

Desafios e oportunidades para a implementação do hidrograma ecológico

Christopher Souza
Sidnei Agra
Rutinéia Tassi
Walter Collischonn

RESUMO: Este artigo apresenta uma discussão quanto à viabilidade de implementação do hidrograma ecológico ao avaliar: seus métodos de determinação; práticas que concorrem para sua implementação, e; a realidade da política brasileira de gerenciamento de recursos hídricos e meio ambiente, no tocante à conservação de rios. Como resultado, uma estrutura mínima para sua implementação consistiria em: legitimar o ecossistema como usuário de água, com prioridade inferior aos humanos básicos apenas; ajustar o gerenciamento de recursos hídricos para considerar hidrogramas ecológicos; definir hidrogramas regionais típicos, como parâmetro para definições locais; classificar rios com relação às suas características prévias à intervenção humana na bacia, incluindo características geomorfológicas, ecológicas e hidrológicas; e elaborar programas de pesquisa e monitoramento de índices que contribuam para refinar estimativas iniciais de hidrogramas ecológicos ao longo de sua operação.

PALAVRAS-CHAVE: hidrograma ecológico, sustentabilidade ambiental, gerenciamento.

ABSTRACT: This paper presents some debate over the feasibility of applying environmental flows which mimic the natural regime through the assessment of: its prescription methods; water management techniques which would benefit its implementation, and; the Brazilian Water Resources and Environmental Management, especially fluvial systems conservation. As a result, the minimum framework to its implementation would consist of: legitimizing fluvial ecosystems as water resources users; setting management tools to consider environmental flows; establishing regional typical hydrographs, to serve as parameters to local definitions; classifying rivers based on its modification from undisturbed state, including geomorphological, ecological and hydrological aspects; developing research and monitoring programs to refine and evaluate the river status along its management.

KEYWORDS: environmental flows, instream.

INTRODUÇÃO

A gestão de recursos hídricos tem apresentado falhas na tentativa de preservar o meio ambiente. Como efeito da não-preservação de processos ecológicos, resultam prejuízos para atividades dependentes do meio, como a pesca e o turismo, caracterizando um problema de abrangência não só ambiental, mas também sócio-cultural. Um dos motivos para o insucesso na preservação do meio ambiente encontra-se na alteração de regimes hidrológicos, modificados tanto em suas características qualitativas (Pinay *et al.*, 2002) quanto quantitativas (Poff *et al.*, 1997; Bunn & Arthington, 2002; Nilsson & Svedmark, 2002). Esforços atuais, em sua maioria, buscam conservar apenas níveis de estiagem (Postel & Richter, 2003) compatíveis com os valores naturais observados.

Tentativas recentes (Richter *et al.*, 2006) de solucionar estas falhas remetem à manutenção do regime de vazões variadas ao longo tempo no rio, buscando atender tanto às necessidades humanas quanto dos ecossistemas aquático e ripário. No Brasil, alocações de água para manutenção de vida passaram a ser denominadas (Collischonn *et al.*, 2005) Hidrograma Ecológico, em detrimento à denominação comum de vazão ecológica, com a finalidade de enfatizar a necessidade de alterar práticas tradicionais de aplicação de vazões constantes de estiagem para a adoção de regimes hidrológicos que permitam a preservação de processos ecológicos.

Este artigo busca analisar os desafios e oportunidades potenciais para a implementação dos hidrogramas ecológicos, por meio de (i) avaliações quanto aos seus

métodos de prescrição; (ii) apresentação de práticas que concorrem para a implementação do hidrograma ecológico na política de gerenciamento de rios, e; (iii) análise da política brasileira de recursos hídricos e meio ambiente no tocante à conservação de rios.

HIDROGRAMA ECOLÓGICO

O manejo de recursos hídricos necessita considerar a manutenção, em corpos d'água, de componentes-chave do regime hidrológico natural, *i.e.*, prévio às intervenções humanas, que, de acordo com Poff *et al.* (1997), devem incluir: variação de magnitudes, duração, frequência e período de ocorrência de eventos (estiagens, cheias e inundações), além da taxa de variação de vazão entre eventos (de estiagem para cheia ou vice-versa). Essa consideração se justifica pela adaptação, co-evolução e utilização dos eventos hidrológicos em diferentes estágios de vida ou de produção por espécies nativas, e mesmo de parcela da sociedade (Quadro 1)

Em virtude de diferenças climáticas, lito-topográficas e bióticas de região para região, a definição do Hidrograma Ecológico não deve ser padronizada,

mas, respeitar as especificidades locais, considerando, ainda, os anseios de sua população no tocante às metas de aproveitamento dos recursos hídricos e de preservação de rios (Acreman & Dunbar, 2004).

Apresentam-se, em seguida, os métodos de determinação de hidrogramas ecológicos, e algumas considerações a serem atendidas em função do grau de intervenção humana.

Métodos para a determinação de Hidrogramas Ecológicos

Para a definição de hidrogramas ecológicos, a identificação de relações entre regime hidrológico-ecologia-sociedade mostra-se essencial. Infelizmente, a ciência ambiental não conseguiu avançar a ponto de estabelecer com clareza as demandas hídricas de todas as espécies de cada região. As alternativas a essa incapacidade científica são o estudo de estatísticas de séries temporais de vazão (*e.g.*, RVA; Richter *et al.*, 1997; e FFTSint; Cruz, 2005) e a utilização de painéis de especialistas (*e.g.*, BBM; Postel & Richter, 2003; ESWM; Richter *et al.*, 2003; e DRIFT; King *et al.*, 2003).

QUADRO 1

Relações entre o regime hidrológico e processos ecológicos (adaptado de Richter *et al.*, 2006)

Estiagens	Cheias*	Inundações
<p>São suficientemente baixas para:</p> <ul style="list-style-type: none"> ☒ concentrar presas, e assim, favorecer os predadores durante um período; ☒ eliminar, ou reduzir a densidade de espécies invasoras; ☒ expor bancos de areia e praias que são utilizados para reprodução de répteis e/ou aves; ☒ secar áreas de inundação temporária. <p>São suficientemente altas para:</p> <ul style="list-style-type: none"> ☒ manter o habitat de espécies nativas; ☒ manter a qualidade da água, especialmente a temperatura e a concentração de oxigênio dissolvido; ☒ manter o nível do lençol freático na planície. 	<ul style="list-style-type: none"> ☒ Determinam o tipo de sedimento do fundo do rio; ☒ Evitam a invasão do leito do rio por plantas terrestres; ☒ Renovam a água armazenada em lagos marginais, braços mortos do rio e em regiões de estuários. 	<ul style="list-style-type: none"> ☒ Modificam a calha do rio, criando curvas, bancos de areia, ilhas, praias, áreas de maior ou menor velocidade de água, e diversidade de ambientes; ☒ Inundam as planícies, depositando sedimentos e nutrientes necessários para a vegetação terrestre; ☒ Inundam e criam lagoas marginais na planície, criando oportunidades de reprodução e alimentação para peixes e aves; ☒ Indicam o início do período de migração ou de reprodução para algumas espécies de peixes; ☒ Eliminam ou reduzem o número de espécies invasoras ou exóticas; ☒ Controlam a abundância de plantas nas margens e na planície; ☒ Espalham sementes de plantas pela planície.

