cobrança, deverão ser utilizados modelos de formação de preços pelo uso da água que adotem processos de otimização econômica. Nesse caso, considerando-se o problema do Brasil, é necessário desenvolver novos estudos da função demanda e da sua elasticidade, para a determinação do preço capaz de reduzir o consumo de água dos prestadores dos serviços de saneamento aos níveis compatíveis com a oferta desse recurso natural. Outro ponto que merece ser estudado é a avaliação econômico-financeira e/ou a avaliação social de um sistema de abastecimento de água, utilizando-se os níveis de preços determinados nos referidos estudos. A análise da rentabilidade do sistema pode indicar se é economicamente compensador para esse agente racional investir em controle de perdas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABICALIL, M. T. **Investimento em Saneamento Durante a Transição: Recuperação Insuficiente, Perspectivas Incertas**. CEPAL, 2002.

ALOCHIO, L. H. A. **Direito do Saneamento: Introdução à Lei de Diretrizes Nacionais de Saneamento Básico – Lei Federal n. 11.445/2007**. Campinas: Millenium Editora, 2007.

ANA – Agência Nacional de Águas. Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos. Disponível em www.ana.gov.br/GestaoRecHidricos/CobrancaUso/default2.asp. Acessos em 2007.

_____. Bacia do Rio Paraíba do Sul. Cobrança pelo Uso de Água. Resolução CNRH n. 019 de 27/2002. Balanço da arrecadação por setor. Exercícios de 2003 a 2007. www.ana.gov.br/GestaoRecHidricos/CobrancaUso/default2.asp. Acesso em 25/09/2007.

ARANHA, V. A. **Estudo de Condições Necessárias para a Eficácia da Cobrança na Gestão dos Recursos Hídricos**. Dissertação (Mestrado em Economia) – Faculdade de Economia, Administração, Contabilidade e Ciência da Informação e Documentação – FACE – UnB. Brasília: 2006.

ASAD, M.; AZEVEDO, L. G.; KEMPER, K. E. & SIMPSON, L. D. **Management of Water Resources: Bulk Water Pricing in Brazil**. Washington: The World Bank, June, 1999.

AZQUETA, D. **Introducción a la Economía Ambiental**. Madrid: McGrawHill, 2002.

BATISTA, D. M. A. & SOUZA, A. F. E. **Recursos Hídricos, Saneamento e Indicadores Ambientais – IV – 031**. In: Anais do XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, Campo Grande, 2005.

BAUMOL, W. J. & OATES, W. E. **The instruments for Environmental Policy**. New York: Columbia University Press, 1975.

BRASIL. CEARÁ. **Decreto n° 28.244, de 11 de maio de 2006 – Altera Dispositivos do Decreto n 27.271, de 28 de novembro de 2003 e dá outras providências**. Diário Oficial do Estado do Ceará. Fortaleza, 16 de maio de 2006.

Série 2. Ano IX. n.091. Caderno1/2. SEAD Editoração. Disponível em www.cogerh.com.br/versao3/template_view.asp?SecaID=26. Acesso em 15/10/2007.

_____. Ministério da Saúde. Organização Pan-Americana da Saúde. **Avaliação do impacto na saúde das ações de saneamento: marco conceitual e estratégia metodológica**. Brasília: Ministério da Saúde, 2007.

BELLIA, V. **Introdução à Economia do Meio Ambiente**. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 1996.

CÁNEPA, E. M. Economia da Poluição. In: MAY, P. H., LUSTOSA M. C. & VINHA, V. (Org.) **Economia do Meio Ambiente: Teoria e Prática**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2003.

CARRERA-FERNANDEZ, J. & GARRIDO, R.-J. **Economia dos Recursos Hídricos**. Salvador: Edufba, 2002.

