

ISSN 1806-4051
Vol.3 - no. 1 - (jan./jun. 2006)

Regga

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





EDITORES EXECUTIVOS

Carlos E. M. Tucci, IPH, UFRGS, Brasil
Andrei Jouravlev, CEPAL, Chile

EDITORES ASSOCIADOS

Adolfo Villanueva
Andrei Jouravlev
Ari Rosemberg
Arlindo Phillippi
Armando Bertranou
Gino Gehling
Daniel Joseph Hogan
David Motta Marques
Eduardo Lanna
Eduardo Mario Mendiondo
Eduardo von Sperling
Eduardo Zegarra
Ernesto Brown
Francisco Lobato
Geraldo Lopes da Silveira
Gisela Dam Forattini
Humberto Peña
Ingrid Illich Müller
Ivanildo Hesperhol

João Viegas Filho
José Nilson B. Campos
Juan Carlos Alurralde
Juan Carlos Bertoni
Juan José Neiff
Luis Ayala
Luis Garcia
Márcia Maria Rios Ribeiro
Márcio B. Baptista
Martin Lascano
Miriam Moro Mine
Mônica Porto
Nelson Pereira
Nilo de Oliveira Nascimento
Pierre Chevallier
Roger Monte
Valeria Nagy de O. Campos
Vicente Vieira
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 / 3308-6652
Fax: (51) 3493 2233
E-mail: rega@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.
3, no. 1 (jan./jun. 2006) –
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, Organização dos Estados Americanos e RIGA - Red de Investigación y Gestión Ambiental de la Cuenca del Plata.

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, Organización de los Estados Americanos y RIGA - Red de Investigación y Gestión Ambiental de la Cuenca del Plata.

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.



The World Bank Group



Instituto Argentino de Recursos Hídricos



BID
Banco Interamericano de Desarrollo



SBL
Sociedade Brasileira de Limnologia



RIGA
Red de Investigación y Gestión Ambiental de la Cuenca del Plata

Regga

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

Vol.3 - N.1 - Jan./Jun. 2006

Estratégia evolutiva de outorga de uso da água:
caso de usuários hidroagrícolas
no Rio Grande do Sul, Brasil / 5

*Jussara Cabral Cruz, Rogério Dewes,
Geraldo Lopes da Silveira e Rafael Cabral Cruz*

Reducción de la contaminación por aguas residuales.
Posibilidades de aplicar instrumentos económicos
en el Perú / 17

William Postigo De la Motta

Gestão de recursos hídricos usando modelagem
econômico-hidrológica integrada na identificação
de alocação ótima de água entre usos múltiplos / 29

*Márcia Ma. G. Alcoforado de Moraes,
José Almir Cirilo, Yony Sampaio
e Sérgio Parente Vieira da Rocha*

Análise de conflitos em bacias interestaduais / 45

*Aurelúbia Crismere da Silva Rufino,
Zédna Mara de Castro Lucena Vieira
e Márcia Maria Rios Ribeiro*

Otimização de sistemas regionais de sistemas
de tratamento de efluentes e seu impacto
na qualidade da água: uma revisão / 57

*Enéas Souza Machado,
Maria da Conceição Cunha e Mônica Porto*

Uso de indicadores para avaliação de usinas
hidrelétricas em bacias hidrográficas
com múltiplos aproveitamentos / 73

Antônio D. Benetti e Carlos E. M. Tucci

Estratégia evolutiva de outorga de uso da água: caso de usuários hidroagrícolas no Rio Grande do Sul, Brasil

Jussara Cabral Cruz
Rogério Dewes
Geraldo Lopes da Silveira
Rafael Cabral Cruz

RESUMO: A outorga de direito de uso da água é um instituto presente na legislação brasileira. Visando criar as condições técnicas para sua plena implantação, foi realizado um estudo piloto na a bacia do rio Santa Maria para conceber um sistema de outorga para o Estado do Rio Grande do Sul, adaptado à realidade local e baseado em estudos de balanço hídrico global nas bacias. Os estudos hidrológicos indicaram, apenas em eventos de anos secos, escassez de água para irrigação, atividade que chega a consumir até 15.000 m³/ha.ano. O presente artigo apresenta a estratégia construída para a implantação da outorga, com definição de critérios, das fases de implantação e sugestões de rotinas administrativas e operacionais.

PALAVRAS-CHAVES: outorga, gestão de recursos hídricos, estratégia, protocolo

ABSTRACT: Permits for uses of water resources is currently instituted in Brazilian legislation. With the aim of creating the technical conditions for its full implantation, a pilot study in the *Santa Maria* River Basin was carried out to conceive a granting system for the state of *Rio Grande do Sul* that is adapted to the local situation and based on studies of the overall water balance in the basins. Hydrological studies indicate, in drought years, a scarcity of water for irrigation, which is an activity that consumes up to 15,000 m³/ha.year. The present article presents a strategy for the implantation of the grant system, with the definition of criteria, implantation phases and recommendations for administrative and operating practices.

KEY WORDS: permits, water resource management, strategy, protocol

INTRODUÇÃO

A outorga de direito de uso da água é um instituto presente na legislação brasileira desde 1934, com a edição do Código de Águas (Brasil, 1934). Desde então, os diplomas legais introduziram modificações apenas no que se refere ao domínio das águas. A legislação posterior reafirmou a importância da autorização de uso como um dos principais instrumentos do gerenciamento de recursos hídricos, independente do seu domínio. Essa legislação está consoante com as prerrogativas da Agenda 21 (ECO92, 1992), orientando sempre para que os instrumentos de gestão visem a sustentabilidade do uso dos recursos hídricos. (ou sustentabilidade dos ecossistemas e/ou corpos de água).

Para a implantação da outorga como instrumento de sustentabilidade hídrica, é necessário realizar um balanço hídrico global na bacia, compatibilizando

as disponibilidades hídricas com as necessidades de uso.

O governo do Estado do Rio Grande do Sul, preocupado em estabelecer um sistema para a implantação plena da outorga, em parceria com a Universidade Federal de Santa Maria, realizou um estudo piloto, em escala real, com objetivo de conceber um sistema de outorga para o Estado, adaptado à realidade local e baseado em estudos de balanço hídrico global nas bacias. A bacia do rio Santa Maria foi escolhida, como piloto, por representar uma realidade típica da metade sul do Estado, caracterizada por conflitos oriundos da grande pressão pelo uso da água decorrente da irrigação da lavoura de arroz, a qual chega a consumir até 15.000 m³/ha.ano (UFSM, 2003, 2004).

Os estudos hidrológicos, realizados no âmbito do projeto piloto, indicaram escassez de água para irrigação apenas em eventos de anos secos e a respec-

tiva necessidade de planejamento do racionamento (UFSM, 2003, 2004). O critério adotado como referência de outorga foi a vazão com 90% de permanência no tempo, em valores mensais (sazonais). As curvas de permanências foram obtidas com intervalo de confiança, sendo que o limite superior do intervalo representa os anos úmidos, a curva média, os anos de umidade normal e a curva correspondente ao limite inferior representa as permanências em anos secos (Cruz, 2001).

Como os estudos apontaram necessidade de racionamento de água e a demanda atual da água é exercida a décadas, desenvolveu-se uma estratégia para outorgar os usuários históricos e estabelecer critérios claros e objetivos para a manutenção da outorga de direito de uso e para a emissão de novas outorgas para novos usos, de modo a evitar conflitos com as indicações técnicas do balanço hídrico da bacia e garantir a sustentabilidade dos recursos hídricos locais (UFSM, 2003, 2004).

O presente artigo, pois, tem a finalidade apresentar a estratégia construída para a instrução de um processo de outorga em realidade de carência de dados para regiões com intensivo uso hidroagrícola - com elevado consumo de água, como o caso das lavouras de arroz irrigado na região sul da bacia do Rio Uruguai. Especificamente, discute-se a aplicação deste processo frente à Lei das Águas em nível de Brasil e do Estado do Rio Grande do Sul.

Para isso, primeiramente será apresentado o contexto legal da outorga no Rio Grande do Sul bem como uma breve caracterização dos tipos de usos, especialmente os hidroagrícolas.

A BASE LEGAL PARA A OUTORGA NO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL

O Art. 171 da Constituição do Estado do Rio Grande do Sul de 1988 instituiu o Sistema Estadual de Recursos Hídricos, adotando as bacias hidrográficas como unidades básicas de planejamento e gestão. O Sistema compreende critérios de outorga de uso da água, fiscalização e tarifação de modo a proteger e controlar as águas bem como racionalizar e compatibilizar os usos. A lei nº 10.350 (Rio Grande do Sul, 1994), que regulamentou o Sistema Estadual de Recursos Hídricos, previsto no Art. 171, foi promulgada em dezembro de 1994, antes da Lei Federal 9433/97 sobre o mesmo assunto (Brasil, 1997).

O Artigo 30 da Lei nº 10.350/94 condiciona a autorização de uso às prioridades estabelecidas no

Plano Estadual de Recursos Hídricos e nos Planos de Bacias Hidrográficas. O Artigo 31 dispensa de outorga os usos de caráter individual para satisfação das necessidades básicas da vida.

O Artigo 29 da Lei nº 10.350/94 estabelece que “dependerá da outorga de uso da água qualquer empreendimento ou atividade que altere as condições quantitativas e qualitativas, ou ambas, das águas superficiais ou subterrâneas, observados o Plano Estadual de Recursos Hídricos e os Planos de Bacias Hidrográficas”. Os parágrafos 1º e 2º do mesmo artigo diferenciam o licenciamento do uso da água que altera as condições quantitativas do licenciamento que altera as condições qualitativas das águas. Compete ao DRH (Departamento de Recursos Hídricos) a responsabilidade pela autorização de usos, outorga, referida aos aspectos quantitativos e cabe ao órgão ambiental do Estado, FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental), a responsabilidade pelo licenciamento dos usos da água que alterem as condições qualitativas das águas. O DRH e a FEPAM são vinculados a SEMA – Secretaria do Meio Ambiente.

O disposto no Artigo 29 induz a uma aparente duplicidade de procedimentos quando um mesmo uso altera tanto as condições quantitativas quanto as condições qualitativas de um corpo de água. No entanto, o inciso III do Artigo 40 estabelece a implantação de um sistema integrado de outorga de uso da água, ou seja, deverá haver compatibilização dos procedimentos exigidos pelo DRH e pela FEPAM. Isto significa que, embora seja necessária a obtenção de autorizações diferenciadas para usos quantitativos e qualitativos, a sua emissão deve ser compatibilizada através de um sistema integrado de autorização (qualidade/quantidade), o que evita a duplicidade de procedimentos administrativos, o que representa simplificação e economia de tempo para o usuário.

O Artigo 29 da Lei nº 10.350/94 (sobre outorga de uso da água) foi regulamentado pelo Decreto nº 37.033 de 21 de novembro de 1996 (Rio Grande do Sul, 1996) e define claramente os fatores legais condicionantes das autorizações. A emissão de outorga de uso da água, independente do tipo, tendo em vista implicar em interferência nas condições ambientais, será precedida do estabelecimento de um Sistema de Consulta Permanente entre o órgão responsável pelo controle das condições quantitativas (Departamento de Recursos Hídricos -DRH) e pelo órgão responsável pelo controle das condições qualitativas dos recursos hídricos (Fundação Estadual de

Proteção Ambiental - FEPAM). O estabelecimento deste sistema está previsto no Parágrafo 1º do Art. 22 do Decreto 37.033.

FATORES CONDICIONANTES DA OUTORGA

A estratégia de Outorga deve estar consoante com o que prevê os fatores condicionantes que decorrem das leis vigentes. Esses fatores condicionantes, apresentados a seguir, devem ser observados quando da emissão de uma outorga de direito de uso das águas.

Tipos de outorga

Em acordo com o estabelecido na Lei 10.350/94, o Decreto nº 37.033/96 define três tipos de outorga: *i*) licença de uso, emitida quando o usuário atender às condições estabelecidas pelos órgãos responsáveis pelo controle quantitativo e qualitativo das águas e em função das disponibilidades da bacia hidrográfica, pelos órgãos licenciadores (DRH e FEPAM); *ii*) autorização de uso, quando não estiverem estabelecidas as disponibilidades quali-quantitativas das águas ou as condições de derivação ou lançamento pelo DRH e pela FEPAM sendo emitidas, portanto, em caráter precário podendo ser revogadas a qualquer momento; *iii*) concessão, nos casos de utilidade pública, conforme previsto no Artigo 43 do Código de Águas.

Abrangência da outorga

A outorga confere apenas o direito de uso da água, não dispensando o outorgado de cumprir as disposições legais que regem o seu uso, bem como a legislação ambiental e de controle da poluição, sob pena de cassação. A outorga não implica na alienação parcial das águas (que são inalienáveis). Confere apenas um direito de uso. A água derivada para um fim não poderá ser utilizada para outro fim, devendo neste caso ser objeto de nova outorga.

Dispensa de outorga

O Decreto 37.033/96 estabelece que os Planos de Bacia Hidrográfica poderão definir uma vazão de derivação abaixo da qual a outorga poderá ser dispensada. Essa vazão, no entanto, deverá ser aprovada pelo órgão gestor (DRH) que também, quando da inexistência do plano de bacia, será o responsável pela definição desse valor. Agrega-se a isto a definição, por parte da FEPAM, das quantidades mínimas de água necessárias para a manutenção dos ecossistemas aquáticos.

A Lei Estadual nº 10.350/94 estabelece no Art. 31 que “são dispensados de outorga os usos de caráter individual para satisfação das necessidades básicas da vida”. O Conselho de Recursos Hídricos, através da Resolução nº 01/97, de 4 de junho de 1997, dispensou de outorga a derivação individual de água para os usos que caracterizem o atendimento das necessidades básicas da vida, higiene, alimentação e produção de subsistência, associadas às condições de uso da água em unidade residencial unifamiliar, nos locais em que não houver sistema de abastecimento público, e à não utilização para fins econômicos. Esta resolução ampliou o conceito de “necessidades básicas da vida”, agregando a produção de subsistência.

Prazos da outorga

A cada tipo de outorga é associado um prazo de validade. As licenças de uso são outorgas pelo prazo máximo de 5 (cinco) anos; as autorizações de uso, dada a sua precariedade, poderão ser revogadas a qualquer momento; as concessões serão por prazo de 10 (dez) anos. Todas as outorgas poderão ser renovadas desde que solicitado pelo interessado até seis meses antes de expirar o respectivo prazo.

Hierarquia de usos

Excetuado o abastecimento público, cujo uso é prioritário, a hierarquização dos demais usos será definida com a participação dos usuários envolvidos, sob a coordenação dos Comitês, desde que não esteja estabelecido o plano da bacia hidrográfica. Esta definição levará em consideração a preservação do interesse público e a manutenção dos recursos hídricos a longo prazo. Terá preferência, dentro de uma mesma categoria de usuários, aquele que comprovar maior eficiência e economia na utilização da água, através da aplicação de tecnologias apropriadas e da eliminação de perdas e desperdícios.

Sistema de informações

A emissão de uma autorização de uso da água depende fundamentalmente de um adequado conhecimento da realidade dos recursos hídricos da bacia na qual está sendo solicitada autorização para o uso da água. Este conhecimento deve estar consubstanciado em um Sistema de Informações que contenha dados hidrometeorológicos básicos (níveis, vazões, chuvas, climatologia), cadastro de usuários, informações técnicas e instrumentos de análise dos dados e informações que permitam a tomada de decisão quanto

à concessão da outorga. Além de permitir ao poder concedente a instrução dos processos de outorga, o Sistema de Informações deve ser de livre acesso aos usuários e ao público em geral, permitindo que a Sociedade participe e fiscalize a administração das demandas e disponibilidades da água. A criação do Sistema de Informações é prevista no Artigo 24 do Decreto 37.033/96.

Considerações gerais sobre os condicionantes

Os planos de bacias hidrográficas, cuja estruturação deve ser aprovada pela Sociedade através do processo decisório dos Comitês, se constituem no principal condicionante da emissão de autorizações de uso da água. À disponibilidade de água, fortemente condicionada por fatores aleatórios (clima), deve ser associado o enquadramento em classes de uso proposto pelos Comitês e referendado pelo órgão ambiental. Resguardado o abastecimento público e a manutenção dos ecossistemas aquáticos, as derivações de água e o lançamento de efluentes são condicionadas pelos planos de bacia hidrográfica e pelo enquadramento em classes de uso, dois importantes instrumentos de gestão das águas que são decididos pela Sociedade.

DIAGNÓSTICO: USOS DA ÁGUA NA BACIA DO RIO SANTA MARIA

A Região Hidrográfica do Rio Santa Maria (Figura 1) foi escolhida para o estudo piloto para implantação da outorga no Rio Grande do Sul. Caracteriza-se especialmente pela atividade agropecuária, apresentando paisagens típicas da fronteira gaúcha, o Pampa Gaúcho, em campos entremeados com várzeas ocupadas por rotação de pastagem natural (pecuária extensiva tradicional) e orizicultura moderna. Possui elevado uso consuntivo da água para sustentação da lavoura orizícola, caracterizando o uso preponderante da água na região. Este uso intensivo da água é exercido em diferentes formas de derivação que podem ser caracterizadas por diferentes situações tipo que devem ser consideradas para efeito de outorga. Somados a estes tipo de uso consuntivo preponderante, integram-se os usos relacionados ao despejo de águas residuárias de núcleos urbanos, áreas rurais e processos agro-industriais, bem como o uso no próprio manancial como a recreação (balneários), a pesca e a extração de areia (UFMS, 2003, 2004).

Considerando os diferentes usos da água na bacia, pode-se identificar as seguintes situações (UFMS, 2003; 2004):

Derivação direta em curso de água

Esta situação se caracteriza pela implantação de um sistema de bombeamento em um curso de água. As águas derivadas são imediatamente conduzidas para o atendimento da demanda da atividade-fim. Nesta situação, o bombeamento pode ser contínuo (abastecimento público) ou sazonal (irrigação de culturas de verão).

Derivação direta em banhados

As águas derivadas são diretamente conduzidas para o atendimento da atividade-fim, irrigação, sendo, portanto, sazonal.

Captação em aquífero

Esta captação é feita através de poços tubulares que exploram aquíferos freáticos ou confinados. Destina-se ao abastecimento público de sedes municipais, de pequenos núcleos urbanos localizados na área rural ou então para o atendimento de clubes de campo, sedes de fazendas, indústrias e para uso doméstico individual. Foi registrado apenas um poço para a dessedentação animal. Não foram registrados poços para o atendimento das demandas de irrigação.

Derivação a partir de açude privado

Esta situação é a mais comum ocorrente na bacia do rio Santa Maria. As águas destinam-se prioritariamente para a irrigação de arroz e, de forma secundária, para a dessedentação de animais. Esta situação envolve três formas de uso da água: (i) o proprietário do açude utiliza as águas exclusivamente para o atendimento das suas demandas; (ii) o proprietário do açude fornece para terceiros as águas armazenadas, mediante pagamento de uma “tarifa” pelos serviços de armazenamento e, em alguns casos, de distribuição; (iii) o proprietário usa parte das águas para o atendimento das suas próprias demandas e fornece o excedente para terceiros.

Derivação a partir de açude público

Existe um único açude público na bacia. É o açude da Serrinha, operado exclusivamente para a complementação do abastecimento da cidade de Dom Pedrito.

Derivação a partir de curso de água para reservação e uso posterior

Esta situação não foi claramente identificada na bacia do rio Santa Maria. No entanto, por se tratar de

tratamento em operação, pois os sistemas projetados ainda estão em construção. Em Rosário do Sul o sistema é o de Lagoas de Estabilização, com uma população atendida de 23%. No município de Santana do Livramento o sistema é o IMHOFF, que atende 39 % da população (Forgiarini, 2006).

Segundo Forgiarini (2006), as residências que não estão ligadas aos sistemas de tratamento municipais utilizam sistemas individuais, tais como a fossa séptica, que não possuem uma limpeza periódica e, tão pouco, uma avaliação de eficiência. Quanto aos efluentes industriais, o cadastramento existente não disponibiliza informações passíveis de serem utilizadas.

ESTRATÉGIA: DIRETRIZES GERAIS CONCEBIDAS PARA A OUTORGA

Com base nos condicionantes da lei, no diagnóstico dos usos da água e nos resultados dos estudos hidrológicos de quantificação das disponibilidades quantitativas na bacia, observou-se que para anos de umidade média e anos úmidos há excedente de água nos rios, o que indicaria uma possibilidade de liberar novas outorgas. Porém para o caso dos anos secos, os resultados indicaram a necessidade de racionamentos e nenhuma possibilidade de liberar novos volumes para a bacia do rio Santa Maria (UFSM, 2003, 2004).

Por outro lado, o uso da água para a lavoura orizícola ocorre a décadas, observando-se problemas de abastecimento somente em alguns anos cuja disponibilidade é menor. Assim, a orientação para a avaliação das outorgas foi definida em dois grandes blocos: orientações gerais e orientações específicas de acordo com as particularidades de cada tipo de uso identificado no diagnóstico.

Orientações Gerais

As orientações gerais para a implantação da outorga na bacia piloto do rio Santa Maria são descritas a seguir:

- a) a outorga pode ser dada para todos os usuários atuais (ou históricos), porém com a ressalva de que para anos secos, deve-se considerar a possibilidade de aplicação de racionamento;
- b) estabelecer a outorga sazonal, mesmo em anos secos. A outorga pode ser dada nos meses de setembro, outubro e novembro, para o enchimento de reservatórios e posterior utilização da água nos

meses de irrigação, tendo como limite as respectivas disponibilidades de cada mês;

c) entende-se que, mesmo após fornecer as outorgas, o DRH deve reservar-se o direito de avaliar o consumo de cada usuário em função da tecnologia utilizada. Em função desta avaliação, poderá estipular um prazo para a redução do consumo (aumento de eficiência na utilização do recurso hídrico). Esta precaução fundamenta-se na possibilidade de induzir um melhor manejo da principal demanda na bacia, a demanda orizícola. Porém, é necessário chamar atenção para o fato de que qualquer alteração no manejo deve ser precedida de análises de impacto ambiental nos solos, dado que a região possui grandes áreas de solos de pequena espessura e alta fragilidade.

Orientações específicas segundo cada tipo de uso


Embora o uso preponderante seja a irrigação, é necessário diferenciar os diferentes manejo e tecnologia utilizados, bem como identificar os demais usos na bacia, em especial a poluição urbana e o abastecimento. A seguir são apresentadas as orientações específicas, de acordo com a forma que a água é utilizada.

Derivação direta em curso de água

A derivação direta em curso de água é efetuada, na bacia do rio Santa Maria, para a irrigação e, nos municípios de Dom Pedrito e Rosário do Sul, para o abastecimento público.

Para esta situação são propostas as seguintes diretrizes:

- ☒ autorização de vazões com base nas disponibilidades de água definidas em função dos estudos hidrológicos realizados para os respectivos trechos de gerenciamento;
- ☒ estabelecimento de fatores de redução de consumo de água progressivos no tempo, definidos em função da tecnologia de cultivo adotada atualmente, no caso de derivações para irrigação. No caso de abastecimento público, desenvolvimento de procedimentos e junto a comunidade e companhia pública de abastecimento visando a redução de consumo urbano de água e de perdas na rede de distribuição;
- ☒ indução da adequação dos sistemas de bombeamento às reais necessidades do usuário;

-  indução ao atendimento dos condicionantes ambientais exigidos para cada uma das atividades demandadoras de água.

Derivação direta em banhados







Este tipo de derivação é efetuada exclusivamente para a irrigação de arroz. Para esta situação, sugere-se abertura de processo para estabelecimento de Termo de Ajuste de Conduta, o qual deverá apresentar minimamente, projeto de nova captação, bem como medidas de restauração do banhado impactado e outras medidas mitigatórias e/ou compensatórias, uma vez que este uso é incompatível com áreas de preservação permanente (Rio Grande do Sul-Código Estadual do Meio Ambiente, Título IV, Capítulo IV, art. 155, 2000).

Captação em aquífero

A captação de água subterrânea é significativa apenas nos núcleos urbanos de Santana do Livramento e de Cacequi. Em Dom Pedrito, há um poço profundo apenas como complemento do abastecimento da cidade. Assim, propõe-se a outorga de captações exclusivamente destinadas ao abastecimento público.

Derivação a partir de açude privado

Esta situação é comum na bacia. Neste caso, sugere-se:

-  regularização da obra junto à Secretaria das Obras Públicas e Saneamento, quando possuir as características descritas na Lei Estadual nº 2434/54 e no Decreto nº 6.136/55;
-  outorgar todos os açudes destinados à acumulação de água para irrigação;
-  outorgar apenas o açude. Os usuários das águas do açude não serão outorgados;
-  açudes destinados exclusivamente para dessedentação animal somente serão objeto de outorga se possuírem capacidade de acumulação superior a 50.000 m³;
-  dependendo do porte do açude (capacidade de acumulação de água), deverá ser exigida a manutenção de vazão de preservação à jusante;
-  quando se tratar de barramento em curso de água, deverá ser exigida a manutenção de vazão de preservação, independente da capacidade de acumulação do barramento.

Derivação a partir de açude público

O açude existente na bacia deverá ser outorgado independente do seu porte e forma de utilização da água, haja vista que se destina ao abastecimento público.

Derivação a partir de curso de água para reservação e uso posterior

Esta situação, se pouco comum na situação atual, poderá vir a ser mais freqüente no futuro ou até mesmo ser incentivada para diminuir o risco de racionamento de água nos anos secos e para permitir a ampliação da disponibilidade temporal de água. Desta forma, propõe-se (i) estabelecimento de períodos preferenciais para a derivação, não coincidentes com os períodos de maior demanda; (ii) permitir a derivação em períodos de irrigação somente em anos úmidos. Em caso de necessidade de racionamento, a cota destinada a este usuário será zero, independente de negociações.

Lançamento de efluentes sem tratamento e após tratamento

A legislação ambiental estabelece as condições para o licenciamento de atividades potencialmente poluidoras. Entre estas condições, define padrões de qualidade dos efluentes previamente à sua disposição final. O Art. 6º do Decreto Estadual 37.033/96 estabelece que “A outorga não exime o seu titular da obtenção do licenciamento ambiental e da observância da legislação ambiental vigente”. Considerando que a outorga qualitativa será dada pela FEPAM (a quem compete também o licenciamento ambiental), entende-se que a emissão de outorgas de lançamento de efluentes deve estar vinculada ao licenciamento ambiental. Um aspecto que deve ser considerado, é o enquadramento dos corpos de água em classes de uso e conservação (Resolução CONAMA 357/2005), em processo de discussão pelo Comitê e pela FEPAM. Desta forma propõe-se que não sejam emitidas outorgas para o lançamento de efluentes, até que esteja definido o enquadramento dos cursos de água da bacia. Após a definição do enquadramento, as outorgas de lançamento poderão ser emitidas de forma vinculada com o enquadramento e com o processo de planejamento a ser estabelecido no âmbito do Plano de Bacia. A emissão de outorgas sem o atendimento destes condicionantes, poderia caracterizar (pelo menos sob o aspecto de lançamento de efluentes) a legalização de uma irregularidade.

ESTRATÉGIA: OPERACIONALIZAÇÃO DA OUTORGA

O processo proposto para a operacionalização da outorga de direito de uso das águas foi estruturado em 3 fases de outorgamento. A base filosófica dessa estruturação é a de que, face a escassez de dados, deve-se iniciar o processo e dar prosseguimento com um contínuo aumento da quantidade e qualidade de informações, tanto relativas a informações hidroclimatológicas (monitoramento sistemático), como de informações ambientais, cadastrais e de medição das quantidades utilizadas.

Outra base utilizada para essa estruturação, é a filosofia de induzir a criação de associações de usuários, visando facilitar a fiscalização dos usos respeitando a preservação ambiental e o enquadramento.

A seguir, são apresentadas a descrição de cada uma das fases propostas e o detalhamento da primeira fase (UFSM, 2003), ora em processo de implementação na bacia do rio Santa Maria, com implantação efetiva iniciada em abril de 2006.

Fase 1 - de implantação inicial

É a fase em que o sistema de outorga é feito de usuário à usuário com solicitação de documentos simplificados e emissão de condicionantes para a primeira revisão da outorga. Esta fase divide-se em duas etapas. A primeira constitui-se na etapa em que os usuários farão a sua inscrição no sistema de outorga. Nesta etapa, o Estado avaliará e concederá outorga precária a todas as solicitações que estiverem caracterizadas como históricas. Na segunda etapa, implementada após a finalização da etapa 1, com as informações técnicas e cadastrais atualizadas e atestadas por técnicos habilitados, revisará (i) os valores de demanda, (ii) as vazões disponibilizadas por redução de consumo ou desistência e (iii) os cálculos do balanço hídrico.

Fase 2 - Associativista

Nesta fase, o Estado induz a formação das associações de usuários e revisa as outorgas concedidas, porém tendo como interlocutores as associações de usuários. Nesta fase serão exigidos os documentos solicitados como condicionantes na fase de implantação inicial.

Os estudos sobre demandas e disponibilidades indicaram a possibilidade de ser implementado, em anos secos, um racionamento (ou pelos menos racionalização) da água na bacia. A adoção desta medida

implica em um complexo processo de fiscalização das outorgas e, principalmente, em um processo de negociação para estabelecer os períodos de derivação, a duração (número de horas de bombeamento) e as “cotas” de água que podem ser destinadas a cada usuário. A aplicação do racionamento, embora deva ser negociada no âmbito do Comitê de Bacia, é atribuição do Departamento de Recursos Hídricos. Esta tarefa se torna tanto maior e mais complexa quanto maior for o universo de usuários atingidos.

Considerando que o uso majoritário da água na bacia do rio Santa Maria é para a irrigação de arroz e que o número atual de usuários é de cerca de 1.000, distribuídos em toda a bacia, é factível o estabelecimento de níveis intermediários de negociação entre os usuários e o órgão outorgante (DRH), de tal forma que a concessão de outorgas e, quando necessário, a aplicação de racionamento de uso da água, seja facilitada. Estes níveis intermediários poderiam ser “associações de usuários” que englobam todos os usuários localizados em um trecho de gerenciamento, ou associações englobando usuários de água localizados em sub-bacias contribuintes em um trecho de gerenciamento. Neste caso, haveria várias associações de usuários na área de contribuição de um trecho de gerenciamento.

A grande vantagem desse sistema é que cabe ao Estado fiscalizar uma seção de rio, verificando se as condições de vazão ecológica e de enquadramento estão sendo respeitadas no trecho a montante. A negociação será entre os usuários, pois será a associação que sofrerá as consequências.

Fase 3 - Implantação plena

Nesta fase de implantação da outorga o Estado deve solicitar o atendimento a todos os quesitos e informações técnicas detalhadas a serem solicitadas para cada situação tipo.

Estas três fases de operacionalização do processo de outorga na bacia do Rio Santa Maria devem possuir como referencial técnico o (i) Requerimento de Outorga; (ii) os Termos de Inscrição (TIs), onde são inseridas informações cadastrais dos usuário e responsáveis técnicos, dados de situação e localização dos empreendimentos, bem como a caracterização do empreendimento; (iii) Termos de Referência (TRs) que contém solicitação de informações referentes a cada tipo de uso.

Fluxograma Operacional

Para a implantação plena do processo de implantação da outorga foi proposto inicialmente um

horizonte de seis anos considerando os seguintes intervalos de tempo: 3 anos para a fase 1 e 3 anos para a fase 2. A fase 3 é a fase de rotinas administrativas permanentes (Figura 2).

Definidas as três fases para implantação da parte operacional da outorga, apresenta-se o fluxograma das rotinas internas do DRH para análise dos pedidos de outorga do direito de uso das águas, no que se refere aos seus aspectos quantitativos.

A FEPAM possui atribuições vinculadas a autorização de despejos de águas residuárias de processos urbanos rurais e industriais junto ao corpo receptor, viabilizadas através dos processos de licenciamento ambiental. Para o DRH, a outorga qualitativa, em última instância, imobiliza o volume de água necessário para a diluição de cargas, sendo contabilizada, em decorrência, como uma outorga quantitativa.

O fluxograma proposto ao DRH para condução da outorga quantitativa, é apresentado no Figura 3. O processo é iniciado através da solicitação formal de inscrição do usuário, com o preenchimento do requerimento de outorga REQ1. Nesse requerimento, o usuário identifica a modalidade e a finalidade do uso. Com essa informação, o outorgante orienta o usuário sobre quais TIs e TRs o mesmo precisa apresentar devidamente atendidos.

No passo seguinte, o outorgante analisa o pedido, enquadrando-o em uma das situações previstas: se igual ao exercido anteriormente, se menor, se maior ou ainda se nova.

No caso do abastecimento urbano ou industrial, normalmente não é necessário o cálculo da vazão, visto o processo de adução ser projetado e monitorado.

No caso da irrigação, devido a peculiaridades dos sistemas de adução e de irrigação, normalmente carentes de projeto técnico e monitoramento, é necessário o cálculo da vazão, cuja estimativa inicial pode ser feita em função da área plantada.

Uma vez conhecida ou estimada a vazão, define-se o procedimento para cada uma das situações conforme caracterizado – se igual, se menor, se maior se nova – na relação com o consumo do período histórico.

Se igual, situação 1 do fluxograma, o DRH concede a outorga.

Se maior, situação 2 do fluxograma, o DRH concede outorga para a parcela histórica e aguarda análise do balanço hídrico interno no trecho de

gerenciamento a ser realizado na etapa 2, após o término da etapa de inscrições.

Se menor, situação 3 do fluxograma, o DRH concede outorga sobre a parcela solicitada e disponibiliza a parcela, referente à diferença entre o consumo histórico e o valor solicitado, para usuários de mesmo trecho de gerenciamento.

Se nova, situação 4 do fluxograma, o usuário aguarda o julgamento da solicitação após o final das inscrições, durante a etapa 2.

Na etapa 2, cabe ao outorgante realizar um balanço entre as eventuais quantidades disponibilizadas (oriundas da situação 3) e as quantidades adicionais à demanda referente ao uso histórico (oriundas das situações 2 e 4). Havendo disponibilidades positivas, o outorgante distribui proporcionalmente entre os usuários demandantes do mesmo trecho.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O modelo gerencial apresentado neste artigo visa atender o objetivo principal da outorga que é o da gestão da oferta de água. Caracteriza-se por minimizar o efeito da falta de dados e de informações adequadas, o que poderia transformar a outorga em um processo eminentemente cartorial.

A sustentabilidade dos recursos hídricos depende da aplicação real dos volumes outorgados, isto é, que os volumes utilizados sejam efetivamente próximos daqueles autorizados. Isto implica no conhecimento dos volumes derivados e também os volumes e cargas dos efluentes. Este conhecimento precisa ser constantemente aperfeiçoado, e a estratégia apresentada (modelo de gestão) caracterizado por 3 fases de implantação, adota detalhamentos maiores ao longo do tempo, de modo a formar um banco de dados com informações cadastrais e técnicas cada vez mais consistente para verificação dos volumes utilizados. Esse modelo poderia ser chamado de *estratégia evolutiva da outorga*.

Embora o caso norteador dos encaminhamentos apresentados neste artigo seja o da lavoura orizícola, principal insumo produtivo na bacia estudada, e que representa um situação recorrente não só no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina no Brasil, como em outros países, o modelo adaptativo e negociado em fases pode ser orientador de situações semelhantes de carência de dados em outras regiões fortemente impactadas pela irrigação de arroz ou outras culturas com elevado consumo de água.

