

ISSN 1806-4051
Vol. 10 - no. 1 - (jan./jun. 2013)

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
Joel Avruch Goldenfum, IPH, UFRGS, Brasil
Walter Collischonn, IPH, UFRGS, Brasil

EDITORES ASSOCIADOS

Adalberto Meller	Fernando Cavalcante	Luciano Meneses C. da Silva
Ademir Paceli Barbassa	Fernando Dornelles	Luiz Olinto Monteggia
Adilson Pinheiro	Fernando Meirelles	Luiz Silvio Scartazzini
Adriano Fontainhas Bandeira	Francisco Assis de Souza Filho	Márcia Maria Rios Ribeiro
Adriano Rolim da Paz	Francisco Bragança de Souza	Márcio B. Baptista
Alex Santana	Francisco Forgiarini	Marcos Imério Leão
Adolfo Villanueva	Geraldo Lopes da Silveira	Maria do Carmo Gastaldini
André Raimundo Pante	Gino Gehling	Maria Lucia Silva
Antonio Domingues Benetti	Giuliano Marcon	Marllus Gustavo Passos das Neves
Armando Bertranou	Glauco Kimura de Freitas	Masato Kobiyama
Armando Pires	Ingrid Illich Muller	Mauro Naghettini
Arno Krezinger	Jaime Cabral	Miriam Moro Mine
Carlos Ruberto Fragozo Junior	Janine F. Haase	Mônica Porto
Celmar Correa de Oliveira	Joana d'Arc Medeiros	Nídio Barni
Christopher Freire Souza	João Batista Dias de Paiva	Olavo Pedrollo
Cleuda Freire	Joel Avruch Goldenfum	Paulo Rógenes
Cristiano Poletto	José Antonio Louzada	Pierre Chevallier
Cristóvão Scapulatempo Fernandes	José Carlos Mierzwa	Rafael Cabral Cruz
Daniela Costa Bemfica	José Luiz Attayde	Rafael Souza
Dante Gama Larentis	José Luiz Flores Machado	Rosane Cavalcante
Débora Missio	Jorge Victor Pilar	Rutinéia Tassi
Diego Polacchinni Carrillo	Juliano Gimenez	Teodorico Alves Sobrinho
Dieter Wartchow	Julio Gomes	Tiago Finkler Ferreira
Diogo Costa Buarque	Juan Carlos Bertoni	Tirzah Moreira de Melo
Eduardo Lucena Amorim	Juan Martin Bravo	Wilson Cabral de Souza Junior
Eduardo Von Sperling	Jussara Cabral Cruz	Yvonilde Dantas P. Medeiros
Eliete Regina Bertazzo Canterle	Lafayette Dantas da Luz	Zuleica Souza dos Santos
Eudimar Nascimento de Carvalho	Lauro Beltrão	
Fernán Vergara	Lucia Helena Ribeiro Rodrigues	

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 / Associação Brasileira de Recursos Hídricos. – Vol. 10,
no. 1 (jan./jun. 2013) –
Porto Alegre - ABRH/Brasil, 2009 –
v.

Semestral
ISSN 1806-4051

1. Recursos hídricos. I. Associação Brasileira de Recursos Hídricos.

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.



Regga

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

Vol.10 - N.1 - Jan./Jun. 2013

Análise do gerenciamento
dos recursos hídricos de Mato Grosso do Sul / **5**
*Larissa Fernanda Rosa de Almeida,
Synara Aparecida Olendzki Broch,
Celina Aparecida Dias e Teodorico Alves Sobrinho*

Estrutura legal da gestão das águas
no Estado do Rio Grande do Norte / **17**
*Marcus Vinicius Sousa Rodrigues
e Marisete Dantas de Aquino*

Risco de eutrofização em reservatórios
de regiões semiáridas com uso
da teoria dos conjuntos difusos / **29**
*Juliana Alencar Firmo de Araújo,
Raquel Jucá de Moraes Sales,
e Raimundo Oliveira de Souza*

