

ISSN 1806-4051
Vol.2 - no. 3 - (jan./jun. 2005)

Rega

REVISTA DE GESTÃO DE ÁGUA DA AMÉRICA LATINA
REVISTA DE GESTIÓN DEL AGUA DE AMERICA LATINA





EDITORES EXECUTIVOS

Carlos E. M. Tucci, IPH, UFRGS, Brasil
Andrei Jouravlev, CEPAL, Chile
Maria Elena Zúñiga, GWP, Chile

EDITORES ASSOCIADOS

Adolfo Villanueva
Alejandro León
Andrei Jouravlev
Ari Rosenberg
Arlindo Phillippi
Armando Bertranou
Armando Llop
Colin Green
Daniel Joseph Hogan
David Harrison
David Motta Marques
Eduardo Mario Mendiondo
Eduardo Zegarra
Ernesto Brown
Francisco Lobato
Geraldo Lopes da Silveira
Gisela Dam Forattini
Guillermo Chavez
Gustavo Chacon
Humberto Peña

Ivanildo Hespanhol
José Nilson B. Campos
Juan Carlos Alurralde
Juan Carlos Bertoni
Juan José Neiff
Lidia Oblitas
Luis Ayala
Luis Garcia
Márcio B. Baptista
Martin Iascano
Miriam Moro Mine
Mônica Porto
Nelson Pereira
Nilo de Oliveira Nascimento
Pierre Chevallier
Roger Monte
Rosa Mantos Roldão
Valeria Nagy de O. Campos
Victor Pochat

ENDEREÇO PARA CORRESPONDÊNCIA

ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos

Av. Bento Gonçalves, 9500 – IPH/UFRGS
Caixa Postal 15029

CEP 91501-970 – Porto Alegre, RS, Brasil

Fone: (51) 3493-2233 / 3316-6652

Fax: (51) 3493 2233

E-mail: abrh@abrh.org.br

IMPRESSÃO

Editora Evangraf

Rua Waldomiro Schapke, 77 – Porto Alegre, RS

Fone (51) 3336-0422

CAPA / PLANEJAMENTO GRÁFICO / EDITORAÇÃO

Carla M. Luzzatto e Fernando Piccinini Schmitt

Rega / Global Water Partnership South America. – Vol.
2, no. 1 (jan./jun. 2005) –
Santiago: GWP/South America, 2005 –
v.

Semestral

ISSN 1806-4051

1. Recursos hídricos. I. Global Water Partnership
South America.

CDU 556.18

PUBLICAÇÃO SEMESTRAL

Pede-se permuta . We demand exchange. Se pide permuta.

Rega

Rega é uma revista proposta pelo GWP Global Water Partnership da América do Sul e conta com a parceria de várias entidades nacionais e regionais na área de recursos hídricos, entre elas: CEPAL, BID, Banco Mundial, ABRH - Associação Brasileira de Recursos Hídricos, IARH - Instituto Argentino de Recursos Hídricos, RedeCap-Net Argentina, APRH - Associação Paraguaia de Recursos Hídricos, Sociedade Brasileira de Limnologia, Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura e Organização dos Estados Americanos.

Os objetivos da revista são de divulgar o conhecimento adquirido nas Américas sobre a Gestão Integrada de Recursos Hídricos. Considera-se importante a troca de informações entre os diferentes atores na área de recursos hídricos: técnicos, decisores de governo e instituições privadas, membros de comitê e agências de bacias, usuários de águas, etc.

Os principais aspectos enfatizados são os seguintes: - resultados comparativos e experiências sobre políticas públicas em recursos hídricos; - estudos sobre a cadeia produtiva dos diferentes setores de recursos hídricos; - gerenciamento integrado dos recursos hídricos dentro de uma visão interdisciplinar; - aspectos institucionais e de gestão de recursos hídricos e meio ambiente; - setores usuários da água e impactos sobre a sociedade.

Rega es una revista propuesta por la GWP-Global Water Partnership de América del Sur, y cuenta con el apoyo de varias entidades nacionales y regionales en el área de recursos hídricos, entre ellas: CEPAL, BID, Banco Mundial, ABRH - Associação Brasileira de Recursos Hídricos, IARH - Instituto Argentino de Recursos Hídricos, Red Cap-Net Argentina, APRH - Asociación Paraguaya de Recursos Hídricos, Sociedade Brasileira de Limnologia, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura y Organización de los Estados Americanos.

El objetivo de la revista es divulgar el conocimiento adquirido en las Américas sobre la Gestión Integrada de Recursos Hídricos. Se considera importante el intercambio de información entre los diferentes actores en el área de Recursos Hídricos: técnicos, tomadores de decisiones del gobierno y de instituciones privadas, miembros de comités y agencias de cuenca, usuarios de recursos hídricos, etc.

Los principales aspectos enfatizados son los siguientes: - resultados comparativos y experiencias sobre políticas públicas en recursos hídricos; - influencia económica de los recursos hídricos sobre las cadenas productivas; - gestión y gerenciamento integrado de recursos hídricos dentro de una visión interdisciplinaria; - aspectos institucionales y de gestión de recursos hídricos y medio ambiente; - sectores usuarios del agua e impactos sobre la sociedad.



Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura



The World Bank Group



Instituto Argentino de Recursos Hídricos



BID
Banco Interamericano de Desarrollo



Sociedade Brasileira de Limnologia



Regga

REVISTA DE GESTÃO DE ÁGUA
DA AMÉRICA LATINA
REVISTA DE GESTIÓN DEL AGUA
DE AMERICA LATINA

Sumário

Vol.2 - N.1 - Jan./Jun. 2005

Cobrança pela drenagem urbana
de águas pluviais: bases conceituais / 5
*Vanessa Lucena Cançado,
Nilo de Oliveira Nascimento e José Roberto Cabral*

El proceso de la formulacion
de la politica y estrategia de manejo
de los recursos hidricos en el Ecuador / 23
Ulrich Kuffner

Curvas de danos de inundação *versus*
profundidade de submersão:
desenvolvimento de metodologia / 35
*Maria Léa Machado, Nilo Nascimento,
Márcio Baptista, Március Gonçalves,
Adriano Silva, Joelma Costa de Lima,
Rodrigo Dias, Anderson Silva,
Ébio Machado e Wilson Fernandes*

Descentralização da gestão dos recursos
hídricos em bacias nacionais no Brasil / 53
*Dilma Seli Pena Pereira
e Rosa Maria Formiga Johnsson*

The U.S. regulatory experience
with emphasis on water regulation / 73
Dean J. Evans

Evaluación del instrumento caudal
ecológico, panorama legal
e institucional en Chile y Brasil / 83
*Gabriela Jamett Domínguez
e Alexandra Rodrigues Finotti*

Cobrança pela drenagem urbana de águas pluviais: bases conceituais

Vanessa Lucena Cançado
Nilo de Oliveira Nascimento
José Roberto Cabral

RESUMO: Este artigo avalia a possibilidade de criação de uma taxa de drenagem urbana objetivando o autofinanciamento do sistema. Como forma de individualização da cobrança e definição da taxa, utilizaram-se os custos médios de implantação e manutenção dos serviços. Foram avaliados o sistema clássico de drenagem e, como técnica alternativa, a caixa de retenção no lote. A magnitude dos valores a serem cobrados varia em função da superfície impermeabilizada e do adensamento da área urbana. A não execução de sistemas de macrodrenagem com preservação dos talwegues e construção de caixas de retenção no lote são opções de investimento mais baixo com menor ônus para os usuários.

PALAVRAS-CHAVE: Taxa de drenagem, cobrança, drenagem pluvial

ABSTRACT: This article evaluates the possibility of creating a tax for urban drainage in order to make the system self-financing. Average costs of implementation and maintenance of the services were used to individualize the charges and definition of the tax. The conventional drainage system was evaluated along with a source control alternative, water detention in tanks on the lot. The magnitude of the values being charged varies in function of the impermeable surface and the density of the urban area. Preserving creeks in natural conditions and using source control approach, are all options with the advantages of lower investment and smaller burden for the users.

KEY-WORDS: drainage rate, charging, rain drainage

INTRODUÇÃO

Verifica-se atualmente um processo de mudanças e discussões envolvendo as políticas urbanas no Brasil. Nos debates acerca do setor de saneamento, alguns temas são centrais: a propriedade dos prestadores, onde a possibilidade de privatização é presente; a escala mais adequada para implementação dos serviços, com destaque para as potencialidades da gestão local; e, com o elevado déficit do setor público, novas formas de financiamento do setor. Rediscutem-se os mecanismos de poupança compulsória para remuneração dos serviços, a magnitude e metodologia tarifária, parcerias público-privado, empréstimos via bancos de desenvolvimento e agências internacionais, criação de taxas etc.

No setor de drenagem urbana, ao lado, e no interior, do debate sobre novas tecnologias, de menor custo ou minimizadoras de im-

pactos ambientais, discutem-se formas alternativas de custeio dos serviços. O financiamento por meio do Tesouro municipal, principalmente através do Imposto sobre Propriedade Territorial Urbana-IPTU, esbarra na crescente restrição orçamentária do setor público, onde a drenagem urbana pode não ser percebida como prioridade política.

Neste cenário, ganham ênfase os possíveis benefícios da criação de uma taxa sobre a drenagem urbana. Embora sua adoção tenha complicadores pelas características da oferta e demanda no setor, existem ganhos de eficiência alocativa quando a cobrança está relacionada com o consumo individual pelos serviços. A taxa possibilita uma distribuição socialmente mais justa dos custos, onerando mais os usuários que utilizam mais o sistema.

Esse artigo apresenta simulações objetivando a criação de uma taxa sobre os serviços de drenagem urbana. A cobrança ocorre via custo médio de implantação e manutenção. A utilização do custo médio é uma forma de rateio dos custos do sistema entre seus usuários que possibilita a individualização do débito.

O artigo compõe-se desta introdução seguida de seis seções nas quais são apresentados aspectos conceituais e cenários de aplicação de uma taxa de drenagem e, finalmente, das referências bibliográficas. Na primeira seção, são apresentadas as bases conceituais e os princípios microeconômicos utilizados para subsidiar a criação da taxa. A base geográfica de cobrança - uma bacia hidrográfica hipotética cuja ocupação urbana segue parâmetros urbanísticos e demográficos da cidade de Belo Horizonte, capital do estado de Minas Gerais, no Brasil - é apresentada na segunda seção. Na terceira são definidos os custos de manutenção e implantação e a metodologia utilizada para encontrá-los. Na seção seguinte é feita a análise do custo médio do sistema de drenagem: custo por metro quadrado de área impermeabilizada, por lote e por domicílio. Além do sistema de drenagem clássico, na quinta seção é apresentada a utilização de uma tecnologia compensatória, a caixa de retenção no lote. E na sexta são feitas as considerações finais.

BASES CONCEITUAIS E PRINCÍPIOS MACROECONÔMICOS

Os serviços de drenagem possuem características de *bens públicos*, como a não excludência e a não rivalidade. Isto significa que não é possível excluir um agente de seu consumo: quando oferecido os serviços, todos podem e vão obrigatoriamente consumi-los. Além disso, nos limites do sistema, a demanda de um usuário não afeta a disponibilidade de outros. Sua oferta é feita em regime de *monopólio natural*. Há um único ofertante dos serviços e este apresenta economias de escala até o limite da capacidade do sistema.

Pelas tecnicidades que envolvem a drenagem urbana em rede, os serviços são ofertados na mesma “quantidade” para todos os beneficiários. Os indivíduos podem avaliá-los de maneira desigual ou usá-los em quantidades

distintas segundo as diferentes características e impermeabilização de suas propriedades, mas todos têm à sua disposição a mesma quantidade para consumo. Ressalte-se que a drenagem urbana é um bem essencial. Embora alguns o utilizem mais ou menos, é impossível deixar de usufruí-lo.

Normalmente bens e serviços essenciais, sem substitutos e que são ofertados por um único prestador apresentam demanda inelástica em relação ao preço: preços maiores não afetam significativamente as quantidades consumidas. Esta inelasticidade ocorre na drenagem urbana.

A provisão da drenagem envolve custos fixos elevados - essencialmente investimentos na implantação dos sistemas de drenagem -, e custos marginais pequenos, quase nulos. Nestas condições, um preço de eficiência econômica, aquele que se iguala ao custo marginal dos serviços, pode não ser capaz de cobrir os custos totais do sistema: o custo marginal tende a ser **menor** do que o custo médio. O ideal microeconômico de que a receita com a venda de uma unidade adicional de produto seja igual ao valor dos recursos que foram utilizados para produzi-la não permite a viabilidade financeira do empreendimento nesse caso.

Como solução, a tendência é que a administração pública defina um preço que permita o *break-even* da prestadora: produzir em um nível onde o preço se iguale aos custos médios de produção.

Funções da taxa sobre os serviços de drenagem

A definição adequada da taxa possibilita que esta cumpra algumas funções, o que depende do objetivo a ser alcançado com a receita auferida. Quatro funções principais podem ser enumeradas. Entre elas, a primeira e a segunda têm destaque neste trabalho (Andrade, 1998):

- a) Cobrir os custos de produção dos serviços e gerar recursos financeiros extras para a expansão dos mesmos: visa a sustentabilidade financeira do sistema de drenagem.
- b) Fazer adequadamente a ligação entre oferta e demanda com a sinalização para

o consumidor do valor dos serviços de drenagem. Esta função está associada à eficiência econômica. A cobrança específica pelo uso dos sistemas estimula ao uso mais “racional” do solo urbano e evita-se a impermeabilização desnecessária ou excessiva deste. Há maior consciência individual do impacto daquela propriedade nos custos envolvidos na drenagem do que em uma cobrança via impostos gerais.

- c) Remunerar o capital utilizado na produção. A receita gerada pela prestação dos serviços constitui parte da composição do capital a ser empregado no investimento e define a maior ou menor necessidade de recursos financeiros complementares.
- d) Ser instrumento de redistribuição de renda (Andrade & Lobão, 1996). No Brasil, uma das principais formas de “utilização social” da tarifa ou taxa sobre os serviços públicos ocorre por meio da concessão de subsídios dos usuários de maior poder aquisitivo para os de menor, assim como dos grandes para os pequenos usuários.


Se do ponto de vista econômico-financeiro, a taxa de drenagem apresenta funcionalidade, na ótica jurídica ela *atende ao princípio da boa política tributária, que consiste em repartir tanto quanto possível os ônus com aqueles que se beneficiam do serviço* (Bastos, 1994). Segundo a legislação, serviços prestados para uma pluralidade de pessoas, onde não é possível determinar qual seria a mais diretamente aquinhoadada, devem ser financiados pelos cofres públicos. São os casos da segurança pública ou da iluminação de praias. Por outro lado, se o beneficiário é passível de identificação deve-se cobrar diretamente dele. Esta cobrança pode ser por meio de tarifa ou taxa. A primeira opção é utilizada quando o serviço público implica alternativa, quando o indivíduo pode escolher entre usá-lo ou não. É o que ocorre nos serviços de transporte público ou telefonia. A segunda alternativa, a cobrança via taxa, está presente nos serviços públicos com utilização obrigatória pela população, independente de seu uso efetivo. Basta apenas que os serviços tenham sido disponibilizados à sociedade pela admi-


nistração pública. É o que ocorre com a drenagem urbana.

A **divisibilidade** aparece como a característica essencial dos serviços para que ocorra a sua individualização e, por conseguinte, a cobrança por meio de taxa ou tarifa. Embora o sistema de drenagem seja “imposto” à população, é possível identificar o usuário e estimar a contribuição de cada terreno no escoamento pluvial lançado às redes. A indivisibilidade ocorre na oferta e não na demanda.

Principais alternativas para a definição de uma taxa de drenagem

Nos próximos parágrafos, discutem-se, ainda que brevemente, algumas das principais alternativas para a definição de uma taxa de drenagem.

 **Preço igual ao custo marginal social:** Esta forma de cobrança define o preço igual ao custo marginal. Mas este não se restringe à mudança do custo de operação e manutenção com a variação no número de usuários. Os custos sociais decorrentes daquela atividade também são incorporados no cálculo, como o aumento da insegurança em relação ao risco de inundações ou a poluição da água ou as enchentes a jusante. As dificuldades de adoção de uma tarifa via custo marginal são as prováveis perdas financeiras incorridas pela prestadora dos serviços de drenagem (custo médio maior do que o custo marginal, mesmo o social), e a quantificação em termos monetários da ampla gama de custos incorporados ao cálculo da tarifa.

 **Preço igual ao benefício marginal:** Esta alternativa de cobrança ocorre para os bens públicos com consumo não rival e custo marginal bastante baixo ou nulo. A provisão do bem deve ocorrer, pois gera benefícios marginais positivos. Esta envolve custos fixos que precisam ser remunerados. A cobrança via benefício marginal aloca o bem de acordo com o retorno econômico para cada usuário. O seu preço efetivamente se iguala ao seu valor para o usuário. Essa alternativa tem complicadores relevantes. Primeiramente

te é necessário conhecer os benefícios marginais individuais, o que encerra dificuldades. Como o consumo é não excludente, pois se trata de bens públicos, os indivíduos nem sempre estão dispostos a revelar o valor de seus benefícios a fim de pagarem menos ou nada pelo consumo do bem (*free-rider*) ou mesmo por desconhecimento. O resultado é uma arrecadação de recursos inferior à ótima que pode não ser suficiente para financiar a provisão do serviço. Nos serviços de drenagem urbana esta opção poderia ser utilizada em obras locais de controle de inundações quando os benefícios são melhores percebidos e os beneficiários estão mais sensíveis aos danos. No caso de uma cobrança generalizada e continuada pelos serviços tradicionais de drenagem para fins de financiamento haveria dificuldades para sua operacionalização e implementação.

Regra Ramsey ou regra de preços públicos¹: Esta regra, que pode ser utilizada em firmas multiproduto ou quando é feita uma discriminação de preços sobre serviços e/ou consumidores, possibilita a criação de uma estrutura de preços que leve à maximização do bem-estar social com a garantia de receita que cubra os custos. Segundo a regra de Ramsey, para se alcançar o objetivo financeiro e de eficiência, deve-se adicionar na cobrança via custo marginal um *mark-up* sobre este custo na proporção inversa da elasticidade-preço da demanda dos consumidores. Logo, quanto menor for a elasticidade-preço da procura pelo serviço, maior deve ser o preço cobrado em relação ao seu custo marginal. A alternativa de Ramsey, com qualidades financeiras e de eficiência econômica (evita-se o sobrelucro), pode ser ineficaz do ponto de vista social, pois elasticidades menores levam a tarifas maiores. Os usuários com menor nível de renda pagariam maiores tarifas pelos serviços públicos do que os de maior rendimento, pois, por terem me-


nores opções de consumo, usualmente possuem uma demanda menos elástica. O mesmo ocorreria com os serviços essenciais em relação aos supérfluos (Andrade, 1998). Além disso, é necessária a informação detalhada sobre as demandas individuais dos bens. As elasticidades-preço de demanda dos serviços de drenagem urbana são de difícil quantificação e não estão presentes no escopo deste trabalho.

Preço igual ao custo médio: No Brasil, onde praticamente inexistem informações precisas sobre a demanda dos serviços de drenagem, com análises de elasticidades e de benefícios marginais, e sem experiências de medição do consumo individual dos serviços e a sua cobrança, existem muitas dificuldades em se utilizar as alternativas anteriores – alternativas que contemplam primordialmente a eficiência econômica. Como solução *second-best* define-se uma taxa equivalente ao custo médio de produção, priorizando o financiamento do sistema com a recuperação dos custos associados ao mesmo. Este é o procedimento usual na cobrança dos serviços de abastecimento de água. Ao priorizar o financiamento, a eficiência é negligenciada, pois quaisquer que sejam os gastos, inclusive as perdas, estes são rateados entre os consumidores.

Preço igual ao custo marginal de longo prazo: O custo marginal de longo prazo, também chamado custo incremental médio de produção, é calculado como a média dos custos de expansão futura do sistema, por unidade adicional produzida. A cobrança pelo custo marginal de longo prazo garante os recursos financeiros para expansão do sistema e sinaliza o comportamento do custo de produção com a variação na quantidade produzida: se os custos marginais de expansão são crescentes (deseconomias de escala), o custo incremental médio também cresce, aumenta-se a receita e sinaliza-se para os consumidores o valor econômico crescente do bem ou serviço. Esta é uma alternativa eficaz quando, com o aumento

¹ Esta regra foi formulada inicialmente por Frank Ramsey em 1924.

da escala de produção, os custos marginais aumentarem de forma mais acelerada do que os custos médios. Uma desvantagem desta metodologia são as incertezas sobre os custos futuros do projeto, principalmente com o desenvolvimento tecnológico. Ademais, os custos marginais de drenagem são pequenos, o que torna o custo médio melhor parâmetro para a cobrança.

 **Preço igual ao custo médio de longo prazo:** Uma análise de longo prazo, com o custo médio, também é possível. Porém, quando não se contempla, nos projetos de drenagem, uma perspectiva de longo prazo, i.e., um horizonte de planejamento onde ocorrem mudanças no “tamanho” do sistema de drenagem, as metodologias de longo prazo não são adequadas quando o custo total é usado como base tarifária. Adaptá-las ao curto prazo é possível desde que se utilize apenas o custo de manutenção na definição da taxa (Souza, 1997). Analisa-se o comportamento do custo de manutenção e da área impermeabilizada ao longo do período de estudo, por exemplo, 30 anos, e a partir destas informações calcula-se o custo marginal e o custo médio de “longo prazo”. Essa metodologia, como a anterior, também é condicionada pelas as incertezas sobre custos futuros, principalmente com o desenvolvimento tecnológico.

Definição da taxa

Nos parágrafos anteriores, foi apontado que uma cobrança pelos serviços que defina o preço igual ao custo marginal não é viável financeiramente na drenagem urbana. Mesmo em um espectro amplo deste custo, com a incorporação de custos **sociais** decorrentes da atividade de drenagem (insegurança em relação ao risco de inundações, poluição da água, enchente a jusante etc.), o preço via custo marginal pode implicar em perda financeira para o prestador dos serviços. Além disso, é grande a dificuldade para se estimar monetariamente esta ampla gama de custos. Conforme discutido, formas alternativas de precificação baseadas na teoria marginalista também não são adequadas.

Na cobrança por meio do benefício marginal há problemas para avaliar os verdadeiros benefícios do usuário, pois este tende a omiti-los. A regra de *Ramsey*, que adiciona ao custo marginal um *mark-up* na proporção inversa da elasticidade-preço da demanda dos consumidores, encerra dificuldades. Ela requer informações sobre as demandas individuais, o que praticamente não existe na drenagem. A definição de preços em análises de longo prazo, onde há mudanças também nos fatores fixos de produção, não estão presentes nas hipóteses deste trabalho. Portanto, na ausência de informações precisas sobre a demanda dos serviços de drenagem e sem experiências de medição do consumo individual e a sua cobrança, define-se uma taxa equivalente ao custo médio de produção, priorizando o financiamento do sistema.

Os custos do sistema de drenagem urbana para fins de financiamento utilizados neste trabalho são divididos em dois: implantação (micro e macrodrenagem) e manutenção (limpeza de bocas-de-lobo e redes de ligação, vistorias no canal e recuperação de patologias estruturais). A soma destes dois componentes do custo representa o custo total (*CT*) de prestação dos serviços. O custo em relação ao total da área impermeabilizada da bacia (*Cme*) é:

$$Cme = \frac{CT}{ai_{vias} + \sum ai_j} \quad (1)$$

sendo:

ai_{vias} = área impermeabilizada das vias;

ai_j = área impermeabilizada do imóvel j ;

$ai_{vias} + \sum ai_j$ = parcela do solo impermeabilizada na área coberta pelo sistema de drenagem.

A parcela de solo impermeabilizado é o determinante essencial no dimensionamento dos sistemas de drenagem e o grande responsável pela especificidade do escoamento urbano em relação ao escoamento gerado em um ambiente natural. Uma taxa incidente sobre a área impermeabilizada, além de cumprir a função de recuperação dos custos associados aos serviços, incorpora o componente econômico da cobrança, citado anteriormente na segunda função das taxas.

A taxa, linear, é definida como:

$$\text{Taxa de drenagem} = Cme \cdot ai_j \quad (2)$$

sendo:

Cme = custo médio do sistema por metro quadrado de área impermeável;

ai_j = área impermeabilizada do imóvel j .

Neste caso, o custo é rateado segundo as demandas individuais.

BASE GEOGRÁFICA DE COBRANÇA: BACIA HIPOTÉTICA

Para a definição de uma taxa sobre os serviços de drenagem criou-se uma bacia hidrográfica padrão como base geográfica para os estudos com área de 6,90 km² (Figura 1). Desse total, 1,43 km² corresponde a uma bacia rural a montante e 5,40 km² referem-se a uma bacia urbanizada a jusante. A parte urbanizada constituiu-se de 400 quarteirões de 10.000 m² cada um, com uma rua de fundo de vale com 35 metros de largura ao longo do talvegue prin-

cipal e vias transversais e paralelas a essa com 15 metros de largura.

Para desenvolver o projeto urbanístico da bacia virtual, adotou-se como referência a cidade de Belo Horizonte, capital do estado de Minas Gerais, Brasil. A escolha de Belo Horizonte, cidade com população de cerca de 2.300.000 habitantes, deveu-se, por um lado, à necessidade de atribuir um grau de realismo à bacia virtual, em termos de referencial legal de uso do solo, bem como demográfico, incluindo-se o nível de renda da população, e, por outro lado, à riqueza e à facilidade de acesso a dados e informações sobre essa cidade, a maior parte deles obtidos por meio de internet (e.g.: www.pbh.gov.br).

O parcelamento da bacia segue os padrões do município de Belo Horizonte com a utilização, como referência, dos parâmetros da Lei de Parcelamento, Ocupação e Uso do Solo - Lei. 7166 - (Belo Horizonte, 1996) e a frequência de tamanho de lotes na cidade. Desta forma, obteve-se um total de 8.240 lotes. A Figura 2 mostra a frequência de lotes na bacia, segundo a área.

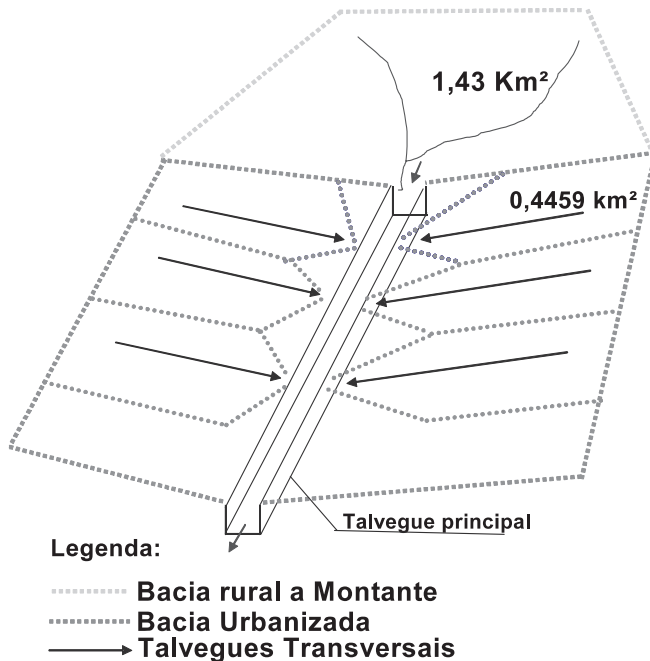


Figura 1. Bacia hidrográfica hipotética

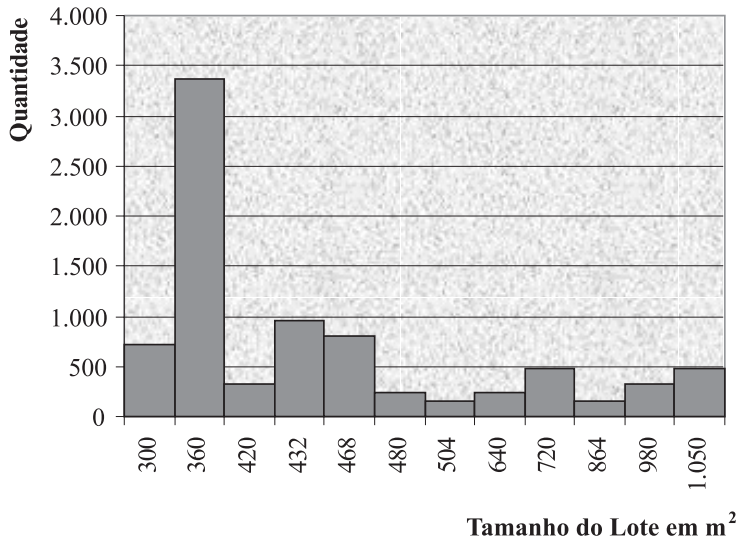


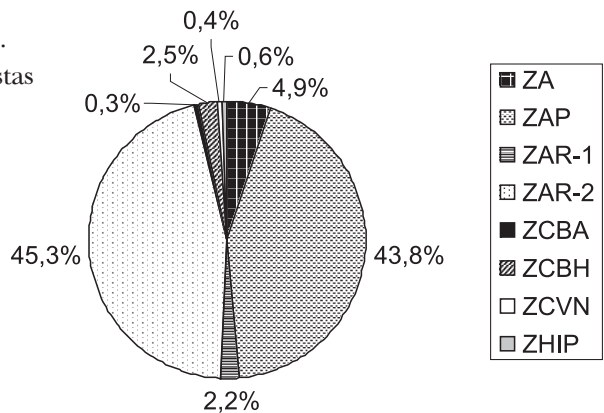
Figura 2. Distribuição de lotes adotada bacia hipotética, por área de lote

Da mesma forma que Belo Horizonte, supõe-se que a bacia possui um zoneamento misto, formado por nove zonas residenciais (Belo Horizonte, 1996)²:

- Zona de Proteção 3 - ZP3;
- Zona de Adensamento Restrito 1 - ZAR1;
- Zona Adensamento Restrito 2 - ZAR2;
- Zona Adensada – ZA;
- Zona de Adensamento Preferencial – ZAP;
- Zona Hipercentral – ZHIP;
- Zona Central de Belo Horizonte – ZCBH;
- Zona Central do Barreiro -ZCBA e
- Zona Central de Venda Nova - ZCVN.

A Figura 3 apresenta a distribuição destas zonas na área urbana da bacia hipotética.

Figura 3. Participação percentual das zonas na bacia hipotética.



² Zonas são áreas de Belo Horizonte diferenciadas “segundo os potenciais de adensamento e as demandas de preservação e proteção ambiental, histórica, cultural, arqueológica e paisagística”. Em Belo Horizonte existem quinze zonas, mas cinco não foram consideradas neste estudo por não serem zonas residenciais típicas.

12

Diferentes zonas implicam em diferentes potenciais de adensamento. E o adensamento, além da área impermeabilizada da bacia e do lote, é a outra variável relevante para definir a dimensão da taxa incidente sobre os proprietários urbanos. De certa forma, nas áreas mais adensadas, a “produtividade” da impermeabilização da superfície é maior, logo o ônus financeiro dos serviços de drenagem sobre os moradores é menor em razão do rateio de custos por um número maior de domicílios. Portanto, o adensamento é, também, uma variável relevante para avaliar o impacto da cobrança sobre as economias das unidades domiciliares.

Nessa pesquisa foram utilizadas duas possibilidades de adensamento da bacia: a primeira é um cenário de adensamento máximo. O

número de domicílios em cada zona é o máximo permitido pela legislação. Pela Lei 7.166, o parâmetro urbanístico que define o adensamento da zona é a “quota de terreno por unidade habitacional”. Dividindo-se a área do terreno por este parâmetro, tem-se o número máximo de unidades domiciliares permitido no lote.

Na segunda possibilidade, utiliza-se na bacia a mesma proporção de domicílios por zona existente em Belo Horizonte. O primeiro adensamento pode ser considerado o limite inferior de pagamento da drenagem da bacia por domicílio. O segundo seria um cenário de custo individual mais realista, relacionado a uma cidade concreta. A Tabela 1 apresenta o adensamento da bacia referente a estas duas possibilidades.

TABELA 1
Adensamento adotado na bacia hipotética

Número de Lotes	Número de Domicílios	
	Adensamento Máximo	“Padrão Belo Horizonte”
8.240	123.622	19.724

Além das possibilidades de adensamento, outro aspecto trabalhado foi os cenários de impermeabilização máxima da área de lotes da bacia. Utilizaram-se seis cenários:

- Cenário I, com impermeabilização de 100% da área dos lotes;
- Cenário II, com impermeabilização de 80% da área dos lotes;
- Cenário III, com impermeabilização de 70% da área dos lotes;
- Cenário IV, com impermeabilização de 60% da área dos lotes;
- Cenário V, com impermeabilização de 50% da área dos lotes, e
- Cenário VI, com impermeabilização de 30% da área dos lotes.

Estes percentuais são fundamentais no dimensionamento dos respectivos sistemas de drenagem e implicam distintos custos de manutenção e implantação.

CUSTOS DO SISTEMA DE DRENAGEM TRADICIONAL

Os custos totais de implantação foram obtidos por meio de modelagem hidrológica e hidráulica e os custos de manutenção com dados de galerias restauradas em Belo Horizonte.

A elaboração dos projetos dos sistemas tradicionais de microdrenagem e macrodrenagem foi realizada com base em simulações hidrológicas, para a estimativa de hidrogramas de projeto, e hidráulicas, para a definição de dimensões de canais e estabelecimento das linhas d'água ao longo da rede de canais. Os hidrogramas de projeto foram construídos com base na equação regionalizada de chuvas intensas (equações IDF) para a Região Metropolitana de Belo Horizonte e em hidrogramas adimensionais ambos propostos por Pinheiro e Naghettini (1998). Foram utilizados períodos de retorno de 5 e 10 anos, para as estrutu-

ras de microdrenagem, e 25 e 50 anos, para as estruturas de macrodrenagem.

Os hidrogramas de projeto foram obtidos por métodos indiretos de transformação chuva-vazão, com a utilização do método racional, para bacias com áreas menores que 0,5 km², e do método do hidrograma unitário do SCS, para as demais sub-bacias. Os coeficientes de escoamento do método racional foram determinados em função da área impermeabilizada da bacia conforme Tucci (2000).

Em termos hidráulicos, adotaram-se os regimes de escoamento uniforme, para o dimensionamento das redes tubulares, e gradualmente variado, para os canais celulares de concreto. As simulações hidrológicas e hidráulicas foram feitas com recursos computacionais e uso dos modelos HEC-HMS versão 2.2.2 e HE-RAS, versão 3.1.1, do Estados Unidos. Corps of Engineers (2000, 2002 e 2003). Para cada cenário de impermeabilização máxima da área de lotes foi dimensionado um sistema tradicional de drenagem, constituído por um sistema de microdrenagem, com utilização de sarjetas, bocas de lobo, poços de visita e redes coletoras tubulares, e um sistema de macrodrenagem constituído de canais fechados de concreto armado.

Para a definição dos custos de implantação do sistema, adotaram-se os preços unitários que remuneram os serviços de infraestrutura urbana praticados pela SUDECAP-

BH (Superintendência de Estudos da Capital de Belo Horizonte) sendo os mesmos referentes ao mês de Janeiro de 2003. Aos custos tabelados aplicou-se um acréscimo de 45% referentes a todos os custos indiretos relacionados ao desenvolvimento de projetos e à construção, no Brasil designados por BDI, ou seja, bonificação de despesas indiretas.

Devido à ausência de procedimentos sistemáticos para recuperação e manutenção dos sistemas de drenagem urbana e registro de seus custos, utilizou-se como referência os custos de recuperação da galeria da Avenida Uruguai, em Belo Horizonte-MG, realizada no ano de 2001. Esse trabalho constitui uma das ações do Plano Diretor de Drenagem de Belo Horizonte contida no Volume IV – Tomo I (Caracterização Estrutural e Plano de Ação). Aos custos de correções de Patologias Estruturais inclui a avaliação dos custos de limpezas rotineiras do canal, como a retirada de lixo. Foram usados como referência para estabelecimento de valores os custos distribuídos ao longo de trinta anos. A recuperação de patologias estruturais foi prevista em cinco etapas ao longo do período, tendo sido essas intervenções concentradas nos anos 5, 9, 16, 23 e 30 anos.

Por meio desses procedimentos, foi possível encontrar os custos totais do sistema de drenagem clássico para os seis cenários de impermeabilização máxima (Tabela 2).

TABELA 2
Custos de implantação e manutenção do sistema de drenagem na bacia hipotética

Cenários	Implantação	Manutenção e Operação	Total
Cenário I	55.872.924,82	3.300.124,88	59.173.049,70
Cenário II	50.981.762,58	3.165.045,16	54.146.807,74
Cenário III	48.309.350,91	3.035.728,07	51.345.078,99
Cenário IV	45.974.878,48	2.951.055,16	48.925.933,63
Cenário V	44.051.105,37	2.929.838,40	46.980.943,78
Cenário VI	38.604.546,12	2.700.873,27	41.305.419,39

A fim de simplificar a compreensão do presente texto, o sistema projetado para cada cenário de impermeabilização máxima da bacia recebe o nome deste. Para o cenário I, sistema I; para o cenário II, sistema II e assim sucessivamente.

Definição do custo médio

Para definir o custo médio, a primeira etapa foi elaborar um fluxo de caixa dos custos de manutenção e do financiamento da implantação do sistema de drenagem. Considerou-se que os recursos para a implantação foram viabilizados por meio de um empréstimo hipotético que utiliza em seus parâmetros a referência dos financiamentos concedidos pelo Banco Nacional de Desenvolvimento Social (taxa de juros mais *spread* de 16,6% ao ano; pagamentos anuais constantes; carência de três anos e prazo de amortização de vinte anos). Para definição do plano de manutenção utilizou-se um horizonte de trinta anos, considerado a vida útil típica de estruturas de drenagem.

Estes fluxos foram uniformizados ao longo de trinta anos, resultando em um único fluxo de custo total. Neste a taxa de desconto utilizada é de 16,87% ao ano, que representa a

média ponderada das taxas envolvidas nos custos da drenagem urbana. Por meio desta taxa chega-se aos custos anuais listados na Tabela 3. O custo anual é calculado a partir do quarto ano, quando o sistema de drenagem entra em operação, ou seja, considera-se um período de carência de 3 anos para o início da amortização do capital.

TABELA 3

Custo anual total do sistema de drenagem tradicional da bacia hipotética (R\$ de janeiro de 2003)

Sistemas	Custo Total (a partir do ano 4)
Sistema I	13.609.867,60
Sistema II	12.450.250,26
Sistema III	11.804.994,82
Sistema IV	11.247.270,49
Sistema V	10.797.841,33
Sistema VI	9.490.054,60

Os custos anuais por metro quadrado de área impermeabilizada, segundo a Equação (2), são mostrados na Tabela 4. A Figura 4 ilustra informações semelhantes.