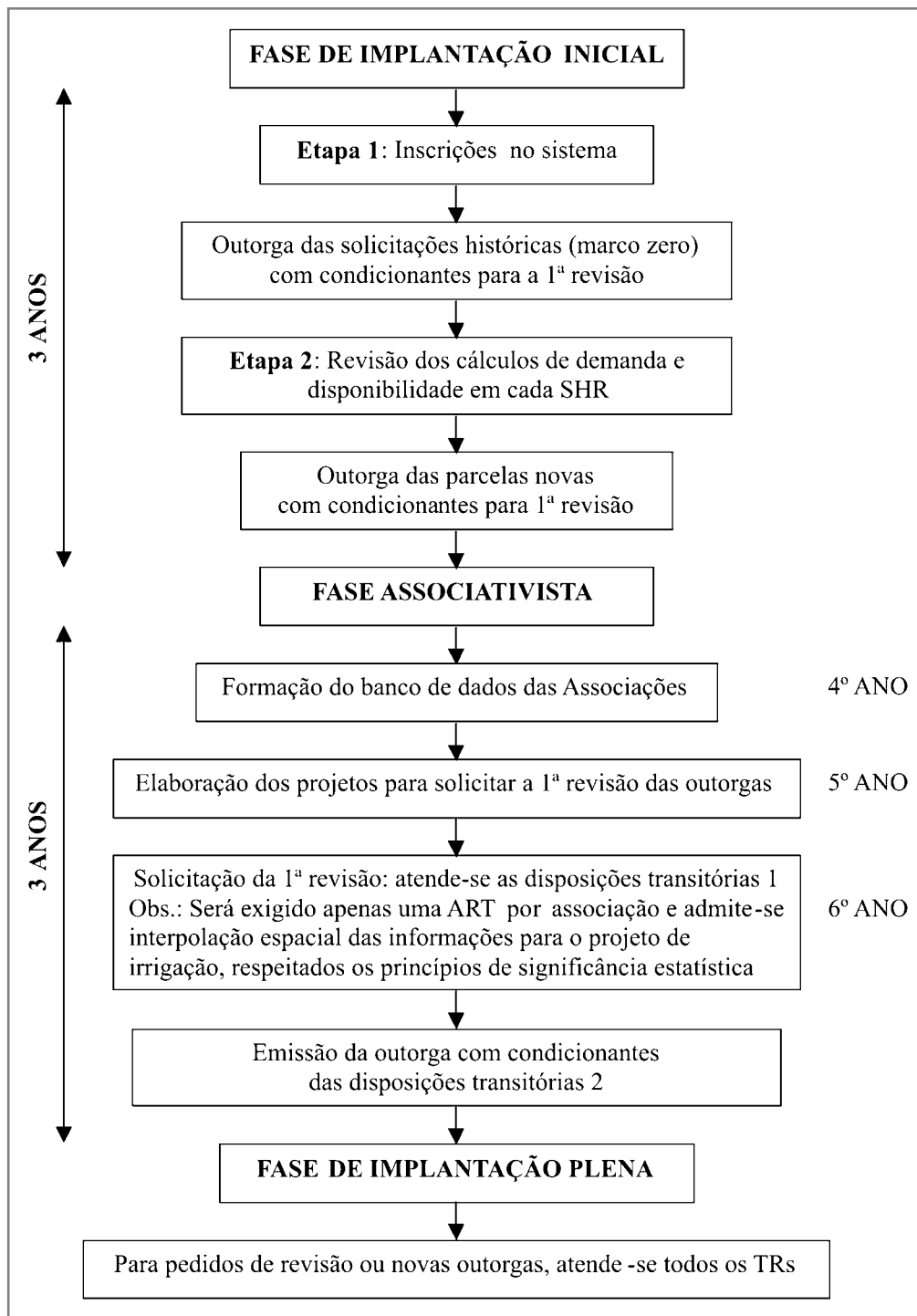


Figura 2. Fases para implantação da outorga

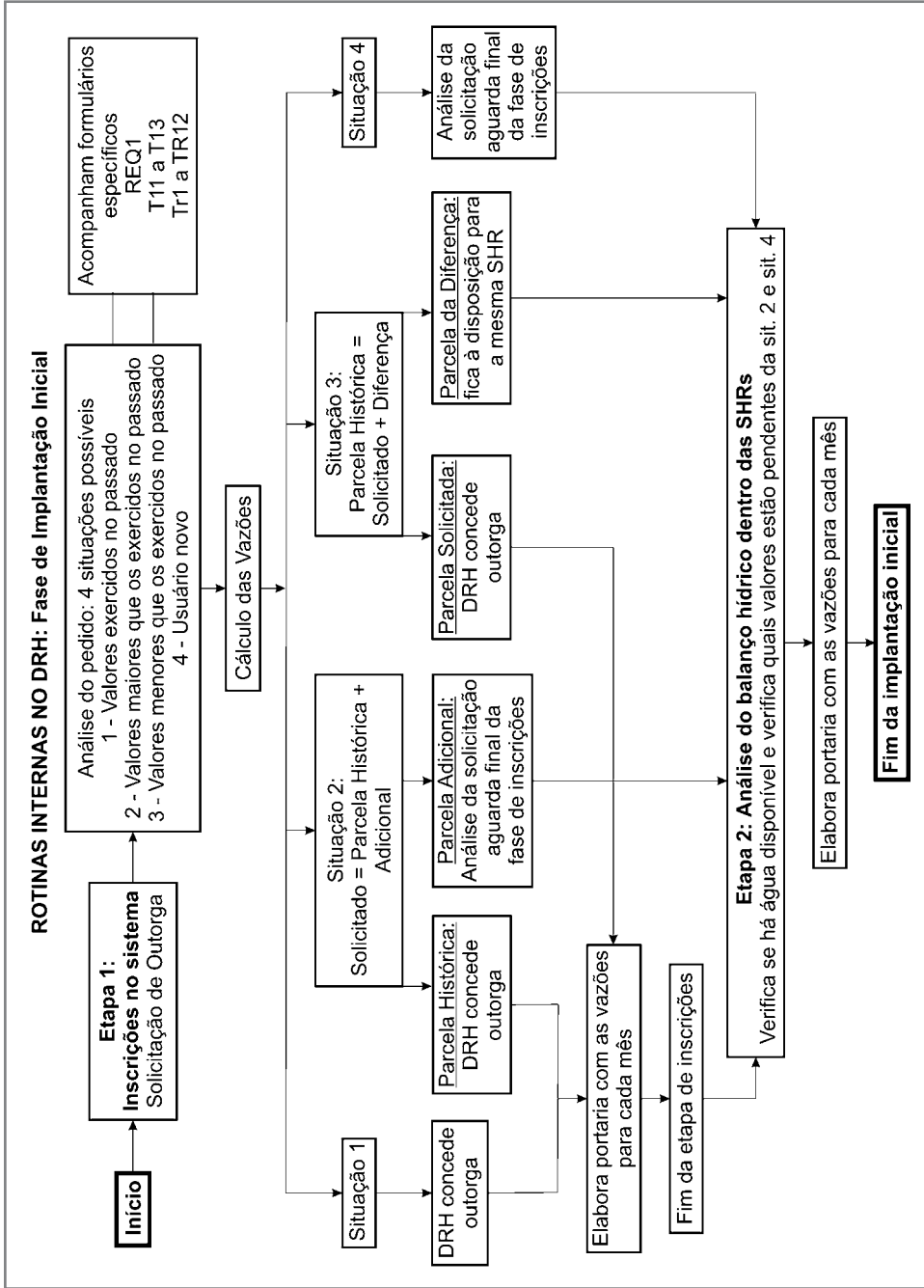


Figura 3. Fluxograma de rotinas internas para análise de solicitação de outorga na fase de implantação inicial

Referências

- BRASIL 1934. Decreto nº 24.643 de 10 de julho de 1934. **Código de Águas Brasileiro**. Brasília: Dnaee. 25f.
- BRASIL. 1997. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- BRASIL. Resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 24p.
- CONFERÊNCIA das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (1992 : Rio de Janeiro). Agenda 21 Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento. **Anais...** Brasília: Câmara dos Deputados, Coordenação de Publicações, 1995. 472 p.
- CRUZ, J.C. 2001. **Disponibilidade hídrica para outorga** : avaliação de aspectos técnicos e conceituais. 2001. x, 189 f. : il. Tese (doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre, BR-RS, 2001
- FORGIARINI, Francisco Rossarolla. 2006. **Modelagem da cobrança pelo uso da água bruta para aplicação em escala real na Bacia do Rio Santa Maria** . 2006 xvi, 132 f.: Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, RS, 2006.
- RIO GRANDE DO SUL (1994). Lei nº 10.350 do Rio Grande do Sul, de 30 de dezembro de 1994. **Diário oficial do Estado do Rio Grande do Sul**. Institui o Sistema Estadual de Recursos Hídricos, regulamentando o artigo 171 da Constituição do Estado do Rio Grande do Sul. DOE de 01/01/95.
- RIO GRANDE DO SUL (1996). Decreto no 37.033, de 21 novembro 1996. **Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul**. Regulamenta a outorga do direito de uso da água no Estado do Rio Grande do Sul, prevista nos arts. 29, 30 e 31 da Lei 10.350/1994. DOE de 22/11/1996
- RIO GRANDE DO SUL (2000). Lei nº 11.520 de 03/agosto/2000. **Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul**. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul e da outras providências. DOU 148 de 04/08/00 ,P-11.
- SILVEIRA, G. L. da; CRUZ, J. C.; CRUZ, R. C.; SILVEIRA, A. L. L. da; SILVA, C. E. da; DEWES, R.; IRION, C. A. O. **Desenvolvimento de ações para implantação da Outorga na bacia do Rio Santa Maria, RS**. Relatório Técnico. Santa Maria: UFSM/DRH/SEMA.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA 2003. **Desenvolvimento de ações para implantação da Outorga na bacia do Rio Santa Maria / RS** . Relatório Técnico Parcial. Santa Maria: UFSM/DRH/SEMA. 2003.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA 2004. **Desenvolvimento de ações para implantação da Outorga na bacia do Rio Santa Maria/RS**. Relatório Técnico Final. Santa Maria: UFSM/DRH/SEMA. 2004.

Jussara Cabral Cruz Departamento de Hidráulica e Saneamento – Universidade Federal de Santa Maria. jussaracruz@pq.cnpq.br

Rogério Dewes Departamento de Recursos Hídricos – SEMA/RS. rdewes@terra.com.br

Geraldo Lopes da Silveira Departamento de Hidráulica e Saneamento – Universidade Federal de Santa Maria. ger_ufsm@terra.com.br

Rafael Cabral Cruz Departamento de Ciências Rurais de São Gabriel – UNIPAMPA. rafacruz@smail.ufsm.br

Reducción de la contaminación por aguas residuales. Posibilidades de aplicar instrumentos económicos en el Perú

William Postigo De la Motta

RESÚMEN: Este artículo analiza las ventajas y problemas de utilizar un sistema de tarifas por carga contaminante con el fin de reducir la contaminación del agua en el Perú. En primer lugar se revisa la normativa ambiental para evaluar si existe una base legal adecuada para este tipo de sistema. Se encuentra que, a diferencia de Brasil y Colombia, en Perú aún se requiere un desarrollo adicional de la normativa ambiental existente. Luego, se discuten los temas teóricos y prácticos de la aplicación de este enfoque de la gestión ambiental, referidos al caso de la contaminación del agua, otra vez tomando como punto de partida las experiencias de Brasil y Colombia. Se concluye este tipo de enfoque tiene el potencial de ser más eficiente tanto a nivel ambiental como económico, y por tanto se recomienda su aplicación en Perú. Se incluye una guía paso a paso para la aplicación de dicho sistema.

PALABRAS CLAVE: Instrumentos económicos, economía ambiental, gestión del agua, aguas residuales

ABSTRACT: This paper analyses the advantages and problems of using a charging system based on pollutants' content in order to reduce water pollution in Peru. First, the legal environmental framework is analyzed in order to assess the existence of an adequate legal foundation for such a system. It is found that unlike Brazil and Colombia, it is still required in Peru to further develop the existent regulatory framework. Then, the theoretical and practical issues of applying this approach to environmental management are discussed, as referred to the case of water pollution. Again the experiences of Colombia and Brazil are taken as a starting point. The paper concludes that this kind of approach has the potential to be more efficient both at the environmental and economic level, and therefore recommends its use in Peru. A step by step recommendation is included in order to guide the implementation of the charging system.

KEY-WORDS: Economical measures, environmental economics, water management, waste water

INTRODUCCIÓN

Durante mucho tiempo la regulación ambiental se caracterizó por el uso de mecanismos denominados de “comando y control”, que consistían en límites máximos de emisión complementados con sanciones (multas) a quienes los excedieran; o también en regulaciones obligando al uso de ciertas tecnologías en los procesos productivos, así como obligaciones de aplicar determinados sistemas de tratamiento de residuos.

Las dificultades y elevados costos para aplicar este tipo de mecanismos ha conducido a la búsqueda de alternativas que, si bien no sustituyen totalmente a los mecanismos tradicionales, representan opciones cuyos resultados se muestran positivos y frecuentemente superiores a los que se logran con el enfoque tradicional. A estos mecanismos de gestión ambiental, relativamente novedosos, y que siguen la lógica del mercado, se les denomina “Instrumentos Econó-

micos” y durante los años 80’ y 90’ se ha acumulado una amplia experiencia de su aplicación en los países desarrollados, e incluso en América Latina. Si bien los instrumentos económicos no constituyen una alternativa excluyente al uso de estándares para la gestión ambiental, la experiencia acumulada evidencia que en diversos casos los instrumentos económicos pueden ser convenientes para nuestros países, en la medida que resultan más efectivos en reducir la contaminación ambiental y además consiguen este resultado con un menor costo económico para la sociedad.

El objeto de este ensayo es analizar la posibilidad y pertinencia de aplicar tarifas por la carga contaminante de las aguas residuales en el Perú. En la primera sección se analiza brevemente el sustento teórico del uso de instrumentos económicos, con énfasis en la aplicación de tarifas por contaminación. En la segunda sección se analiza el marco institucional para el uso de instrumentos económicos en el Perú.

Finalmente, en la tercera sección se plantea una propuesta de tarifas por carga contaminante en las aguas residuales, que sería aplicable en el Perú.

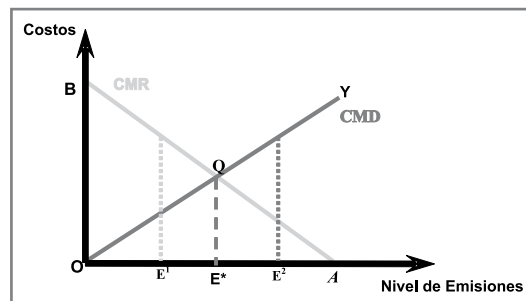
MARCO TEÓRICO DEL USO DE INSTRUMENTOS ECONÓMICOS PARA LA GESTIÓN AMBIENTAL

La teoría económica muestra que el uso de instrumentos económicos tiene ventajas frente al uso de instrumentos de comando y control. Las ventajas son diversas. Consideremos en primer lugar las características de un sistema de comando y control que fija un estándar de cumplimiento obligatorio asociado con multas a los infractores. Por un lado, el establecimiento de un estándar de reducción de contaminación obliga a todas las empresas emisoras a reducir la contaminación hasta un nivel determinado, independientemente de que esto podría ser muy caro para algunas empresas y muy barato para otras. De otro lado, este sistema no genera ningún incentivo para que las empresas cuyos costos de reducción de la contaminación son bajos, reduzcan sus emisiones por debajo del estándar fijado.

En contraste, un sistema de tarifas (cargos) por contaminación consiste en un pago que las empresas deben efectuar por unidad de emisiones, de tal manera que mientras mayor sea la cantidad de sus emisiones mayor será el pago a realizar. Al relacionar el pago con la cantidad de emisiones este sistema internaliza las externalidades y crea un incentivo económico para reducir la contaminación incluso por debajo del estándar establecido. Una ventaja de los instrumentos económicos es que permiten alcanzar el nivel de reducción de contaminación deseado, pero dejando a cada empresa elegir libremente cuánto de contaminación debe reducir en función a un análisis costo beneficio. De este modo, la reducción de contaminación por las empresas que usan tecnologías más limpias y por tanto tienen menores costos de reducir la contaminación, puede compensar la menor reducción de contaminación en aquellas cuya tecnología les genera altos costos cuando tratan de reducir sus emisiones contaminantes. Esto permite que la sociedad logre reducir la contaminación al nivel deseado y con el menor costo posible para la sociedad, es decir con eficiencia económica.

El gráfico (WORLD BANK, 2000: pp. 30-36) ayuda a explicar el fundamento económico para el uso de tarifas (cargos) por contaminación. El gráfico muestra que la sociedad elegirá un nivel de emisiones

económicamente óptimo en el punto E^* , teniendo en cuenta el costo marginal del daño ambiental (CMD) y el costo marginal de reducir la contaminación (CMR).



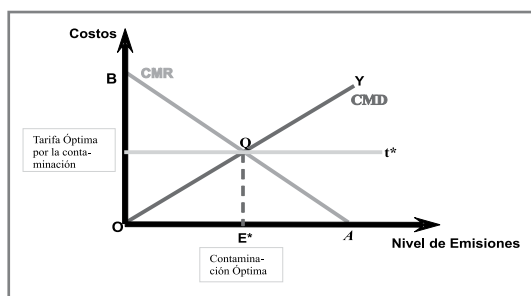
El punto Q, que corresponde al nivel de emisiones E^* , representa la igualdad entre el costo marginal para la sociedad de reducir las emisiones contaminantes (CMR) y el costo marginal del daño ambiental (CMD). A este punto le podríamos llamar el óptimo económico ambiental debido a que cualquier nivel menor de emisiones sólo se podría conseguir a un costo demasiado elevado, superior al costo del daño ambiental; mientras que una cantidad de emisiones mayor a E^* involucraría un nivel de emisiones cuyo daño ambiental tiene un costo mayor al costo de invertir en reducirlas. Esto implica que cuando el costo marginal de reducir la contaminación es pequeño y el daño ambiental marginal es grande (CMD), por ejemplo en E^2 , la sociedad optaría por aumentar el gasto en reducir la contaminación, llevando el nivel de emisiones en dirección a E^* . En contraste, cuando el daño ambiental (CMD) es pequeño porque las emisiones son fácilmente asimilables y el costo de reducir la contaminación (CMR) es muy elevado, como en E^1 , la sociedad podría estar dispuesta a tolerar un poco más de emisiones acercando su nivel a E^* . Por tanto E^* representa el nivel de emisiones que sería deseable para la sociedad, debido a que en este punto se obtendría el máximo beneficio neto social.

El análisis precedente permite entender la lógica de los instrumentos económicos para la gestión ambiental. Así, el nivel de emisiones E^* deseado por la sociedad puede alcanzarse mediante el establecimiento de medidas de comando y control o, alternatively, mediante instrumentos económicos como las tarifas por contaminación. En el gráfico que hemos visto se plantea que, en ausencia de regulación, los productores llevarán las emisiones hasta A buscando maximizar sus beneficios, ya que en este punto no

realizarían ningún gasto en reducir las emisiones. El enfoque tradicional ha consistido en establecer límites máximos a las emisiones de tal manera que no se supere un determinado nivel considerado óptimo, en este caso el nivel E^* .

Sin embargo, el enfoque de tarifas por contaminación plantea que los contaminadores internalicen los costos de la contaminación pagando una tarifa por cada unidad de emisión contaminante, de forma que mientras mayor sea la cantidad de sus emisiones contaminantes, mayor será el pago que tendrían que efectuar. Al incluirse un pago por las emisiones contaminantes de los productores, las empresas se verían obligadas a comparar el gasto en reducir la contaminación con la tarifa por emisiones, y optarían por aquella opción que les resultara más conveniente, de tal manera que una tarifa de un nivel t^* , indicada en el siguiente gráfico (PEARCE y TURNER, 1990), sería la adecuada para llevarlos a generar el nivel de emisiones E^* donde se igualan CMR y CMD.

El efecto de una tarifa por contaminación sería igual al de un incremento en los costos, de tal forma que los beneficios netos se verían disminuidos y el nivel de producción económicamente óptimo también disminuiría, con el resultado de reducir las emisiones contaminantes. La tarifa por contaminación al nivel t^* haría que los beneficios disminuyeran hasta que el óptimo económico para los productores fuese una producción con emisiones de E^* . El siguiente gráfico muestra la tarifa óptima por contaminación t^* :



Se observa que a niveles de emisión menores a E^* el costo de reducir la contaminación CMR es mayor que la tarifa t^* por lo cual resulta mejor pagar la tarifa; mientras que a emisiones mayores a E^* el CMR es menor que t^* , por lo cual resulta mejor gastar en reducir la contaminación que pagar la tarifa. Por esta razón los empresarios escogerían el nivel de emisiones E^* .

MARCO INSTITUCIONAL PARA EL USO DE INSTRUMENTOS ECONÓMICOS EN EL PERÚ

Existen diversas definiciones de instrumentos económicos para la gestión ambiental. ACQUATELLA (2001) los define como "...todos aquellos que inciden en los costos y beneficios imputables a cursos de acción alternativos que enfrentan los agentes; afectando por ejemplo la rentabilidad de procesos o tecnologías alternativos, o el precio relativo de un producto, y en consecuencia las decisiones de productores y consumidores". Para VON AMSBERG (1995) "El término instrumentos económicos se refiere a un conjunto de diferentes regulaciones que intentan crear mercados para la protección ambiental, o al menos integran los costos ambientales en los precios de mercado, dejando a los contaminadores elegir sus niveles individuales de reducción de contaminación y su tecnología". HUBER *et al* (1998) los definen como "...aquellos que buscan alinear los costos privados con los costos sociales para reducir las externalidades. Permiten que el mercado determine la mejor manera de lograr una determinada meta ambiental". Finalmente, la EPA (2001) los define como "Instrumentos que proveen un incentivo continuo, pecuniario o de otro tipo, para que las fuentes de contaminación reduzcan sus emisiones o hagan sus productos menos contaminantes".

A continuación ensayamos dos definiciones de instrumentos económicos, una restringida y otra amplia. La primera sería la más rigurosa desde el punto de vista de la teoría económica.

Definición restringida de los instrumentos económicos.- Son instrumentos de gestión ambiental que buscan internalizar los costos de la contaminación en los costos privados, para que los precios reflejen adecuadamente los costos sociales, de tal modo que sea el mercado el que determine la mejor forma de lograr el nivel de calidad ambiental deseado.

Definición Amplia de los instrumentos económicos.- Son todos aquellos mecanismos que generan directa o indirectamente beneficios y costos pecuniarios continuos a quienes reducen o aumentan sus emisiones contaminantes.

La propuesta que se presenta en este ensayo responde mejor a la definición restringida. En la experiencia internacional se han utilizado diversos tipos de instrumentos económicos, entre ellos puede mencionarse los cargos o tarifas (también denominados impuestos) por contaminación, cuyas características se desarrollan en este ensayo, impues-

tos sobre bienes finales o insumos (ESKELAND y DEVARAJAN, 1996), permisos de emisión transables (BURTRAW, 2000), sistemas de devolución de depósitos (EPA, 2001), sistemas de disseminación pública de información (WORLD BANK, 2000), e introducción de derechos de propiedad (HEARNE & EASTER, 1995).

La experiencia en América Latina con el uso de instrumentos económicos para la gestión ambiental es también diversa. En Brasil se ha venido aplicando un sistema de pagos por carga contaminante en el vertimiento de aguas residuales industriales al sistema de desagües en Sao Paulo (LUDUVICE, 2001) y Brasilia. En Colombia se aplica un sistema similar pero para los vertimientos de residuos líquidos en los ríos y otros cuerpos de agua (CEPAL, 2000). En Chile, desde la aprobación del Código de Aguas de 1981, se ha introducido la vigencia de derechos de propiedad absolutos sobre este recurso. ACQUATELLA (2001) menciona otros casos de aplicación de instrumentos económicos en Brasil, Chile, Guatemala, México y Venezuela. Cabe señalar que, según HUBER et al (1998), históricamente el principal objetivo de los instrumentos de mercado utilizados en América Latina ha sido generar ingresos para el fisco antes que mejorar la calidad ambiental. Sin embargo, en el Perú prácticamente no hay un uso de instrumentos económicos para la gestión ambiental, no obstante que desde el Código del Medio Ambiente y los Recursos Naturales, y la Ley de creación del CONAM, se establecieron disposiciones que constituirían una base legal para su utilización.

El Código del Medio Ambiente y los Recursos Naturales, aprobado en setiembre de 1990, y recientemente modificado, estableció el principio del “contaminador-pagador” al señalar en su primer artículo que los costos de prevención, monitoreo, recuperación, y compensación por la degradación ambiental deben ser pagados por aquel que cause los daños. Este principio es recogido en la Ley del Consejo Nacional del Ambiente CONAM, entidad rectora en asuntos ambientales en el Perú, la que además hace mención explícita al uso de instrumentos económicos. Así, el Artículo 10° inciso g) de la Ley del CONAM señala que es un instrumento de la política ambiental: “La valorización e internalización de los costos ambientales y el uso de instrumentos económicos, considerando que quien realice una actividad contaminante, deteriorante o potencialmente contaminante debe asumir los costos de prevención, mitigación, vigilancia y control de la

contaminación, y con la compensación a que hubiere lugar, conforme a ley”.

Estos principios no han sido adecuadamente recogidos en la normativa posterior y específica de los sectores. Así por ejemplo, el Régimen de Sanciones e Incentivos del Reglamento de Protección Ambiental para el Desarrollo de Actividades en la Industria Manufacturera (Decreto Supremo 025-2001-ITINCI) establece los siguientes incentivos en el Artículo 15°: a) Reducción en el pago de tasas administrativas, b) Requerimientos menos frecuentes de Auditorías, c) Excepción a requisitos regulatorios, d) Difusión de experiencias exitosas, e) Otorgamiento de Premios Públicos, y e) Certificación de buen desempeño ambiental.

Los incentivos pueden ser otorgados por la Dirección de Asuntos Ambientales del sector Industria bajo un conjunto de criterios orientados a proteger y/o mejorar la calidad del ambiente. Empero, este tipo de instrumentos tiene muy poca relación con aquellos que plantea la teoría económica, en particular no hay una relación entre el beneficio a recibir y el nivel de reducción de la contaminación. Así, los incentivos en principio podrían otorgarse a dos emisores que lograsen un determinado estándar, aunque las cantidades de sus emisiones fuesen completamente diferentes. Cabe señalar sin embargo, que los incentivos referidos a Premios, Certificación y difusión, se pueden incluir en el grupo correspondiente a disseminación de información, pero adolecen del mismo defecto señalado, en tanto no guardan relación con la cantidad de las emisiones.

De modo similar, en el caso del sector pesquero tampoco se ha contemplado el uso de instrumentos económicos diferentes a los planteados en la norma de Industrias; no obstante que el Capítulo II del Reglamento General para la Protección Ambiental en las Actividades Pesqueras y Acuícolas (D.S. N° 004-99-PE) hace una mención a “*los Instrumentos Económicos y las Infracciones*”.

En contraste, la normativa colombiana es muy precisa en relación a los pagos que deben efectuar los contaminadores. La Ley 99 de 1993 establece lo siguiente: “Artículo 42°. *Tasas Retributivas y Compensatorias. La utilización directa o indirecta de la atmósfera, del agua y del suelo, para introducir o arrojar desechos o desperdicios agrícolas, mineros o industriales, aguas negras o servidas de cualquier origen, humos, vapores y sustancias nocivas que sean resultado de actividades antrópicas o propiciadas por el hombre, o actividades económicas o de servicio, sean o no lucra-*

tivas, se sujetará al pago de tasas retributivas por las consecuencias nocivas de las actividades expresadas". Los ingresos recaudados por este concepto constituyen rentas de las corporaciones regionales de ese país, las que pueden utilizarlas para financiar actividades de mejoramiento ambiental. De igual manera, en el caso de Brasil la Ley 9.433 de 1997 establece en su artículo 21° que los valores a cobrar por el uso de los recursos hídricos deben incluir, entre otros, los vertimientos de desagües y demás residuos líquidos, así como las características físico-químicas, biológicas y de toxicidad del efluente

Esto evidencia que la aplicación en el Perú de sistemas de pagos por contaminación requiere una normativa adecuada, para lo cual es obvio que se necesita una decidida voluntad política. Empero, dado que se conoce muy poco este tipo de instrumentos, para ello es indispensable que se realice una difusión adecuada de las ventajas del uso de instrumentos económicos entre los legisladores y autoridades públicas, dándose a conocer las experiencias positivas de los países vecinos. En este sentido, la recientemente aprobada Ley General del Ambiente N° 28611 mantiene la posibilidad de aplicar instrumentos económicos, en particular mediante sus artículos 36° y 94, aunque sus contenidos son poco claros, por lo que sería necesario un nivel de especificidad mayor. El artículo 36° se refiere específicamente al uso de instrumentos económicos, pero sin mencionar el pago por emisiones. Se señala que los instrumentos económicos buscan incentivar o desincentivar conductas con el fin de promover o cumplimiento de los objetivos de política ambiental. Pero se precisa que deben propiciar el logro de niveles de desempeño ambiental más exigentes que los establecidos por las normas ambientales. Por su parte, el artículo 94° sobre los servicios ambientales, reconoce las funciones de los ecosistemas y el ambiente y se dispone que el Estado establezca mecanismos para valorizar, retribuir y mantener la provisión de los servicios ambientales. La capacidad asimilativa del medio ambiente para absorber las emisiones contaminantes es también un servicio ambiental. Específicamente en el caso de las descargas en ríos y lagos, la masa de agua y su velocidad tienen la capacidad de diluir una cierta cantidad de vertimientos, lo cual es un servicio ambiental. Por tanto, el artículo 94° permitiría introducir un sistema de tarifas por vertimientos de aguas residuales.

De otro lado, en el sector de agua se ha discutido por algún tiempo una propuesta para modificar la

Ley de Aguas introduciendo derechos de propiedad transables. Esto ha generado un gran debate y se mantiene como un tema pendiente en la agenda política. En adición, el año 2001 se desarrolló una propuesta para introducir el pago por carga contaminante de los vertimientos industriales en la red urbana de desagües de Trujillo, en base a la experiencia de Sao Paulo (LUDUVICE, 2001). Dicha propuesta, sin embargo, no contó con el apoyo del organismo regulador del agua potable y alcantarillado, SUNASS.

UNA PROPUESTA DE TARIFAS POR LA CARGA CONTAMINANTE EN LAS AGUAS RESIDUALES

El uso del agua en el Perú presenta diversos problemas. Por un lado, este recurso se suele utilizar de manera irracional tanto en el riego agrícola como en los usos urbanos. Así, en la costa donde el agua es extremadamente escasa, se suele cultivar productos como el arroz que tiene una gran demanda de agua, lo cual es posibilitado porque dicho recurso carece de un precio que refleje su costo de oportunidad. Por su parte, el consumo de agua potable suele también ser muy derrochador debido al escaso desarrollo de la medición domiciliar y tarifas que no reflejan los costos reales.

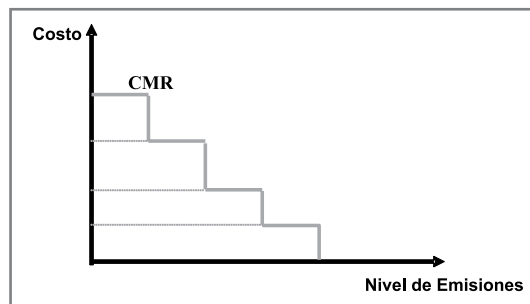
Existe también el problema de contaminación de las aguas debido a su uso como fuente de disposición final de toda clase de residuos. Esto ha afectado a los ríos y lagos pero también al mar en las zonas costeras, y se ha acrecentado a medida que el crecimiento de la población ha generado una expansión de las actividades económicas. En la costa el principal problema suele ser la descarga de residuos industriales y domésticos, a lo que se añade el problema de los residuos de la producción de harina y aceite de pescado que son arrojados al mar sin tratamiento. En la sierra, además de los residuos urbanos, tienen un papel adicional los relaves mineros. Por su parte, en la selva el principal problema suelen ser los residuos de hidrocarburos, aunque en la zona de selva sur cada vez es mayor el problema de residuos de mercurio por la extracción del oro. A ello se suman los problemas con el cultivo de la coca en el que se utilizan fertilizantes y pesticidas, además de los residuos químicos de la producción de pasta básica de cocaína.

Como se ha señalado, uno de los principales problemas en el manejo del agua es la emisión de aguas residuales urbanas, el cual afecta seriamente a las principales ciudades. La propuesta que se presenta

a continuación, de tarifas por carga contaminante en las aguas residuales urbanas, puede contribuir en forma significativa a resolver este problema.

El análisis teórico que se presenta en el punto 2. es útil como un punto de partida, sin embargo la realidad puede diferir de la teoría en diversos aspectos. El gráfico que se presenta a continuación muestra la línea quebrada CMR que representa con más realismo el costo marginal de las diferentes tecnologías que podrían utilizarse para reducir la contaminación.

El gráfico considera la existencia de 4 opciones tecnológicas para reducir la contaminación. La forma de escalera se explica porque en la realidad el costo no responde a una función continua sino discreta, esto es que existe un número limitado de opciones tecnológicas para reducir la contaminación y los costos no son continuos, sino que presentan saltos de un nivel de reducción de la contaminación a otro. Asimismo, en cada tecnología puede tenerse diferentes niveles de emisión determinados por factores como el nivel de calificación de los trabajadores, qué tan cuidadosos son o qué tan comprometidos están con la limpieza, lo cual tendría una incidencia relativamente desdénfiable en el costo.



La determinación de las tarifas por contaminación, bajo la lógica de la maximización del excedente social, requiere que se conozca el costo del daño ambiental. Para ello sería necesario efectuar estudios de valoración económica de la contaminación del agua, lo cual podría resultar relativamente costoso. Por ejemplo, el costo social de la contaminación del agua podría determinarse mediante un estudio de valoración contingente¹, para el cual sería necesario realizar

¹ En PEARCE et al (2006) se encuentra una síntesis del método de valoración contingente y sus aplicaciones, mientras que en YOUNG (2005) se revisa su aplicación en la valoración económica del agua

encuestas que permitan averiguar la disposición a pagar de las personas. También podría efectuarse un estudio para establecer funciones de dosis-respuesta, que relacionen la carga contaminante en el agua con determinados efectos sobre la salud, los cuales a su vez podrían valorarse a través de los gastos de salud ocasionados². La elección de cualquiera de estos dos métodos requeriría la realización de estudios con presupuestos considerables.

Cabe señalar, sin embargo, que en los países donde la población tiene ingresos muy bajos la disposición a pagar de la gente por reducir la contaminación, e incluso por obtener atención médica profesional³, suele ser un monto reducido en relación a lo que podría ser considerado como sostenible. Debido a ello, el nivel óptimo de contaminación, es decir aquel donde se igualan el costo marginal de reducir la contaminación con el costo marginal del daño ambiental, podría ser excesivo en relación a la capacidad de carga del medio ambiente; lo cual implica que una sociedad donde predomina la pobreza podría elegir un estilo de desarrollo con una contaminación excesiva y que no sea sostenible ambientalmente⁴. Esto significa que el nivel económicamente óptimo de contaminación no necesariamente es un nivel ambientalmente óptimo, es decir sostenible. Por otra parte, dada la inexistencia de estudios de valoración económica de la contaminación del agua en el Perú, una opción transitoria válida sería fijar el nivel deseado de contaminación bajo consideraciones ambientales, es decir en un nivel que no supere la capacidad de carga de los cuerpos receptores. En tal caso, el costo de la tecnología para alcanzar dicho nivel deseado sería la tarifa por contaminación, e incluso sería posible aplicar un sistema de tarifas por bloque, como se verá más adelante.

No obstante lo señalado, la ventaja de contar con estudios de valoración económica de la contaminación del agua es que harían posible tener una referencia para establecer tarifas por bloques que reflejen mejor el costo para la sociedad de la conta-

² FREEMAN (2000) analiza diversas cuestiones relacionadas con la valoración de impactos sobre la salud.

³ Cuando la gente es muy pobre podría tener una reducida disposición a pagar por atenderse con un médico, dado que existe la alternativa de consultar con el farmacéutico del barrio.

⁴ HEINZERLING Y ACKERMAN (2000) han cuestionado vigorosamente el análisis costo beneficio como base para tomar decisiones sobre la contaminación, por los problemas que presenta la valoración de los impactos sobre la salud.

minación. Es decir que podría cobrarse una tarifa menor a aquellos con vertimientos menores, cuyo impacto ambiental también sería menor, así como una tarifa mas elevada a quienes hagan vertimientos mayores, dado que el respectivo costo ambiental sería mucho mayor.

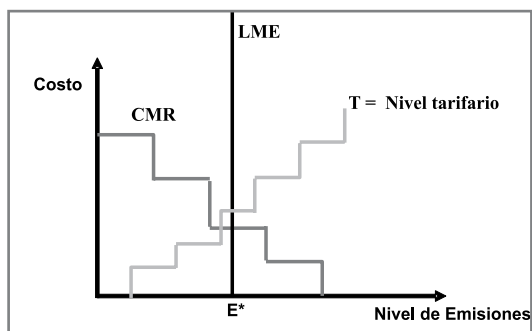
En el caso de Colombia se estableció un sistema de pagos con dos parámetros: demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y sólidos suspendidos totales (SST). La tarifa inicial fue fijada en US\$ 28 por tonelada de DBO y US\$ 12 por tonelada de SST (WORLD BANK, 2000). Tales niveles tarifarios son un referente para el Perú y podrían ser utilizados como punto de partida, sobre todo si se considera que debido a la necesidad de negociar la aceptación del nuevo esquema por el empresariado colombiano, la tarifa inicialmente calculada en US\$ 100 por tonelada de DBO tuvo que ser reducida.

Cabe señalar que el problema de fijar una tarifa única por la carga contaminante es que aquellas empresas con emisiones menores a E^* tendrían que pagar un monto superior al costo del daño ambiental que generan, lo cual implica que las empresas deberían aceptar una pérdida de excedente económico. De allí que una tarifa creciente a medida que las emisiones aumenten, tendría claras ventajas. Esto se puede apreciar mejor en el gráfico que se presenta más adelante.

A partir de un límite máximo de emisiones (LME) deseado para cada empresa, en base a consideraciones ambientales, se podría construir un sistema tarifario por bloques y creciente que trate de reflejar el costo marginal del daño ambiental, y que permita reducir la pérdida de excedente económico en las empresas. El LME debe determinarse en función al número de emisores y la capacidad de carga del cuerpo receptor. A mayor número de emisores el LME para cada empresa debería ser menor, y a mayor capacidad de carga el LME podría ser mayor. Esto último puede ser discutible ya que, aún con una alta capacidad de dilución en un determinado cuerpo receptor, podrían generarse puntos de alta contaminación, en los lugares de vertimiento. Por tanto una combinación de estándares para las emisiones, con pagos para los que excedan dichos estándares podría ser una opción que resuelva el problema mencionado. Ello no debe confundirse con un sistema de estándares y multas, porque en este caso el pago no sería una multa sino una tarifa según la carga contaminante de los vertimientos por encima del estándar establecido. Pero, ciertamente,

esto evidencia que en verdad los sistemas de tarifas son complementarios y no alternativos completamente a los sistemas de estándares.