* Cheias são aqui definidas como elevações de nível d'água até um pequeno transbordamento da calha do rio, *i.e.* algo com uma recorrência em termos médios de 2 a 5 anos.

Método estatístico - Em regiões onde existem dados hidrológicos, que representem adequadamente a variação de vazão, o uso de técnicas estatísticas para reprodução de regimes naturais mostra-se bastante apropriado, assumindo-se que as espécies locais estão adaptadas ao regime. Um exemplo de método com base em análise de dados é a abordagem de intervalo de variação de vazões (*Range of Variability Approach*, RVA; Richter *et al.*, 1997) que utiliza indicadores de alteração hidrológica (*Indicators of Hydrologic Alteration*, IHA; Richter *et al.*, 1996). Estes autores desenvolveram um método hidrológico que prescreve vazões de referência, sendo a proteção do ecossistema natural o objetivo prioritário. O desenvolvimento da abordagem IHA concentrou-se na identificação de um conjunto de 32 índices que busca representar os componentes do regime hidrológico natural descritos por Poff *et al.* (1997). Nessa técnica, utilizam-se dados diários, medidos ou simulados, para cálculo dos índices com base no ano hidrológico, concentrando-se, portanto, na variabilidade inter-anual. O dilema encontra-se, no entanto, na determinação da quantidade e magnitude de desvios dos valores médios naturais destes parâmetros, para representar a variação inter-anual natural. Usualmente, empregam-se três hidrogramas ecológicos para cada meta de conservação ambiental, com base no clima (ano seco, médio e úmido). Onde não há informação ecológica disponível, o RVA utiliza um intervalo pré-estabelecido de ± 1 desvio padrão da média ou o 25° e o 75° percentis (valores adotados como estimativa inicial no rio Savannah, E.U.A.; Richter *et al.*, 2006) em cada parâmetro da análise. Enfatiza-se que os padrões definidos nesse método devem ser monitorados e revisados.

Painel de especialistas - A experiência de um conjunto multi-disciplinar de especialistas deve ser priorizada na definição de hidrogramas ecológicos, para auxiliar na sua estimativa em regiões onde é clara a carência de dados hidrológicos representativos e/ou para definir os limites de alteração do hidrograma estabelecido por técnicas estatísticas. Acreman & Dunbar (2004) acrescentam que as vantagens dessa abordagem estão em sua flexibilidade e construção de consenso, podendo ser alcançadas as melhores soluções com base em dados e resultados de modelos disponíveis. Quanto às desvantagens, estas encontram-se na não-replicabilidade do hidrograma ecológico estimado por outro grupo de especialistas, os quais poderiam chegar a conclusões diferentes, e

na necessidade de ter especialistas com bom conhecimento do rio em estudo e de hidrologia básica.

Além da opinião de especialistas, o conhecimento popular é um componente a ser considerado para reconstrução de regimes hidrológicos, principalmente nas regiões onde há poucas informações hidrológicas (Calheiros *et al.*, 2000).

Estando definidos os componentes hidrológicos “ideais” para a preservação de ecossistemas ribeirinhos, uma negociação entre os atores de interesse no manejo hídrico deve acontecer para possibilitar o atendimento das demandas da população.

Aplicação em rios com intervenção humana considerável

Além das questões comentadas no item anterior, deve-se considerar a diferença entre definir e implementar hidrogramas ecológicos para rios não-perturbados e rios explorados, *e.g.* onde existe estrutura física de regularização (reservatório, dique) e/ou uso intensivo de recursos hídricos via captação e/ou diluição de efluentes. Rios sujeitos ao efeito da instalação humana em sua bacia hidrográfica apresentam, comumente, limitações à implementação do hidrograma ecológico, sendo impossível, em muitos casos (Richter *et al.*, 2006), aplicar recomendações de vazão imediatamente, por razões econômicas e políticas. No Brasil há vários exemplos de rios (ou trechos de rios) nessa situação, no Nordeste, na bacia do Paraná e no baixo rio São Francisco.

Nesses casos, a implementação de hidrogramas ecológicos deve passar pela medição e *manejo ativo* (*e.g.* operação de reservatório ou bombeamento direto de água subterrânea para o rio; Acreman & Dunbar, 2004) ou *manejo restritivo* (regulação de extrações ou desvios) em pontos de controle.

Alguns estudos sugerem a liberação de cheias induzidas por grandes reservatórios na tentativa de restabelecer ecossistemas aquáticos de jusante. Um exemplo interessante, apresentado por Acreman (2005), é a manutenção de 33.300 m³ de água no delta do rio Indus (no Paquistão), no período entre Julho e Agosto, para manter a saúde de região de mangue e dar suporte à pesca. As várzeas de montante ao delta, segundo esse mesmo estudo, precisam ser inundadas pelo menos duas vezes em cinco anos para o estabelecimento de novas plantas. Estudos dessa natureza possibilitam ao regulador (ou gestor), neste caso o Governo Paquistão, a definição do regime de vazões a ser liberado pelos reservatórios.

A restauração de pulsos de cheia ou inundações pode exigir (Richter *et al.*, 2006) modificações de estruturas de operação do reservatório e/ou mudanças no uso do solo de lenta implementação, *e.g.*, a restauração de áreas de terras úmidas em áreas agrícolas ou a reformulação de infra-estrutura de manejo de águas pluviais em área urbanizada. A restauração de condições de estiagem pode exigir a implementação de uma variedade de medidas de conservação de água, como melhorar a eficiência da irrigação, de sistemas de abastecimento, ou ainda a retenção (ou compra) de outorgas ou licenças de uso de água de usuários atuais, possibilitando maior escoamento de água para jusante.

PRÁTICAS A SEREM CONSIDERADAS PELA POLÍTICA LOCAL DE GERENCIAMENTO DE RIOS

Algumas práticas relacionadas ao manejo do solo e da água podem facilitar a implementação de

hidrogramas ecológicos. Dentre essas, destacam-se: i) legitimar o ecossistema como usuário de água; ii) classificar os corpos d'água quanto à saúde de sua biota; iii) estabelecer um mercado de águas; iv) otimizar o manejo do solo com vistas à conservação ambiental, e; v) empregar o manejo adaptativo do recurso hídrico.

O ecossistema como usuário de água

A conservação de ecossistemas, além de um dever ético (Falkenmark & Folke, 2002), é uma meta que resulta em benefícios à civilização (inclusive sua preservação; Diamond, 2005), em virtude dos bens e serviços providenciados pela natureza ao homem (Quadro 2), os quais sustentam as sociedades (Naiman *et al.*, 2002). Postel e Richter (2003) mencionam que não priorizar o uso de água pelo ecossistema é como tentar utilizar o material destinado à construção da fundação de uma edificação no quarto ou quinto pavimento.

QUADRO 2

Benefícios da manutenção de ecossistemas de água doce. Adaptado de Postel & Richter (2003).