TABELA 4

Custo total anual por metro quadrado de área impermeabilizada do lote na bacia hipotética (R\$ de janeiro de 2003)

Percentual de Impermeabilização				Custo Anual por m ² de Área Impermeabilizada					
Bacia	Lotes	Vias	Área Natural	Sistema I	Sistema II	Sistema III	Sistema IV	Sistema V	Sistema VI
79%	100%	100%	0%	2,49					
73%	90%	100%	0%	2,69					
68%	80%	100%	0%	2,92	2,67				
62%	70%	100%	0%	3,19	2,92	2,77			
56%	60%	100%	0%	3,52	3,22	3,05	2,91		
50%	50%	100%	0%	3,92	3,59	3,40	3,24	3,11	
44%	40%	100%	0%	4,43	4,06	3,85	3,67	3,52	
39%	30%	100%	0%	5,10	4,67	4,42	4,21	4,05	3,56
33%	20%	100%	0%	6,00	5,49	5,20	4,96	4,76	4,18
27%	10%	100%	0%	7,28	6,66	6,32	6,02	5,78	5,08
21%	0%	100%	0%	9,27	8,48	8,04	7,66	7,35	6,46

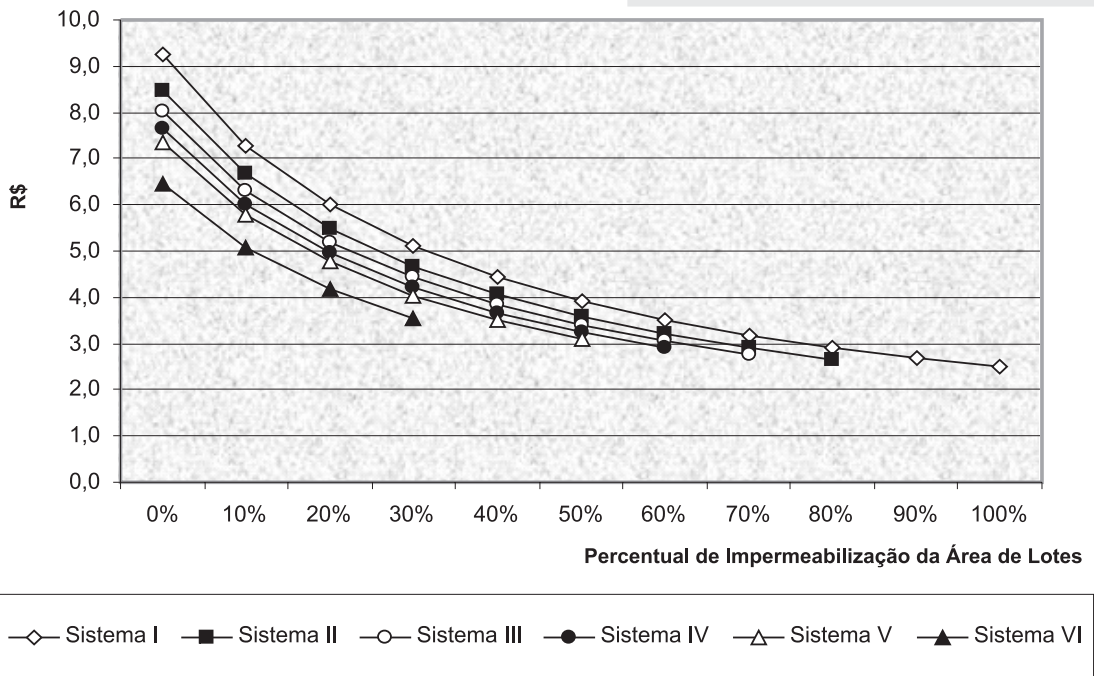
Apenas o sistema I cobre todas as possibilidades de impermeabilização da área de lotes, pois é dimensionado para uma expectativa de impermeabilização de 100%. Com ele ocorre o menor custo total por m² de área impermeabilizada - 2,49 reais ao ano -, com percentual de 100% de impermeabilização dos lotes e do sistema viário que compõem a área de urbanização da bacia, e o maior - 9,27 reais - com 0% de área de lotes impermeabilizada. Nesse último caso, apenas as vias têm superfície impermeável na bacia. Notar que a bacia virtual possui uma área de preservação *non aedificandi*, designada por área natural, fato pelo qual, no cenário de maior impermeabilização, a taxa de impermeabilização global da bacia não ultrapassa 79%.

Ressalta-se que quanto menor a impermeabilização, maior o custo unitário do projeto de drenagem; afinal, o sistema, uma vez implantado, tem que ser financiado, mesmo se

o percentual impermeabilizado ficar aquém do esperado. Por essa razão, é relevante a análise minuciosa do sistema adequado para cada tipo de projeto de ocupação urbana, ou, em outra perspectiva, é necessário avaliar-se o modelo de ocupação urbana projetado tendo em conta as limitações naturais de drenagem ou de sistemas de drenagem de área urbanizadas, pré-existentes a jusante.

Além de soluções de drenagem tradicional, técnicas compensatórias de drenagem de águas pluviais, como caixas ou reservatórios de retenção domiciliares, as bacias de retenção, as trincheiras de infiltração, os pavimentos permeáveis e outras, podem ser utilizadas complementando-as ou substituindo-as. Análises custo-benefício são importantes para a escolha das soluções mais adequadas, com a incorporação de valores sociais, culturais e ambientais à análise de projetos.

Figura 4. Custo anual total por m² de área impermeabilizada segundo variação no dimensionamento do sistema de drenagem para a bacia hipotética (R\$ de janeiro de 2003).



Custo médio por lote

A Tabela 5 apresenta a média do custo total anual, por lote, dos serviços de drenagem na bacia hipotética. Na pesquisa realizada foram elaborados estudos considerando a distribuição de lotes conforme anteriormente apresentado (ver Figura 2). Tendo em vista o elevado número de cenários resultante desse estudo, optou-se por apresentar aqui resultados de simulações de cobrança com base em um lote de equivalente cuja área resulta da média ponderada dos lotes previstos para a bacia hipotética. Resultados completos de simulação po-

dem ser encontrados em Nascimento et al (2003).

O custo médio anual por lote varia de 1.208 a 246 reais anuais. Em um cenário de grande urbanização (sistema dimensionado para 100% de impermeabilização), dificilmente o custo é menor do que 1.000 reais por ano. Fator determinante para diminuição do custo por domicílio é o número de unidades domiciliares em cada lote, o que possibilita um maior número de participantes no rateio dos custos do sistema. Este assunto é discutido nos itens seguintes.

16

TABELA 5
Média do custo total anual por lote segundo o dimensionamento dos sistemas de drenagem para a bacia hipotética (R\$ de janeiro de 2003)

Percentual de Impermeabilização do Lote	Sistema I	Sistema II	Sistema III	Sistema IV	Sistema V	Sistema VI
100%	1.208,08					
90%	1.173,08					
80%	1.132,07	1.035,61				
70%	1.083,38	991,07	939,71			
60%	1.024,62	937,32	888,74	846,75		
50%	952,31	871,17	826,02	787,00	755,55	
40%	861,16	787,78	746,95	711,66	683,23	
30%	742,67	679,39	644,18	613,75	589,22	517,86
20%	582,41	532,78	505,17	481,30	462,07	406,11
10%	353,53	323,41	306,65	292,16	280,49	246,52

Custo médio por domicílio

O custo médio por domicílio foi determinado para os dois cenários de adensamento previstos (ver Tabela 1). No cálculo, ponderou-se a magnitude do custo por unidade domiciliar (U.D) segundo os diferentes tamanhos de lote e os diferentes tipos de zonas presentes na bacia (Tabelas 6 e 7).

As Tabelas 6 e 7 mostram os limites do custo por unidade domiciliar para cada sistema de drenagem dimensionado. Para o sistema I, o limite superior corresponde a uma impermea-

bilização da área de lotes de 100%, e o limite inferior, de 10%; o custo no sistema II cobre percentuais de 80% a 10% de impermeabilização; o sistema III, de 70% a 10%; o IV, de 60% a 10%; o V, de 50% a 10% e o VI de 30% a 10%. Além disso, como ilustração, aparece qual seria o custo médio da drenagem para um domicílio situado em um lote com 70% ou 80% de sua área impermeabilizada, que representam taxas frequentes de impermeabilização de lotes com área no intervalo de 300 a 500 m².

TABELA 6

Custo anual do sistema de drenagem tradicional por unidade domiciliar no cenário "Máximo Permitido pela Legislação" – bacia hipotética com zoneamento misto (R\$ de janeiro de 2003)

Sistema de Drenagem Dimensionado	Custo anual por U.D		
	Intervalo	80%	70%
Sistema I	80,24 a 23,48	75,20	71,96
Sistema II	68,79 a 21,48	68,79	65,83
Sistema III	62,42 a 20,37	–	62,42
Sistema IV	56,24 a 19,41	–	–
Sistema V	50,19 a 18,63	–	–
Sistema VI	34,40 a 16,37	–	–

TABELA 7

Custo anual do sistema de drenagem tradicional por unidade domiciliar no cenário "Padrão Belo Horizonte" - bacia hipotética com zoneamento misto (R\$ de janeiro de 2003)

Sistema de Drenagem Dimensionado	Custo anual por U.D		
	Intervalo	80%	70%
Sistema I	461,07 a 134,93	432,06	413,48
Sistema II	395,24 a 123,43	395,24	378,25
Sistema III	358,64 a 117,03	–	358,64
Sistema IV	323,17 a 111,50	–	–
Sistema V	288,36 a 107,05	–	–
Sistema VI	197,64 a 94,08	–	–

Nota-se que um aumento do adensamento "Padrão Belo Horizonte" para o "Máximo Permitido pela Legislação" implica em uma queda de cerca de 83% do custo por domicílio. A

importância destes custos na renda familiar é apresentada na Tabela 8, com base nos valores listrados nas Tabelas 6 e 7.

TABELA 8

Participação do custo dos serviços de drenagem no rendimento nominal médio do responsável pelo domicílio – bacia hipotética com zoneamento misto (em %)

Sistema de Drenagem Dimensionado	Cenários	
	Máximo permitido pela legislação	Padrão Belo Horizonte
Sistema I	0,4 a 0,1	2,1 a 0,6
Sistema II	0,3 a 0,1	1,8 a 0,6
Sistema III	0,3 a 0,1	1,6 a 0,5
Sistema IV	0,3 a 0,1	1,4 a 0,5
Sistema V	0,2 a 0,1	1,3 a 0,5
Sistema VI	0,2 a 0,1	0,9 a 0,4

Nota: dados de rendimento obtidos do Censo Demográfico (IBGE, 2000), atualizados para 2003 pelo IGP-DI da FGV.

Os altos investimentos dos sistemas de drenagem implicam em uma participação não desprezível do seu custo no orçamento familiar, onerando significativamente o proprietário do imóvel caso este seja o financiador do sistema. Ressalte-se que os valores da Tabela 8 referem-se a uma ocupação mista da bacia. Eles são a média dos valores médios encontrados em cada uma das zonas. Aquelas menos adensadas, como ZCBA e ZCVN (maior quota de terreno por unidade habitacional), possuem custos unitários de drenagem ainda maiores; enquanto na ZHIP ou ZA os custos por domicílio são significativamente menores.

Como referência de valor, a Pesquisa de Orçamentos Familiares – POF feita pelo Instituto Brasileiro de Estatística – IBGE pode ser útil: a despesa com aluguel de moradia representa 3,23% do rendimento médio familiar. O imposto predial tem participação de 0,73%; o condomínio, 1,37%; água e esgotamento, 1,00% e despesas com energia elétrica, 1,89%.

Uma comparação irrestrita das informações da POF com os dados de drenagem da bacia hipotética não pode ser feita. As informações do IBGE são de 1996, para toda a Região Metropolitana de Belo Horizonte e utiliza o rendimento familiar como referência e não o do responsável pelo domicílio. Ainda assim é útil como parâmetro para comparação.

UTILIZAÇÃO DE TÉCNICAS COMPENSATÓRIAS: CAIXA DE DETENÇÃO NO LOTE

Além de apresentar elevados custos, os sistemas tradicionais de drenagem tendem a intensificar os impactos gerados pela urbanização, com efeitos como aumentos significativos dos volumes e das velocidades de escoamento superficial. Com isso, é comum o aumento da frequência e da gravidade de inundações em áreas urbanas antigas situadas a jusante de áreas de urbanização mais recente. As soluções tradicionais tendem a privilegiar alternativas estruturais, como a canalização generalizada de cursos d'água urbanos, resultando em impactos ambientais de monta. Por outro lado, essas alternativas não integram objetivos de controle de poluição difusa de origem pluvial em contexto urbano,

geralmente resultando na degradação da qualidade de água em corpos receptores nas próprias cidades e a jusante destas (e.g.: Nascimento et al, 1999; Tucci, 1995).

Em anos mais recentes, tem-se notado uma crescente preocupação com os impactos ambientais gerados pelo emprego de conceitos tradicionais de drenagem de águas pluviais em contexto urbano, com os altos custos de implantação, de manutenção e de freqüentes ampliações de sistemas que resultam do emprego dessas soluções e com sua baixa efetividade em controle de inundações, particularmente em razão de inadequações em seu emprego, como muitas vezes ocorre em municípios brasileiros. Soluções alternativas de drenagem de águas pluviais que buscam compensar os impactos causados pela urbanização, como as mencionadas em parágrafos anteriores, têm sido utilizadas em diferentes países e começam a encontrar emprego também no Brasil (Baptista et al., 1998; Goldenfum e Souza, 2001).

Diante de tais aspectos considerou-se, no presente trabalho, a alternativa de utilização de caixa de retenção no lote, também denominadas reservatórios domiciliares de águas pluviais, para redução das vazões de saída a um valor correspondente ao estimado para condições de pré-urbanização, para um tempo de retorno dado. Como tipologia construtiva utilizou-se a caixa de concreto armado com paredes de alvenaria. Essa possui um custo relativamente mais baixo do que outras alternativas - como o uso do concreto armado em toda a caixa - e razoável durabilidade. O dimensionamento das caixas foi realizado por meio de recursos de modelagem correntes, equação de orifícios e emprego do método de Puls modificado.

No padrão urbano adotado para a bacia virtual, foi considerada a possibilidade de não canalização do curso d'água principal. Essa alternativa visa atender a objetivos de proteção ambiental, criação de áreas verdes e controle de inundações em áreas construídas, resultando na preservação de uma faixa *non aedificandi* ao longo do curso d'água, tendo por consequência uma redução do número de lotes aproveitados em relação à solução tradicional de drenagem – de 8.240 lotes na bacia, passa-se a 6.720.

Os requisitos específicos de manutenção dessa alternativa resultam em quatro lavagens anuais das caixas, implicando em custos de faxineiro, energia elétrica e consumo de água. Prevê-se ainda a recuperação de 2% da área de alvenaria com uma camada de cimento para regularização e de 1% da área de concreto do fundo da caixa (calafetagem com argamassa de cimento e areia), igualmente em base anual.

As análises mostram que a utilização das caixas de detenção só leva a uma diminuição do custo da drenagem quando há preservação

do fundo de vale (exceção para os cenários IV e V). Afinal, a complementação do sistema de drenagem tradicional, segundo o cenário aqui construído, ainda terá que existir, principalmente devido à impermeabilização das vias. Este exige grande investimento inicial, com planta mínima de grandes dimensões. A preservação do fundo de vale, por sua vez, diminui substancialmente os gastos com macrodrenagem, o que representa redução significativa nos custos, além de incorporar ganhos ambientais (ver Tabelas 9 e 10).

TABELA 9
Custo total anual por lote dos sistemas de drenagem convencional e alternativo para a bacia hipotética (R\$ de janeiro de 2003)

Cenários/ Sistema	Sistema Clássico ¹	Sistema Alternativo ²	
		Redução da Vazão de Saída dos Lotes ao Cenário Natural	
		Sem Preservação do Fundo de Vale	Com Preservação do Fundo de Vale
Cenário I	1.651,68	1.957,23	1.270,57
Cenário II	1.510,95	1.783,04	1.082,50
Cenário III	1.432,65	1.746,15	1.068,35
Cenário IV	1.364,96	1.649,26	949,32
Cenário V	1.310,42	1.591,98	891,95

Notas: 1. Sem preservação do fundo de vale

2. Sistema alternativo de drenagem, incorporando caixas de detenção em todos dos lotes, com área superficial de forma retangular, tendo por dimensões de 25 m x 10 m e profundidade de 1,0 m.

Na Tabela 9, considerou-se o custo total do sistema e não apenas a parcela do custo que recai sobre o proprietário do terreno pela impermeabilização do mesmo. Por isto, os valores para o sistema tradicional são mais elevados do que aqueles mostrados na Tabela 5. Nesta, a intenção é visualizar a magnitude da cobrança incidente apenas sobre a impermeabilização do lote, ou seja, o ônus do sistema para o proprietário do imóvel. Cabe ao setor público arcar com o custo da impermeabilização das vias.

Na Tabela 10, percebe-se uma redução de até 46% do custo com a utilização do sistema alternativo e com a preservação do fundo de vale. Parece evidente que, da mesma forma que na drenagem tradicional, quanto maior a quantidade de domicílios por lote, maior o número de participantes do rateio de custos e menor a contribuição monetária de cada proprietário de domicílio.

TABELA 10
 Variação percentual do custo anual por lote da tecnologia compensatória
 em relação ao sistema de drenagem tradicional para a bacia hipotética

Cenários/ Sistema	Sistema Alternativo	
	Redução da Vazão de Saída dos Lotes ao Cenário Natural	
	Sem Preservação do Fundo de Vale	Com Preservação do Fundo de Vale
Cenário I	18,50%	-23,07%
Cenário II	7,95%	-34,46%
Cenário III	5,72%	-35,32%
Cenário IV	-0,15%	-42,52%
Cenário V	-3,61%	-46,00%

CONCLUSÕES

A criação de uma taxa sobre os serviços de drenagem não significa, obrigatoriamente, o aumento do nível geral de tributos. A taxa pode vir sob a forma de um acréscimo no IPTU cobrado ou de uma redução no mesmo, conforme se impermeabilize mais ou menos o terreno do que a média. O que se pretende é refletir sobre alternativas para mudar a forma de financiar a drenagem urbana, com ganhos de transparência, racionalidade econômica e eficiência tributária.

Nesse estudo, foi possível analisar as duas variáveis fundamentais que interferem na magnitude da cobrança pelo sistema tradicional de drenagem: a impermeabilização e o adensamento. Participações expressivas do custo da drenagem urbana no orçamento familiar podem levar a criação de estratégias pelos usuários para pagar menos pelos serviços. A diminuição da impermeabilização desnecessária do terreno é a mais evidente. Mas a taxa também pode influenciar na escolha da localização residencial, com a priorização de regiões mais adensadas. Uma participação da taxa superior a 2% da renda, por exemplo, provavelmente possui importância no cálculo econômico do demandante do imóvel.

Os resultados mostram que a utilização da tecnologia compensatória do tipo caixa de de-

tenção no lote combinada à preservação do fundo de vale é viável financeiramente. Além disso, agregam-se valores ambientais e institucionais ao espaço. Um aspecto que pode ser considerado negativo para alguns produtores e consumidores do espaço urbano é a perda da área “aproveitável” da bacia, a faixa de implantação de áreas verdes ao longo do curso d’água. Aí entra a negociação e a disputa entre os atores políticos que interferem na cidade e o estabelecimento das prioridades de ação pelos gestores.

A caixa de retenção pode ser uma forma complementar de drenagem urbana utilizada quando o escoamento gerado no terreno ultrapassar determinado limite fixado pela legislação. Alternativamente, seu uso pode levar a um desconto na taxa de drenagem. De qualquer forma, existem conflitos que o administrador público terá que enfrentar. A diminuição da área impermeável ou a utilização das caixas nos lotes pode chegar a tal nível que torne inviável o financiamento do sistema convencional pelos usuários, na hipótese de um sistema desse tipo previamente implantado. Ressalte-se que existem abordagens diferentes relacionadas ao custeio do sistema de drenagem na gestão e no planejamento da cidade. A atuação sobre uma urbanização já cristaliza-

da, em movimento ou inteiramente nova é bastante distinta. Significam diferentes graus

de liberdade para a administração pública interferir no espaço urbano.

Referencias

- ANDRADE, Thompson A. 1998. Tarifas das Utilities em um Contexto de Liberalização/ Privatização. In: REZENDE, F., PAULA, T. B. (coord.). In: *Infra-Estrutura: perspectivas de reorganização; financiamento*. Brasília: IPEA. p.101-124.
- ANDRADE, Thompson A., LOBÃO, Waldir J. A. 1996. *Tarifação Social no Consumo Residencial de Água*. Rio de Janeiro: IPEA (*Texto para Discussão: n. 438*). 62p.
- BASTOS, C. R. 1994. *Curso de Direito Administrativo*. São Paulo: Saraiva, 345p.
- BA, M.B., NASCIMENTO, N.O., SOUZA, V.C.B. e COSTA, L.S.G.M., 1998. *Utilização de Tecnologia Compensatórias no Projeto de um Sistema de Drenagem Urbana*. In: Congreso Nacional del Agua y del II Simpósio de Recursos Hídricos del Conosur. 17., 1998, Santa Fe. *Anales...* Santa Fe: Facultad de ingeniería y Ciencias Hídricas de la Universidad Nacional del Litoral, p. 248- 256.
- BELO HORIZONTE. (agosto de 1996). **Lei Nº 7.166**. Estabelece Normas e Condições para Parcelamento, Ocupação e Uso do Solo Urbano no Município. Disponível em: <<http://www.bhz5.pbh.gov.br/legislacao.nsf/>>.
- BELO HORIZONTE. Prefeitura Municipal. Superintendência de Desenvolvimento da Capital. 2001. **Plano Diretor de Drenagem de Belo Horizonte**. Belo Horizonte : SUDECAP, v. IV, t. I.
- ESTADOS UNIDOS. Army. Corps of Engineers. 2003. **HEC-HMS: hydrologic modeling system : technical reference manual**. Davis: U.S Hydrologic Engineering Center. 6p.
- ESTADOS UNIDOS. Army. Corps of Engineers. 2000. **HEC-HMS: hydrologic modeling system : release notes version 2.2.2**. Davis: U.S Hydrologic Engineering Center. 149p.
- ESTADOS UNIDOS. Army. Corps of Engineers. 2002. **HEC-RAS: rivers Analysis System: hydraulic reference manual**. Davis: U.S Hydrologic Engineering Center.
- GOLDENFUM, J.A., SOUZA, V.C.B. 2001. Infiltration trenches in urban runoff control: an experimental study, In: International Conference on Innovative Technologies in Urban Storm Drainage , 4, 2001 , Lyon. *Anais...* Lyon: GRAYE. v.2, p.1039-1046.
- NASCIMENTO, N.O., CANÇADO, V.L., CABRAL, J.R. e MACHADO, A.R., 2003. *Drenagem urbana: características econômicas e definição de uma taxa sobre os serviços*. Relatório de Projeto de Pesquisa, FINEP e CT-HIDRO, Belo Horizonte.
- NASCIMENTO, N.O., ELLIS, J.B., BAPTISTA, M.B. e DEUTSCH, J.-C., 1999. *Using detention basins: operational experience and lessons*. *Urban Water*. v.1, p.113-124.
- PINHEIRO, M. M. G., NAGHETTINI, M. 1998. Análise regional de frequência e distribuição temporal das tempestades na região metropolitana de Belo Horizonte. *RBRH- Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. Porto Alegre, RS, v.3, n.4 , p.73-88.
- SOUZA, Daniel A. 1997. *Avaliação Econômico-Financeira de Modelos de Cálculo de Tarifas para Infra-Estruturas Rodoviárias*. Dissertação. Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. xii,76p.[32]f.
- TUCCI, C. E. M. 2000. Coeficiente de escoamento e vazão Máxima de Bacias Urbanas. *RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. Porto Alegre, RS, v. 5, n.1, p. 61-68.
- TUCCI, C.E.M. Inundações urbanas. 1995. In: Tucci, C. E. M., Porto, R. L. e Barros, M. T. (Ed.), *Drenagem Urbana*. Porto Alegre: ABRH / Ed. da UFRGS, 1995, p. 15-36.
- VARIAN, H. R. 1997. *Microeconomia: Princípios Básicos*. Rio de Janeiro: Campus. 710p.

Vanessa Lucena Cançado UFMG, Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos. vanessa.cancado@terra.com.br

Nilo de Oliveira Nascimento UFMG, Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos. niloon@ehr.ufmg.br

José Roberto Cabral UFMG, Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos. jolu@lagoaminas.com.br

El proceso de la formulación de la política y estrategia de manejo de los recursos hídricos en el Ecuador

Ulrich Kuffner

RESUMO: Las reformas de instituciones estatales y el cambio de políticas en los años 90 fueron ocasionados por la crisis financiera que afectó al Ecuador desde 1980. En 1993 se iniciaron algunas reformas, la descentralización y transferencia de funciones a los gobiernos seccionales y al sector privado. Sin embargo, los procesos carecieron de visión nacional y de reglas claras.

Ante la presencia de graves problemas que afectaron al país, incluyendo al sector agua y a los servicios relacionados, el Banco Mundial y el Banco Interamericano de Desarrollo presionaron al gobierno para que efectuara reformas en el sector. Así, en los años 1994-95 se iniciaron varias acciones, entre ellas, la creación del Consejo Nacional de Recursos Hídricos como entidad reguladora y la preparación de una reforma a la Ley de Aguas. Lamentablemente, la falta de una política nacional clara y el desmantelamiento apresurado de las entidades del sector no permitieron conformar un sistema institucional eficiente, ocasionaron el debilitamiento del desempeño institucional y una confusa asignación de los roles de las nuevas instituciones.

En 1996 se elaboró una primera versión de una estrategia de gestión del agua y se formularon propuestas de reformas a la Ley de Aguas. Estas actuaciones despertaron el interés en general. Sin embargo, los cambios de autoridades, la presencia en las instituciones de grupos con intereses particulares diferentes y prejuicios arraigados obstaculizaron el proceso de transformación y luego de un período de tres años (1997-2000), solo se aprobó un documento sobre política y estrategia en las últimas semanas del gobierno encargado y el proyecto de reforma de Ley de Aguas fue archivado por el Congreso Nacional.

Las lecciones aprendidas incluyen las siguientes. La formulación de políticas y estrategias de gestión requiere de un período de estabilidad política y el respaldo del poder político. Todo el proceso debería encargarse a un grupo de expertos que incluya funcionarios de la adminis-

ABSTRACT: Reforms in government institutions and policy changes in the 90's were caused by the financial crisis that affected Ecuador since 1980. In 1993 some reforms were initiated with regards to transferring functions and decentralization towards lower territorial levels of government (gobiernos seccionales) and to private sector. Nevertheless the processes lacked national vision and clear rules.

Facing the serious problems that affected the country, including water sector and related services, World Bank and IADB put pressure to the government to initiate reforms. Therefore in 1994-95 several actions were taken, the creation of the Consejo Nacional de Recursos Hídricos as a regulating entity and the preparation of a water law reform. Lack of a clear national policy and the dismantle of the sectors entities did not allow for a conformation of a efficient institutional system, caused the weakening of the institutional performance and an unclear allocation of roles to the new institutions.

In 1996 a first version of a water strategy was elaborated and proposals for the water law reform were produced. General interest was built; nevertheless change of authorities and the presence of different groups of interest within the institutions hindered the transformation process after a period of 3 years (1997-2000). Only one document on policy and strategy was approved and National Congress filed the water law project.

Lessons learned include; formulation of policy and management strategies require a period of political stability and the support of a political power the entire process should be delegated to a group of experts that include employees from the administration and independent consultants. The renovation of this entire group causes delays and heterogeneous results.

Participation of all water entities and involved

tración y consultores independientes. El cambio completo de este grupo ocasiona serios retrasos y resultados heterogéneos.

Para el proceso de preparación se debe asegurar la participación de todas las entidades y grupos involucrados (stake holders) en el sector. Las reuniones y consultas públicas despiertan interés en la sociedad en general, pero también se necesitan reuniones enfocadas a temas específicos.

Uno de los problemas más conflictivos es la reorganización de las instituciones estatales. Visiones institucionales sesgadas, intereses particulares diferentes y el desconocimiento de los principios administrativos de la gestión obstaculizan el proceso.

La aprobación de políticas en la fase final de un gobierno, como experimentado en el caso considerado, es ineficaz ya que el gobierno siguiente no se ve obligado a cumplirlas, sino que debe reconsiderarlas, establecer sus prioridades y redefinir sus propias políticas.

La reforma a la Ley de Aguas no se logró porque la crisis político-económica no permitió al Congreso dar prioridad al proyecto, no se lograron acuerdos sobre las reformas institucionales y el gobierno tampoco estuvo comprometido a finalizar el proyecto a pesar de la presión de los bancos internacionales.

El caso presenta los problemas especiales cuando un país y su gobierno enfrentan la necesidad de efectuar cambios drásticos en sus instituciones, la política de agua, la reorganización de las agencias encargadas del sector y de las leyes respectivas. El caso también muestra el difícil proceso para lograr cambios que requieren la participación de los involucrados en el manejo del sector (stake holders), la necesidad de la transparencia del proceso y un acercamiento integral. Pero los múltiples obstáculos y los conflictos de intereses pueden impedir un resultado satisfactorio.

PALABRAS CLAVE: Política; Estrategia; Ley de Aguas

group (stakeholders) should be ensured. Public consultations and meetings open interest in society in general, but there is also a need for focused issue analysis.

One of the most conflicting problems is the reorganization of government entities, institutional biased visions, different particular interests and the lack of knowledge of management administrative principles hinder the process. The approval of policies in the end of a governments mandate is inefficient because following government does not feel at all obliged to fulfill, reconsidering them and establishing at the end new priorities. Water law reform was not accomplished because the political and economic crisis did not allow Congress to give priority to the project, no agreements were reached on institutional reforms and government did not feel committed to finalize the project spite the pressure imposed by the international banks.

The case presents the special problems that arise when a government faces the need to apply important changes in its institutions, water policy, the reorganization of agencies in charge of the sector and corresponding legislation. The case also shows the difficulties of a process to achieve change that also requires participation of involved actors, the need for transparency and the need for an integrated approach. Nevertheless, the conflicts of interest and related obstacles can impede a satisfactory result.

KEY-WORDS: Policy; Strategy; Water law

HISTÓRICO

A comienzos de la década de 1970, la rápida expansión de la producción de petróleo permitió al gobierno financiar grandes obras hidráulicas. Esto motivó un crecimiento acelerado del sector público y la expansión de entidades del estado. La crisis financiera que afectó al país desde 1980 lo obligó a adoptar nuevas políticas y reestructurar instituciones. En

1993 se iniciaron algunas reformas, la descentralización y transferencia de funciones a los gobiernos seccionales y al sector privado. Sin embargo, los procesos carecieron de visión nacional y de reglas claras.

Ante la presencia de graves problemas que afectaron al sector agua y a los servicios relacionados, el Banco Mundial y el Banco Interame-

ricano de Desarrollo presionaron al gobierno para que efectuara reformas en el sector. Así, en los años 1994-95 se iniciaron varias acciones, entre ellas, la creación del Consejo Nacional de Recursos Hídricos como entidad reguladora y la preparación de una reforma a la Ley de Aguas. Lamentablemente, la falta de una política nacional clara y el desmantelamiento apresurado de las entidades del sector no permitieron conformar un sistema institucional eficiente, ocasionaron el debilitamiento del desempeño institucional y una confusa asignación de los roles de las nuevas instituciones.

En 1996 se elaboró una primera versión de una estrategia de gestión del agua y se formularon propuestas de reformas a la Ley de Aguas. Estas actuaciones despertaron el interés en general. Sin embargo, los cambios de autoridades, la presencia en las instituciones de grupos con intereses particulares diferentes y prejuicios arraigados obstaculizaron el proceso de transformación y luego de un período de tres años (1997-2000), solo se aprobó un documento sobre política y estrategia en las últimas semanas del gobierno encargado y el proyecto de reforma de Ley de Aguas fué archivado por el Congreso Nacional.

La formulación de políticas y estrategias de gestión requiere un período de estabilidad política y el respaldo del poder político. Todo el proceso debería encargarse de un grupo de expertos que incluya funcionarios de la administración y consultores independientes. El cambio completo de este grupo ocasiona serios retrasos y resultados heterogéneos.

Para el proceso de preparación se debe asegurar la participación de todas las entidades y grupos involucrados en el sector. Las reuniones y consultas públicas despiertan interés en la sociedad en general, pero también se necesita reuniones enfocadas a temas específicas.

Uno de los problemas más conflictivos es la reorganización de instituciones estatales. Visiones institucionales sesgadas, intereses particulares diferentes y el desconocimiento de los principios administrativos de la gestión obstaculizan el proceso.

La aprobación de políticas en la fase final de un gobierno, como experimentado en el caso considerado, es ineficaz ya que el gobier-

no siguiente no se ve obligado a cumplirlas, sino que debe reconsiderarlas, establecer sus prioridades y redefinir sus propias políticas.

La reforma de la Ley de Aguas no se logró porque la crisis político-económica no permitió al Congreso Nacional dar prioridad al proyecto, no se lograron acuerdos sobre las reformas institucionales y el gobierno tampoco estuvo comprometido a finalizar el proyecto a pesar de la presión de los bancos internacionales.

EL PROBLEMA: LA GESTIÓN DE LOS SERVICIOS DE AGUA

El desarrollo económico en el Ecuador hasta la década de 1960 estuvo basado principalmente en la exportación de productos agrícolas, especialmente el banano. Con la caída de la producción y de la exportación bananera en los años 1960, el gobierno orientó su apoyo al sector industrial, adoptando un modelo de sustitución de importaciones. Lamentablemente, no se desarrolló una industria competitiva y más bien se propició la concentración de los recursos del estado en las principales zonas urbanas, especialmente en Quito y Guayaquil, dejando a las áreas rurales relativamente abandonadas.

Hasta el año 1966, la administración del agua para autorización de su uso y para resolución de las controversias al respecto, fue responsabilidad de la Dirección de Recursos Hídricos y Electrificación del Ministerio de Fomento (actual Ministerio de Agricultura y Ganadería). Al suprimirse esta entidad en ese año, estas funciones fueron asumidas por el Instituto Ecuatoriano de Recursos Hídricos, INERHI.

Los Servicios de Riego, Agua Potable y Saneamiento y Generación de Energía

El Instituto Ecuatoriano de Recursos Hídricos, INERHI, fue creado en 1966 para encargarse de la administración del agua en general y de la gestión del riego en particular, asumiendo así las funciones de la Caja Nacional de Riego, institución que fuera constituida en 1944 para planificar, construir y operar sistemas de riego. La ley de creación de la nueva entidad señala, entre sus funciones, la

de ejecutar el Plan Nacional de Riego y Saneamiento constante en el Plan de Desarrollo Económico y Social del país y proyectar, estudiar, construir y explotar sistemas de riego y drenaje en el territorio nacional, por sí misma o en cooperación con otras instituciones. Estas dos funciones del INERHI (administración del agua y gestión del riego) se confirman más tarde en la Ley de Aguas expedida en el año 1972.

A comienzos de la década de 1950, se estableció una agencia del Servicio Cooperativo Interamericano de Salud Pública, encargada de planificar y construir sistemas de agua potable y saneamiento. En el año 1965, al haber dejado de funcionar esta institución, se conformó el Instituto Ecuatoriano de Obras Sanitarias, IEOS, con el fin de eliminar el déficit de abastecimiento de agua y de saneamiento en los centros poblados del país, y también para coordinar los esfuerzos dispersos de municipios y otras entidades públicas, en el planeamiento y ejecución de obras de agua potable y alcantarillado. En la Ley de Creación del IEOS, se reconocía la existencia de las empresas de agua potable y alcantarillado dependientes de los municipios o de otras entidades regionales y provinciales y se establecía las atribuciones y deberes del IEOS respecto a ellas, como la prestación de asistencia técnica y financiera para realizar nuevas obras; la prestación de asesoría y ayuda para la operación y administración de los sistemas.

En el año 1961, aduciendo el grave déficit de energía que sufría el país, la necesidad de aprovechar coordinada y racionalmente los recursos naturales y la conveniencia de la intervención del estado en las actividades vinculadas con la energía eléctrica, se promulgó la Ley Básica de Electrificación. El artículo 7 de esta Ley, creó el Instituto Ecuatoriano de Electrificación, INECEL, con el fin de realizar obras de electrificación como persona jurídica de derecho público. Entre sus funciones se anotaba la de “Elaborar el Plan Nacional de Electrificación y mantenerlo siempre actualizado ...” Este Plan debía ser sometido a la aprobación del Ministerio de Fomento. Posteriormente, se promulgó una nueva Ley Básica de Electrifica-

ción, aduciendo que la ley anterior requería de una modificación sustantiva para que fuera efectiva, que era necesario dar a INECEL mayor autonomía para que funcionara como Empresa Nacional de Electrificación y que se debía orientar la integración eléctrica nacional y el aprovechamiento de los recursos para la generación y utilización de energía eléctrica. En lo que se refiere a la integración eléctrica se establecía en el artículo 30 que el INECEL formaría las empresas regionales, integrando a las entidades públicas y de servicios eléctricos que cubrirían cada vez áreas mayores.

Un hecho de significativa importancia para la gestión de los recursos hídricos en el Ecuador fué la creación de entidades de desarrollo regional. Estas entidades, que se concibieron para corregir los desequilibrios y fomentar el desarrollo de algunas regiones del país, se transformaron en instituciones empresariales que absorbieron muchas de las funciones que correspondían a los organismos seccionales (Consejos Provinciales y Municipios) y a entidades del Estado.

En resumen, el manejo de los recursos hídricos durante los años 1960 se identifica con los siguientes aspectos:

- Una gestión incipiente y débil del recurso en sí, con ausencia de políticas, sin consideraciones ambientales y casi sin ninguna actividad normativa y reguladora para su manejo.
- Una gestión de los servicios concentrada en agencias del gobierno central, con escaso desarrollo de las agencias de los gobiernos locales.
- Escaso desarrollo de políticas y planificación para el manejo del agua y de los servicios relacionados.
- Conformación de entidades especializadas en agua potable y saneamiento, en riego y en energía hidroeléctrica, dependientes del gobierno central, orientadas al diseño y construcción de infraestructura.
- Creación de entidades regionales de desarrollo, de características heterogéneas, encargadas de varias funciones y de varios sectores de la economía.





Financiamiento de obras por ingresos petroleros

A comienzos de la década de 1970, el descubrimiento de yacimientos de petróleo en la Amazonía del país y la rápida expansión de su producción permitieron al gobierno disponer de considerables recursos financieros. Este hecho y algunos otros factores simultáneos crearon un clima favorable para atraer las inversiones extranjeras e impulsaron a que el estado Ecuatoriano asumiera deliberadamente un amplio conjunto de roles y funciones para fomentar el desarrollo de la economía nacional. El desarrollo de estos nuevos roles y funciones exigía, a su vez, un sistema institucional eficiente, capaz de llevar adelante grandes programas de inversión. Sin embargo, esta exigencia motivó solamente un crecimiento exagerado e inorgánico del sector público. Este hecho, sumado a un incremento extraordinario de las importaciones, ocasionó gastos que superaron los ingresos del país, con el consiguiente déficit presupuestario que se superó, año tras año mediante el endeudamiento externo.