Avaliação do estado tráfego
de um lago urbano raso / **41**
*Carla Cristina Bem, Maria Cristina Borba Braga
e Júlio César Rodrigues de Azevedo*

Metodologia multicriterial
para orientação de processos decisórios
relativos a intervenções em cursos
de água em áreas urbanas / **51**
*Adriana Sales Cardoso
e Márcio Benedito Baptista*

Análise de risco em rios, sujeito a lançamento
de efluentes, através da aplicação da Teoria Fuzzy / **69**
*Patrícia Freire Chagas, Raquel Jucá de Moraes Sales,
Vanessa Ueta Gomes, Arthur Mattos,
e Raimundo Oliveira de Souza*

Análise do gerenciamento dos recursos hídricos de Mato Grosso do Sul

Larissa Fernanda Rosa de Almeida, Synara Aparecida Olendzki Broch,
Celina Aparecida Dias, Teodorico Alves Sobrinho

RESUMO: Desde a divisão do Estado de Mato Grosso do Sul a preocupação em relação a gestão da água se faz presente. Neste trabalho são analisados os atores que compõem o Sistema Estadual de Recursos Hídricos de Mato Grosso do Sul. O estudo apresenta uma visão crítica dos aspectos legais relacionados ao tema e das mudanças institucionais ocorridas no âmbito do Órgão de Meio Ambiente do Estado, com o objetivo de elucidar a estrutura organizacional e pontuar os avanços na implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos no Estado de MS. *É constatado que o gerenciamento da água no Mato Grosso do Sul está em processo de desenvolvimento, a estrutura institucional e legal existente necessita avanços, fortalecimento e adequações quanto às competências dos Órgãos públicos estaduais vinculados à gestão hídrica. A legislação de recursos hídricos de Mato Grosso do Sul é contrária em alguns aspectos à Lei Federal nº 9.433/97, pois isenta da cobrança pelo uso da água os setores da agropecuária e da agroindústria. O processo de regulamentação e implantação dos instrumentos da Política Estadual de Recursos Hídricos necessita de um período de internalização na sociedade, classe política e capacitação técnica.*

PALAVRAS-CHAVE: Lei das águas, Políticas públicas, gestão de recursos hídricos.

ABSTRACT: Since the division of the State of Mato Grosso do Sul was the concern about water management. This work looks at the components of the Water Resources State System in Mato Grosso do Sul. This study presents a critical approach to the legal aspects related to the subject and institutional changes within the State Environmental Authority, in order to point out the organizational structure and the progress in implementing the management tools. Summarizing, the water management in Mato Grosso do Sul is under development as the existing organizational and institutional structures need advances and empowerment and the role of public departments related to water issues needs to be reviewed and explained. Besides, the state water resources legislation is, somehow, against to the Federal Law 9.433/97, as it excuse the agricultural sectors from charges related to the water use. The regulatory framework creation and implementation of the Water Resources State Policy requires sometime to be spread among the society, the politicians and the technical training.

KEYWORDS: Water Law, public policy, water resources management.

INTRODUÇÃO

As políticas públicas de controle ambiental vêm sendo implantadas ao longo das últimas décadas e, em relação aos recursos hídricos, o uso eficiente desse bem é um tema de importância estratégica no cenário mundial. Nesse contexto, o Brasil catalisa esforços para a construção do suporte político-institucional e jurídico-legal à gestão dos recursos hídricos no país.

As medidas mitigadoras da degradação dos mananciais que alguns países adotam são diversificadas, principalmente, frente às distintas realidades em que estão inseridos. Cada situação apresenta suas próprias complexidades a serem avaliadas.

O modelo francês de gestão de recursos hídricos é a principal referência para a legislação brasileira de gerenciamento de recursos hídricos. No Brasil, a Lei Federal nº 9.433/97 (Brasil, 1997), que instituiu a Política e o Sistema Nacional Gerenciamento de Recursos Hídricos, referenciada também como Lei das Águas, apresenta importância para a construção do desenvolvimento sustentável no país.