Serviço do Ecossistema	Benefícios
Provisão de água	Mais de 99% de suprimento de água para irrigação, indústria e domicílios no mundo provém de sistemas naturais.
Provisão de alimento	Peixes, aves, mexilhões, mariscos e similares são importantes fontes de alimento para pessoas e animais silvestres.
Depuração de água / Degradação de resíduos	Terras úmidas filtram e quebram poluentes, melhorando a qualidade da água.
Mitigação de inundações	Bacias e várzeas absorvem água de chuva, amortecem escoamento, e ajudam na recarga subterrânea.
Mitigação de secas	Bacias, várzeas e terras úmidas absorvem água de chuva, amortecem escoamento, e ajudam na recarga subterrânea.
Provisão de habitat	Rios, córregos, várzeas e terras úmidas providenciam moradia e local de reprodução para peixes, aves, animais selvagens, e numerosas outras espécies.
Manutenção da fertilidade do solo	Sistemas rio-várzea saudáveis constantemente renovam a fertilidade de solos.
Aporte de nutrientes	Rios aportam sedimentos ricos em nutrientes para deltas e estuários, ajudando a manter a produtividade destes.
Manutenção de zonas costeiras	Água doce mantém, em deltas e ambientes marinhos costeiros, os gradientes de salinidade essenciais para a riqueza biológica e produtividade.
Provisão de beleza e qualidade de vida	Rios naturais e paisagem fluvial são fontes de inspiração e valores culturais e espirituais; sua beleza melhora a qualidade de vida do homem.
Oportunidades de recreação	Nadar, pescar, caçar, navegar, observação da natureza, piqueniques, caminhadas ao longo do rio.
Conservação de biodiversidade	Diversos grupos de espécies realizam o trabalho da natureza (incluindo todos os serviços nesta tabela), sobre os quais dependem as sociedades; conservar diversidade genética preserva opções para o futuro.

Com base nessas considerações, alguns países têm colocado o ecossistema como um dos usuários de água, *e.g.* Austrália (Arthington & Pusey, 2003). Na África do Sul (Postel e Richter, 2003), uma “Reserva de água”, *i.e.*, uma alocação de água para satisfazer demandas humanas essenciais (*e.g.* beber, cozinhar) e para dar suporte a funções do ecossistema, que conservem a biodiversidade e assegurem serviços valiosos para a sociedade, adquire prioridade máxima sobre todos os outros usos. De forma similar, a Tânzania (Acreman & Dunbar, 2004) também possui leis e políticas para definir e implementar alocações de água com vistas a manter e restaurar processos ecológicos e a biodiversidade de ecossistemas.

Ao legitimar o ecossistema como usuário de água, a aplicação do hidrograma ecológico receberá apoio legal, tendo em vista que este instrumento estabelece a quantidade de água necessária para conservação de seus processos ecológicos.

Classificar corpos hídricos com relação ao seu estado não-perturbado

Classificar corpos hídricos relacionando-os ao seu estado não-perturbado, *i.e.*, com relação às suas características prévias às intervenções humanas, deve conduzir a uma maior conscientização da população com relação aos efeitos de suas atividades e, conseqüentemente, maior conservação da saúde de sua biota. Com isso, metas de planejamento de atividades na bacia hidrográfica passariam a ser definidas com maior transparência, quanto aos potenciais impactos ambientais, o que estaria diretamente ligado à implementação de hidrogramas ecológicos. A utilização de indicadores para avaliação de integridade biótica, de alteração hidrológica e geomorfológica pode auxiliar na definição de estado do corpo d’água e na avaliação da efetividade de medidas adotadas. Da mesma forma que na prescrição de hidrogramas ecológicos, o conhecimento da biota e das características hidrológicas e geomorfológicas mostra-se mister. Classificações de corpos d’água com base em graus de alteração, com relação às suas características naturais, *i.e.*, não perturbada pela ação humana, são práticas atualmente adotadas (Acreman & Dunbar, 2004) pela União Européia e pela África do Sul, as quais serão apresentadas em seguida a título de ilustração.

A Diretiva de Água (*Water Framework Directive*) da Comunidade Européia estabelece que todos os corpos d’água superficiais e subterrâneos devem alcançar “Bom *status*”, o qual seria uma combinação de bom *status* químico e ecológico. O Bom *status* eco-

lógico é definido como um pequeno desvio do estado natural, com base em populações e comunidades de peixes, macro-invertebrados, macrófitas e fitobentos, e fitoplâncton e, em elementos de suporte que influenciam elementos biológicos como a estrutura do canal e o regime hidrológico.

Na África do Sul, a classificação de rios empregada (Quadro 3) visa à definição diferenciada de metas de manejo ecológico, em função do grau de conservação ambiental desejado, existindo ainda duas classes adicionais (E e F) para descrição do estado atual do rio, as quais não podem ser colocadas como metas.

QUADRO 3
Classes de rio para manejo ecológico. Extraído de DWAF (1999 apud Acreman & Dunbar, 2004)

Classe	Descrição
A	Modificação mínima de condição natural. Mínimo risco a espécies sensíveis.
B	Pequena modificação de condições naturais. Risco pequeno para biota intolerante.
C	Modificação moderada da condição natural. Redução em especial de biota intolerante.
D	Alto grau de modificação de condições naturais. Biota intolerante dificilmente presente.

Mercado de águas

A implementação de hidrogramas ecológicos demanda por agilidade e flexibilidade na definição de alocações de águas. O estabelecimento de limites de uso de água, em razão da necessidade de conservação ambiental, deve conduzir a melhorias de eficiência de sistemas hídricos. Postel & Richter (2003) argumentam que essa prática torna a sociedade mais consciente de suas opções e do estado de seus corpos d’água (quais estão sendo degradados e o porquê).

Mercados de água apresentam-se como elementos oportunos para catalisar a transferência de direitos de uso, sendo interessante considerar seu condicionamento pelo órgão público, com vistas a providenciar opção para o direcionamento de algumas outorgas a usos de interesse.

Tecnicamente, o mercado de águas é um instrumento de alocação e realocação de águas, que busca dar à água um uso mais eficiente. Em termos práticos, o bem negociado seria o direito de uso da água, podendo ser este transferido permanentemente ou

temporariamente. Em termos de espaço, a institucionalização do modelo poderia se restringir a um País, a um estado, a uma bacia hidrográfica ou mesmo a uma área específica, dependendo dos costumes, das leis e também das estruturas disponíveis para transferência de águas (Campos, 1999).

Nesse contexto, uma alternativa ao condicionamento do mercado pode ser a atribuição de valor diferenciado (ou vantagens) para as outorgas que se destinam a atividades que proporcionem inserção social, fortalecimento cultural e/ou conservação ambiental. Arthington & Pusey (2003) advogam a favor de inserir o meio ambiente como participante do mercado de águas. Com o advento de agentes financeiros, operados por gestores de recursos hídricos (*e.g.* as agências de bacia hidrográfica), vários mecanismos potenciais para levantar fundos poderiam ser acionados, como doação por cidadãos ou organizações.