En el año 1972, se produjo un cambio importante en la gestión de los recursos hídricos, con la promulgación de una nueva Ley de Aguas. En esta ley se declaran todas las aguas continentales del país, de dominio público y se introducen importantes principios y políticas para una administración eficiente del agua, entre éstos, el de la unidad de gestión, el de la necesidad de participación de los usuarios, el respeto a la cuenca hidrográfica y el de la compatibilidad que debe existir entre la gestión del agua y la conservación y protección del ambiente. Paralelamente con la promulgación de esta ley, comenzó a despertarse el interés por los temas ambientales del país, gracias a la iniciativa de organizaciones no gubernamentales. Lamentablemente, el sistema institucional del estado demoró en reaccionar positivamente frente a este interés y concentró toda su atención en la construcción de gran infraestructura, sin tener en cuenta la rentabilidad y sustentación económica, mucho menos los efectos ambientales.

En este período se concibió un plan maestro de electrificación, a base de grandes plantas hidroeléctricas. Como el mayor potencial de

recursos inventariados se encuentra en las cuencas amazónicas, esta concentración en energía, cuyo aprovechamiento económico solo podía emprenderse en grandes unidades, aparentemente desvió la atención de recursos de menor magnitud diseminados en el resto del país. Al mismo tiempo, las entidades regionales de desarrollo iniciaron también la construcción de grandes obras hidráulicas como la presa del río Daule en la costa del país y trasvases a zonas áridas. En este contexto, la situación de los recursos hídricos y de los servicios que se prestaban con el agua, en la década de 1990, puede resumirse de la siguiente forma:

-  Alteración perceptible del régimen de escurrimiento en algunas cuencas hidrográficas, con acentuación de los problemas ocasionados por las crecientes y agravamiento de los procesos erosivos.
-  Contaminación generalizada de los ríos y otros cuerpos de agua.
-  Servicios de energía eléctrica, riego y agua potable y saneamiento altamente desfinanciados e ineficientes.
-  Obras hidráulicas para riego inconclusas.

EL PROCESO DE CAMBIO DE LAS INSTITUCIONES

El país entró en una crisis financiera, cuando la banca internacional impuso restricciones a la concesión de créditos en el año de 1982. A partir de ese año, y con el propósito de superar los problemas que acuciaban a la economía se ha tratado de efectuar algunos cambios en las políticas de gobierno y en el aparato institucional. En lo que se refiere al sistema institucional, los organismos internacionales de crédito propusieron básicamente reducir el aparato estatal y descentralizar sus funciones. De este modo, las transformaciones del sistema institucional encargado de la gestión de los recursos hídricos ocurren como una consecuencia de los cambios propuestos por organismos internacionales para todo el sistema institucional y no por iniciativa propia del gobierno o de la administración, ni por las necesidades del sector.

A inicios de la década de los años 90 se inició un período de reestructuración estatal, con

la aprobación de la “Ley de Modernización del Estado, Privatizaciones y Prestación de Servicios por parte de la Iniciativa Privada”. A través de esta ley empezaron en 1992 los procesos de descentralización y desconcentración de funciones de las entidades nacionales. Así, se transfirieron actividades desde el Estado al sector privado y se delegaron funciones a los Gobiernos Seccionales y Regionales. Lamentablemente, los procesos de modernización llevados a cabo no generaron cambios estructurales en la estructura administrativa del país y más bien han desarticulado la función reguladora del estado.

En el caso de los recursos hídricos no se lograron acuerdos para consolidar los nuevos roles de las entidades nacionales ni de las entidades regionales y seccionales. Tampoco se llegó a consolidar un marco legal que reorienta la gestión de los servicios. Así, la incipiente participación privada y la descentralización de funciones carecieron de reglas claras, provocando inseguridad en las inversiones y un debilitamiento del rol del Estado en su papel regulador. Se utilizaron modelos normativos sin políticas claras, o se crearon entidades reguladoras sin las condiciones necesarias para un funcionamiento eficiente.

Se estableció el Consejo Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), por Decreto Presidencial. A partir de este decreto y reformas posteriores, se modificó el marco legal e institucional para el manejo y la gestión del agua a nivel nacional. Con estos cambios se dismanteló el INERHI y se distribuyeron sus funciones, establecidas en la Ley de Aguas y en su Ley de Creación, entre el nuevo CNRH y las Corporaciones Regionales de Desarrollo. De esta manera se delimitó la función reguladora y normativa del organismo rector de los recursos hídricos, y se delegó a los organismos regionales la responsabilidad del desarrollo de los recursos hídricos. Principalmente, se descentralizó y transfirió a las corporaciones regionales la responsabilidad en la ejecución y administración de la infraestructura de riego estatal, el control de la contaminación y la conservación de las cuencas hidrográficas.

En esta estructura institucional, sin embargo, subsisten superposiciones de funciones y

atribuciones, con la consecuente competencia entre los distintos organismos y, en muchos casos, substracción de funciones de un organismo a otro. Existe también una evidente separación de las responsabilidades en la administración del agua. Por ejemplo, el tema del control de la contaminación del agua está compartido entre el CNRH, el Ministerio del Ambiente, y varias entidades provinciales y locales, lo cual ocasiona una deficiente gestión en el tratamiento de los problemas de la calidad del recurso.

El proceso emprendido careció de visión nacional, (un aspecto corroborado por algunos organismos internacionales), lo que provocó el dismantelamiento de importantes entidades públicas en el sector de los recursos hídricos como el INERHI, que hasta esa época se encargaba de dirigir el subsector riego y planificar el desarrollo de los recursos hídricos a nivel nacional; el INECCEL, institución encargada del subsector hidroelectricidad; y el IEOS, entidad que dirigía al subsector agua potable y saneamiento.

Acciones Iniciales en los Años 1994 - 1995

En vista de la necesidad de reformas parciales a comienzos de los años 90, las dos organizaciones financieras más importantes para el Ecuador: el Banco Mundial y el Banco Interamericano de Desarrollo, BID, presionaron al Gobierno para iniciar algunas actividades para reformar el sector agua. A pesar de discusiones y propuestas elaboradas previamente al interior de la administración estatal, los gobiernos de turno no hicieron ningún esfuerzo para iniciar las reformas y solo reaccionaron ante la presión de los bancos internacionales.

Mediante un préstamo del Banco Mundial se estableció que “el prestatario mantendrá en el Ministerio de Agricultura y Ganadería (hasta que el CNRH sea establecido como entidad responsable para los recursos hídricos), una Unidad Ejecutora del Proyecto, UEP, que reporte directamente al Ministerio, ...”, y que “una vez que el CNRH sea establecido, la UEP forme parte del mismo y reporte a su Presidente”. Posteriormente, en junio de 1995, se llegó a un acuerdo con el Banco Mundial, sobre algunas modificaciones al proyecto. Así, en

el componente “ fortalecimiento y reforma institucional del sector público”, se decide que el CNRH y la UEP elaboren la Estrategia para el Uso y Preservación del Agua. En el año 1994, se inicia también el proceso de la reforma a la Ley de Aguas de 1972, mediante la Ley de Desarrollo Agropecuario y sus posteriores reformas.

Elaboración de Documentos Básicos en los Años 1996 - 1997

En el año 1996 empezó la preparación de los estudios y documentos básicos, que incluyen la primera versión de la Estrategia para el sector agua, un documento sobre la política para el manejo del agua y las propuestas de la Ley de Aguas. Estas actividades, financiadas por los Bancos internacionales, despertaron el interés de la Administración, del Congreso y de algunos grupos sociales del país.

En la ejecución de los estudios de la Estrategia participaron expertos internacionales conjuntamente con funcionarios de diversas instituciones relacionadas con los recursos hídricos. Los trabajos se concentraron en el análisis de los sectores agua potable y saneamiento, riego y generación de energía. La edición de este primer documento de la Estrategia se caracterizó por su contenido analítico y de diagnóstico de la situación de los recursos hídricos; sin embargo, no se propusieron objetivos claros, y las recomendaciones no indicaron una visión global del sector agua. Por otra parte, el documento no incluyó algunos aspectos importantes de la gestión del agua tales como: el control de las inundaciones que afectan al país frecuentemente, la acuicultura, que ha crecido considerablemente en los últimos años, el mejoramiento de la calidad ambiental y el manejo de cuencas hidrográficas.

Un crédito otorgado por el Banco Interamericano de Desarrollo impulsó al Gobierno como condición del préstamo, la reforma de la Ley de Aguas, para lo cual se contrató un grupo de consultores chilenos que presentaron un proyecto que propuso privatizar los derechos de uso de las aguas. Como respuesta inmediata se presentaron diversas propuestas de reforma elaboradas por la Secretaría General del CNRH y la Confederación de Naciona-

lidades Indígenas del Ecuador, CONAIE, que coincidieron en ratificar el principio de que el agua es un bien nacional de uso público, que no puede ser comercializado y que por tanto su dominio es inalienable e imprescriptible por posesión u otro modo de apropiación. La propuesta de la Secretaría del CNRH se caracterizó por ser un proyecto de reforma y codificación de la Ley de Aguas y se presentó conjuntamente con un documento de Políticas Generales para el sector agua, en julio de 1996. En julio de 1997, el Ministerio del Ambiente contrató a un consultor nacional para preparar una propuesta de “Política para el Manejo Sustentable del Recurso Hídrico”, para orientar la Gestión Ambiental en el país.

Es importante señalar que, en junio de 1998, una Asamblea Nacional Constituyente promulgó la actual Constitución Política de la República del Ecuador que, en el Artículo 247, dispone que “Las aguas son bienes nacionales de uso público; su dominio será inalienable e imprescriptible; su uso y aprovechamiento corresponderá al Estado o a quienes obtengan estos derechos, de acuerdo con la Ley”, aspecto que ratifica lo establecido en la Ley de Aguas.

Modificación de los Documentos y Consultas en los Años 1997 - 2000

El proceso de análisis y discusión comenzó a nivel del CNRH mediante la organización de grupos de trabajo y la definición de aspectos fundamentales a considerarse en el documento (Puntos Críticos); posteriormente se elaboraron las propuestas de la Estrategia a través de objetivos, metas y acciones; y finalmente se organizaron una serie de consultas con las agencias involucradas en el sector agua, talleres y reuniones de trabajo. Este documento fue preparado por funcionarios del CNRH con la participación de un consultor internacional, y se basó en el documento de Estrategia presentado en 1997. El documento señala la falta de una política de los recursos hídricos y establece la necesidad de articular las políticas para el sector agua con las políticas nacionales del país.

Posteriormente, el Secretario General del CNRH contrató a un consultor para la elaboración de un tercer documento con el título

“Gestión Integral de los Recursos Hídricos – Lineamientos de Políticas y Estrategias”. Este documento recomienda la privatización de algunas áreas en el sector de los recursos hídricos; propone involucrar al sector privado en el manejo del agua y presenta un conjunto de programas de acción.

En relación a los estudios de reforma de Ley de Aguas, esta etapa se inicia con una inestabilidad política de los gobiernos nacionales y autoridades del CNRH. Sin embargo, se elaboraron algunas propuestas asociadas a los diferentes gobiernos de turno y que obedecían a los condicionamientos exigidos para los desembolsos de préstamos internacionales otorgados por el Banco Mundial y el Banco Interamericano de Desarrollo a los proyectos que maneja el Ministerio de Agricultura y Ganadería.

Ante la falta de acuerdos entre las diferentes entidades públicas nacionales, una Comisión del Congreso Nacional, puso en debate a nivel nacional a través de cinco talleres en diferentes ciudades, un borrador de texto elaborado por funcionarios del CNRH y un grupo de consultores nacionales. Esta versión se presentó en marzo del 2000 y despertó interés de algunos grupos relacionados con la gestión de los recursos hídricos, de manera que permitió llegar a consensos y disensos en determinados artículos del texto de ley, así como en algunos elementos de política para la gestión del agua en el país. Este proyecto presenta algunas innovaciones; por ejemplo, considera la conformación de un Sistema Nacional de Gestión de los Recursos Hídricos integrado por el CNRH, como autoridad Hídrica Nacional, los Consejos de Cuenca Hidrográfica, y la participación de los organismos vinculados con la gestión de los recursos hídricos; propone que el que presida el directorio del CNRH sea el Ministro del Ambiente.

Pero por la falta de apoyo político y acuerdos, especialmente en aspectos institucionales, se archivó el proyecto de Ley de Aguas en el Congreso Nacional. En general los desacuerdos se referían básicamente a los siguientes aspectos: conformación del directorio del CNRH, el grado de participación de los usuarios en los diferentes órganos del CNRH, el plazo de las concesiones y la prioridad de las prelacones en uso del agua: el papel que de-

berían cumplir las Corporaciones Regionales de Desarrollo y los Consejos Provinciales en el tema de la gestión del agua.

LOS RESULTADOS: DECISIONES EN LOS AÑOS 2001 - 2004

En esta etapa final, se evidencia el interés de la sociedad civil en involucrarse en el análisis de la problemática del manejo de los recursos hídricos en el país. Se organizan procesos de consulta, debate y presentación de propuestas alrededor de los problemas vinculados con la gestión del agua. Es así como, a partir del segundo semestre del 2001, por iniciativa de un grupo de ONGs con participación de entidades estatales se organiza el Foro de los Recursos Hídricos, que concluye con el Primer Encuentro Nacional en abril del 2002. El segundo Encuentro se lleva a cabo en mayo del 2003. Estos eventos contaron con una amplia participación de delegados de ONGs, organizaciones campesinas, entidades públicas nacionales y locales, universidades y otros. Adicionalmente, se desarrollaron mesas de discusión sobre el tema de la gobernabilidad de los recursos hídricos. Así, con el apoyo de Global Water Partnership, se organizó en el mes de enero del 2003, una conferencia sobre la problemática de “la gobernabilidad de la gestión del sector agua el Ecuador”, con el fin de “contribuir al debate y a la generación de propuestas para mejorar el manejo de los recursos hídricos”. Igualmente, el CARE del Ecuador formuló un documento con lineamientos programáticos que promuevan modelos de intervención que aseguren una interrelación positiva entre agua, reducción de pobreza y fortalecimiento de la gobernabilidad.

En cuanto a los estudios de la Estrategia, la Secretaría del CNRH con la asistencia de consultores internacionales, elaboran una actualización del documento anterior, intitulado “Gestión de los Recursos Hídricos del Ecuador, Políticas y Estrategias”. Este documento fue aprobado por el consejo de los Ministros del CNRH en noviembre del año 2002, en las últimas semanas del gobierno del Presidente Gustavo Noboa. Esta cuarta y última versión de la Estrategia consta de dos volúmenes: el primero, el “Documento Básico de Trabajo”,

presenta un análisis de cada uno de los sectores involucrados en la gestión del agua, establece políticas y estrategias específicas, define algunas metas y delinea un plan de acción general. El segundo volumen, titulado “Informe Ejecutivo”, presenta un resumen general y establece las principales conclusiones allegadas en el estudio y desarrolla algunas propuestas institucionales adicionales. En general, se puede establecer que el documento considera casi todas las necesidades y posibles acciones para el sector agua, pero le falta dar prioridad a las actividades más importantes. Quedaría por conocerse si este documento tiene el aval, la aceptación y la prioridad del actual gobierno nacional, para poner en práctica las acciones propuestas.

La reforma general de la Ley de Aguas quedó archivada en el Congreso Nacional como se ha mencionado anteriormente, pero en el mes de enero de 2004 se aprobó un cambio en la Ley vigente, que elimina el pago de las tarifas básicas destinadas a la recuperación de la inversión estatal en proyectos de riego. Lamentablemente, este cambio de la Ley es muy cuestionable. Su justificación era la difícil situación de los campesinos pobres que tendrían problemas para pagar estas tarifas. Seguramente, los campesinos pobres tienen problemas económicos, pero extensos terrenos, situados en los distritos financiados por el gobierno, están en manos de propietarios solventes económicamente que deberían contribuir al pago de la inversión y que, de este modo, reciben un subsidio substancial del gobierno. Además, los campesinos más pobres son aquellos que no tienen terrenos con riego.

LAS LECCIONES APRENDIDAS

La Preparación de la Política y Estrategia

La preparación de una política gubernamental de agua es considerada generalmente como una tarea de funcionarios del gobierno que trabajan en el sector, porque son ellos quienes deberían conocer mejor que otras personas los problemas y las oportunidades del sector. Pero los funcionarios, generalmente, siguen las tradiciones, los caminos ya establecidos evitando así los riesgos que representan las ideas nuevas. Para introducir nuevos ele-

mentos, nuevas ideas, se requiere generalmente de consultores independientes o expertos de organizaciones internacionales o de otros países con experiencias similares. En el caso del Ecuador, el proceso se inició con un trabajo de consultores independientes que prepararon un documento llamado “Estrategia para el sector agua”. El documento referido fue la base para un trabajo realizado por un grupo de empleados de la agencia estatal encargada del sector agua, la Secretaría del CNRH. Posteriormente, otros consultores modificaron el documento, llamado ahora “Gestión de los Recursos Hídricos del Ecuador. Políticas y Estrategias” sin la participación del grupo de funcionarios del CNRH que prepararon la versión anterior. Este cambio de responsabilidades produjo variadas críticas de los funcionarios del CNRH, casi un rechazo del documento, ya que el cambio de autores produjo un documento que carecía de homogeneidad.

En conclusión, se debería destacar, que el grupo de trabajo que prepara un documento básico, debe incluir funcionarios del gobierno con amplia experiencia en el sector agua, pero que también debe ser asistido por consultores independientes o expertos de agencias internacionales o extranjeras. Además, se debe evitar cambios drásticos en la composición del grupo encargado de la preparación del documento, asegurando que los funcionarios de la agencia de agua participen activamente en todas las fases de preparación.

En el proceso de preparación de la política se debe asegurar la participación de las agencias estatales del sector y de grupos involucrados y expertos interesados en asuntos de agua. Estos deben tener la oportunidad de revisar el documento básico, comentar y proponer cambios y alternativas. La participación debe organizarse preferiblemente en forma de reuniones porque es difícil recibir comentarios en forma escrita dentro de un tiempo limitado.

La organización de las reuniones requiere una preparación detallada, enfocando las discusiones claramente hacia los asuntos principales de la política de agua, ya que muchos grupos e individuos involucrados en el sector tienen la tendencia a tratar principalmente, si no exclusivamente, temas o aspectos referentes a sus intereses particulares.

Los temas más importantes fueron: la reforma de la organización del sector agua y las propuestas para tratar de los problemas más graves que enfrenta el gobierno en el sector. La reforma de la organización del sector empezó en los años 90 con la desaparición del INERHI. La creación del CNRH se hizo con la intención de establecer un organismo regulador. Pero el CNRH nunca cumplió en forma satisfactoria esta tarea y continúa con algunas responsabilidades del desaparecido INERHI. Se necesita una decisión política para lograr una reforma, lo que todavía no es posible en el Ecuador. Se ha llegado solamente a un consenso sobre algunos criterios básicos para la reforma:

- El rol de la agencia nacional (CNRH) debería ser claramente definido
- Se necesita eliminar la duplicación de responsabilidades en el sector
- Se necesita una capacitación de las agencias y sus empleados

Los problemas más importantes que existen en el sector son óbvios para todos los grupos interesados y los expertos:

- El suministro deficiente de agua potable para los ciudadanos
- La contaminación del agua
- Las inundaciones
- El no existente manejo integral del agua y manejo de cuencas

El documento identifica estos problemas e indica algunas acciones para tratarlas. Pero, como se manifiesta en la sección siguiente, faltan compromisos del gobierno para tomar decisiones y establecer metas definitivas.

La preparación de una política de agua es responsabilidad de un gobierno. Pero en muchos países, como en el Ecuador, los gobiernos no han preparado documentos en los que aclaren sus políticas. Por esta razón, las agencias internacionales frecuentemente requieren la preparación de una política del sector como condición de ayuda o de préstamos a fin de tener un documento que explique las intenciones y metas del gobierno. Pero el resultado de estas condiciones no es necesariamente el previsto. La preparación de una política requiere un proceso que muchas veces excede

el período de un gobierno. Como consecuencia, los resultados reflejan más las posiciones de las agencias estatales que las intenciones del gobierno de turno. En el caso del Ecuador, el documento fué aprobado en las últimas semanas del gobierno del Presidente Gustavo Noboa, por lo cual el gobierno responsable de su aprobación no tuvo ninguna posibilidad de ejecutar esta política. El gobierno siguiente hasta ahora no se ha pronunciado sobre el documento. En realidad, cualquier gobierno está elegido de acuerdo con sus programas y/o para definir su política propia, por lo que el documento de política debe ser revisado y aprobado por el gobierno recientemente elegido.





El documento de la política de agua es una buena base de referencia, pero no cumple con el requisito de definir la política de agua del gobierno actual, que determine las intenciones y metas para su período administrativo. Por eso, el autor y sus colaboradores están convencidos de que un nuevo documento de política debería ser elaborado (o revisado si un documento ya existe) por el gobierno, para indicar claramente lo que quiere hacer durante su período de gobierno. Este documento no necesitaría analizar el sector en detalle como hacen generalmente los grupos especializados, sino definir las intenciones, metas y acciones previstas por el gobierno. En esta forma, el documento sería realmente una guía según la cual el éxito de un gobierno podría ser juzgado al final de su período.

El Proceso de Reforma de la Ley de Aguas

La Ley de agua vigente en el Ecuador fue promulgada en el año 1972. Esta ley da especial importancia al sector riego y trata a los otros sectores en forma superficial. En las décadas pasadas y desde entonces, las necesidades y posibles soluciones para problemas del sector han cambiado. Por estas razones, el gobierno y los expertos estuvieron de acuerdo en que se necesitaba una reforma de la ley o una nueva ley. También las agencias internacionales insistieron en la necesidad de preparar una nueva ley. Por ello, el gobierno decidió encargar a un grupo de funcionarios y expertos la preparación de una nueva ley de agua. El proceso para elaborar esta ley ha seguido casi los mismos pasos que para la preparación

de la política, con la excepción de que se formaron dos grupos dentro de la administración para preparar dos proyectos distintos. Posteriormente otros grupos interesados presentaron sus proyectos para una nueva ley, y se organizaron reuniones y conferencias para presentar y discutir los proyectos. Naturalmente, todos los proyectos fueron presentados al Congreso Nacional pero ninguno recibió la aprobación de los legisladores.

Las principales razones para el fracaso del proceso de preparación de una nueva ley y la falta de acción por parte del Congreso son las siguientes:

-  En el Congreso no existía apoyo suficiente para considerar esta ley. Algunos diputados estaban en favor de una nueva ley, pero no pudieron conseguir la colaboración de sus colegas. La mayoría de los diputados estaba mucho más interesada en los asuntos de la grave crisis financiera, económica y política del país.
-  Por la crítica situación mencionada arriba, el gobierno tampoco se hallaba comprometido para tratar el proyecto y darle todo su apoyo político en el Congreso para conseguir la aprobación, a pesar de la presión de los bancos internacionales.
-  Las posiciones de los actores principales en el sector – Ministros y representantes de las agencias estatales más importantes – eran incompatibles, especialmente si se consideran las reformas necesarias en la organización del sector, incluyendo los cambios de responsabilidades de los Ministerios y de las agencias del sector agua.
-  El gran número de propuestas era confuso y creaba más complicaciones al proceso. Los autores de esta revisión del proceso creen que se debería formar un solo grupo encargado de la preparación, que incluya a representantes del Congreso,

de la administración y expertos del sector, que estaría dispuesto a considerar las alternativas y a organizar consultas con los grupos involucrados en el sector agua.

Todavía hay alternativas para continuar con el proceso de las reformas que fueron incluidas en el proyecto de una nueva ley.

Algunas disposiciones de la organización del sector se pueden cambiar mediante Decretos Presidenciales. Así, la presidencia del Consejo Nacional de Recursos Hídricos que tiene el Ministro de Agricultura, podría ser transferida al Ministro del Ambiente por Decreto Presidencial.

En la misma forma, la descentralización de las responsabilidades podría ser mejor estructurada por Decreto Presidencial.

El control de la contaminación del agua no requiere una nueva ley, sino de reglamentos estrictos, que establezcan multas más altas para aplicar el principio generalmente aceptado de que “los que contaminan pagan”.

El control de las inundaciones requiere una clara definición de las prioridades y responsabilidades, decisiones que el gobierno puede tomar sin necesidad de una nueva ley.

Para mejorar el suministro de agua potable se necesita, no solamente más fondos, sino también tarifas adecuadas. Como la sociedad está acostumbrada a subsidios para este servicio, se debería informar a las comunidades sobre la necesidad de establecer tarifas adecuadas para poder matener el servicio.

El manejo integrado y el manejo de cuencas tampoco requiere una nueva ley y podría ser promovido por el gobierno.

En conclusión, una nueva ley, o una reforma de la ley sería recomendable y presentaría un sistema legal comprensivo, pero, aun sin una nueva ley, el gobierno todavía tiene muchas oportunidades para seguir con las reformas necesarias.

Referencias

- AGULAR, Carlos; ARAGUNDI, Elder. *Fundación Pro Aqua*. [conversa informal]. Ecuador.
- CONSEJO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS – CNRH. 2000. *Estudios de la estrategia nacional de los recursos hídricos*. Quito. Disponible em: <<http://www.cnrh.gov.ec>>
- CONSEJO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS - CNRH. 2002. *Gestión de los recursos hídricos del Ecuador: políticas e estrategias*. Quito. Disponible em: <<http://www.cnrh.gov.ec>>

CONFEDERACIÓN DE NACIONALIDADES INDIGENAS DEL ECUADOR. CONAIE. 1996. **Ley de aguas y sistemas de riego comunitarios** : perspectivas de las organizaciones . In: Conferencia de Nacionalidades Indigenas del Ecuador. Quito. Disponible en: <<http://conaie.org/>>

CONFEDERACIÓN DE NACIONALIDADES INDIGENAS DEL ECUADOR – CONAIE. 1996. **Propuesta de ley de aguas** . Quito : CONAIE. 56p. Disponible en: < <http://conaie.org>>

ECUADOR. Congreso Nacional. Comisión Legislativa. **Lei n.54** de 2 de jun. de1994. Dessarolo agrario – actualizada a octubre de 1995. Corporatcion de Estudios y Publicaciones, 1996, Quito – Ecuador.

ECUADOR. Congreso Nacional. Comisión Legislativa. **Lei n. 50** de 21 del dec. de 1993. Modernización del estado, privatizaciones y prestación de servicios por parte de la iniciativa privada. Corporatcion de Estudios y Publicaciones, 1996. Quito – Ecuador. Disponivel em: < <http://www.cep.org.ec/catalog1.htm>

ECUADOR. **Decreto Presidencial** n. 2224 del 25 de octubre de 1994. Organización del regimen institucional del agua en el Ecuador. Disponivel em: < <http://www.cep.org.ec/resources/text.asp>

FUNDACIÓN PRO AQUAS. 2003. **La gobernabilidad de la gestion del sector agua en el Ecuador**. Quito.Ecuador.

SAALTINK, Hendrik. 1996. **A strategy for management of the water resources of Ecuador**. Main Report.

VIVERO, Patricio. **Consejo Nacional de Recursos Hidricos**. [Conversa informal].

Ulric Kuffner Dr.-Ing. (Universidad de Aachen/Aquisgrán, Alemania); Presidente de la Fundación Pro Aqua, Quito, Ecuador; anteriormente Ingeniero Principal de Recursos Hidráulicos del Banco Mundial. ukuffner@uio.satnet.net

Curvas de danos de inundação versus profundidade de submersão: desenvolvimento de metodologia

Maria Léa Machado, Nilo Nascimento,
Márcio Baptista, Március Gonçalves,
Adriano Silva, Joelma Costa de Lima,
Rodrigo Dias, Anderson Silva,
Ébio Machado, Wilson Fernandes

RESUMO: O presente trabalho descreve a metodologia e os principais resultados obtidos em uma pesquisa tendo por objetivo o desenvolvimento de curvas padronizadas de danos de inundação versus profundidade de submersão. Curvas desse tipo possibilitam a avaliação global de prejuízos diretos causados por inundações segundo as profundidades de submersão em uma dada área. O trabalho descreve o desenvolvimento de curvas para o setor habitacional, embora pesquisa de que se origina interesse-se também pelos setores comercial, de serviços e industrial. Os dados empíricos utilizados provêm de uma amostragem realizada em Itajubá, uma cidade de 85.000 habitantes, localizada no vale do rio Sapucaí, em Minas Gerais, região Sudeste do Brasil, em 2002. Os dados empíricos sobre classe social da população, características da habitação e de seu conteúdo e os danos causados pela inundação foram obtidos por meio da aplicação de questionários junto à população sinistrada pelo evento de referência, de janeiro de 2000, quando a cidade teve mais de 70% de sua área urbana atingida pela inundação que durou três dias e, em certas áreas densamente ocupadas, atingiu profundidades de submersão superiores a três metros.

PALABRAS-CLAVE: Controle de inundação, danos de inundação, curvas de danos de inundação.

ABSTRACT: The present paper describes the main results of an on-going research aiming to develop standard flood damage data in the form of generic flood-damage curves. This type of curve allows estimating flood damages from the depth of inundation. Although the research project encompasses flood damages on different urban land use activities (residential, commercial, services and industrial land uses), the paper focus on residential flood damage information. The empirical data used on this research was obtained from systematic surveys performed in the city of Itajubá, a town with 85.000 inhabitants located in the Sapucaí river valley in the South-eastern region of Brazil, during the year of 2002. The survey consisted in interviewing residents in the Itajubá flood prone urban area in order to develop a data base characterizing the social class, the building fabric, the contents (inventory items) and the damages caused to dwellings by a reference flood event, the 2000 flood event. During this event, the town had more than 70% of its urban area flooded for three days and, in some densely urbanised areas, the depth of water was superior to three meters.

KEY-WORDS: Flood control, flood damage, flood damage curves

INTRODUÇÃO

As soluções de controle de inundações, em particular as do tipo estrutural, requerem investimentos elevados em implantação e operação. Os custos fixos de implantação são elevados e custos marginais aproximam-se de

zero, sendo longo o retorno do capital investido. A escala ótima do controle de inundação é da ordem de grandeza da população beneficiada e sua oferta é indivisível entre os beneficiários, não sendo usualmente possível

excluir um agente de seu consumo. Os sistemas de controle de inundação operam frequentemente com capacidade ociosa, em função do comportamento estocástico dos eventos hidrológicos.

Tais características econômicas inibem o interesse de investidores privados em prover medidas de controle de inundação, em larga escala, com fins comerciais. Com isso, os investimentos feitos nesse setor são, usualmente, públicos. Pesquisas teóricas e empíricas têm sido realizadas visando promover o desenvolvimento e a aplicação de princípios de eficiência econômica capazes de orientar a decisão do setor público sobre o interesse do investimento, bem como apoio à seleção das alternativas mais efetivas de controle de inundações, capazes de gerar os maiores benefícios. No Brasil, a avaliação e a decisão sobre alternativas de investimentos com esses objetivos são, muitas vezes, feitas sem uma análise econômico-financeira detalhada. Este fato se deve, principalmente, à escassez de informações sistematizadas sobre os danos de inundações (Salgado, 1995).

O presente texto relata e discute resultados de um estudo de desenvolvimento de metodologia para determinação de curvas de danos de inundação, traduzidos em valores monetários, em função da profundidade de submersão (curvas de danos x profundidade de submersão). Esses resultados provêm de uma pesquisa em curso, com financiamento do Fundo Setorial CT-HIDRO e apoio do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), visando particularmente o desenvolvimento de metodologia para a estimativa de danos de inundações para diferentes tipologias de uso do solo urbano, classificadas por setores: habitacional, comercial, de serviços, industrial e de infra-estrutura de serviços públicos.

Curvas como essas, adequadas ao contexto brasileiro, podem ser de grande valia em estudos de avaliação de alternativas de controle de inundação tendo por referência análises econômico-financeiras. Elas constituem-se, igualmente, em síntese relevante de informações sobre os prejuízos potenciais causados por inundações cujo emprego pode ser bastante amplo, notadamente em áreas como o planejamento urbano, a elaboração de planos de

contingência, a proteção local de unidades vulneráveis, entre outras.

Enfoca-se, no presente artigo, o desenvolvimento de curvas de danos x profundidade de submersão para o setor habitacional. Os dados empíricos utilizados na pesquisa foram obtidos a partir de levantamento sistemático de danos de inundação realizado na cidade de Itajubá, no vale do rio Sapucaí, estado de Minas Gerais, Brasil, em 2002, tendo por evento hidrológico de referência a inundação ocorrida, nessa cidade, em janeiro de 2000.

TIPOLOGIA DE DANOS CAUSADOS POR INUNDAÇÕES

Os danos de inundação são, usualmente, divididos, em um primeiro nível de classificação, em tangíveis e intangíveis, e, em um segundo nível, em diretos e indiretos (ver Tabela 1). A distinção entre tangíveis e intangíveis encontra-se relacionada ao grau de dificuldade em estabelecer um procedimento para a avaliação monetária do dano. O prejuízo associado a danos físicos causados a uma construção que tenha sido inundada pode, por exemplo, ser estimado por meio da avaliação dos custos de sua restauração ao estado anterior à inundação. Aqui, tratam-se, portanto, de danos tangíveis, ainda que a avaliação de custos de restauração possa encerrar dificuldades e sutilezas e exigir esforços consideráveis em coleta de dados, elaboração de cenários e estimativa de custos, propriamente dita.

Por outro lado, estados de estresse ou ansiedade causados por inundações, ou pela expectativa de sua ocorrência, são exemplos de danos de difícil valoração monetária, usualmente classificados como intangíveis.

Os danos diretos resultam do contato direto de águas de inundação com bens, sendo, portanto, relacionados à deterioração física de bens. Os danos indiretos têm por origem perturbações causadas ao sistema produtivo como consequência de inundações, levando à redução da atividade econômica, bem como perdas de arrecadação de impostos, custos de serviços de emergência e de defesa civil, custos de limpeza de áreas atingidas, perdas de valor de propriedades, aumentos em valores de seguros, quando existentes para cobrir danos de

TABELA 1.

Tipologia de danos decorrentes de inundações em área urbanas
(adaptado de Hubert e Ledoux, 1999; Dutta et al, 2003 e Penning-Rowse e Chatterton, 1977).






Setor	Danos Tangíveis		Danos Intangíveis	
	Diretos	Indiretos	Diretos	Indiretos
Habitacional	Danos físicos à construção, estrutura e seu conteúdo	Custos de limpeza, alojamento, medicamentos	Perdas de vidas humanas	Estados psicológicos de estresse e ansiedade; danos de longo prazo à saúde
Comércio e serviços	Danos físicos à construção, estrutura e a seu conteúdo Perdas ou danos a estoques	Custos de limpeza Lucros cessantes Desemprego Perda de base de dados	Perdas de vidas humanas	Estados psicológicos de estresse, ansiedade e falta de motivação; danos de longo prazo à saúde
Industrial	Danos físicos à construção, estrutura, e a seu conteúdo Perdas ou danos a estoques de matéria prima e produtos acabados	Custos de limpeza Lucros cessantes Desemprego Perda de base de dados	Perdas de vidas humanas	Estados psicológicos de estresse, ansiedade e falta de motivação; danos de longo prazo à saúde
Equipamentos públicos e serviços	Danos físicos à construção, estrutura e seu conteúdo	Custos de limpeza e de interrupção de serviços Custo dos serviços de emergência	Perdas de vidas humanas	Estados psicológicos de estresse, ansiedade e falta de motivação; danos de longo prazo à saúde Inconvenientes de interrupção de serviços
Infra-estrutura	Danos físicos ao patrimônio	Custos de limpeza e de interrupção de serviços	Perdas de vidas humanas	Inconvenientes de interrupção de serviços
Patrimônio histórico e cultural	Danos físicos ao patrimônio	Custos de limpeza e de interrupção de serviços	Perdas de vidas humanas	Inconvenientes de interrupção de serviços

inundação, desemprego ou redução de salários, entre outros.

A literatura científica é mais rica em dados, informações e modelos sobre danos diretos causados ao setor habitacional e, em menor monta, aos setores comercial e de serviços. Para o setor industrial, é corrente encontrarem-se informações sobre indústrias de pequeno porte e pequenos ateliês. O número relativamente pequeno de grandes indústrias, quando comparado ao de habitações, por exemplo, a diversidade de formas de organização e a variabilidade em atualização tecnológica das uni-

dades de produção tornam mais difíceis a obtenção e a síntese de informações sobre o tema.

No setor de serviços públicos, a infra-estrutura sujeita a danos de inundações compreende:

-  Saúde: hospitais, clínicas, postos de saúde, asilos;
-  Ensino: escolas, creches, colégios, faculdades, universidades;
-  Esportes: estádios, ginásios, piscinas;
-  Lazer: praças, parques, jardins públicos;
-  Sócio-culturais: teatros, cinemas, salas de concerto, museus, centros culturais;

- ☒ Redes: viária; elétrica, gás, água, esgoto, telefone, equipamentos (estações de tratamento de águas de abastecimento, estações de tratamento de esgotos, subestações de energia elétrica etc);
- ☒ Outros: correios, prefeitura, tribunais, etc.

A ruptura ou a perturbação de alguns desses serviços, em muitos casos resulta em perturbação e prejuízos em outros serviços e setores de atividade, implicando freqüentemente em danos indiretos e, por vezes, em danos diretos. É o caso da ruptura de redes, como energia elétrica ou abastecimento de água, ou a interrupção de serviços de saúde durante estados de crise causados por inundações.

Do mesmo modo, deve-se ter em conta que a redução de atividade econômica em uma área sinistrada pode resultar no aumento da atividade econômica em outras áreas, não atingidas pela inundação, e capazes de suprir o mercado com os mesmos tipos de produto.

A avaliação de danos indiretos requer atenção particular ao fato de que algumas perdas podem ser circunstanciais, ocorrendo, eventualmente, compensações entre agentes econômicos, durante o período de crise causado pela inundação ou, para um mesmo agente, ao longo do tempo. Certos mercados, como o de materiais de construção civil, ampliam-se temporariamente durante o período de reconstrução. Por outro lado, a redução da atividade comercial em alguns setores, como o de supermercados ou o comércio de medicamentos, pode ser temporária, decorrendo tão somente de uma transferência de compras para um futuro próximo, uma vez superado o período de crise causado pela inundação. A transferência de aquisições pode se fazer também, de forma circunstancial ou permanente, para estabelecimentos comerciais localizados fora de zonas sinistradas. Nesse caso, a perda para a sociedade não corresponde ao lucro cessante de estabelecimentos sinistrados individuais, uma vez que a interrupção de vendas em um local é compensada pelo aumento de vendas em outro. Aqui, a avaliação de prejuízos deve ter em conta as perdas sociais e não as individuais.

Por outro lado, danos indiretos podem entender-se por áreas muito superiores às direta-

mente sinistradas pela inundação, como é o caso de eventuais perturbações sobre processos produtivos em indústrias localizadas em outras áreas e mesmo em outros países, quando dependentes de produtos oriundos de áreas sinistradas por inundação.

Os danos indiretos são estimados por meio de coleta de dados em áreas sinistradas por inundações. Esforços devem ser desenvolvidos para estimar apenas os prejuízos efetivos decorrentes de danos indiretos causados pelas inundações, traduzidos em valores monetários, uma tarefa delicada e difícil tendo em vista os efeitos de compensação acima mencionados e a complexidade de processos produtivos e de comercialização da atualidade.

AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS SÓCIO-ECONÔMICOS DE INUNDAÇÕES

A avaliação dos impactos sócio-econômicos de inundações pode fazer-se segundo três procedimentos metodológicos distintos, por vezes denominados métodos conceituais, métodos deterministas ou de avaliação direta e análise de vulnerabilidade (Hubert e Ledoux, 1999).

Métodos conceituais

Os métodos ditos conceituais, usualmente fundamentados no conceito de excedente do consumidor, incorporam técnicas de análise econômica desenvolvidas com o fim de valoração de ativos ambientais ou de prejuízos causados por poluição do meio, como os métodos de avaliação contingente e hedônica. Supõe-se que o mercado é capaz de incorporar o risco de inundação sendo necessário apenas aplicarem-se procedimentos adequados para revelar o valor por ele atribuído a esse tipo de risco.

Uma das principais vantagens atribuídas a tais métodos seria sua capacidade de incorporar à estimativa de prejuízos causados por inundações tanto danos tangíveis quanto intangíveis. Porém, em razão de dificuldades de aplicação e de incertezas associadas, estudos desta natureza têm sido desenvolvidos com maior freqüência em contexto acadêmico.

Os métodos conceituais, como os de avaliação contingente ou análise hedônica, funda-

mentam-se na hipótese de que o controle de inundações é um bem para o qual existe uma certa demanda na sociedade, conduzindo a uma disposição a pagar pelo mesmo. O método de análise hedônica procura identificar e quantificar tal disposição a pagar por intermédio do mercado imobiliário, pressupondo que compradores e vendedores possuem informações suficientes sobre o risco de inundação, os danos diretos, indiretos e intangíveis decorrentes de inundações, bem como sobre a redução do risco de inundação efetivamente obtida com a adoção de medidas de controle.

Pressupõe-se, portanto, a incorporação pelo mercado imobiliário dos custos infligidos a imóveis localizados em áreas inundáveis, como os custos de manutenção, recuperação e reposição do espaço construído e de seu conteúdo. O método pode ser aplicado em ausência de medidas de controle de inundações, comparando-se valores de mercado de imóveis localizados em áreas sujeitas a inundação com valores de imóveis semelhantes localizados em zonas urbanas equivalentes sob aspectos capazes de influenciar o valor do imóvel (infra-estrutura urbana, acesso, segurança, ...), com a distinção de serem áreas não inundáveis. A diferença entre os valores de imóveis de características equivalentes, porém localizados em zonas distintas quanto ao risco de inundação, revelaria o custo da inundação ou, em outros termos, o benefício da redução do risco de inundação em áreas inundáveis.

Uma alternativa de aplicação do método seria a de avaliar, ao longo do tempo, a evolução de valor de mercado de imóveis localizados em áreas sujeitas a inundação, antes e após a adoção de medidas de controle. A hipótese desse enfoque é a de que a redução de danos causados por inundações produz uma redução equivalente nos custos de manutenção, recuperação e reposição de bens da propriedade, usualmente cobertos pelos proprietários. Esta redução de custos seria, em consequência, capitalizada no valor da propriedade. O aumento do valor da propriedade pode ser utilizado como uma aproximação do benefício das medidas de controle de inundação.

As principais dificuldades de emprego do método de análise hedônica decorrem da incerteza em atribuírem-se diferenças estatísticas even-

tualmente identificadas entre valores de mercado de bens imóveis a causas relacionadas com prejuízos realizados ou potenciais de inundações. Uma outra limitação do método é sua dependência da memória de inundações passadas. Um longo período sem inundações produz frequentemente o efeito de esquecimento ou de negligência do risco de inundação e, como resultado, a sua provável não incorporação aos valores de mercado dos bens imóveis expostos.

No método de análise contingente, procura-se construir uns mercados hipotéticos para avaliar o bem “controle de inundação” junto a habitantes ou ocupantes de áreas inundáveis. Usualmente com o auxílio de questionários e de painéis explicativos, busca-se fazer emergir a disposição da população concernida a pagar por medidas de controle de inundações. Para tal, é necessário construir cenários hipotéticos, porém plausíveis, de ações de controle de inundação e elaborar material explicativo, claro e sintético, destinado a público leigo, sobre a redução do risco que se poderá obter com a implementação de tais ações. É com base nesses cenários que a população consultada poderá revelar sua disposição a pagar.

Como no caso do método de avaliação hedônica, a avaliação contingente depende da memória de inundações passadas e da percepção de risco de inundação por parte da população concernida. É importante, portanto, combinar à pesquisa sobre disposição a pagar estudos de percepção de risco. Um outro elemento metodológico importante, com potencial para enviesar resultados de emprego do método, é a referência de cobrança que seria hipoteticamente adotada para o pagamento da redução do risco de inundação. A título de exemplo, relatam-se dificuldades de expressão da disposição a pagar quando se adota o aumento de impostos como base de cobrança. É comum que entrevistados considerem a carga tributária como elevada, devendo incluir o financiamento de ações de controle de inundação. Não se encontram, em consequência, dispostos a aceitar um aumento no valor dos impostos.

Métodos de avaliação direta

Nos métodos de avaliação direta, busca-se elaborar uma descrição detalhada e precisa do

conjunto de impactos gerados por inundações, tomando por base inventários de danos em zonas sinistradas (avaliação *a posteriori*) ou construção de cenários de danos a partir da definição detalhada de patologias causadas por inundações (avaliação *a priori*). Procuram-se estabelecer relações funcionais entre os danos de inun-

dações e variáveis hidráulicas associadas à submersão por inundação, tais como a profundidade, a duração e a velocidade de escoamentos (Figura 1). A avaliação direta pode compreender tanto danos diretos quanto indiretos, embora os maiores progressos metodológicos tenham se dado no caso dos danos diretos.

40

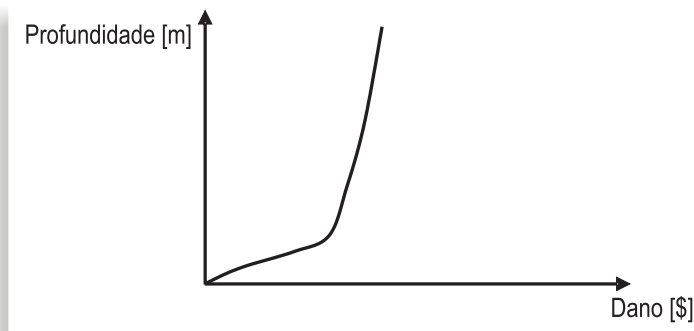


Figura 1. Exemplo hipotético de curva de dano versus profundidade de submersão

A construção de curvas de danos versus profundidade de submersão (DPS) é bastante trabalhosa, quando se considera a variabilidade dos danos expostos, mesmo para um único setor, como o habitacional. Um dos trabalhos mais detalhados de construção desse tipo de função foi realizado para a Inglaterra e País de Gales (Penning-Rowse e Chatterton, 1977), para os setores habitacional, comercial, de serviços, industrial e agrícola, com base em análise *a priori* de danos. Outro exemplo, mais recente, é o trabalho de Dutta et al (2003).

Além das dificuldades de estabelecimento de curvas DPS, deve-se ter em conta sua validade relativamente curta, principalmente em razão do progresso tecnológico que pode implicar em mudanças de padrões e de métodos construtivos, bem como de diversidade de tipos, modelos e quantidade de bens de conteúdo (móveis, eletrodomésticos, máquinas e equipamentos de escritório ou industriais, etc). Outro fator de desatualização pode estar associado a mudanças de mercado. Por exemplo, aumentos de valor imobiliário do solo podem conduzir a um uso mais intenso das áreas construídas tanto no setor habitacional como no de comércio e serviços, resultando em uma

maior quantidade de bens de conteúdo expostos por unidade de área.






Análise de vulnerabilidade

Em termos mais tradicionais, a análise de vulnerabilidade busca estabelecer uma associação entre a aleatoriedade do evento hidrológico (risco hidrológico), os bens expostos, os danos potenciais decorrentes da ocorrência de um evento hidrológico de certa magnitude e os recursos disponíveis para fazer face ao risco (antecedência para agir, capacidade física das pessoas expostas, meios financeiros para recuperar áreas atingidas, cobertura de seguros,...). No conceito clássico, muitas vezes a vulnerabilidade é traduzida em termos financeiros, admitindo-se que quanto maior os prejuízos causados por uma inundação maior a vulnerabilidade da área inundável em foco. Esse enfoque tradicional da análise de vulnerabilidade tem sido frequentemente questionado como redutor apenas a sua dimensão econômica e financeira de um problema complexo, com reflexos sociais, políticos e ambientais importantes.




Na atualidade, nota-se uma tendência a avaliar a vulnerabilidade como uma expressão da fra-









gilidade de um sistema sócio-econômico face ao risco. Nesses termos, a análise visa identificar a propensão do sistema a sofrer danos, em caso da ocorrência de um evento raro, e sua capacidade a resistir a um impacto dessa natureza (Hubert e Ledoux, 1999). Para Theys e Fabiani (1987), a vulnerabilidade mede a capacidade de sistemas interdependentes a funcionar de forma adequada, absorvendo as perturbações exteriores, mesmo as mais imprevisíveis. Nesse tipo de enfoque, não se utilizam, por exemplo, funções de custo como as descritas em parágrafos anteriores.

Para Torterotot (1993), a vulnerabilidade é um conceito relativo que exprime a associação entre:

-  o evento aleatório, expresso por variáveis como a profundidade e a duração de submersão, a velocidade de subida das águas;
-  os bens expostos, caracterizados por sua quantidade e natureza;
-  as atividades desenvolvidas na área inundável;
-  a fragilidade dos bens à submersão e
-  os recursos disponíveis para limitar os impactos, tais como o tempo de antecedência disponível para o alerta, a capacidade física e financeira dos responsáveis para agir, a existência de cobertura de seguros, entre outros.

Há, portanto, nesse conjunto de conceitos uma distinção entre a vulnerabilidade econômica, traduzida por prejuízos potenciais ou realizados, e a vulnerabilidade social e política, relacionada à capacidade e organização para superar a crise. Nesse sentido, são fatores determinantes da vulnerabilidade:

- Fatores intrínsecos:
 -  A qualidade da construção e seu estado de conservação;
 -  A eventual adoção de medidas construtivas locais para a redução dos danos causados por inundações (em Inglês, “flood proofing”);
 -  A implantação de construções (e.g.: estruturas hidráulicas, tubulações, edificações), tal que deixem desimpedido o escoamento das cheias nos principais eixos em que ele ocorre;

- Fatores relacionados à gestão da crise:
 -  A existência de sistema de previsão e alerta de cheias;
 -  A organização social como expressão de uma cultura do risco – convivência com as inundações;
 -  Os modos e os meios para a gestão da crise, claramente definidos em planos de contingência;
 -  A capacidade financeira para financiar as ações requeridas durante a inundação;
- Fatores relacionados à gestão pós-crise:
 -  A capacidade de reação técnica e os meios técnicos para recuperar a infra-estrutura danificada e restabelecer o funcionamento dos serviços, em particular os serviços públicos essenciais;
 -  A capacidade financeira para financiar as ações requeridas após a inundação;
 -  A capacidade organizacional da sociedade e de suas instituições;
 -  A existência de seguros e de mecanismos de coleta e transferência de ajudas.

A análise de vulnerabilidade é usualmente realizada com base no emprego de indicadores. Exemplos de indicadores utilizados podem ser encontrados em Hubert e Ledoux (1999); exemplos de procedimentos para a análise de vulnerabilidade podem ser encontrados em Agence de l’Eau e Ministère de l’Aménagement du Territoire et de l’Environnement (1998).

AVALIAÇÃO DOS BENEFÍCIOS DO CONTROLE DE INUNDAÇÕES

Quando se adota um enfoque custo-benefício para a análise de medidas de controle de inundação, o benefício é feito igual ao custo marginal dos danos evitados. Com base nesse enfoque, admite-se que além de um dado nível de controle (e.g.: evento de projeto para um tempo de retorno dado), todo esforço suplementar de redução de risco é mais custoso que o benefício auferido. A Figura 2 ilustra, graficamente, um procedimento de cálculo de benefício de uma medida de controle de inundação com o emprego de uma curva DPS.

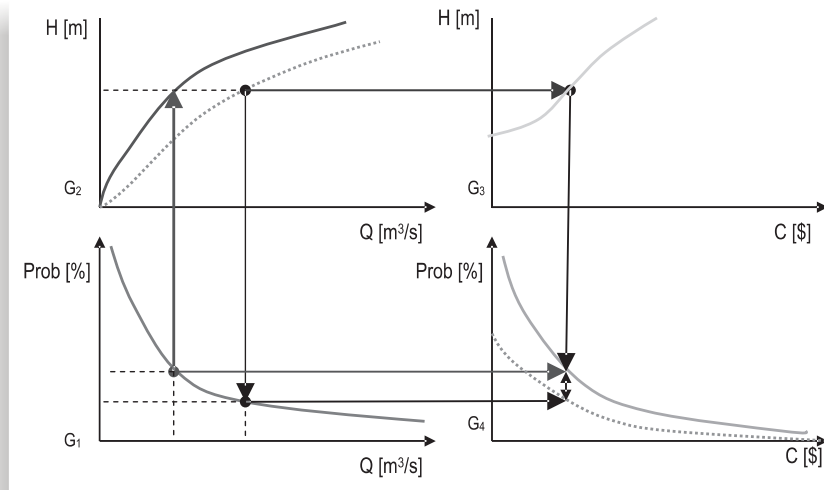


Figura 2. Exemplo hipotético de cálculo de benefício de controle de inundação com o emprego de curva DPS

No exemplo da Figura 2, os gráficos G_1 e G_2 são produtos de análise hidrológica e hidráulica tradicional. G_1 relaciona valores de vazão em uma dada seção de um curso d'água a probabilidades de excedência e decorre de estudos de análise de frequência de eventos extremos. G_2 é uma representação gráfica da relação cota-descarga em uma seção de curso d'água. A curva contínua representa a relação cota-descarga atual, a curva pontilhada ilustra a nova relação cota-descarga que poderia ser obtida em se adotando a medida de controle em foco. Nesse caso, nota-se que a capacidade de transporte de vazões do curso d'água aumenta, o que pode resultar de intervenções estruturais de canalização, por exemplo.

G_3 é uma curva DPS síntese da relação entre danos, expressos em termos monetários, e cotas de inundação para a área em estudo, ou seja, trata-se de uma curva representativa do conjunto dos danos. O gráfico G_4 é a função de probabilidade de excedência dos danos de inundação, para a área em foco, expressos em valores monetários. A integral dessa função, área sob a curva, corresponde à esperança matemática de prejuízos de inundação, em base anual. A curva contínua representa a função custo-probabilidade de excedência, para a situação atual, e a curva pontilhada a nova função custo-probabilidade de

excedência, caso se implante a medida em estudo. A diferença das integrais das duas curvas fornece o benefício de implantação da medida, também em bases anuais. A integral da função representada pela curva pontilhada fornece o custo residual resultante de inundações que excedem a capacidade de controle da medida adotada.

No contexto da análise custo-benefício, a estimativa dos custos de implantação de alternativas de controle de inundações apresenta, em comparação com a avaliação dos benefícios, uma relativa facilidade de realização, as maiores incertezas concentrando-se em estimativas de custos de:

- ▣ operação e manutenção de sistemas estruturais;
- ▣ serviços de emergência;
- ▣ operação de sistemas não estruturais complexos que combinem, por exemplo, sistemas de previsão e alerta com soluções difusas de proteção individual em áreas inundáveis chamadas “flood proofing”;
- ▣ implantação e manutenção de medidas não estruturais difusas na bacia hidrográfica, como a reconstituição da cobertura vegetal, o controle de erosão, a renaturalização de cursos d'água, entre outras.

Nos próximos parágrafos, descreve-se a metodologia e os resultados obtidos em uma pesquisa visando a construção de curvas DPS por meio de um estudo de caso no Brasil.

DESENVOLVIMENTO DE METODOLOGIA PARA A CONSTRUÇÃO DE CURVAS DE DANOS DE INUNDAÇÃO EM FUNÇÃO DA PROFUNDIDADE DE SUBMERSÃO

Conforme mencionado, dois enfoques principais podem ser adotados para a construção de curvas de danos x profundidade de submersão (curvas DPS): (i) elas podem ser desenvolvidas a partir de uma síntese de dados sobre danos reais obtidos por amostragem em zonas sinistradas (e.g.: Torterotot, 1993), ou (ii) a partir de estimativas de danos hipotéticos, estabelecidos *a priori*, com base em expertise sobre os efeitos potenciais de inundações sobre a construção e seu conteúdo (e.g.: Penning-Rowsell e Chatterton, 1977).

O método *a posteriori* permite avaliar, igualmente, a eficiência dos serviços de socorro e emergência, a capacidade de gestão de crise pelos organismos responsáveis, a efetividade de aplicação dos planos de contingência, quando existentes, o comportamento de pessoas sinistradas e a capacidade de organização da sociedade civil para fazer face à situação de crise e a gestão pós-crise. Podem ser, igualmente, identificadas ações de iniciativa individual visando a redução de danos, em particular mudanças na construção, como a substituição de materiais de revestimento, a instalação de comportas em portas e janelas, bem como mudanças na disposição de móveis, na área habitacional e de estoques nas áreas comercial e industrial. Ademais, é possível, para eventos conhecidos, identificarem-se os mecanismos de ajuda a pessoas sinistradas, provenientes de diferentes fontes e organizações governamentais ou não, e estimar a ajuda financeira disponibilizada.

Avaliação *a priori* dá lugar a construção de modelos de danos para diferentes setores a partir de esforços conceituais de reprodução de processos de aparecimento de impactos. As curvas DPS assim obtidas, após validação, constituem-se em modelos gerais, potencialmente aplicáveis a contextos bastante distintos em um

mesmo país, posto que não existam grandes diferenças de nível de desenvolvimento entre regiões distintas.

A metodologia empregada no presente trabalho procura combinar os dois enfoques, tendo em vista, por um lado, a constituição de uma referência empírica para a construção das curvas e, por outro lado, a busca de generalizações que venham a permitir, no futuro, o emprego de curvas semelhantes em contextos distintos. Para tal, procedeu-se à identificação de danos decorrentes de um evento de inundação de referência em uma zona sinistrada, previamente escolhida, por meio de aplicação de questionários, buscando-se constituir uma amostragem representativa das distintas profundidades de submersão registradas e dos diferentes padrões de uso do solo presentes. O dimensionamento da amostra encontra-se descrito no próximo item. Uma breve descrição do conteúdo dos questionários encontra-se no Anexo 1.

No setor habitacional, os danos de inundação estão relacionados, entre outros fatores, à qualidade da construção, à área construída, ao estado de conservação da construção e a seu conteúdo, por sua vez caracterizado pela quantidade, tipo, qualidade e idade de bens duráveis expostos, tais como, móveis, eletrodomésticos e elementos de decoração. Como esses fatores encontram-se por sua vez relacionados ao poder aquisitivo dos moradores, espera-se que as curvas DPS apresentem uma certa dependência dessa variável. Torna-se, portanto, relevante investigar o comportamento das curvas DPS em face das possíveis associações funcionais entre os mencionados fatores, potencialmente ligados aos danos de inundação, e o indicador de poder aquisitivo. No presente trabalho, essa investigação foi realizada a partir dos dados obtidos pela aplicação dos questionários. A classe sócio-econômica do morador, obtida pela aplicação do *Critério Brasil* (ABIPEME, 2003), foi empregada como um indicador indireto de poder aquisitivo. O *Critério Brasil* adota cinco classes sócio-econômicas (A, B, C, D e E), em ordem decrescente de poder aquisitivo, tendo por base informações relacionadas a itens de conforto familiar (posse de bens de consumo duráveis), ao grau de instrução do chefe de família e à utilização de empregados domésticos.

A aplicação de questionários permitiu a descrição detalhada dos danos à construção e a seu conteúdo. Cada questionário encontra-se associado a uma habitação, por sua vez caracterizada pelo padrão construtivo, profundidade de submersão e classe sócio-econômica de seus habitantes.

Os prejuízos à construção foram estimados como custos de reparação dos danos decorrentes da inundação na forma de orçamentos de reforma. Tendo por base a norma brasileira NBR71721 foram estabelecidos 4 níveis distintos de padrão construtivo, a saber: alto, normal, baixo e proletário. O padrão construtivo é classificado por meio de 9 itens considerados os mais relevantes para a caracterização da qualidade da construção: os tipos predominantes de revestimento de paredes externas e internas da construção, cozinha e banheiros, os pisos e acessórios para a cozinha e os banheiros e o material predominante de portas e janelas.

A avaliação dos prejuízos ao conteúdo das habitações teve um componente mais significativo de análise *a priori*. Para cada classe social, estabeleceram-se *a priori* projetos típicos de habitação (plantas baixas) e padrões de conteúdo (móveis, eletrodomésticos, elementos de decoração, etc.). As plantas baixas foram construídas tendo por base projetos típicos de conjuntos habitacionais destinados a distintas faixas de renda balizados por uma investigação empírica sobre a distribuição de áreas construídas em cada classe social.

O conteúdo das habitações foi estabelecido tendo por base o próprio *Critério Brasil* e pesquisas de distribuição de preços de mercado de móveis e eletrodomésticos novos. Os dados empíricos obtidos pela aplicação dos questionários permitiram avaliar a pertinência dos padrões estabelecidos, corrigindo-os quando necessário. A estimativa dos danos ao conteúdo, em função de distintas profundidades de submersão baseou-se em curvas de suscetibilidade à inundação propostas por e Penning-Rowsell e Chatterton (1977). Os valores residuais dos bens do conteúdo das habitações foram estabelecidos com base em sua vida útil e em seu ciclo de renovação em função do poder aquisitivo de cada classe social.

APLICAÇÃO DA METODOLOGIA À CIDADE DE ITAJUBÁ (MG)

O município de Itajubá apresenta grande vulnerabilidade a inundações, tendo a maior parte de sua área urbana localizada na planície de inundação do rio Sapucaí e uma parcela significativa da população urbana, de cerca de 77.000 habitantes (a população total do município, segundo o censo IBGE de 2000, é de 84.135 habitantes), residindo em áreas frequentemente inundáveis – estima-se em cerca de 30.000 habitantes da população residente nessas áreas (Lima, 2003). A cidade localiza-se na planície de inundação do rio Sapucaí, no Sul de Minas Gerais, a cerca de 500 km de Belo Horizonte. A Figura 3 mostra a localização da cidade na bacia hidrográfica o rio Sapucaí, cuja área de drenagem até uma estação fluviométrica localizada a montante da área urbana é de cerca de 800 km².

Ao longo dos últimos 128 anos registraram-se em sua área urbana treze ocorrências de inundações de vulto (IGAM, 1999). Durante a cheia de janeiro de 2000, cuja inundação resultante serve de referência ao presente estudo, mais de 70% da área urbana foi inundada, em alguns locais com profundidades de submersão de até 3 metros e duração superior a três dias. Registraram-se quatro mortes e cerca de 20.000 desabrigados. O tempo de retorno estimado para esse evento foi de 100 anos (Vianna et al, 2001). As Figuras 4 e 5 ilustram, respectivamente, imagens das inundações de 1919 e de 2000.

A cidade de Itajubá foi escolhida, junto com Santa Rita do Sapucaí, como uma das primeiras cidades para a aplicação da metodologia acima descrita, tendo em conta seu nível de desenvolvimento, a diversidade de ocupação urbana que apresenta e as características da inundação de 2000. Em agosto de 2002, realizou-se a aplicação sistemática de 469 questionários no setor habitacional e cerca de 200 nos setores de comércio, serviços e indústria, todos concebidos e aplicados segundo a metodologia aqui descrita.

Para o dimensionamento da amostra, partiu-se do mapa da área inundada pelo evento de referência de janeiro de 2000, produzido pela empresa Companhia de Saneamento de



Figura 4. Itajubá: foto da inundação de 1919
Fonte: IGAM, 1999

Figura 3. Mapa da bacia hidrográfica do rio Sapucaí, em Itajubá.
Escaia aproximada: 1:515.000





Figura 5. Itajubá: foto da inundação de 2000
Fonte: Defesa Civil, 2000.

Minas Gerais (COPASA, 2001), identificando-se, em cada quarteirão, o intervalo de variação da profundidade de submersão. Dados censitários e informações fornecidas pela Prefeitura Municipal de Itajubá foram utilizados como referência de variação do nível de renda da população em cada quarteirão. A amostra foi dimensionada, *a priori*, adotando-se como diretriz a aplicação de, no mínimo, dois questionários por quarteirão. A escolha das unidades a serem entrevistadas foi feita, em parte, pelo livre-arbítrio do entrevistador, ficando, entretanto, na dependência da disponibilidade do morador para responder o questionário. De forma a evitar vieses de amostragem, um controle diário da distribuição das amostras foi realizado, tendo por critérios a classe social dos entrevistados, as profundida-

des de inundação e a localização espacial das unidades amostradas na área inundada. Como a amostragem estendeu-se por três semanas, esse controle diário permitiu corrigir eventuais sobre ou subamostragens. Todos os quarteirões atingidos pela inundação foram amostrados.

As Figuras 6 e 7 ilustram, para o setor habitacional, a distribuição percentual de classes sociais amostradas e distribuição percentual da amostragem por intervalos de profundidade de submersão e por classe social. A similitude entre as distribuições sugere a adequação da amostragem, mesmo para profundidades superiores a 2,0 m. Nota-se a ausência de amostragem de economias da classe E, um resultado que é típico de cidades de médio porte em áreas mais desenvolvidas, em Minas Gerais.



Figura 6. Itajubá: percentual de questionários por classe social sobre base de 469 questionários aplicados no setor habitacional, em agosto de 2002.

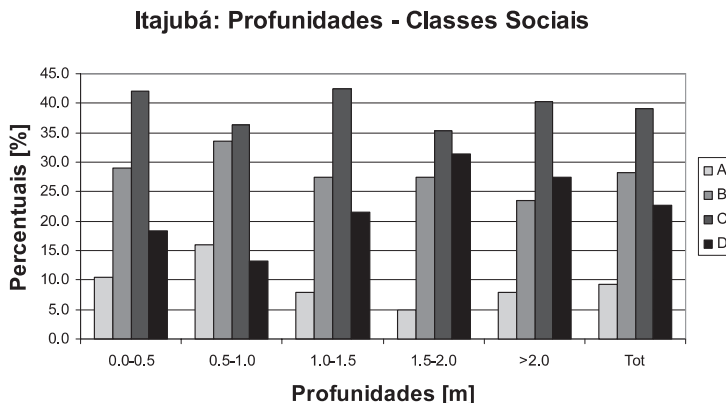


Figura 7. Itajubá: percentual de questionários por classe social e profundidade de submersão sobre base de 469 questionários aplicados no setor habitacional, em agosto de 2002.

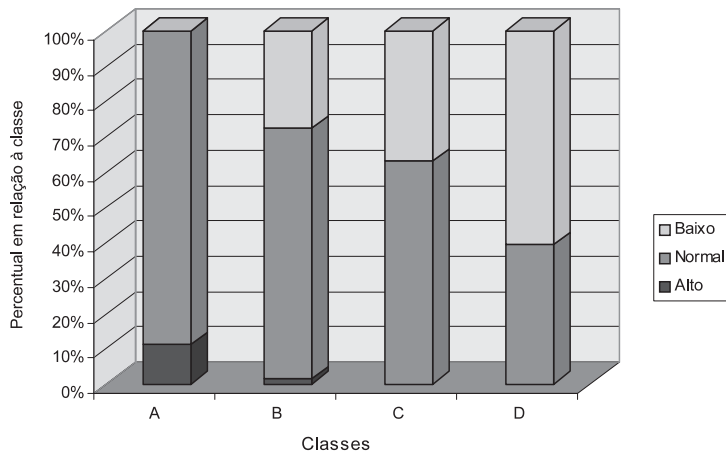


Figura 8. Distribuição de padrões construtivos das residências e a classe sócio-econômica dos moradores na cidade de Itajubá, segundo amostra constituída por 469 questionários aplicados no setor habitacional, em agosto de 2002.

Análises de distribuição de qualidade da construção (Figura 8) e de área construída (Figura 9), por classe social, evidenciaram a

correlação entre essas variáveis e as classes sociais, validando as hipóteses básicas do trabalho e a proposta metodológica.

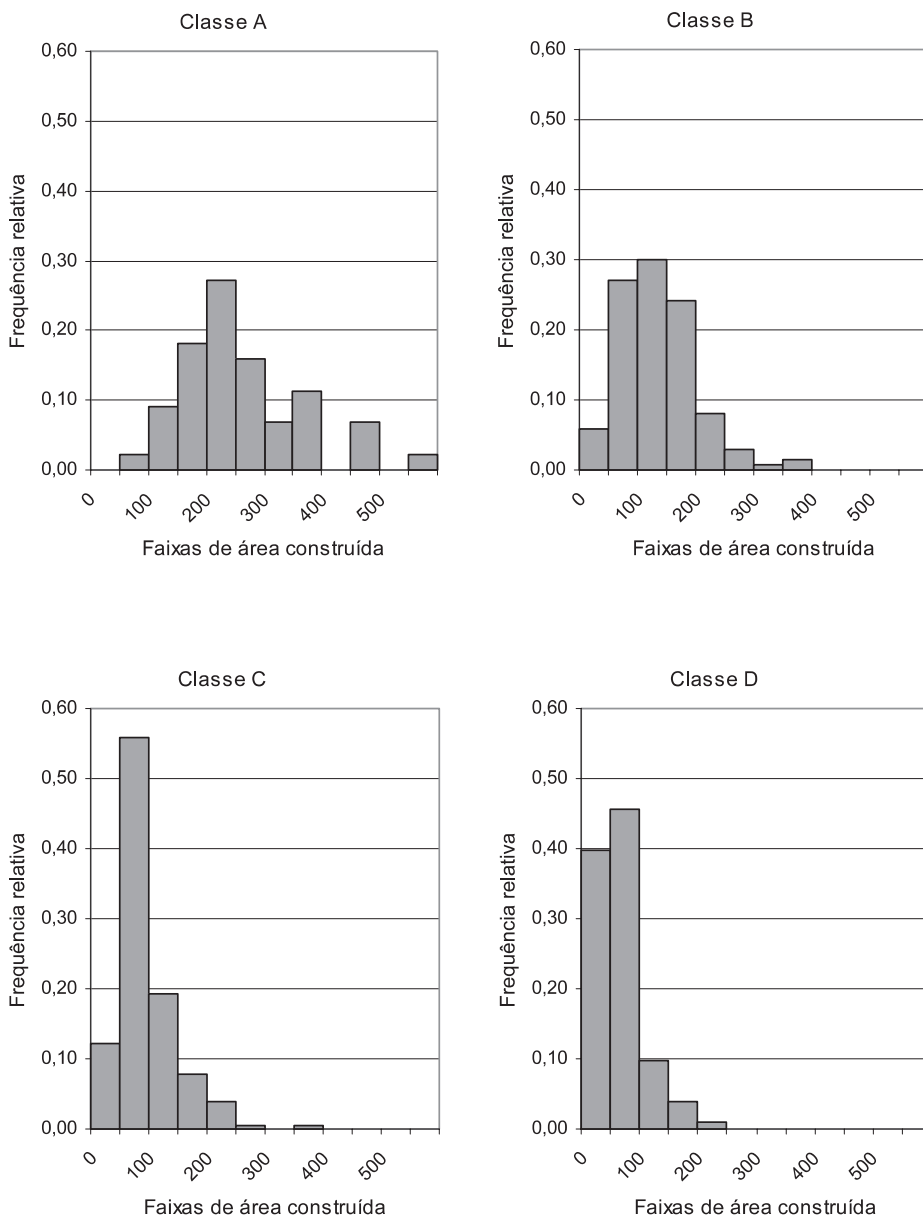
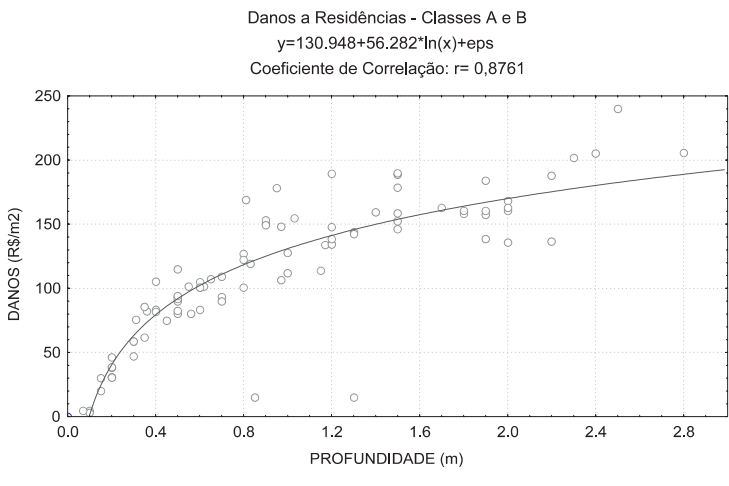


Figura 9. Distribuição de frequência de valores de área construída por classe sócio-econômica, das habitações em Itajubá, segundo amostra constituída por 469 questionários aplicados no setor habitacional, em agosto de 2002.

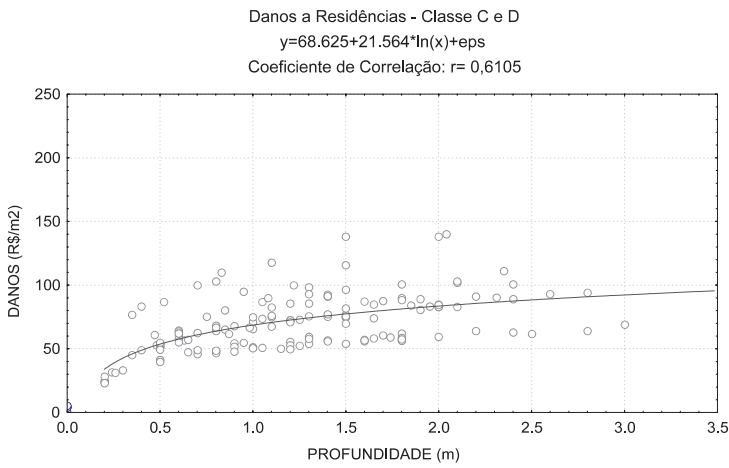
Com base nesses resultados, procedeu-se à construção das curvas DPS, com danos expressos em R\$ por área construída da habitação, em m². Foram construídas curvas individuais para cada classe social. Porém, considerando-se a dispersão relativamente elevada dos dados, em cada classe social, a aparente proximidade de valores de danos entre classes sociais vizinhas,

e os benefícios potenciais para sua aplicação futura de uma eventual redução do número de curvas, realizaram-se análises estatísticas (testes de hipótese, análise de variância) de forma a verificar se os danos obtidos são estatisticamente distintos entre classes sócio-econômicas. Estas análises permitiram agrupar os danos relativos às classes A e B e C e D (Figuras 10 e 11).

Figuras 10. Itajubá: curvas de danos x profundidade de submersão para o setor habitacional e classes sócio-econômicas A e B



Figuras 11. Itajubá: curvas de danos x profundidade de submersão para o setor habitacional e classes sócio-econômicas C e D



A despeito das curvas mostradas nas Figuras 10 e 11 constituírem-se em uma mescla de dados empíricos (danos à construção) e de modelos teóricos (danos ao conteúdo), a dispersão mostra-se elevada, ilustrando as incertezas associadas a esse tipo de metodologia.

As curvas DPS obtidas mostram danos relativamente elevados segundo a profundidade de submersão. A título de exemplo, para a profundidade 1,0 m, supondo-se uma residência com 100 m² de área construída, o prejuízo direto total (construção e conteúdo) seria de aproximadamente R\$ 13.100,00, no caso das classes A e B, ou de R\$ 6.900,00, para as classes C e D.

Esses resultados são indicações preliminares para orientar questões subseqüentes que devem ser investigadas:

- ☒ um esforço de verificação desses resultados com base em prejuízos declarados pelos moradores durante a aplicação dos questionários – essa base de dados foi explorada por Lima (2003), restando elaborar-se um estudo comparativo sobre o tema;
- ☒ a investigação da hipótese de que raramente os habitantes, conseguem, em curto prazo (menos de 5 anos) repor todos os prejuízos causados por inundações.

CONCLUSÕES

A avaliação dos impactos sócio-econômicos causados por inundações constitui-se em fonte fundamental de informações sobre os prejuízos causados, sobre a qualidade e a eficiência das instituições públicas e das organizações privadas para fazerem face a situações de crise e de pós-crise decorrentes de eventos catastróficos de inundação e sobre as alternativas e as oportunidades de redução de riscos e de prejuízos, tendo por origem esse tipo de evento.

Entre as metodologias de avaliação desse tipo de impactos, encontram-se as curvas de danos versus profundidade de inundação, instrumentos mais bem adaptados à estimativa econômico-financeira de custos decorrentes de danos diretos de inundações. Esse tipo de curva é instrumento bem adaptado à análise custo-benefício de alternativas de controle de inundação. Porém, o tipo de informação gerada no decorrer de sua aplicação pode contribuir, de forma significativa, para o emprego de outros instrumentos e políticas visando o controle de inundações e a redução de seus impactos, tais como:

- ☒ o aprimoramento de instrumentos de gestão urbana, tendo em conta os riscos de inundação, como o plano diretor urbano, o zoneamento urbano e a lei de uso do solo que incorporem o risco de inundação;
- ☒ o aprimoramento de instrumentos de gestão da crise por meio da elaboração de planos de contingência e do aperfeiçoamento dos meios de ações de defesa civil;
- ☒ o aprimoramento de metodologias para análise de risco e de vulnerabilidade a inundações.











No presente artigo, apresentaram-se uma metodologia para o desenvolvimento de curvas DPS e alguns resultados de sua aplicação em um estudo de caso na cidade de Itajubá, Minas Gerais, Brasil. A metodologia e os resultados apresentados ilustram, ainda que parcialmente, as afirmativas que vêm de ser enunciadas. Aplicações subseqüentes dessas curvas para a avaliação de algumas alternativas de controle de cheias para o caso da cidade de Itajubá deverão, em futuro próximo, fornecer elementos para uma discussão mais aprofundada dos benefícios, das vantagens e das limitações desse tipo de enfoque.

Anexo 1

Conteúdo dos questionários

Para a obtenção de dados empíricos foram desenvolvidos quatro modelos de questionários segundo o setor a ser investigado: habitação, comércio, serviços e indústria. Esses questionários possuem, em comum, a identificação do entrevistado, as informações gerais sobre a inundação, a caracterização da construção e dos danos a ela causados pela inundação e a percepção de risco. O questionário do setor de comércio procura detalhar os danos aos bens expostos, ao estoque e a equipamentos para diferentes tipos de estabelecimentos (e.g.: farmácias, supermercados, lojas de ferreiros, lojas de roupas, lojas de eletrodomésticos). O questionário do setor de serviços interessa-se pelos danos aos diferentes tipos de equipamentos e mobiliário (e.g.: consultórios médicos e odontológicos, cabeleiros, restaurantes, bancos).