Um dos últimos Estados brasileiros a sancionar sua Lei Estadual de Recursos Hídricos foi Mato Grosso do Sul (MS), que seguiu os moldes da Lei nº 9.433/97. O sistema de gerenciamento hídrico estabelecido em ambas as Leis apresentam instrumentos inovadores, introduzem mecanismos da democracia participativa

e contemplam a percepção da água como recurso finito dotado de valor econômico.

O Plano Estadual de Recursos Hídricos de Mato Grosso do Sul (PERH-MS), aprovado em 2009, é instrumento utilizado para subsidiar a tomada de decisão e direcionar o gerenciamento da questão hídrica no Estado, contudo muitos são os desafios para a aplicação dos mecanismos de gestão. Algumas peculiaridades da legislação de Mato Grosso do Sul que remetem à isenção da cobrança pelo uso da água pelo setor agropecuário e agroindustrial, as mudanças institucionais ocorridas no âmbito do Órgão Estadual de Recursos Hídricos e a falta de clareza nas competências entre o órgão gestor e o executor da Política de Recursos Hídricos no Estado caracterizam e resultam dificuldades para a implementação e operação do Sistema Estadual de Recursos Hídricos de MS.

Apesar do processo inicializado, a Política e o Sistema Estadual de Recursos Hídricos de Mato Grosso do Sul apresentam fragilidades, tanto legal como institucional. Deste modo o objetivo deste trabalho foi abordar o cenário geral da gestão de Recursos Hídricos no Estado de Mato Grosso do Sul, ao descrever a composição organizacional estabelecida por sua Política Estadual de Recursos Hídricos, a atuação de seus elementos e atores, e apontar os avanços à implementação dos instrumentos de gestão no Estado.

METODOLOGIA

A análise realizada foi construída com base na coleta de dados e informações disponibilizadas pelo Instituto de Meio ambiente do Estado de MS (IMA-SUL), em reuniões do Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Miranda e na experiência profissional dos autores. O levantamento bibliográfico e a pesquisa sobre a legislação ambiental e de recursos hídricos do Estado de MS referenciou as discussões em torno do processo evolutivo da implantação do Sistema e dos instrumentos de gestão de recursos hídricos de Mato Grosso do Sul, enfatizando os dispositivos sobre a cobrança pelo uso da água, considerando os termos legais da Constituição da República Federativa do Brasil de 1988 e da Lei Federal nº 9.433 de 1997 que estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos.

CARACTERÍSTICAS GERAIS DO ESTADO

Dos Estados brasileiros, Mato Grosso do Sul ocupa a 6ª posição em extensão territorial ao constituir 4,19% da área total do Brasil e 22,23% da área do

Centro-Oeste. O Estado compunha a parte meridional de Mato Grosso, do qual foi desmembrado por Lei Complementar de 11 de outubro de 1977 e instalado em 1 de janeiro de 1979 (Mato Grosso do Sul, 2010a).

O território sul-mato-grossense tem área total de 357.145,836 Km² e está dividido em setenta e oito municípios, com uma população estimada, em 2010, de aproximadamente 2,45 milhões de habitantes (IBGE, 2011). Faz divisa político-administrativa com os Estados de Mato Grosso, Goiás, Minas Gerais, São Paulo e Paraná e defronta-se com a República do Paraguai que, junto à Bolívia, define a linha fronteira ocidental brasileira.

O Estado compreende a maior parcela do território das bacias dos rios Paraná e Paraguai na Região Centro-Oeste. Na Bacia Hidrográfica do Paraguai está inserido o Pantanal Sul-Mato-Grossense num território, que corresponde a aproximadamente 25% da área total do Estado, considerado a maior planície inundável do mundo. Por sua importância ecológica foi declarado Patrimônio Nacional pela Constituição Federal de 1988, e Patrimônio Natural da Humanidade e Reserva da Biosfera, pela UNESCO, em 2000, pois constitui um dos mais originais ecossistemas do Planeta (Mato Grosso do Sul, 2010a) ao apresentar grande diversidade biológica e um regime hidrológico delicado. Dentre os sítios inscritos na Lista Ramsar de Áreas Úmidas de Importância Internacional, a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) “Fazenda Rio Negro”, com coordenadas 19°33'S 056°13'W, está inserida no território de MS e abrange parte do Pantanal da Nhecolândia (Ramsar, 2012).