Os mecanismos de precificação e mensuração demandam um longo período para alcançar seus objetivos. Em localidades em que o limite de uso dos recursos hídricos for superior à disponibilidade, a disputa pelo recurso poderá levar à eficiência do uso por meio de marginalização de pequenos produtores ou de produtores em solos mais pobres (como observado na bacia dos rios Murray-Darling, Austrália; *The Economist*, 2007). Dessa forma, produtores de cultivo de alto valor (financeiro e, logo, alta eficiência hídrica) agregado (*e.g.* uva sem caroço) tendem a sobressair-se, levando a uma necessidade futura de importação de produtos de baixo valor agregado (*e.g.* arroz, criação de gado).

Onde a demanda por água não supera a oferta, a ponto de trazer prejuízos significativos, a possibilidade de transferir direitos de uso de águas proporciona maior aceitação à limitação de exploração hídrica máxima na bacia. Isso se justifica por usuários menores, os quais são os mais prejudicados quando o mercado não é condicionado, terem pequena influência política.

A busca por outros meios de aquisição de água, por parte dos empreendedores, *e.g.*, água subterrânea ou barramento de rios de menor porte (Murray-Darling; *The Economist*, 2007), pode surgir como efeito adverso da limitação de uso, caso a legislação e fiscalização não restrinjam todas as possibilidades de aquisição de água. Se a política de limitação de uso não for estabelecida de forma consensual e abrangente, políticas locais podem utilizar a transposição de

água de bacias vizinhas, criando um efeito dominó de degradação ambiental (Postel e Richter, 2003).

A utilização de hidrogramas ecológicos, associados a regras de limitação e transferência de direito de uso de água, depende de um sistema eficiente (satisfatório) de previsão de clima, com horizonte suficiente para possibilitar o planejamento das atividades, *e.g.* produção agrícola, com base na disponibilidade de água.

Manejo ótimo (econômico, social e ambiental) do solo

O sucesso da implementação do hidrograma ecológico está diretamente ligado ao desempenho de práticas de manejo do solo, sendo a conservação ambiental facilitada quando: (i) o planejamento de atividades considera a convivência com eventos extremos naturais; (ii) há avaliação ambiental integrada e estratégica para definição de atividades humanas; e (iii) há punição às atividades que não obedecerem a requisitos pré-estabelecidos e técnicas de distúrbio mínimo dos processos ecológicos e, conseqüentemente, do bem-estar social.

Convivência com eventos extremos naturais

Falkenmark & Folke (2002) afirmam que atitudes do passado, relacionadas a mudanças do ecossistema, direcionaram-se erroneamente no sentido de oferecer estabilidade à população, sob a crença de que sistemas naturais podem ser explorados e seus impactos controlados. Assumir estabilidade ignora elementos que podem ter acumulado ao longo do tempo, e que poderiam repentinamente acarretar em calamidades de larga-escala no sistema sócio-ecológico (Holling *et al.*, 1998 *apud* Falkenmark & Folke, 2002). Um exemplo emblemático foi a destruição provocada pelo furacão Katrina à cidade americana de Nova Orleans em 2005 (Fischetti, 2005). Dessa forma, observa-se que estratégias que buscam suprimir ou bloquear perturbações não providenciam solução sustentável.

A mudança de paradigma se baseia, portanto, na aceitação de que perturbação e mudança são inevitáveis, *i.e.*, que são parte do desenvolvimento da sociedade e de paisagens dominadas por homem e natureza. Nesse contexto, a implementação do hidrograma ecológico passaria a ser facilitada, pela diminuição de intervenções humanas para controle de cheia e estiagem no rio.

Avaliação ambiental integrada e estratégica

Avaliação ambiental e estratégica consiste na avaliação proativa de alternativas para o desenvolvimento de planos, programas e políticas, sob uma ótica abrangente (Noble, 2000 *apud* Alshuwaikhat, 2005). Falkenmark & Folke (2002) apresentam um conjunto de questões éticas interativas que deve ser tratado como componente de um manejo sócio-ecohidrológico de bacia, *i.e.*, (a) Modo de produção de comida; (b) Seleção do local de diferentes atividades: reservatórios para irrigação, assentamentos, entre outros; (c) Balanço de interesses de montante/jusante; (d) Exploração de água subterrânea; (e) Cargas de poluentes; (f) Atenção inter-geracional; (g) Proteção da resiliência, *ou seja*, da capacidade de re-equilíbrio ambiental após sujeição a perturbações e surpresas, por meio de conservação da biodiversidade.

Para tanto, necessita-se do levantamento de informações (a) quanto à disponibilidade natural de recursos, *i.e.*, quanto à disponibilidade de recursos sem necessidade de intervenção humana para provimento; (b) quanto às características naturais de hidrologia, topografia, ecologia e solo, para maximizar a conservação ambiental e melhor aproveitá-las, e; (c) quanto às carências e ambições locais de desenvolvimento, para minimizar esforços e maximizar a produtividade. Cabe enfatizar que o levantamento destas informações seria de grande serventia ao processo de definição de hidrograma ecológico.

Da mesma forma que no mercado de águas, o governo pode agir condicionando a avaliação ao definir, por exemplo, prioridades de produção em cada localidade, restringindo ou incentivando atividades que proporcionam efeitos sociais e/ou ambientais.

Punição aos infratores e direcionamento a métodos conservativos

A implementação de hidrogramas ecológicos necessita de compromisso quanto às escolhas assumidas quando de sua elaboração. Para tanto, sua definição deve procurar o consenso dentre os interessados no manejo hídrico da bacia em análise, respeitando as ligações existentes entre os diferentes corpos hídricos de cada região. Dessa forma, a sobreexploração de águas subterrâneas pode comprometer a alimentação do rio pelo aquífero, como observado na bacia do rio San Pedro, na divisa entre o México e os Estados Unidos (Postel e Richter, 2003).

Todavia, a definição de penalidade aos infratores de acordos ou legislações (nos casos em que a federação estabelece metas de forma impositiva) pode ser interessante, como incentivo ao cumprimento destas normas. Essa rigorosidade para atendimento de metas, associada à priorização de uso de água para abastecimento humano e demandas do ecossistema, demonstra-se essencial em razão da tendência humana a tentar barganhar sempre para obter mais recursos para seus usos individuais (Postel & Richter, 2003). A reforma australiana de águas (Arthington & Pusey, 2003), por exemplo, estabelece que alocações de água devem ser direcionadas apenas a empreendimentos com sustentabilidade ambiental, realidade distante dos cultivos lucrativos (cana-de-açúcar e algodão) dessa região, os quais são responsáveis por 75% da produção agrícola australiana (consumidora de 79% de toda água) que provêm de apenas 25% das fazendas. Caso a adaptação dessas fazendas venha a acontecer, resultará em grande economia de água a ser devolvida ao meio ambiente.

O problema passa a ser, portanto, a definição de técnicas para atender às metas ambientais e sociais e ainda atender às demandas de uma população crescente e obter avanços econômicos nas mais diversas atividades. Nesse escopo, a não-difusão de técnicas conservativas pode resultar no não atendimento de critérios ou na cessão de atividades por incapacidade de suporte às penas impostas.