El gráfico que se presenta a continuación muestra de manera simplificada cómo sería un esquema de tarifas por contaminación según los criterios señalados.



En primer lugar se determinaría el límite máximo de emisiones, la línea LME, bajo consideraciones de capacidad de carga o a un nivel estándar establecido, y luego se construiría la escalera T de tarifas por bloques según la carga contaminante en cada m^3 de emisiones, asegurándose que en el punto E^* el nivel tarifario sea mayor que el costo de la tecnología necesaria para lograr ese nivel de emisiones. De ese modo se establecería un incentivo para que la empresa invirtiese en reducir la contaminación. Más aún, al usarse una tarifa creciente, ello introduciría un gran desincentivo para generar un nivel elevado de emisiones, y un incentivo fuerte para reducir la carga contaminante de los vertimientos. Asimismo, la tarifa menor en los niveles de emisiones más bajos permitiría reducir la pérdida de excedente económico en las empresas. Cabe precisar que el mayor pago en los bloques más elevados sería consistente con el mayor daño ambiental que generaría ese nivel de emisiones.

El sistema que utiliza actualmente DIGESA (Dirección General de Salud Ambiental) consiste en una tarifa por m^3 de emisiones, que no considera la carga contaminante, y que involucra principalmente a las empresas de agua y desagüe, así como a otros emisores. Este sistema implica que el pago es el mismo si se vierte desagües domésticos que si se vierte residuos tóxicos, de tal manera que no genera ningún incentivo para reducir la contaminación. Por el contrario, la contaminación de los ríos y las

zonas costeras en las principales ciudades es uno de los principales problemas ambientales del país, con el agravante de mostrar una tendencia creciente. Es evidente que un sistema como el actual no hace posible reducir esta contaminación.

Siguiendo la experiencia colombiana, el sistema propuesto de tarifas por contaminación podría implantarse con un mecanismo de autodeclaración por las empresas emisoras, las cuales deberían ser identificadas previamente mediante un estudio ad-hoc. La declaración de las empresas sobre sus emisiones debería ser certificada por laboratorios registrados en INDECOPI⁵, de tal manera que el organismo encargado de la supervisión sólo tendría que efectuar fiscalizaciones periódicas a fin de verificar la conformidad de lo declarado. Asimismo, las empresas deberían efectuar los pagos en una cuenta bancaria preestablecida con lo que se facilitarían la recaudación.

Como puede apreciarse, este tipo de esquema reduce enormemente los costos de administración y supervisión por parte del Estado, lo cual resulta sustancialmente más barato que un mecanismo de comando y control que sea efectivo. Pero incluso la experiencia de Colombia muestra que el sistema es también más eficiente desde el punto de vista ambiental, ya que precisamente por ser más caro un sistema de comando y control, las limitaciones económicas determinan la imposibilidad de que tal esquema pueda funcionar con efectividad. Por otra parte, este sistema tiene la ventaja de que es autofinanciado con los ingresos de la recaudación tarifaria, de tal manera que no genera presiones sobre la caja fiscal, haciéndose más aceptable por las autoridades presupuestales, e incluso permite disponer de recursos adicionales para financiar actividades de recuperación ambiental. Más aún, este sistema tiene la ventaja de que las tarifas pueden ajustarse para alcanzar la meta deseada de reducción de la contaminación. Así, si se desea alcanzar una meta mayor de reducción de contaminación, la tarifa puede ser incrementada y viceversa si existe la posibilidad de ser más tolerante.

A continuación se plantea algunos criterios para el diseño de un sistema de tarifas por la carga contaminante de los vertimientos de aguas residuales en

los cursos de agua (ríos, lagos y lagunas). Esta tarifa sería establecida por unidad de emisión de carga contaminante o por m³ de emisión de descargas líquidas contaminantes, la que sería aplicada a las empresas emisoras en cuencas seleccionadas:

A. El primer paso consiste en la toma de muestras del cuerpo de agua para el cual se va a aplicar el sistema de tarifas a fin de determinar en laboratorio el contenido de elementos contaminantes. Esto permitirá identificar la presencia de determinados elementos en cantidades dañinas para la calidad ambiental. Podría esperarse que las muestras contengan una gran diversidad de contaminantes de los cuales se propone inicialmente seleccionar solamente dos o tres parámetros: por ejemplo Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno y Sólidos Suspendedos Totales (SST). El sistema podría iniciarse con un parámetro, por ejemplo DBO, y a medida que se gane experiencia podría incrementarse a dos o tres.

B. A continuación debe identificarse los límites máximos de emisiones para los contaminantes seleccionados, y otros contaminantes, en función a la capacidad de carga del cuerpo receptor. Esto permitirá conocer cuáles son los elementos contaminantes que se encuentran significativamente por encima de niveles que podrían considerarse permisibles. La capacidad de carga del cuerpo receptor puede ser definida en base a criterios físicos relacionados con la seguridad sanitaria, pero también con la participación de la población mediante adecuados procesos de consulta social.

C. Luego se debe identificar y localizar las empresas que emiten los contaminantes seleccionados, y deben tomarse nuevas muestras en los desagües de estas empresas a fin de establecer los niveles de emisión que realiza cada una de ellas. Ello permitirá posteriormente tener una estimación del pago que debería efectuar cada empresa, lo que será útil para la etapa de negociación con los empresarios. En este caso debe efectuarse un inventario de las empresas autorizadas y no autorizadas a efectuar vertimientos de aguas residuales.

D. El siguiente paso es determinar las clases de tratamiento existentes para cada tipo de contaminante y en los diferentes procesos productivos, lo cual permitirá construir la “escalera” de costos de tratamiento para cada uno o para grupos de elementos contaminantes. Como se ha señalado, el costo del tratamiento es mayor a medida que se obtiene un residuo de mejor calidad ambiental; en este caso sin embargo, lo mínimo indispensable sería determinar

⁵ Instituto Nacional de Defensa de la Competencia y la Propiedad Intelectual, que se encarga también de certificar los laboratorios.

los costos del tratamiento para alcanzar un cierto límite máximo permisible.

E. La tarifa por las emisiones debería establecerse por m³ y con un factor que refleje la carga contaminante; o, alternativamente, podría establecerse un monto a pagar por unidad de descarga, por ejemplo tonelada. Los costos de administración y monitoreo del sistema pueden incluirse como costos adicionales, o podrían cubrirse con la recaudación por emisiones. Dado que la tarifa se establecería en función al costo del tratamiento para alcanzar el nivel de emisiones deseado, cabría incluir un margen adicional de desincentivo en la tarifa, a fin de impulsar a las empresas a preferir el tratamiento antes que el pago de la tarifa.

F. El añadido de un monto adicional en la tarifa para estimular la preferencia por el tratamiento, se justifica también porque el éxito del programa debería reflejarse en una reducción de las emisiones, lo que podría dejar desfinanciado el sistema de administración y vigilancia.

G. El sistema de cobro debe contemplar el uso de declaraciones mensuales de las empresas en las cuales se registren los niveles de sus emisiones, y en función a lo cual se establecerá el pago respectivo. Estas declaraciones deben ser certificadas por laboratorios registrados en el INDECOPI, entidad certificadora del estado peruano. La entidad encargada de administrar el sistema podría ser un Consejo Nacional del Agua, DIGESA, u otra entidad del Estado, la que recibiría los pagos de las empresas a través de cuentas en bancos locales, mientras que las declaraciones mensuales de las empresas podrían ser remitidas por correo. La entidad estatal responsable, debería contar con un sistema de monitoreo para verificar periódicamente que las emisiones declaradas sean las efectivamente realizadas. El uso de información sobre la tecnología y procesos de las industrias que realizan vertimientos, podría ayudar en la identificación de desvíos de las auto-declaraciones. En los casos que se encontrara declaraciones inferiores a las reales más allá de un porcentaje determinado (digamos 10%), debería aplicarse una multa fuerte, además de recalcularse los pagos correspondientes con el nuevo nivel de emisiones.

H. Los ingresos recaudados por concepto de la tarifa deberían destinarse preferentemente a proyectos locales de mejoramiento ambiental y no deberían ser incorporados en la caja única del Tesoro Público.

I. La administración de este sistema en una cuenca requiere, como mínimo, el establecimiento de una

normativa específica para el funcionamiento del sistema y su supervisión, así como un equipo de tres o cuatro profesionales, entre ellos especialistas en aguas y un economista. Ellos se encargarían de recopilar la información estadística sobre el funcionamiento del sistema, administrar los fondos destinándolos a los fines previamente establecidos, y efectuar la supervisión de los emisores y laboratorios de control.

Un sistema similar al planteado se ha aplicado para las emisiones industriales en las redes de desagüe, en el caso de Sao Paulo, en donde sobre la tarifa establecida por el servicio de desagüe se incluye un costo adicional para aquellos emisores cuyas descargas excedan las características del desagüe doméstico (LUDOVICE, 2001). En este caso sin embargo, los costos de la supervisión corren por cuenta de la empresa de agua potable y alcantarillado, lo cual incrementa onerosamente el costo de este sistema.

CONCLUSIONES

El análisis efectuado permite efectuar algunas apreciaciones generales a manera de conclusión. Como se ha podido apreciar, las ventajas del uso de instrumentos económicos son diversas ya que no solamente resultan mejores desde el punto de vista de la eficiencia económica, sino también en términos de eficiencia ambiental. El caso colombiano muestra cómo durante años se intentó reducir la contaminación mediante el enfoque de comando y control, con el resultado de una contaminación creciente de los ríos y lagos. Mientras que la aplicación de su sistema de tasas retributivas por la contaminación del agua les ha permitido reducir significativamente los niveles de contaminación y con menores costos. Sin embargo, la experiencia muestra que este tipo de sistema es más bien complementario que completamente alternativo al establecimiento de estándares. De otro lado, el uso de tarifas por contaminación tiene la gran ventaja de generar ingresos por la recaudación tarifaria que no sólo permiten cubrir los costos de administración del sistema sin tener que demandar recursos del tesoro público, sino que además posibilitan el financiamiento de proyectos de mejora ambiental altamente positivos para las poblaciones locales. El problema en este caso en convencer a las autoridades presupuestales para lograr que la recaudación por este concepto se destine a proyectos ambientales en la misma cuenca.

Como todo sistema nuevo éste también tiene algunos problemas, los cuales han sido señalados por BLACKMAN (2005) en el caso de Colombia. Entre

otros, la lenta implementación en algunas regiones, las diferencias entre las metas de reducción de la contaminación entre regiones, los bajos niveles de cobranza de las tarifas en algunas regiones, y el extendido incumplimiento entre las autoridades municipales. No obstante lo señalado, Blackman reconoce que los vertimientos de DBO y SST se redujeron significativamente al establecerse este programa.

Un aspecto crítico para la aplicación de tarifas por contaminación en el Perú es lograr la voluntad política de las autoridades, para lo cual es clave la difusión entre legisladores y miembros del ejecutivo, especialmente las autoridades ambientales, de las experiencias exitosas de este tipo de instrumentos, así como de su marco conceptual. Igualmente es importante la negociación con el sector empresarial involucrado en los vertimientos para permitir que se inicie la aplicación del sistema aún con tarifas reducidas, las cuales pueden ser luego ajustadas a la realidad. La difusión es importante porque frecuentemente se tiende a pensar que la aplicación de instrumentos económicos no sería viable en el Perú, en base a suposiciones erradas respecto de los requerimientos administrativos y técnicos para su aplicación. En tal sentido, un aspecto que debe destacarse es que el uso de tarifas por contaminación constituye una

aplicación estricta del principio de internalización de costos de la Ley General del Ambiente (principio contaminador-pagador del Código del Medio Ambiente y los Recursos Naturales). Asimismo, es importante recalcar en todo momento la ventaja fiscal de este enfoque, dado que es autofinanciado e incluso permite disponer de recursos fiscales adicionales.

Para iniciar la aplicación de instrumentos económicos, como las tarifas por carga contaminante de las aguas residuales, sería conveniente emitir normas específicas que desarrollen el principio de internalización de costos de la Ley General del Ambiente, tal como se ha hecho en los casos de Colombia y Brasil, y que permitan el cobro de tarifas por la emisión de elementos contaminantes al medio ambiente. Asimismo, dichas normas deben establecer cuáles son los organismos encargados de la administración del sistema y cobranza de las tarifas, y a la vez deben posibilitar que los recursos recaudados sean destinados a proyectos locales y no absorbidos por la caja única del Tesoro Público.

En conclusión, la aplicación de tarifas por la carga contaminante de las aguas residuales en el Perú, no sólo es viable sino conveniente y por ello es recomendable establecer los cambios pertinentes en el marco institucional y legal.

Referências

- AGUATELLA Jean. 2001. **Aplicación de instrumentos económicos en la gestión ambiental de América Latina y el Caribe: desafíos y factores condicionantes.** Medio Ambiente y Desarrollo. D, Santiago: CEPAL/PNUD.n.31
- BLACKMAN Allen. 2005. **Colombia's discharge fee program> incentives for polluters or regulators?** Washington D.C. Série Resources for the Future. Disponível em: <http://www.Rff.org>. june 2005. 41p.
- BORREGARD Nicola; LEAL J. 2000. **Desafíos y propuestas para la implementación más efectiva de instrumentos económicos en la gestión ambiental en América Latina y el Caribe: el Caso chileno.** Santiago del Chile : CEPAL. 40p. Serie Seminarios y Conferencia
- BURTRAW, Dallas. 2000. **Innovation under the tradable sulphur dioxide emission permits program in the US eletricity setor.** OECD Workshop on Innovation and the Environmenr. Comissions for the Future. Disponível em: <<http://www.Rff.org/documents/RFF-DF-00-38.pdf>>
- INSTRUMENTOS económicos para el control de la contaminación del agua:** condiciones y casos de aplicación. 2000. Santiago de Chile : CEPAL 67p.
- DOUROJEANNIA. : BERRÍOS J. 1996. **Eficiencia igual mercado igual propiedad del agua:** una ecuación incompleta (el caso de Chile). Lima, Peru: Pontificia Universidad Católica del Peru. Instituto de Estudios Ambientales. 28p. Serie Cuadernos del IDEA-PUCP. n.1
- DOUROJEANNIA A. ; JOURAVLEV Andrei. 1999. **El Código de Aguas de Chile:** entre la ideología y la realidad. Santiago del Chile : CEPAL 84p. . Serie Recursos naturales e infraestructura.
- ESKELAND G.; DEVARAJAN S. 1996. **Taxing bads by goods:** Pollution control with presumptive charges. Directions in Development. Washington D.C.: World Bank. 61p.

ESTADOS UNIDOS . EPA. 2001. **The United States Experience With Economic Incentives for Protecting the Environment**. Report No. EPA-240-R-01-001, January 2001. Disponible em: <[http://yosemite.epa.gov/ee/epa/ermfile.nsf/11f680ff78df42f585256b45007e6235/da1eb5228bd1257b852569e0007130c6/\\$FILE/EE-0216B-13.pdf](http://yosemite.epa.gov/ee/epa/ermfile.nsf/11f680ff78df42f585256b45007e6235/da1eb5228bd1257b852569e0007130c6/$FILE/EE-0216B-13.pdf)>

FREEMAN, A.M.III. 2000. **The valuation of environmental health damages in developing countries: some observations**. EEPSEA. Economy and Environment Program for South East Asia. Disponible em: <<http://www.lidrc.ca/uploads/user-S/10536139930rick.pdf>>

HEARNE R. ; EASTER K.W. 1995. **Water Allocation and Water Markets. An Analysis of Gains-from-Trade in Chile**. Washington D.C. 100p. Serie World Bank Technical Paper N° 315

HEINZERLING L. ; ACKERMAN F. 2002. **Pricing the priceless: cost-benefit analysis of environmental protection**. Georgetown Environmental Law and Policy Institute. Georgetown. In: University Law Center. Disponible em: <<http://www.Law.georgetown.edu/gelpi/papers/pricefnl.pdf>>

HUBER R., RUITENBEEK J., SEROADA MOTTAR. 1998. **Market based instruments for environmental policy making in Latin America and the Caribbean: lessons from eleven countries..** Discussion Paper N° 381. Washington D.C. : World Bank v.1. 92p. .. Discussion Paper N° 381

LUDUVICE M. 2001. **Propuesta de modelo de cobro diferenciado en función de la carga contaminante**. Impreso sin referencias.

PEARCE, David., ATKINSON, Giles ; MOURATO, Susana. 2006. **Cost Benefit Analysis and the Environment. Recent Developments**. OECD Publishing. Paris: OECD. 315p.

PEARCE, David.; TURNER, K. 1995. **Economía de los Recursos Naturales y del Medio Ambiente**. Celeste Ediciones, Madrid. 448p.

SPULBER, NICOLAS., ; SABBAGHI, A. 1994. **Economics of Water Resources: from Regulation to Privatization**. Boston : Kluwer Academic Publishers, U.S.A. 376p.

VON AMSBERG, J. 1995. **Selected experiences with the use of economic instruments for pollution control in non-OECD countries**. Washington D.C.: The World Bank. 24p.

WORLD BANK. 2000. **Greening Industry: new roles for communities, markets, and governments**. Washington, D.C.: Oxford University Press. 150p.

YOUNG, Robert. 2005. **Determining the Economic Value of Water**. Concepts and Methods. Resources for the Future. Washington, D.C.: RFF press book, 357p.

William Postigo De la Motta Profesor de economía ambiental y regulación económica en el Departamento de Economía y Planificación de la Universidad Nacional Agraria La Molina

Gestão de recursos hídricos usando modelagem econômico-hidrológica integrada na identificação de alocação ótima de água entre usos múltiplos

Márcia Maria G. Alcoforado de Moraes

José Almir Cirilo

Yony Sampaio

Sérgio Parente Vieira da Rocha

RESUMO: A escassez de água exige que se formulem políticas para garantir uma alocação intersetorial eficiente do recurso, ao mesmo tempo em que se reverta a degradação do mesmo. A definição de uma alocação ótima ou ideal, por meio de modelagem, estabelece uma referência para que se possam avaliar mecanismos econômicos de implementação que mais se aproximem do valor ótimo. Este trabalho utiliza um modelo econômico-hidrológico que integra um grande número de relações físicas, econômicas, institucionais e agronômicas numa plataforma única para subsidiar decisões que digam respeito à alocação ótima de água, entre os usos alternativos, e vinhoto para fertirrigar as áreas plantadas de cana no primeiro trecho da bacia do rio Pirapama, localizada no estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. O modelo introduz a questão da qualidade não só ao incluir o uso da fertirrigação e determinar a alocação de efluentes das agroindústrias nas áreas plantadas de cana ao longo da bacia, mas também ao garantir através de restrições, níveis de qualidade adequados aos usos ao longo do curso d'água, bem como o não atingimento de limites de trofia nos dois reservatórios da área estudada. Envolve um grau de não-linearidade significativo e inclui mais de 10.000 variáveis e restrições. Para implementar a referida abordagem utiliza o método piece-by-piece (CAI, McKINNEY et al. 2001), através do General Algebraic Modeling System, software de alto nível utilizado para resolução de problemas de programação não-linear. O método decompõe o problema em dois sub-modelos, o primeiro considerando as restrições de disponibilidade hídrica e o segundo as restrições de qualidade de águas. Os resultados do modelo mostram que os benefícios líquidos totais são substancialmente reduzidos, quando introduzem-se as restrições de qualidade de águas, mas principalmente aqueles relacionados ao uso industrial e a fertirrigação. Os benefícios também são reduzidos nos demais usos devido a disponibilidade hídrica que se reduz com a introdução das referidas restrições. Isto mostra que o modelo está considerando a diluição de cargas orgânicas como um outro uso, restringindo retiradas de água para que o rio possa se recuperar através do processo de autodepuração, em outras palavras usando a capacidade de assimilação dos rios.

PALAVRAS-CHAVE: Alocação ótima de água; modelos econômico-hidrológicos integrados; apoio a decisão na gestão de recursos hídricos; otimização não-linear; políticas de alocação de água.

ABSTRACT: The shortage of water demands that politics are formulated to guarantee an allocation efficient intersetorial of the resource, at the same time in that the degradation of the same is reverted. The definition of an allocation great or ideal, through modelling, establishes a reference so that she can evaluate economical mechanisms of implementation that more they approach of the great value. This work uses a model economical-hidrológico that integrates a great number of relationships physical, economical, institutional and agronomic in an only platform to subsidize decisions that concern the great allocation of water, among the alternative uses, and vinhoto for fertirrigation the planted areas of cane in the first space of the basin of the river Pirapama, located in the state of Pernambuco, Northeast of Brazil. The model introduces the subject of the quality not only when including the use of the fertirrigation and to determine the allocation of effluents of the agro-industries in the planted areas of cane along the basin, but also when guaranteeing through restrictions, appropriate quality levels to the uses along the course of water, as well as the not reaching of eutrophication limits in the two reservoirs of the studied area. The model was applied for a horizon of one year with monthly steps. This model involved an reasonable degree of non-linearity is denoted, and included. In addition, as there are more than 10,000 variables and restrictions, the model can be considered within the category of large and complex non-linear systems. To implement this approach, the piece-by-piece method (CAI, McKINNEY et al. 2001), through of General Algebraic Modeling System, high-level software used to resolve problems of mathematical programming, was used. The method decompose the problem in two sub-models, the firstly considering hydrologic availability constraints and the second quality constraints of water. The solution for model shows that the total net benefits are substantially reduced, when quality restrictions are introduced, but chiefly those related to industrial use and fertirrigation. The benefits are also reduced in the other uses due to water availability which is lessened by the introduction of quality restrictions. This shows that the model is considering the dilution of organic loading with another use, restricting withdrawals of water so that the river can recover by means of the process of autodepuration, in other words, by using the assimilation capacity of the rivers.

KEY-WORDS: Optimal water allocation; River basin model, water resources management, non-linear optimization, water policy.

INTRODUÇÃO

A escassez de água exige que se formulem políticas para garantir uma alocação intersetorial eficiente do recurso, ao mesmo tempo em que se reverta a degradação do mesmo. No entanto, a maioria das questões relacionadas aos efeitos das políticas alternativas de alocação de água, continua sem resposta. A decisão de políticas de alocação de água apropriadas pode se beneficiar diretamente da melhoria ou evolução da modelagem de alocação de água em nível de bacia.

Este trabalho utilizou um modelo desenvolvido na UFPE (MORAES 2003) com recursos do CT-HIDRO/ FINEP que integra componentes de Hidrologia, Economia, de qualidade das águas, institucionais e agrônômicos numa plataforma única, para determinar a alocação ótima de água em diferentes usos e vinhoto nas áreas plantadas de cana no primeiro trecho da bacia, a saber: a montante da barragem Pirapama. A idéia central do modelo desenvolvido é determinar a alocação ótima por meio da maximização de uma função objetivo representando o benefício social líquido. Isto leva a uma alocação mais eficiente, diante das imperfeições da economia dos mercados de águas e do gerenciamento dos recursos hídricos. O valor ótimo ainda deve ser tal que todas as restrições, sejam de disponibilidade ou de qualidade das águas, sejam institucionais, venham a ser respeitadas.

ÁREA DE ESTUDO DE CASO E PRINCÍPIOS BÁSICOS DA MODELAGEM

A bacia hidrográfica do Rio Pirapama localiza-se nas mesorregiões metropolitana do Recife - RMR e Mata Pernambucana. Ocupa uma área de cerca de 600km² e tem no curso d'água principal uma extensão aproximada de 80km. O Pirapama é o manancial mais importante em um raio de 40km da cidade do Recife. Os problemas mais sérios no setor de recursos hídricos nessa região mais sérios são: insuficiente produção de água tratada¹, elevadas perdas, precário atendimento dos sistemas de esgota-

¹ Como conseqüência deste problema, aponta-se o racionamento a que vem sendo submetida a RMR há alguns anos, que tem comprometido a regularidade do atendimento à população, principalmente nas épocas de prolongada estiagem. Além disso, os sistemas de abastecimento de água dos outros municípios integrantes da bacia que não fazem parte da RMR, como Pombos, Escada e Vitória de Santo Antão, já estão enfrentando problemas para atender as crescentes demandas por água potável. (Carrera-Fernandez, 1999)

mento sanitário e de limpeza pública e altos índices de poluição hídrica (RIBEIRO 2000). A questão da qualidade de água no Rio Pirapama é crítica.² O problema da qualidade de água deve agravar-se com o represamento das águas imposto pelo reservatório Pirapama. A água do Pirapama, avaliada no âmbito do Projeto Pirapama³ no período de 1990-1996, já apresentava níveis preocupantes de fósforo total, sendo que esses níveis tendem a sofrer elevação com a implantação da barragem. Isso leva o reservatório Pirapama, apenas iniciando sua operação, a já estar numa situação de risco com relação a uma possível eutrofização⁴.

O primeiro trecho da bacia, onde o modelo é aplicado, vai da nascente até o reservatório Pirapama.⁵ O segmento é responsável pelo aporte de água afluente ao reservatório Pirapama. Dentre os fatores que levam à ocorrência de poluição no trecho modelado por esse estudo, os mais significativos provêm da presença do vinhoto. A única prática atualmente adotada para disposição final do vinhoto é o seu aproveitamento na fertirrigação. Porém, parte desse vinhoto lançado no solo atinge os cursos d'água, seja através do escoamento superficial direto no período da fertirrigação, seja por meio do arraste superficial no período das chuvas ou mesmo como escoamento subterrâneo.

² Todo o trecho do rio atualmente monitorado apresenta-se em desacordo com os objetivos de qualidade da água, ou seja, a maioria dos parâmetros utilizados na classificação do rio está fora dos padrões estabelecidos pela legislação, ou seja, não atende aos limites relativos às diversas classes de enquadramento em que encontram-se os seus trechos.

³ O Projeto Pirapama foi motivado pela importância da bacia para a Região Metropolitana do Recife (RMR). O mesmo envolveu uma estratégia multidisciplinar e interinstitucional para propor diretrizes a fim de minimizar os atuais e potenciais conflitos relativos ao crescimento econômico, gerenciamento ambiental e desenvolvimento social na bacia.

⁴ Eutrofização é o crescimento excessivo das plantas aquáticas, a níveis tais que sejam considerados como causadores de interferências com os usos desejáveis do corpo d'água. O principal fator de estímulo é um nível excessivo de nutrientes no corpo d'água, principalmente nitrogênio e fósforo.

⁵ Este é um trecho de crucial importância, pois nele está concentrada a maioria das agroindústrias localizadas na bacia, cuja produção de efluentes é a principal fonte de carga orgânica nesta área.

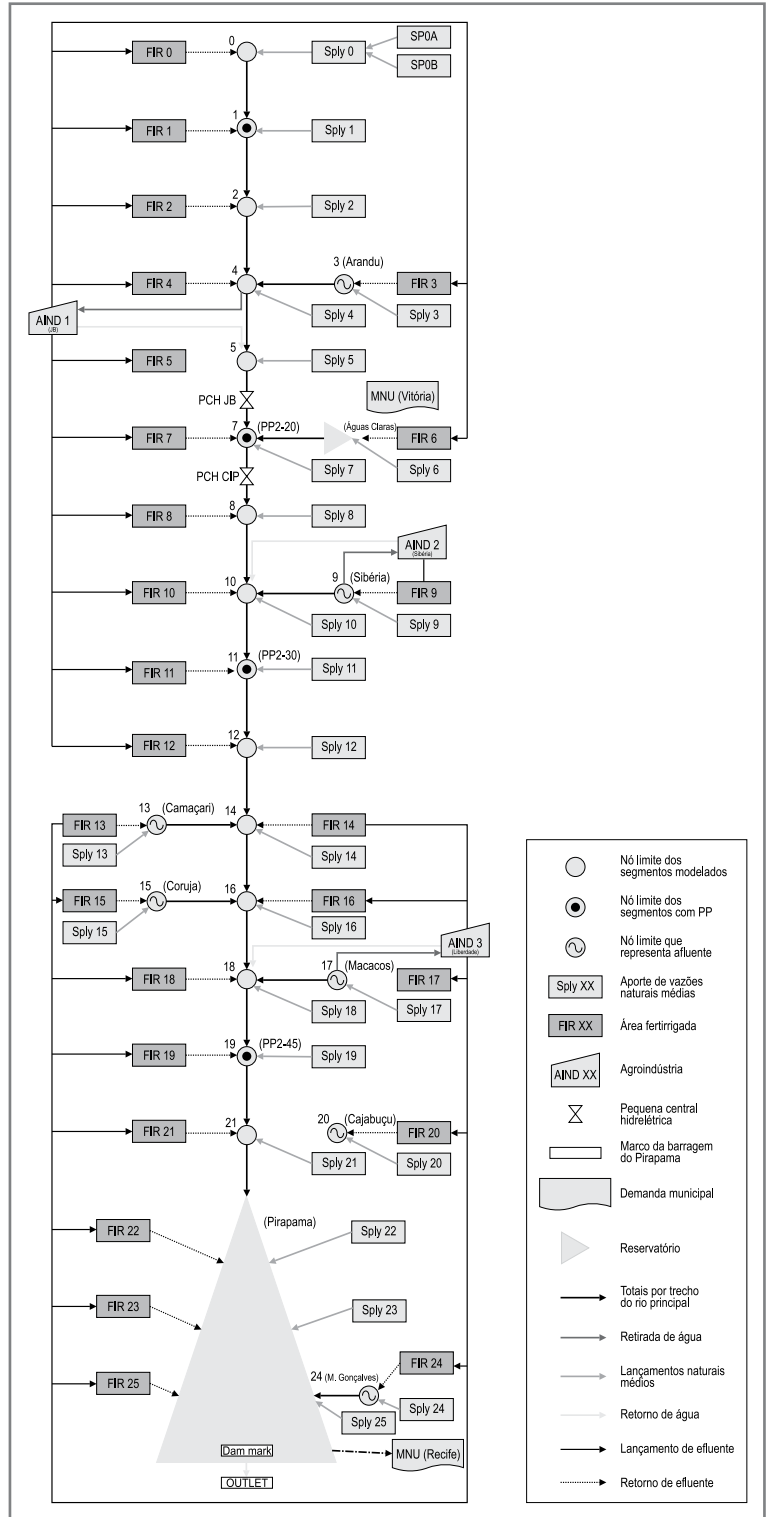


Figura 1. Rede de nós e links representativa do trecho estudado

A MODELAGEM

O modelo desenvolvido para obter a alocação ótima utilizou os mesmos fundamentos teóricos de um modelo integrado desenvolvido por um grupo de pesquisa conjunta composto pelos seguintes membros: *International Food Policy Research Institute* (IFPRI); *Center for Research in Water Resources* (CRWR) da Universidade do Texas em Austin e *International Water Management Institute* (IWMI). O modelo elaborado na UFPE representa a bacia hidrográfica como um todo, através de uma rede de nós e links (ROSEGRANT, RINGLER et al. 2000), nos quais os nós representam entidades físicas e os links, as conexões entre essas entidades. Os nós podem ser de dois tipos: os nós-fonte, que representam entidades físicas tais como: rios, reservatórios, águas subterrâneas, etc; e os nós-demanda, que podem ser: agroindústrias, cidades, pequenas centrais hidroelétricas - PCHs, etc. Há também os nós de demanda por efluentes, que são as áreas plantadas de cana ao longo do curso d'água em que se lançam efluentes do processo industrial das destilarias, na chamada fertirrigação. Os links entre os nós podem representar captações de usuário e lançamentos. Estes lançamentos representam tanto a contribuição da drenagem pluvial natural, no que se refere à quantidade e à qualidade de água dos trechos e dos afluentes, como os fluxos de retorno diretos e indiretos de alguns nós-demanda⁶. O trecho modelado (Figura 1) é constituído por um sistema contendo: 8 principais afluentes, 2 reservatórios, 2 PCHs, 22 fontes superficiais de água e 25 áreas plantadas de cana que demandam lançamentos de efluentes agroindustriais como fertilizante. As categorias de uso consideradas foram: abastecimento humano,

⁶ Os retornos diretos são conhecidos e nesta área modelada constituem-se nos lançamentos pelas agroindústrias das águas usadas no processo de refrigeração e que retornam ao rio. Poderiam ter sido usados também para representar fontes de contaminação tais como esgotos ou outros tipos de descargas diretas provenientes de usuários. Os retornos indiretos pretendiam representar as possíveis formas de chegada do efluente usado na fertirrigação ao rio, tais como: uma suposta volta de uma proporção do quantitativo do efluente lançado na terra para o rio e sobras de vinhaça que poderiam atingir o rio através de vazamentos ou descartes em épocas de vazões mais altas. Deve-se salientar que na aplicação em questão não foram usados estes retornos indiretos por falta de dados sobre os mesmos. A contaminação por vinhoto foi considerada apenas através dos lançamentos naturais médios proporcionais às áreas fertirrigadas.

agroindustrial, geração de energia e fertirrigação. Esse último, como explicado, não emprega nem compromete a água no que se refere à disponibilidade hídrica (pois usa-se na fertirrigação o vinhoto, que é um efluente da produção das destilarias), e sim impacta na qualidade da mesma.

O modelo contém os seguintes componentes : 1) **Componentes de Hidrologia Qualitativa**: levam em conta o balanço hídrico com respeito à quantidade, nos nós que delimitam os diversos trechos do rio, bem como nos seus afluentes e reservatórios. Não foi levada em consideração nenhuma contribuição de águas subterrâneas por não se dispor de dados, mas essas fontes podem ser facilmente incluídas no modelo; 2) **Componentes de Qualidade das Águas**: inclui o balanço, bem como o processo de decaimento e transporte ao longo do rio, de dois constituintes básicos utilizados para avaliar qualidade de água: o Oxigênio Dissolvido (OD) e a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). São consideradas apenas as principais fontes poluidoras, que são os efluentes lançados pelas agroindústrias nas áreas plantadas de cana e demais fertilizantes/ pesticidas usados na referida lavoura. Além disso, considera-se também, indiretamente, o aporte de fósforo aos reservatórios, de forma a avaliar possível eutrofização dos mesmos; 3) **Componentes Econômicos**: funções de benefício líquido para os usos consuntivo e não-consuntivo, bem como funções de produção para os principais produtos industriais da bacia, levando em conta a água alocada como insumo; 4) **Componentes Institucionais** : regras e políticas institucionais tais como outorga, níveis mínimos de constituintes de qualidade permitidos, fluxos mínimos exigidos por demandas ecológicas, etc; 5) **Componentes Agronômicos**: são consideradas diferentes produtividades da cana-de-açúcar em função do efluente aplicado no terreno como fertilizante, no processo de fertirrigação.

Decisões são tomadas em diversos níveis por meio do modelo. Na escala de bacia, determinam-se níveis de operação dos sistemas hidrológicos e de alocação de água entre usuários. Para cada usuário determina-se uma quantidade e localização ótima de aplicação de efluentes dentre as diversas áreas plantadas de cana disponíveis para colheita em cada mês. O modelo é de curto prazo, no específico horizonte de tempo de 1 ano, determinando alocações de água e vinhoto a cada mês, assumindo que as condições de oferta e demanda são relativamente estáveis. As equações do modelo incluem várias formas de não-linearidade,

em especial aquelas que tratam a questão da qualidade. Para se ter uma idéia do tamanho e do grau de não-linearidade do modelo, algumas medidas fornecidas pelo software utilizado para buscar a solução são dadas a seguir: Número de Restrições: 24147; Número de Variáveis: 21610; Número de elementos no Jacobiano não-nulos: 54519; Número de elementos no Jacobiano não-constantes: 14067. O número de elementos da matriz Jacobiana não-nulos, bem como o número destes que não são constantes, fornece uma medida da não-linearidade do modelo. Desde que nesse caso, em torno de 26% dos elementos não-nulos no Jacobiano são não-constantes, denota-se um grau razoável de não-linearidade. Além disso, tendo-se mais de 10.000 variáveis e restrições, pode-se considerar o modelo dentro da categoria de sistemas não-lineares grandes e complexos. (CAI, McKINNEY et al. 2000) relatam que, a despeito de grandes melhorias nos softwares de modelagem e solução, bem como na evolução do hardware, resolver grandes modelos de otimização não-lineares continua difícil. As dificuldades crescem muito à medida que o tamanho e o grau de não-linearidade aumentam. A abordagem utilizada para buscar uma solução viável com os softwares de Programação Não-Linear disponíveis para tão complexo sistema foi a “modelagem holística”, com método de decomposição por temas. Para implementar a referida abordagem utilizou-se o método *piece-by-piece* apresentado em (CAI, McKINNEY et al. 2001). A mesma utiliza o General Algebraic Modeling System (GAMS), software de alto nível utilizado para resolução de problemas de programação matemática, e sua capacidade de reiniciar arquivos. A abordagem *piece-by-piece* usa o fato de que grandes modelos podem ser decompostos em várias partes, resolvidas sequencialmente, com cada parte sendo adicionada a cada passo. O “pedaço” ou sub-modelo subsequente é composto por restrições adicionais que são incorporadas às partes anteriores, podendo envolver novas variáveis não existentes nos “pedaços anteriores”. No caso em estudo, são dois os sub-modelos com a decomposição feita por temas: quantidade(sub-modelo1) e qualidade de água(sub-modelo2). No sub-modelo1 ressalta-se principalmente o balanço hídrico, sendo as restrições envolvidas chamadas de Restrições de Disponibilidade Hídrica. No sub-modelo 2, que inclui as Restrições de Qualidade de águas, calcula-se a concentração e o transporte dos constituintes de qualidade modelados e a estimação, a partir de um deles, da quantidade de fósforo associada que será levada aos reservatórios.