O território de Mato Grosso do Sul envolve as bacias sedimentares do Paraná e do Pantanal, depositadas em embasamento cristalino composto de rochas metamórficas e ígneas. A Bacia do Paraná ocupa aproximadamente 65% da área do Estado, enquanto a Bacia do Pantanal abrange 27% e o embasamento cristalino apenas 8%. Os Latossolos são os de maior ocorrência na classificação dos solos do Estado (Mato Grosso do Sul, 2010b).

As atividades agropecuárias e das agroindústrias compõem os principais setores que impulsionam o desenvolvimento da economia de MS (Mato Grosso do Sul, 2010a). O Estado é considerado um dos maiores produtores de gado e de soja do Brasil e enfrenta situações novas, como o crescimento do setor sucroalcooleiro e da indústria de celulose, que possuem relações profundas com a questão hídrica. Conta com uma Política Estadual de Recursos Hídricos

dricos e um sistema institucional de gerenciamento de recursos hídricos em processo de implantação.

Aspectos Hidrográficos

O Conselho Nacional de Recursos Hídricos, por meio da Resolução nº 32, de 25 de junho de 2003, divide o Brasil em 12 Regiões Hidrográficas. Destas, duas configuram-se no território de Mato Grosso do Sul: a Região Hidrográfica do Paraguai e a Região Hidrográfica do Rio Paraná, conforme descritas no Plano Estadual de Recursos Hídricos (Figura 1).

A Região Hidrográfica do Paraguai, concentrada no oeste de Mato Grosso do Sul, representa 52,54% da área total do Estado. Compreende o Pantanal, um santuário ecológico mundial, e contém as seguintes sub-bacias: Taquari, Miranda, Negro, Apa, Correntes e Nabileque.

Na porção leste do Estado situa-se a Região Hidrográfica do Paraná que ocupa a área de 169.5 mil km², ou seja, aproximadamente 47,46% da área de Mato Grosso do Sul. A bacia do Paraná compreende a região mais urbanizada e que concentra o maior desenvolvimento econômico do Estado. Os recursos hídricos são utilizados para a geração de energia

elétrica, nas atividades agrícolas, de pesca, turismo e industriais. A bacia do Paraná é compartilhada com mais seis Estados brasileiros. Nesta Região são encontradas as sub-bacias dos rios: Aporé, Sucuriú, Santana, Quitéria, Verde, Pardo, Ivinhema, Amambai e Iguatemi.

Além da extensa malha hídrica superficial, Mato Grosso do Sul dispõe de oito unidades aquíferas, sendo elas: Aquífero Cenozóico; Bauru; Serra Geral; Guarani; Aquidauana-Ponta Grossa; Furnas; Pré-cambriano Calcários; Pré-cambriano. Os aquíferos porosos são definidos pelos grupos de rochas sedimentares, e as rochas ígneas-metamórficas constituem os aquíferos fraturados ou de fissuras (Mato Grosso do Sul, 2010b).

O Aquífero Guarani, considerado a principal reserva subterrânea de água doce da América do Sul, é importante manancial de abastecimento do Estado. Esse aquífero estende-se pelo Paraguai, Uruguai e Argentina e no território brasileiro, pelos Estados de Goiás, Minas Gerais, São Paulo, Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul e Mato Grosso do Sul, o último detém a maior área brasileira do Aquífero Guarani (Mato Grosso do Sul, 2010a).