Apresenta-se aqui, a título de exemplo, a estrutura do questionário aplicado ao setor habitacional. O questionário encontra-se dividido em 10 seções, compreendendo:

-  1: identificação e endereço do entrevistado;
-  2: informações gerais necessárias à identificação da classe social do entrevistado (bens de consumo duráveis da família e grau de instrução do responsável pelo domicílio), tempo de residência naquele endereço, composição e faixas etárias da família;
-  3: caracterização da parte externa da construção: tipo (e.g.: casa individual, casa germinada, edifício), número de pavimentos, idade da construção, estado de conservação da construção, área construída, material de construção predominante, tipo de revestimento, materiais de portas e janelas;
-  4: caracterização da parte interna da construção: número de cômodos, área e materiais de peças da cozinha e dos banheiros, materiais de revestimento e sistema de aquecimento de água;
-  5: informações gerais sobre a inundação, compreendendo as profundidades de submersão interna e externa da construção, a duração da inundação, a antecedência com a qual a família foi alertada da iminência da inundação, as atitudes adotadas após o alerta;
-  6: caracterização dos danos à construção por meio da caracterização dos tipos de danos (e.g.: danos à estrutura, às fundações, aos materiais de revestimento) e da quantificação dos danos (e.g.: área de revestimento atingida, comprimento de cabos de eletricidade substituídos);
-  7: caracterização dos danos ao conteúdo das habitações e a veículos motorizados (e.g.: danos a eletrodomésticos e mobiliário, danos a objetos de uso pessoal)
-  8: caracterização dos danos pessoais, envolvendo danos corporais e emocionais;
-  9: estimativa, pelo entrevistado, dos prejuízos sofridos, do valor dos bens expostos, na atualidade e da ajuda financeira eventualmente recebida logo após a inundação;
-  10: percepção de risco de inundação pelo qual se busca investigar o conhecimento do entrevistado sobre o fenômeno (e.g.: frequência e principais causas de inundações na área em foco), as iniciativas individuais ou coletivas para reduzir os prejuízos de inundações (e.g.: alterações na construção, deslocamento de bens de maior valor) e uma classificação do risco de inundação por comparação com outros riscos do cotidiano (e.g.: acidentes de trânsito, assaltos e roubos, incêndios).

Referencias

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PESQUISAS DE MERCADO- ABIPEME. Critério Brasil: Instrumento para definir a classe social da população. Disponível em : <www.abipeme.org.br.>
- DUTTA, D.; HERATH, S.; MUSIAKE, K. 2003. A mathematical model for flood loss estimation. *Journal of Hydrology*, 277, p. 24-49.
- HUBERT, G. e LEDOUX, B., (ed.). 1999. *Le coût du risque... l'évaluation des impacts socio-économiques des inondation*. Paris : Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 232 p.
- INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. 1999. *Bases técnicas para a montagem da rede telemétrica, previsão em tempo real e zoneamento da planície de inundação*. Belo Horizonte: IGAM.
- LIMA, J.C., *Avaliação dos riscos e dos danos de inundação e do impacto da adoção de medidas não-estruturais em Itajubá*. 2003. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 159 p.
- MINAS GERAIS. Secretaria de Desenvolvimento e Política Urbana.2001. *Itajubá : mapa da área inundada pelo evento de Janeiro de 2000*, escala: 1:10.000, COPASA: Belo Horizonte. 1 mapa.
- MINAS GERAIS. Coordenadoria Estadual de Defesa Civil.2000. *Levantamento Fotográfico da Inundação de Janeiro de 2000 em Itajubá*. (não publicado).
- O. GILARD, G. OBERLIN.1998. *Guide pratique de la méthode Inondabilité*. Etudes inter-agences de l'eau, 158 p.
- PENNING-ROWSELL, E.C. 1999. Evaluating the socio-economic impacts of flooding – the situation in England and Wales, in Hubert, G. e Ledoux, B. (ed.). *Le coût du risque... l'évaluation des impacts socio-économiques des inondation*. Paris : Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, p. 177-189.
- PENNING-ROWSELL, E.C. ; CHATTERTON, J.B. 1977.*The benefits of flood alleviation*. Saxon House, Teakfield, Westmead.
- SALGADO, J. C. M. *avaliação econômica de projetos de drenagem e de controle de inundações em bacias urbanas*. 1995. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 113p.
- THEYS, J. ; FABIANI, J.-L. 1987. *La société vulnérable : évaluer et maîtriser les risques*. Paris : Presses de l'Ecole Normale Supérieure. 674 p.
- TORTEROTOT, J. 1993. *Le Coût des dommages dûs aux inondations: estimations et analyse des incertitudes*. Tese (Doutorado). Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris. 283 p.
- VIANNA, A. P. P., et al. 2001. Mapeamento da Planície de Inundação do Município de Itajubá - MG. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 14., 2001, Aracaju. *Anais.... Porto Alegre: ABRH*, 19 p. 1 CD-RM.

Descentralização da gestão dos recursos hídricos em bacias nacionais no Brasil

Dilma Seli Pena Pereira
Rosa Maria Formiga Johnsson

RESUMO: Desde o início dos anos 1990, o Brasil vem implementando novos modos de gestão das águas, tendo como princípios básicos a descentralização em nível de bacia hidrográfica, a participação dos envolvidos e/ou interessados na gestão das águas, no âmbito de colegiados de tomada de decisão, e a valorização da água como bem público de valor econômico. Esse processo de descentralização pode assumir grande complexidade, quando se trata de bacias nacionais, isto é, bacias que demandam a ação integrada e harmônica da União, dos estados e dos organismos de bacia. Este artigo tem por objetivo principal analisar o processo atual de descentralização em bacias nacionais no Brasil, a partir de conceitos e princípios que regem e determinam a atuação do Estado nas políticas públicas, em geral, e na política de recursos hídricos, em particular. Busca-se, sobretudo, endereçar esse tema para análises futuras mais aprofundadas, tendo em vista a sua complexidade, desafios e as profundas diferenças no seu entendimento.

PALAVRAS-CHAVE: Recursos hídricos, gestão, descentralização, bacias nacionais, desafios, Brasil

ABSTRACT: Since the early 90s, Brazil has been building a new water resource management system, based on the following principles: the decentralization to the river basin level, the participation of stakeholders within basin committees and water councils, and the concept of water as an economic good. The water resources management can be very complex in the case of national river basins, *i.e.* basins where federal and state management agencies and basin institutions are to interact in integrated manner. This article aims at analyzing the current decentralization process in national river basins in Brazil, following principles and concepts of public policy literature and, particularly, those of water resources policy and management. We seek principally to address this issue to more in-depth studies to be carried out later, since national river basin management has revealed the complexity and challenges in question, and has been understood in a different way by several stakeholders.

KEY-WORDS: Water resources, management, decentralization, national basins, challenges, Brazil

INTRODUÇÃO

Descentralização na política de recursos hídricos significa a institucionalização, em nível local, de condições institucionais, técnicas, financeiras e organizacionais para a implementação das tarefas de gestão, conforme atribuições designadas na lei de recursos hídricos, garantindo continuidade no fluxo da oferta dos bens e serviços. O conceito de local refere-se aqui à bacia hidrográfica como unidade de pla-

nejamento e gestão – princípio estabelecido na lei federal 9.433/97 e leis dos estados da federação – em referência ao fenômeno geomorfológico e geográfico de área de drenagem que forma uma bacia, e condiciona a sua gestão e planejamento, seja no que concerne à quantidade ou à qualidade de suas águas.

A descentralização de uma política pública depende de diversos fatores, o principal

deles concerne ao interesse, de uma parte, em descentralizar, e da outra, de receber e desempenhar a função descentralizada. Todavia, diversos atributos – tais como a engenharia operacional das políticas, o legado das políticas e, sobretudo, as regras constitucionais que normatizam as condições de oferta ou de regulação de uso de determinado serviço ou bem público, como a água – têm implicações sobre o processo de descentralização; de fato, o comportamento destas variáveis pode implicar custos e benefícios, políticos e financeiros, para os envolvidos (Arretche, 2000).

No Brasil, as peculiaridades das competências constitucionais na gestão dos recursos hídricos determinam a emergência de acordos e barganhas federativas, uma vez que estabelece, como imposição legal, o domínio compartilhado entre a União e os Estados sobre as águas de bacias nacionais, isto é, bacias cujo rio principal atravessa mais de um Estado da Federação. O processo de gestão nessas bacias deve assim conformar entendimentos, interesses, capacidades institucionais das burocracias e vontades políticas em diferentes esferas de atuação (federal e dos estados onde se situa a bacia). Portanto, a gestão de bacias hidrográficas nacionais é um caso típico de políticas públicas cuja descentralização tem que ser pactuada caso a caso, fazendo com que a governabilidade – isto é, a capacidade do governo de mobilizar os recursos necessários para sua implementação –, torne-se complexa, implicando no manuseio de um conjunto significativo de variáveis.

Este texto tem por objetivo analisar o processo atual de descentralização da gestão de bacias nacionais brasileiras que vem sendo implementado no âmbito da Política Nacional de Recursos Hídricos. Para tanto, serão considerados os conceitos e princípios que regem e determinam a atuação do Estado nas políticas públicas em geral, e na política de recursos hídricos em particular, bem como os condicionantes legais e as condições operacionais da gestão dos recursos hídricos no Brasil. Busca-se, sobretudo, endereçar esse tema para análises mais aprofundadas, no futuro, visto a sua complexidade e as profundas diferenças no seu entendimento.

POLÍTICAS PÚBLICAS E DESCENTRALIZAÇÃO¹

Globalização e descentralização

Desde os anos 1980, a América Latina vive um processo de transformação sem precedentes em termos econômicos, políticos, culturais e sociais, fruto da globalização da economia, das transformações dos processos produtivos e da estrutura e dinâmica do trabalho e, sobretudo, da profunda e intensa mudança nos padrões de comunicação. Trata-se de transformações complexas, imbricadas entre si, que se manifestam e condicionam as políticas públicas da região. Uma das principais evidências dessas manifestações consiste no movimento do Estado em direção à sociedade e no movimento dos níveis centrais de decisão para os níveis locais, ou seja, a descentralização. Esses movimentos criam e articulam estruturas e processos em novas configurações de poder, nos níveis central, regional, da bacia hidrográfica e local.

A nova configuração do Estado, que se tem hoje na América Latina, encontra-se em estágios diferentes de transformação, embora evolua sob os mesmos princípios de equidade, transparência, integração, participação, desenvolvimento sustentável e sustentado, acolhimento e respeito às minorias. Ela é resultante de um movimento de contraponto às transformações da economia pela sociedade, que se organiza e se mobiliza para a expansão de luta social contra a exclusão e pela participação cidadã nas decisões de políticas públicas. Isso também exige mudança nas instituições do Estado, fazendo surgir estruturas e processos estatais capazes de refletir, impulsionar e acolher movimentos de participação política de grupos de população, espaços territoriais, esferas administrativas e setores até então marginalizados do poder decisório.

Conseqüentemente, são engendradas e construídas novas articulações entre Estado,

¹ Este capítulo utiliza-se de conceitos e análises de vários autores, dentre os quais destacamos: ANA, 2002a; Arretche, 2000; Castells, 1999; Dagnino, 2002; Fleury, 1999 e 2003; Pereira, Dilma, 1999 e 1998; Pereira, Potyara, 2000; e Raichelis, 1998.

Economia e Sociedade mediante novos acordos institucionais, requerendo a existência de leis, normas e valores, bem como, de processos inovadores de inserção, integração, coordenação e de gestão pública. Espera-se, desse conjunto de processos, a organização das interações coletivas que gere condições propícias para uma ação corporativa entre os diferentes atores e agentes sociais, de natureza pública e privada, para assegurar, em bases diferentes, os bens públicos demandados pela sociedade. Desta forma, as demandas democráticas canalizaram as reivindicações em direção à construção de um novo padrão de políticas públicas, com participação, transparência e descentralização, para conformar um novo Estado. No Brasil, essas demandas resultaram na Reforma Constitucional de 1988, e como decorrência, entre outros acordos institucionais de política pública, na institucionalização de Política Nacional de Recursos Hídricos, por meio da Lei Federal nº 9.433, de Janeiro de 1997.

Essa política reflete e sintetiza, de maneira significativa, o conceito e princípios que presidiram a reconstrução das políticas públicas, como parte dos processos de democratização da articulação política e econômica da sociedade. E nela ficou instituído que a política brasileira de recursos hídricos é descentralizada, pela amplitude e relevância que organizações governamentais, empresariais (usuários) e organizações sociais de uma bacia hidrográfica, unidade de planejamento e gestão, assumem na definição e implantação de políticas e na articulação de ações públicas.




Fica evidenciada a evolução da relação Estado/Sociedade, revelada pela política pública de recursos hídricos, de estruturas de representação centralizadas e monopólicas de governo, para sistemas policêntricos, nos quais os processos decisórios de concepção e de implantação da ação pública em recursos hídricos apresentam dispersão espacial e setorial de poder, para incorporar interesses diferenciados.

Governabilidade em recursos hídricos

A Governabilidade do Sistema Político e do Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos, naquele inserido, se constitui em um sistema de leis, normas, regulamentos e instru-

mentos para se auto-governar, enfrentar e resolver os problemas agendados. Portanto, este sistema, mantendo e aprofundando a ordem democrática, não se restringe à simples capacidade estatal de governar. Ele envolve, também, a capacidade do governo de articular e institucionalizar a política pública e, nela, os esforços de múltiplos atores que intervêm, ou devem intervir, na gestão da água; atores estes que buscam conciliar seus interesses e orientar suas ações em direção a objetivos socialmente aceitáveis.

O desafio sobre qual temos que refletir é quanto ao papel e capacidade do Estado e de suas políticas públicas de gerar, implementar e manter mecanismos institucionais capazes de assegurar a governabilidade e a governança adequadas, uma vez incorporado o conjunto variado de entidades e atores, no seio das instituições de gestão pública, de maneira efetiva e com poderes específicos. Os principais requisitos da governabilidade e governança são os seguintes:

-  capacidade técnica e administrativa das entidades/ atores do sistema (governo, usuários e organizações civis);
-  capacidade econômica, financeira e técnica para conceber, construir, manter e administrar a infra-estrutura hídrica e, principalmente, os serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário e saneamento ambiental. Não há possibilidade de uma política de recursos hídricos ser eficiente e eficaz, quando as políticas públicas dos setores usuários são ineficientes e não respondem às demandas econômicas e sociais;
-  capacidade política (gestão) para coordenar ações e concertar interesses.

O conceito de governabilidade das políticas públicas, no novo formato, deixa então de ser um monopólio exclusivo de governos, para incorporar atores/entidades da sociedade diretamente envolvidos e/ou interessados nos resultados e na condução dessas políticas. O exercício efetivo do papel de cada um desses atores, governamentais e não-governamentais, requer a cooperação e participação, bem como a definição clara do papel dos atores no sistema de gestão. E é nesse processo de dedicar

esforços e recursos exclusivamente para a resolução das questões coletivas agendadas, que os atores passam a enfatizar princípios interorganizacionais tais como a participação, transparência, equidade, honestidade de atitudes e a gestão negociada dos conflitos de interesse em torno do uso de água. Por outro lado, as tensões entre conflito/consenso, igualdade/diferença são intrínsecas e constitutivas do Estado Moderno; elas estão presentes em todas as discussões sobre acordos/arranjos institucionais que sejam capazes de garantir o exercício de cidadania, a participação, a descentralização, a representação e a execução de políticas públicas.

O capital social criado em uma bacia hidrográfica dotada dos instrumentos de gestão de recursos hídricos (plano, comitê, cobrança, agência), pode ser definido tanto como um conjunto de recursos, reais e potenciais, ligados por uma rede de relações de interesses, durável e institucionalizada, quanto como o reconhecimento interno e externo ao sistema (Franco, 2001). Neste sentido, o sistema de gestão dos recursos hídricos transcende o papel de mero instrumento gerencial na medida que gera e mantém relações políticas, com base em processos científicos de tomada de decisão, mas também, exige, para o seu funcionamento, a construção do consenso e de decisão sustentada pela confiança entre os atores.

Em nossas sociedades cada vez mais fragmentadas, a conformação de uma esfera pública democrática depende de negociação dos interesses, da aceitação das diferenças e da geração de objetivos comuns que permitam o desenvolvimento de ações solidárias. Esta nova esfera pública requer, por conseguinte, inovadores aparatos de gestão, tecnologia e processos para o exercício do poder, que sejam capazes de inserir, de forma correta, as relações de poder na estrutura organizacional do Estado. Todavia, faz-se necessário esclarecer que sistemas de gestão, mesmo que constitutivos no aparato governamental estatal, não se prestam ao exercício de competências exclusivas de Estado como a regulação de funções públicas e a garantia de direitos fundamentais (Pereira, 2000; Franco, 2001; Haddad, 2004).

Regulação e regulamentação dos recursos hídricos

A necessidade da regulação dos bens naturais, de consumo essencial, é inquestionável e aceita por todos. Como escreveu Hardin (1968), ao descrever a tragédia dos bens comuns,

como ser racional, cada fazendeiro busca maximizar os seus ganhos, utilizando mais terra e mais água para criar mais um animal. Qual a utilidade para um fazendeiro individual de adicionar um animal a mais ao seu rebanho? Existe um componente positivo, o incremento de um animal, e possivelmente um aumento da renda individual deste fazendeiro, e um componente negativo que é o consumo a mais, de recursos naturais (água e pastagem) que o animal vai causar e que atinge a todos os fazendeiros, portanto o impacto negativo atinge a todos. Quando este fato é compartilhado por todos é conceituado como a tragédia do bem comum. Portanto, se cada um segue perseguindo seu máximo interesse na sociedade, agindo livremente sobre o ambiente geral e apropriando dos bens naturais, leva à ruína de todos.

A apropriação dos recursos hídricos é exemplar quanto à possibilidade de causar uma tragédia comum. Essa apropriação, em benefício privado, pode ser tanto uma sobreexploração dos mananciais, superficial e/ou subterrâneo, em termos de quantidade quanto em termos de poluição, adicionando aos corpos hídricos componentes como esgotos domésticos e efluentes químicos, etc. Para Hardin, nessa situação, os cálculos são os mesmos:

o homem racional entende que sua parte nos custos de lançar os resíduos que ele produz no ambiente comum, é menor do que o custo que ele teria se os tratasse, antes de devolvê-los à natureza. Como isto é verdade para todos estamos presos em um sistema individualista, nos comportando apenas como empreendedores livres, independentes e racionais.

Embora o problema da poluição seja consequência do crescimento e concentração da população e das atividades econômicas, deve-se considerar o notável desenvolvimento de meios tecnológicos e financeiros para resolvê-lo. Contudo, resta ainda o grande problema da disponibilização desses meios, que é fortemente diferenciada entre os diferentes países

do planeta. Nesse caso, a convergência é perversa. Nos países subdesenvolvidos e em desenvolvimento o crescimento da população é maior, ao mesmo tempo em que os recursos tecnológicos e financeiros para mitigar os problemas da poluição são escassos. Portanto, o processo de aproveitamento dos recursos naturais para o desenvolvimento econômico e para o bem estar pode ser muito mais oneroso para as gerações futuras, sobretudo se regras regulatórias claras e rígidas não forem aplicadas. Além disto, nos ensina Hardin, ainda,

não interessa, hoje, como e quanto os antepassados poluíram, que diziam, e era, então comprovado, que a poluição gerada estaria diluída dez quilômetros rio abaixo. A questão atual é que a população cresceu, ficou densa e os processos naturais de natureza química e biológico ficaram saturados e levaram a uma nova redefinição dos direitos de propriedade.

Acrescentaríamos, ainda, a responsabilidade dos Estados em estabelecer os limites destes direitos e os deveres em relação ao bem comum. A tragédia dos bens comuns pode, portanto, ser impedida, pela regulação. Contudo, como ressalta Harvey (1998), hoje o Estado está numa posição muito problemática. É chamado a regular as atividades econômicas e os recursos naturais de uso privado e público, no interesse da nação, mas é forçado, ao mesmo tempo, também no interesse nacional, a criar um “bom clima de negócios” para atrair investimentos. E é a este mesmo Estado que tem sido cada vez mais exigido como fator de coesão dos níveis de uma formação social e das partes dos sistemas que conformam as diferentes políticas públicas, mantendo a unidade do sistema, posto que o equilíbrio jamais é realizado, no âmbito do mercado pelos atores econômicos, mas é responsabilidade e atribuição intrínseca das entidades do Estado.

A exemplo dos países da América Latina, o papel do Estado brasileiro, face ao estágio de desenvolvimento e às disparidades regionais e interpessoais de renda, assume significativa relevância. Poderíamos citar, entre outros: definir as políticas econômica, social, de infraestrutura e ambiental do país, dado que constituem a própria razão de ser da função governamental; regular a prestação dos serviços

públicos de energia, telecomunicações, saneamento básico, etc; e regular o uso de bens naturais públicos como o da água.

No Brasil, o tema água é regulamentado pela Constituição Federal de 1988.² O artigo referente à competência da União para “instituir o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH)”, materializou-se com a aprovação pelo Congresso Nacional, após seis anos de negociação, da **Lei Federal nº 9.433**, de 8 de janeiro de 1997, também conhecida como “lei das águas” que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, constituindo-se assim em um marco importante na história da regulamentação do setor. Essa lei incorpora modernos instrumentos e princípios de gerenciamento de recursos hídricos e apresenta conceitos inovadores no que concerne à organização do setor, no âmbito nacional e estadual e em termos de participação dos diferentes atores envolvidos e interessados na questão dos recursos hídricos. Ressalta-se, entretanto, nesse processo de regulamentação da lei das águas, o pioneirismo do Estado de São Paulo, que aprovou, em 1991, a sua lei estadual de gerenciamento de recursos hídricos. Desde então, outros 25 estados e o Distrito Federal adotaram suas legislações respectivas (Formiga-Johnsson e Moreira, 2003).

Porém, a reforma institucional do setor de recursos hídricos no Brasil, somente veio a consolidar-se em 2000, com a edição da **Lei Federal nº 9.984**, de 20 de junho, que criou a Agência Nacional de Águas (ANA). O País passou então a dispor de entidade com autonomia, estabilidade e agilidade suficientes para fazer frente ao desafio de implantar o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), preconizado pela Constituição Federal de 1988. A ANA, para sua atuação, se subordina aos fundamentos, objetivos, diretrizes e instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos e articula-se com órgãos e entidades públicas e privadas, integrantes do SINGREH.

² Artigos 20 (inciso III), 21 (inciso XIX) e 22 (inciso IV). Ressalta-se que a primeira legislação relevante para a gestão das águas, incluindo a sua regulação, foi adotada em 1934 (“Código de Águas”).

O exercício da competência exclusiva de Estado na regulação dos recursos hídricos, em um ambiente de governabilidade denso, participativo, descentralizado e policêntrico, como o é o SINGREH, do qual a ANA e os gestores estaduais fazem parte, é uma tarefa árdua e em fase de construção, como veremos ao longo dos próximos capítulos.

GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL: PRINCÍPIOS, INSTRUMENTOS E ORGANIZAÇÃO INSTITUCIONAL

Os princípios, instrumentos e organização político-institucional estabelecidos pela “lei das águas” confirmam a escolha feita pela sociedade brasileira por uma forma de gestão, que atualmente é praticada em quase todos os países que avançaram na gestão dos recursos hídricos e que, também, é recomendada pelas grandes cartas e organismos internacionais.

Princípios e instrumentos de gestão

A Política Nacional de Recursos Hídricos do Brasil tem como objetivo principal assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos, ao mesmo tempo em que busca a prevenção e defesa contra eventos hidrológicos críticos e o desenvolvimento sustentável, através da utilização racional e integrada dos recursos hídricos.

Para atingir esses objetivos adotou-se um conjunto de princípios, de instrumentos técnicos e um arranjo institucional que, de forma integrada, garantem a gestão participativa e descentralizada do uso da água. Os princípios sobre os quais se baseia a política de gestão dos recursos hídricos estabelecidos na Lei 9.433/97 podem ser resumidos da seguinte forma:

- ☒ Reconhecimento da água como um bem público, finito e vulnerável, dotado de valor econômico;
- ☒ Necessidade do uso múltiplo das águas: gestão integrada;
- ☒ Prioridade do uso dos recursos hídricos, em situações de escassez: consumo humano e dessedentação de animais;

- ☒ Adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão das águas: gestão descentralizada;
- ☒ Participação dos diferentes níveis do poder público, dos usuários e da sociedade civil no processo de tomada de decisão: gestão participativa.

São cinco os instrumentos de gestão previstos na lei das águas: planos de recursos hídricos ou de bacia hidrográfica; enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água; outorga de direito de uso de recursos hídricos; cobrança pelo uso da água bruta; e sistema de informações sobre recursos hídricos. A implementação desses instrumentos de gestão, fortemente interdependentes e complementares do ponto de vista conceitual, demanda não somente capacidades técnicas, políticas e institucionais, mas requer também tempo para sua definição e operacionalização, pois sua implantação é, antes de tudo, um processo organizativo social, o qual demanda a participação e a aceitação por parte dos atores envolvidos, dentro da compreensão de que haverá um benefício coletivo global.

O **sistema de informação** tem como objetivo principal o de produzir, sistematizar e disponibilizar dados e informações que caracterizam as condições hídricas da bacia em termos de quantidade e qualidade da água nos diversos usos, e em termos das condições do ecossistema, traduzido pelas pressões antrópicas nela existentes. Estas últimas assumem diversas formas possíveis de caracterização por mapas de uso e ocupação do solo, declividade, cobertura vegetal e cargas pontuais, referentes a captações e lançamentos em diferentes pontos da rede hidrográfica, expressas no cadastro de usuários da água na bacia.

O **plano de bacia hidrográfica** requer do sistema de informação, dados sobre disponibilidade de água em quantidade e qualidade, acrescidos das informações sobre pressões distribuídas, para a caracterização do estado atual da bacia e proposição de medidas destinadas a sua melhoria. Os planos de bacias são planos diretores que visam fundamentar e orientar a implementação da política de gestão dos recursos hídricos em nível de bacias hidrográficas, definindo os usos prioritários e o programa de investimento para a recuperação e

conservação dos recursos hídricos e do ecossistema da bacia.

O **enquadramento** visa determinar níveis de qualidade ao longo do tempo nos diversos trechos da malha hidrográfica, em função dos usos e dos programas e metas para a consecução destes objetivos. As definições nele previstas afetam diretamente a outorga, que se dará pelas vazões de diluição, as quais são, por sua vez, é função dos níveis de qualidade estabelecidos.

A **outorga** é um instrumento que tem como objetivo assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água; é o direito de acesso à água, ou a habilitação para o seu uso. A garantia do uso ou da disponibilidade da água se efetiva através do exercício da gestão integrada dos recursos hídricos em nível de bacia hidrográfica. Para sua implementação, a outorga demanda do sistema de informações dados relativos à disponibilidade hídrica e de qualidade, os quais, juntamente com o cadastro de usuários, constituem insumos fundamentais para o seu exame e concessão.

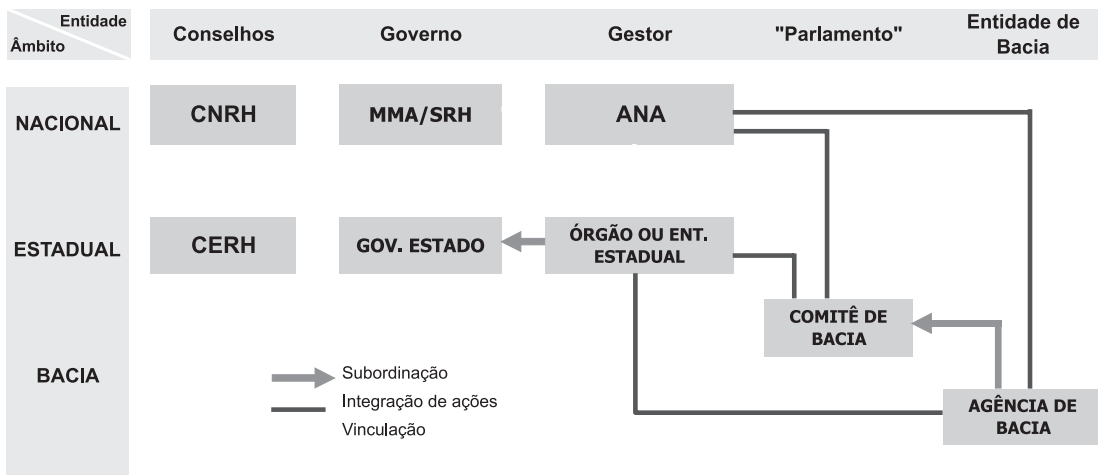
Sobre o conjunto de usuários submetidos à exigência da outorga é estabelecida a **cobrança** pelo uso dos recursos hídricos. Esta por sua

vez, além dos seus objetivos de racionalização do uso da água e de estímulo a não poluir, é o instrumento de gestão que permite o aporte de recursos para financiar o programa de investimentos da bacia.

Estrutura Político-Institucional do SINGREH

Um aspecto fundamental da legislação brasileira de recursos hídricos foi a criação de um sistema institucional que possibilita à União, aos estados, aos municípios, aos usuários de recursos hídricos e à sociedade civil de atuar, de forma harmônica e integrada, na resolução dos conflitos, e na definição das regras para o uso da água em nível de bacia hidrográfica. O Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) é, portanto, o arcabouço institucional para a gestão descentralizada e compartilhada do uso da água no Brasil, do qual fazem parte o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), a Secretaria de Recursos Hídricos (SRH/MMA), a Agência Nacional de Águas (ANA), os Conselhos de Recursos Hídricos dos Estados (CERHs), os órgãos gestores federais e estaduais, os municípios, os Comitês de Bacia e as Agências de Água (Figura 1).

Figura 1. Estrutura político-institucional do SINGREH. Fonte: Agência Nacional de Águas, 2001.



60

A inovação institucional ocorreu na incorporação da demanda por participação e descentralização da sociedade ante a criação de organismos de tomada de decisão em nível nacional, estadual e de bacia (conselhos e comitês) que passaram a incorporar novos atores (municípios, usuários e organizações civis) ao processo de gestão. A descentralização do processo de planejamento e gestão deverá ser ainda mais fortalecida quando as Agências de Bacia forem criadas. Estas deverão se constituir na prática em instituições executivas, ágeis e flexíveis para dar suporte técnico, administrativo e financeiro às deliberações dos comitês de bacia. Salienta-se que a criação de tais agências está estreitamente vinculada à implantação da cobrança pelo uso da água, instrumento, que no Brasil, encontra-se em fase inicial de implantação.

É importante notar que os comitês de bacia hidrográfica, como órgãos públicos de Estado, constituídos pelos segmentos envolvidos e interessados nas águas da bacia, têm atribuições e responsabilidades que lhes são próprias, tal como definido na Lei 9433/97, não devendo ser confundidas com as atribuições e responsabilidades de Estado de regulação e fiscalização, constitucionalmente definidas. A emissão do ato administrativo da outorga com poderes de polícia, e o exercício de sua fiscalização, é de competência exclusiva dos órgãos públicos gestores, isto é, da ANA, nos rios de domínio da União, e dos gestores estaduais, nos rios de domínio dos estados da federação. Cabe ainda a essas instituições gestoras a aplicação da cobrança, em articulação com os comitês de bacia, conforme normas rigorosas e adequadas, com o intuito de atingir os objetivos do desenvolvimento sustentado e sustentável; cabe ainda ressaltar que essas instituições, por serem individualmente identificadas, respondem por seus atos perante a sociedade. A regulação do uso dos recursos hídricos passa assim a ser caracterizada pela concepção e aplicação de um conjunto de leis, normas e taxas que são operacionalizadas por meio da outorga de direitos de uso e pela cobrança pelo uso da água bruta.

A ESTRATÉGIA DE DESCENTRALIZAÇÃO DA GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL

Diante do caráter geral dado à gestão de bacias hidrográficas pela Lei 9.433/97 e tex-

tos legais complementares, fez-se necessário estabelecer estratégias para a implementação dos princípios, instrumentos de gestão e organização política-institucional. Essas estratégias – concebidas pela ANA, órgão responsável pela implantação da Política Nacional de Recursos Hídricos – são fortemente influenciadas pelas peculiaridades jurídicas da federação brasileira e pela diversidade regional do país (Pereira e Formiga-Johnsson, 2003; Agência Nacional de Águas, 2002a e 2002b).

Uma descentralização complexa: dominialidade dos corpos d'água e gestão de bacias nacionais

Em termos técnicos, políticos e institucionais, os pontos sensíveis no exercício de práticas de gestão integrada dos recursos hídricos concentram-se nas interfaces entre setores usuários e gestores e na compatibilização e harmonização da gestão entre gestores estaduais e federal e entre comitês de uma mesma bacia hidrográfica.

Ao adotar a bacia hidrográfica como unidade territorial de planejamento e gestão e permitir a criação de organismos de bacia sob jurisdição federal ou estadual, as leis das águas intensificam essa complexidade de forma significativa, pois aumentam as interfaces institucionais. Esse é o caso principalmente de bacias nacionais, por envolverem a União e dois ou mais Estados da Federação.³ Nessas bacias, a dupla dominialidade configura um sistema de gestão em duas esferas de atuação (federal e estadual), que possuem a mesma missão institucional e são profundamente interdependentes no seu conteúdo e aplicação. A Lei 9.433/97 estabelece que a União articular-se-á

³ A Constituição Federal de 1988 classificou todas as águas brasileiras como um bem público de domínio dos Estados ou da União. Os rios que constituem fronteira entre estados ou país ou, ainda, atravessam mais de um estado ou país pertencem ao domínio da União; todos os outros rios bem como as águas subterrâneas constituem águas estaduais. A principal exceção à essa regra concerne às águas estaduais retidas em obras de domínio da União, que deixam de pertencer ao domínio dos Estados (Constituição Federal de 1988, art. 20 e art. 26).

com os estados para o gerenciamento dos recursos hídricos de interesse comum; da mesma forma, as leis estaduais estabelecem que os estados deverão se articular com a União, outros estados e municípios para o aproveitamento, controle e monitoramento dos recursos hídricos de interesse comum.

Porém, nenhum texto legal delinea ou detalha a forma como deve se dar essa articulação em bacias hidrográficas nacionais, seja no tocante aos instrumentos de gestão (outorga, fiscalização e cobrança) ou aos organismos de bacia (relação entre o comitê do rio principal e os comitês de rios afluentes, sob jurisdição federal ou estadual).

Ou seja, a implantação e operacionalização do sistema de gestão e seus instrumentos em bacias nacionais – com vistas à recuperação, proteção, conservação e uso racional dos recursos hídricos – não é uma tarefa fácil. Faz-se necessário a concepção de estratégias operacionais para tornar possível a aplicação dos princípios, conceitos e instrumentos instituídos nas leis das águas vigentes, federal e estaduais, superando as incompatibilidades jurídico-administrativas e suprimindo as omissões legais, mediante processos de negociação entre as partes envolvidas e preservando e aperfeiçoamento aos fundamentos da Política.

Estratégia para a ação: a governança de bacias nacionais no Brasil

O entendimento e a cooperação compõem a base inteligente e possível para enfrentar e superar os desafios da gestão integrada em bacias nacionais. Trata-se essencialmente de criar as condições para a governança dos recursos hídricos, ou seja, criar ambiente e mecanismos de atuação harmônica das autoridades federal e estadual na gestão das águas.

Criação de um ambiente institucional de negociação e consensos

A gestão compartilhada dos recursos hídricos requer, necessariamente, compatibilizar os diversos conflitos de interesses e demandas. Deve-se evitar, sobretudo, tensões e embates conceituais e jurídicos. A gestão compartilhada requer, portanto, entre outros aspectos, a criação de ambientes institucionais adequados

à resolução, à negociação e à superação dos problemas e das lacunas existentes nos arcabouços jurídico-legais. Esses ambientes são formados pela trama de múltiplos fatores, dentre os quais são decisórios:

- a convergência de objetivos;
- o entendimento por todos os atores das questões e desafios envolvidos;
- a criação de laços de confiança através de um processo de gestão ético, transparente e democrático, que conduza à equidade, racionalidade e eficiência na tomada de decisões; e
- a construção de um sentido de identidade da bacia, um sentido de unidade de atuação harmônica, de co-responsabilidade e co-dependência.

A criação desse ambiente de confiança e consenso pode ser abordada por intermédio de um processo de construção de um “pacto” entre todos os atores sociais relevantes da bacia, que consiste no compromisso de tornar realidade os princípios e objetivos previstos na legislação. Tal iniciativa, em bacias nacionais, requer a existência do comitê do rio principal (sob jurisdição federal) enquanto instância principal de integração do planejamento e da gestão da bacia hidrográfica na sua totalidade.

Operacionalização da estratégia: pacto de gestão

A ANA propôs e está implementando uma estratégia para avançar. Baseia-se na construção de acordos sociais estabelecidos nos comitês de bacia hidrográfica, visando a formação de consensos sobre a utilização dos recursos hídricos e evitando assimetrias entre usuários ou entre os órgãos gestores. É, portanto, com a construção de pactos de gestão, conceito que a ANA vem desenvolvendo no exercício de sua missão no campo institucional, que se podem superar as lacunas existentes na legislação quanto à questão da dupla dominialidade dos corpos d’água e tornar efetiva a bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão de recursos hídricos.

O pacto de gestão em bacias nacionais tem como ponto fundamental o entendimento e a cooperação entre a ANA e os órgãos gestores

estaduais no exercício de seus poderes de polícia das águas, sobretudo, quanto à harmonização de critérios e procedimentos para a implantação dos sistemas de outorga, fiscalização e cobrança pelo uso de recursos hídricos. Portanto, ele requer dos Estados a criação de capacidade operacional de seus sistemas de gestão, ou seja, é necessário conferir prioridade, disposição e decisão política quanto à implantação, fortalecimento e/ou reestruturação dos Sistemas Estaduais de Gerenciamento de Recursos Hídricos, em especial no que concerne aos órgãos gestores de recursos hídricos.

O pacto de gestão envolve, ainda, o comitê da bacia do rio principal por constituir-se ambiente de negociação e consensos, de importantes questões relativas à operacionalização da gestão em nível de bacia hidrográfica, sobretudo aquelas que demandam atuação conjunta com os órgãos gestores tais como a cobrança pelo uso da água e a criação da agência de bacia. É por essa razão que o Convênio de Integração, instrumento de operacionalização do pacto de gestão, é firmado entre os gestores do poder público federal (ANA), es-

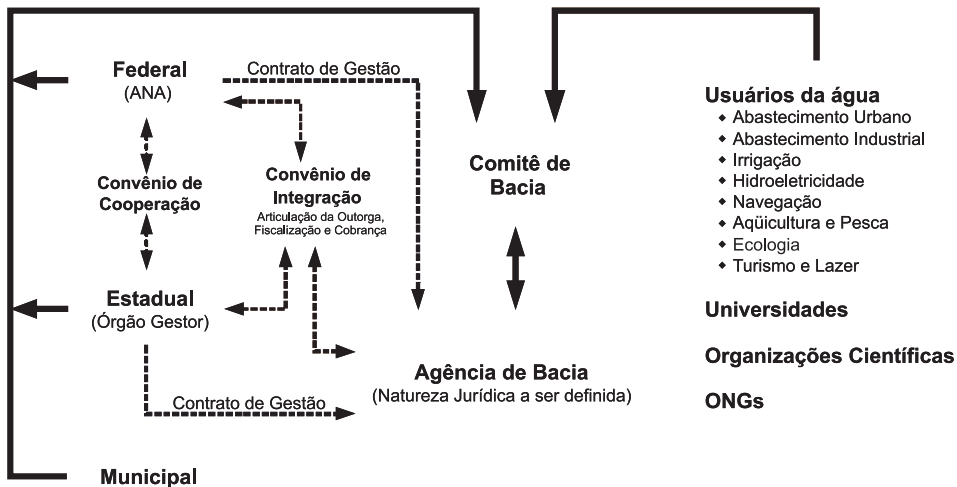
tadual (órgãos estaduais de recursos hídricos) e o comitê da bacia hidrográfica (comitê da bacia do rio principal e, eventualmente, comitês dos afluentes).