A Função – Objetivo

A Função-Objetivo representa o benefício líquido para todos os usos considerados no modelo. Dessa forma, mensuram-se os benefícios sociais líquidos através da agregação dos benefícios e custos individuais líquidos agrupados por categorias de uso. Na aplicação da bacia do Pirapama, realizada em todo o trecho a montante do reservatório de mesmo nome, cujos principais resultados descreveremos aqui, consideraram-se as funções benefício de quatro usos e respectivos usuários, a saber: Abastecimento Humano (municípios de Recife e Vitória), Abastecimento Industrial (agroindústrias JB, Sibéria e Liberdade), Geração de Energia Elétrica (PCHJB e PCHCIP) e Fertilirrigação. A estratégia utilizada para obtenção de funções de demanda inversa para cada um dos usuários, foi usar valores de elasticidades-preço da demanda por água, obtidas nos respectivos pontos previstos de demanda, na bacia do Pirapama, para cada modalidade de uso. (CARRERA-FERNANDEZ 1999). A partir dos valores de elasticidade e do pressuposto de que os valores das mesmas são constantes⁷, ao longo da curva de demanda, obtém-se a expressão de uma função de demanda inversa através da resolução de uma equação diferencial simples. Senão, vejamos:

a elasticidade-preço da demanda η é definida por:

$$\eta = (dQ/Q)/(dP/P) \quad (1)$$

onde P é o preço no qual a quantidade observada Q é a demandada. Assumindo a elasticidade constante, a equação acima pode ser rearranjada e integrada resultando na seguinte função de demanda inversa:

$$|P| = \exp\{[\ln|Q|/\eta] + C\} \quad (2)$$

Esta função, dado que as elasticidades preço são negativas, é uma função exponencial no primeiro quadrante do eixo (P,Q), que assintota os eixos P e Q em direção ao infinito. Assim, quando Q tende a zero o valor de P tende a infinito e tende a zero quando Q aumenta indefinidamente. Isto representa a realidade teoricamente, dado que para pequenas quantidades de água, o valor da água seria muito alto, enquanto para maiores quantidades o valor tende a diminuir.

⁷ Embora não acurada, esta premissa é bastante razoável. Há relatos na literatura de que, embora esperem-se mudanças na elasticidade à medida que os preços aumentem, não há base confiável para a realização desses ajustes.

No entanto, tal função demanda impossibilitaria o cálculo dos benefícios brutos associados a uma determinada quantidade demandada, que é dado pela área sob a curva de demanda de zero até o valor alocado. Estas áreas teriam valores ilimitados.

Na prática é importante que possamos mensurar e limitar estes valores. Uma função com as mesmas características da função teórica, sendo que deslocada horizontalmente e na qual possamos usar os valores absolutos das elasticidades preço é dada por:

$$|P| = \exp[\ln|Q - C_2|^{1/\eta} + C_1] \quad (3)$$

Tal função traria para valores finitos o valor da água para quantidades alocadas nulas (a curva assim deslocada passaria a interceptar o eixo dos Preços – no ponto $(0, P1)$) além da quantidade alocada a partir da qual o valor (preço) tenderia a zero. Além disso, no ponto $(C_2, 0)$ a função não é definida, mas a partir dela os valores de alocação passariam a assumir novamente valores positivos, já que se trata de uma função módulo.

Na realidade, espera-se que a quantidade alocada associada a um valor nulo, ou muito próximo disso - consumo autônomo (C_2) - seja tal que ao atender as necessidades do usuário plenamente, faça com que uma quantidade maior de água entregue leve a uma redução dos benefícios. Para determinar completamente a função de demanda inversa, descrita pela Equação (3), precisam-se de duas condições de contorno para que as duas constantes (C_2) e (C_1) sejam definidas. Toma-se para o caso dos usos consuntivos (AH) e (AI) a primeira condição de contorno como sendo o ponto de operação de cada usuário em valores atuais. (ver Figura 2).

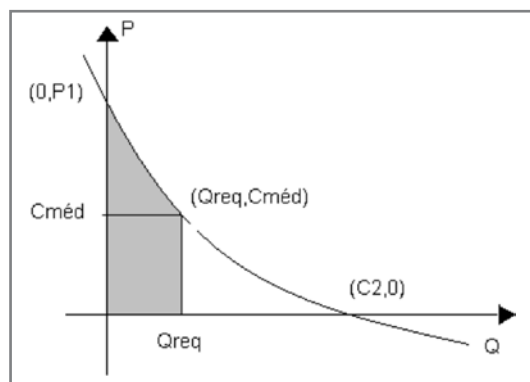


Figura 2. Ponto de operação para os usos consuntivos

Os pontos de operação considerados para cada usuário consuntivo foram a demanda por água (Q_{req}) , que tanto pode ser a demanda requerida ou outorgada⁸. Neste estudo de caso, utilizou-se como ponto de operação os valores de outorga cedidas pela SECTMA (Secretaria de Tecnologia e Meio-Ambiente) e os custos operacionais (C_{med}) , que foram obtidos com a COMPESA (Companhia Pernambucana de Saneamento) e diretamente com as agroindústrias. A segunda condição de contorno vem de estimativas do benefício bruto obtido com os valores outorgados, que deve corresponder a área sob a curva que aparece hachureada na Figura 2.

Estas estimativas de benefícios foram calculadas e consideraram-se perdas no processo de captação do abastecimento humano e das agroindústrias na região. (CARRERA-FERNANDEZ 1999) O benefício calculado foi então obtido com a integração da função de demanda inversa (ver Equação 3) para qualquer valor alocado. Para determinar a função de demanda para o uso não-consuntivo (geração de energia elétrica) bem como para a fertirrigação a estratégia é diferente, pois não há valores outorgados, e portanto não teríamos de antemão, o ponto de operação (uma das condições de contorno). Na verdade, o que existem nesses casos são os valores máximos que vamos considerar como sendo os próprios valores de consumo autônomo (C_2) .⁹ Para geração de energia, as duas PCH's são a fio d'água. Isto quer dizer que o aproveitamento é feito sem regularização, não se considerando nenhuma variação na queda líquida utilizada para a geração, não impactando nas outras demandas. Para este uso pode-se considerar o consumo autônomo como sendo a capacidade máxima instalada, na realidade a vazão correspondente a essa capacidade máxima. Finalmente no caso da fertirrigação, os valores autônomos (C_2) serão iguais para os nós fertirrigados pela mesma agroindústria e dados pela máxima área plantada de cana que atende a referida indústria, e que demanda efluentes durante cada mês de safra (5 meses). Com as funções de demanda inversa totalmente identificadas para cada usuário, o modelo obtém valores de benefício bruto para cada um deles e a cada mês, dependendo do valor alocado,

⁸ Há casos em que a demanda outorgada excede a demanda requerida, pois como os direitos são dados para vários anos, os usuários tendem a pedir mais do que o que realmente precisam.

⁹ Com o conhecimento prévio de uma das constantes (C_2) não mais seriam necessárias duas condições de contorno.









através da área sob a curva de demanda estabelecida para cada usuário. O benefício líquido é resultante da subtração dos valores de custo médio incorridos com a obtenção deste mesmo valor alocado.¹⁰ No caso do abastecimento industrial, além desse custo médio, o modelo debitará do valor do benefício bruto, um custo adicional, se houver sobra de efluentes¹¹. No modelo, caso não seja possível a alocação nas áreas fertirrigadas de todo o efluente produzido pela agroindústria, a mesma deverá arcar com os custos do tratamento dessa sobra. Na fertirrigação, há custos com o processo de aspersão do vinhoto, mas há também economia com os fertilizantes que não precisam ser usados. Além disso, dependendo do nó de demanda a ser fertirrigado, haverá ou não custos de transporte por carros-pipa, já que os sistemas de bombeamento atualmente existentes atingem apenas as proximidades das agroindústrias. Finalmente, agregando os valores dos benefícios líquidos ao longo dos meses, obtém-se no horizonte de tempo do modelo (1 ano) o benefício líquido de cada usuário. A Função-objetivo será a soma dos benefícios líquidos de todos os usuários individuais, o que representa o benefício social líquido a ser maximizado.

$$F - OBJ = \sum_{mun} B.Liq_{AH}(usuario_{mun}) + \sum_{aind} B.Liq_{AI}(usuario_{aind}) + \sum_{pch} B.Liq_{GE}(usuario_{pch}) + \sum_{firrig} B.Liq_{FIR}(usuario_{firrig}) \quad (4)$$

¹⁰ Lembrar que nos usos (AH e AI) em que eram necessárias duas condições de contorno, uma delas era justamente o ponto de operação, que era o valor de alocação associado ao custo médio de obtenção da água na curva de demanda para aquele uso. Por ter esta associação este ponto implica no máximo benefício líquido possível. Por isso este valor, considerando que os usuários se comportam de forma racional, é o valor demandado pelos mesmos. Nos casos de GE e fertirrigação como não é solicitado nenhum valor o ponto de operação não é um dado do usuário, mas uma vez determinada a curva de demanda, bastaria procurar o ponto de alocação associado ao custo médio de obtenção da água para os referidos usos, e portanto é possível se obter um ponto de operação para esses usos, que vai ser útil na análise dos resultados.

¹¹ A variável que mensura a sobra dos efluentes produzidos de cada agroindústria e a cada mês é tanto função da decisão de alocação de água para a referida indústria (pois esta decisão implicará na quantidade total de efluente produzido), como na decisão de alocação do vinhoto nas áreas fertirrigadas associadas a mesma.

Assim, o $B.Liq_{AH}(usuario_{mun})$ é a soma dos benefícios líquidos anuais dos municípios (*mun*), o que daria um benefício resultante do uso da água para abastecimento humano (AH), e da mesma forma para as agroindústrias (*aind*) no abastecimento industrial (AI), pequenas centrais hidroelétricas (PCH's) na geração de energia (GE) e nós de demanda por efluentes (*firrig*) na fertirrigação (FIR). As Restrições de Disponibilidade Hídrica (Sub-modelo 1) são as seguintes:

-  Equação de *Balance* nas Junções Principais e nas Junções Afluentes;
-  Balanço de massa para os reservatórios;
-  Fluxo mínimo para atender demandas ecológicas;
-  Vazão de Restrição a jusante dos barramentos;
-  Capacidades Máxima e Mínima do Reservatório;
-  Conservação do Volume Armazenado ao fim do período de análise;
-  Capacidade máxima instalada de Pequenas Centrais Hidroelétricas-PCH's;
-  Quantidades limite para aplicação de efluentes.

Com relação a Restrições de Qualidade de Águas (Sub-modelo 2), basicamente as mesmas visam assegurar que a escolha das variáveis de decisão (alocações por uso) sejam tais que o oxigênio dissolvido (OD)¹² calculado ao longo de cada um dos trechos em cada mês, esteja sempre acima do valor permissível pela legislação. Deve-se atentar para o fato de que, ao se limitar níveis de oxigênio ao longo de cada trecho, limita-se também a carga orgânica permissível de se lançar na área associada. Isso porque o oxigênio ao longo do trecho é função da carga lançada no início do mesmo, além dos valores iniciais de oxigênio e da capacidade de depuração do rio.

O problema é que, no caso dos reservatórios modelados, as referidas restrições não limitam a carga lançada nos lagos. Na realidade, no caso de reservatórios, a preocupação maior no que se refere

¹² Para representar e simular a curva de oxigênio dissolvido no modelo, utilizaram-se as equações representativas do clássico modelo dentro da Engenharia Ambiental, o modelo dos pesquisadores Streeter e Phelps STREETER, H. W. and E. B. PHELPS (1925). "A Study of the pollution and natural purification of the Ohio River." Public Health Bulletin.

a lançamentos de cargas é a questão da eutrofização. O principal fator de estímulo deste processo é um nível excessivo de nutrientes no corpo d'água, principalmente nitrogênio e fósforo. Estabeleceu-se então uma outra restrição para limitar a carga independente da questão do oxigênio.

RESULTADOS

Primeiramente serão apresentados os resultados do sub-modelo 1, i.e. os valores ótimos obtidos levando em consideração apenas restrições de disponibilidade hídrica.

Os valores de benefício líquido por usuários, obtidos na solução ótima do sub-modelo 1 resultam em alocações praticamente iguais aos valores outorgados no caso dos usos consuntivos (AH e AI) e, no caso das PCH's, iguais ao ponto de operação, que é o equivalente ao valor concedido para o caso do uso não-consuntivo GE. Isto ocorre em todos os meses, até mesmo nos meses mais secos – Novembro e Dezembro.

Na Tabela 1, observa-se que praticamente apenas o usuário PCHCIP sofre uma redução de benefícios. Este, juntamente com Vitória - que também sofre uma redução sendo que bem pequena - e a PCHJB são os usuários que recebem os menores benefícios líquidos.

TABELA 1
Limites estimados dos benefícios líquidos considerando os valores oficialmente concedidos os resultantes do sub-modelo 1

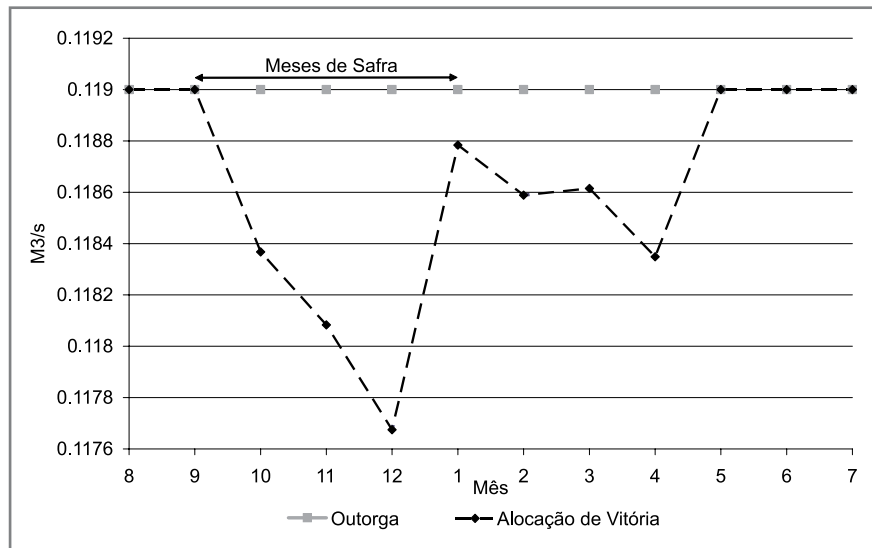
Usuário demandante	Valor máximo de Benefício líquido, equivalente ao valor outorgado (milhões R\$)	Benefício líquido obtido a partir do Sub-modelo 1 (milhões R\$)	Diferença arredondada entre o máximo e o obtido pelo Sub-modelo 1 (%)
Recife	16,31175	16,31175	100,0%
Vitória	0,4041	0,40408	100,0%
JB	22,22689	22,22681	100,0%
Sibéria	1,2732	1,27282	100,0%
Liberdade	12,96641	12,96633	100,0%
PCHJB	0,13313	0,13307	100,0%
PCHCIP	0,25653	0,25238	98,4%

Na realidade, o pleno atendimento do usuário PCHJB, não se deve aos benefícios resultantes do mesmo, e sim devido ao seu caráter não-consuntivo. Na verdade, caso o não atendimento pleno da PCHJB, de alguma forma disponibilizasse mais água para os outros usuários, o modelo certamente o faria. Analisando em detalhes os valores alocados resultantes, por usuários e por mês, observa-se que para os meses mais secos (Novembro - Dezembro) coincidentes com os meses de safra (Setembro - Janeiro), e onde portanto os dois usos consuntivos demandam água simultaneamente, os usuários que resultam em benefícios líquidos menores começam a não ser atendidos totalmente com o seu valor de outorga. Isto é para assegurar que os usuários que recebem os maiores benefícios sejam atendidos. O modelo então procura resolver conflitos segundo o critério de maximização do bem-estar da sociedade como um todo.

De fato entre os meses de Setembro a Abril, para o município de Vitória (veja Figura 3) deixam de ser alocados, para todos os meses, em torno de 1% do valor outorgado, sendo o mês de Dezembro aquele onde ocorre a maior redução. Esse é um dos meses de safra, portanto todos os outros usuários consuntivos demandam água. Ao contrário de Vitória, esses usuários têm os seus valores de outorga atendidos uma vez que os valores de benefício resultantes de todas as agroindústrias bem como os de Recife são superiores aos da referida cidade. No que se refere aos meses de fevereiro a abril, apesar de não haver mais a demanda pelas agroindústrias, a redução na alocação de Vitória se mantém. Isto pode ser explicado pelo uso não-consuntivo da PCHCIP. Apesar da PCH não ser um uso consuntivo, é necessário um valor de vazão fluindo no trecho associado à mesma, que está a jusante de Vitória. Isto implica num conflito entre os dois usos, pois o atendimento pleno a Vitória reduziria a geração a jusante. Além disso, os máximos valores de benefício líquido (resultantes dos valores de vazão correspondentes ao custo médio na curva de demanda inversa - ponto de operação) associados a PCHCIP são da mesma ordem de grandeza dos máximos valores associados a Vitória, sendo estes últimos maiores (veja Tabela 1). A perda de benefícios da PCHCIP é de aproximadamente R\$ 4.144,00 num total de R\$ 256.521,00 de benefícios anuais possíveis de serem obtidos pelo referido usuário. Já as perdas de benefícios resultantes do não atendimento pleno a Vitória são desprezíveis.

Em relação ao uso de fertirrigação os resultados do sub-modelo 1 alocam os efluentes de tal forma que não há sobras. Deve-se ressaltar que a informação

Figura 3. Alocação ótima para o município de Vitória do Sub-modelo 1 vs. Valor Outorgado



mais confiável obtida da configuração atual da distribuição das áreas nos nós de demanda que recebem os efluentes na safra toda, foi a da distribuição entre as mesmas e não o quantitativo de cada uma. Assim, com relação ao que ocorre hoje, sabe-se com mais segurança quais nós de demanda estão recebendo efluentes, e não quanto. A alocação ótima (resultado do sub-modelo 1) é obtida distribuindo-se o vinhoto produzido pelas agroindústrias (resultante de uma alocação ótima de água para as mesmas) de forma a maximizar os benefícios com a fertirrigação e considerando-se fixa a dosagem de aplicação (300 m³/ha). Ao comparar as duas configurações (ótima e atual) no que se refere a quais nós recebem efluentes encontra-se bastante similaridade. No caso da JB, a diferença aparece apenas nos nós FIR1 e FIR2 que recebem efluentes segundo informações atuais, e para Liberdade, que aloca atualmente em FIR16 e FIR20 e não aloca em FIR19. Com relação a distribuição dos efluentes entre os nós de demanda, observa-se que em todas as agroindústrias, a distribuição entre os nós resulta em diferentes áreas fertirrigadas, mas que representa o mesmo percentual da área máxima do nó. Por exemplo, em todos os nós onde a JB aloca efluentes: FIR3-FIR7, o valor ótimo da área fertirrigada representa aproximadamente 64,76% da

área máxima possível de ser fertirrigada naquele nó. Entre os meses, a divisão foi idêntica.¹³

Para explicar este comportamento, calculou-se o valor percentual de área que coincide com o ponto de operação para todos os nós de demanda por efluentes para fertirrigação. O mesmo foi obtido através da curva de demanda calculada no caso da fertirrigação¹⁴, (ver nota de rodapé 9 na pág. 12). Como já explicado, este é o valor de área (que requer uma quantidade de água) associado ao custo médio¹⁵, e portanto o que maximiza o benefício líquido de cada um dos nós. O valor encontrado de ponto de operação foi idêntico para todos os nós e igual

¹³ Como a área total a ser fertirrigada é durante os 5 meses de safra, a área máxima possível de ser fertirrigada em cada mês é 1/5 da total. Como resultado do sub-modelo 1 este percentual manteve-se o mesmo para cada mês. Isto será explicado mais adiante pelo fato de não haver restrição de cargas neste primeiro sub-modelo.

¹⁴ Também poderá ser obtido no caso da geração de energia elétrica.

¹⁵ Neste custo não foi considerado o custo de transporte, pois atualmente estes agroindustriais não o têm, já que lançam nos locais mais próximos. Como associamos este custo ao valor demandado atual, este custo tinha que estar relacionado aos gastos atuais.

a 67,65%. O resultado não só dos nós fertirrigados pela JB (64,76%), como também do nó utilizado pela Sibéria (12,03%) e dos nós associados a Liberdade (65,66%) mostram que na verdade, nenhuma das alocações atinge este máximo. Isto se deve a não existência de um total de efluentes suficiente para tal, pois não há sobra (devido a não limitação da qualidade de águas) e mesmo assim a área ideal (o ponto de operação) não é atingida.

Com relação a igualdade entre os meses, o que poderia diferenciar a alocação, no que se refere a área percentual, de um mês para o outro, seria a carga resultante, calculada em função da vazão específica de cada mês. Mas o sub-modelo 1 não restringe as cargas, ou seja, não considera as restrições de qualidade de águas.

Ao se introduzir as restrições de qualidade de águas e executar o modelo completo, há uma redução no valor da função-objetivo, ou seja na soma de todos os benefícios líquidos. Agrupando por uso, há uma redução nos benefícios líquidos de todos eles, sendo que as reduções mais significativas se dão no Abastecimento Industrial e na Fertirrigação, usos diretamente envolvidos na produção e alocação do efluente com impactos na qualidade das águas. Essas perdas são da ordem de R\$ 350.000,00 na AI, o que representa em torno de 1% do valor resultante do sub-modelo1 para o referido uso. Contudo, na fertirrigação, as perdas são maiores, chegando a R\$ 776.000,00, ou seja, 24,5% do valor alcançado pelo uso sem as restrições de qualidade de águas.

Investigando em nível de usuário, observa-se que no caso do Abastecimento Industrial, é praticamente a agroindústria JB que sofre a perda de benefícios mencionada acima. Isto ocorre pois os efluentes produzidos por essa agroindústria não são mais totalmente alocados.

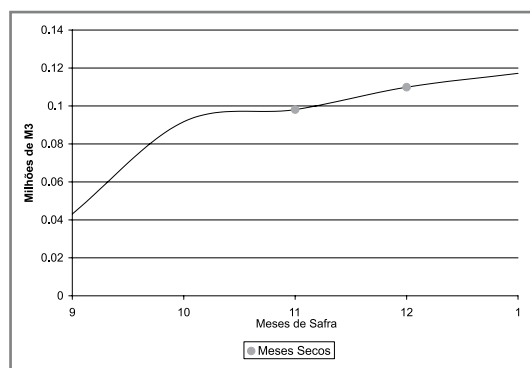


Figura 4. Sobra de Efluentes da JB e em destaque os meses secos

Há sobra de efluentes e, portanto, há um custo imputado à agroindústria que deverá tratar essa sobra. A Figura 4 mostra a sobra de efluente da JB durante os meses de safra, com destaque para os meses secos (Dezembro e Janeiro). A sobra de efluentes ocorre pela impossibilidade de respeitar os níveis mínimos do constituinte de qualidade, com o lançamento total dos mesmos, e obter ao mesmo tempo o máximo do benefício total. Na verdade, observa-se que a alocação em outros nós, que incorrem em custos de transporte, é pouco significativa. Isto leva a crer que os custos com o transporte do total de efluentes na soma geral¹⁶, levam a uma redução maior dos benefícios do que o tratamento das sobras¹⁷.

No que se refere às perdas na fertirrigação que são as maiores, as mesmas se verificam basicamente nos nós de demanda fertirrigados com os efluentes produzidos pela JB. Nesses, as perdas ocorrem principalmente pela redução das áreas fertirrigadas nos nós onde se alocava totalmente, isto é, sem sobras, os efluentes no resultado do sub-modelo1¹⁸.

Ao se introduzir as restrições de qualidade, a alocação proporcional a área total começa a se diferenciar entre os nós e entre os meses. Entre os meses, porque, em épocas de vazões menores (meses mais secos), a capacidade de depuração do rio é menor, o que condiciona uma maior limitação no lançamento de cargas, implicando em menores áreas fertirrigadas. Como exemplo, será explicitada a nova distribuição das áreas fertirrigadas, nos diversos meses, no nó FIR7 comparando-a com os resultados anteriores. Como resultado do sub-modelo1, as áreas fertirrigadas foram idênticas em todos os meses de safra: 143,31 ha, que representa 64,69% da área total possível de ser fertirrigada no mês (221,48ha). Sendo assim, ao fim da safra, aproximadamente 65% da área de cana total (1107,43ha) do nó será fertirrigada, ou seja, 716,5ha. Com relação aos resultados do sub-modelo 2 no que se refere a alocação de efluentes no nó FIR7,

¹⁶ Deve-se ressaltar que os custos com transporte compõem a função benefício relativa ao uso da fertirrigação e a sobra de efluentes entra como custo para uso agroindustrial. No entanto, o que se maximiza é a soma dos benefícios líquidos de todos os usos.

¹⁷ Ademais, foram feitas simulações sem o custo de transporte, e mesmo assim sobravam efluentes, embora em menor quantidade, o que indica que além da causa econômica, há também a incapacidade do rio de depurar todo o efluentes

¹⁸ Há também perdas de benefícios devido à alocação dos efluentes nos nós onde, sem restrições de qualidade, não haveria, pois os mesmos implicam em custos de transporte.

TABELA 2
Redução da área e benefícios dos nós demanda por efluente

Nós demanda por efluentes de JB	Área Total (ha)	Área fertirrigada obtida pelo Sub-modelo 1 (%)	Áreas fertirrigadas obtida pelo Sub-modelo 2 (%)	Redução da área fertirrigada com o modelo completo (ha)	Redução no benefício (Milhares de Reais)
FIR3	1.145,17	64,69 %	40,81 %	273,46	79,97
FIR4	603,48	64,69 %	11,66 %	320,02	198,913
FIR5	505,9	64,69 %	14,63 %	253,25	152,656
FIR6	697	64,69 %	11,15 %	373,17	211,168
FIR7	1.107,43	64,69 %	34,39 %	335,55	117,511

observa-se que no mês com maiores vazões (Setembro) se fertirriga uma área maior (53,62% da área total), enquanto que no mês mais seco (Dezembro) apenas 26,65% da área total é fertirrigada. Na média, FIR7 tem, em todos os meses de safra, em torno de 34,39% de sua área de cana recebendo efluentes, bem abaixo dos 65%. Isto acontece em todos os nós onde as áreas fertirrigadas se reduzem devido a limitações de qualidade. As maiores reduções se dão nos meses mais secos, pelo motivo já explicado. O decréscimo dos benefícios líquidos no caso do nó FIR7 é de R\$197.000,00, aproximadamente 17% do total de benefícios perdidos. No entanto, este não é o nó que tem a maior redução de benefícios. Para fazer uma comparação entre os nós será útil a tabela a seguir, que apresenta dados relacionados aos nós de demanda dos efluentes da JB que sofreram as reduções nas áreas fertirrigadas, como resultado do sub-modelo2. Deve-se ressaltar o fato de que as restrições de qualidade que impactam na alocação dos efluentes da JB, nos referidos nós, são do mesmo tipo¹⁹, a menos da que está relacionada ao nó FIR6. Na verdade, esse nó está numa área responsável pela vazão afluente ao reservatório Águas Claras, e a restrição da carga orgânica aí lançada previne uma futura eutrofização do mesmo.

Na tabela 2 pode-se observar que os nós com maiores áreas totais (maiores valores de C2), ao sofrerem reduções nas áreas fertirrigadas equivalentes aos de menor área (ver FIR3 e FIR5), ocasionam uma

redução no benefício total bem menor²⁰. Dessa forma, entre os meses, como já visto, a restrição é sentida principalmente nos meses mais secos. Entre os nós, há uma tendência dos nós de demanda com menores áreas serem mais penalizados²¹. De fato, levando em conta a concepção do modelo, cada um desses nós de demanda é visto como um usuário, ou seja, é como se cada um desses FIR tivesse um proprietário que com tal área plantada tivesse benefícios e incorresse em custos. E assim, os menores proprietários estariam perdendo em prol dos maiores, o que exigiria mecanismos de compensação.

Finalmente, as reduções de benefício que se dão no Abastecimento Humano e na Geração de Energia Elétrica se devem ao não atendimento pleno do valor outorgado para Vitória e do ponto de operação da PCHCIP, entre os meses de outubro a abril. Com a introdução das restrições de qualidade, as reduções se ampliam - chega-se a 11% de redução em relação ao valor de outorga na alocação de Vitória (Figura 5), enquanto mantém-se os valores para Recife e para as agroindústrias, nos meses de safra. Nota-se claramente uma redução na disponibilidade hídrica

²⁰ A redução em FIR3 (maior área) de 273,46 ha provoca uma redução de R\$ 79.970,00 no benefício total. Já a redução em FIR5 (menor área) de 253,25 ha ocasiona uma redução de R\$ 152.656,00.

²¹ Na realidade, a questão da localização ao longo do rio também influi, daí poder-se-ia explicar o fato de FIR4 ser um pouco maior que FIR5 e ter a sua área mais reduzida. Além disso, lembrar que o FIR6 não pode ser comparado com os demais, por sofrer o efeito de mais de um tipo de restrição de qualidade. Observar que é o que sofre a maior redução em área.

¹⁹ São restrições às cargas lançadas nas junções do rio, de forma que o oxigênio dissolvido (OD) no início e no fim de cada trecho esteja acima dos limites permissíveis pela legislação.

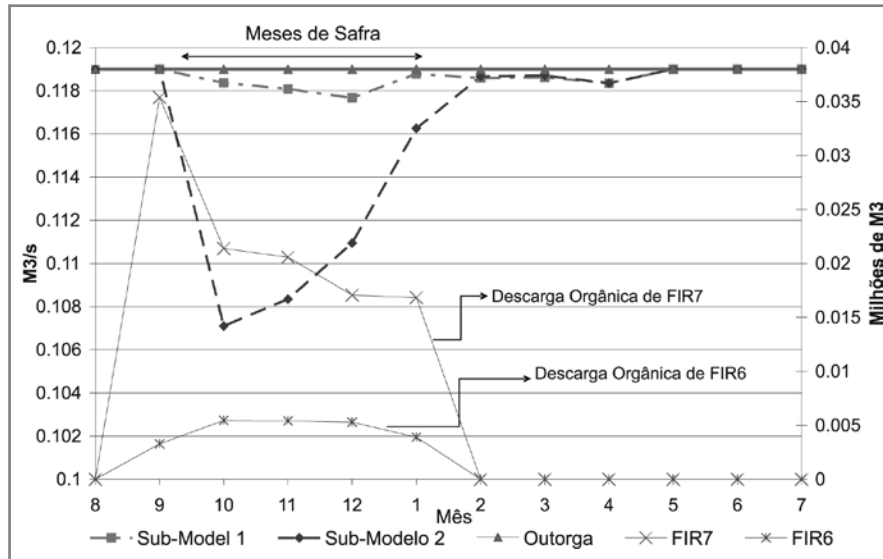


Figura 5. Alocação de água para Vitória resultante do Sub-modelo 1 e Sub-modelo 2 com valor outorgado (Escala a esquerda) vs. Alocação de efluentes resultante do sub-modelo 2 para as áreas fertirrigadas FIR6 e FIR 7 (Escala a direita)

em razão das restrições de qualidade, nesses meses. Diferentemente do sub-modelo 1, a maior redução não se dá no mês mais seco, e sim no mês em que se alocam mais cargas (mês com maiores vazões), o que exige a manutenção de mais água no rio para garantir a diluição dos efluentes.²²

Além disso para evitar um processo de eutrofização, um volume maior de água é mantido no reservatório de Águas Claras (Figura 6). Esse último fator de redução na disponibilidade hídrica é o responsável pelo que ocorre nos meses seguintes à safra. De Fevereiro a Abril, os resultados do sub-modelo 1 mostram que a redução na alocação ótima de Vitória foi mantida, até mesmo quando não havia mais ne-

nhum consumo das agroindústrias, a fim de garantir a vazão no trecho associado à PCHCIP (Figura 7).

Os resultados do sub-modelo 2 mostram que as reduções persistem, mas os valores alocados são ligeiramente maiores aos resultados do sub-modelo 1. Isto decorre das maiores liberações de Águas Claras, que durante a safra, devido a limitações de qualidade, armazenou maiores volumes de água. (Figura 8).

Um outro resultado interessante é o preço-sombra (multiplicador de Lagrange) referente ao limite de fósforo no reservatório de Águas Claras, que é facilmente obtido junto a solução. Quando um multiplicador de Lagrange assume um valor diferente de zero, implica que a restrição associada ao mesmo é ativa. Pode-se obter esse valor²³ para cada mês e o mesmo fornecerá uma estimativa do custo de prevenção por mês. Eles podem ser comparados com os custos de

²² Deve ser enfatizado que as restrições que impactam na alocação dos efluentes nos nós de demanda por efluentes da JB (FIR6 e FIR7), não são do mesmo tipo. Enquanto que as restrições relacionadas a FIR7 são referente a limitações de OD no início e no fim do trecho não ultrapasarem os limites da legislação, as relacionadas a FIR6, que é uma área responsável pelos volumes afluentes ao reservatório de Águas Claras, são para prevenir uma futura eutrofização.

²³ Este valor representa o acréscimo em milhões de reais que se teria no benefício líquido total (função-objetivo), se a restrição do limite de fósforo permissível, que é dada através da concentração permissível do mesmo (0.025 gP/m³) fosse acrescida de 1 gP/m³.

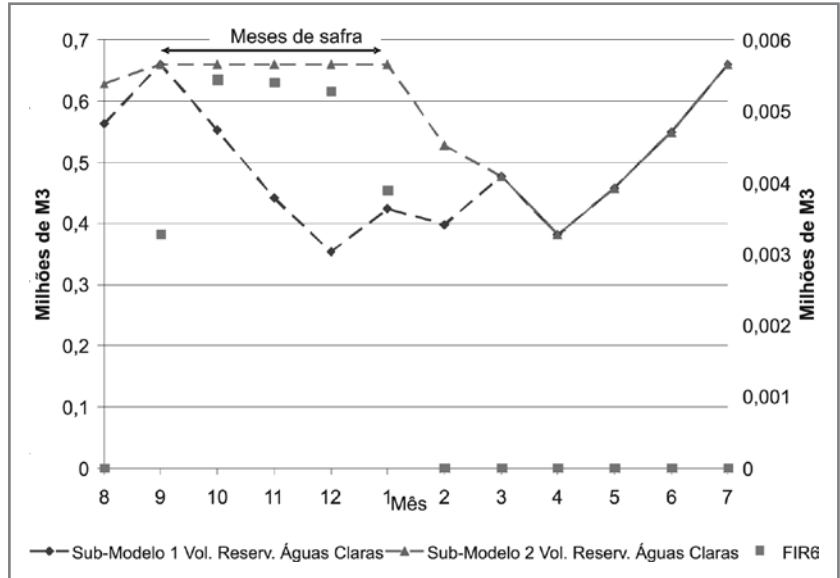


Figura 6. Volume armazenado do reservatório de Águas Claras resultante do Sub-modelo1 e sub-modelo2 (Escala a esquerda) e Alocação resultante do sub-modelo2 para área de demanda efluente FIR6 (Escala a direita)

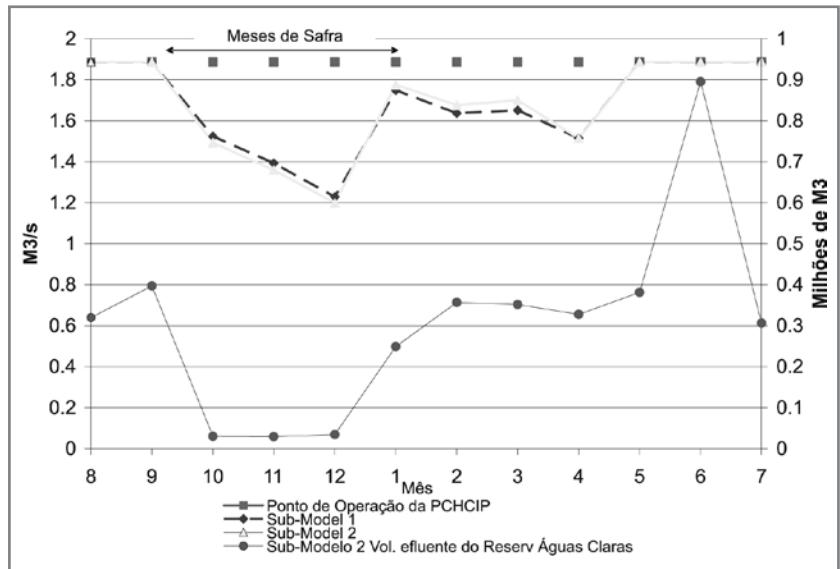


Figura 7. Alocação ótima para PCHCIP do Sub-modelo 1 com o ponto de operação (Escala a esquerda) vs. Volume efluente do reservatório de Águas Claras resultante do sub-modelo 2 (Escala a direita)

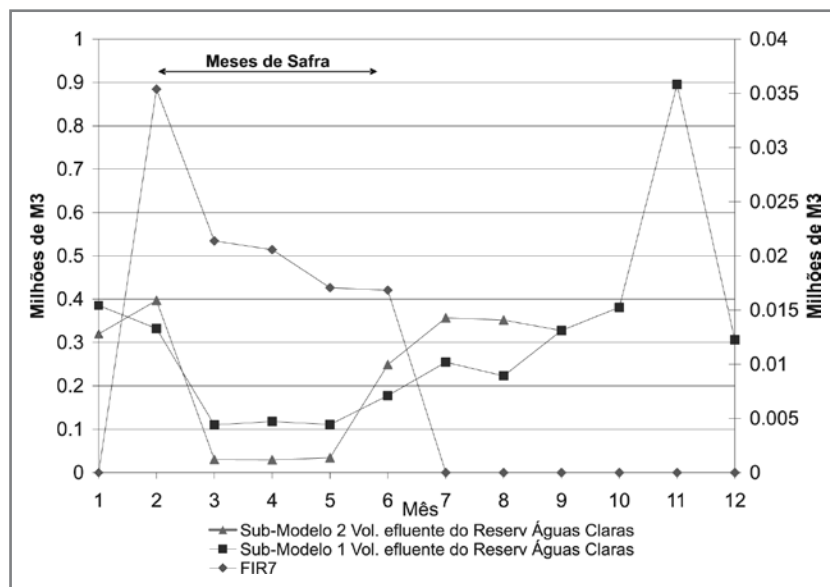


Figura 8 Volume efluente do reservatório de Águas Claras do sub-modelo1 e sub-modelo2 (Escala a esquerda) vs. Alocação de efluentes resultante do sub-modelo2 para a área fertirrigada FIR7 (Escala a direita)

medidas corretivas devidamente amortizados, para subsidiar a decisão de políticas e estabelecimento de taxas. É perfeitamente possível através do modelo identificar quanto perdem e quem são os usuários que arcaíam com limites mais ou menos restritivos. Bastaria para isso comparar resultados sem e com diversos limites de carga de fósforo admissível. Dessa forma, um esquema de compensação ou de subsídio cruzado ao se implementar uma cobrança poderia ser melhor embasado e levar a eficiência no sentido econômico.