CHRISTOFIDIS, D. **Olhares sobre a política de recursos hídricos no Brasil: O caso da bacia do rio São Francisco**. Tese (Doutorado em Gestão e Política Ambiental) – Centro de Desenvolvimento Sustentável – CDS. Universidade de Brasília – UnB, Brasília, 2001.

DOMINGUES, A. F. & SANTOS, D. G. “Considerações sobre a formação de preços”. In: THAME, A. C. M. (Org.) **A Cobrança pelo Uso da Água na Agricultura**. Embu, São Paulo: IQUAL Editora, 2004.

FARIA, S. A. & FARIA, R. C. Cenários e perspectivas para o setor de saneamento e sua interface com os recursos hídricos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. ABES. v. 9. n. 3. Jul/Set de 2004, pp. 202-210.

FARIA, R. C. & NOGUEIRA, J. M. Métodos de Precificação da Água e uma Análise dos Mananciais Hídricos do Parque Nacional de Brasília. **Revista Econômica do Nordeste**. v. 35. n. 2. Fortaleza Abr/Jun de 2004, pp. 189-217.

_____.; _____. & MUELLER, B. Políticas de Precificação do Setor de Saneamento Urbano no Brasil: As Evidências do Equilíbrio de Baixo Nível. **Estudos Econômicos**. v. 35. n. 3. São Paulo Jul/Set de 2005, pp. 481-518.

FÉRES, J.; THOMAS, A.; REYNAUD, A.; & MOTTA, R. S. **Demanda por Água e Custo de Controle da Poluição Hídrica nas Indústrias da Bacia do Rio Paraíba do Sul**. Texto para Discussão n° 1084: IPEA, Rio de Janeiro, abril de 2005.

FIELD, B. C. & FIELD, M. K. **Economía del Medio Ambiente**. Madrid: McGrawHill, 2003.

FORGIARÍNI, F. R.; SILVEIRA, G. L. & CRUZ, J. C. Gestão dos Recursos Hídricos e Cobrança pelo Uso da Água: Visão da Sociedade da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria/RS. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 12. n. 2. Abr/Jun de 2007.

FRANCISCO, E.; ALMEIDA, R. & MATTOS, R. **PAP0452 – Abordagem sobre a Cobrança pelo Direito de Uso dos Recursos Hídricos**. Disponível em: www.eventoweb.com.br/xviisbrh/sc/relat/show_papers.php?resposta=1. Acesso em 30/11/2007.

GILPIN, A. **Economía ambiental: Un análisis crítico**. México: Alfaomega, 2003.

GOMES, A. S.; MORAES NETO, H. T. & JEROZOLIMSKI, T. **Perdas Reais em Sistemas de Abastecimento de Água: Avanços Necessários no Caso Brasileiro – XI – 026**. In: Anais do XXIV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, Belo Horizonte, 2007.

GRIFFIN, R. C. **Water Resource Economics: the Analysis of Scarcity, Policies, and Projects**. Cambridge: The MIT Press, 2006.

HUTTON, G. & HALLER, L. **Evaluation of the Costs and Benefits of Water and Sanitation Improvements at the Global Level**. Geneva: Water, Sanitation and Health Protection of the Human Environment World Health Organization, 2004.

LABEGALINI, M. S. & SALLES, M. J. **Programa de Gestão Integrada de Redução e Controle de Perdas na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) – I – 127**. In: Anais do XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, Joinville, 2003.

LUSTOSA, M. C. J. Política ambiental. In: MAY, P. H., LUSTOSA M. C. & VINHA, V. (Org.) **Economia do Meio Ambiente: Teoria e Prática**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2003.

MACEDO, H. P. “A Experiência do Estado do Ceará”. In: THAME, A. C. M. (Org.) **A Cobrança pelo Uso da Água**. São Paulo: IQUAL Editora, 2000.

MAGALHÃES JÚNIOR, A. P. **Indicadores ambientais e recursos hídricos: realidade e perspectivas para o Brasil a partir da experiência francesa**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007.