Manejo adaptativo dos recurso hídricos

Richter *et al.* (2006) enfatizam que a ciência ecológica ainda não está adequadamente integrada à tomada de decisão na maior parte do mundo, sendo a maioria das decisões e planos de manejo hídrico realizados com base apenas em considerações de engenharia e pouca, ou nenhuma, contribuição científica quanto às demandas de água pelos ecossistemas. Há muitas razões político-sociais e econômicas que poderiam explicar esta falta de integração científica na tomada de decisão, mas esses autores sugerem que a maior causa é a ausência de um procedimento padrão, aplicável em todos os casos, para engajar cientistas. Para ser útil em uma variedade de contextos, esse processo, para integrar a contribuição científica, deve ser adaptável para aplicações que podem variar de planejamento de abastecimento de água à concessão de outorgas de extração de águas ou para o licenciamento de operação de reservatórios e, ainda, ser prático para um amplo intervalo de disponibilidade de recursos.

Além dessa ausência de procedimento padrão, a aplicação da ciência ao desafio de determinar demandas de vazões ambientais está propensa ao insucesso em longo-prazo, caso a ciência seja vista como uma avaliação ou contribuição pontual. Não se deve esperar que cientistas estejam “absolutamente convictos” quanto às demandas de vazão ambiental devido à complexidade inerente às respostas do ecossistema frente a regimes de vazões variáveis. Possíveis erros podem levar à não-satisfação das necessidades do ecossistema e conseqüente degradação – com perda dos serviços do ecossistema de estimado valor social – ou à desnecessária limitação ou cessão de outros potenciais usos humanos da água, com conseqüente dano social e econômico. Cabe ressaltar que, erros em favor humano podem resultar em perdas irreversíveis de espécies, as quais podem ser únicas em processos ecológicos.

Assim, o processo deve tomar caráter interativo, devendo ser visto como um experimento a ser monitorado e avaliado cuidadosamente, possibilitando refinamento científico de recomendações de vazão ambiental ao longo do tempo. Esse processo é conhecido como manejo adaptativo (Richter *et al.*, 2006). O foco, portanto, deve estar em aprender, e não em preparar-se para aprender. Se gestores hídricos pensarem que manejo adaptativo toma grandes expensas, processo institucional complexo e muitos anos para alcançar decisões, ficarão relutantes a utilizá-lo.

Em sua forma mais simples, manejo adaptativo inclui os seguintes elementos (extraído Richter *et al.* 2006):

- Ciência robusta. Um modelo conceitual é construído, sendo refinado pela experimentação, mediante as respostas obtidas do monitoramento. Estas respostas auxiliam no desenvolvimento do conhecimento.
- Compromisso no manejo e flexibilidade. Objetivos de manejo são definidos e revisados explicitamente, regularmente e de forma consensual. Incertezas são reconhecidas e gestores e demais atores se comprometem em diminuí-las. Estes, de posse das opções de manejo possíveis, criam mutuamente flexibilidade para testar abordagens alternativas. Os gestores devem estar desejosos por alterações no manejo mediante respostas provenientes do novo aprendizado.
- Aprendendo na prática. Atividades de manejo não esperam que alterações aconteçam até que

quantidade “suficiente” de informação seja obtida; sendo implementadas ações incrementais e estratégicas para minimizar incertezas e aumentar aprendizagem.

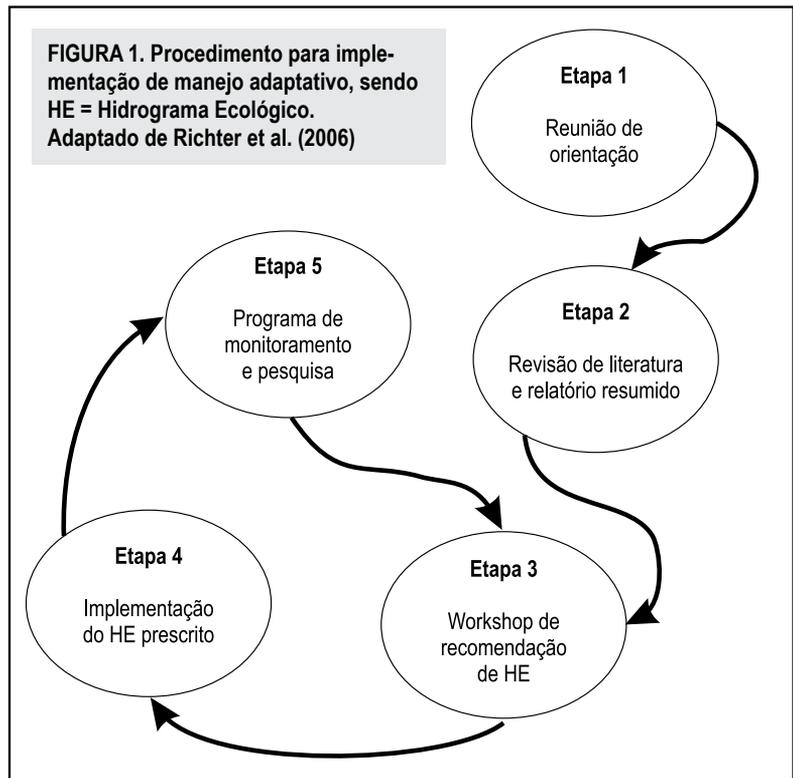
- Participação pública. Uma estrutura colaborativa providencia a participação dos atores no desenvolvimento e revisão dos objetivos de manejo.

O processo compreende cinco etapas (Figura 1): (1) reunião de orientação para ajustar o processo às necessidades e limitações do projeto particular ao qual será aplicado; (2) preparação de uma revisão e resumo bibliográfico do conhecimento existente sobre a biota dependente da vazão e os processos ecológicos de interesse; (3) *workshop* para desenvolver objetivos ecológicos, recomendações iniciais de vazão e lacunas-chave na informação; (4) implementação das recomendações de vazão com base em tentativa para avaliar hipóteses e reduzir incertezas; e (5) monitoramento das respostas do sistema e condução de pesquisas futuras.

As etapas 1-3 objetivam adquirir contribuição interdisciplinar na definição de objetivos ecológicos e uma referência inicial (*i.e.* metas de vazão ambiental) para iniciar o manejo adaptativo. Essas etapas devem ser ajustadas ao tempo e recursos disponíveis, e governada por uma avaliação das questões-chave a serem respondidas antes das etapas 4 e 5.

As etapas 3-5 são repetidas indefinidamente, incentivando novo aprendizado e melhorando recomendações de vazão ambiental ao longo do tempo. Em cada iteração, uma lista com prioridades de incertezas críticas e necessidades de pesquisa é atualizada.

Atualmente, o manejo adaptativo de rios (Richter *et al.*, 2006) encontra-se em atividade nos E.U.A., nos rios Bill Williams no Arizona, Rivana na Virgínia, Lago Cado no Texas e no rio Savannah na divisa da Geórgia com a Carolina do Sul, sob o projeto Rios Sustentáveis (*Sustainable Rivers Project*). Esse projeto é fruto de uma parceria entre o órgão operador de barragens (*U.S. Corps of Engineers*) e uma organização não-governamental (*The Nature Conservancy*). Na bacia do rio San Pedro (divisa do México com os Estados Unidos), o manejo adaptativo de exploração de água subterrânea é realizado em decorrência de sua super-exploração, a qual impacta as vazões de estiagem (Postel & Richter, 2003).