CONCLUSÕES E CONTINUIDADE DA PESQUISA

O modelo respondeu com clareza à lógica da distribuição, considerando a maximização dos benefícios globais. Restrições de qualidade de água²⁴ foram introduzidas no modelo final, e mostraram mudanças signi-

ficativas na distribuição espacial e temporal da alocação da água e do vinhoto para fertirrigação. A integração das relações econômicas dentro de modelos hidrológicos de bacia tornam possível a determinação simultânea da oferta e demanda da água, bem como os benefícios econômicos advindos da mesma. Dessa forma, a operação do sistema hidrológico é dirigido por múltiplos objetivos sócio-econômicos e ambientais e o uso da água, incluindo tanto a questão de quantidade como de qualidade, é diretamente simulada ou restrita pela modelagem hidrológica. Segundo McKinney, (1999) a decisão de políticas públicas de águas pode se beneficiar diretamente da melhoria da modelagem econômica-hidrológica integrada. Uma plataforma como a descrita tanto pode servir como uma ferramenta de auxílio na avaliação de políticas de água, como um sistema de apoio a decisão das questões operativas hidrológicas.

Neste sentido, os primeiros resultados relativos a avaliação de mecanismos econômicos alocativos, através da modelagem econômico-hidrológica integrada, estão sendo obtidos: Moraes et al (2006b) avaliaram o mecanismo de outorga, com relativa facilidade usando a modelagem, como implementador

²⁴ Para maiores detalhes com relação à modelagem de qualidade de águas utilizada ver Moraes et al (2005).

da meta social ótima. Estudos para avaliar metodologias de cobrança propostas para a bacia do Pirapama estão em andamento, através de uma parceria com a Universidade Federal de Campina Grande (UFCG).

Ademais, encontra-se atualmente em desenvolvimento através de um novo convênio FINEP com recursos CT-HIDRO, um Sistema de Apoio a Decisão Espacial (SADE-GBHidro) (Moraes et al, 2006a) que permitirá ao decisor a construção de vários modelos de otimização utilizando a modelagem econômico-hidrológica integrada, aplicados sobre diversas bacias hidrográficas representadas através de Sistemas de Informação Geográficos.²⁵

O referido sistema, através da sua interface gráfica, permitirá a definição, modificação e visualização de qualquer bacia, incorporando e tratando os seus dados geográficos de forma apropriada à aplicação de uma modelagem econômico-hidrológica integrada.

Além disso, permitirá a obtenção da representação abstrata da bacia através de uma rede de nós e links, que serão os elementos e suas relações considerados no modelo. Esta representação se constituirá numa base de dados temática, que levará uma boa parte das informações da base de dados geográfica e ao mesmo tempo integrará os dados relativos a fatores sociais, econômicos e ambientais, possibilitando o seu uso no processo decisório.

Referências

- BRAAT, L.C. ; W.F.J. LIEROP. 1987. Integrated economic-ecological modeling. In: **Integrated economic-ecological modeling**. Amsterdam: Elsevier Science Publisher, p.49-67.
- CAI, X. ; D.C. MCKINNEY, et al. 2000. Solving large nonconvex water resources management models using generalized benders decomposition. **Operations Research v.2, p. 235-245**
- CAI, X., D.C. MCKINNEY, et al. 2001. Piece-by-piece approach to solving large nonlinear water resources management models. **Journal of Water Resources Planning and Management: v.127, n.6, p.363-368.**
- CARRERA-FERNANDEZ, J. 1999. **Estudo da cobrança pelo uso da água na bacia hidrográfica do Rio Pirapama**. Recife: Companhia Pernambucana do Meio-Ambiente – CPRH. 243p. Publicação Projeto Pirapama
- GAMA, A. M. F. C. 1998. **Estudo da qualidade de água na Bacia do Rio Pirapama**. Recife : Companhia Pernambucana do Meio-Ambiente – CPRH. Publicação Projeto Pirapama
- MCKINNEY, D.C. et al. 1999. **Modeling water resources management at the basin level: review and future directions**. Colombo: IWMI, 59p. SWIN paper 6.
- MORAES, Marcia M.G.A. 2003 . **Modelo econômico-hidrológico integrado para alocação ótima de água em diferentes usos e vinhoto em áreas plantadas de cana na bacia do Rio Pirapama**. Tese(doutorado)- Universidade Federal de Pernambuco, Recife: UFPE. 261f.
- MORAES, Marcia M.G.A, et. al. 2005 **Modelo Econômico-Hidrológico integrado para gestão de bacias hidrográficas**: abordagem piece-by-piece para incorporar a capacidade de autodepuração dos rios e limites de trofia dos reservatórios. (Artigo submetido e preliminarmente aceito a Revista Brasileira de Recursos Hídricos.)
- MORAES, M.M.G.A, et al. 2006a **Sistema de apoio a decisão espacial para gestão de bacias hidrográficas incorporando modelagem econômico-hidrológica integrada para alocação de água**: SADE-GBHidro. (Artigo submetido e aprovado para apresentação no VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Gravata.)
- MORAES, M.M.G.A. ; ROCHA, S.P.V.; MENDES, G.B. 2006 **Avaliação de Mecanismos Econômicos Alocativos na Gestão de Bacias Hidrográficas Usando Modelo Econômico-Hidrológico Integrado**. (Artigo submetido e aprovado para apresentação no VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Gravata).

²⁵ O referido sistema fornecerá uma interface gráfica que possibilitará ao decisor aplicar sobre uma base de dados geográfica incluindo diversas bacias, uma base de modelos de otimização que integram as componentes econômicas e hidrográficas na identificação da alocação ótima de água entre os diversos usos. No referido projeto está sendo construído um modelo econômico-hidrológico integrado para a bacia do São Francisco.

RIBEIRO, M. M. R. 2000. **Alternativas para a outorga e a cobrança pelo uso da água: simulação de um caso.** Xvii, 200 f. Tese (doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre, BR-RS,

ROSEGRANT, M W. et al, 2000. Integrated Economic-Hydrologic Water Modeling at the basin scale: The Maipo River Basin. **Agricultural Economics**, v.22,p.33-46.

STREETER, h. w. ; E. B. Phelps 1925. A Study of the pollution and natural purification of the Ohio River. **Public Health Bulletin**. n.146

Márcia Ma. G. Alcoforado de Moraes Professora Adjunto do Departamento de Economia - Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). *e-mail:* marciagamoraes@yahoo.com.br

José Almir Cirilo Professor Adjunto do Departamento de Eng. Civil da UFPE. *e-mail:* almir.cirilo@terra.com.br

Yony Sampaio Professor Titular do Departamento de Economia - UFPE. *e-mail:* sampyony@yahoo.com.br

Sérgio Parente Vieira da Rocha Mestre em Engenharia de Produção pela UFPE. *e-mail:* sergio.parente@gmail.com

Análise de conflitos em bacias interestaduais

Aurelúbia Crismere da Silva Rufino
Zédna Mara de Castro Lucena Vieira
Márcia Maria Rios Ribeiro

RESUMO: Bacias hidrográficas compartilhadas por várias unidades políticas apresentam alto potencial de ocorrência de conflitos pelo uso e alocação dos recursos hídricos. A gestão de recursos hídricos deve englobar mecanismos que facilitem a resolução desses conflitos, utilizando ferramentas que permitam a análise de conflitos e a indicação de soluções possíveis. Este trabalho analisa o conflito interestadual na definição da vazão de fronteira do Rio Piranhas-Açu, entre os Estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte, no Brasil. Foi usado o Modelo Grafo para Resolução de Conflitos (Fang et al., 1993), mostrando a viabilidade de utilização desse método na definição de informações para apoio à decisão e na indicação das possíveis soluções para o conflito. Os resultados desta análise coincidem com as soluções obtidas no processo de negociação entre os gestores da Bacia.

PALAVRAS-CHAVE: Recursos hídricos compartilhados, conflito, vazão de fronteira.

ABSTRACT: Watersheds shared among several politic units present a high potential for conflicts over water resources use and allocation. Water resources management must comprise mechanisms that can facilitate the conflict resolution, by using tools that allow conflict analysis and point out possible solutions. This paper analyses the interstate conflict over the border discharge value of Piranhas-Açu River, with Paraíba and Rio Grande do Norte States (Brazil) as involved parties. The Graph Model for Conflict Resolution (Fang et al., 1993) was used, showing the feasibility of this procedure for defining information to assist decision-making and for pointing out the possible solutions to the conflict. This analysis results agree to those obtained during the negotiation process between all watershed managers.

KEY-WORDS: Shared water resources, conflict, border discharge value.

INTRODUÇÃO

O aumento da demanda mundial pelo uso da água, em virtude da expansão demográfica e do desenvolvimento econômico e industrial, associado à gestão ineficiente desse recurso, tem sido fonte de constantes conflitos de uso e alocação da água, especialmente nas bacias hidrográficas pertencentes a duas ou mais unidades políticas (países ou estados).

Segundo Haftendorn (1999), os conflitos mais significativos em águas transfronteiriças, internacionais ou interestaduais, ocorrem em função de disputas quanto ao uso, problemas de poluição e acesso equitativo aos recursos em situação de escassez absoluta ou relativa. Assim:

■ no caso em que o rio representa a fronteira entre as unidades políticas, podem ocorrer incertezas de jurisdição e propriedade, com superposição de regulação sobre as águas;

■ a poluição das águas por um Estado a montante, pode afetar a qualidade para uso a jusante;

■ o uso excessivo das águas pelo Estado a montante, pode levar a uma provisão insuficiente para os Estados a jusante, caracterizando a desigualdade de acesso aos recursos hídricos entre as várias unidades políticas;

■ a ineficiência da gestão hídrica pelos Estados pode dificultar a determinação da quantidade e qualidade da água a ser disponibilizada na fronteira, para usos a jusante;

■ as externalidades, entendidas geralmente como os custos ou benefícios que um ator pode causar a outro ou ao meio ambiente, ocorrem principalmente de montante para jusante, o que confere um maior poder de barganha às unidades políticas situadas a montante.

Existem 261 bacias hidrográficas internacionais, correspondendo a cerca de metade da superfície terrestre (Mimi e Sawalhi, 2003), muitas das quais têm sido palco, ao longo dos anos, de diversos conflitos hídricos. Como exemplos, podem ser citados os conflitos:

- ☞ na Bacia do Rio Colorado, entre os Estados Unidos e o México, devido ao aumento da quantidade de nitrato e salinidade nas águas do rio, por parte dos Estados Unidos; o conflito foi solucionado em 1973, quando os Estados Unidos concordaram em reduzir a salinidade da água e assegurar uma qualidade aceitável para uso a jusante (Haftendorn, 1999);
- ☞ na Bacia do rio Tumen, entre a China e a Rússia, relacionado com a deterioração ecológica e problemas ambientais na Rússia; a China, país a montante, poluiu o rio de tal forma que os peixes continham um alto nível de substâncias químicas, o que demonstrava que as águas em sua jusante não se prestavam para uso municipal ou industrial (Hunter, 1998).

Também em bacias interestaduais tem sido possível identificar a ocorrência de conflitos em recursos hídricos, mesmo em países considerados de grande disponibilidade hídrica, como é o caso do Brasil, em função das disparidades regionais. Assim é que, por exemplo, a região Nordeste do Brasil, com grande parte do seu território caracterizada como semi-árido, sofre com a escassez decorrente dos baixos índices pluviométricos e a conseqüente dificuldade de acesso aos recursos hídricos necessários à promoção do seu desenvolvimento econômico; e a região Sudeste, embora com índices pluviométricos mais altos e uma melhor distribuição das chuvas ao longo do ano, padece da escassez induzida pelo alto grau de urbanização, industrialização e utilização de agricultura irrigada. Exemplos desses conflitos são:

- ☞ na região Sudeste do Brasil:
 - a transposição das águas da bacia do rio Paraíba do Sul, compartilhada pelos Estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo, para a bacia do rio Guandu, no Estado do Rio de Janeiro, realizada para atender, inicialmente, à geração de energia elétrica, hoje se presta a outros usos adicionais; tal situação tem desencadeado conflitos relacionados à adoção de critérios de outorga e cobrança da água nas duas bacias, visto a primeira ser de domínio da União e a segunda de domínio do Estado do Rio de Janeiro;
 - ☞ na região Nordeste do Brasil:

- a bacia do rio São Francisco, compartilhada por sete Estados (Minas Gerais, Goiás, Distrito Federal, Bahia, Pernambuco, Sergipe e Alagoas), é palco de conflito, em função de projeto de transposição de parte das águas do rio São Francisco para a perenização de rios do semi-árido do Nordeste setentrional, que compreende os Estados de Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte e Ceará. Os embates políticos e técnicos dividem os diversos atores em dois grupos: em uma vertente, estão os que defendem a transposição como forma de promover o desenvolvimento sócio-econômico dos Estados receptores; de outro lado, estão aqueles que consideram o projeto insustentável, alegando que o mesmo trará conseqüências graves à economia e ao meio ambiente do país, e argumentando que a bacia não tem água suficiente para disponibilizar para usos externos. Apesar do Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco ter sido contrário à transposição, salvo para abastecimento humano, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos, com poder de decisão sobre projetos que afetam mais de um Estado, aprovou as outorgas preventivas solicitadas no âmbito do projeto;

- na bacia do rio Piranhas-Açu, compartilhada pelos Estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte, o conflito deveu-se à definição da vazão de fronteira a ser liberada pelo Estado da Paraíba; após sucessivas reuniões de articulação interestadual, sob coordenação da ANA – Agência Nacional de Águas, foi estabelecida a vazão de fronteira, para efeito do Marco Regulatório da bacia.

A sobreposição das condições físicas, sócio-econômicas, políticas e legais, nas bacias compartilhadas, torna a administração e alocação de seus recursos hídricos uma atividade extremamente difícil, fazendo indispensável a coordenação das políticas hídricas, a troca de informações e a tomada de decisão conjunta pelos estados ou países envolvidos no conflito.

O estabelecimento de acordos, uma das soluções mais eficazes para problemas relacionados aos recursos hídricos compartilhados, é dificultado pela grande incompatibilidade de políticas e de interesses das partes envolvidas nos conflitos. Diante disso, faz-se necessário o uso de ferramentas de apoio à tomada de decisão, capazes de proporcionar um melhor entendimento do conflito e de facilitar a obtenção de uma solução de consenso entre as partes em disputa.

Entre essas ferramentas, encontram-se os métodos de análise e resolução de conflitos – os quais se constituem em técnicas de análise multiobjetivo aplicadas a problemas que envolvem mais de um

decisor, com objetivos conflitantes (Fraser e Hipel, 1984) –, com destaque para aqueles baseados na Teoria dos Jogos, os quais utilizam a modelagem do conflito, objetivando a estruturação do problema e a indicação da sua evolução, de acordo com as ações das partes envolvidas, de modo a avaliar as soluções possíveis. Como exemplos destes métodos, podem ser citados o Modelo de Análise de Conflitos (Fraser e Hipel, 1984), CONAN (Howard, 1987), INTERACT (Bennett et al., 1993) e o Modelo Grafo para Resolução de Conflitos (Fang et al., 1993),

O objetivo deste trabalho é descrever a aplicação deste último método, o Modelo Grafo para Resolução de Conflitos (Fang et al., 1993), na análise do conflito relativo à definição da vazão de fronteira na bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açu.

O MODELO GRAFO PARA RESOLUÇÃO DE CONFLITOS (GMCR)

O Modelo Grafo para Resolução de Conflitos (The Graph Model for Conflict Resolution – GMCR) foi

desenvolvido por Fang et al. (1993), sendo matematicamente fundamentado na Teoria dos Jogos e na Teoria dos Grafos. Constitui-se em uma técnica para apoio à tomada de decisão multiparticipante e multiobjetivo, podendo ser utilizado como uma metodologia interativa para suporte à decisão ou, em sua versão computacional, como Sistema de Apoio à Decisão (SAD), facilitando sobremaneira a sua aplicação ao estudo de conflitos. Aplicações do modelo podem ser encontradas em Hipel *et al.* (1997); exemplos brasileiros estão descritos em Malta (2000) e em Vieira e Ribeiro (2005).

A estrutura de aplicação do GMCR é apresentada na Figura 1 e explicada a seguir.

No GMCR, o conflito é modelado em termos dos *jogadores* (tomadores de decisão), das *opções* (ações que cada jogador pode empreender), dos *estados* (conjunto de combinações das opções dos diversos jogadores) e das *preferências* (posição relativa de cada estado, de acordo com a escolha de cada jogador). Ainda nesta etapa de modelagem, são construídas as listas de alcance de cada jogador, considerando-se

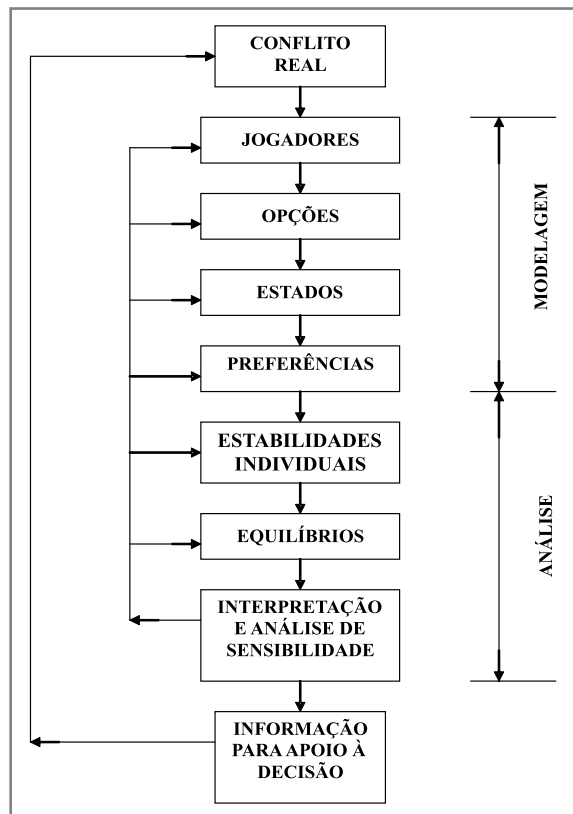


Figura 1. Estrutura de aplicação do GMCR (adaptado de Fang et al., 1993)

os seus possíveis movimentos unilaterais, a partir de um dado estado k (por exemplo, em um jogo com dois jogadores (i e j), cada um com duas opções, o jogador i pode mudar o conflito do estado k_1 (NNNN) para o estado k_2 (NSNN), mas não para o estado k_3 (NNNS), visto que tal mudança só pode ser feita pelo jogador j). A partir das listas de alcance, e de acordo com a atribuição das preferências dos jogadores, é possível ao GMCR detectar quando o movimento de um jogador se constitui em uma melhora (saída para um estado de maior preferência) ou piora (saída para um estado de menor preferência) estratégica. Esta informação é essencial ao cálculo da estabilidade dos estados factíveis do conflito, em função dos *critérios de estabilidade* considerados, os quais se constituem na representação matemática dos comportamentos sociológicos que podem ser assumidos pelos jogadores em uma situação de conflito (Fang et al., 1993).

Após a modelagem inicia-se a etapa de análise, a qual compreende duas fases:

- ☒ a análise de estabilidade – em que a estabilidade de cada estado é calculada a partir do ponto de vista de cada jogador, de acordo com vários critérios de estabilidade (um estado é considerado estável para o jogador se este não tem incentivos para se mover dele, por troca unilateral de estratégia), permitindo a definição do *conjunto de equilíbrios* (estados que são estáveis para todos os jogadores), que se constituem nas possíveis soluções para o problema;
- ☒ a interpretação dos resultados – em que os equilíbrios encontrados são interpretados e submetidos a uma análise de sensibilidade (nova(s) modelagem(ns) do conflito, com a alteração de parâmetros do modelo original – jogadores, opções, estados e/ou preferências), de modo a verificar a manutenção (ou não) dos equilíbrios encontrados anteriormente, e permitir que sejam avaliadas as conseqüências de falhas de informação ou percepção dos jogadores, e anuladas eventuais interferências do analista na modelagem do conflito.

O cálculo da estabilidade considera os seguintes critérios de estabilidade:

- ☒ Racional, ou de Nash, **R** (Nash, 1950, 1951) – o jogador i não analisa as reações possíveis ao seu movimento e espera que o conflito se mantenha no estado de sua escolha. Tem pequena

visão de futuro (1 movimento) e não admite piores estratégias para nenhum jogador;

- ☒ Meta-racionalidade Geral, **GMR** (Howard, 1971) – o jogador i analisa as possíveis reações ao seu movimento, mas ignora suas próprias possíveis contra-reações. A visão de futuro é média (numero de jogadores) e pode haver piora estratégica dos oponentes (sanção);
- ☒ Meta-racionalidade Simétrica, **SMR** (Howard, 1971) – o jogador i considera não apenas suas próprias possibilidades de movimento e as reações dos outros jogadores, mas também as suas chances de contra-reação. Tem média visão de futuro (número de jogadores) e admite piora estratégica dos oponentes (sanção);
- ☒ Estabilidade Seqüencial, **SQ** (Fraser e Hipel, 1979) – o jogador i analisa se está impedido de mover-se para um estado mais preferido (por ele), porque uma seqüência de movimentos dos outros jogadores resultará em um estado menos preferido (para ele) do que o estado inicial. A visão de futuro é média (número de jogadores), mas nunca admite piora estratégica para nenhum jogador (movimento = melhoramento);
- ☒ Estabilidade de Movimento Limitado, **L_h** (Kilgour, 1985) – o jogador i antecipa que conseguirá o menos preferido de todos os estados que podem ocorrer, como resultado da iniciativa de cada um dos outros jogadores. A visão de futuro é variável (h movimentos) e pode haver piora estratégica do jogador e dos oponentes;
- ☒ Estabilidade Não Míope, **NM** (Brams e Wittman, 1981) – corresponde ao limite da estabilidade **L_h** quando h tende a infinito. A visão de futuro é alta e pode haver piora estratégica do jogador e dos oponentes.

Para todos esses critérios de estabilidade as análises são consideradas simétricas, uma vez que realizadas da mesma forma para todos os jogadores. Em alguns casos, no entanto, pode ser mais indicado levar em consideração modelos assimétricos (em que a definição de estabilidade difere entre os jogadores), e o GMCR considera, então, o critério denominado:

- ☒ Equilíbrio de Stackelberg, **ST** (von Stackelberg, 1934 *apud* Fang et al., 1993) – o jogador i (líder) tem a habilidade de forçar a sua decisão aos demais jogadores (seguidores).

A análise dos equilíbrios apontados, pelo cálculo das estabilidades e pela análise de sensibilidade, permite o fornecimento de informações para apoio à tomada de decisão por parte dos atores envolvidos no conflito.

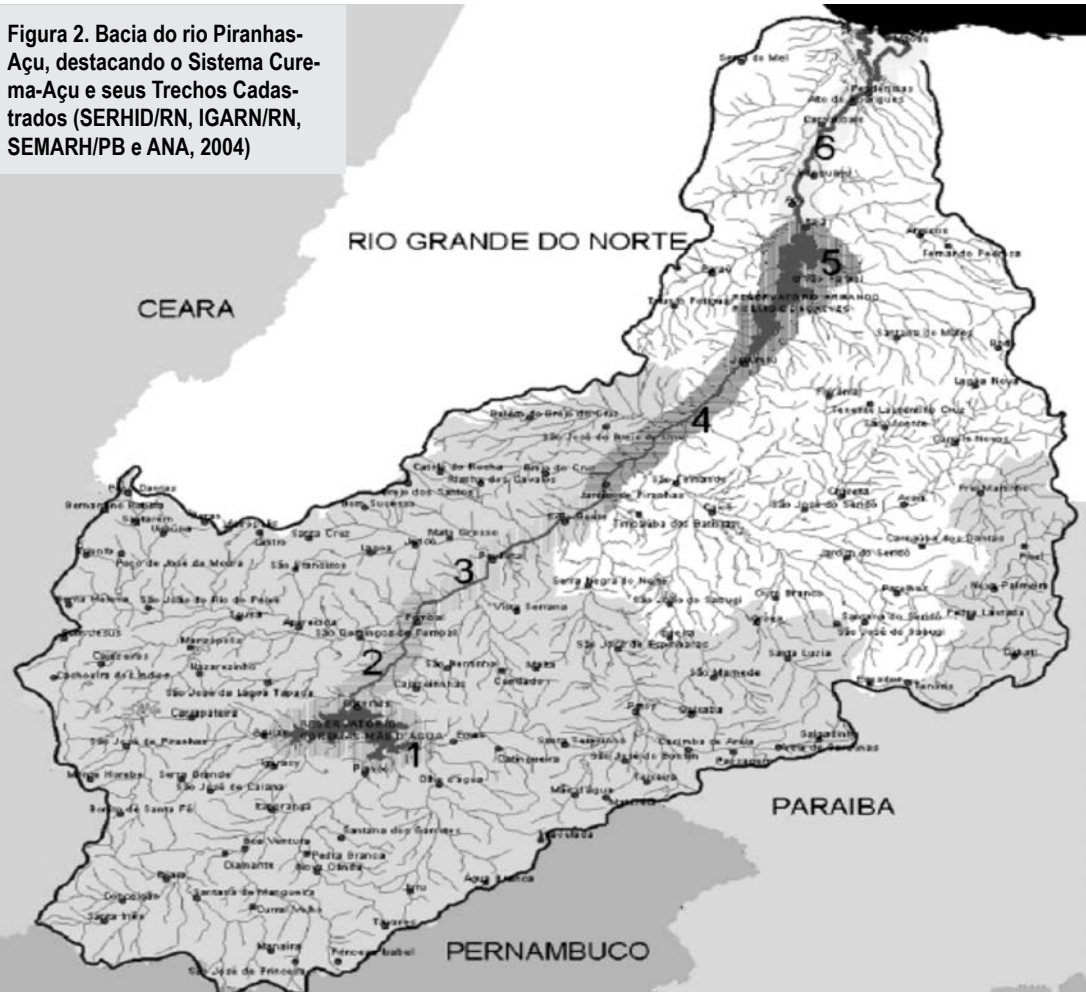
A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIRANHAS-AÇU E O CONTEXTO DO CONFLITO

A Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu (Figura 2), com uma área de 43.681,50 km², sendo 26.183,00 km² (60% da área) no Estado da Paraíba, e 17.498,50 km² (40% da área) no Estado do Rio Grande do Norte, situa-se no Nordeste do Brasil e abrange, total ou parcialmente, 147 municípios (102 na Paraíba e 45 no Rio Grande do Norte). Conta

com uma população total de 1.363.802 habitantes, sendo que 914.343 habitantes (67%) no Estado da Paraíba, e 449.459 habitantes (33%) no Estado do Rio Grande do Norte (Braga et al., 2004). O rio Piranhas é, portanto, rio de domínio da União, devendo ser a sua gestão compartilhada entre a Paraíba, o Rio Grande do Norte e a União, sendo esta representada pela ANA - Agência Nacional de Águas.

A importância da Bacia do Piranhas-Açu resulta de nela estarem localizados o sistema de reservatórios Curema-Mãe D'Água (na Paraíba) e a barragem Armando Ribeiro Gonçalves (no Rio Grande do Norte), considerados estratégicos para o desenvolvimento sócio-econômico dos dois Estados.

Com o grande avanço na carcinicultura no Baixo Açu (Trecho 6 na Figura 2), a ANA recebeu, no



primeiro semestre de 2003, um elevado número de pedidos de outorga, que ultrapassava a capacidade de regularização dos sistemas hídricos da Bacia. Como medida preventiva, a Agência decidiu suspender a concessão de outorgas.

Diante de tais problemas e objetivando promover a gestão integrada, descentralizada e participativa da bacia, a ANA, através de suas Superintendências de Apoio a Comitês e de Outorga e Cobrança, desencadeou, em Junho de 2003, um processo de articulação institucional com os Órgãos Gestores dos Estados (SEMARH – Secretaria Extraordinária do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e Minerais do Estado da Paraíba; AAGISA – Agência de Águas, Irrigação e Saneamento da Paraíba; SERHID – Secretaria Estadual de Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte; e IGARN – Instituto de Gestão das Águas do Rio Grande do Norte) e o DNOCS – Departamento Nacional de Obras Contra as Secas, visando a definição de um Marco Regulatório e de um Plano de Regularização e Ordenamento dos Usos dos Recursos Hídricos na Bacia do rio Piranhas-Açu (Sistema Curema-Açu). Estas parcerias foram oficializadas pela assinatura, em 18 de fevereiro de 2004, de Convênio de Integração entre a ANA, os Estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte, e o DNOCS.

Para serem alcançados os objetivos do Convênio, fizeram-se necessários estudos sobre as demandas atuais e futuras dos dois Estados, e sobre a capacidade de regularização dos reservatórios Curema-Mãe D'Água e Armando Ribeiro Gonçalves.

A definição das demandas atuais foi obtida a partir do cadastramento dos usuários da bacia, abrangendo a área que se estende desde o Açude Curema-Mãe D'Água até a foz do rio Piranhas-Açu no Oceano Atlântico (trechos 1 a 6 da Figura 2). Foram cadastrados 2.678 usuários, sendo 1.634 usuários na Paraíba (61%) e 1.044 usuários no Rio Grande do Norte (39%). A definição das demandas futuras foi feita a partir da projeção das demandas atuais, considerando, ainda, os usos outorgados não cadastrados e os pedidos de outorga, conforme dados apresentados pelos dois Estados e pela ANA.

A Tabela 1 apresenta as demandas atuais (para 2003) e futuras (para 2015) dos dois Estados, discriminando os tipos de usos da água considerados para a Bacia do rio Piranhas-Açu.

Uma vez que não foram realizados estudos de batimetria dos reservatórios, as vazões regularizadas, adotadas como referência de planejamento, foram as seguintes (considerando-se, no entanto, que haverá ajustes sistemáticos no planejamento ao longo dos 10 anos):

- ☒ Sistema de Reservatórios Curema-Mãe D'Água (Paraíba): 7,90 m³/s, com 95% de garantia, de acordo com o Plano Estadual de Recursos Hídricos;
- ☒ Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves (Rio Grande do Norte): 19,40m³/s, com 90% de garantia, segundo os dados do Estudo da Transposição do Rio São Francisco.

TABELA 1
Demandas atuais e futuras na Bacia do rio Piranhas-Açu ((SERHID/RN, IGARN/RN, SEMARH/PB e ANA, 2004)

Tipo de uso	Demandas atuais (m ³ /s)			Demandas futuras (m ³ /s)		
	PB	RN	Total	PB	RN	Total
Abastecimento humano e dessedentação animal ¹	0,697	1,381	2,078	1,128	2,188	3,316
Irrigação difusa	2,397	2,608	5,005	3,844	8,801	12,645
Irrigação em perímetros	1,000	4,704	5,704	4,500	18,940	23,440
Indústria	0,004	0,133	0,137	0,005	0,435	0,440
Piscicultura	0,036	0,287	0,323	0,083	0,311	0,394
Carcinicultura	0,000	0,805	0,805	0,000	8,054	8,054
Outros ²	0,000	3,506	3,506	0,000	7,307	7,307
Total	4,134	13,424	17,558	9,560	46,036	55,596

¹ – inclui abastecimento humano e animal difuso e por adutoras; ² – inclui perenização, turismo, lazer, etc.

O conflito que se apresenta, neste contexto, é o da definição da vazão de fronteira entre os dois Estados:

- ✉ o Estado do Rio Grande do Norte reivindica uma vazão mínima de 1,50 m³/s, a ser regularizada na divisa da Paraíba com o Rio Grande do Norte. Ressalta-se que o maior uso das águas desta bacia se encontra neste Estado e que a solicitação da liberação da vazão mínima de 1,50 m³/s na divisa PB/RN objetiva a garantia do abastecimento de água da cidade de Jucurutu/RN, além da perenização do trecho do rio Piranhas-Açu, da divisa PB/RN até a montante do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves/RN;
- ✉ o Estado da Paraíba, considerando as suas demandas futuras, afirma não ter condições de liberar a vazão reivindicada pelo Rio Grande do Norte, propondo então, como vazão de fronteira, uma vazão de 0,80 m³/s.

Diante disso, criou-se um impasse entre os Estados, tendo em vista que havia duas propostas diferentes quanto à vazão de fronteira PB/RN a ser adotada nos estudos, a fim de subsidiar a elaboração do Marco Regulatório da bacia.

A MODELAGEM DO CONFLITO

Com o objetivo de ajustar o modelo – através da incorporação de novas informações e/ou revisões de

juízos, de forma a permitir a análise dos resultados obtidos com as modificações – e de identificar melhor o papel e o poder de cada participante no processo, na condução ou alteração dos possíveis resultados para o conflito, o conflito foi submetido a três tipos de modelagem:

- ✉ Conflito 1 – com apenas dois jogadores (Paraíba e Rio Grande do Norte), sendo considerados cinco casos, de maneira a permitir a alteração das preferências dos jogadores, em relação aos estados do conflito;
- ✉ Conflito 2 – com três jogadores (Paraíba, Rio Grande do Norte e ANA), onde foram definidos dois grupos de simulações (A e B), de acordo com as preferências dos jogadores; e
- ✉ Conflito 3 – com quatro jogadores (Paraíba, Rio Grande do Norte, ANA e DNOCS), em que foram realizadas seis simulações, em função da alteração de preferências dos jogadores.

Essas modelagens encontram-se identificadas, respectivamente, nas Tabelas 2, 3 e 4, sendo indicados os jogadores considerados em cada conflito, as opções disponíveis a cada jogador, e as premissas utilizadas nas várias simulações, para efeito de atribuição das preferências dos jogadores.

Vale salientar que a modelagem de conflitos requer a especificação de um ponto no tempo, sendo o estado inicial do conflito referenciado como '*status quo*'.

TABELA 2
Jogadores, opções e simulações para o Conflito 1

Jogador (i)	Opção (m)
J1 – Paraíba (SEMARH/AAGISA)	1 – Vazão de fronteira PB/RN de 0,8 m ³ /s 2 – Negociar solução de compromisso
J2 – Rio Grande do Norte (SERHID/IGARN)	3 – Vazão de fronteira PB/RN de 1,5 m ³ /s 4 – Negociar solução de compromisso
Simulações	
CASO 1: J1 e J2 atribuem maior preferência à solução em que sua reivindicação é atendida e, ao mesmo tempo, à solução na qual seu oponente se dispõe a negociar a solução de compromisso.	
CASO 2: J1 e J2 atribuem maior preferência às soluções que atendam suas próprias reivindicações.	
CASO 3: J1 atribui maior preferência à solução de compromisso e J2 atribui maior preferência às soluções que atendam sua reivindicação.	
CASO 4: J2 atribui maior preferência à solução de compromisso e J1 atribui maior preferência às soluções que atendam sua reivindicação.	
CASO 5: J1 e J2 atribuem maior preferência à solução de compromisso.	

TABELA 3
Jogadores, opções e simulações para o Conflito 2

Jogador (i)	Opção (m)
J1 – Paraíba	1 – Vazão de 0,8 m ³ /s por 10 anos 2 – Vazão de 1,5 m ³ /s por 5 anos + vazão de 1,0 m ³ /s por mais 5 anos
J2 – Rio Grande do Norte	3 – Vazão de 1,5 m ³ /s por 10 anos 4 – Vazão de 1,5 m ³ /s por 5 anos + vazão de 1,0 m ³ /s por mais 5 anos
J3 – ANA	5 – Apoiar a Paraíba (opção 1) 6 – Apoiar solução de compromisso (opções 2 e 4) 7 – Apoiar o Rio Grande do Norte (opção 3)
Simulações (Grupos A e B)	
Grupo A – simulações em que o vetor de preferências da ANA (J3) não varia (a ANA atribui maior preferência à solução de compromisso (opção 6)) e os vetores de J1 e J2 variam conforme considerado nas simulações A1 a A4. Grupo B – simulações em que há variação do vetor de preferências da ANA (J3), alternando-se a maior preferência entre as opções 5, 6 e 7. Variam também os vetores de preferências de J1 e J2, conforme considerado nas simulações B1 a B4.	
Simulação A1/B1	J1 atribui maior preferência aos estados com a opção 1; J2 àqueles com a opção 3.
Simulação A2/B2	J1 e J2 atribuem maior preferência à solução de compromisso (estados com as opções 2 e/ou 4).
Simulação A3/B3	J1 prefere mais os estados com opção 2, e J2 aqueles com a opção 3.
Simulação A4/B4	J1 prefere mais os estados com a opção 1, J2 atribui maior preferência à solução de compromisso (opção 4).