Como representado na figura 2, abaixo, o **Convênio de Integração** constitui importante ferramenta de construção do pacto federativo para a gestão integrada de bacias compartilhadas, pois articula tanto os entes federados e seus órgãos técnicos responsáveis pela gestão de recursos hídricos quanto os comitês de bacia que, por sua vez, são constituídos pelas esferas governamentais (União, Estados e Municípios) e não-governamentais (usuários e organizações da sociedade civil).

O apoio aos Estados deve ser objeto de **convênios** específicos de **cooperação** a serem firmados entre a ANA e cada um dos Estados integrantes da bacia. Prevê-se ainda, no escopo desses convênios de cooperação, o estabelecimento e integração de normas, critérios e procedimentos que permitam o uso adequado e eficaz do instrumento de delegação de competências da ANA para os órgãos gestores estaduais.

O Convênio de Integração para a gestão integrada de uma bacia nacional deve assim ser estabelecido caso a caso, de modo a se adequar à diversidade regional brasileira, às capacidades técnicas e institucionais dos sistemas estaduais envolvidos e à dinâmica sócio-política da bacia hidrográfica em questão. Por essa

Figura 2 - Interação de atores no processo de gestão da bacia: o pacto de gestão pela água.
Fonte: Agência Nacional de Águas, 2001.



razão, o Convênio de Integração – além de tratar questões técnicas relativas à outorga, fiscalização e cobrança – pode inserir também no seu escopo ações e atividades de curto, médio e longo prazo, necessárias à total operacionalização da gestão da bacia, no respeito das realidades regionais, tais como:

- ▣ **criação da agência de águas** que, devido às peculiaridades brasileiras, necessita a celebração de Contrato de Gestão com o poder público federal, no caso de águas de domínio da União, ou com o poder público estadual, quando se tratar de rios de domínio dos Estados;
- ▣ **integração técnica e institucional do sistema de informações** e monitoramento da quantidade e qualidade dos corpos hídricos federais e estaduais;
- ▣ **implantação de programas indutores** de aplicação dos instrumentos técnicos de gestão, mediante investimentos em ações aprovadas pelos comitês de bacias, a exemplo do Programa de Despoluição de Bacias lançado pelo MMA/ANA em 2001; ou, ainda, atividades diversas de capacitação dos atores envolvidos e interessados pela gestão de bacias hidrográficas.

Dessa forma, o Convênio de Integração pressupõe um processo permanente de negociação – um dos princípios basilares da Lei 9.433/97 e do modelo institucional por ela preconizado – e pode ser considerado como um marco importante no processo de consolidação da gestão dos recursos hídricos no Brasil, refletindo os princípios da democratização, da descentralização e da ética.

OS DESAFIOS DA PRÁTICA: DETERMINANTES DO SUCESSO DO SISTEMA DESCENTRALIZADO DE GESTÃO

Os processos pioneiros de implementação da gestão integrada em bacias nacionais conduzidos pela ANA, desde 2001, permitiram identificar os maiores desafios à operacionalização de novas práticas de gestão dos recursos hídricos, descentralizada em nível de bacia hidrográfica e compartilhada entre múltiplos atores. Este capítulo dedica-se à sua discussão.

Flexibilidade-avaliação-revisão: a prática definindo caminhos e aplicando lições

A implantação dos instrumentos de gestão em uma bacia hidrográfica resulta de um ato de vontade dos atores institucionais – gestores públicos de recursos hídricos, usuários e sociedade organizada. Este ato de vontade resulta, de um lado, da percepção coletiva da pressão e competição pelo uso de recurso hídrico e, de outro lado, do conhecimento e do engajamento no sistema de governabilidade para a regulação dos usos e para a recuperação hidro-ambiental da bacia.

De fato, as experiências pioneiras da ANA em bacias nacionais têm confirmado o pressuposto inicial que a governabilidade dos recursos hídricos – além de condições jurídicas, administrativas e financeiras necessárias ao exercício da gestão –, é também credora de duas condições principais: i) o acúmulo do conhecimento sobre as condições e problemas da bacia, e ii) o capital social da bacia hidrográfica, ou o nível de construção de laços sociais e redes de cooperação entre os diferentes atores envolvidos com a gestão da bacia. Isso significa que o processo de implementação dos novos modos de gestão demanda tempo – em maior ou menor intensidade, segundo as características da bacia – para construir e/ou acumular capital social e de conhecimento na bacia. Isso exige também do gestor flexibilidade na implementação da estratégia de gestão, capacidade contínua de avaliação desse processo e, quando necessário, uma revisão do mesmo de forma a melhor adequá-lo às características da bacia.

Em suma, embora a estratégia de descentralização da gestão em bacias nacionais seja a mesma, as peculiaridades de cada bacia hidrográfica – geopolítica, econômica e social – têm grande influência sobre os modos de implementação da lei, fazendo com que a seqüência de operacionalização dos instrumentos de gestão seja, por vezes, fortemente diferenciada de uma bacia a outra. É a prática definindo caminhos e aplicando lições, conforme observado na vivência das experiências pioneiras de gestão de bacias nacionais, iniciadas nas bacias dos rios Paraíba do Sul, Piracicaba-Capivari-Jundiáí, São Francisco, Doce, Paranaíba e Verde Grande.

Observando mais detalhadamente a dinâmica na **Bacia do rio Paraíba do Sul**, bacia piloto da ANA para implementação dos instrumentos de gestão (CEIVAP, 1999),⁴ constata-se que o processo foi impulsionado de maneira significativa com a decisão de iniciar a cobrança pelo uso das águas de domínio da União (Pereira, Dilma e Formiga-Johnsson, R.M., 2003). Trata-se de uma decisão conjunta do Comitê de Integração da Bacia do Paraíba do Sul (CEIVAP) e da ANA, acordada com os Estados da bacia (São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro). A operacionalização da cobrança na bacia teve como condição prévia a implementação imediata de outros instrumentos de gestão, estreitamente inter-relacionados – plano de bacia e cadastramento/regularização/outorga de direitos de uso –, além da criação e instalação da Agência de Bacia (Deliberação CEIVAP n. 08, de 06 de dezembro de 2001).

A estratégia adotada para a implementação de todos esses instrumentos de gestão, em tempo relativamente curto, foi possível graças às características da bacia, uma das mais preparadas do país, do ponto de vista técnico e de mobilização social, para implementar com maior agilidade o novo sistema de gestão, delineado pela lei federal das águas. Isso se deve, de um lado, ao importante capital acumulado em termos de planejamento, o que permitiu a apreensão e conhecimento profundo dos reais problemas da bacia; de outro lado, as sucessivas tentativas de mobilização institucional para a sua proteção e recuperação, ao longo das décadas, traduz-se hoje no considerável nível de politização dos atores da bacia.

Atualmente, a Bacia do Paraíba do Sul é a bacia nacional mais avançada na implantação do novo sistema de gestão de recursos hídricos no Brasil. Dentre os comitês de bacias na-

cionais já criados, somente o Comitê de Integração da Bacia do rio Paraíba do Sul – CEIVAP dispõe hoje de sua agência de bacia, a AGEVAP, instalada em setembro de 2004; por enquanto, o CEIVAP é também o único comitê de bacia nacional que já instituiu, juntamente com a ANA, a cobrança pelo uso de rios de domínio da União. Além do CEIVAP, instalado em 1997, existem vários outros comitês e consórcios de usuários atuando em sub-bacias ou partes da bacia desde 1994; os usos das águas foram regularizados no final de 2002; foi instituída a cobrança pelo uso de águas fluminenses em 2004; e os recursos arrecadados estão sendo aplicados de acordo com o programa de investimentos aprovado pelo CEIVAP, no âmbito do plano de bacia (Quadro 1). Restam, contudo, para o fortalecimento da gestão na bacia, importantes desafios a serem superados, tal como a delegação, pela ANA, da outorga de direitos de uso aos gestores estaduais, sob regras de regulação pré-estabelecidas e, sobretudo, a assimetria entre os usuários atualmente pagadores e os usuários de águas mineiras e paulistas. Embora este problema demande uma solução o mais breve possível, pode-se afirmar que houve mais benefícios que prejuízos com este acordo, pois a cobrança foi implementada, está regular e toda a receita é aplicada na bacia, a qual dispõe de todos os instrumentos previstos na lei, implantados e em funcionamento.

Em condições sócio-econômicas e ambientais semelhantes, as **Bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá** (Minas Gerais e São Paulo)⁵ têm igualmente um capital acumulado bastante significativo, em termos de conhecimento da bacia e, sobretudo, em termos de mobilização dos atores locais em torno da sua gestão; o conjunto dessas bacias vem se organizando de forma intensa para o enfrentamento da gravidade da problemática de suas águas desde o início dos anos 1990, no âmbito da implementação do sistema paulista de

⁴ A Bacia do rio Paraíba do Sul foi considerada prioritária pelo planejamento estratégico da ANA em razão da necessidade de recuperação, proteção e uso racional das suas águas que constituem insumo vital para a sustentação econômica de uma região fortemente urbanizada e industrializada, responsável por cerca de 10% do PIB do país, e manancial de abastecimento de cerca de 14 milhões de pessoas, incluindo mais de 8 milhões de habitantes da Região Metropolitana do Rio de Janeiro, situada fora dos limites da bacia.

⁵ Segundo pólo industrial do estado de São Paulo, as bacias Piracicaba-Capivari-Jundiá produzem em torno de 7% da riqueza do país e abastecem 4.5 milhões de pessoas, no interior da bacia, e parte da Região Metropolitana de São Paulo (9 milhões), através da transposição de suas águas.

QUADRO 1

Descentralização estratégica em bacias nacionais:
comitês de bacia e estágio de implementação do Sistema de Gestão de Recursos Hídricos

Bacia	Situação atual	Comitê			
		Data de criação	Mobilização social	Instalação	Nº de membros
Paraíba do Sul	a) Diretoria e Plenário do comitê de integração (CEIVAP) no quarto mandato; b) Três câmaras técnicas em funcionamento; c) plano de bacia concluído; d) Regularização de usos realizada; e) Cobrança implantada nos rios de domínio da União em março de 2003; f) Agência de bacia criada; g) Escritório técnico substituído, em setembro de 2004, pela Agência de Bacia; h) Convênio de Integração celebrado.	1996	1997	1997	60
São Francisco	a) Diretoria do comitê empossada; b) Plenário funcionando; c) Quatro câmaras consultivas regionais instaladas; d) Três câmaras técnicas criadas; e) Escritório Técnico em instalação; e) Plano de Ação 2003/2004 definido; f) Plano de Bacia concluído em julho de 2004	2001	2002	2002	60
Doce	a) Diretoria do comitê empossada; b) Plenário funcionando; c) Escritório técnico em instalação; d) Câmaras técnicas em definição; e) Convênio de Integração em elaboração; f) Agenda da Bacia em elaboração.	2001	2002	2002	55
Piracicaba, Capivari e Jundiá	a) Diretoria do comitê empossada; b) Plenário funcionando; c) Dez Câmaras Técnicas implantadas; d) Convênio de Integração em processo de assinaturas; e) Plano de Bacia em elaboração; f) Grupo técnico para harmonização de procedimentos e critérios criado.	2002	2002	2003	50
Paranaíba	Comissão Pró-Instalação e Diretoria Provisória conduzem o processo de mobilização social para a instalação do Comitê	2002	em processo	a definir	a definir
Verde Grande	a) Comissão Pró-Comitê aguarda a indicação da Diretoria Provisória; b) Escritório técnico em funcionamento.	2003	2001 a 2003	a definir	a definir

Fonte: Agência Nacional de Águas, 2004, adaptado e atualizado.

gestão. A ampliação do seu processo organizativo no âmbito do sistema nacional de gestão – incluindo, portanto, a União (ANA, Secretaria Nacional de Recursos Hídricos) e o Estado de Minas Gerais – segue os mesmo objetivos de implementação dos instrumentos de gestão em bacias nacionais. O principal resultado desse processo até agora concerne à delegação da função exclusiva da União – a outorga em rio de domínio da União – aos Estados de São Paulo e Minas Gerais, reconhecendo assim a capacidade operacional e técnica dos seus órgãos gestores (Departamento de Águas e Energia Elétrica-DAEE e Instituto Mineiro de Gestão de Águas-IGAM, respectivamente).

A implementação dos novos modos de gestão na **Bacia do rio São Francisco**, situada em grande parte no semi-árido brasileiro, tem sido bastante diferenciada das experiências indicadas acima, de bacias nacionais ricas, úmidas, urbanizadas e industrializadas da região sudeste (Christofidis, 2001).⁶ De fato, o essencial do esforço para aquela bacia concerne à criação e instalação do comitê de bacia, um gigantesco processo de mobilização de atores locais ao longo dos anos 2001 e 2002, envolvendo sete unidades da federação (AGÊNCIA NACIONAL DE AGUAS, 2002b, 2003 e 2004).⁷ Foi no decorrer dessa experiência que uma importante lição foi aprendida: a criação de comitê deve ser precedida do conhecimento prévio das condições da bacia e de seus principais usos e usuários das águas, mediante processo de regularização de usos dos recursos hídricos. Um dos problemas encontrados quando da criação do comitê de São Francisco foi justamente a insuficiência do conhecimento e identificação dos

atores da bacia, condição indispensável para assegurar eficácia na representação, e na representatividade.

E assim, sucessivamente, foram iniciados outros processos de descentralização estratégica da gestão de bacias nacionais consideradas prioritárias, indicadas no quadro 1, apresentado anteriormente. Esses processos pioneiros permitiram também a identificação de alguns desafios, discutidos ao longo das próximas seções, que deverão ser superados para tornar efetiva a gestão integrada e descentralizada de bacias nacionais.

Formação e capacitação dos atores: órgãos gestores

O sucesso da descentralização da gestão de bacias nacionais, no âmbito da implantação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (Figura 1), exige das instituições integrantes o compromisso e a responsabilização pelo desempenho de seus papéis em suas respectivas esferas de atuação (AGÊNCIA NACIONAL DE AGUAS, 2003). Nesse processo, cabe destacar o papel dos órgãos gestores, federal e estaduais, porque cabe a eles apoiar a implantação do sistema como um todo, além de implementar os instrumentos de gestão em nível de bacia hidrográfica, sobretudo a outorga de direitos de uso e sua fiscalização. Pela vinculação, no Brasil, da cobrança pelo uso da água com a outorga, cabem também aos órgãos gestores, competências compartilhadas com os comitês de bacia para a implantação de sistemas de cobrança e para a criação de agências de bacia.

O sucesso do novo sistema de gestão requer, portanto, estruturas gestoras de recursos hídricos implantadas, fortes e em funcionamento, com competência técnica e gerencial compatível com as suas novas responsabilidades de gestão. Um exemplo particularmente ilustrativo concerne à criação da ANA, em nível federal, que deu um grande impulso no movimento de implantação da política nacional de gestão das águas e representa uma mudança significativa no equacionamento dos problemas hídricos brasileiros. Em nível estadual, a criação da agência de águas do Estado do Ceará (COGERH), em 1994, é simbólica da criação e desenvolvi-

⁶ Com uma superfície de 631 mil km², a Bacia do São Francisco compreende o Distrito federal e seis unidades da federação: Minas Gerais, Bahia, Pernambuco, Sergipe, Alagoas e Goiás, 503 municípios e 12,5 milhões de pessoas.

⁷ Na Bacia do Paraíba do Sul, o CEIVAP precedeu a criação da ANA. Nas Bacias Piracicaba-Capivari-Jundiá, a criação do comitê sob jurisdição federal não demandou grandes esforços por parte da ANA, diante do importante capital social da bacia, traduzido institucionalmente pelo Consórcio Inter-municipal (1991) e o Comitê Paulista (1994).

mento de novas capacidades gestoras para o enfrentamento dos problemas de recursos hídricos na escala territorial do estado.

Entretanto, a maioria das agências gestoras existentes, notadamente nos estados do sul e sudeste brasileiros, ou aquelas criadas recentemente, necessitam, de apoio para o fortalecimento de suas capacidades técnicas e gerenciais, inclusive para receber e desempenhar competências da União, no processo de descentralização. É o que aconteceu na bacia do Piracicaba, Capivari e Jundiá, onde a ANA delegou, sob condições estabelecidas no âmbito de um convênio de Integração com os estados de São Paulo e Minas Gerais, a competência de outorgar o uso do recurso hídrico, nos cursos de água de seu domínio, nestas bacias, conforme aqui analisado.

Quando se trata de bacias nacionais, além das capacidades individuais de cada órgão gestor, faz-se necessário um esforço adicional do conjunto de instituições envolvidas para se chegar ao entendimento e à cooperação desejados, notadamente, no que concerne à implantação harmônica dos instrumentos de outorga e cobrança pelo uso dos recursos hídricos em nível da bacia.







Diante da estratégia de descentralização de competência traçada pela ANA de delegar aos Estados a concessão de outorga de rios de domínio da União, conforme pactuado no âmbito do Convênio de Integração já instituído (Piracicaba, Capivari e Jundiá), a questão das competências (técnica, financeira, etc.) dos órgãos gestores estaduais torna-se ainda mais importante e a sua assimetria, no âmbito da bacia hidrográfica, torna-se um dos maiores desafios do processo de descentralização de bacias nacionais. É o que vem ocorrendo na Bacia do rio Paraíba do Sul e certamente ocorrerá com maior intensidade na Bacia do rio São Francisco, por exemplo.

Ressalta-se que foi firmado no âmbito do pacto para a gestão dos recursos hídricos da bacia do Paraíba do Sul, o respectivo Convênio de Integração, todavia sem a delegação de competência pela ANA aos gestores estaduais da bacia, para a emissão das outorgas, sobretudo por dificuldades do Estado do Rio de Janeiro em assumir esta função, devido à deficiência técnica e operacional de seu órgão gestor.

Os Convênios de Cooperação entre a ANA e os Estados buscam superar esse desafio, mediante apoio institucional para criação, estruturação e/ou fortalecimento dos órgãos estaduais de recursos hídricos, e à implementação harmônica dos instrumentos de gestão em bacias nacionais.

Formação e capacitação dos atores: comitês de bacia

No processo de gestão integrada de bacias hidrográficas nacionais, cabem aos comitês de bacia decisões importantes que fazem parte do rol de suas atribuições, tais como:

-  promover o debate das questões relacionadas a águas e arbitrar, em primeira instância administrativa, os conflitos relacionados aos recursos hídricos;
-  estabelecer metodologia e critérios de cobrança pelo uso de recursos hídricos e propor os valores a serem cobrados aos órgãos competentes;
-  propor os valores de usos insignificantes das captações, derivações, e lançamentos de efluentes para efeito de isenção da obrigatoriedade de outorga e cobrança;
-  aprovar o Plano de Recursos Hídricos da bacia, acompanhar a sua execução e sugerir providências necessárias ao cumprimento de suas metas;
-  aprovar a proposta de plano de investimentos previsto no Plano de Recursos Hídricos para a aplicação de recursos financeiros oriundos da cobrança; e
-  criar a Agência das Águas, juntamente com a ANA, que deverá ser a figura jurídica e o braço executivo do comitê.

Trata-se de decisões que requerem um conhecimento técnico mínimo, por parte dos membros e participantes do processo decisório, de modo a dar consistência às discussões e reivindicações no âmbito dos comitês de bacia.

Entretanto, o que se observa, freqüentemente, na vivência de muitos comitês são distorções conceituais significativas e debates acalorados, frutos de considerável grau de desinformação por parte dos membros. A discussão do Plano da Bacia do São Francisco ilustra essa questão. É competência dos co-

mitês aprovar o plano da bacia, todavia trata-se de um instrumento técnico de grande complexidade. No caso em tela, a discussão apaixonada do plano, motivada por posições políticas contrárias ao projeto de transposição de águas para outras bacias do semi-árido nordestino, e da desinformação de grande parte de seus membros quanto aos conceitos básicos que regem o planejamento e a gestão dos recursos hídricos, redundou em alterações técnicas da proposta original, comprometendo o produto final. A principal polêmica sobre o projeto da transposição reside na decisão política sobre a alocação do volume dos recursos públicos disponível para a implantação do projeto, francamente escasso, face à necessidade global de investimentos, para o financiamento do projeto da revitalização da bacia, por exemplo. É sabido que a disponibilidade hídrica, como é de conhecimento de muitos, não representa um impedimento ou problema para a execução da transposição, como demonstrado no Plano de Recursos Hídricos da Bacia do São Francisco (AGÊNCIA NACIONAL DE AGUAS, 2004).

Mesmo em comitês de bacia mais ativos, observa-se significativa assimetria no processo decisório entre os diferentes setores ali representados. Um bom exemplo foi o processo de implementação da cobrança na Bacia do rio Paraíba do Sul, ao longo dos anos 2001 e 2002. Pela importância dos interesses em jogo, esse processo permitiu identificar os atores mais atuantes na bacia, sua postura em relação à cobrança, sua organização e liderança bem como suas capacidades propositivas (UFRJ, 2002a e 2002b; Formiga-Johnsson *et al.*, 2003). São os agentes privados, usuários das águas – em particular os usuários industriais e as empresas do setor elétrico – que demonstraram maior capacidade organizativa imediata para a questão, inclusive para a defesa dos seus interesses no processo de negociação. Pode-se afirmar que foram eles os mais mobilizados e os mais propositivos durante todo o processo de discussão e negociação.

A capacitação dos membros dos comitês de bacia, sobretudo dos setores tradicionalmente mais periféricos no processo decisório, constitui, portanto, o maior desafio da gestão participativa em bacias nacionais. Trata-se de con-

dição indispensável à participação qualificada e à democratização do processo decisório

O saber técnico a serviço da gestão descentralizada

A informação e capacitação dos atores diretamente envolvidos no processo decisório requerem, dentre muitas questões, a existência do conhecimento técnico sobre o objeto de decisão e, sobretudo, sua disponibilização em conteúdo e forma adequados aos diferentes atores do processo. O saber técnico e sua apropriação por parte dos decisores – sobretudo no âmbito dos colegiados – são, portanto, condicionantes de processos decisórios democráticos, eficazes e tecnicamente qualificados.

Muitas bacias brasileiras dispõem, hoje, de considerável conhecimento sobre seus problemas e propostas de solução. Contudo, raramente esse saber técnico é plenamente utilizado nos processos decisórios, mesmo porque é ainda costume não tratá-lo de forma adequada ao processo de tomada de decisão envolvendo atores não-técnicos. Este é, sem dúvida, um dos grandes desafios enfrentados atualmente na gestão das águas no Brasil, pois superá-lo implica inclusive em mudanças na cultura ainda predominante de produzir informações qualificadas para ambientes predominantemente técnicos.

Um exemplo positivo do saber técnico à serviço da gestão descentralizada foi a renovação da outorga do Sistema Cantareira, no Estado de São Paulo, que transpõe águas da Bacia do rio Piracicaba, para o abastecimento público de parte da Região Metropolitana de São Paulo-RMSP, executado pela empresa estadual de águas e esgotos (SABESP). Foi um processo decisório complexo, devido aos interesses conflitantes em jogo entre a região beneficiada (RMSP) e a bacia doadora (Piracicaba), que desde os anos 1980 tem se mobilizado em torno dessa questão. A precisão das informações técnicas foi de suma importância para a solução de compromisso encontrada entre as partes, que parece ter sido positiva para ambos os lados do processo de negociação. É o saber técnico e a negociação política a serviço da resolução de conflitos em ambiente complexo.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao analisar o processo atual de descentralização da gestão de recursos hídricos no Brasil, evidenciamos a sua grande complexidade que requer o efetivo enfrentamento e a superação de desafios de diferentes tipos e magnitudes, com destaque para os seguintes:

- ☒ **Implementação da gestão harmonizada.** Diz respeito à construção de mecanismos de convivência – e não de subordinação – que permitam articular e harmonizar a atuação dos órgãos gestores de recursos hídricos, federal e estadual, em nível de bacia hidrográfica;
- ☒ **Construção de uma lógica territorial de gestão.** Ao instituir a bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão, busca-se superar uma lógica puramente setorial, que tem dominado a gestão das águas no Brasil, e criar uma lógica territorial de gestão integrada dos usos múltiplos;
- ☒ **Operacionalização e fortalecimento do comitê de bacia.** Trata-se de promover o funcionamento do comitê com sustentabilidade, de forma que o colegiado tenha garantia de apoio técnico, financeiro e administrativo. A atuação dos Comitês deve primar pela clareza, transparência e explicitação de propósitos, amparados pelo profundo conhecimento técnico. Na nova concepção de gestão compartilhada, o conhecimento técnico-científico deve ser colocado à disposição do comitê de forma clara e objetiva, para que ele possa se consolidar como espaço efetivo de deliberação sobre programas estratégicos para a bacia, com vistas à revitalização dos rios e à garantia e otimização de seus usos múltiplos, de forma eficiente e democrática;
- ☒ **Estabelecimento de regras de convivência entre comitês.** Poderão ser criados vários comitês de bacia, sob jurisdição federal ou estadual, ou seja, poderá existir o comitê da bacia do rio principal e comitês de sub-bacia ou de trechos de bacia. Por causa das indefinições legais quanto à relação entre eles,

faz-se necessário pactuar mecanismos e regras de convivência que permitam articular e integrar os diferentes organismos de bacia, harmonizando a atuação do conjunto. Nesse contexto, cabe destacar a importância do comitê da bacia do rio principal para o estabelecimento do pacto interno com a visão estratégica de construir a identidade da bacia hidrográfica enquanto unidade principal de planejamento e gestão das águas;

- ☒ **Aperfeiçoamento da legislação.** Trata-se de compatibilizar, por intermédio de processo de negociação e via experiência adquirida na prática da gestão, a legislação da União com a dos estados e superar a questão da dominialidade dos corpos de água, de forma que os procedimentos técnicos, jurídicos e administrativos sejam conciliados. Essa questão impõe um dos maiores desafios para o gerenciamento integrado dos recursos hídricos do país, sobretudo diante da diversidade política, econômica, social e ambiental das regiões brasileiras que se reflete nos ritmos de regulamentação e implementação dos sistemas estaduais de gestão dos recursos hídricos, fortemente diferenciados de um ente federado para outro.

No decurso da elaboração deste texto, podemos igualmente confirmar o quanto a política pública de recursos hídricos no Brasil é ainda carente de um referencial teórico conceitual que possa embasar e dar sustentação às estratégias de implementação, gestão e avaliação das ações e do próprio Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Afinal, o sucesso e a perenidade de uma política pública requerem o respaldo de teorias criteriosamente elaboradas e colocadas a serviço do interesse público (Pereira, Potyara, 2000; Pereira, Dilma, 1998).

Um referencial teórico conceitual para a política de recursos hídricos deve se basear em visões ou posicionamentos estreitamente vinculados aos princípios, fundamentos e instrumentos de gestão, consensados na legislação do setor, que tem como paradigma a garantia

do acesso de todos à água, para o consumo humano e o desenvolvimento de atividades produtivas, bem como a sua utilização racional e integrada com vistas ao desenvolvimento sustentável. Ele deve ser capaz de identificar e orientar, com parcimônia e eficácia, os diferentes atores e interesses em torno do uso e da gestão da água. Esse referencial deve ainda constituir-se em ferramenta para a conscientização e exercício técnico-político dos atores nos aspectos ligados ao seu comprometimento ético com a causa da justiça no acesso à água, tanto na sua alocação para o desenvolvimento sustentável e sustentado, quanto na recuperação e preservação hidro-ambiental dos ecossistemas das bacias hidrográficas.

Portanto, um referencial teórico coerente e consistente deve possibilitar a compreensão adequada acerca dos aspectos políticos, sociais, econômicos e ambientais em torno dos objetivos principais da política de gestão dos recursos hídricos e de como alcançá-los de forma democrática, descentralizada e justa. Isso significa que esse referencial deve ser capaz de articular o conhecimento científico próprio do setor de recursos hídricos com os conhecimentos de outras ciências, tais como a economia, a ciência política, a sociologia e a administração pública. Trata-se inclusive de condição para amenizar a intransigência do cientificismo que domina a política de recursos hídricos no Brasil, o qual constitui condição necessária, mas não é suficiente para a efetividade e integridade desta política (Formiga-Johnsson, R.M. e P.D. Lopes (org.), 2003).⁸

⁸ Essa constatação já vem inclusive despertando interesses de acadêmicos e profissionais oriundos ou interessados por abordagens próprias das ciências sociais e humanas. Dentre desse universo, destaca-se o Projeto Marca d'Água (www.marcadagua.org.br), criado em 2001 com o objetivo de acompanhar e analisar o desenvolvimento do novo sistema de gestão das águas no Brasil, sobretudo os organismos de bacia. Trata-se de um projeto multidisciplinar, comparativo (entre cerca de 20 bacias hidrográficas) e de médio prazo (de 5 a 10 anos). Ele tem como premissa a crença de que outros fatores, além daqueles estritamente técnicos, têm um impacto decisivo nesse processo de transformação político-institucional e podem variar tanto regionalmente quanto temporalmente.

Podemos, portanto, afirmar que, em que pesem os princípios, fundamentos e instrumentos previstos na Lei 9.433 e a própria criação da Secretaria de Recursos Hídricos e da Agência Nacional de Águas, a política pública de recursos hídricos no Brasil carece ainda de um referencial que lhe garanta *rationalité* e conduza ao entendimento consensual de que esta política é um processo complexo e que engloba ao mesmo tempo caráter racional, ambiental, ético e cívico (Pereira, 2000).

A racionalidade da política de recursos hídricos determina que a base de suas decisões deve estar assentada em estudos e pesquisas científicas, bem como em processos contínuos de monitoramento e avaliação, especialmente no que concerne às condições da disponibilidade do recurso hídrico e aos resultados e impactos dos programas, projetos e atos regulatórios oriundos da Política de Recursos Hídricos. Baseando-se em indicadores científicos, as decisões são, ou devem ser, tomadas e pactuadas no âmbito do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos-SINGREH. Por ter caráter policêntrico, descentralizado e heterogêneo, conforme analisado ao longo deste artigo, o SINGREH confere à política de recursos hídricos particularidades e densidades que requerem processos sofisticados de coordenação e gestão, nem sempre assimilados adequadamente no setor de recursos hídricos. Esta questão nos remete a outra complexidade e especificidade do setor que é crucial mas extrapolam os seus limites de atuação, isoladamente: embora seja o objeto principal da política, a alocação dos recursos hídricos e a resolução de conflitos, suas ações, bem como seus resultados refletem-se, também, nas políticas setoriais, relativas aos setores usuários do recurso hídrico como as políticas de saneamento, irrigação, hidroeletricidade, navegação, etc. Portanto, a integração e a complementaridade entre estas políticas é, ou deve ser, uma pauta de trabalho constante, e a racionalidade técnica um pressuposto.

O caráter ético da política tem o endereçamento geral e comum de todas as políticas públicas do Estado moderno, que consiste no compromisso e responsabilidade moral com a justiça social no ato administrativo que os atores assumem, cotidianamente, em nome das

entidades que representam. Toda política pode e deve ser melhorada, a partir de avaliações. Contudo, ainda que a política de recursos hídricos seja considerada eficiente e eficaz, haverá sempre um descontentamento amplo, principalmente da sociedade, enquanto houver poluição dos cursos de água e população sem acesso à água potável.

O caráter ambiental da política de recursos hídricos é a dimensão que a diferencia das demais políticas. Parte do princípio de que a água disponível no planeta terra é constante em quantidade. Todavia, o consumo e a poluição crescem, exponencialmente, devido ao crescimento da população e às mudanças culturais e tecnológicas. Por outro lado, recursos financeiros não são aportados com o mesmo ritmo e intensidade para a recuperação e preservação dos mananciais. Portanto, a eficiên-

cia e a eficácia no uso deste recurso ambiental encerra moralidade, justiça social, preservação, conhecimento científico e participação social, como condições de continuidade da vida.

O caráter cívico da política de recursos hídricos está intimamente integrado tanto à sua forma de implementação (sistêmica, participativa e descentralizada), quanto ao seu objeto (a água, direito de todos), ou ainda à sua política (obrigação exclusiva do Estado). Portanto, a eficácia da política deve ser medida, também, pela sua capacidade de concretizar os direitos sociais básicos. Como garantidora de direitos sociais e ambientais essenciais, a política de Estado de recursos hídricos apresenta-se, ao mesmo tempo, como uma ação regulatória e de disponibilização de bem essencial para garantir qualidade de vida, saúde, desenvolvimento e o pleno exercício da cidadania.

Referências

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. 2003. *O comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco*. Brasília: Instituto Manoel Novaes: MMA/ANA. 99p.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. 2002. *Evolução da organização e implementação da gestão de bacias no Brasil*. Brasília: ANA.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. 2001. *Gestão de Bacias no Brasil*. Brasília: ANA.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. 2003. *Relatório de gestão 2002*. Brasília: ANA.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. 2004. *Relatório de gestão 2003*. Brasília: ANA.
- ARRETICHE, Marta. 2000. *Estado federativo e políticas sociais: determinantes da descentralização*. Rio de Janeiro: Revan; São Paulo: FAPESP, 304p.
- CASTELLS, Manuel. 1999. *La sociedad en red*. Vol I. São Paulo: Paz e Terra, 617p.
- CEIVAP. 1999. *Projeto Qualidade das Águas e Controle da Poluição Hídrica – PQA : Bacia do Rio Paraíba do Sul*. Brasília, Relatório Executivo: SEPURB/SEDU.
- CHRISTOFIDIS, Demétrios. 2001. *Olhares sobre a política de recursos hídricos no Brasil: o caso da Bacia do Rio São Francisco*. Brasília: Universidade de Brasília, 427p.
- DAGNINO, Evelina (org.) 2002. *Sociedade civil e espaços públicos no Brasil*. São Paulo: Paz e Terra, 364p.
- FLEURY, Sonia. 1999. *Políticas sociales y ciudadanía*. Washington : INDES, BID.
- FLEURY, Sonia. 2003. *Democracia ciudadanía en Brasil*. Cidade: São Paulo: FGV.
- FORMIGA-JOHNSON, Rosa M. & MOREIRA, Manuela M. A. 2003. "Retratos 3x4 das bacias pesquisadas: contexto legal e institucional". In: R.M. Formiga-Johnsson & P.D. Lopes (orgs). *Projeto Marca d'Água: Seguindo as mudanças na gestão das bacias hidrográficas no Brasil*, 174–183. Brasília: FINATEC.
- FORMIGA-JOHNSON, Rosa M.; et al. 2003. A construção do pacto em torno da cobrança pelo uso da água na Bacia do rio Paraíba do Sul. *Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos: desafios à gestão da água no limiar do século XXI*. 15., 2003, Curitiba (PR). *Anais...* Curitiba : [ABRH].
- FORMIGA-JOHNSON, Rosa M. & P.D. LOPES (orgs). 2003 *Projeto Marca d'Água: Seguindo as mudanças na gestão das bacias hidrográficas no Brasil*. Brasília: FINATEC.
- FRANCO, Augusto. 2001. *Capital Social*. Cidade: Instituto de Política. Millennium 2001.
- HADDAD, Paulo. 2004. *Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco*. Nota Técnica 03. Brasília: ANA/GEF/PNUMA/OEA;Mimeo, 2004.
- HARDIN, Garret James. 1968. *Exploring New Ethics For Survival: voyage of the space ship beagle*. . New York: Viking Press, 273p.

- HARDIN, Garret James. 1969. *A Natureza e o Destino do Homem*. São Paulo: Companhia Editora Nacional, 334p.
- HARVEY, David. 1998. The body as an accumulation strategy. *Environmental Planning D Society and Space*. v.16, n.4 p. 401-421.
- PEREIRA, Dilma S. Pena et al. 1998. *Instrumentos para Regulação e Controle da Prestação dos Serviços de Saneamento*. Brasília: IPEA.
- PEREIRA, Dilma S. P. 1999. "A Universalização dos Serviços de Saneamento e a Globalização da Economia". *In: Ser social*. n.4, jan/jun .
- PEREIRA, Dilma S. P. (org.) e FORMIGA-JOHNSON, Rosa M. (org. colab.). 2003. *Governabilidade dos recursos hídricos no Brasil: a implementação dos instrumentos de gestão na Bacia do rio Paraíba do Sul*. Brasília: ANA.
- PEREIRA, Potyara A. P. 2000. *Necessidades humanas: subsídios à crítica dos mínimos sociais*. São Paulo: Cortez, 215p.
- RAICHELIS, Rachel. 1998. *Esfera pública e Conselhos de Assistência social: caminhos da Construção democrática*. São Paulo: Cortez. 200p.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO. Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente. COPPE. 2002. *Cobrança pelo uso da água bruta na bacia do rio Paraíba do Sul: da proposta à aprovação de metodologia e critérios*. (janeiro-dezembro 2001) (PGRH-RE-016-R1). Rio de Janeiro: ANA-Fundação COPPETEC.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO .LABHID.COPPE. 2002a.. *Cobrança pelo uso da água bruta na bacia do rio Paraíba do Sul: da aprovação à preparação para a sua aplicação*. (janeiro-dezembro 2002)(PGRH-RE-025-R0). Rio de Janeiro: ANA-Fundação COPPETEC.

Dilma Seli Pena Pereira dilmapena@brturbo.com.br;
dilmapena@planejamento.sp.gov.br

Rosa Maria Formiga Johnsson aformiga@terra.com.br;
formiga@hidro.ufij.br

Rego

The U.S. regulatory experience with emphasis on water regulation

Dean J. Evans

RESUMEN: En general la regulación puede ser definida como el control sobre las obligaciones y derechos contratados entre los variados agentes reguladores de gobierno, permitiendo al servicio operar como un monopolio natural en un supuesto ambiente competitivo. Este control es para los propósitos de proveer a los usuarios, el público, con ambos los beneficios que de otra manera serían obtenidos por la competencia, y, las eficiencias de permitir que el monopolio opere.

El principal objeto de la regulación es la fijación de tarifas. El regulador fija las tarifas y cargos que el prestador de servicios puede cobrar a los consumidores, definir las prestaciones que los servicios públicos (compañías) deben proveer a sus usuarios tales como la calidad del agua y la presión del agua entregada, definir el sistema contable que debe ser utilizado en el registro de la información y transacciones financieras y de regulación, autorizar empresas de holding y permitir a los servicios diversificarse en actividades no reguladas.