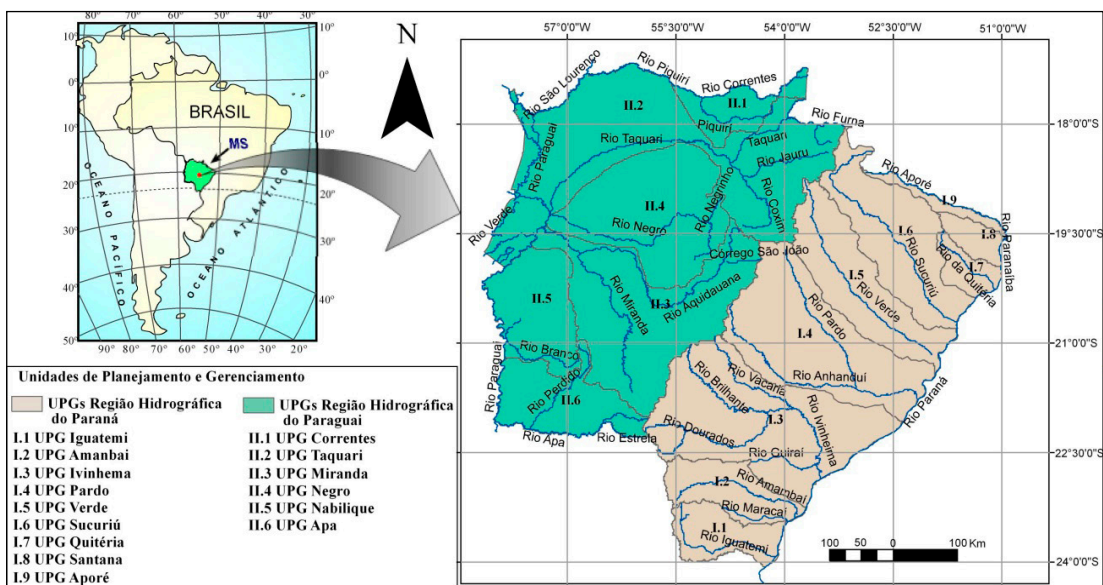


Figura 1. Representação das Unidades de Planejamento e Gerenciamento de MS (UPGs) e dos rios monitorados nas Bacias Hidrográficas do Rio Paraná e Paraguai inseridas no território de Mato Grosso do Sul.

A disponibilidade hídrica privilegiada de Mato Grosso do Sul permite os diversos usos da água, incluindo a navegação. A Hidrovia Paraguai-Paraná é o complexo hidroviário navegável de grande extensão e importância para a integração política, social e econômica dos países da América do Sul. A hidrovia abrange da cidade de Cáceres, no estado de Mato Grosso, até Nova Palmira, no Uruguai, com 3.442 km de extensão, com a participação do Mato Grosso do Sul em 787 km (AHIPAR, 2011).

ASPECTOS LEGAIS E INSTITUCIONAIS DA GESTÃO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS

Os debates, iniciados em 1998, para instituir a Política de Recursos Hídricos de MS. Após audiências públicas, consultoria especializada e discussões na Assembleia Legislativa, a Política Estadual de Recursos Hídricos foi sancionada pela Lei Estadual nº. 2.406, em 29 de janeiro de 2002.

O princípio da Supremacia da Constituição Federal (CF) de 1988 vigora no Brasil, desta forma, nenhuma lei pode ir contra as disposições constitucionais. Considerando a escala de prioridades das normas constitucionais em relação as infraconstitucionais, em sequencia, as infralegais, é verificada a hierarquia existente entre os grupos, todavia, a CF confere campo de atuação específico e restrito entre os instrumentos legais que compõem o mesmo grupo. (Moraes, 2005).

O sistema de repartição de competência legislativa entre os entes federativos é norteado pelo princípio da predominância do interesse, o qual confere à União as questões de interesse geral e nacional, aos Estados tratar as matérias do interesse regional e aos Municípios os temas locais. Todavia, apesar da predominância, não há exclusividade do interesse. Nesse sentido, a estrutura da legislação estadual é semelhante a Lei Federal de Recursos Hídricos quanto às finalidades, às diretrizes e aos instrumentos propostos. Contudo, apresenta algumas particularidades apontadas como inconstitucionais por Raslam (2008), extrapolando os limites jurídicos Estaduais fixados pela Constituição Federal (art. 24, §2º).