TABELA 4
Jogadores, opções e simulações para o Conflito 3

Jogador (i)	Opção (m)
J1 – Paraíba	1 – Vazão de 0,8 m ³ /s por 10 anos
J2 – Rio Grande do Norte	2 – Vazão de 1,5 m ³ /s por 10 anos
J3 – ANA	3 – Solução de compromisso (Vazão de 1,5 m ³ /s por 5 anos + vazão de 1,0 m ³ /s por mais 5 anos)
J4 – DNOCS	4 – Apoiar a Paraíba (opção 1) 5 – Apoiar solução de compromisso (opção 3) 6 – Apoiar o Rio Grande do Norte (opção 2)
Simulações (1 a 6)	
Simulação 1	J1 e J2 atribuem maior preferência às suas respectivas opções, enquanto J3 e J4 preferem mais a solução de compromisso.
Simulação 2	Todos os jogadores atribuem maior preferência à solução de compromisso.
Simulação 3	J1, J3 e J4 atribuem maior preferência à solução de compromisso e J2 dá maior preferência à sua própria opção (2).
Simulação 4	J1 atribui maior preferência à própria opção (1) e J2, J3 e J4 preferem mais a solução de compromisso.
Simulação 5	J1 e J2 atribuem maior preferência às suas respectivas opções, enquanto J3 e J4 apoiam a pretensão de J1.
Simulação 6	J1 e J2 atribuem maior preferência às suas respectivas opções, J3 prefere mais a solução de compromisso e J4 apoia a pretensão de J2.

Na modelagem de cada um dos conflitos simulados, o *status quo* equivale à situação anterior às reuniões de articulação interestadual (ou seja, quando nenhuma das opções dos jogadores é selecionada), de modo a permitir a análise das situações passíveis de ocorrer durante o processo de negociação para o estabelecimento do Marco Regulatório, entre os anos de 2003 e 2004.

Com a identificação das opções dos jogadores, para cada conflito, foram definidos os estados possíveis de ocorrer (combinação de todas as m opções, ou seja, 2^m) e, em seguida, excluídos aqueles estados onde duas ou mais opções mutuamente excludentes

estavam selecionadas (por exemplo, para o Conflito 1, a seleção simultânea de dois valores para a vazão de fronteira, opções 1 e 3), de modo a caracterizar os *estados factíveis* do conflito. A título de ilustração, a Tabela 5 apresenta os estados factíveis para o Conflito 1 (cada estado é constituído pelas células da coluna respectiva; por exemplo, o estado 10 é (SSNS), ou seja, opções 1, 2 e 4 selecionadas (S) e opção 3 não selecionada (N), enquanto o estado 1 representa o *status quo*, em que nenhuma das opções é selecionada).

A partir da identificação dos estados factíveis de cada conflito, foi construída a lista de alcance

TABELA 5
Estados Factíveis para o Conflito 1

Jog	Opç	Estados Factíveis											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
J1	1	N	N	N	N	N	N	N	N	S	S	S	S
	2	N	S	N	N	N	S	S	S	S	S	N	N
J2	3	N	N	N	S	S	N	S	S	N	N	N	N
	4	N	S	S	S	N	N	S	N	N	S	N	S

Jog – Jogador (J1 – Paraíba, J2 – Rio Grande do Norte); Opç – Opções dos jogadores, conforme Tabela 2; Estados factíveis – número e combinação das opções selecionadas (S) ou não (N) dos estados considerados para atribuição das preferências dos jogadores.

TABELA 6
Equilíbrios apontados para as simulações do Grupo A (Conflito 2)

Estado (k)		Critério de estabilidade										
		R	GMR	SMR	SEQ	L(1)	L(2)	L(3)	L(4)	L(5)	NM	
9	NNSNNNN	1*3*	1*3*	1*3*	1*3*	1*3*	1*3*	1*3*	**3*	****	****	1*3*
10	NNSNNNS	1*3*	1*3*	1*3*	1*3*	1*3*	1*3*	1*3*	**3*	****	****	1*3*
11	NNSNSNN	1*3*	1*3*	1*3*	1*3*	1*3*	1*3*	1*3*	**3*	****	****	1*3*
12	NNSNNSN	1*3*	1*3*	1*3*	1*3*	1*3*	1*3*	1*3*	1*3*	****	****	1*3*
20	NSNSNSN	*234	1234	1234	1234	*234	*234	*234	*234	*2**	*2**	1234
21	SNNNNNN	1**4	1**4	1**4	1**4	1**4	1**4	1**4	1**4	****	****	1**4
22	SNNNNNS	1**4	1**4	1**4	1**4	1**4	1**4	1**4	1**4	****	****	1**4
23	SNNNSNN	1**4	1**4	1**4	1**4	1**4	1**4	1**4	1**4	****	****	1**4
24	SNNNNSN	1**4	1**4	1**4	1**4	1**4	1**4	1**4	1**4	****	****	1**4

Estado – indica o número do estado e a combinação das opções; Equilíbrios: R – Nash; GMR – Meta-racional Geral; SMR – Meta-racional Simétrico; SQ – Sequencial; L(h) – Movimento Limitado em h movimentos; NM – Não Miope; 1 a 4 – simulações onde o estado é equilíbrio; * - não é equilíbrio para a simulação correspondente.

de cada jogador; além disso, a cada estado foram atribuídas as preferências dos jogadores, de acordo com as premissas das simulações efetuadas (discriminadas nas Tabelas 2, 3 e 4). Feito o cálculo das estabilidades individuais (de cada estado para cada jogador), conforme os vários critérios de estabilidade, foram identificados os *equilíbrios* para cada uma das simulações realizadas. A Tabela 6 apresenta os equilíbrios, por critério de estabilidade considerado, para o Grupo A de simulações do Conflito 2 (os números (1 a 4), na célula, referem-se às simulações (A1 a A4) para as quais o estado é um equilíbrio, e o asterisco indica que o estado não é um equilíbrio para a simulação correspondente; por exemplo, o estado 9 (NNSNNN) é um equilíbrio de Nash (R) para as simulações A1 e A3, e não é equilíbrio para as simulações A2 e A4, de maneira que a célula aponta a situação 1 * 3 *).

ANÁLISE DOS RESULTADOS

A análise dos resultados obtidos nas três diferentes modelagens do conflito conduz a informações importantes sobre as possíveis soluções e o papel exercido por cada participante. Assim é que:

■ **Conflito 1:** Nos cinco casos simulados, em todos os equilíbrios apresentados pelo GMCR, pelo menos um dos jogadores seleciona a opção de ‘negociar solução de consenso’; apenas no Caso 5 é que o estado 2 (NSNS), em que ambos os jogadores optam pela negociação da solução de consenso, é equilíbrio para os critérios de estabilidade com maior visão de futuro (Movimento Limitado e Não Míope). Além disso, os estados 8 (NSSN) e 12 (SNNS) são os dois únicos equilíbrios que se repetem em todos os cinco casos simulados, atendendo a todos os critérios de estabilidade. Tais resultados demonstram que só é possível haver solução para o conflito se pelo menos um, dos dois jogadores, se dispuser a recuar de sua reivindicação;

■ **Conflito 2:** Verifica-se que a participação da ANA, no processo de negociação, alterou os equilíbrios encontrados para o Conflito 1. Nas simulações do Grupo A, o estado que prevê a solução de compromisso é mais freqüente como equilíbrio, para os critérios de estabilidade com maior visão futuro (diferentemente do que aconteceu no Conflito 1 em que tal seleção foi equilíbrio em uma única simulação). Nas

simulações do Grupo B, os equilíbrios obtidos quando a ANA apresenta-se favorável à solução de compromisso não foram alterados quando do seu apoio à Paraíba ou ao Rio Grande do Norte. O único equilíbrio que se repete nas oito simulações (A1 a A4 e B1 a B4), atendendo a todos os critérios de estabilidade, é o estado 20 (NSNSNSN). Estes resultados enfatizam o papel da ANA como mediadora no conflito, conduzindo os participantes a uma solução acordada e com condição de ser mantida por um maior prazo;

■ **Conflito 3:** A inclusão do DNOCS no conflito não alterou os resultados obtidos para o Conflito 2. Não houve mudanças nos resultados obtidos quando se realizou uma alteração dos vetores de preferências do DNOCS a favor ou contra a Paraíba ou o Rio Grande do Norte, desde que a ANA continuasse a selecionar a opção 3 (solução de consenso). Observou-se, no entanto, que nos casos em que a ANA não seleciona a opção 3, o único equilíbrio que se repete para as seis simulações, atendendo a todos os critérios de estabilidade, é o estado 11 (SNNSNN), indicando o favorecimento do Estado da Paraíba, quando o Rio Grande do Norte abdica da sua reivindicação e o DNOCS apóia a Paraíba (resultado coerente com a situação geográfica do Estado (a montante) e com o papel do DNOCS, como responsável pela operação do sistema Curema-Mãe D’Água). Analisados em conjunto, esses resultados reforçam a importância da ANA como mediadora, e permitem depreender que, em se mantendo a ANA nesse papel, o DNOCS não apresenta influência efetiva na resolução do conflito, sendo a sua participação restrita aos aspectos técnicos da questão.

Considerando que foram efetuadas três modelagens do conflito de definição da vazão de fronteira, com alteração do número de jogadores, e que, em cada uma delas, foram efetuadas várias simulações, com alteração dos vetores de preferências dos jogadores, pode-se verificar que a *análise de sensibilidade* foi incluída na própria etapa de modelagem do conflito.

CONCLUSÃO

A gestão de recursos hídricos em bacias hidrográficas compartilhadas se reveste de complexidade, na

medida em que, além das questões peculiares à gestão hídrica, devem ser consideradas as divergências de interesses entre as unidades políticas usuárias desses recursos. Enquanto o processo de negociação surge como uma das melhores formas de evitar ou minimizar potenciais conflitos interestaduais, necessária se faz a utilização de ferramentas de resolução de conflitos, que possam apoiar a tomada de decisão.

Este trabalho descreve a aplicação do Modelo Grafo para Resolução de Conflitos – GMCR (Fang et al., 1993) na análise do conflito de definição da vazão de fronteira na Bacia Hidrográfica do rio Piranhas-Açu, compartilhado pelos Estados brasileiros da Paraíba e do Rio Grande do Norte.

A escolha desse conflito possibilitou que se fizesse uma comparação entre os resultados apontados pelo GMCR e os resultados reais obtidos durante o processo de negociação, levado a efeito entre os anos de 2003 e 2004.

A grande facilidade de utilização do modelo, permitindo a simulação de diferentes condições para o conflito, permitiu verificar os possíveis cursos de ação que poderiam ser adotados pelos diversos atores do conflito em estudo, identificando com clareza o papel de cada um quanto à obtenção de uma solução duradoura e equitativa.

Assim, pode-se verificar, a partir dos resultados encontrados, que:

- o único caminho para a resolução do conflito é uma ‘solução de compromisso’ entre os principais participantes (a Paraíba e o Rio Grande do Norte);
- a negociação entre os dois Estados, apenas, conforme simulada no Conflito 1, demonstra que, na maioria dos equilíbrios apontados pelo modelo, um dos decisores deve recuar de sua posição, para que se chegue a uma solução para

o conflito – ou seja, pode haver a tentativa de utilizar de poder político ou, mesmo, da situação geográfica, para forçar uma decisão –; isto esclarece a necessidade da presença de um terceiro participante, no papel de mediador, para conduzir o conflito a uma solução de consenso;

- este papel de mediador é bem identificado na figura da ANA, conforme resultados apontados para o Conflito 2;
- a simulação do Conflito 3 demonstrou que apenas os Estados e a ANA exercem influência sobre os resultados da negociação.

A capacidade do GMCR em simular a realidade fica patente quando se verifica que o conflito foi solucionado através da solução de compromisso, onde ficou decidido que a Paraíba liberará a vazão de fronteira, de forma escalonada, da seguinte forma:

- 1,50 m³/s, nos primeiros cinco anos do Marco Regulatório;
- 1,00 m³/s, nos outros cinco anos do Marco Regulatório (considerando o prazo total de dez anos).

Os resultados obtidos com a aplicação do Modelo Grafo para Resolução de Conflitos vêm demonstrar a importância que esse tipo de ferramenta pode assumir, no apoio aos processos de tomada de decisão em recursos hídricos.

AGRADECIMENTOS

A primeira autora agradece o apoio da CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, que permitiu a realização deste trabalho. A segunda autora agradece ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq/CT-Hidro – Brasil, a sua bolsa de doutorado.

Referências

- BENNETT, P. G.; Tait, A.; Macdonagh, K. 1991. Interact: developing software to interactive decisions. **Group Decisions and Negotiations**. n. 3, p.352-372.
- BRAGA, C. F. et al. Construção de marco Regulatório do Sistema Curema-Açu. 2004 In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 8., 2004, Maranhão: **Anais...** MaranhãoABRH. Disponível em CD-ROM.
- BRAMS, S. J.; Wittman, D.1981. Nonmyopic equilibria in 2 x 2 Games. **Conflict Management and peace science**. V.6, n.1, p. 39-42.
- FANG, L.; Hipel, K. W.; Kilgour, M. D.1993. **Interactive decision making: the graph model for conflict resolution**. New York : John Wiley , 217p.
- FRASER, N. M. ; Hipel, K. W. 1979. Solving complex conflicts. **IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics**. v.102, n.7, p. 805-817.

- FRASER, N. M. ; Hipel, K. W. 1984. **Conflict Analysis: models and resolutions**. New York: North-Holland, 377p.
- HAFTENDORN, H. 2004. **Water and International Conflict**. Disponível em: <<http://www.ciaonet.org>> . Acesso em: 22 dez. 2004.
- HIPEL, K. W. et al. 1997. The decision support system GMCR in environmental conflict management. **Applied Mathematics and Computation**, v. 83, n.2, p. 117-152.
- HOWARD, N. 1971. **Paradoxes of rationality: theory of metagames and political behavior**. Cambridge, Massachusetts: MIT Press, 272p.
- HOWARD, N. 1987. The Present and future of metagame analysis. **European Journal of Operational Research**, n. 32, p. 1-25.
- HUNTER, J. Tumen.1998. **River Area Development Program and Transboundary Water**. Disponível em: <http://www.nautilus.org/papers/enviro/hunter_tumen.html1998.> Acesso em 22 mar. 2004.
- KILGOUR, D. M. 1985. Anticipation and stability in two-Person noncooperative games. In: WARD, M. D. ; Luterbach, U. (Eds.). **Dynamic Models of International Conflict**. Boulder, CO: Lynne Rienner Press, p. 26-51.
- MALTA, V. F. **Avaliação do Modelo Grafo de Solução de Conflitos em Problemas de Recursos Hídricos no Brasil**. Dissertação (Mestrado) – Programas de Pós Graduação de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2000.
- MIMI, Z. A. ; Sawalhi, B. I. 2003. A Decision tool for allocating the waters of the Jordan River Basin between all riparian Parties. **Water Resources Management**.v.17, n.6, p. 447 – 461.
- NASH, J. F. 1950. Equilibrium Points in n-Person Games. In: **Proceedings of National Academy of Sciences of the U.S.A.** v. 36, n.1 p. 48-49. Disponível em: < <http://www.pubmedcentral.nih.gov>>
- NASH, J. F. 1951. Noncooperative Games. **Annals of Mathematics**. v. 54, n. 2, p. 286-295.
- SERHID/RN, IGARN/RN, SEMARH/PB e ANA. Experiências a Serem Apresentadas no VI Encontro Nacional de Comitês de Bacias Hidrográficas Desenvolvidas Conjuntamente pelos Estados do Rio Grande do Norte e Paraíba. Relatório Técnico (Material Não Publicado). 2004.
- VIEIRA, Z. M. C. L. ; Ribeiro, M. M. R. 2005. Análise de Conflitos: Apoio à Decisão no Gerenciamento da Demanda Urbana de Água. RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 10, n. 3, p. 23-35.

Aurelúbia Crismere da Silva Rufino Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil. aurelubia@yahoo.com.br

Zédna Mara de Castro Lucena Vieira Programa Institucional de Pós-Graduação em Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil. zedvieira@globo.com

Márcia Maria Rios Ribeiro Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental e Programa Institucional de Pós-Graduação em Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil. marcia@dec.ufcg.edu.br.

Otimização de sistemas regionais de sistemas de tratamento de efluentes e seu impacto na qualidade da água: uma revisão

Enéas Souza Machado
Maria da Conceição Cunha
Mônica Porto

RESUMO: Modelos de programação matemática vêm sendo utilizados desde o início da década de 1960 para a otimização de sistemas de tratamento de efluentes, sejam sistemas localizados ou regionais. As técnicas de otimização envolvem desde as mais tradicionais, como a Programação Linear ou Não Linear, até as mais recentes metaheurísticas. Os mais variados modelos existentes incluem ou não a condição estocástica das variáveis, bem como a inclusão ou não de restrições de qualidade da água. Este artigo apresenta uma revisão dos modelos existentes, sistematizado-os em algumas categorias.

PALAVRAS CHAVE: otimização de sistemas de tratamento de efluentes, metaheurísticas, qualidade da água, modelos matemáticos.

ABSTRACT: Since the early 1960's, mathematical programming models have been used for the optimization of localized or regional wastewater treatment systems. Traditional optimization techniques have been used, such as Linear or Non Linear Programming, as well as the more recent so called metaheuristics. Such models can include the stochastic condition of the variables, or take into account water quality restrictions. This article revises the existing models, dividing them in some broad categories.

KEYWORDS: Optimization of sewage treatment plants, metaheuristics, water quality, mathematical models.

INTRODUÇÃO

Uma das principais questões ambientais em países menos desenvolvidos é a falta de uma adequada estrutura de coleta e tratamento de efluentes domésticos, levando a uma deterioração da qualidade da água nos corpos d'água, notadamente junto aos grandes centros urbanos. Em função de uma necessidade há décadas não atendida, reportagens publicadas na *mídia* brasileira estimam que seriam necessários R\$ 180 bilhões de investimento até o ano 2015 (US\$ 81 bilhões, ao câmbio de julho de 2006).

Desde o final do Plano Nacional de Saneamento - PLANASA, nos anos 70 do século passado, o Brasil ainda não construiu um novo arranjo institucional e financeiro para lidar com um problema destas dimensões. Alguns projetos de lei têm tramitado no Congresso Nacional, nenhum deles com o necessário apoio de todos os setores envolvidos. Mais cedo ou mais tarde, o tema terá que ser enfrentado. Qualquer que seja o arranjo institucional que se obtenha, os engenheiros e projetistas voltarão a enfrentar a questão: obter o melhor arranjo físico regional, sujeito

a restrições de qualidade da água e, certamente, a restrições orçamentárias.

Como será visto a seguir, existe um grande número de estudos publicados versando sobre o tema da otimização da regionalização do tratamento de efluentes e da qualidade da água dos corpos receptores. O objetivo é quase sempre o mesmo: minimizar custos e maximizar a melhoria da qualidade da água. Os meios, ou sejam, as ações de engenharia variam: estações de tratamento locais e/ou regionais, outras formas de melhoria da qualidade da água, como construção de reservatórios para aumento da vazão mínima dos rios, tratamento da água no próprio leito do rio etc. Tem-se uma grande diversidade nas variáveis consideradas, especialmente nas variáveis utilizadas nos modelos de qualidade da água acoplados, e também como essas variáveis são consideradas: se determinísticas ou estocásticas (vazão dos rios, por exemplo). Também deve ser levada em conta a divisão dos custos associados a essas intervenções e como se considera a questão da equidade. Finalmente, tem-se a miríade de técnicas utilizadas para a otimização do sistema.

HISTÓRICO DOS MODELOS EXISTENTES

Inicialmente, tecemos alguns comentários sobre a genealogia dos estudos de otimização aplicados ao gerenciamento da qualidade da água. Até onde permitiu o levantamento efetuado, os primeiros estudos sobre o tema remontam ao final da década de 1950 e início dos anos 60. O Programa de Águas de Harvard (*Harvard Water Program*), embora tenha se notabilizado por estudos econômicos, de gestão da quantidade de água e, em especial, pelo desenvolvimento da hidrologia estocástica, também desenvolveu estudos na área da gestão da qualidade da água, consubstanciados no estudo não publicado “Operations Research in Water Quality Management”, de 1963. Já após o término do Programa de Harvard, Dorfman et al. (1972) editaram uma publicação sobre gestão regional da qualidade da água.

Talvez o núcleo inicial mais consistente de pesquisadores no tema tenha se formado junto à Universidade Cornell, no Estado de Nova York. A partir dos trabalhos de A. Charnes, da Universidade Northwestern, aplicando a pesquisa operacional à produção industrial, Walter R. Lynn desenvolveu uma série de trabalhos pioneiros, aplicando métodos da pesquisa operacional para otimização de estações de tratamento de efluentes. O grupo orientado pelo professor Lynn, em Cornell, resultou em uma série de discípulos eméritos: Daniel Loucks e Jon Liebman apresentaram seus trabalhos de doutoramento no tema em 1965. Charles ReVelle terminou seus estudos em 1967, prosseguindo sua notória carreira na Universidade Johns Hopkins, onde notabilizou-se por empregar modelos de otimização na solução de vários problemas no campo da engenharia civil, obtendo renome mundial na Pesquisa Operacional. O professor Liebman também desenvolveu sua carreira em Johns Hopkins, indo depois para a Universidade de Illinois. O professor Loucks permaneceu em Cornell, desenvolvendo vários trabalhos de otimização local ou regional no tratamento de efluentes, levando em conta ou não o caráter estocástico das variáveis dos modelos e a qualidade da água do corpo receptor. Em Johns Hopkins também se destacou o professor J. Hugh Ellis e, na Universidade de Illinois, os pesquisadores J. Wayland Eheart e E. Downey Brill, Jr. Livros importantes têm saído da lavra desses pesquisadores, tais como Loucks et al. (1981), Haith (1982), ReVelle et al. (2004), e ReVelle e McGarity (1997).

Paralelamente, em 1965, o pesquisador alemão Rolf Deininger doutorou-se na Universidade Nor-

thwestern, posteriormente desenvolvendo carreira na Universidade de Michigan. Sua tese de doutorado vem a ser um dos trabalhos pioneiros na utilização de métodos de otimização no campo da qualidade da água. É de sua edição o livro *Models for Environmental Pollution Control* (1974).

Também no início da década de 1960, o Colégio Manhattan, em Nova York, notabilizou-se por pesquisas de qualidade da água, dirigidas por Donald J. O'Connor e Dominic M. DiToro. Um de seus famosos discípulos, Robert V. Thomann, desenvolveu estudos ligando a análise de sistemas à gestão da qualidade da água: vide seus livros Thomann (1972) e Thomann e Mueller (1987).

O grande pioneiro da economia de recursos hídricos aplicada à gestão regional da qualidade da água, é sem dúvida, Allen Kneese, por muitos anos vinculado ao centro de pesquisas *Resources for the Future*, sediado em Washington. O tema da economia de recursos hídricos aplicado à gestão da qualidade da água não será abordado na presente revisão.

No Canadá, destaca-se Edward McBean, da Universidade de Waterloo, onde orientou Donald H. Burn, depois professor da Universidade de Manitoba. Barbara Lance, depois de desenvolver seu doutorado na Universidade de Illinois, vem agora desenvolvendo pesquisas no tema junto à Universidade de Manitoba, também no Canadá. A professora Lance vem desenvolvendo modelos que consideram o risco de violação da qualidade da água e a incerteza nos parâmetros e variáveis dos modelos, também levando em consideração a sazonalidade das vazões.

Na Europa, podemos destacar os trabalhos pioneiros do pesquisador Daniel Tyteca, da Universidade Católica de Louvain, na Bélgica. Tyteca desenvolveu estudos de otimização tanto entre um conjunto de estações de tratamento, como entre as diversas fases de tratamento dentro de uma estação. Os pesquisadores italianos Sergio Rinaldi e Rodolfo Soncini-Sessa, em conjunto com Harald Stehfest e Hiroyuki Tamura publicaram o clássico Rinaldi et al., 1979, ligando a modelagem da qualidade da água à otimização de sistemas.

Mais recentemente, podemos identificar outros pesquisadores que têm se destacado na área de gestão regional da qualidade da água: Okitsugu Fujiwara, do Instituto Tecnológico da Ásia, na Tailândia; P.P. Mujumdar, do Instituto de Ciências da Índia, em Bangalore e Maria da Conceição Cunha, da Universidade de Coimbra, Portugal. Fujiwara estuda

o ambiente estocástico dos modelos de otimização da qualidade da água, aplicando, entre outros, o método das restrições probabilísticas. O professor Mujumdar vem desenvolvendo estudos aplicando técnicas metaheurísticas e riscos medidos através de conjuntos *fuzzy*. A professora Conceição Cunha vem aplicando modelos metaheurísticos para a otimização de sistemas regionais de tratamento de efluentes, em especial o recozimento simulado.

CLASSIFICAÇÃO DA LITERATURA

Com o intuito de não apenas “olhar as árvores”, mas tentar uma visão de conjunto da “floresta” optou-se por apresentar esta revisão caracterizando os estudos existentes em dois grandes grupos. Evidentemente, toda divisão desse tipo acaba tendo um menor ou maior grau de subjetividade. Tem-se também uma interpenetração desses grupos e certamente, ter-se-á exceções que não se amoldam a essa divisão arbitrária. Mesmo assim essa tentativa é válida, para tentar se entender o desenvolvimento histórico desses modelos de otimização da regionalização da qualidade da água.

A caracterização que se está propondo é a seguinte:

- Estações de tratamento de efluentes individuais: alocação ótima de cargas, minimização de custos, considerações de equidade, sazonalidade. Aqui se incluem os primeiros trabalhos desenvolvidos no início da década de 1960, quando ainda não eram estudadas ETEs regionais;
- Estações de tratamento de efluentes regionais: locação e macro dimensionamento, considerando ou não a dinâmica temporal de implantação das instalações. As Tabelas 1 e 2 apresentam, respectivamente, os estudos consultados sobre otimização de ETEs individuais e regionais, em ordem cronológica, com as seguintes colunas:
 - Ano da publicação
 - Autor(es) do trabalho
 - Técnica de otimização utilizada
 - Consideração, ou não, da qualidade da água;
 - Consideração ou não, da aleatoriedade das variáveis;
 - Consideração ou não do faseamento de implantação das ETEs.

Apenas três de todos os trabalhos citados são brevemente descritos: Deininger (1965), pelo pioneirismo, Ong (1983), onde se considera a dinâmica temporal do aumento de cargas e de implantação de ETEs e Cunha et al. (2004), por estar desenvolvendo a aplicação de metaheurísticas em modelos regionais de melhoria da qualidade da água.

MODELOS DE OTIMIZAÇÃO PARA ESTAÇÕES DE TRATAMENTO LOCAIS

Os primeiros trabalhos sobre gestão da qualidade da água que apareceram nos anos 1960, versavam basicamente sobre o tema: dada uma série de fontes pontuais, qual o grau de eficiência mínimo em cada ETE individual, de tal maneira que se minimizem os custos de implantação e/ou de operação de tais estações, respeitando certos padrões de qualidade da água no corpo receptor, ou, olhando indiretamente para a qualidade da água, limitando as emissões máximas.

Deininger (1965) desenvolveu um dos primeiros modelos de otimização para ETEs individuais, baseado em Programação Linear. Dadas n fontes de lançamento, o objetivo é determinar a eficiência que cada ETE local deve ter, de modo a atender a carga limite de DBO a ser lançada em cada seção, a um custo de implantação total mínimo. A Função Objetivo visa minimizar o custo de implantação das ETEs, supondo que o custo varie linearmente com o grau de tratamento:

$$Z = c_1x_1 + c_2x_2 + \dots + c_nx_n \quad (1)$$

Onde:

Z: valor da Função Objetivo

c_i : custo de remoção na ETE i

x_i : % de remoção na ETE i

Sujeito a:

(i) O primeiro conjunto de restrições limita as cargas remanescentes à carga limite de DBO em cada seção;

(ii) O segundo conjunto de restrições diz respeito ao limite superior do nível de remoção nas estações.

O autor apresenta três abordagens: mesmo grau de tratamento para todos os lançamentos, graus variáveis de tratamento, restringindo-se a carga lançada, e definição de ETEs regionais, minimizando o custo total do sistema. Também é apresentada uma

TABELA 1
Estudos de gestão da qualidade da água para Estações Individuais de Tratamento de Efluentes

Ano	Autor(es)	Método de Otimização	Modelo de Qualidade da Água	Consideração de Aleatoriedade	Faseamento
1965	Deiminger	Programação Linear e Programação Inteira	Cinética de 1 ordem	não considerada	não considerado
1965	Sobel	Programação Linear + Programação Quadrática	Modelo de Thomann	Minimização da variância do aumento do OD	não considerado
1966	Goodman e Dobbins	Steepest ascent	considerada (modelo não especificado)	não considerada	não considerado
1966	Loucks e Lynn	não utilizado	Streeter-Phelps, modificado por Dobbins	curvas probabilísticas de OD a partir de cadeias de Markov	não considerado
1966	Liebman e Lynn	Programação Dinâmica	Streeter-Phelps	não considerada	não considerado
1966	Kerri	Programação Linear	Streeter-Phelps	não considerada	não considerado
1967	ReVelle et al.	Programação Linear	Streeter-Phelps	não considerada	não considerado
1967	Johnson	Programação Linear	Steady state linear do modelo de Thomann para estuários	não considerada	não considerado
1968	ReVelle et al.	Programação Linear	Dobbins e Camp	não considerada	não considerado
1968	Liebman e Marks	Programação Inteira	Modelo de Thomann para estuários	não considerada	não considerado
1968	Anderson e Day	Programação Linear	Streeter-Phelps, modificado por Thomas	não considerada	não considerado
1969	Smith e Morris	Programação Linear	Modelo de Thomann para estuários	não considerada	não considerado
1975	Hyden et al.	Programação Não Linear	Streeter-Phelps	não considerada	não considerado
1975	Arbabi e Elzinga	Programação Linear	Streeter-Phelps	não considerada	não considerado
1975	Ecker	Programação Geométrica	Streeter-Phelps	não considerada	não considerado
1976	Bishop e Grenney	Programação Inteira	Modelo da Univ. Estadual de Utah	não considerada	não considerado
1976	Armstrong	Programação Dinâmica	não considerada	não considerada	não considerado
1976	Brill et al.	Programação Linear	não considerada	não considerada	não considerado
1978	Lohani e Thanh	Restrições probabilísticas	Streeter-Phelps, modificado por Camp	não considerada	não considerado
1978	de Lucia et al.	Programação Linear	Streeter-Phelps, modificado por Sigvaldason	não considerada	considera dois períodos de adaptação à lei
1979	Lohani e Thanh	Restrições probabilísticas	Streeter-Phelps, modificado por Camp	estocástico nas vazões	não considerado

Ano	Autor(es)	Método de Otimização	Modelo de Qualidade da Água	Consideração de Aleatoriedade	Faseamento
1982	Smeers e Tyteca	Programação Não Linear	Streeter-Phelps	não considerada	não considerado
1985	Burn e McBean	Restrições probabilísticas	Streeter-Phelps	Monte Carlo (incerteza de 1 ordem nas vazões, cargas e coef. de QA)	não considerado
1986	Fujiwara et al.	Restrições probabilísticas	Streeter-Phelps, modificado por Camp e Dobbins	A vazão do rio é uma variável aleatória, com DP conhecida.	não considerado
1987	Fujiwara et al.	Restrições probabilísticas	Streeter-Phelps, modificado por Camp e Dobbins	probabilidade na vazão	não considerado
1988	Fujiwara et al.	Restrições probabilísticas	Streeter-Phelps, modificado por Camp e Dobbins	simulação Monte Carlo para os quantis de concentração de OD+ restrições probabilísticas	não considerado
1987	Ellis	Restrições probabilísticas	Streeter-Phelps, modificado por Camp e Dobbins	probabilidade na vazão, nível inicial de DBO, déficits de OD nos efluentes e nos parâmetros do modelo de QA	não considerado
1987	Burn e McBean	Programação Quadrática + Programação Fractal	Streeter-Phelps	cargas com variabilidade; matriz de coeficientes de transferência também variável	não considerado
1989	Rossmann	Programação Não Linear	Implícita	risco de violação sazonal é markoviano	alocação sazonal de cargas
1990	Lence et al.	Programação Não Linear	Thomann e Mueller	análise sazonal de riscos	vazões sazonais
1990	Tung e Hathhorn	Programação Linear com Restrições Probabilísticas	Streeter-Phelps	matriz de covariância para parâmetros de QA gerada por simulação	não considerado
1992	Burn e Lence	Programação Linear	Thomann e Mueller	incerteza aparece na vazão, temperatura e carga difusa	não considerado
1993	Cardwell e Ellis	Programação Dinâmica	Streeter-Phelps, QUAL2E e WASP4	incerteza nos parâmetros dos modelos de QA	não considerado
1995	Takyi e Lence	Prog. Linear + Prog. Não Linear	Thomann e Mueller	risco de violação da QA simulado por cadeias de Markov	não considerado
1996	Takyi e Lence	Modelo de Chebyshev	Streeter-Phelps, modificado por Camp - Dobbins	não considerada	não considerado
1997	Chang et al.	Programação Inteira Mista fuzzy multiojetivos	não especificado	Parâmetros por sistemas gray; função fuzzy para a FOB	não considerado

TABELA 1
Estudos de gestão da qualidade da água para Estações Individuais de Tratamento de Efluentes (continuação)

Ano	Autor(es)	Método de Otimização	Modelo de Qualidade da Água	Consideração de Aleatoriedade	Faseamento
1998	Sasikumar e Mujumdar	Otimização fuzzy multiobjetivo	Streeter-Phelps, modificado por Fujiwara	Conjuntos fuzzy	não considerado
1999	Takyi e Lence	Múltiplas Realizações, Redes Neurais e heurística	Streeter-Phelps, modificado por Campbell – Dobbins	simulação Monte Carlo para criação de cenários	não considerado
2000	Carmichael e Strzepek	Programação Não Linear	QUAL2E	não considerada	não considerado
2001	Burn e Yulanti	Algoritmos Genéticos, multi objetivo	QUAL2E	não considerada	não considerado
2002	Efstratiadis e Koutsoyiannis	Algoritmo simplex de Nelder-Mead + Reconhecimento Simulado	É modelo geral para otimização de sistemas de recursos hídricos	não considerada	não considerado
2002	Ali	Programação Inteira Mista Estocástica	função empírica para controle de pH	distribuição estatística das cargas	não considerado
2002	Mujumdar e Sasi-kumar	Conjuntos Fuzzy	Streeter-Phelps, modificado por Fujiwara	risco sazonal	não considerado
2003	Uhani e Kawachi	Teoria de controle H ₁	não considerada	considerada	não considerado
2004	Vemula et al.	Algoritmos Genéticos + Risco Fuzzy	QUAL2E	simulação Monte Carlos para distribuição dos níveis de QA	não considerado
2004	Mujumdar e Vemula	Algoritmos Genéticos + Risco Fuzzy	QUAL2E	metas fuzzy	não considerado

TABELA 2
Estudos sobre locação e dimensionamento de Estações Regionais de Tratamento de Efluentes

Ano	Autor(es)	Método de Otimização	Modelo de Qualidade da Água	Consideração de Aleatoriedade	Faseamento
1969	Graves et al.	Programação Linear	os padrões de QA são fixados	não considerada	não considerado
1972	Haimes et al.	Múltiplos níveis; decomposição	os padrões de QA são fixados	não considerada	não considerado
1972	Wanielista e Bauer	Programação Inteira + heurística	não considerada	não considerada	não considerado
1972	Converse	Programação Dinâmica	não considerada	não considerada	não considerado
1972	Graves et al.	Programação Não Linear	função de transferência em estuários (Thomann)	não considerada	não considerado
1973	McConagha e Converse	Heurística	não considerada	não considerada	não considerado
1973	Deininger e Su	Programação Convexa	não considerada	não considerada	considerado
1974	Joeres et al.	Programação Inteira	não considerada	não considerada	não considerado
1976	McNamara	Programação Geométrica	Streeter-Phelps	não considerada	não considerado
1976	Whitlatch e ReVelle	Heurística + Programação Dinâmica + Programação Linear	função de transferência em estuários (Thomann)	não considerada	não considerado
1976	Weeter e Belardi	Heurística	não considerada	não considerada	não considerado
1977	Chiang e Lauria	Heurística	não considerada	não considerada	considerado
1978	Brill, Jr. e Nakamura	Programação Inteira Mista	não considerada	não considerada	não considerado
1978	Rossmann	Programação Dinâmica	não considerada	não considerada	considerado
1979	Nakamura e Brill, Jr.	Programação Não Linear	não considerada	não considerada	não considerado
1981	Mandl	revisão do estado da arte	--	--	--
1981	Nakamura et al.	Vários modelos	não considerada	não considerada	considerado
1982	Chang et al.	Programação Inteira Mista	não considerada	não considerada	não considerado
1982	Phillips et al.	Programação Inteira Mista	não considerada	não considerada	não considerado
1983	Ong	Programação Não Linear E Dinâmica	Streeter-Phelps	Incerteza na demanda	considerado
1984	Leighton e Shoemaker	Programação Inteira	não considerada	não considerada	não considerado

TABELA 2
Estudos sobre locação e dimensionamento de Estações Regionais de Tratamento de Efluentes (continuação)

Ano	Autor(es)	Método de Otimização	Modelo de Qualidade da Água	Consideração de Aleatoriedade	Faseamento
1985	Klemetson e Grenney	Programação Dinâmica	não considerada	não considerada	Considerado
1988	Zhu e ReVelle	Programação Inteira	não considerada	não considerada	não considerado
1992	Melo	Heurística + Programação Dinâmica Discreta	limites de emissão de cargas	não considerada	considerado
1993	Voutchkov e Boulos	Heurística	não considerada	não considerada	não considerado
1994	Melo e Câmara	revisão do estado da arte	--	--	--
1999	Souza e Cunha	Recozimento simulado	não considerada	não considerada	não considerado
2000	ReVelle	revisão do estado da arte	--	--	--
2002	Souza et al.	Recozimento simulado	não considerada	não considerada	não considerado
2004	Cunha et al.	Recozimento simulado	QUAL2E	não considerada	não considerado
2005	Cunha et al.	Recozimento simulado	QUAL2E	não considerada	não considerado

solução por Programação Inteira, com três níveis de tratamento para as ETEs.