PALABRAS-CLAVE: Experiencia de Estados Unidos, regulación de servicios de agua, rol, costos, tarifas y calidad de los servicios

ABSTRACT: In general, regulation can be defined as control over the obligation and rights contracted between and the various governmental regulatory agencies allowing the utility to operate as a natural monopoly in an otherwise competitive environment. This control is for the purpose of providing the customers, the public, with both the benefits that would otherwise be achieved by the competition and the efficiencies of allowing a monopoly to operate.

The principal purpose of regulation is to set rates. Regulators set the rates and charges the public utilities may bill their customers, define the services the public utilities (companies) must provide their customers such as the quality of water provided and pressure of the water delivered, prescribe the accounting systems that must be utilized in the recording of the companies regulatory and financial data and transactions, authorize external financing and regulate or approve changes in corporate structure, such as authorizing holding companies and allowing utilities to diversify into nonregulated activities.

KEY-WORDS: US experience, water services regulation, role, costs, rates and quality of services.

HISTORY OF PUBLIC UTILITY REGULATION IN THE U.S.¹

As I noted above, the main goal of the regulator is to establish rates, fair and equitable rates, and the avoidance of unreasonable discrimination, that being rates should be based on cost unless there is some overriding soci-

etal need such as “lifeline water rates” for lower income customers.²

¹ Much of this material was taken from “Accounting for Public Utilities”, Hahne, Aliff and Deloitte & Touche LLP, the balance from this author’s 38 years’ experience as a regulator.

² Sound economic theory suggests that rates should be based on cost. While this goal is laudable in a competitive environment, it isn’t necessarily so in a regulated, monopolistic one. Societal goals, such as providing lifeline telephone, energy and water services for the economically challenged and the provision of telecommunications devices for the deaf and disabled are all services that governmental and regulatory

There were five distinct stages in the development of utility regulation. They are:

- ☒ a. Judicial regulation;
- ☒ b. Legislative regulation;
- ☒ c. Municipal franchises
- ☒ d. State regulation; and
- ☒ e. Federal regulation.

Judicial Regulation

Judicial regulation represents the earliest and, at one time, the only form of regulation over public utilities. Judicial regulation is the enforcement of consumers' or customers', common law rights to adequate service at reasonable rates through the process of litigation. In the earliest stages of regulation, this was the only avenue of relief for customers since no specific bodies existed for the express purpose of regulating monopolies.

The judicial process of regulation proved to be ineffective for several reasons. The large cost and inherent delays associated with lawsuits made such action prohibitive for the typical customer (or ratepayer). Furthermore, judges were not knowledgeable in the various areas of utility regulation. Utilities required continuing regulation and constant oversight (They still do!), and the courts simply were not equipped to perform this function. Equally important, determination of the rates that were just and reasonable was considered to be a legislative function rather than a judicial function. The courts' function was to determine the legality of rates and charges, not to set them. That continues to be the courts' role today.

Early in the development of the utility industry, it became readily apparent that more

bodies, both federal and state have deemed important and necessary. These services by their nature are provided at less than cost; therefore, some other rates must be priced higher than cost. In addition, traditionally rates for residential customers of utility services have been priced somewhat lower than cost as regulatory bodies recognized that politically this deviation from cost equal to rates was a path of least resistance. With the advent of competition in the telecommunications industry regulators began moving rates closer to cost to allow an level playing field for all the participants.

efficient forms of regulation were necessary. Consumers and utilities alike soon turned to local and state governments for resolution of this problem.

Legislative Regulation

After judicial regulation control generally took the form of special state laws concerning incorporation of utility companies similar to the incorporation of other business entities. These corporate charters granted utilities the same corporate rights and obligations as other companies. The state laws also contained special provisions of a promotional nature, including tax exemptions, the power of eminent domain, and the right to use public land and streets for utility operations.

Monopoly status was not granted by the state legislatures, the general view at the time being that competition among utilities would, in itself, perform much of the regulatory role. The only unique form of regulation incorporated into the utilities' charters involved the regulation of rates. These rate provisions were generally quite lenient and usually only prescribed ceiling or maximum rates that could be charged for utility services.

As was the case with judicial regulation, legislative regulation was soon found to be unsatisfactory. This form of regulation failed for several reasons. First, state laws were necessary general in nature and not tailored to the specific circumstances encountered in the various local communities. Since utilities remained largely local in operation, especially water utilities, this form of regulation could not effectively deal with the special problems faced by the utilities and their customers. Second, as utilities began to grow in size and technology, individual state charter terms and conditions were found to be rigid and inflexible. Charter terms that had once been promotional in nature were beginning to restrict the growth of the utility industry. Utilities simply grew beyond the the original charter areas as population grew. Finally, as was the case for judicial regulation, no specific body had been created to monitor public utilities on a continuous basis. As a consequence, expertise in the regulation of utilities had not developed, and both customers and utilities suffered for the lack of a

concerted effort to regulate utility operations on an ongoing basis.

Municipal Franchises

This was the first significant form of control over public utilities. This form of control evolved in the late nineteenth century after the failure of the judicial and legislative approaches. A municipal franchise is a municipal law or ordinance representing a contract between a governmental entity (such as a city, or township) and a utility, which grants special privileges to the utility in return for the latter's agreement to allow the municipal government to regulate rates, service, taxes, facilities and their extensions into new territory. In other words, the utility is granted a license to operate as a near monopoly and, in exchange, agrees to be regulated so as to allow consumers the benefits (reasonable rates, reasonable service, and the like) of competition. This form of regulation not only recognized the need to regulate utilities at the local level of operation but also was the first form to recognize the advantages of monopolistic public utility operation.

The municipal franchise became the dominant form of regulation until the early part of the twentieth century. By the 1920s, however, the utility industry began to experience rapid growth, and operations quickly expanded beyond local geographic areas. As a result, there was a shift toward state and federal regulation. Usually, the state replaced the local franchise with a Certificate of Public Convenience and Necessity, a "CPCN", granted by the state, so that the local franchise became little more than a permit to use public property in the local community. Most utilities continue to pay the local jurisdictions a franchise fee.

There are several interrelated reasons why the municipal franchise form of regulation generally disappeared by the late 1920s. As previously note, improvement in technology allowed utility companies to expand rapidly, and it soon became clear to local governments and utility customers that one large utility operated more efficiently than several smaller local ones. As a result, many local utilities merged, with each area continuing to regulate

the growing utility through its individual municipal franchise. Under these conditions establishing uniform rates and standards of service for utilities, which was difficult at first, soon became virtually impossible. Public utilities could not continue to operate under the multitude of varying local regulations and provide reasonable service in an efficient manner.

It should be noted that the municipal franchise form of regulation still exists to some degree today. This is especially true for utility services that never expanded beyond the local jurisdiction, and is true for many water companies and sewerage operation and local transportation companies.

State Regulation

Since the late 1920s, two major levels of utility regulation have existed – jurisdictional state commissions and the federal government. Although the timing of the development of these regulatory functions overlaps to some degree, effective utility regulation generally began at the state level.

The development of the various state public commissions (the regulatory bodies established by state law to regulate utilities) can be divided into four distinct phases:

- (1) the weak commissions;
- (2) the post –Civil War commissions (after 1865);
- (3) the real authority commissions; and
- (4) the modern era commissions.

Weak Commissions

The so-called weak commissions existed during the period from the late 1830s to the 1870s. State commissions were first established as early as 1839 in Rhode Island, 1844 in New Hampshire, 1853 in Connecticut, and 1858 in the state of Maine. These early commissions had no real authority to regulate utilities and can best be described as "token" commissions. The only real regulation considered necessary involved control over the railroad operations – the first utility industry to develop to any great degree – and even here there was no control over utility rates.

The early utility commissions were usually organized to perform specific functions. These activities included enforcing safety laws and other state statutes, providing a statistics and other information to state legislatures and assisting legislative bodies as requested.

Post-Civil War Commissions

The post-Civil War commissions came into existence in the late 1870s as the result of strong public criticism of the utility industry, particularly of the railroads, which was commonly characterized by high rates, poor service, and discrimination among customer classes. Not surprising, these commission were called “railroad commissions”. The greatest concentration of public reaction was in the Midwestern United States, where railroads were extremely important to the economic development of the area. During the period from 1871 to 1874, the legislatures in Illinois, Minnesota and Wisconsin established very strong commissions with significant control over the rates charged by utilities.

In 1877, the U.S. Supreme Court decided one of the most important cases regarding state regulation over public utilities. In *Munn v. Illinois*, the Supreme Court upheld the constitutionality of state laws that provided for regulation of public utilities by means of by means of state public utility commissions. This decision probably was the single most important factor in the development of strong state regulatory commissions.

As a consequence of the *Munn v. Illinois* decision and the continuation of strong state commissions, the utility industry (particularly the railroads) experienced a tremendous downturn in expansion and growth. As this downturn continued over the next several years, the public began to realize that economic growth in the years immediately following the Civil War necessarily required expanding utility services. This realization forced many states to repeal their strong “Granger” legislation during the late 1880s, thereby causing a resurgence of the railroad boom and continued growth in other utility industries.

Real Authority Commissions

By the early 1900s, the expansion of utility companies beyond the control of local fran-

chises led to widespread demands for broader state regulation. In 1907, New York and Wisconsin established the first state commission recognized to have real authority. These commissions served as structural models for many other states. By 1913, 28 states (including California) actually had some form of utility commission, the majority of which were significantly different in structure from the earlier railroad commissions. By 1930, all existing states, with the exception of Delaware, had established some form of a state public utility commission.

The 1920s were the most important period for the development of the “real authority commissions”. Regulation expanded well beyond railroads as the authority to regulate electric, natural gas, and telephone and telegraph operations was exercised by most state legislatures. Many states ignored water and sewerage regulation, leaving that to the local municipal franchise grantors. But by the late 1920s, many utilities had, in fact, become such corporate giants that they were often felt to be beyond the sole control of even the effective state regulatory bodies. In response to this public feeling, many commissions began to see their role more as public defenders and protectors of consumer interest, as opposed to regulatory bodies weighing the arguments of both utilities and their customers.

Modern Era Commissions

The real authority commissions began to transform into the modern era commissions during the early 1930s. By that time, most state legislatures had created the basic utility regulatory structure that exists today. The regulatory commissions were developing the expertise and experience needed for effective regulation of intrastate public utility operations.

The modern-day state public utility commissions necessarily vary from state to state in several different respects. The more obvious differences include the following:

- (a) *Title of the regulatory body* – The names of the various regulatory bodies vary from state to state. Typical titles are Public Utilities Commission, Public Service Commission, and Corporation Commission

- (b) *Size of the commission and its staff* – The state commission vary as to the number of commissioners and the size and expertise of the staffs.
- (c) *Extent of regulatory authority* – The authority of the various state commissions to regulate public utility operations also varies from state to state. With the exception of rate regulation, a commission’s specific authority largely depends on the regulatory powers authorized by the respective state legislatures (who can sometimes be lobbied by special interest groups) or granted through the judicial process.
- (d) *Extent of authority in other state matters* – Many state utility commissions possess authority and responsibility beyond the direct regulation of public utility operations. For example, many commissions serve as the corporate licensing body for all corporations that seek to incorporate in that state.

These differences make it clear that any attempt to describe the structure, composition and authority of modern state commissions must be dealt with in very general terms. In this regard, the “typical” commission can be characterized as an appointed or elected semi judicial administrative body which:

- (A) establishes utility rates, charges, service and safety,
- (B) prescribes the manner of accounting for operations, and
- (C) controls various aspects of financing, within the powers granted by the respective state legislatures.
- (D) has been reorganized a number of times in the past 20 years.

The commission’s orders are subject to judicial review (in some states, the state supreme court) to ensure that they conform to both state and federal constitutions and utility-related statutes. In actual practice, the modern state utility commission performs legislative, judicial and administrative functions. It acts as a legislative body through the process of issuing rules and regulations for governing utility operations. It acts as a judicial body when it hears cases on rate applications, customer’s

complaints and renders binding decisions on all parties (subject to review by the courts in matter of the law). Finally, the commission also functions as an administrative body when it monitors the utilities’ activities to determine compliance with commission rules, regulations and orders. For example a commission might find that a water utility is not reading its water meters as specified in its tariffs even though the cost of reading meters is a legitimate operating cost properly included in rates.

The typical commission consists of one to seven commissioners. Most states have three. Commissioners’ terms range from four to ten years. Commissioners are appointed by the governor or in some states elected at large. Commission staffs vary in size and expertise, as well as in their specific functions and duties. Generally those states with the larger staffs do a better job of regulation. Commissions receive their operating funds from their respective state budgets, although some are funded by a utility user’s fee, a percentage of the monthly bill.

The typical state utility commission directly regulates natural gas operations, retail electric sales, telephone rate and water rates within the state. With the advent of “deregulation of electric power”, some states are no longer treating power providers as monopolies. This new regulation has working states with an abundance of power, but was a disaster in California.

Many regulatory commissions have reorganized to put an increased emphasis on consumer protection and consumer or ratepayer advocacy with in essence two staffs, one that advises the commission and one that advocates on behalf of the customers in rate proceedings. In addition there are now independently operated public interest groups representing “all ratepayers” or special interest groups. Some of these groups receive their funding from the commissions by way of the utility involved in the rate proceeding. Others are state funded, and some receive monies to operate via donations. These special interest ratepayer groups sometimes provide the commissions with additional facts with which to make a better decision.

As regulation evolved as we know it today, checks and balances, also developed. In all states, the orders of the Commission can be

appealed to local appellate courts and in some case only to the states' Supreme Court. Even within the regulatory bodies, there exists a process to review Commissions' decisions that have been appealed by the utilities.

Some states have strong Commissions, well funded and staffed, while other states do not. Typically the states with the larger staffs are more pro-active in their regulatory efforts to protect the consumers. Regulation is not "cheap"! There are costs to provide consumer protection to all customers. Who ultimately decides how much of a state's budget should be devoted to regulation. That is the responsibility generally of the state legislature and the governor of the state. Some states believe a strong regulatory commission is important to the ratepayers of the state, others don't.

Federal Regulation

In General

Federal regulation of public utilities has evolved over an even longer period of time than its state counterpart. Although state regulation has changed with revisions in state laws and changes in commission philosophy, the basic structure of the state commissions have remained stable since the 1930s. The major concern of state regulators have continually centered around rate-making philosophy and techniques, and their respective effects on other areas, such as accounting, customer service and corporate expansion.

On the other hand, federal regulation of utilities has been much more volatile. Regulatory bodies have been created and reorganized again and again in a continuous attempt to control more effectively what Congress has, from time to time felt required regulation. Federal laws have been passed and amended in efforts both to cope with changes in the economic environment and to develop a national energy policy. The U.S. Supreme Court has been a particularly strong force in determining the extent to which the federal government may exercise its powers over utility operations. In general, the Court has upheld increased authority and scope of regulation by the federal government, and not always to the states' liking.

Federal regulation of public utilities actually began as a means of regulating only where regulation could not be provided by the states due to the interstate nature of the utility operations. The incidence of these situations tended to increase as utilities grew beyond state boundaries, similar to the situation encountered by municipal regulatory bodies when they were forced to look to the states for effective intrastate regulation.

The existence of a growing "regulatory gap" resulting from the continued movement of utilities into interstate commerce was exemplified by two important Supreme Court decisions in the 1920s. In 1924, in *Missouri v. Kansas City Natural Gas*, the Supreme Court held that a state could not regulate rates charged for natural gas that was produced in one state and transported to another state for sale at wholesale to local gas distributing companies. In 1927, in a similar case involving electric operations, the Supreme Court ruled that a state commission could not regulate the wholesale rate of electricity sold at the state line to another utility for the sole purpose of distribution and resale to customers in the adjoining state.

These two Supreme Court decisions served as a further catalyst to the growing recognition of a need for greater federal regulation over interstate utility operations. Over time, there was a growing tendency by the federal government to assume jurisdiction on all regulatory matters not specifically delegated to the states. By the 1930s, federal regulation was extending into all areas of interstate utility operations (railroads, electric power, natural gas, telephone and telegraph-not water yet) with the New Deal period witnessing the large scale entry of the federal government into the field of public utility regulation. The utility industry had "burst the bounds of state lines".

Today, the federal government is directly involved in the regulation of various utility operations. These include:

- (a) the interstate transmission and wholesale of electric power;
- (b) the interstate transportation and wholesale sale of natural gas;

- (c) interstate long-distance telephone and telegraph services (although telegraph services are few these days):
- (d) the Clean Water Acts.³

The regulation of these utility activities is delegated largely to four federal agencies:

- (1) the Federal Energy Regulatory Commission (FERC);
- (2) the Federal Communications Commission (FCC);
- (3) the Securities and Exchange Commission (SEC); and
- (4) the U.S. Environmental Protection Agency (USEPA).

Advantages and Disadvantages of Regulatory Authority at Different Levels of Government

In theory, local controls seems appealing to most ratepayers. However, over time, in most cases, the level of regulatory and technical expertise frequently was found wanting. Many states have extremely competent and knowledge staffs, that in effect provide the expertise that the cities lack in their review of the utilities operations. One state regulatory is more efficient that hundreds of local regulatory bodies.

In many areas of regulation the federal government has usurped the states on matters of "federal importance", e.g., consistent water quality standards nationwide and the nationwide standards for the provision of telecommunications devices for the deaf and disabled. Before the federal government sets new standard that might conflict with existing state standards, it provides a process when the affected states and regulated utilities are able to comment on the proposed standards. For example the Federal Communications Com-

mission, basically adopted the State of California's rules and regulations for the provision of telecommunications devices for the deaf and disabled as well as California's deaf relay system for all 50 states.

Other Regulatory Players

The National Association of Regulatory Utility Commissioners (NARUC) is an association made up of representatives from all the states' commissions. There are committees chaired by a commissioner for each utility operation. For example, there is a Water Committee and a Staff Subcommittee where staff members of the states meet and discuss common problems and possible solutions. There is a telecommunication committee, an electric committee, a consumer affairs committee and so on as well as additional staff subcommittees. The commissioners and staff members meet three times a year under the NARUC auspices. The National Regulatory Research Institute, NRRI, is the research arm of NARUC.

Additional there are regionally held meeting at least once a year for the commissioners and their staff.

There are trade associations such as the National Association of Water Companies and the US Telephone Association. There member organizations meet with staff and commissioners at various meetings to present their concerns from their respective members.

CHALLENGES MET

(a) Almost all privately-owned (investor owned) water companies with at least 1000-2000 connections are generally considered financially viable. Many commissions encourage (and in some case order) the larger water companies to purchase the smaller less viable companies. The regulatory commissions recognize that there are additional costs and takes that into consideration when the water companies file for rate increases, and the customers benefit with improved service. As a rule-of-thumb, most regulators agree that a water company of at least 2,000 customers, with good management can be financially viable. In some states, mergers and acquisitions of smaller, less viable water companies are

³ The Clean Water Acts enacted by Congress primarily affected water utilities by addressing the quality of water. Many states through their state health agencies had already set water quality standards. The new standards as set forth in the Clean Water Acts in some cases raised the existing standards and in other cases added new water quality standards to be met. States were permitted to have even higher water quality standards should they desire.

encouraged. The larger, better managed companies are sometimes given additional revenues through an increased rate of return as a financial reward. The customers benefit from better water service.

(b) Many of the larger water companies now offer a reduced rate for water for low income users. This “life-line” offering is similar to the low income assistance available from regulated telecommunications and power companies.

(c) Commissions have approved an increasing number of mergers and acquisitions of large water companies where it could be shown that the ratepayers would either benefit from the merger or at the very least would not be harmed by it.

(d) All water companies (and all other utilities in California) file annually business and financial data, the annual report or the “Form M”. This is a valuable tool to analyze the utility’s operations on a year-by-year basis and to compare it to other similarly situated companies.⁴

(e) Commissions continue to adhere to the principal that utilities’ rates must be set to recover reasonable costs and to provide the opportunity for the companies’ investors to earn a fair and reasonable return on their investment, even during economic downturns.

CHALLENGES AHEAD

(a) Capital Requirements – Increasing cost of infrastructure replacement is a challenge for all the older water companies. New replacement water mains are being installed at costs far, far in excess of the original cost of the mains. As a consequence, construction budgets and maintenance costs are increasing necessitating larger rate increases. Commissioners and staff work closely with the companies to minimize the impact on the customers.

⁴ Annual Reports, or the Form “M”, originally a designation from the Federal Communication Commission (FCC), are a yearly filing made by regulated utilities to the state regulatory commissions (and to the FCC and the Federal Energy Regulatory Commission, FERC) . These reports contains detailed accounting of balance sheet and income statement entries, revenues and expenses, plant balances, plant additions, depreciation, and additional financial and operating data valuable to regulators (and to the utilities alike).

(b) Water Quality – The USEPA, beginning with the first Clean Water Act in 1977, together with state public health agencies set the water quality standards that all water companies, public and private must meet. The regulatory commissions realize that these ever-changing water quality standards must be met and are working closely with the water companies and the health agencies to meet the deadlines with the minimum impact on the water customers. Water companies are now faced with removing a gasoline additive, MTBE, from aquifers or having to abandoned wells to keep this foul tasting chemical from the drinking water system. The new standard for arsenic in water will affect many companies who will either have to abandon wells, blend water or build very expensive treatment facilities. Again, the commissions’ role will be to see that this done timely and at the least possible cost.

(c) Water Supply – California like so many western states and countries is facing a water supply crisis. There is simply a greater demand than there is supply. Many public agencies and private water companies have embarked on water conservation programs, low flow toilets and the like. Water rates are now set at increasing block rates (more costly, the more you use), some companies are forced to ration water during dry years. Desalination is one, albeit, costly option, another is the importation of water via tanker ships or barges towing water bags to ports for distribution. More recycled water needs to be used to free up potable water for more customers.

(d) Benchmarking – The NRRI, the research arm of the National Association of Regulatory Utility Commissioners, is preparing a benchmarking study based on a number of California water companies. When complete, this may enable commissions, especially the California Public Utilities Commission, to better evaluate the performance of the companies and to simplify the rate setting process.

LESSONS FROM THE UNITED STATES EXPERIENCE

The United States’ regulatory experience as depicted above evolved over time, a long time. Is it the correct model for other devel-

oped and developing countries? Should the water companies even be regulated at all? Approximately 80 percent of the water supplied in the US is provided by some type of a municipal or water district (non-regulated). The other 20 percent is provided by investor owned (regulated) water companies. Who provides the best service? The answer is both. Some of the investor-owned water companies and some of the non-regulated water companies are not very well maintained, but this number is decreasing as many of these companies are being purchased by municipals and by regulated water companies. Is privatization the answer? Should the “state” or the local authorities operate the local water systems?

Perhaps part of the answer lies with the US experience.

If a developing country decides that it wants to regulate the provision of water service, the US model as it has evolved today is a good one, the form of incentive regulation in the UK is another. Any form of water regulation would require commitment from the government, the regulatory body and the water utilities alike together with careful implementation to educate the water customers of this change. There are enough examples in the literature to know how not to proceed. The primary goal a water provider must be the provision of good, clean water at affordable rates. This is true under any kind of regulatory format.

Referencias

ANNUAL REPORT FORM “M”. Disponible em: <<http://www.fcc.gov/bureau> .

CLEAN WATER ACTS. Disponible em: <<http://www.epa.gov/epahome/lawregs.htm>.

HAHNE, Robert L.; ALIFF, Gregory. **A accounting for public utilities**. [s.l.] : Mathew Bender

Dean J. Evans Water Utility Consultant. Former Water Division Director-
California Public Utilities Commission. deanjevans@comcast.net

Evaluación del instrumento caudal ecológico, panorama legal e institucional en Chile y Brasil

Gabriela Jamett Domínguez
Alexandra Rodrigues Finotti

RESUMO: La modificación del flujo hídrico por la extracción de agua o por el funcionamiento de hidroeléctricas y grandes embalses ha causado cambios en la estructura y funcionalidad de los ecosistemas acuáticos. Por esta razón surge el instrumento “caudal ecológico” con el cual se pretende proteger mediante la mantención de un cierto volumen de agua dentro del cauce los valores ecológicos de los ríos. Sin embargo, las aproximaciones metodológicas utilizadas para determinar esa cantidad de agua necesaria han sido ampliamente criticadas por estimar caudales mínimos constantes sin criterios ecológicos y desconsiderado la importancia de la variabilidad natural del régimen hidrológico. En este trabajo, por tanto, se presentan y analizan los distintos tipos de métodos utilizados a nivel mundial para la estimación de un caudal ecológico y se evalúa la perspectiva de aplicación de este concepto en la gestión de los recursos hídricos en Chile y Brasil. Una evaluación de las posibilidades de aplicación del caudal ecológico en estos dos países es realizada en base a la organización de los sistemas de gestión y a la legislación que rige a los mismos.

PALABRAS CLAVE: caudal ecológicos, ecosistemas acuáticos, gestión de aguas”

ABSTRACT: Changes in hydrological regime due to water extraction or large dam operations have modified the structure and functionality of aquatic ecosystems. The “*ecological instream flow*” is a tool that has been proposed to ensure that ecological conservation goals are attained. Nevertheless, the methodologies used to determine this volume of water have been criticized because they do not consider ecological criteria and they ignore the importance of the hydrological natural variability. In this paper, different methods used to determine the instream flow requirements are presented. Moreover, the application of ecological instream flow concept to Brazilian and Chilean water resource management is evaluated.

KEY-WORDS: drainage rate, charging , rain drainage

INTRODUCCIÓN

La gestión ambiental de los recursos hídricos afronta un gran desafío puesto a que se maneja un recurso imprescindible para la vida que ha sido reconocido como escaso y que seguirá siendo demandado a altas tasas (Jackson et al., 2001). Por otra parte, se intenta asegurar la disponibilidad del agua para múltiples usos dentro de los cuales se reconocen aquellos de tipo ambiental, como lo son la navegación, la recreación y la conservación de los ecosistemas acuáticos, entre otros.

En países como Estados Unidos, Canadá y la Unión Europea hace tres décadas atrás se ha aplicado un instrumento denominado “*instream flow*” para intentar garantizar esos usos ambientales manteniendo una cierta cantidad de agua (caudal) dentro de un cauce (Lamb, 1995). En países como Chile y Brasil, este instrumento se adopta a finales de los años 90 bajo el nombre de caudal ecológico con el objetivo final de conservar los ecosistemas de agua dulce. (CONAMA-Chile, 1998; Benetti, et al., 2003).

Sin embargo, ha existido una amplia discusión acerca de la efectividad de este instrumento y de los métodos hasta el momento utilizados a nivel mundial. En general, en el ámbito científico han sido fuertemente criticadas las aproximaciones para calcular el caudal ecológico y cómo ha sido conceptualizado este instrumento (Richter et al., 1996; Poff, 1997; Arthington et al., 1998; Bragg et al., 1999; Verweij, 2000; Alves, 2000 y Tharme, 2002). En muchos casos lo que se denomina caudal ecológico corresponde en la realidad a un caudal mínimo. El caudal ecológico tendría como propósito la conservación de ecosistemas específicos y el caudal mínimo es apenas el límite inferior de un caudal que puede ser mantenido dentro del cauce de un río para que se alcancen otros tipos de intereses de protección.

Frente a esta realidad, surgen las siguientes preguntas: ¿puede este instrumento servir para cumplir con los objetivos de conservación deseados?, ¿es posible que con las metodologías existentes para el cálculo de un "instream flow" se pueda asegurar la mantención de los ecosistemas ribereños?, ¿que debemos tomar en cuenta para que esto suceda? y finalmente, a grandes rasgos, ¿cuales son las limitaciones para que este instrumento se introduzca en la gestión ambiental de las aguas en Chile y Brasil?

El objetivo de este trabajo es evaluar, a nivel teórico, si al aplicar el instrumento caudal ecológico se puede alcanzar la conservación de los ecosistemas acuáticos como se ha planteado en la gestión ambiental de Chile y Brasil. De esta manera, se pretende identificar las limitaciones de los métodos empleados y analizar la gestión en estos dos países para que este instrumento pueda ser aplicado con éxito.

METODOLOGÍA

La investigación es de tipo documental y evaluativa. Como primera etapa se procedió a una revisión bibliográfica para identificar los objetivos de conservación que se pretendían alcanzar con la aplicación del instrumento caudal ecológico y cuáles serían los criterios ecológicos que deben tomarse en cuenta para alcanzar esos objetivos. Posteriormente, la revisión documental se extendió para identificar los métodos de cálculo comúnmente utiliza-

dos. Finalmente se realizó una evaluación de la inserción de los conceptos y métodos relacionados con el instrumento caudal ecológico en el sistema legal de Chile y Brasil para verificar si, como se presentan hoy en día, pueden cumplir con los objetivos de conservación que un caudal ecológico se propone conceptualmente. La evaluación se realizó básicamente comparando los criterios ecológicos identificados con las bases de las metodologías utilizadas e identificando cuales de estos criterios han sido tomados en cuenta en la gestión de ambos países.

CRITERIOS ECOLÓGICOS

Los ríos como ecosistemas

Bajo una aproximación proceso-funcional, el ecosistema es una unidad ecológica formada por componentes bióticos y abióticos, siendo estos últimos parte del sistema (Margalef, 1991). Entre estos componentes existen interacciones que permiten modificarse mutuamente. Por lo tanto, los organismos también pueden modificar los componentes abióticos.

Dado a que el significado de ecosistema no tiene límites espaciales ni temporales se idean modelos para realizar estudios ecosistémicos, así como para introducir éstos en herramientas de gestión. Por esta misma razón la definición de ecosistema es conceptualmente aplicable a los ríos, denominando ecosistemas lóticos aquellos que dentro de su delimitación comprenden cuerpos de agua con corrientes rápidas como ríos y arroyos.

Cuando se desea conservar estos ecosistemas, una nueva medida de gestión como el caudal ecológico debe pensarse o definirse con el propósito de mantener los atributos característicos de un ecosistema. Según Odum (1969) existen al menos cuatro atributos característicos del ecosistema que guardan relación con: i) la estructura de la comunidad, ii) el flujo de energía, iii) los ciclos biogeoquímicos y iv) la selección natural y la regulación u homeostasis. Los mismos cambian de una manera razonablemente predecible en el tiempo a medida que el ecosistema se desarrolla (teoría de sucesión). Sin embargo, perturbaciones externas, ya sea por acción humana u otro, pueden provocar un

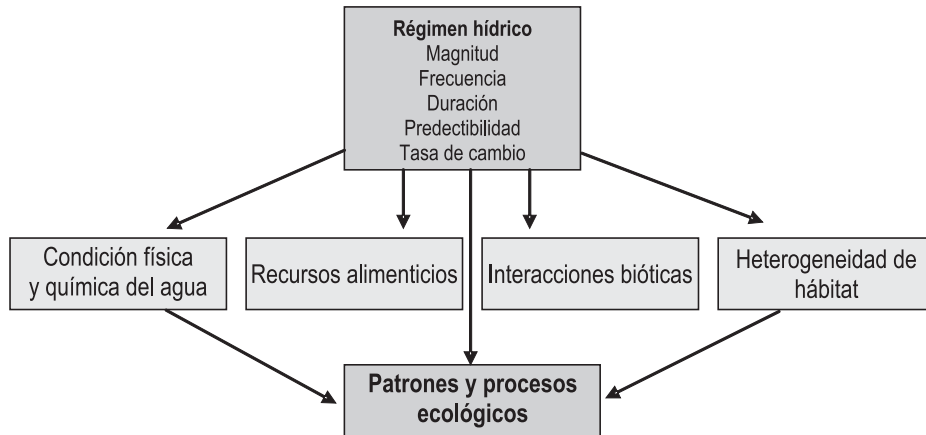


Figura 1. Modelo teórico de la influencia del régimen hídrico sobre los patrones y procesos ecológicos

retroceso en el desarrollo hacia la estabilidad de un ecosistema. Se destaca en este punto que la diversidad de especies es una de las muchas variables que describen las características de los ecosistemas.

Rol del régimen hídrico en el funcionamiento de los ecosistemas lóticos

Según Poff (1997) existen cinco componentes críticos del régimen hídrico que regulan los procesos ecológicos en un ecosistema acuático, estos son: la magnitud, frecuencia, duración, predictibilidad y tasa de cambio. Un nuevo paradigma del “flujo natural” postula que las variaciones hidrológicas (con valores característicos y variables de estos cinco componentes) afectan fuertemente la estructura de los ecosistemas acuáticos, como lo confirman Richter et al. (1996) y Poff (1997).

El modelo desarrollado (Figura 1) señala que estos cinco componentes pueden modificar la condición física y química del agua, los recursos alimenticios, las interacciones bióticas y la heterogeneidad del hábitat, lo que finalmente produce cambios en los patrones y procesos ecológicos.

Esta variabilidad del flujo hídrico debe ser pensada para mantener en ciertas condiciones las características geomorfológicas del cauce ya que las mismas son consideradas “per se” como variables externas que afectan directamente el funcionamiento del ecosistemas (Maddock, 1999).

Por otra parte, la variabilidad del flujo genera un patrón de relaciones con sistemas externos al acuático que mantiene la estructura de los ecosistemas lóticos. Según Maddock (1999) y Ward (2001) existen cambios en los flujos de manera lateral, de la orilla de una zona inundable hasta la otra, y en dirección vertical de la zona hiporreica¹ hasta el agua superficial que influyen directamente en los sistemas de arroyos. Por lo tanto, cuando se determina una variabilidad del flujo hídrico es importante que se consideren las interacciones intersistémicas existentes.

¹ La Zona hiporreica es el volumen de sedimentos saturados de agua debajo y a los lados de los arroyos y ríos donde el agua subterránea y el agua superficial se mezclan (Boulton, 2000).

Idealmente, un caudal ecológico debe ser un caudal variable expresado en magnitud, frecuencia, duración, predecibilidad y tasa de cambio para permitir el desarrollo de los ecosistemas lóticos (delimitados de acuerdo a criterios explícitos).

MÉTODOS PARA LA ESTIMACIÓN DE UN CAUDAL ECOLÓGICO

En este estudio las metodologías se agrupan de acuerdo a bases teóricas similares y acorde con lo descrito por la Comisión Mundial de Embalses (King et al., 1999) en los siguientes tipos:

Métodos hidrológicos

Base teórica: se considera que los organismos de las comunidades ribereñas están adaptados a las variaciones estacionales propias de un régimen hídrico. Estas variaciones naturales afectan el comportamiento, ciclo biológico y producción de las poblaciones.

Entre los métodos hidrológicos más utilizados, se encuentran:

Método de Curva de Permanencia: Consiste en la construcción de una curva a partir de datos de caudales diarios, mensuales o anuales donde se presenta la relación entre ciertos rangos de caudales y el porcentaje de tiempo en que cada uno de esos rangos es igualado o excedido. El caudal ecológico es expresado como un valor fijo que corresponde a un rango de caudal que se mantiene igualado o excedido un cierto porcentaje de tiempo (Silveira y Silveira, 2003).

Por ejemplo, en el Estado Pernambuco – Brasil se calculó indirectamente un caudal ecológico como el 5% de Q_{90} . Es decir, un porcentaje de 5% del caudal que es excedido o igualado en 90% del tiempo de observación (Benetti et al., 2003).

Método de caudal mínimo de 7 días con período de ocurrencia de 10 años (${}_7Q_{10}$): Este método entrega el valor de un caudal mínimo estadístico ${}_7Q_{10}$ que corresponde al valor que en media, cada diez años, será igual o menor que el caudal medio en cualquier evento de 7 días de sequía consecutivos (Silveira y Silveira, 2003). El método supone que a valores menores que

éste puede generarse un stress ecológico, por lo cual, es considerado en algunos países como Brasil aplicable para calcular un caudal ecológico (Benetti et al., 2003).

También existen otras aproximaciones similares utilizando la estadística hidrológica que describe las condiciones de sequía como el “ ${}_7Q_2$ ” y el “ ${}_{10}Q_5$ ”.

Método de Tennant: Está basado en un estudio realizado por la US Fish and Wildlife Service en 11 arroyos ubicados en Montana, Nebraska y Wyoming. El objetivo del mismo era encontrar una relación entre el caudal y la disponibilidad de hábitat para la biota acuática. Tennant (el investigador líder), dividió el año en un periodo seco y otro lluvioso, para los cuales propuso caudales expresados como porcentajes del caudal medio anual (CAM) relacionándolos con grados de conservación. A partir del mismo se determinó que el hábitat comenzaba a degradarse cuando el flujo era inferior al 10% del flujo medio anual, esto asociado a una velocidad media de 0,25 m/s y una profundidad media de 0,3m (Tennant, 1976 citado en Bragg et al., 1999).

Método de Aproximación por Rangos de Variabilidad (Range of Variability Approach - RVA): Según sus propios autores, este método ha sido ideado para casos en que se tenga como primer objetivo de manejo la conservación de los ecosistemas. Se basa en datos de largos periodos de tiempo donde se describe la variabilidad hidrológica antes y después de instalada una represa. Consiste en tener una descripción del flujo natural a través de 32 parámetros definidos por Ritche (1996) como claves en el funcionamiento del ecosistema para luego estimar un rango de variación máximo de estos parámetros. Con este método se recomienda un sistema de manejo con objetivos anuales intentando emular o “imitar” las características del flujo natural después del funcionamiento de la represa o hidroeléctrica. Esta metodología depende del monitoreo continuo para la redefinición de sus objetivos.

Métodos hidráulicos

Base teórica: se considera que variables hidráulicas simples como el perímetro mojado o la profundidad máxima juegan factores li-

mitantes en la biota. Estos métodos generalmente se basan en estudios de una sección transversal para así relacionar la magnitud de la descarga con la profundidad de los cauces, velocidad y perímetro mojado.

Método del Perímetro Mojado: Este es uno de los más conocido y comúnmente utilizado en Estados Unidos (Bragg et al., 1999 y Benetti et al., 2003). En el mismo se asume que la integridad del hábitat está directamente relacionada con el área húmeda. Consiste básicamente en la construcción de curvas que muestran la relación entre el caudal y el perímetro mojado. A partir de ellas puede observarse que hasta un cierto volumen de agua el perímetro crece rápidamente a medida que aumenta la descarga pero sobrepasado este volumen el perímetro se mantiene casi constante. Generalmente el flujo recomendado es aquel cerca de este punto de inflexión pues se presume es el nivel óptimo para el desove de peces o para la producción de invertebrados bentónicos (Stalnaker et al., 1995).

Métodos de simulación de hábitat

Base teórica: Las especies de peces están mejor adaptadas a ciertas características hidráulicas, estructurales y geomorfológicas. Al conocer cómo afecta el caudal a estas características se puede predecir el caudal óptimo para mantener las poblaciones de estos peces.

Entre los métodos más utilizados se encuentra:

Instream Flow Incremental Methodology: Desarrollado también por la US Fish and Wildlife Service, este integra modelos analíticos hidráulicos junto con el estudio de la calidad del agua, sedimentos, estabilidad de los cauces, temperatura y otras variables que afectan la producción de peces. Contiene un modelo computarizado (Physical Habitat Simulation System) que relaciona el caudal con datos obtenidos del hábitat físico (Washington Department of Fish and Wildlife, 2003).