MAY, P. H., LUSTOSA M. C. & VINHA, V. (Org.) **Economia do Meio Ambiente: Teoria e Prática**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2003.

MENDES, F. E. & MOTTA, R. S. **Instrumentos Econômicos para o Controle Ambiental do Ar e da Água: uma Resenha da Experiência Internacional**. Texto para Discussão n° 479: IPEA, Rio de Janeiro, maio de 1997.

MIRANDA, E. C. & KOIDE, S. **Indicadores de Perdas de Água: o que, de fato, eles indicam? – I – 107**. In: Anais do XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, Joinville, 2003.

MOTTA, R. S. & MENDES, F. E. “Instrumentos Econômicos na Gestão Ambiental: Aspectos Teóricos e de Implementação”. In: ROMEIRO, A. R., REYDON, B. P. & LEONARDI, M. L. A. **Economia do Meio Ambiente. Teoria, Políticas e Gestão de Espaços Regionais**. Campinas: UNICAMP, 1997, pp. 125-150.

_____. **Utilização de Critérios Econômicos para a Valorização da Água no Brasil**. Texto para Discussão n° 556: IPEA, Rio de Janeiro, abril de 1998.

_____. Questões Regulatórias do Setor de Saneamento no Brasil. Ministério da Fazenda. Secretaria de Acompanhamento Econômico – SEAE. Documento de Trabalho n° 29, Brasília, janeiro de 2004.

MUELLER, C. C. **Os economistas e as Relações entre o Sistema Econômico e o Meio Ambiente**. Brasília: Editora Universidade de Brasília: Finatec, 2007.

NASCIMENTO, N. O. & HELLER, L. Ciência, tecnologia e inovação na interface entre as áreas de recursos hídricos e saneamento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. ABES. v. 10. n. 1. Jan/Mar de 2005, pp. 36-48.

PAGNOCCHESCHI, B. “Política Nacional de Recursos Hídricos”. In: LITTLE, P. E. (Org.). **Políticas Ambientais no Brasil: Análises, instrumentos e experiências**. Peirópolis – SP: IIEB, 2003.

PEARCE, D. W. & TURNER, R. K. **Economía de los Recursos Naturales y del Medio Ambiente**. Madrid: Edigrafos, 1995.

PEREIRA, J. S. **A Cobrança pelo Uso da Água como Instrumento de Gestão dos Recursos Hídricos: da Experiência Francesa à Prática Brasileira**. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

PERMAN, R.; MAY, MCGILVRAY, J. & COMMON, M. **Natural Resource and Environmental Economics**. Essex, England: Pearson Education Limited, 2003.

PINDYCK, R. S. & RUBINFELD, D. L. **Microeconomia**. São Paulo: Prentice Hall, 2004.

PIZAIA, M. G.; MACHADO, B. P. & JUNGLES, A. E. A cobrança pelo uso da água bruta e a estimação da função demanda residencial por água. **Revista de Administração Pública – RAP**. v. 36. n. 6. Rio de Janeiro: Nov/Dez de 2002, artigo 847.

PIZZO, H. S. & TEIXEIRA, J. C. **Comparação entre a Fórmula Inicial e a Fórmula Aperfeiçoada Utilizada na Cobrança pelo Uso dos Recursos Hídricos na Bacia do Rio Paraíba do Sul – IV – 010**. In: Anais do XXIV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, Belo Horizonte, 2007.

POMPEU, C. T. “O Suporte Jurídico Legal”. In: THAME, A. C. M. (Org.) **A Cobrança pelo Uso da Água**. São Paulo: IQUAL Editora, 2000.

PROAGUA. **Cobrança pelo Uso da Água Bruta: Experiências Europeias e Propostas Brasileiras**. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, 2001.