Modelos de otimização para sistemas regionais

Passamos agora a analisar os trabalhos que tratam direta ou indiretamente da questão da otimização do número de ETEs, seus respectivos volumes tratados e grau de eficiência de remoção, para atender uma dada região a um custo mínimo. A qualidade da água dos corpos receptores, quando considerada, aparece como um conjunto de restrições adicionais. Os modelos podem ser estáticos ou dinâmicos, no que diz respeito à variação temporal na implantação das estações.

Ong (1983) desenvolveu modelos regionais para ETEs, estáticos e dinâmicos em relação ao tempo. Os modelos consideram como variáveis independentes, ou somente a capacidade hidráulica das ETEs, ou a capacidade e o nível de tratamento.

O modelo estático utiliza um algoritmo heurístico utilizado pelo autor, denominado RPS (*Random Polyhedron Search*). Na primeira parte o algoritmo estabelece um poliedro de $NX + 1$ vértices (sendo NX o número de variáveis independentes), localizado dentro da região viável. Partindo de um vetor tentativo inicial, o procedimento gera um ponto viável, calculando-se o valor da Função Objetivo. O mesmo procedimento é repetido por um certo número de vezes (maior que $NX + 1$), escolhendo-se então os melhores pontos como vértices do poliedro. A segunda fase do modelo é a busca da solução ótima, utilizando-se uma modificação do modelo de "busca poliédrica flexível", proposto por Nelder e Mead, como citado por Ong (1983). O segundo modelo apresentado pelo autor vem a ser um modelo dinâmico no tempo para um único subsistema (ETE + interceptores + Estação Elevatória). O modelo de expansão dinâmica de capacidade é formulado como uma rede acíclica. Cada arco (i, j) desta rede tem um custo associado C_{ij} , e é resolvido através de Programação Dinâmica, pela seguinte equação recursiva regressiva, originalmente proposta por Manne, como citado por Ong (1983):

$$f(i) = \text{MIN} [C_{ij} + f(j)/(1+r)^{T_j-T_i}] \quad (2)$$

$$j=i+1, \dots, N$$

onde:

i : $N-1, N-2, \dots, 1, 0$, com $f(N)=0$;

C_{ij} : custo da expansão do tratamento e de operação da expansão;

$f(i)$: custo ótimo de expansão do subsistema, de uma capacidade $D(T_i)$ (tempo i) até a capacidade $D(T_N)$ (tempo N);

r : taxa de desconto.

Para o caso de duas variáveis de decisão, capacidade hidráulica e nível de tratamento, também é utilizado o conceito de rede acíclica para se obter a rota de menor custo. Neste caso, como há uma segunda variável, o termo C_{ij} , na equação 2, é calculado com o apoio de uma segunda equação de recursão regressiva:

$$g(k) = \text{MIN} [d_{km} + g(m)/(1+r)^{(T_m - T_k)}] \quad (3)$$

$$m=k+1, \dots, N$$

onde:

$k = N-1, N-2, \dots, i+1, i$, com $g(N)=0$;

$g(k)$: custo ótimo de expansão de ETE, com tamanho $(D(T_j)-D(T_i))$, do tempo T_k ao tempo T_N , e tal que seu nível de tratamento seja sempre igual ou maior que $\eta(t)$.

O terceiro modelo apresentado pelo autor conjuga os modelos estático e dinâmico, com o objetivo de determinar a expansão ótima de um sistema de ETEs regionais ao longo de um horizonte de planejamento. O modelo é decomposto em dois níveis: o nível inferior, se refere à otimização, via o modelo de Programação Dinâmica acima descrito para cada subsistema em separado. O nível superior é utilizado para coordenar esses subproblemas através do algoritmo RPS de otimização não linear.

O modelo regional dinâmico tem as seguintes variáveis:

X_{it} : quantidade de efluentes a ser tratada na ETE i , ao final do t -ésimo período de tempo;

X_{uit} : quantidade máxima de efluentes que pode ser tratada na ETE i , ao final do t -ésimo período (devido a restrições físicas e/ou de qualidade da água);

XC_{it} : capacidade bruta de tratamento na ETE i , no início do período t , depois de nova capacidade adicionada;

Y_{it} , Z_{it} : quantidade de efluentes transportados pela i -ésima seção do interceptor (para jusante ou montante, respectivamente), ao fim do t -ésimo período de tempo;

YC_{it} e ZC_{it} : capacidade bruta da i -ésima seção de interceptor, no início do período t , depois de nova capacidade adicionada (jusante e montante, respectivamente);

W_{it} : pode ser igual a Y_{it} ou Z_{it} , onde j representa a seção de interceptor ligado à i -ésima estação elevatória;

WC_{it} : pode ser igual a YC_{it} ou ZC_{it} ;

$CP_{it}(Y_{it}, Y_{i,t-1}, YC_{it}, YC_{i,t-1})$, $CP_{it}(Z_{it}, Z_{i,t-1}, ZC_{it}, ZC_{i,t-1})$: valor presente dos custos de expansão para interceptores no período t (jusante e montante, respectivamente);

$CT_{it}(X_{it}, X_{i,t-1}, XC_{it}, XC_{i,t-1})$: valor presente do custo de expansão e operação de ETEs no período de tempo t ;

$CPP_{it}(W_{it}, W_{i,t-1}, WC_{it}, WC_{i,t-1})$: valor presente do custo de expansão e operação da i -ésima estação de bombeamento no período t ;

η_{it} : grau de tratamento requerido na ETE i , no período de tempo t ;

ηC_{it} : grau de tratamento a ser provido à ETE i , ao final do período de tempo t , depois da nova capacidade adicionada entrar em operação;

np : número total de estações de bombeamento;

N : número total de períodos de tempo em que é dividido o horizonte de planejamento.

A Função Objetivo é dada por:

$$\begin{aligned} \text{MIN} \quad & \sum_i \sum_{t=1}^N CPit(Yit, Yi, t-1, YCit, YCi, t-1) \\ & + \sum_i \sum_{t=1}^N CPit(Zit, Zi, t-1, ZCit, ZCi, t-1) + \\ & \sum_{i=1}^N \sum_{t=1}^N CTit(Xit, Xi, t-1, XCit, XCi, t-1), \\ & \eta it, \eta i, t-1, \eta Cit, \eta Ci, t-1 \\ & + \sum_{i=1}^{np} \sum_{t=1}^N CPPit(Wit, Wi, t-1, WCit, WCi, t-1) \end{aligned} \quad (4)$$

com as seguintes restrições:

(1) balanço de vazões entre efluentes gerados em cada fonte (X_{it}), quantidade tratada em cada ETE (S_{it}) e vazões nos interceptores (Y_{it} e Z_{it});

(2) limites máximos para as vazões a serem tratadas nas ETEs;

(3) restrições na capacidade de tratamento das ETEs, interceptores e estações de bombeamento, quando os custos de não atendimento são infinitos, incluindo as relações monotônicas que devem existir na mesma variável ao longo do tempo;

(4) restrições de nível de tratamento: mínimo, máximo e relações monotônicas;

(5) restrições de qualidade da água.

Poucos trabalhos têm sido desenvolvidos com o auxílio das modernas metaheurísticas. Cunha et al. (2004) desenvolveram um modelo de Programação Inteira, através de otimização por Recozimento Simulado, com restrições de qualidade da água calculadas pelo modelo QUAL2E (Brown e Barnwell, 1987).

Dadas as variáveis:

x_{ij} : variável binária: $x_{ij} = 1$, se existir rede ligando nó i ao nó j ;

$x_{ij} = 0$, caso contrário

y_k : variável binária: $y_k = 1$, se existir ETE no nó k ;

$y_k = 0$, caso contrário

A Função Objetivo do modelo proposto é:

$$\begin{aligned} \text{MIN} \quad & \sum_{i=1}^M \sum_{j=1}^M C_{ij}(Q_{ij}, L_{ij}, E_i, E_j, x_{ij}) + \\ & \sum_{k=m+1}^M C_k(QT_k, y_k) \end{aligned} \quad (5)$$

Sujeito às seguintes restrições:

a) equação da continuidade para os nós com fontes de efluentes, possíveis nós intermediários e nas ETEs:

b) restrição de que todo o esgoto produzido na região seja tratado:

c) restrição de vazão mínima e máxima para os coletores, função do diâmetro, declividade e velocidade, calculados pela equação de Manning:

d) restrição de vazão máxima nas ETEs:

e) restrição $\{0,1\}$ para coletores e ETEs:

f) restrição de não-negatividade de vazões nas ETEs e nos coletores.

g) restrições de qualidade da água para o oxigênio dissolvido, nitrogênio total, fósforo total e nitrogênio Kjeldahl:

Onde:

M: num. total de nós: $1, \dots, i, j, \dots, M$ (inclui nós de fontes de efluentes, nós intermediários e nós com ETEs);

$1, \dots, n$: fontes de efluentes;

$n+1, \dots, m$: locais de possíveis nós intermediários;

$m+1, \dots$: nós para possíveis ETEs;

L_{ij} : extensão de coletor entre os nós i e j ;

Q_{ij} : vazão no coletor entre os nós i e j ;

E_p, E_j : carga hidráulica entre os nós i e j , respectivamente;

C_k : valor presente do custo de instalação, operação e manutenção de ETE no nó k ;

C_{ij} : valor presente do custo de instalação, operação e manutenção de coletor ligando nó i ao nó j ;

QT_k : vazão a ser tratada na ETE k ;

QR_i : efluente produzido no nó i ;

A Função Objetivo expressa a minimização dos custos totais descontados de instalação, operação e manutenção para os coletores e as ETEs. A otimização do sistema é feita através de Recozimento Simulado. Esta metaheurística inspira-se no processo de recozimento: um aumento de temperatura proporciona mobilidade às moléculas e, após um resfriamento lento, estas moléculas formam uma estrutura cristalina. Um resfriamento adequado faz com que se chegue a um estado de energia mínima, que seria o estado ótimo no caso de aplicação a otimização de sistemas. O mecanismo de perturbação utilizado para gerar a configuração candidata é de aleatoriamente substituir um dado coletor por

outro não constante nesta configuração, e também escolhido aleatoriamente, desde que ligado à mesma fonte de efluentes ou nó intermediário. Cada solução candidata é testada no que diz respeito às restrições impostas. O modelo de qualidade (QUAL2E) verifica as restrições de qualidade da água. Após a verificação das restrições, aplica-se o critério de Metropolis (Metropolis et al., 1953). O critério calcula a probabilidade de substituir a configuração atual (S) por uma configuração (S'):

$$p = \min \left\{ 1, \exp \left(\frac{\Delta C}{\theta} \right) \right\} \quad (6)$$

onde $\Delta C = C(S) - C(S')$ e θ um parâmetro positivo.

O algoritmo de Recozimento Simulado considera quatro parâmetros: (i) a elasticidade de aceitação, ou seja, a probabilidade de se aceitar uma transição da configuração inicial para uma configuração candidata cujo custo é superior ao da configuração inicial numa dada probabilidade, e que define a temperatura inicial do processo; (ii) o número mínimo de iterações em uma mesma temperatura, mesmo sem haver melhoria na solução; (iii) a taxa de decréscimo da temperatura; (iv) o número de decréscimos de temperatura antes de se finalizar o algoritmo.

CONCLUSÕES

É enorme a variedade de modelos que estudam a otimização da qualidade regional da água de uma bacia, desde a definição de seus objetivos, passando pela forma como é considerada a qualidade da água, a estocasticidade das variáveis e o modelo de otimização utilizado. Para esse último caso, a tendência atual parece ser a utilização de algoritmos metaheurísticos. Quanto aos outros fatores, é preciso haver um compromisso entre detalhamento do modelo e a sua aplicabilidade, seja quanto à necessidade de informações, seja quanto ao intuito que venham a ser aplicados em situações reais de planejamento.

Referências

- ALI, M.K., 2002. **Stream Water Quality Management: A Stochastic Mixed-Integer Programming Model**. PhD Dissertation. University, West Virginia. 132p.
- ANDERSON, M.W.; DAY, H.J., 1968. Regional management of water quality – a systems approach. **Journal of the Water Pollution Control Federation**. Washington, v.40, n.10, p.1679-1687.

- ARBABI, M.; ELZINGA, J. 1975. A general linear approach to stream water quality modeling. **Water Resources Research**. Washington, v.11, n.2, p.191-196.
- ARMSTRONG, J.M. 1976. Dynamic programming model for wastewater plant investment. **Journal of the Environmental Engineering Division**, Reston, v.102, n.5, p.985-1003.
- BISHOP, A.B.; GRENNEY, W.J. 1976. Coupled optimization-simulation water quality model. **Journal of the Environmental Engineering Division**, Reston, v. 102, n. 5, p. 1071-1086.
- BRILL, E.D.; Jr., LIEBMAN; J.C., REVELLE, C.S. 1976. Equity measures for exploring water quality management alternatives. **Water Resources Research**, Washington, v.12, n.5, p.845-851.
- BRILL, E.D., Jr.; NAKAMURA, M. 1978. A branch and bound method for use in planning regional wastewater treatment systems. **Water Resources Research**, Washington, v.14, n.1, p.109-118.
- BROWN, L.C.; BARNWELL, T.O., Jr. (1987). **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user's manual**, U.S: EPA. Report EPA/600/3-87-007.
- BURN, D.H.; McBEAN E.A. 1985. Optimization Modeling of Water Quality in an Uncertain Environment, **Water Resources Research**, Washington, v.21, n.6, p.934-940.
- BURN, D.H.; McBEAN, E.A. 1987. Application of Nonlinear Optimization to Water Quality. **Appl. Math. Modelling**, v.11, p.438-446.
- BURN, D.H.; LENCE, B.J. 1992. Comparison of optimization formulations for waste-load allocations. **Journal of the Environmental Engineering Division**, Reston, v.118, n.4, p.597-612.
- BURN, D.H.; YULANTI, J.S. 2001. Waste-load allocation using genetic algorithms. **Journal of Water Resources Planning and Management**, Reston, v. 127, n. 2, p. 121-129.
- CARDWELL H., ELLIS H. 1993. Stochastic Dynamic Programming for Water Quality Management, **Water Resources Research**. Washington, v.29, n.4, p. 803-813.
- CARMICHAEL, J.J.; STRZEPEK, K.M. 2000. A Multiple-Organic-Pollutant Simulation/Optimization Model of Industrial and Municipal Wastewater Loading to a Riverine Environment. **Water Resources Research**. Washington, v. 36, n. 5, p. 1325-1332.
- CHANG, N.B.; CHEN, H.W.; YANG, C.H., 1997. Water Pollution Control in River Basin by Interactive Fuzzy Interval Multiobjective Programming. **Journal of the Environmental Engineering Division**, Reston, v. 123, n. 12, p. 1208-1216.
- CHANG, S.Y.; BRILL, E.D.; Jr., HOPKINS, L.D. 1982. Use of mathematical models to generate alternative solutions to water resources planning problems. **Water Resources Research**, Washington, v.18, n.1, p.58-64.
- CHIANG, C.H.; LAURIA, D.T. 1977. Heuristic algorithm for wastewater planning. **Journal of the Environmental Engineering Division**, Reston, v.103, n.5, p.863-876.
- CONVERSE, A. O. 1972. Optimum number and location of treatment plants. **Journal of the Water Pollution Control Federation**. Washington, v.44, n.8, p.1629-1636.
- CUNHA, M.C.; SOUZA, J. 1999. Water Distribution Network Design Optimization: Simulated Annealing Approach. **Journal of Water Resources Planning and Management**, Reston, v. 125, n. 4, p. 215-221.
- CUNHA, M. C.; PINHEIRO, L.; AFONSO, P.; SOUZA, J. 2004. **Decision-aid Models for the Implementation of the Water Framework Directive**, Porto: DMUCE, 10p.
- CUNHA, M. C.; PINHEIRO, L.; AFONSO, P.; SOUZA, J. 2005. A importância dos modelos de apoio à decisão para a implementação da directiva quadro da água. Associação Portuguesa de Recursos Hídricos, 7 SILUSBA, Évora.
- DEININGER, R.A. (ed). 1973. **Models for Environmental Pollution Control**. EUA: Science Publishers Inc., 448p.
- DEININGER, R.A. 1965. Water Quality Management: The Planning of Economically Optimum Pollution Control Systems. **Proceedings**. Annual Water Resources Conf. Chicago, Ill. In: American Water Resources Association, 13: 1965: Chicago. p. 254-282.
- DEININGER, R.A.; SU, S.Y. 1973. Modelling regional waste water treatment systems. **Water Research**, v.7, n.4, p. 633-646.
- DORFMAN, R.; JACOBY, H.D.; THOMAS, H.A. Jr., (eds), 1972. **Models for Managing Regional Water Quality**. Cambridge: Harvard University Press, Ma. 453.p.
- DOWNEY, E. BRILL, Jr.; LIEBMAN, J.; REVELLE, C., 1976. Equity measures for exploring water quality management alternatives. **Water Resources Research**. Washington, v. 12, n.5, p.845-851.
- ECKER, J., 1975. A geometric programming model for optimal allocation of stream dissolved oxygen. **Management Science**. Evanston, v.21, n.6, p.658-668.
- EFSTRATIADIS, A.; KOUTSOYIANNIS, D. 2002. An evolutionary annealing-simplex algorithm for global optimization of water resource systems. In: International Conference on Hydroinformatics, 5., 2002, Cardiff, UK. **Proceedings...** Cardiff, UK
- ELLIS, J.H. 1987. Stochastic Water Quality Optimization Using Embedded Chance Constraints, **Water Resources Research**. Washington, v. 23, n.12, p.2227-2238.

- FUJIWARA, O., GNANENDRAN, S.K., OHGAKI, S., 1986. River quality management under stochastic streamflow. **Journal of the Environmental Engineering Division**, Reston, v.112, n.2, p. 185-198.
- FUJIWARA, O.; GNANENDRAN, S.K.; OHGAKI, S. 1987. Chance constrained model for river water quality management. **Journal of the Environmental Engineering Division**, Reston, v.113, n.5, p. 1018-1031.
- FUJIWARA, O.; PUANGMAHA, W.; HANAKI, K. 1988. River basin water quality management in stochastic environment. **Journal of the Environmental Engineering Division**, Reston, v.114, n.4, p. 864-877.
- GOODMAN, A.S.; DOBBINS, W.E. 1966. Mathematical model for water pollution control studies. **Journal of the Sanitary Engineering Division**, Reston, v.92, n.6, p. 1-19.
- GRAVES, G.W.; HATFIELD, G.B.; WHINSTON, A.B. 1969. Water pollution control using by-pass piping. **Water Resources Research**, Washington, v.5, n.1, p.13-47.
- GRAVES, G.W.; HATFIELD, G.B.; WHINSTON, A.B. 1972. Mathematical programming for regional water quality management. **Water Resources Research**, Washington, v.8, n.2, p.273-290.
- HAIMES, Y.Y.; KAPLAN, M.A.; HUSAR Jr., M.A. 1972. A multilevel approach to determining optimal taxation for the abatement of water pollution. **Water Resources Research**, Washington, v.8, n.4, p.851-860.
- HAITH, D.A., 1982. **Environmental Systems Optimization**. New York: EUA :John Wiley & Sons, 306 p.
- HYDEN, J.W.; CHISMAN, J.A.; MACAULAY, H.H. 1975. Simulation of water quality management policies. **Journal of the Environmental Engineering Division**, Reston, v.101, n.4, p. 623-641.
- JOERES, E.F.; DRESSLER, J.; CHO, C.C.; FALKNER, C.H. 1974. Planning methodology for the design of regional wastewater treatment systems. **Water Resources Research**. Washington, v.10. n.4, p. 643-649.
- JOHNSON, E.L., 1967. A Study in the Economics of Water Quality Management. **Water Resources Research**. Washington, v.3, n.32, p.291-305.
- KERRI, K.D., 1966. A Dynamic Model for Water Quality Control. **Journal of the Water Pollution Control Federation**. Middleburg, v.39, n.5, p. 772-786.
- KLEMETSON, S.L., GRENNEY, W.J., 1985. Dynamic optimization of regional wastewater treatment systems. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, Middleburg, v.57, n.2, p.128-134.
- LENCE, B.J.; EHEART, J.W.; BRILL, E.D. Jr. 1990. Risk equivalent discharge programs for multidischarger streams. **Journal of Water Resources Planning and Management**. Reston, v.116, n.2, p.170-186.
- LEIGHTON, J.P.; SHOEMAKER, C.A., 1984. An integer programming analysis of the regionalization of large wastewater treatment and collection systems. **Water Resources Research**. Washington, v.20, n.6, p.671-681.
- LIEBMAN, J.C.; LYNN, W.R., 1966. The optimal allocation of stream dissolved oxygen. **Water Resources Research**. Washington, v.2, n.3, p.581-591.
- LIEBMAN, J.C.; MARKS, D.H., 1968. "BALAS" algorithm for zoned uniform treatment. **Journal of the Sanitary Engineering Division**, Reston, v.94, n.4, p.585-593.
- LOHANI, B.N.; THANH, N.C., 1978. Stochastic programming model for water quality. **Journal of the Water Pollution Control Federation**. Washington, v.50, n.9, p.2175-2182.
- LOHANI, B.N.; THANH, N.C., 1979. Probabilistic water quality control policies. **Journal of the Environmental Engineering Division**, Reston, v.105, n.4, p.713-725.
- LOUCKS, D.P.; STEDINGER, J.R.; HAITH, D.A., 1981. **Water Resources Systems Planning and Analysis**. EUA: Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J. 559p.
- LOUCKS, D.P.; LYNN, W.R., 1966. Probabilistic Models for Predicting Stream Quality. **Water Resources Research**. Washington, v.2, n.3, p.593-605.
- LUCIA, R. de; MCBEAN, E.; HARRINGTON, J. 1978. A water quality planning model with multiple time, pollutant and source capabilities. **Water Resources Research**. Washington, v.14, n.1, p.9-14.
- MANDL, C.E., 1981. A survey of mathematical optimization models and algorithms for designing and extending irrigation and wastewater networks. **Water Resources Research**. Washington, v.17, n.4, p.769-775.
- MCCONAGHA, D.L.; CONVERSE, A.O. 1973. Design and cost allocation algorithm for waste treatment systems. **Journal of the Water Pollution Control Federation**. Washington, v.45, n.12, p. 2558-2566.
- MCNAMARA, J.R., 1976. An optimization model for regional water quality management. **Water Resources Research**. Washington, v.12, n. 2, p.125- 134.
- MELO, J.M.D.J., 1992. **Optimização de sistemas regionalizados de tratamento de águas residuais – o modelo OPTAR**. Tese (doutorado), Universidade Nova de Lisboa, Lisboa. 170p.
- MELO, J.J., CÂMARA, A.S., 1994. Models for the Optimization of Regional Wastewater Treatment Systems. **European Journal of Operational Research**, vol. 73, p. 1-16.

- METROPOLIS, N.; ROSENBLUTH, M.; ROSENBLUTH, A.; TELLERA, TELLER, E. (1953). Equations of state calculations by fast computing machines. **Journal of Chemical Physics**, v. 21, p.1087-1092.
- MUJUMDAR, P.P.; SASIKUMAR, K. 2002. A Fuzzy Risk Approach for Seasonal Water Quality Management of a River System. **Water Resources Research**. Washington, v.38, n.1, p.5.1-5.9.
- MUJUMDAR, P.P.; VEMULA, V.R.S. 2004. Fuzzy Waste Load Allocation Model: Simulation-Optimization Approach. **Journal of Computing in Civil Engineering**. Reston, v. 18, n. 2, p. 120-131.
- NAKAMURA, M.; BRILL; JR. E.D. 1979. Generation and Evaluation of Alternative Plans for Regional Wastewater Systems: An Imputed Value Method. **Water Resources Research**. Washington, v. 15, n.4, p. 750-756.
- NAKAMURA, M.; BRILL, E.D.; LIEBMAN, J.C. 1981. Multiperiod design of regional wastewater systems: generating and evaluating alternative plans. **Water Resources Research**. Washington, v.17, n.5, p. 1339-1348.
- ONG, S.L. 1983. **Capacity Expansion for Regional Wastewater Treatment Systems**. Ph.D.Dissertation, University of Toronto.
- PHILLIPS, K.S.; BELTRAMI, E.J.; CARROLL, T.O.; KELLOGG, S.R. 1982. Optimization of area wide wastewater management. **Journal of the Water Pollution Control Federation**. Washington, v.54, n.1, p. 87-93.
- REVELLE, C.S.; LOUCKS. D.P.; LYNN, W.R. 1967. A management model for water quality control. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, Washington, v.39, n.7, p. 1164-1183.
- REVELLE, C.S.; LOUCKS. D.P.; LYNN, W.R. 1968. Linear Programming Applied to Water Quality Management. **Water Resources Research**. Washington, v.4, n.1, p.1-9.
- REVELLE, C.; MCGARITY, A.E. 1997. **Design and Operation of Civil and Environmental Engineering Systems**. New York, EUA : John Wiley & Sons. 772p.
- REVELLE, C.S., 2000. Research challenges in environmental management. **European Journal of Operational Research**, v. 121, p. 218-231.
- REVELLE, C.S.; WHITLATCH, E.E.; WRIGHT, J.F. 2003. **Civil and Environmental Systems Engineering**. Nova Jersey, EUA: Pearson Prentice Hall. 552p.
- RINALDI, S. SONCINI-SESSA; R., STEHFEST, H.; TAMURA, H. 1979. **Modeling and Control of River Quality**. New York, EUA: McGraw-Hill, Inc. 380p.
- ROSSMAN, L.A. 1978. Planning time-phased regional treatment systems. **Journal of the Environmental Engineering Division**, Reston, v.104, n.4, p.685-700.
- ROSSMAN, L.A. 1989. Risk Equivalent Seasonal Waste Load Allocation. **Water Resources Research**. Washington, v.25, n.10, p. 2083-2090.
- SASIKUMAR, K. MUJUMDAR, P.P., 1998. Fuzzy optimization model for water quality management of a river system. **Journal of Water Resources Planning and Management**. Reston, v.124, n.2, p.79-88.
- SMEERS, Y.; TYTECA, D. 1982. Optimal location and design of wastewater treatment plants under river quality constraints. In: RINALDI, S. (ed.), **Environmental Systems Analysis and Management**. North Holland : Publishing Company, p.289-310.
- SMITH, E.T.; MORRIS, A.R. 1969. Systems analysis for optimal water quality management. **Journal of the Water Pollution Control Federation**. Washington, v.41, n.9, p.1635-1646.
- SOBEL, M.J. 1965. Water Quality Improvement Problems, **Water Resources Research**. Washington, v.1, n.4, 477-487.
- SOUZA, J.J.O; CUNHA, M.C.M.O. 1999. Soluções otimizadas para sistemas regionais de águas residuais: a utilização do método do reconhecimento simulado. SIMPÓSIO DE HIDRÁULICA E RECURSOS HÍDRICOS DOS PAÍSES DE LINGUA OFICIAL PORTUGUESA, 4. : Coimbra. **Comunicações**. Coimbra : APRH. 1 Cd Rom
- SOUZA, J.; RIBEIRO, A.; CUNHA, M.C.; ANTUNES, A. Na optimization approach to wastewater systems planning at the regional level. **Journal of Hydroinformatics**, vol.4, n.2, p. 115-123.
- TAKYI, A.K. ; LENCE, B.J. 1995. Markov chain models for seasonal-water quality management. **Journal of Water Resources Planning and Management**. Reston, v.121, n.2, p.144-157.
- TAKYI, A.K. ; LENCE, B.J. 1995. Chebyshev model for water-quality management. **Journal of Water Resources Planning and Management**. Reston, v.122, n.1, p.40-48.
- TAKYI, A.K. ; LENCE, B.J. 1999. Surface Water Quality Management Using a Multiple-Realization Chance Constraint Model. **Water Resources Research**. Washington, v.35, n.5, p.1657-1670.
- THOMANN, R.V. 1972. **Systems Analysis & Water Quality Management**. , New York, EUA: McGraw-Hill, Inc., 286p.
- THOMANN, R.V.; MUELLER, J.A., 1987. **Principles of Surface Water Quality Modeling and Control**. New York, EUA: Harper & Row, Publishers, 644p.
- TUNG, Y-K. ; HATHHORN, W.E. 1990. Stochastic waste load allocation. **Ecological Modeling**, Amsterdam, v. 51, p.29-46.
- VEMULA, V.R.S. ; MUJUMDAR, P.P. ; GHOSH, S. 2004. Risk Evaluation in Water Quality Management of a River System. **Journal of Water Resources Planning and Management**. Reston, v. 130, n.5, p. 411-422.

VOUTCHKOV, N.S. ; BOULOS, P.F. 1993. Heuristic screening methodology for regional wastewater-treatment planning. **Journal of the Environmental Engineering Division**, Reston, v.119, n.4, p.603-614.

UNAMI, K.; KAWACHI, T. 2003. Universal optimization of water quality strategy. **Advances in Water Resources**. ESSEX, v.26, p. 465-472.

WANIELISTA, M.P.; BAUER, C.S. 1972. Centralization of waste treatment facilities. **Journal of the Water Pollution Control Federation**. Washington, v.44 , n.12, p. 2229-2238.

WEETER, D.W.; BELARDI, J.G, 1976. Analysis of regional waste treatment systems. **Journal of the Environmental Engineering Division**, Reston, v.102, n.1, p.233-237.

WHITLATCH, E.E.; JR. REVELLE, C.S. 1976. Designing regionalized waste water treatment systems. **Water Resources Research**. Washington, v.12, n. 4, p.581-591.

ZHU, Z., REVELLE, C. 1988. A siting model for regional wastewater treatment systems: the chain configuration case. **Water Resources Research**. Washington, v.24, n.1, p. 137-144.

Enéas Souza Machado Engenheiro Civil, Universidade de São Paulo, *Brasil*, sm.eneas@gmail.com

Maria da Conceição Cunha Engenheira Civil, Instituto Superior de Engenharia de Coimbra, *Portugal*, mccunha@dec.uc.pt

Mônica Porto Engenheira Civil, Universidade de São Paulo, *Brasil*, mporto@usp.br

Uso de indicadores para avaliação de usinas hidrelétricas em bacias hidrográficas com múltiplos aproveitamentos

Antônio D. Benetti
Carlos E. M. Tucci

RESUMO: Este artigo apresenta uma metodologia que foi utilizada para fazer-se uma avaliação preliminar de usinas hidrelétricas em uma bacia hidrográfica com múltiplos aproveitamentos. A metodologia baseia-se no uso de cinco indicadores que requerem informações relativamente fáceis de se obter. Os indicadores utilizados foram: (a) tendência de estratificação térmica, (b) cargas de poluentes contribuintes aos reservatórios, (c) cargas de poluentes por unidade de volume de reservatório, (d) cargas admissíveis de nutrientes e (e) relação entre potência gerada e potencial de eutrofização. O método foi aplicado a 30 reservatórios de usinas hidrelétricas de pequeno e médio porte planejadas para a bacia hidrográfica dos rios Taquari-Antas, Brasil. O método pode ser utilizado na fase de inventário, precedendo uma avaliação integrada de toda a bacia através da simulação hidrológica.

PALAVRAS-CHAVE: Indicadores ambientais, potencial de eutrofização, usinas hidrelétricas

ABSTRACT: This paper presents a methodology that was used to make a preliminary assessment of multiple hydroelectric power plants planned to be built in a basin. The methodology uses five indicators that require data that are relatively easily to acquire. The indicators are: (a) thermal stratification, (b) pollutant loading to reservoirs, (c) pollutant loading per unit volume of reservoir, (d) nutrient allowable loadings, and (e) rate between power and eutrophication potential. The methodology was applied to 30 reservoirs of small and medium size hydroelectric power plants that are being planned for the Taquari-Antas river basin, Brazil. The methodology can be applied at the inventory phase, preceding the basin integrated assessment through hydrologic simulation.

KEY-WORDS: Environmental indexes, eutrophication potential, hydroelectric power plants

INTRODUÇÃO

A construção de barragens para o manejo da disponibilidade de água tem sido uma prática adotada desde o início da civilização humana. Atualmente, existem no mundo 45.000 barragens de grande porte e mais de 800.000 classificadas como pequeno porte (Gleick, 1998).

A crescente preocupação com os impactos decorrentes da implantação de barragens levou ao estabelecimento da Comissão Mundial de Barragens, um fórum formado por 68 membros representativos de instituições com interesses e pontos de vista diversos. Publicado no ano 2000, o relatório da comissão reconhece que os benefícios e contribuições das barragens ao desenvolvimento humano têm sido significativos. Contudo, o relatório concluiu que, em um grande número de casos, o preço pago por estes benefícios foi inaceitável em termos sociais e ambientais (World Commission on Dams, 2000).

Em muitos rios, planeja-se a construção de uma série de usinas hidrelétricas e há necessidade de fazer-se uma avaliação expedita dos aproveitamentos que são mais (ou menos) favoráveis do ponto de vista do impacto na qualidade da água. No Brasil, a Eletrobrás desenvolveu um manual onde são apresentadas as etapas para avaliação ambiental de sistemas hidrelétricos dentro dos diferentes estágios de cada empreendimento (Eletrobrás, 1986). A etapa de inventário envolve a visualização do conjunto dos empreendimentos dentro da bacia. Tucci (1998a) destacou os modelos utilizados nas diferentes fases, ressaltando a necessidade de utilizarem-se técnicas simplificadas para se obter, na etapa inicial de avaliação dos empreendimentos, uma visão do conjunto da qualidade da água.

Este trabalho apresenta um estudo de caso onde foram utilizados cinco indicadores para se avaliar, preliminarmente, os aproveitamentos hidrelétricos mais e menos favoráveis que estão sendo planejados

para a bacia hidrográfica dos rios Taquari-Antas, localizada no sul do Brasil.

METODOLOGIA

A metodologia utilizada neste trabalho baseou-se na aplicação de cinco indicadores à base de dados existentes na bacia, conforme descrito a seguir.

Indicador 1: estratificação térmica

O Número de Froude Densimétrico (F_d) foi utilizado como parâmetro de avaliação da tendência de estratificação térmica em reservatórios, como sugerido por Tucci (1998b). Sua expressão deriva-se da força de inércia que atua sobre o fluxo de água que atravessa o reservatório e a força gravitacional que tende a manter as camadas de água separadas por suas densidades (equação 1).

$$Fd = \frac{L \cdot Q}{H \cdot V} \left[\frac{\rho_0}{g \cdot \left(\frac{d\rho}{dz} \right)} \right]^{1/2} \quad (1)$$

onde L = comprimento do reservatório, [m]; Q = vazão, [m³/s]; H = profundidade, [m]; V = volume, [10⁶ m³]; ρ_0 = densidade da água, [kg/m³]; g = aceleração da gravidade, [9,81 m/s²]; $\frac{d\rho}{dz}$ = gradiente médio de densidade, [kg/m³.m]. Admitindo-se $\rho_0 = 1000 \text{ kg/m}^3$, $d\rho/dz = 984,3 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{m}$ (Tucci, 1998b), e substituindo-se na equação 1, obtêm-se:

$$Fd = 0,322 \cdot \frac{L \cdot Q}{H \cdot V} \quad (2)$$

A tendência à estratificação foi classificada como forte (F_d menor ou igual a 0,1), média (F_d maior que 0,1 e menor que 0,3) e fraca (F_d maior ou igual a 0,3 e menor que 1,0). Valores de F_d maiores que 1,0 indicam regime misturado.

Indicador 2: carga poluidora contribuinte ao reservatório (fontes difusas e pontuais)

Este indicador representa as cargas de poluentes que contribuem aos reservatórios das usinas hidrelétricas. As cargas estimadas representam a matéria orgânica biodegradável (DBO), os nutrientes (nitrogênio e fósforo) e os microorganismos (coliformes

fecais). Foram consideradas as contribuições de populações urbanas e rurais, pecuária de grande e pequeno porte, indústrias, drenagem urbana e rural, resíduos sólidos, irrigação, águas subterrâneas e precipitação atmosférica.