El método consiste en la construcción de índices que muestran el grado de adaptación de especies objetivo a diferentes valores de velocidad, profundidad y características geomorfológicas específicas. El valor del caudal ecológico se determina según diferentes

criterios o métodos, en el caso de un estudio realizado en el Río Santa María da Victoria (Brasil) se definió el caudal como aquel que optimizó la relación volumen de agua/área de micro hábitat (Pelissari, 2003).

Métodos holísticos

Base teórica: Se asume que si son identificadas las características esenciales del flujo hídrico que pueden generar un impacto ecológico y estas son incorporadas dentro de un régimen de flujo modificado, entonces la biota y la integridad funcional del ecosistema será mantenida.

Los métodos holísticos generalmente tienen dos aproximaciones distintas o combinan estas dos (Arthington et al., 1998) entre las que se encuentran:

Método de Building Block ~ Aproximación Bottom-up: Se realiza en base de grupos de trabajos multidisciplinarios, tomando en cuenta trabajos de investigación ya realizados, modelos para entender la respuesta caudal - características hidráulicas y juicios de expertos. Uno de los pasos críticos es la estimación de la importancia económica y social del área de estudio, realizándose una evaluación de la dependencia social y económica de los ecosistemas ribereños en conjunto con la comunidad.

Se determinan y describen en términos de duración y magnitud los flujos que se recomendarán. La descripción de cada uno de los componentes del flujo son considerados como los building block, conformando los Requerimientos de Flujo para una cuenca o río (IFR, Instream Flow Requirements).

Se denomina de tipo *Bottom-Up* ya que el caudal recomendado es estimado a partir de un flujo mínimo hacia valores más altos

Benchmarking ~ Aproximación Top-down: Se basa en principios similares al método Building Block. A diferencia del mismo, el caudal es determinado a partir de un flujo máximo aceptable hasta valores menores (aproximación *Top-Down*). Con información disponible, modelos conceptuales y juicio de experto se identifican indicadores hidrológicos que son considerados ecológicamente relevantes. Con estos indicadores son caracterizados cauces escogidos dentro de un río como bench mark o

de referencia. En estos cauces de referencia no existe necesariamente un flujo natural pero cubren variados tipos y niveles de flujo que se registran en la cuenca. Posteriormente en estos sitios se relacionan impactos ecológicos en función de cambios en el flujo hídrico, de esta manera se investiga cuánto puede cambiar el flujo del agua antes de que el ecosistema sea degradado (Brizga et al., 2002).

EVALUACIÓN DE METODOS PARA LA ESTIMACIÓN DE UN CAUDAL ECOLÓGICO

Según la base teórica, los distintos tipos de métodos (a excepción de los métodos holísticos y RVA) expresan un deseo de mantener un cierto caudal para conservar a poblaciones de organismos y generalmente tipos de peces. No pretenden conservar a un nivel ecosistémico. Los métodos de Curva de Permanencia, ${}_7Q_{10}$, el Método de Tennant, el método de Perímetro Mojado e IFIM solo toman en cuenta la magnitud mínima del caudal como factor limitante en los requerimientos bióticos, siendo que está ampliamente estudiada la importancia de los otros componentes del flujo en las interacciones e historias de vida de la biota acuática. Al estimar un flujo mínimo no toman en cuenta los requerimientos de flujo para mantener la vegetación terrestre adyacente, la zona hiporreica y las zonas de inundación. Desde un punto de vista ecosistémico se dejan de considerar intercambios de materiales y nutrientes que pueden ser importantes afectando la funcionalidad del ecosistema.

Los métodos de tipo hidrológico, excepto RVA, tienen una base estadística simple; se calculan caudales según las probabilidades de ocurrencia de ciertos eventos de sequía o frecuencia de caudales bajos. Luego, estos caudales son relacionados con tasas de producción o sobrevivencia de alguna población objetivo. Lo anterior puede generar dos críticas importantes. Al basarse un instrumento en resultados estadísticos simples se desconoce el carácter complejo de los sistemas ambientales y la gran incertidumbre que los caracteriza. Por otra parte, los flujos mínimos que ocurren infrecuentemente generan efectos de corto plazo muy diferentes a los efectos de largo plazo que se producen por mantener estos flujos mínimos como constantes en el tiempo.

En tanto, el método de RVA puede ser útil si se estudian las características de los ecosistemas y los efectos compuestos entre el cambio del flujo natural y los impactos generados por las diversas actividades humanas en el ecosistema, por ejemplo la agricultura. Una de las críticas a este método es que no se ha considerado estudiar si las variables del flujo seleccionadas son independientes una de otras (Puckridge et al., 1998).

En términos de gestión, en el método RVA se han descrito muy bien los indicadores y la necesidad de un sistema de gestión continuo ya que este método se basa en una gestión adaptativa.

Específicamente, el Método de Perímetro Mojado tiene una suposición muy simplista, solo una o pocas variables hidráulicas pueden representar adecuadamente el requerimiento de caudal para especies objetivo. Por otra parte, se sabe que la relación entre el caudal y el perímetro mojado depende de la forma de los cauces, por lo tanto, si se realiza una curva con una sola sección transversal no se representan las características de todo un río (Stalnaker et al., 1995). Además con este método se presupone que la morfología del cauce se mantiene estable a lo largo del tiempo lo que hace difícil su aplicación en cursos de agua con elevada variabilidad morfológica como es el caso de los cursos de agua de las regiones semiáridas (Alves y Bernardo, 2000). En términos de gestión, el método de Perímetro Mojado ha sido aplicado principalmente en ríos que presentan secciones transversales relativamente largas, rectangulares y poco profundas, lo cual no es representativo de todos los ríos (Stalnaker et al., 1995).

En lo que respecta a los métodos de simulación de hábitat, estos contienen una serie de suposiciones que han sido criticadas por no ser validadas o por no corresponder a la realidad (Hudson, 2003). Por otra parte, con este método se han calculado caudales de una magnitud similar a los calculados por métodos más simples, como ha sido demostrado por estudios efectuado por Orth y Leonard (citado en Benetti et al., 2003). Por último, la aplicabilidad de este método en cursos de agua de regiones semiáridas es restringido por el hecho de que existen caudales muy bajos y con una

alta diversidad morfológica lo que impide o dificulta caracterizar un trozo de curso de agua en base a algunos transectos (Alves, 2000).

Los métodos holísticos, en tanto, a pesar de no solo basarse en algunas poblaciones objetivos, aún no incorporan estudios ecosistémicos. Uno de los grandes beneficios de este método es la inclusión de la participación ciudadana y la realización de un estudio social y económico de la dependencia humana de los ecosistemas. En términos de gestión, debe tenerse cuidado en que valores arrojados por estudios en otros países o que las recomendaciones en los pasos a seguir se tornen muy rigurosas (tomando en cuenta que la base de este método es el juicio de expertos).

En la Tabla 1 se comparan los métodos en base a aspectos ecológicos y de gestión. En relación a estos últimos, se detalla si los métodos contienen indicadores para su revisión, así como

su grado de aplicabilidad en distintos tipos de ecosistemas. Se consideran de baja aplicabilidad métodos que no pueden ser utilizados en la mayoría de los ecosistemas acuáticos, como por ejemplo, los métodos hidráulicos que consideran ríos con cauces estables y secciones rectangulares. En cuanto a métodos de aplicabilidad alta con precaución, se refiere a que pueden ser aplicados en una alta variedad de ecosistemas acuáticos pero con el cuidado de no adoptar los valores que se determinan con los métodos en diferentes ecosistemas; solo serían generalizables sus procedimientos. Los costos que en ella se presentan acuerdo a lo expuesto por King, et al. (1999) son relativos a los costos de los métodos con que se comparan, así mismo la complejidad fue estimada por estos investigadores tomando en cuenta el tiempo requerido para llevar a cabo la determinación, el grado de conocimientos y la necesidad de personal calificado o número de especialistas.

TABLA. 1
Comparación de métodos para la determinación de un caudal ecológico

Tipo	Aspectos Ecológicos		Aspectos de Gestión			
	Objetivos de conservación	Componentes del flujo hídrico	Indicador	Aplicabilidad	Complejidad	Costos relativos
Hidrológico						
a) cuyos resultados arrojan un flujo mínimo	En general, poblaciones de peces (depredadores tope)	Magnitud	NO	Baja	Baja	Bajos
b) RVA	Ecosistemas	Magnitud, predictibilidad, duración, frecuencia y tasa de cambio	SI	Alta con precaución	Baja a media	Medios
Hidráulicos	En general, poblaciones de peces	Magnitud	NO	Baja	Baja a media	Bajos a medio
De simulación de hábitat	En general, poblaciones de peces	Magnitud	NO	Baja	Media a alta	Altos
Holísticos	Ecosistemas, valores económicos y culturales	Magnitud, duración y predictibilidad	SI	Alta con precaución	Media a alta	Medios a altos

Fuente: Adaptada de King et al. (1999)

EVALUACIÓN DE LOS METODOS UTILIZADOS EN CHILE Y BRASIL

En general los métodos aplicados para determinar un caudal ecológico han dependido de la instancia donde se adopta este concepto. Dentro de estas instancias, se encuentran:

Otorga de derechos de agua: En este caso, el caudal ecológico generalmente se establece como una norma mínima a ser respetada en nuevas otorgas de derecho de agua. Un cauce no puede tener menos que esa cantidad de agua establecida por regla.

Sistema de Evaluación de Impacto (SEIA): En el caso de construcción de embalse o proyectos hidroeléctricos que modifican significativamente el flujo hídrico, el caudal ecológico se adopta como una medida de mitigación, donde los titulares de estos proyectos deben garantizar un flujo ya sea variable o constante aguas abajo de sus construcciones. En este caso se establecen las condiciones del ejercicio de los derechos asociados al proyecto en particular.

Proceso de planificación: En esta instancia se determinan los **requerimientos de flujo** de un río o cuenca para alcanzar un cierto objetivo de gestión anterior a la otorga y a la ejecución de nuevos proyectos.

Concepto de caudal ecológico en Chile y métodos para su cálculo

En Chile, según los lineamientos de la Política Nacional de los Recursos Hídricos se tiene como objetivo ecológico final la protección de los cursos de agua a un nivel ecosistémico.

Dentro de este contexto, la Dirección General de Aguas en Chile - DGA, a partir de 1998, al momento de otorgar nuevos derechos de agua comienza a considerar un **caudal mínimo** con el propósito de “**preservar los ecosistemas y los valores paisajísticos**” (CHILE, 1999). Mientras, en las modificaciones recientemente aprobadas del Código de Agua (1981) se estipula la mantención de un caudal ecológico mínimo para velar por “la preservación de la naturaleza y la protección del medio ambiente” (CHILE, 2005).

Por otra parte, CONAMA, encargada del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental, en 1998 define al caudal ecológico como el

“**caudal mínimo** que da cuenta de la **conservación de la biodiversidad** propia del curso en cuestión, adecuado para asegurar el cumplimiento de las **funciones y servicios ecológicos** del medio acuático (como lo son la mineralización, asimilación, entre otros) (CONAMA-Chile, 1998).

Como se observa, en estas dos instancias se define un caudal ecológico como un volumen mínimo, desconociendo la importancia de los distintos componentes del régimen hídrico y de cómo éstos influyen en la estructura del ecosistema. Además, los dos organismos parecieran perseguir niveles de conservación distintos (ecosistemas y paisajes vs. biodiversidad y servicios ecológicos).

En cuanto a los métodos que son empleados para determinar un caudal ecológico en Chile, la DGA recomienda fijarlo a través de métodos de tipo hidrológicos. Explícitamente declara que el caudal ecológico puede estimarse como el 10 % del caudal medio anual, siendo este el criterio que ha sido comúnmente utilizado en Chile (CHILE, 1999 y Tharme, 2002).

Por otra parte, para las nuevas otorgas (respetando las modificaciones del Código de Aguas) se establece una cota máxima al caudal ecológico (no así una cota mínima como en la mayoría de los casos en otros países), donde el caudal ecológico mínimo no puede ser superior al veinte por ciento del caudal medio anual (CAM) de la fuente superficial y solo en casos especiales, se puede autorizar a conservar caudales ecológicos hasta volúmenes no superiores al cuarenta por ciento del CAM.

Pareciera entonces que la DGA en la instancia de otorgar nuevos derechos de agua toma en cuenta las recomendaciones dadas por Tennant para establecer los caudales ecológicos. Sin embargo, las mismas fueron pensadas para mantener el hábitat de peces (no la mantención del ecosistema) y bajo condiciones hidrológicas y geográficas particulares del norte y centro de Estados Unidos. Mientras, al menos un estudio muestra que existen diferencias importantes entre los ecosistemas lóticos de cabecera de bosques templados del hemisferio Norte con los ecosistemas lóticos centrales de Chile, debido principalmente a las altas pendientes de los ríos que estos últimos presentan (Contreras, 1998).

TABLA. 2
Métodos de determinación de un caudal ecológico en Chile dentro del SEIA

Nombre del Proyecto	Región de Chile	Año de ingreso al SEIA	Tipo de método	Forma de determinación de un caudal ecológico (Q_e)
Embalse Illapel	IV	1999	Hidrológico simple	$Q_e = \bar{X}(Q_{mensual} * 0,7)$
Embalse Corrales	IV	1998	Hidrológico simple	$Q_{e\ mensual} = 0.2 * Q_{\text{mini mod iariomensual}}$
Convento Viejo Etapa II	VI	2004	Hidrológico simple (Tennat)	$Q_e = 10\%CAM$
Proyecto Hidroeléctrico La Higuera	VI	2004	Hidrológico simple	$Q_{e\ estacional} = 10\%CAM$ corregido por resultados aplicando Ley francesa y Norma suiza
Central Hidroeléctrica Quilleco	VIII	1998	Simulación de hábitat	Q_e según método IFIM
Central Hidroeléctrica Lago Atravesado	XI	1998	Hidrológico simple	Q_e según análisis estadísticos simples sobre caudales observados de 1979 a 1997

En tanto, de los 6 proyectos ingresados al SEIA en Chile después de 1998 (tabla 2), en solo un caso se utilizó el método IFIM, mientras que para los demás proyectos se calcularon caudales bajo métodos hidrológicos simples sin explicitar criterios ecológicos y en general determinando un volumen mínimo de agua invariable. Por ejemplo, para el Embalse Illapel se determinó un caudal ecológico como el promedio de los caudales mensuales observados multiplicados por el factor 0.7, sin mencionar los criterios utilizados. Solo en dos proyectos se proponen caudales variables; en uno se determinan caudales diferentes para dos estaciones del año acorde al método de Tennant (Proyecto Hidroeléctrico La Higuera) y en otro se estiman caudales con variabilidad mensual. Sin embargo, en este último caso el caudal ecológico es simplemente definido como el 20% del caudal mínimo diario por periodo mensual registrado (Jamett, 2005).

Concepto de caudal ecológico en Brasil y métodos para su cálculo

Aún en Brasil los organismos gubernamentales no han definido explícitamente el concepto de caudal ecológico, sin embargo, de forma similar a Chile, el Conselho Nacional de Recursos Hídricos - CNRH, que determina la forma de otorga de los derechos de agua, decreta que se debe mantener un caudal mínimo para la conservación de los ecosistemas acuáticos (CONSELHO... 2001).

Así también los métodos que han sido ampliamente usados (en la instancia de otorga) en casi todos los Estados de Brasil han sido de tipo hidrológico simples, arrojando valores constantes de caudales mínimos. Los métodos más usados son los de ${}_7Q_{10}$ y Método de Curvas de Permanencia, estimando los caudales ecológicos generalmente como caudales que son superados en magnitud entre un 85 y 95

% de las veces observadas (Benetti et al., 2003 y Tharme, 2002).

En el caso de los proyectos hidroeléctricos y embalses que entran al SEIA en este país, al igual que en Chile la determinación de un caudal ecológico es negociado con los organismos ambientales caso a caso, siempre basados en un criterio estadístico como el ${}_7Q_{10}$, el cual es el más comúnmente utilizado.

Sin embargo, estos métodos arrojan resultados de caudales sumamente bajos y sin tomar en cuenta criterios ecológicos locales. Basados en estudios comparativos Belzile et al. (1997) han mostrado que con el método ${}_7Q_{10}$ se determinan caudales inferiores a los calculados por otras técnicas. Así mismo, según estos mismos autores, caudales que son superados más de un 90% de las veces de observación han sido considerados como caudales que generan estrés a las poblaciones de peces y no permiten la mantención de sus hábitats. Si bien esto se ha registrado para ecosistemas diferentes a los que pueden ser definidos en Brasil, al considerar caudales mínimos sin criterios ecológicos y adoptando valores de otros países se puede correr un riesgo ambiental (King et al., 1999).

Existe también un antecedente del cálculo de un caudal ecológico para determinar los requerimientos de flujo en el río Santa María del Estado Espírito Santo a través del método de IFIM (Pelissari, 2003), lo cual demuestra una preocupación por el tema ya que se emplearon grandes recursos y tecnología de avanzada. Sin embargo, no se escapa a las desventajas ampliamente descritas para este tipo de metodologías.

EVALUACIÓN DEL CAUDAL ECOLÓGICO EN EL CONTEXTO DE LA GESTIÓN DE LAS AGUAS EN CHILE Y BRASIL

Uno de los puntos más importantes y criticados en el sistema de gestión chileno es la inexistencia de un manejo integrado de los recursos hídricos a nivel de cuencas (Orrego, 2002). Por una parte se administran los ríos por secciones lo cual hace muy difícil conservar con un enfoque ecosistémico y por otra, existe una gestión sectorizada de las aguas con respecto a otros factores que pueden afectar los ecosistemas acuáticos, como la gestión del

uso de suelo, los cambios en las características geomorfológicas por canalizaciones, el aprovechamiento de napas subterráneas y la conservación de vegetación ripariana, entre otros, por lo cual difícilmente se logrará la conservación de los ecosistemas a pesar de mantener un caudal ecológico.

En el caso de Brasil desde 1997 se constituye un sistema de manejo por cuencas que dispone un conjunto de mecanismos jurídico-administrativos con la finalidad de poner en práctica la Política Nacional de los Recursos Hídricos enunciada en la Ley 9433/97. Uno de los puntos más destacados de este sistema de gestión es la formación de Comités de Cuencas Hidrográficas compuestos por organismos públicos, entidades civiles de los recursos hídricos y de diversos sectores de usuarios de la cuenca hidrográfica. Dentro de sus funciones se encuentran promover el debate sobre los recursos hídricos y articular la actuación de las entidades participantes, arbitrar los conflictos relacionados a los recursos hídricos, aprobar los Planes de Recursos Hídricos (donde se definen los objetivos de conservación, recuperación y utilización), entre otros. De esta manera se pretende con la gestión que exista coordinación y participación. Sin embargo, aún no se han concretado enteramente las prácticas para esta integración de los servicios públicos (Encuentro Nacional de Comités de Cuencas, 2004).

Por otra parte, un punto importante a resaltar en la legislación de Brasil es el Código Forestal (BRASIL, 1965). En esta Ley se prevé la protección de la vegetación de los márgenes de los ríos denominada como “mata ciliar”. Esta podría pensarse como una manera para conservar los sistemas de vegetación de los márgenes de cauces, sin embargo, también han sido criticadas las formas para determinar el área que cubren estos sistemas (solo se toma en cuenta el ancho de los ríos).

En cuanto a la legislación de cada país se distinguen tres puntos claves relacionados con la forma de otorgar los derechos de uso de agua que afectan el cumplimiento de los objetivos de conservación a través de la mantención de un caudal ecológico:

Cobranza por el uso: La importancia del cobro del agua respecto al caudal ecológico es

que esta medida pretende incentivar la racionalización del uso del agua obteniendo recursos para el financiamiento de programas de recuperación de ecosistemas o para realizar los estudios necesarios que ayuden a la comprensión de los ecosistemas acuáticos e incluso para financiar el cálculo del caudal ecológico. Sin embargo, en Chile el Código de Aguas de 1981 y sus modificaciones estipulan conceder a los particulares el derecho al uso de agua de forma gratuita exigiendo un pago de patente a los titulares solamente cuando no utilicen a plenitud sus aguas concedidas. En el caso contrario, en la Ley 9.433/97 (Brasil, 1997) se crea un instrumento que determina la cobranza por el uso de las aguas. A pesar de esto, después de seis años aprobada la ley, sólo en una cuenca empieza a aplicarse el instrumento (Cuenca de Paraíba do Sul). El dinero recaudado en este país se destinaría a asegurar los usos dentro de la cuenca y a financiar los Planes de los Recursos Hídricos y obras necesarias para la recuperación de la calidad o mantención de los caudales necesarios.

Tiempo de duración de las otorgas: Considerando que al otorgar las aguas se modifica el régimen hídrico y las otorgas en ambos países se han dado con pocos estudios y se han calculado los caudales ecológicos bajo métodos con falencias es de vital importancia que estos derechos sean otorgados por un tiempo definido de manera de ir controlando resultados y poder generar cambios. Este es el caso de Brasil donde se otorgarían los derechos por un máximo plazo de tres años. Al contrario, en Chile el derecho de agua consta de alta protección legal y es concedido a privados a perpetuidad.

Priorización de usos: La posibilidad de poder jerarquizar lo usos del agua da la oportunidad a los organismos encargados para planificar un estado deseado de conservación. Lamentablemente en Chile hasta el presente año, cuando existía disponibilidad de agua y esta era demandada, se tenía que conceder ese caudal requerido aún sin conocer el uso que tendría el mismo. Esto causó que aproximadamente el 90% de los derechos de agua del país ahora pertenezcan al sector energético privado y en el 70% de las cuencas hidrográficas no exista ningún sistema de regulación de flujos establecido (CHILE, 1999). Por otra parte, casi todos los

derechos han sido otorgados, todos en la zona norte de país (Informe País, 1999) y a perpetuidad, lo que conlleva a que el caudal ecológico pueda tan solo ser implementado en las pocas secciones que aún no tienen sus derechos otorgados. Positivamente, el Código de Aguas en Chile se ha modificado recientemente (CHILE, 2005), exigiendo la especificación del uso del agua y existiendo una instancia en que la DGA puede priorizar los usos y rechazar la concesión a privados de derechos demandados cuando lo considere necesario. En tanto, en Brasil se prioriza ante todo el agua para el consumo humano. Los demás usos se suponen son jerarquizados en los Planes de Recursos Hídricos de las cuencas respectivas.

En cuanto a problemas comunes que confrontan los dos países en términos de gestión para alcanzar la conservación de ecosistemas a través de un caudal ecológico se encuentran el bajo poder de fiscalización y la falta de financiamiento para conocer adecuadamente los ecosistemas (Dourojeanni, 1999 y Conclusiones do Encontro Nacional de Comitês de Cuencas, 2004). Finalmente, en ambos países no ha sido reglamentado el término de caudal ecológico lo cual dificulta su aplicación.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Es importante observar que dentro de una amplia variedad de métodos utilizados para la determinación de un caudal ecológico, ninguno considera un estudio ecosistémico como tal, donde se defina un ecosistema de acuerdo a una pregunta de investigación, se delimiten los componentes según las magnitudes de la relaciones entre ellos y se identifique cómo la alteración del régimen hídrico altera el flujo natural de materia y energía.

En el caso de Chile y Brasil se expresa el deseo conservar los ecosistemas a través de la mantención de un caudal ecológico, sin embargo, muchas de las definiciones y acciones atribuidas al establecimiento y gestión de estos caudales se refieren realmente al establecimiento de caudales mínimos ya que no se toma en cuenta ningún tipo de criterio ecológico para su determinación. Se puede afirmar que teóricamente las metodologías hasta ahora utilizadas en Chile y Brasil, sin consideración

de los componentes del régimen hidrológico y adoptando valores de caudales mínimos estadísticos no permiten la conservación a un nivel ecosistémico. Se considera, entonces, de gran relevancia una revisión de los resultados que hasta ahora se han alcanzado con la implementación de esta medida en estos dos países. Una manera de hacerlo es consultando datos en Estudios de Impacto Ambiental realizados por nuevas represas o embalses y comparándolos con datos del seguimiento a través de indicadores de desarrollo de un ecosistema, según lo descrito por Odum (1969).

A pesar de que las metodologías hidráulicas y de simulación de hábitat han sido ampliamente utilizadas en países desarrollados, se considera que no ayudarían a alcanzar los objetivos propuestos por la gestión del recurso hídrico en Chile y en Brasil ya que no han sido diseñadas para conservar los ecosistemas lóticos. La razón básica de esta afirmación es que no consideran la variabilidad de los cinco componentes del régimen hidrológico y se basan en el estudio de unas pocas especies. El método de simulación de hábitat tiene como otra desventaja el ser una técnica costosa.

En el caso de Brasil se piensa que en las cuencas donde los Comités se encuentren consolidados, es decir, donde se cuente con capacidad consultiva y técnica, es factible explorar métodos como RVA y holísticos. Lo ideal sería combinar estos métodos con estudios ecosistémicos sobre la variación del flujo de materia y energía. Ya que estos métodos precisan de largas datas hidrológicas que a menudo no se tienen en muchos ríos de Brasil, estos pueden ser simulados a través de modelaciones hidrológicas. En el caso de Chile es de urgencia una gestión por cuencas (no por tramos, como hasta ahora) para utilizar nuevas técnicas y lograr el objetivo final de conservar los ecosistemas cuando así se decida.

En términos de gestión, Chile y Brasil presentan algunas características que dificultan la aplicación de un caudal ecológico, entre ellas:

- ❑ El marco legal en que se inserta este concepto es débil para su implementación efectiva.
- ❑ Se presenta una ausencia de una gestión integrada de los recursos hídricos que

considere las interacciones de las aguas superficiales y subterráneas, los aspectos de cantidad y calidad, así como la gestión coordinada del territorio, la vegetación y los recursos hídricos.

- ❑ No se han definido parámetros u objetivos específicos y cuantificables de conservación cuando se calcula un caudal ecológico.
- ❑ La vigilancia es limitada, lo cual también se dificulta si no está acompañada de indicadores de éxito u objetivos cuantificables. Si no se definen los objetivos de conservación e incluso siguen existiendo conceptos de caudales ecológicos diferentes entre los organismos difícilmente se podrá controlar en qué grado se están cumpliendo las metas.

En Brasil la legislación ha dado grandes avances con la declaración de la Ley 9.433, el punto crítico en el momento es encontrar la mejor manera de aplicar todos los instrumentos dispuestos en la misma. Se piensa que si se toman medidas con objetivos cuantificables y verificables a través de mecanismos establecidos éstas podrán ir adaptándose de acuerdo a los resultados. En cuanto a la cobranza del uso del agua se han generado grandes discusiones de distintas índoles pero en lo que concierne al tema aquí discutido, se piensa debe tenerse cuidado en conservar todas las condicionales de tiempo, priorización de usos y uso efectivo a pesar de que se pague por el agua.

En el caso particular de Chile, si bien las modificaciones aprobadas al Código de Aguas ayudarán a disminuir la especulación y le darán una cierta libertad de acción a la DGA para priorizar entre usos, los pasivos ambientales (dada las prácticas anteriores) no serán reparados (como se ha expresado) y no cambian a profundidad la manera sectorizada del manejo del agua.

Finalmente, es importante aclarar que el instrumento de ordenamiento territorial debería anteponerse a la determinación de un caudal ecológico. Primero es necesario determinar con la comunidad, organismos y sociedad académica los usos del suelo y agua que se desean en el territorio para luego calcular un caudal correspondiente a satisfacer tales demandas. Ya que

resulta inevitable que al modificar el flujo hídrico por la extracción de agua para múltiples usos o por el funcionamiento de hidroeléctricas y construcción de embalses se alteren los ecosistemas acuáticos, lo que debe tenerse claro es el

impacto que esta alteración produce y hasta qué grado se está dispuesto a exponer los ecosistemas. Solo luego de establecer objetivos claros de conservación, se podría comenzar a discutir sobre el método más idóneo para lo mismo.

Referencias

- ALVES, M.; BERNARDO, J. 2000. Contribuição para uma metodologia de determinação do caudal ecológica em cursos de água temporários. In: Congresso da Água 5., 2000 Lisboa , Portugal **Anais** .
- ARTHINGTON, ANGELA H. et al. 1998. Comparative evaluation of environmental flow assessment techniques: R & D requirements. **Land and Water Resources Research and Development Corporation Occasional Paper No. 24/98**. Canberra, Australia. 26 pp.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. 2004. **Gestão das águas**. disponível em: <http://www.ana.gov.br>
- BENETTI, ANTÔNIO D.; LANNA, AANTÔNIO E.L.; COBALCHINI, MARIA SALETE. 2003. Metodologias para determinação de vazões ecológicas em rios. IN: **Rbrh : revista brasileira de recursos hídricos**. Porto Alegre, RS: ABRH, v. 8, n.2 (abr./ jun.2003), p.149-160
- BRAGG, O.M. ; BLACK A.R.; DUCK, R.W. 1999. **Anthropogenic impacts on the hydrology of rivers and lochs. Literature review and proposed methods**. Scotland & Northern Ireland Forum for Environmental Research. Revised Stage 1 Report No. W98(50) I1. Geography Department, University of Dundee. 101 pp.
- BRASIL. Lei n. 4471, de 1965. **Código Florestal Brasileiro**. Brasília – DF.
- BRASIL.Ministério do Meio Ambiente 2002. **Manual Consumo Sustentável**. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/srh/index.cfm>>.
- BRASIL. Lei n.9733, de 8 de janeiro de 1977. **Política Nacional de Recursos Hídricos**. Brasília – DF. Disponível em <<http://www.ana.gov.br>>.
- BRASIL. ministério do Meio Ambiente. 1998. **Recursos Hídricos no Brasil**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/srh/index.cfm>>
- BRASIL.Ministério do Meio Ambiente. 2000. **Termos de Referência para Elaboração dos Planos de Recursos Hídricos**.Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/srh/acervo/estudos/doc/trfinali.pdf>>.
- BRIZGA S.O. et al. 2002. Benchmarking, a top-down methodology for assessing environmental flows in Australian rivers .In: : International Conference on Environmental Flows or River Systems, incorporating the International Ecohydraulics Symposium.4.: Cape Town- Sur Africa. **Proceedings**. Unpublished proceedings.
- CHILE. Ministério de Obras Publicas. Dirección General de Aguas. 1999. **Política Nacional de Recursos Hídricos**. Disponível em: < <http://www.dga.cl>>
- CHILE. Ministério de Obras Publicas. Dirección General de Aguas. OFICIO N. 5524. 2005. **Modificaciones del Código de Aguas**. Disponível em: < http://www.dga.cl/secuencias/%FAltimo_ORD_Congreso_Modif_CA.pdf>
- CHILE. ministério de Obras Publicas. Dirección General de Aguas. 2002. **Manual de normas y procedimientos para la administracion de recursos hídricos** . Disponível em: < http://www.dga.cl/secuencias/servicios/derech_criterios.htm
- CHILE. Comision Nacional del Medio Ambiente.(CONAMA). 1998. **Gestión integrada del recurso agua**. Documento de discusión. Disponível em: < http://www.conama.cl/cds/cat_10acta>
- CONAMA (Chile). 1998. **Gestión integrada del recurso agua**. Documento de discusión. Disponível em: < http://www.conama.cl/cds/cat_10acta>
- CONTRERAS, M. L. 1998.**Flujo del carbono en el ecosistema Rio Clarillo: autotrofia versus heterotrofia**. Tese (Doutorado) – Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.
- DOUROJEANNI, A.; JOURALEV, A. 1999. **El código de aguas de Chile: entre la ideología y la realidad**. [s.l.] : CEPAL LC/C.
- ENCUENTRO NACIONAL DE COMITÉS DE CUENCAS, 4., 2004, Gramado-RS. **Anais...**
- HUDSON, H; BYROM, A; CHADDERTON, L. 2003. A critique of IFIM-instream habitat simulation in the New Zeland context. **Science for Conservation**. v. 231, p. 1-69.
- INFORME PAÍS. Chile, 1999. **Estado del medio ambiente en Chile**. Universidad de Chile. <http://www.uchile.cl/capp/informepais/Recursos%20Hidricos.pdf>
- JACKSON, R. Et al. 2001. Water in changing World. **Issues in Ecology**. v. 9, p. 1-16.
- JAMETT, G. 2005. **Evaluación del concepto caudal ecológico para alcanzar la conservación de ecosistemas lóticos**. Tese (Doutorado). Program de Inter- facultades. Universidade do Chile.
- KING J.M.; LOUW, M.D. 1998. Instream flow assessments for regulated rivers in South Africa using the Building Block Methodology. **Aquatic Ecosystem Health and Management**. v. 1, p.109-124.
- KING J.M; THARME, R.E.; BROWN, C.A. 1999. **Definition and implementation of instream flows**. Thematic Report for the World Commission on Dams. Southern Waters Ecological Research and Consulting, Cape Town, South Africa. 63 pp.

- MADDOCK, I. 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. **Freshwater Biology**. v. 41, p.373-391.
- MARGALEF, R. 1991. **Teoría de los sistemas ecológicos**. Publicacions Universitat de Barcelona.
- ORREGO, J. 2002. **Legislación e institucionalidad para la gestión de las Aguas**. Ed. Fundación TERRAM. Chile.
- PELISSARI, V. ; SARMENTO, R. 2003. Vazão ecológica para o Rio Santa Maria da Vitória, ES. Seminário Estadual sobre Saneamento e Meio Ambiente, 5., Vitória-ES, Brasil. **Anais...**
- POFF, N.L. et al. 1997. The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. **BioScience**. v.47, 769-784.
- RICHTER, B.D., et al. 1996. A method for assessing hydrological alteration within ecosystems. **Conservation Biology**. v.10, n.4, p.1163-1174.
- RICHTER, B.D. et al. How much water does a river need? **Freshwater Biology**. v. 37, p. 231-249.
- STALNAKER, C.B, et al.. 1994. **The Instream Flow Incremental Methodology**: a primer for IFIM. National Ecology Research Center, Internal Publication. National Biological Survey. Fort Collins, Colorado, U.S.A. 99 pp.
- THARME, R.E .2002. A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of Environmental flow methodologies for rivers. In: International Conference on Environmental Flows or River Systems, incorporating the International Ecohydraulics Symposium.4.: Cape Town- Sur Africa. **Proceedings**. Unpublished proceedings.
- VERWEIJ, M. 2000. A propósito del caudal ecológico. Bolivia. Disponible en: <http://www.aguabolivia.org/ExportacionAguas/Caudal_Eco.htm>.
- WARD, J.V y TOCKNER, K. 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. **Freshwater Biology**. v..46, p.807-819.
- WASHINGTON. DEPARTMENT OF FISH AND WILDLIFE. 2003. **A guide to instream flow setting in Washington State**. Estados Unidos.

Gabriela Jamett Domínguez Egresada del Magíster Gestión y Planificación Ambiental, Universidad de Chile. gabriela.jamett@gmail.com

Alexandra Rodrigues Finotti Professora da Universidade de Caxias do Sul, Departamento de Engenharia Química. arfinotti@ucs.br

Presentación de artículos

Los artículos pueden ser presentados en español, portugués o inglés. El resumen deberá ser enviado obligatoriamente en lo mismo idioma y abstract en inglés (para trabajos en español y portugués) y, en español (para trabajos en inglés).

FORMATO

El archivo debe ser enviado en medio magnético, acompañado de dos copias impresas. Los archivos deben estar en Word, versión reciente.

Configuración de la página: tamaño: A4 (210 x 297mm); márgenes: 2,5 cm en todas las direcciones;

Espacio doble, letra Times New Roman 12;

Número máximo de páginas igual a 25, incluyendo tablas, figuras, ecuaciones y referencias. Estas deben estar numeradas de 1 a n. Las tablas y figuras deben tener título. Las figuras deben ser enviadas también en archivo separado en formato TIF, 300dpi.;

Todas las referencias citadas en el texto deben estar listadas en la bibliografía. En el texto del artículo la referencia debe ser escrita, en minúsculas y entre paréntesis, como apellido y año e. g. (Araujo, 2001). Referencias con dos autores serán citadas como: (Araujo y Campos, 2001). Para el caso de más de dos autores será: (Araujo et al., 2001). En la bibliografía las referencias serán listadas en orden alfabético del apellido del primer autor, el que debe ser escrito en mayúsculas, e. g. :

ARAUJO, J., Campos, E. y Silva, C., 2001. Política de Recursos Hídricos em Pernambuco. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. vol. 7, nro 1, p. 232-253. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. www.abrh.org.br

Cuando sea posible, deberá ser indicada una página de Internet relacionada a la publicación citada, como indicado en el ejemplo.

La numeración de las ecuaciones debe estar a la derecha y todos sus términos deben estar definidos en el texto.

Todas las tablas y figuras deben estar citadas en el texto.

Los interesados en publicar artículos en la revista deben preparar el mismo de acuerdo con el formato indicado y enviarlo a:

María Elena Zúñiga - GWP / South America - CEPAL
Av Dag Hammarskjöld 3477 - Vitacura
Casilla 179-D - Santiago - Chile
gwpsamtac@eclac.cl

Chamada de artigos

Os artigos devem ser submetidos em espanhol, português ou inglês. Deverá ser enviado, obrigatoriamente, resumo no mesmo idioma e em inglês (para trabalhos em português e espanhol) e, em espanhol (para trabalhos em inglês).

FORMATO

O arquivo deve ser enviado por meio magnético, acompanhado de duas cópias impressas. Os arquivos devem estar em Word, versão recente.

Configurações da página: tamanho A4 (210 x 297mm); margens 2,5 cm em todas as direções;

Espaçamento duplo, tipografia Times New Roman, corpo 12;

Número máximo de páginas igual a 25, incluindo tabelas, figuras, equações e referências. Estas devem estar numeradas de 1 a n. As tabelas e figuras necessitam ter título. As figuras devem ser enviadas também em arquivo separado, em formato TIF, resolução 300 dpi.

Todas as referências citadas no texto devem estar listadas na bibliografia. No texto do artigo a referência deve ser escrita em minúsculas e entre parênteses, como sobrenome e ano (Araujo, 2001). Referências com dois autores serão citadas como: (Araujo e Campos, 2001). Na bibliografia as referências serão listadas em ordem alfabética do sobrenome do primeiro autor, que deve ser em maiúsculas:

ARAUJO, J., Campos, E. e Silva, C., 2001. Política de Recursos Hídricos em Pernambuco. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. vol.7, n.1, p.232-253. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. www.abrh.org.br

Sempre que possível, deverá ser indicada uma página de Internet, relacionada à publicação citada, como no exemplo acima.

A numeração das equações deve estar à direita e todos os seus termos devem ser descritos no texto.

Todas as tabelas e figuras devem ser mencionada no texto.

Os interessados em publicar artigos na revista devem preparar o mesmo de acordo com o formato citado e submetê-lo a:

Maria Elena Zúñiga - GWP / South America - CEPAL
Av Dag Hammarskjöld 3477 - Vitacura
Casilla 179-D - Santiago - Chile
gwpsamtac@eclac.cl

Fotolitos e impressão
Editora Evangraf
Rua Waldomiro Schapke, 77 – Porto Alegre, RS
Fone (51) 3336-0422 e 3336-2466