POLÍTICA BRASILEIRA DE RECURSOS HÍDRICOS E MEIO AMBIENTE

No Brasil, a manutenção de vazões remanescentes, *i.e.* que permanecem, em corpos d'água é condicionada por instrumentos previstos no SISNAMA (Sistema Nacional de Meio Ambiente) e no SINGREH (Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos). No plano operacional, os instrumentos que determinam as vazões remanescentes são a outorga de direito de uso das águas e o licenciamento ambiental de atividades potencialmente poluidoras, operados pelos órgãos gestores de recursos hídricos e pelos órgãos ambientais, tanto na esfera Federal quanto nos Estados.

Os planos de recursos hídricos também intervêm na definição das vazões remanescentes, uma vez que eles efetuam o balanço entre disponibilidades e demandas hídricas e estabelecem diretrizes para os demais instrumentos. Um outro instrumento que condiciona estas vazões é o Enquadramento, através

da definição de usos futuros preponderantes para os recursos hídricos, que condicionam a qualidade da água, e de uma vazão de referência, para a qual a qualidade da água é aferida.

Em termos práticos, no Brasil, ainda são poucas as experiências de definição de regimes de vazões remanescentes. A legislação federal não apresenta a definição explícita do órgão a quem compete a avaliação e regulação de vazões ecológicas. As legislações estaduais também não o fazem. Apenas o estado do Rio Grande do Sul remete essa atribuição ao órgão ambiental.

O que tem sido praticado, em alguns casos, é o estabelecimento de regras para usinas hidroelétricas, quando há trechos de vazão reduzida em seu projeto. Ainda assim, fala-se em num conjunto de vazões mínimas, constantes, estabelecidas por Estado, ou pela União. Ou seja, o que vem sendo feito é a definição de "vazão ecológica" e em nenhum caso se optou pelo estabelecimento de um hidrograma ecológico, ou um

regime hidrológico ecológico. A vazão destinada ao uso do ecossistema de rio está sujeita (a) à quantidade remanescente após a definição da vazão de referência para estabelecimento de outorgas, e; (b) à comparação da qualidade do lançamento de efluentes com padrões químicos estabelecidos na classificação de corpos d'água (Brasil, 2005) ou à estimativa de vazão necessária para diluição do efluente a depender do órgão que gerencia a bacia.

Dessa forma, as avaliações de impacto ambiental são realizadas sem consideração da sinergia dos efeitos das intervenções, não relacionando condicionantes de saúde do ecossistema à sua carga de suporte à alteração (*e.g.*, qualidade de água, regime hidrológico, conectividade longitudinal e lateral, características do substrato, talude e várzeas). O que se observa é a evidente degradação de ecossistemas de rio sujeitos à intervenção humana, como no baixo rio São Francisco (onde há uma cascata de reservatórios), o rio Tietê (rio urbano em São Paulo) e o rio Santa Maria (no Rio Grande do Sul, em região de intensa atividade agrícola).

O acompanhamento do estado do rio (monitoramento) no Brasil ainda é incipiente, havendo não muito mais que uma rede hidrométrica, responsável pelo monitoramento quantitativo, principalmente para o caso de rios de grande potencial hidro-energético. Já o monitoramento qualitativo está associado a iniciativas localizadas em projetos e programas vinculados aos órgãos ambientais estaduais.

A prioridade de uso para o abastecimento humano e para a dessedentação de animais está definida na legislação federal, sendo que, para os demais usos, a hierarquia deve ser definida nos planos de recursos hídricos. A legislação e os planos ainda definem que dentro de uma mesma categoria de uso, tem prioridade o usuário que comprovar maior eficiência no uso da água.

O país não investe em políticas de proteção ou revitalização. Iniciativas isoladas nesse setor estão condicionadas a programas de financiamento de organismos internacionais, mas ficam restritas ao período de financiamento.

Quanto ao manejo de águas subterrâneas e sua integração com o manejo de águas superficiais, ainda há muito que se avançar, uma vez que não há definições quanto a esse tema. A gestão das águas subterrâneas é feita mediante a autorização de perfurações de poços, por cada ente da federação, sem planejamento regional ou de bacia.

DESAFIOS E PERSPECTIVAS PARA IMPLEMENTAÇÃO DO HIDROGRAMA ECOLÓGICO

A investigação de métodos para a definição de hidrogramas ecológicos e das práticas que favoreceriam sua implementação, quando observada à luz da realidade política brasileira de recursos hídricos e meio ambiente, evidencia grandes desafios e fornece perspectivas em curto-prazo. A apresentação desses aspectos foi subdividida para análise quanto às relações hidrologia-ecologia-homem, quanto à aplicabilidade dos métodos de definição de hidrogramas ecológicos e quanto à estrutura política e gerencial brasileira.

Relações hidrologia-ecologia-homem

A predição de comportamento ecológico e humano frente às alterações hidrológicas, em decorrência de atividades humanas ou naturais (*e.g.*, mudanças climáticas), seria o caminho ideal para o gerenciamento dos recursos e direcionamento do modo de vida. No entanto, essa predição está longe de acontecer, em razão da escassez de informação quanto à ecologia e, em menor grau, hidrologia e de atividades humanas relacionadas. De toda forma, a minimização do desperdício de recursos naturais e a melhoria da qualidade de vida da sociedade necessitam ser trabalhadas, não havendo alternativa à coleta de informação (monitoramento) e pesquisa que relacione estas três áreas.

Quanto a informações hidrológicas, a utilização de simulação pode auxiliar a preencher a lacuna de conhecimento quanto ao regime hidrológico (comportamento da bacia) em anos de comportamento climático extremo, por meio de conhecimento da precipitação, por exemplo. O desenvolvimento de estudos, como o que Olden & Poff (2003) realizaram para os E.U.A., que indiquem os parâmetros que melhor caracterizam o regime hidrológico para cada tipo de rio também pode auxiliar, pois é uma forma de diminuir incertezas relacionadas ao comportamento hidrológico.

Quanto ao monitoramento ecológico, é notória a necessidade de longo-prazo para obtenção de resultados, sendo que a realidade de países como o Brasil não permite que grandes expensas sejam tomadas em todas as bacias. Nesse sentido, mostra-se interessante considerar, em um primeiro momento, a definição de padrões regionais de comportamento, como a avaliação de biomas ou regiões hidrográficas, o que

proporcionaria uma definição de estado de corpos hídricos mais compatível com a realidade local que uma classificação única nacional. Dessa forma, utilizar-se-ia de rios representativos, preferencialmente em estado natural, *i.e.*, não-perturbado, na definição de padrões regionais, como proposto por Arthington *et al.* (2006).

A prática de manejo adaptativo mostra-se interessante à medida que permite o refinamento da informação, ao contar com uma gama multidisciplinar de pesquisadores (*e.g.* geomorfologia, botânica, ictiologia, hidrologia), e que atrai atenção política para investimento em projetos de proteção ou revitalização de rios pela dimensão que esta atividade representa.