Indicador 3: carga poluidora por unidade de volume de reservatório

Este indicador resulta da razão entre carga contribuinte por unidade de tempo e volume do reservatório (equação 3).

$$L_v = \frac{L}{V} \cdot 10^6 \quad (3)$$

sendo: L_v = carga poluidora por unidade de tempo e volume do reservatório [g/m³.ano]; L = carga poluidora afluente ao reservatório [ton/ano]; V = volume do reservatório [m³]; 10⁶ = fator de conversão de tonelada para grama. O valor de L na equação 3 é dado pelo indicador 2.

Indicador 4: cargas admissíveis e perigosas de nitrogênio e fósforo

Vollenweider (citado por Schnoor, 1996) estudou dados de cerca de 100 lagos situados em regiões de clima temperado e estabeleceu relações entre taxas de aplicação superficiais de nutrientes, profundidades e estados tróficos dos lagos. A partir da análise destas informações, Vollenweider estabeleceu taxas de aplicação superficiais admissíveis e perigosas para nitrogênio e fósforo (equações 4 e 5).

$$\text{TAS (adm)} = \frac{L_{N,P}(\text{adm})}{A} \cdot 10^6 \quad (4)$$

$$\text{TAS (prg)} = \frac{L_{N,P}(\text{prg})}{A} \cdot 10^6 \quad (5)$$

sendo: TAS = taxa de aplicação superficial admissível (adm) ou perigosa (prg) de nitrogênio ou fósforo [g/m².ano]; $L_{N,P}$ = carga admissível ou perigosa de nitrogênio ou fósforo, afluente ao reservatório [ton/ano]; A = área superficial do reservatório [m²]; 10⁶ = fator de conversão de tonelada para grama.

Os valores estabelecidos por Vollenweider para as taxas de aplicação superficiais são apresentados na tabela 1. Observa-se que seus valores dependem da profundidade do lago.

TABELA 1
Taxas de aplicação dos nutrientes N e P em lagos
(Vollenweider apud Schnoor, 1996)

Profundidade Média (m)	Taxa de Aplicação Admissível (g/m ² ·ano)		Taxa de Aplicação Perigosa (g/m ² ·ano)	
	Nitrogênio	Fósforo	Nitrogênio	Fósforo
5	1,0	0,07	2,0	0,13
10	1,5	0,10	3,0	0,20
50	4,0	0,25	8,0	0,50
100	6,0	0,40	12,0	0,80
150	7,5	0,50	15,0	1,00
200	9,0	0,60	18,0	1,20

As taxas de aplicação admissíveis manteriam os lagos em estado oligotrófico enquanto que as taxas de aplicação perigosas têm o potencial de conduzirem os lagos ao estado eutrófico. Os estudos de Vollenweider basearam-se em regimes de vazão permanente com reservatório misturado. Mesmo com esta limitação, as taxas de aplicação de Vollenweider têm sido usadas por muitos países para classificar o estado trófico de lagos.

As cargas admissíveis e perigosas de nitrogênio e fósforo para cada reservatório estudado foram calculadas através do produto entre as respectivas taxas de aplicação (selecionadas da tabela 1 em função da profundidade média do reservatório) e a área superficial do reservatório.

Indicador 5: relação entre potência gerada e potencial de eutrofização

Este indicador associa potência gerada pela usina hidrelétrica e uma medida de impacto ambiental, o potencial de eutrofização. Este potencial foi definido como a razão entre as cargas de fósforo contribuinte e admissível ao reservatório (Equação 6).

$$PE = \frac{L_p}{L_p(adm)} \quad (6)$$

sendo: PE = potencial de eutrofização [-]; L_p = carga afluente de fósforo ao reservatório [ton/ano]; $L_p(adm)$ = carga admissível afluente ao reservatório [ton/ano]

Valores de PE menores ou iguais a 1 indicam que o reservatório manterá condições oligotróficas

de acordo com o critério de Vollenweider. Acima de 1, quanto maior a razão, mais desfavorável serão as condições do reservatório em relação a eutrofização. Fósforo foi escolhido como variável da equação 6, em vez de nitrogênio, porque sabe-se que algumas cianobactérias possuem a capacidade de fixar nitrogênio atmosférico (Allan, 1995); neste caso, fósforo é o nutriente que limita o desenvolvimento de florações.

O indicador 5, representado pela equação 7, é análogo a razão entre benefício e custo, variável utilizada em análise econômica para avaliação de projetos alternativos. Neste caso, o “benefício” e o “custo” seriam, respectivamente, a quantidade de potência gerada pela UHE e o potencial de eutrofização.

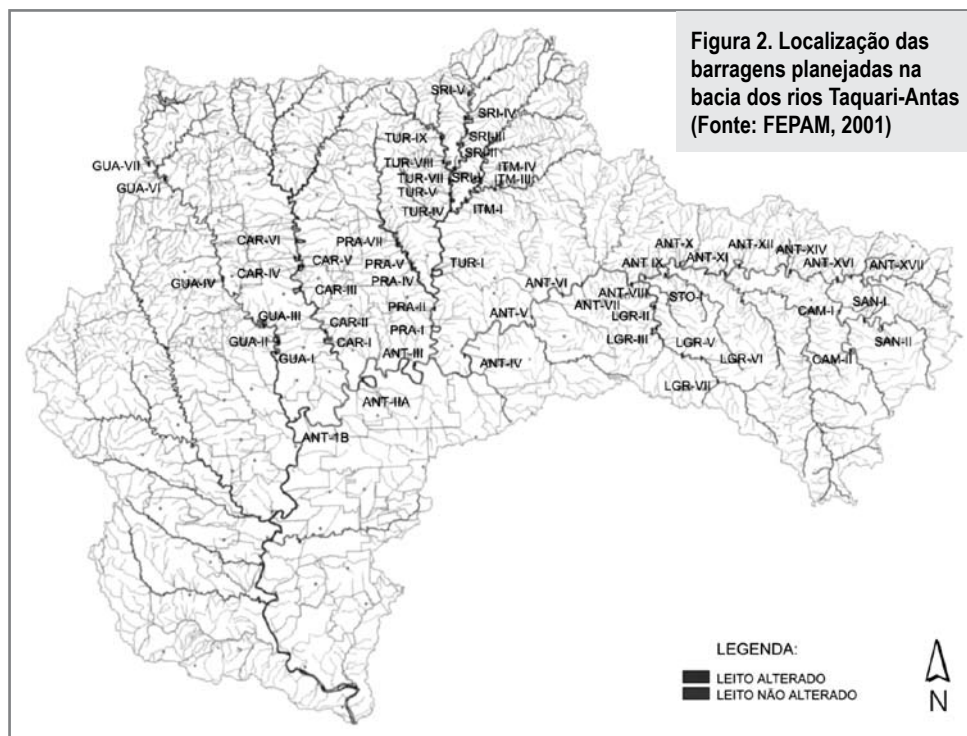
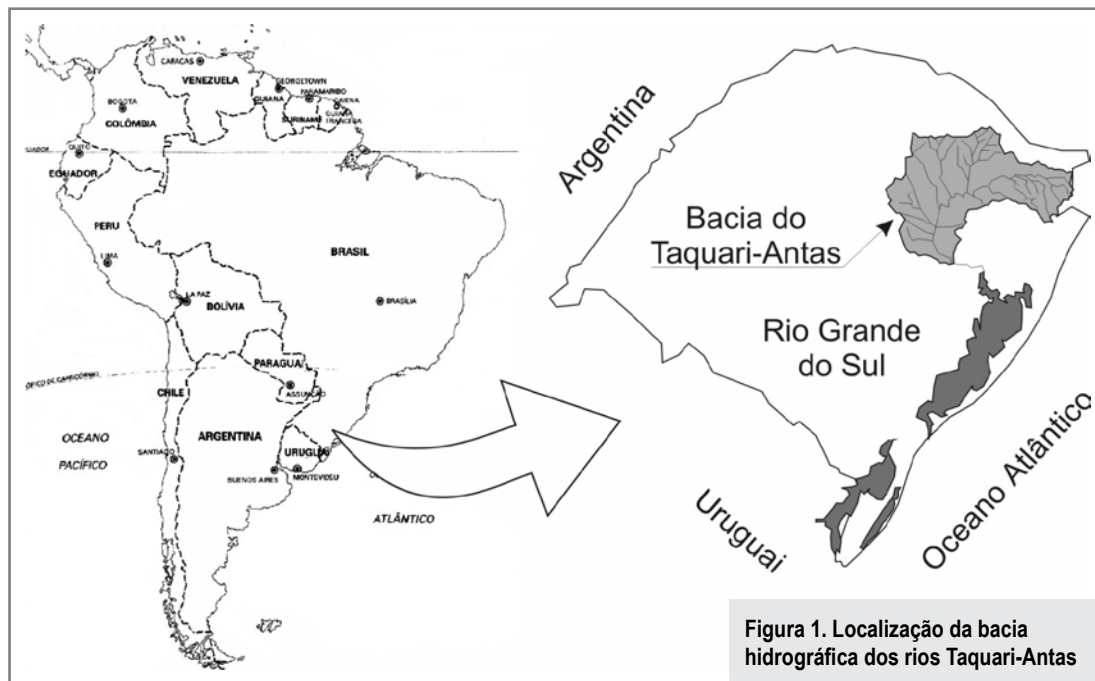
$$I_5 = \frac{Pot}{PE} \quad (7)$$

sendo: Pot = potência gerada [MW]; PE = potencial de eutrofização

De acordo com este indicador, um aproveitamento que possui maior potência e menor potencial de eutrofização é mais favorável que outro aproveitamento que apresente menor potência e maior potencial de eutrofização.

Os indicadores 1 a 5 foram aplicados à 30 reservatórios planejados para a bacia hidrográfica dos rios Taquari-Antas, localizada no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Esta bacia possui uma área de 26.428 km², sendo um dos cinco rios afluentes ao Lago Guaíba (Figura 1). A extensão total do rio, das nascentes à foz, é de 540 km. A vazão média anual é de 321 m³/s, com vazões máxima e mínima de, respectivamente, 10.300 m³/s e 10 m³/s (FEPAM, 1999). Os principais afluentes do Taquari-Antas são os rios Turvo, Carreiro e Guaporé, localizados em sua margem direita.

Atualmente, a potência instalada de energia elétrica na bacia é de 5,3 MW, valor bastante inferior ao potencial existente. Em 1993, a Companhia Estadual de Energia Elétrica (CEEE) elaborou o inventário hidrelétrico da bacia hidrográfica, resultando na recomendação para a construção de 56 barragens com potências instaladas entre 1,2 MW e 130 MW, totalizando 1097,2 MW (CEEE, 1993). Trinta e três dos aproveitamentos possuem capacidade prevista inferior a 10 MW, planejando-se a construção de quatro barragens com capacidade igual ou superior a 100 MW. A figura 2 mostra a localização das barragens projetadas, assim como as extensões dos rios



que deverão sofrer alterações em seus leitos devido aos reservatórios (FEPAM, 2001). A tabela 2 apresenta a relação das usinas projetadas e respectivas siglas, a potência gerada e o nome dos rios onde serão construídas.

TABELA 2

Usinas hidrelétricas na bacia dos rios Taquari-Antas avaliadas neste estudo

Rio	Sigla	Nome	Potência (MW)	
Antas	ANT-1b	Muçum	112,0	
	ANT-2a	14 de Julho	98,0	
	ANT-3'	Monte Claro	130,0	
	ANT-IV'	Castro Alves	120,0	
	ANT-V	São Marcos	57,0	
	ANT-VI	São Bernardo	16,0	
	ANT-VII	São Manoel	51,0	
	ANT-VIII	São José	17,5	
	ANT-IX	Espigão Preto	34,0	
	ANT-X	Serra dos Cavalinhos	45,0	
	ANT-XI	Passo do Meio	30,0	
	ANT-XIIa	Pezzi	15,6	
	ANT-XIV	Quebrada Funda	12,0	
	ANT-XVI'	Matemático	3,0	
	ANT-XVII'	Piraquete	1,9	
	Guaporé	GUA-I'	Paraíso	19,5
		GUA-II	Monte Cucco	19,7
GUA-III		Monte Bérico	13,9	
GUA-IV		Pulador	6,3	
GUA-VI		Arranca Toco	1,6	
GUA-VII		Nova Esperança	1,9	
Carreiro		CAR-I	Cotiporã	12,7
	CAR-II	Linha Emília	14,3	
	CAR-III	Autódromo	12,0	
	CAR-IV	São Paulo	8,4	
	CAR-V	Boa Fé	9,3	
	CAR-VI	Caçador	15,6	
Prata	PRA-I	Jararaca	41,0	
	PRA-II	Ilha	36,0	
Turvo	TUR-I'	Primavera	36,0	

RESULTADOS

Tendência à estratificação térmica (indicador 1)

A maioria dos reservatórios planejados para a bacia apresenta Números de Froude Densimétricos que caracterizam regime misturado ou com fraca estratificação. Dos 30 reservatórios avaliados, somente o da

UHE Primavera no rio Turvo apresenta potencial de estratificação forte. Outros três reservatórios possuem potencial de estratificação médio. A tabela 3 mostra os reservatórios de condições mais desfavoráveis com relação à estratificação.

TABELA 3

Reservatórios com condições mais desfavoráveis em relação a estratificação térmica, considerando vazões médias

Classificação	Rio	Nome UHE	Fd	Situação de estratificação
1	Turvo	Primavera	0,1	forte
2	Antas	Castro Alves	0,2	médio
	Antas	Quebrada Funda	0,2	médio
	Carreiro	Caçador	0,2	médio
5	Antas	Pezzi	0,3	médio/fraco

Os valores de Fd foram calculados para a situação de vazões médias. Para condições de estiagem, a diminuição do valor de Q na equação 2 tenderá a resultar na diminuição do Número de Froude Densimétrico. Isto foi verificado em estudo realizado pela CEEE (1993). Neste caso, foram utilizadas as vazões de 85% das curvas de permanência de vazões para representar condições de estiagem em 24 reservatórios representativos de um total de 82 que estavam sendo considerados para a bacia. Resultaram 01, 15 e 08 reservatórios com potencial de estratificação fraco, médio e forte, respectivamente. De uma maneira geral, o Rio Grande do Sul, estado onde estão planejadas as hidrelétricas, apresenta características climáticas favoráveis à estratificação sazonal, com vazões de estiagem nos verões e invernos úmidos.

Cargas de poluentes contribuintes aos reservatórios (indicador 2)

As tabelas 4 a 7 mostram os 10 reservatórios que recebem, em ordem decrescente, as maiores cargas de DBO, nitrogênio, fósforo e coliformes fecais. As tabelas mostram, também, as condições de estratificação térmica dos respectivos reservatórios. Deve-se salientar que as cargas apresentadas referem-se apenas as contribuições da área de drenagem direta ao reservatório e não o total acumulado. Portanto, os reservatórios localizados a jusante do sistema tenderão a possuir uma situação mais desfavorável

devido à carga acumulada de montante, apesar da capacidade dos reservatórios em reduzir parte da carga através dos processos de sedimentação, diluição e reações internas.

Observa-se que alguns reservatórios destacam-se pelo maior aporte de cargas. No rio das Antas, sobressaem os reservatórios Muçum, 14 de Julho, Monte Claro, Castro Alves e São Manoel. Nos demais rios, os reservatórios que recebem as maiores contribuições de DBO, nitrogênio, fósforo e coliformes são os das UHEs Pulador no rio Guaporé, Caçador no rio Carreiro e Primavera no rio Turvo.

Carga de poluentes por unidade de volume de reservatório (indicador 3)

Este indicador pode detectar um maior impacto na qualidade da água do que o simples valor absoluto das cargas poluidoras drenadas aos reservatórios. A tabela 8 mostra os dez reservatórios que apresentam a maior relação entre carga de poluição e volume de reservatório.

TABELA 4

Reservatórios que recebem as maiores cargas de DBO

Classificação	Rio	Nome UHE	Carga (t/ano)	Fd	Situação de estratificação
1	Antas	Muçum	11.044	1,0	misturado
2	Guaporé	Pulador	10.580	1,4	misturado
3	Antas	Monte Claro	8.367	5,4	misturado
4	Carreiro	Caçador	7.988	0,2	médio
5	Antas	Castro Alves	5.486	0,2	médio
6	Antas	14 de Julho	5.296	1,5	misturado
7	Carreiro	Linha Emília	4.529	0,7	fraca
8	Turvo	Primavera	4.254	0,1	forte
9	Antas	São Manoel	3.111	0,7	fraca
10	Prata	Ilha	2.693	0,4	fraca

TABELA 5

Reservatórios que recebem as maiores cargas de Nitrogênio

Classificação	Rio	Nome UHE	Carga (t/ano)	Fd	Situação de estratificação
1	Turvo	Primavera	3.263	0,1	forte
2	Carreiro	Caçador	2.061	0,2	média
3	Antas	Muçum	1.839	1,0	misturado
4	Guaporé	Pulador	1.839	1,4	misturado
5	Antas	Passo do Meio	1.602	0,7	fraca
6	Antas	Monte Claro	1.405	5,4	misturado
7	Antas	São Manoel	1397	0,7	fraca
8	Antas	Castro Alves	1.369	0,2	média
9	Antas	São José	1.118	2,5	misturado
10	Antas	14 de Julho	1.093	1,5	misturado

TABELA 6

Reservatórios que recebem as maiores cargas de Fósforo

Classificação	Rio	Nome UHE (Sigla)	Carga (t/ano)	Fd	Situação de estratificação
1	Turvo	Primavera	467	0,1	forte
2	Guaporé	Pulador	361	1,4	misturado
3	Antas	Muçum	356	1,0	misturado
4	Carreiro	Caçador	350	0,2	médio
5	Antas	Monte Claro	276	5,4	misturado
6	Antas	Castro Alves	239	0,2	médio
7	Antas	Passo do Meio	219	0,7	fraco
8	Antas	São Manoel	215	0,7	fraco
9	Antas	14 de julho	208	1,5	misturado
10	Carreiro	Linha Emília	169	0,7	fraca

TABELA 7
Reservatórios que recebem as maiores cargas de coliformes

Classificação	Rio	Nome UHE	Carga (1015 NMP/ano)	Fd	Situação de estratificação
1	Antas	Monte Claro	1.832	5,4	misturado
2	Antas	Muçum	1.052	1,0	misturado
3	Antas	14 de Julho	793	1,5	misturado
4	Carreiro	Caçador	588	0,2	médio
5	Guaporé	Pulador	576	1,4	misturado
6	Antas	Castro Alves	550	0,2	médio
7	Carreiro	Linha Emília	405	0,7	fraco
8	Antas	São Manoel	353	0,7	fraco
9	Guaporé	Arranca Toco	260	2,6	misturado
10	Guaporé	Monte Bérico	204	1,1	misturado

Observa-se que há mudanças importantes em relação à classificação baseada no valor absoluto das cargas contribuintes aos reservatórios (indicador 2). Por exemplo, o reservatório que recebe a maior carga absoluta de DBO (UHE Muçum) não figura entre os dez reservatórios com maior relação DBO/volume. O reservatório com as maiores cargas absolutas de nitrogênio e fósforo (UHE Primavera) situa-se em sétimo e oitavo no indicador 3. Por outro lado, o reservatório da UHE Pulador no rio Guaporé classifica-se entre os primeiros tanto no critério de carga absoluta quanto carga relativa, o mesmo ocorrendo no reservatório da UHE Monte Claro no rio das Antas, para DBO e coliformes. Embora não muito significativo em termos de cargas absolutas, o reservatório da UHE São José no rio das Antas destaca-se na relação carga/volume; o mesmo ocorre em relação aos reservatórios das UHEs São Paulo no rio Carreiro e Arranca Toco no rio Guaporé. Observa-se que quatro dos 30 reservatórios avaliados (UHE Pulador, São Paulo, São José e Arranca Toco) aparecem entre os cinco primeiros em todas as relações carga/volume mostradas na tabela 8.

TABELA 8
Classificação dos reservatórios em função da relação carga/volume

Classificação	DBO / volume (g/m ³ -ano)	N / volume (g/m ³ -ano)	P / volume (g/m ³ -ano)	Coli / volume (10 ⁹ /m ³ -ano)
1	4.600 - Pulador	800 - Pulador	157 - Pulador	300 - Monte Claro
2	1.677 - São Paulo	559 - São José	83 - São José	250 - Pulador
3	1.372 - Monte Claro	384 - Piraquete	59 - São Paulo	153 - Arranca Toco
4	1.306 - Arranca Toco	344 - Arranca Toco	59 - Arranca Toco	141 - São Paulo
5	881 - São José	321 - São Paulo	53 - Piraquete	69 - São José
6	517 - Linha Emília	298 - Matemático	45 - Monte Claro	49 - Linha Emília
7	489 - Boa Fé	240 - Primavera	41 - Matemático	34 - Boa Fé
8	435 - Caçador	230 - Monte Claro	34 - Primavera	34 - Monte Bérico
9	416 - Monte Bérico	153 - Passo do Meio	21 - Passo do Meio	32 - Caçador
10	386 - Piraquete	119 - Monte Bérico	20 - Monte Bérico	27 - 14 de Julho

Cargas admissíveis e perigosas de nitrogênio e fósforo (Indicador 4)

A classificação de Vollenweider estabelece taxas de aplicação permissíveis de nitrogênio e fósforo para que o reservatório mantenha condições oligotróficas. Estas taxas são calculadas em função da profundidade média do reservatório, conforme mostrado na tabela 1. Por exemplo, as taxas admissíveis de nitrogênio e fósforo para o reservatório da UHE Muçum no rio das Antas foram calculadas considerando-se a altura de 26,5 m, prevista para o reservatório. De acordo com a tabela 1, as taxas de aplicação permissíveis de N e P para esta altura são 2,5 e 0,16 g/m².ano. A área do reservatório da UHE Muçum será de 12,8 km². Assim, as cargas admissíveis ao reservatório seriam:

Carga admissível nitrogênio =

$$2,5 \frac{\text{g}}{\text{m}^2 \cdot \text{ano}} \cdot 12,8 \cdot \text{km}^2 \cdot 10^6 \frac{\text{m}^2}{\text{km}^2} \cdot 10^{-6} \frac{\text{t}}{\text{g}} = 32,0 \frac{\text{t}}{\text{ano}}$$

Carga admissível fósforo =

$$0,16 \frac{\text{g}}{\text{m}^2 \cdot \text{ano}} \cdot 12,8 \cdot \text{km}^2 \cdot 10^6 \frac{\text{m}^2}{\text{km}^2} \cdot 10^{-6} \frac{\text{t}}{\text{g}} = 2,05 \frac{\text{t}}{\text{ano}}$$

As cargas admissíveis para os demais reservatórios seguiram o mesmo procedimento. A tabela 9 mostra os reservatórios com as 10 maiores cargas admissíveis de nitrogênio e fósforo.

TABELA 9
Reservatórios com maiores cargas admissíveis de nitrogênio e fósforo

Classificação	Usina Hidrelétrica	Carga admissível (t/ano)	
		Nitrogênio	Fósforo
1	Muçum	32,00	2,05
2	Castro Alves	18,00	1,13
3	14 de Julho	13,68	0,91
4	Caçador	12,52	0,83
5	Pezzi	8,99	0,56
6	São Manoel	7,21	0,45
7	Espigão Preto	5,46	0,34
8	São Marcos	5,06	0,32
9	Serrados Cavalinhos	4,76	0,31
10	Quebrada Funda	4,31	0,28

As tabelas 5 e 6 mostram que as cargas estimadas de nitrogênio e fósforo que aportam ao reservatório da UHE Muçum são de 1.839 t/ano e 356 t/ano, respectivamente. Portanto, as reduções de N e P necessárias para manter o reservatório em estado oligotrófico devem ser:

Redução de nitrogênio =

$$\frac{1.839 \text{ t/ano} - 32,0 \text{ t/ano}}{1.839 \text{ t/ano}} \cdot 100\% = 98,3\%$$

Redução de fósforo =

$$\frac{356 \text{ t/ano} - 2,05 \text{ t/ano}}{356 \text{ t/ano}} \cdot 100\% = 99,4\%$$

Estes cálculos foram realizados para todos os reservatórios planejados, chegando-se a percentuais de remoção de nitrogênio e fósforo superiores a 96% e 98%, respectivamente. Cálculos idênticos foram feitos para determinar cargas que resultem em taxas de aplicação perigosas. Conforme descrito na metodologia, uma taxa de aplicação perigosa tem o potencial de conduzir o reservatório ao estado eutrófico. Para o caso da UHE Muçum, as taxas de aplicação perigosas de N e P são, respectivamente, 5,1 e 0,32 g/m².ano (tabela 1). Para uma área de 12,8 km², as cargas perigosas de N e P seriam 65,3 t/ano e 4,10 t/ano. As reduções necessárias seriam 96,4% e 98,8%, respectivamente para nitrogênio e fósforo. Cálculos realizados para os demais reservatórios indicam necessidade de remoção de nitrogênio entre 92,1% e 99,9% e redução de fósforo entre 97,3 e 100%. A tabela 10 apresenta exemplos das reduções de cargas necessárias para manutenção de condições oligotróficas nos reservatórios.

De acordo com este critério, é grande a probabilidade de haver eutrofização nos reservatórios das usinas projetadas uma vez que as necessidades de redução de cargas são muito altas. A ocorrência de eutrofização fica ainda mais provável quando se considera que as cargas de nitrogênio e fósforo utilizadas são apenas àquelas geradas na área de influência dos reservatórios, não se considerando o transporte de cargas que ocorre dos reservatórios de montante para jusante.

A disponibilidade de nutrientes poderá resultar na produção excessiva e indesejável de algas, cianobactérias e macrófitas aquáticas (FUNASA, 2003). Os efeitos negativos desta situação também deverão ser

sentidos pelos corpos d'água que recebem a drenagem dos rios Taquari-Antas, como o lago Guaíba. Este manancial, fonte de abastecimento de água para a cidade de Porto Alegre (1,4 milhões de habitantes) sofre, com frequência, episódios de floração. Por exemplo, no verão de 2004, o Guaíba teve episódios prolongados de floração de cianobactérias, com repercussão negativa na qualidade da água potável distribuída a população (Zero Hora, 2004).

TABELA 10

Exemplos de reduções de cargas requeridas em reservatórios para manutenção de condições oligotróficas

Usina hidrelétrica	Redução requerida de carga (%)	
	Nitrogênio	Fósforo
Pulador	100,0	100,0
Matemático	99,9	100,0
São José	99,9	100,0
Primavera	99,9	99,9
São Paulo	99,9	100,0
Passo do Meio	99,8	99,9
Monte Claro	99,8	99,9
Arranca Toco	99,8	99,9
Linha Emília	99,7	99,9
Cotiporã	99,7	99,9

Relação entre potência gerada e potencial de eutrofização (Indicador 5)

As tabelas 11 e 12 mostram os dez aproveitamentos hidrelétricos mais favoráveis e os dez mais desfavoráveis com relação a razão entre potência gerada e potencial de eutrofização. Observa-se que há uma tendência de que os aproveitamentos com maior potência sejam mais favoráveis em relação aos de menor potência. Contudo, esta não é uma regra geral. Por exemplo, a hidrelétrica de Monte Claro no rio das Antas possui a maior potência entre todas as hidrelétricas (130 MW) mas classifica-se em 14º lugar neste indicador. A figura 3 mostra o gráfico relacionando potência e razão entre cargas potenciais e admissíveis.

TABELA 11
Hidrelétricas mais favoráveis na razão entre potência e potencial de eutrofização

Usina hidrelétrica	Potência gerada (MW)	Potencial de eutrofização	Potência gerada / Potencial de eutrofização
Muçum	112,0	175,0	0,64
Castro Alves	120,0	212,0	0,57
Serra dos Cavalinhos	45,0	88,9	0,51
14 de Julho	98,0	225,0	0,43
Jararaca	41,0	120,0	0,34
Monte Cucco	19,7	75,0	0,26
São Marcos	57,0	264,3	0,22
Pezzi	15,6	88,9	0,18
Espigão Preto	34,0	193,8	0,18
São Manoel	51,0	476,5	0,11

TABELA 12

Hidrelétricas menos favoráveis na razão entre potência e potencial de eutrofização

Usina hidrelétrica	Potência gerada (MW)	Potencial de eutrofização	Potência gerada / Potencial de eutrofização
Matemático	3,0	3.161,5	0,0009
Pulador	6,3	6.216,7	0,0010
Arranca Toco	1,6	1.269,2	0,0013
São Paulo	8,4	2.190,0	0,0038
Boa-Fé	9,3	692,3	0,0134
Linha Emília	14,3	1.007,1	0,0142
Monte Bérico	13,9	892,3	0,0156
Cotiporã	12,7	740,0	0,0172
Primavera	36,0	1.833,3	0,0196
Quebrada Funda	12,0	500,0	0,0240

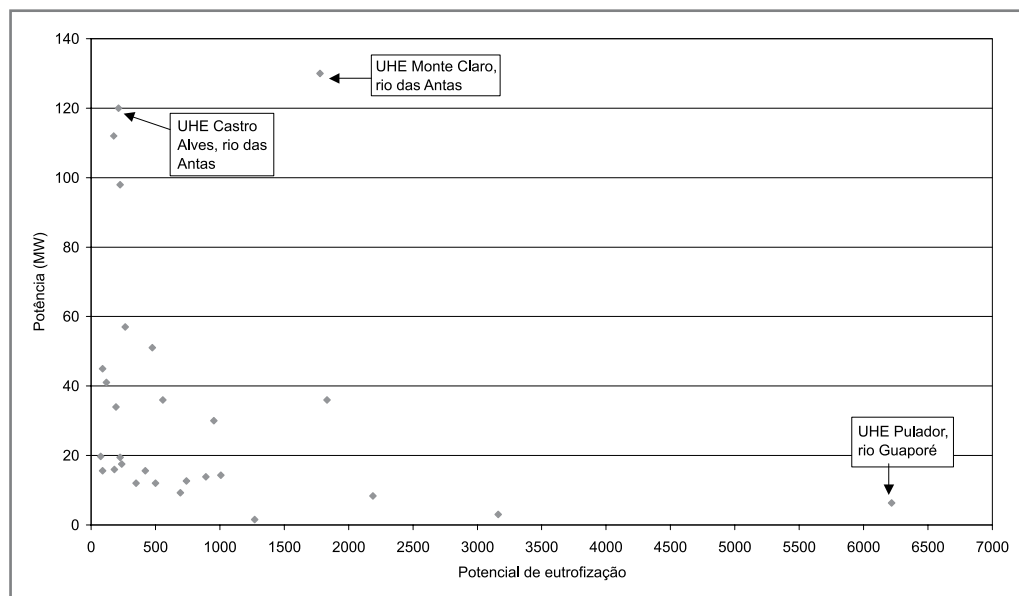


Figura 3. Potência gerada versus potencial de eutrofização nos reservatórios projetados na bacia dos rios Taquari-Antas

CONCLUSÕES

Este estudo utilizou cinco indicadores para fazer uma avaliação inicial dos empreendimentos mais e menos favoráveis em uma bacia hidrográfica onde se planeja a construção de um número significativo de usinas hidrelétricas de pequeno e médio porte.

Em relação à estratificação térmica, observou-se que, para as condições de vazões médias, haverá tendência forte de estratificação apenas no reservatório da UHE Primavera, e tendência média de estratificação em três outros reservatórios. O quadro altera-se quando são consideradas vazões de estiagem. Nestas condições, há possibilidade de estratificação média ou forte para vários reservatórios.

As taxas de aplicação superficiais de nutrientes sugerem o desenvolvimento de condições eutróficas em todos os reservatórios, uma vez que remoções de nitrogênio e fósforo superiores a 96% e 98%, respectivamente, teriam que ocorrer para atingirem-se níveis de aplicação permissíveis. Os impactos negativos desta disponibilidade de nutrientes deve

ocorrer não somente nos reservatórios do Taquari-Antas, mas também nos corpos d'água de jusante, como o lago Guaíba.

A relação entre potência gerada e potencial de eutrofização permitiu determinar os aproveitamentos hidrelétricos mais favoráveis e desfavoráveis do ponto de vista de geração de eletricidade e impacto na qualidade da água. Destacam-se as UHEs Muçum e Matemático no rio das Antas como os aproveitamentos mais favorável e desfavorável, respectivamente.

De um modo geral, três reservatórios destacam-se com relação aos indicadores utilizados. A UHE Pulador, situada no rio Guaporé, possui o reservatório colocado em primeiro lugar em termos de aporte de cargas de DBO, nitrogênio e fósforo por unidade de volume, e segundo em coliformes fecais. É, também, o segundo reservatório mais desfavorável na relação entre potência gerada e potencial de eutrofização. O reservatório da UHE Monte Claro, no rio das Antas, recebe as maiores cargas absoluta e relativa de coliformes fecais e situa-se em 14º lugar no critério da potência e potencial de eutrofização.

O reservatório da UHE Primavera, localizado no rio Turvo apresenta tendência forte de estratificação térmica, além de receber as maiores cargas absolutas de nitrogênio e fósforo. As cargas de nutrientes a estes três reservatórios devem sofrer remoções superiores a 99,8% para que sejam mantidas condições seguras com relação a eutrofização.

Deve-se considerar que a análise de cargas não foi cumulativa, mas realizada individualmente, por reservatórios. Na análise em que se considere o transporte das cargas dos reservatórios de montante para jusante, ocorrem processos que causam incremento e decréscimo aos valores das cargas. Estes processos incluem mecanismos de transporte (advecção, difusão e dispersão), mudança de fase (sedimentação, volatilização) e transformação (reações químicas e bioquímicas). Também as contribuições resultantes da decomposição da vegetação nas áreas de inundação dos reservatórios não foram consideradas nesta avaliação preliminar.

As limitações desta análise não invalidam a definição dos locais críticos e mesmo as condições desfavoráveis da implementação de alguns reservatórios. Entretanto, recomenda-se uma avaliação integrada de toda a bacia através de simulação hidrológica, o que permitirá uma análise mais elaborada do que a apresentada neste artigo. A simulação deve contemplar o cenário com todos os reservatórios previstos.

Tendo em vista o elevado risco de eutrofização das águas nos reservatórios dos rios Taquari-Antas, sugere-se a adoção de programas para redução das cargas de nutrientes que irão aportar a eles. Estes programas devem incluir o controle de erosão do solo, a remoção de nitrogênio e fósforo de esgotos domésticos, industriais e de criação intensiva de animais em estações de tratamento, o adequado manejo da drenagem urbana e águas de escoamento agrícola. Sugere-se ainda a implementação de programas para a restauração da vegetação ciliar das margens dos arroios formadores dos rios Taquari-Antas.

Referências

- ALLAN, J. D. 1995. **Stream ecology**: structure and function of running waters. London: Chapman & Hall. 674p.
- COMPANHIA ESTADUAL DE ENERGIA ELÉTRICA – CEEE. 1993. **Inventário hidrelétrico da bacia do Taquari-Antas**: relatório final. Porto Alegre: Magna Eng./CEEE. 4 tomos.
- ELETOBRÁS. 1986. **Manual de estudos de efeitos ambientais dos sistemas elétricos**. Brasília. Disponível em: <http://www.eletobras.gov.br/downloads>
- FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE L. ROESSLER- FEPAM 2001. **Diagnóstico ambiental da bacia do Taquari-Antas, RS**. Disponível em: <http://www.fepam-rs.gov.br/biblioteca.asp>
- FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE. 2003. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano e na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Brasília; Funasa. 56p.
- GLEICK, P. H. 1998. **The world's water**: the biennial report on freshwater resources. Covelo, CA: Island Press. 319p.
- LEITE, Enio Henriques. 1999. **Qualidade das águas da bacia hidrográfica do rio Taquari**. Porto Alegre: FEPAM. 43p.
- QUE** há com a água de Porto Alegre. **ZERO HORA**. Porto Alegre, 25 abr. 2004. Caderno Ambiente, p.1, 6-7.
- SCHOOR, J. 1996. **Environmental Modeling**: fate and transport of pollutants in water, air, and soil. New York: Wiley. 682p.
- TUCCI, C. E. M. 1998a. Reservoir water quality simulation in Amazon region: preliminary analysis. In: BRAGA, B.; FERNANDEZ-JAUREGUI, C. (eds). **Water management of Amazon basin**. Montevideo: 288p. ABRH/UNESCO, p.135-147.
- TUCCI, C. E. M. 1998b. **Modelos hidrológicos**. Porto Alegre: Editora da Universidade UFRGS/ABRH. 678p.
- WORLD COMMISSION on DAMS. **Dams and development**: a new framework for decision making. 2000. London: World Commission on Dams. 1 CD-Rom.

Antônio D. Benetti Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. benetti@iph.ufrgs.br

Carlos E. M. Tucci Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. tucci@iph.ufrgs.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 portugueses) 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:

ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos
Av. Bento Gonçalves, 9500 – IPH/UFRGS
Caixa Postal 15029 -
CEP 91501-970 – Porto Alegre, RS, Brasil
E-mail: rega@abrh.org.br

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 impresas. 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:

ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos
Av. Bento Gonçalves, 9500 – IPH/UFRGS
Caixa Postal 15029 -
CEP 91501-970 – Porto Alegre, RS, Brasil
E-mail: rega@abrh.org.br

Fotolitos e impressão:

Editora Evangraf

Rua Waldomiro Schapke, 77 - Porto Alegre, RS

Fone (51) 3336-0422 e 3336-2466

evangraf@terra.com.br