PRÜSS, A. & HAVELAAR, A. The Global Burden of Disease study and applications in water, sanitation and hygiene. **World Health Organization (WHO)**. Edited by Lorna Fewtrell and Jamie Bartram. Published by IWA Publishing, London, UK. ISBN: 1 900222 28 0, 2001.

PRÜSS, A. & BARTRAM, J. Estimating the Burden of Disease from Water, Sanitation, and Hygiene at a Global Level. **Environmental Health Perspectives**. v. 110. n. 5. May, 2002.

RIBEIRO, M. M. R.; LANNA, A. E. & PEREIRA, J. S. **Elasticidade-Preço da Demanda e a Cobrança pelo Uso da Água**. In: Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Belo Horizonte: ABRH, 1999.

REZENDE, S. C. **Conseqüências das Migrações Internas nas Políticas de Saneamento no Brasil: uma avaliação crítica do PLANASA**. Ouro Preto: Anais do XIII Encontro da Associação Brasileira de Estudos Populacionais. 4 a 8 de Nov., 2002.

_____. & HELLER, L. **O Saneamento no Brasil – Políticas e interfaces**. Belo Horizonte: Editora UFMG; Escola de Engenharia da UFMG, 2002.

SANTOS, M. O. R. M. **O Impacto da Cobrança pelo Uso da Água no Comportamento do Usuário**. Tese. (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) – Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro, 2002.

SANTOS, M. R. M. O Princípio Poluidor-Pagador e a Gestão de Recursos Hídricos: A Experiência Européia e Brasileira. In: MAY, P. H., LUSTOSA M. C. & VINHA, V. (Org.) **Economia do Meio Ambiente: Teoria e Prática**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2003.

SNIS – Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2002**. Brasília: MCIDADES. SNSA, 2003.

_____. Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2004**. Brasília: MCIDADES. SNSA, 2005.

_____. Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2005**. Brasília: MCIDADES. SNSA, 2006.

SOARES, S. R. A.; CORDEIRO NETTO, O. M. & BERNARDES, R. S. Avaliação de aspectos político-institucionais e econômico-financeiros do setor de saneamento no Brasil com vistas à definição de elementos para um modelo conceitual. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. ABES. v. 8. n. 1. Jan/Mar de 2003, pp. 84-94.

_____; NUNES, C. M.; LIBÂNIO, P. A. C. **Análise dos efeitos da implementação de instrumentos de gestão de recursos hídricos sobre o setor de saneamento**. In: Anais do XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, 2005.

_____.; SILVA, A. C. N. C. & CONEJO, J. G. L. **Interfaces entre a Gestão de Recursos Hídricos e o Setor de Saneamento no Planejamento da Oferta de Água para Consumo Humano na Região Nordeste – IV – 066**. In: Anais do XXIV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, Belo Horizonte, 2007.

SOUSA JÚNIOR, W. C. **Gestão das águas no Brasil: reflexões, diagnósticos e desafios**. IEB – Instituto Internacional de Educação no Brasil. São Paulo: Peirópolis, 2004.

THAME, A. C. M. (Org.). **A cobrança pelo uso da água**. São Paulo: IQUAL, 2000.

_____. (Org.) **A cobrança pelo uso da água na agricultura**. São Paulo: IQUAL, 2004.

THOMAS, P. T. **Proposta de uma Metodologia de Cobrança pelo Uso da Água Vinculada à Escassez**. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) – Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ. Rio de Janeiro: 2002.

TUROLLA, F. A. **Política de Saneamento Básico: Avanços Recentes e Opções Futuras de Políticas Públicas**. Texto para Discussão n° 922: IPEA, Brasília, dezembro de 2002.

UETA, V. et. Al. **PAP0441 – Cobrança de Água: Estudo Comparativo entre as Políticas de Cobrança no Estado do Ceará e na Bacia do Rio Paraíba do Sul**. Disponível em: www.eventoweb.com.br/xviiisbrh/sc/relat/show_papers.php?resposta=1. Acesso em 30/11/2007.