Definição de hidrogramas ecológicos

Embora seja aconselhável a adoção de hidrogramas ecológicos, as dificuldades de elaboração de estudos para todas as bacias inviabilizam sua execução em curto-prazo. Arthington *et al.* (2006) apresentam uma metodologia para elaboração regional de hidrogramas ecológicos, a serem utilizados como prescrição inicial em detrimento à não-adoção de hidrograma ecológico ou emprego de vazão ecológica (constante). A metodologia se baseia na seleção de rios representativos da região em estado não-perturbado pela atividade antrópica, os quais serviriam como parâmetro para norrear o manejo de rios já explorados. Essa alternativa de elaboração regional de hidrogramas ecológicos parece ser mais factível em razão do limitado número de profissionais com experiência na definição de relações de ecologia e hidrologia, entre outras áreas de interesse.

Outro desafio consiste em estabelecer o limite de alteração do regime hidrológico para o qual efeitos na ecologia são sensíveis. Definir as alterações que podem ser aplicadas para obter níveis específicos de conservação, *e.g.*, perda de 5% (ou conservação de 95%) das funções ecológicas, é tarefa de grau similar de complexidade, ficando clara a necessidade de evoluir em modelos de predição de comportamento ecológico. É preferível que se trabalhe todas as possibilidades, *e.g.*, melhoria de eficiência de sistemas hídricos, a efetuar manejo que coloque em risco a sobrevivência de espécies, em virtude da singularidade que as espécies mais sensíveis podem representar. Conceder à sociedade a possibilidade de não-preservar o ecossistema natural, com vistas a desenvolver atividades antrópicas na bacia, resultará

em dificuldades para estabelecer consenso quanto à alteração hidrológica possível para atender às demandas humanas e não superar o grau de conservação acordado. A determinação de hidrogramas ecológicos para diferentes níveis de uso de água (lançamento de efluente e extração) ou níveis de conservação ambiental (qualidade de água e biodiversidade) necessita de maiores estudos, quanto ao efeito da escolha dos parâmetros de componentes do regime hidrológico no comportamento da biota, por exemplo.

Estrutura política para implementação de hidrogramas ecológicos

A inserção na legislação nacional do ecossistema como usuário de água, com prioridade inferior apenas ao abastecimento humano, oferece base interessante para limitar a implantação de empreendimentos em demasia, *i.e.*, acima da capacidade de suporte do meio, na bacia.

Um esforço em prol da definição de regiões hidrográficas, de hidrogramas típicos para cada uma destas, bem como de indicadores de estado do corpo hídrico, mostra-se mister, obedecendo à recomendação científica de aplicar hidrogramas ecológicos regionais em uma primeira aproximação. Deve ser definida, ainda, a entidade responsável pela elaboração desses estudos, bem como, o mecanismo legal que incentive a elaboração de hidrogramas ecológicos locais (*i.e.*, por bacia) via refinamento de hidrogramas regionais.

A elaboração de hidrogramas regionais pode ser associada ao levantamento de características fisiográficas, bióticas e sociais locais, os quais servem ao desenvolvimento de avaliação ambiental integrada e estratégica. Com isso, políticas, planos e programas, apoiados no consenso entre atores interessados no manejo hídrico, passam a direcionar o desenvolvimento de atividades na bacia. Esse inventário pode ser auxiliado por entidades governamentais, *e.g.*, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, ficando sob responsabilidade do órgão gestor da bacia hidrográfica definir a entidade competente para consecução desta tarefa. A adoção de avaliação ambiental integrada estratégica como medida legal pode ser interessante para incentivar estudos e o direcionamento de atividades.

Estrutura de gerenciamento de recursos hídricos

A definição de competência para efetuar previsão climática com horizonte que permita tempo para ge-

renciamento de instrumentos da política de recursos hídricos e planejamento de investimentos com base em hidrogramas ecológicos mostra-se necessária. Essas previsões devem ser acessíveis à população, com um nível de incerteza que permita conhecer que ano hidrológico (seco, médio ou úmido, como na definição de hidrogramas ecológicos) está por vir em anos subseqüentes, para todas as regiões hidrológicas do país.

As discussões sobre a elaboração e, sobretudo, a implementação do hidrograma ecológico, podem alavancar a implantação de uma tríade de instrumentos previstos na legislação de recursos hídricos: enquadramento – outorga – cobrança. Com isso, haveria contribuição para um maior controle no lançamento de efluentes, uma vez que as restrições propostas pela prescrição do hidrograma devem se tornar critérios para tais instrumentos. Além disso, a implantação de tais instrumentos ajuda a consolidar o hidrograma ecológico, pois, se os cursos d'água estiverem enquadrados, os limites máximos para emissão de outorgas estarão estabelecidos. Nos casos em que esse limite ultrapassa a demanda atual, a cobrança poderá atuar como um indutor de uso racional e eficiente, reduzindo as demandas aos patamares desejados no enquadramento, através de metas intermediárias, previstas na resolução de enquadramento (Brasil, 2005). Dessa forma, gerencia-se para alcançar as metas intermediárias propostas por meio de hidrogramas ecológicos intermediários, até que se obtenha o cenário desejado.

A implementação de um mercado de águas, regulado pelo órgão outorgante, como observado no exemplo australiano, e mais ainda, com a possibilidade do “meio ambiente” participar como um dos atores, comprando direitos de uso, de modo a reduzir as demandas antrópicas, também pode trazer avanços ao manejo restritivo de demandas, conduzindo ao hidrograma ecológico.

Na avaliação da eficácia do manejo de vazões ambientais, cientistas devem (Richter *et al.*, 2006) explicitar as escalas temporal e espacial das variáveis indicadoras de resposta com respeito à influência das condições de vazão imposta. Os autores sugerem a seleção de indicadores que respondam imediatamente, ou em meses subseqüentes, ao ajuste de condições de vazão. Por exemplo, no caso do rio Savannah (E.U.A.), avaliou-se o movimento de algumas espécies de peixes durante a liberação de cheia pelo reservatório para verificar se os peixes foram capazes de transpor o barramento para a desova. Outro exemplo

é o monitoramento do restabelecimento de árvores de várzea pelo acompanhamento da deposição de sementes durante estações onde vazões são ajustadas para esse fim.

Há que ser considerado, ainda, que estudos de longa duração de restauração de vazão podem ser prejudicados por eventos naturais extremos, ou outras influências externas. Até 2002, o experimento no rio Campaspe (Austrália; Arthington & Pusey, 2003) não pôde ter liberação de vazão devido à escassez de água na bacia. Experimentos de menor escala de tempo e espaço de liberação de cheias, mostram-se mais interessantes, por este motivo, embora seu alcance de observação seja limitado. Em paralelo, pode ser necessário observar outros fatores intervenientes nos processos ecológicos, como a temperatura para manutenção dos ovos e desenvolvimento de larvas. Arthington & Pusey (2003) enfatizam a existência de duas grandes lacunas na pesquisa de rios: falta de compromisso em experimentos de restauração e falta de pesquisa de longa duração em rios que não tenham sido ainda modificados ou regularizados por grandes intervenções. Não seria o caso de incentivar pesquisa apenas em regiões com carência de informação, mas balancear investimentos para que informações de regiões mais estudadas possam ser transferidas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como enfatizado por Falkenmark & Folke (2002), considerar natureza e humanidade em domínios separados precisa ser evitado se a sociedade anseia a sustentabilidade. Isso porque relações sócio-naturais são guiadas por tipos diferentes de dinâmicas complexas e com vários graus de dependência entre e internamente aos domínios natural e social. O desafio posto é gerenciar água para assegurar capacidade do sistema de suporte à vida e ao desenvolvimento social e econômico em face às mudanças ambientais, o que inclui eventos extremos. Sob ponto de vista antagônico, a questão é adaptar-se às mudanças ambientais, enquanto garante a habilidade do sistema em sustentar a capacidade de produção da qual a sociedade depende. Isso exige que uma alteração na forma de pensar seja realizada para ser capaz de desempenhar, apropriadamente, segurança hídrica, ambiental e alimentar. No momento, essas questões são tratadas isoladamente com efeitos colaterais e conflitos desnecessários, falha de gerenciamento de recurso e perda de bem-estar social.

Fica clara a distância existente entre o quadro atual de gerenciamento de vazões ambientais e o que se apresenta como meta de implementação. No mesmo momento, verifica-se a necessidade de inserir hidrogramas ecológicos no manejo hídrico de rios, o que pode ser realizado sem ter que esperar por alterações consideráveis na estrutura de gestão de recursos hídricos. Esforços para estruturação mínima, que viabilize a implementação de hidrogramas ecológicos, perpassam pelo ajuste de legislações para definir o ecossistema como usuário

de prioridade inferior apenas ao uso humano básico, pela definição de regimes hidrológicos regionais para servir de parâmetro no manejo hídrico e para auxiliar na classificação de rios, de acordo com sua alteração do estado não-perturbado. Em paralelo, definição de indicadores de estado e de programas de pesquisa e monitoramento devem ser trabalhados, para possibilitar o refinamento do manejo, bem como, ajustar a estrutura de gerenciamento de recursos hídricos para inserir o hidrograma ecológico em suas operações.

Referências

- ACREMAN, M. 2005. Linking science and decision-making: features and experience from environmental river flow setting. **Environmental Modelling & Software**. 20:99-109.
- ACREMAN, M.; DUNBAR, M.J. 2004. Defining environmental river flow requirements – a review. **Hydrology and Earth System Sciences**, 8(5):861-76.
- ALSHUWAIKHAT, H.M. 2005. Strategic environmental assessment can help solve environmental impact assessment failures in developing countries. **Environmental Impact Assessment Review**, 25:307-17.
- ARTHINGTON, A.H.; PUSEY, B.J. 2003. Flow restoration and protection in Australian rivers. **River Research and Applications**. 19:377-95.
- ARTHINGTON, A.H.; BUNN, S.E.; POFF, N.L.; NAIMAN, R.J. 2006. The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. **Ecological Applications** 16(4):1311-18
- BRASIL. 2005. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes**.
- BUNN, S.E.; ARTHINGTON, A.H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environmental Management**, 30(4):492-507.
- CALHEIROS, D.F.; SEIDL, A.F.; FERREIRA, C.J.A. 2000. Participatory research methods in environmental science: local and scientific knowledge of a limnological phenomenon in the Pantanal Wetland of Brazil. **Advances in Applied Ecological Techniques** 37:684-96.
- CAMPOS, N. 1999. Mercado de águas em áreas limitadas: uma experiência e uma proposta. XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 1999, Belo Horizonte, MG. In: **Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Porto Alegre, RS : ABRH, 1999.
- COLLISCHONN, W.; AGRA, S.G.; FREITAS, G.K.; PRIANTE, G.; TASSI, R.; SOUZA, C.F. 2005. Em busca do Hidrograma Ecológico. In: **Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, João Pessoa, Nov. 2005, CD-ROM.
- CRUZ, R.C. 2005. **Prescrição de vazão ecológica**: aspectos conceituais e técnicos para bacias com carência de dados. Porto Alegre: UFRGS. Tese (Doutorado em Ecologia), Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 135p.
- DIAMOND, J. 2005. **Colapso**: como as sociedades escolhem o fracasso ou o sucesso. Rio de Janeiro: Record.
- FALKENMARK, M.; FOLKE, C. 2002. The ethics of socio-ecohydrological catchment management towards hydrosolidarity. **Hydrology and Earth System Sciences**, 6(1):1-9.
- FISCHETTI, M. 2005. Crônica de um desastre anunciado. In: **Scientific American Brasil**. O Planeta no limite. Edição Especial 4(41): 26-35.
- KING, J.; BROWN, C.; SABET, H. 2003. A scenario-based holistic approach to environmental flow assessments for rivers. **River Research and Applications**. 19: 619-39.
- NAIMAN, R.J.; BUNN, S.; NILSSON, C.; PETTS, G.E.; PINAY, G.; THOMPSON, L.C. 2002. Legitimizing fluvial ecosystems as users of water: an overview. **Environmental Management** 30(4):455-67.
- NILSSON, C.; SVEDMARK, M. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: Riparian plant communities. **Environmental Management**, 30(4):468-80.
- OLDEN, J.D.; POFF, N.L. 2003. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. **River Research and Applications** 19:101–21.
- PINAY, G.; CLÉMENT, J.C.; NAIMAN, R.J. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes on nitrogen cycling in fluvial systems. **Environmental Management**, 30(4):481-91.

POFF, N.L.; ALLAN, J.D.; BAIN, M.B.; KARR, J.R.; PRESTEGAARD, K.L.; RICHTER, B.D.; SPARKS, R.E.; STROMBERG, J.C. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. **Bioscience**, 47(11):769-84.

POSTEL, S.; RICHTER, B.D. 2003. **Rivers for Life: Managing Water for People and Nature**. Island Press ed.. Washington, DC. Estados Unidos. 253p.

RICHTER, B.D.; BAUMGARTNER, J.V.; POWELL, J.; BRAUN, D.P. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. **Conservation Biology** 10:1163-74.

RICHTER, B.D.; BAUMGARTNER, J.V.; WIGINGTON, R.; BRAUN, D.P. 1997. How much water does a river need? **Freshwater Biology** 37:231-49.

RICHTER, B.D.; MATHEWS, R.; HARRISON, D.L.; WIGINGTON, R. 2003. Ecologically sustainable water management: Managing river flows for ecological integrity. **Ecological Applications**, 13(1):206-24.

RICHTER, B.D.; WARNER, A.T.; MEYER, J.L. e LUTZ, K. 2006. A collaborative and adaptive process for developing environmental flow recommendations. **River Research and Applications**. 22:297-318.

THE ECONOMIST. 2007. Briefing Australia's water shortage. April 28th 2007. 81-84.

Christopher Souza Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH/UFRGS. E-mail: christopher.souza@yahoo.com

Rutíneia Tassi Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH/UFRGS. E-mail: rutineia@gmail.com

Walter Collischonn Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH/UFRGS. E-mail: collischonn@iph.ufrgs.br

Sidnei Agra Consultor autônomo. E-mail: sgagra@terra.com.br

Glauco Freitas The Nature Conservancy. E-mail: gfreitas@tnc.org