Segundo Zago (2007) os dispositivos que isentam o setor rural da cobrança pelo uso dos recursos hídricos estão em desacordo com a legislação federal, que prevê a referida cobrança como instrumento da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/97, Art. 5º, inciso IV) e atribui aos Comitês de Bacia Hidrográfica a função de definir mecanismos

e valores da cobrança e isenções da obrigatoriedade de outorga (Lei nº 9.433/97, Art. 38, inciso V e VI), e, conseqüentemente, os usos sujeitos ao pagamento pelos recursos hídricos (art. 20).

O Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SIEGRH) é composto por várias organizações em um conjunto de instâncias de deliberação. O Conselho Estadual de Recursos Hídricos é o colegiado consultivo e deliberativo superior, a Secretaria de Meio Ambiente, das Cidades, do Planejamento, da Ciência e Tecnologia (SEMACE) é o órgão de administração pública responsável pela gestão de recursos hídricos, o Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul (IMASUL) é o órgão executor da política, os Comitês das Bacias Hidrográficas são colegiados deliberativos a serem estabelecidos em cada bacia e as Agências de Água devem atuar como secretaria executiva das decisões dos colegiados regionais.

Dentre os instrumentos de gestão, o Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH-MS) aponta as diretrizes estratégicas que fundamentam e norteiam a prática da Política Estadual de Recursos Hídricos e a implementação do SIEGRH, propondo programas e subprogramas a serem desenvolvidos no horizonte de 2009-2025.

Histórico do Órgão Gestor dos Recursos Hídricos de Mato Grosso do Sul

Em 1979, no período em que foram instaladas diversas instituições públicas para a efetiva implantação do Estado de Mato Grosso do Sul, foi criado o Instituto de Preservação e Controle Ambiental (INAMB), que tinha o propósito de coibir a caça ilegal e a pesca indiscriminada. Ao longo de sua existência, sofreu uma série de mudanças institucionais de caráter político e econômico.

O órgão gestor de recursos hídricos de MS teve sua origem no INAMB. O Quadro 1 apresenta, resumidamente, o histórico do órgão gestor e executor da Política Estadual de Recursos Hídricos de MS no intuito de apresentar a situação administrativa e operacional do órgão gestor (SEMACE) e o órgão executor (IMASUL) da PERH-MS.

Desde a criação do Estado de Mato Grosso do Sul, o órgão gestor da Política Estadual de Meio Ambiente e, a partir de 2003, também da Política Estadual de Recursos Hídricos apresentou inúmeras denominações e atribuições. No âmbito da SEMACE, o IMASUL operacionaliza as políticas ambientais e de recursos hídricos. No entanto, as diversas alterações

QUADRO 1

Evolução dos Órgãos envolvidos na gestão e execução da Política Estadual de Recursos Hídricos de MS.

Legislação estadual MS	Órgãos	Observações
Decreto-Lei Federal nº 09 de 1979	Cria Instituto de Preservação e Controle Ambiental (INAMB).	INAMB é entidade autárquica vinculada a Secretaria de Estado e Desenvolvimento Econômico.
Decreto nº 23 de 1979	Estabelece competências do INAMB.	Compete ao INAMB (Art.3º,III): “exercer atividades de vigilância, fiscalização e proteção à natureza, compreendendo como tal a fauna e flora, terrestre e aquática, bem como os recursos hídricos e o solo.”
Lei nº 218 de 1981	Cria Secretaria Especial de Meio Ambiente (SEMA).	A Secretaria de Estado e Desenvolvimento Econômico é extinta e é criado o Conselho Estadual de Controle Ambiental (CECA).
Lei nº 1.140 de 1991	Atribui novas competências à Secretaria Especial de Meio Ambiente (SEMA).	Compete à SEMA o planejamento, fiscalização, execução e orientação normativa das ações ambientais do Estado
Lei nº 1.463 e 1.465 de 1993	Cria a Fundação Terceiro Milênio - Pantanal e a Fundação Terceiro Milênio Natureza – Viva.	A Fundação Terceiro Milênio - Pantanal é órgão vinculado a SEMA enquanto a Terceiro Milênio Natureza - Viva à Governadoria do Estado de MS.
Lei nº 1.654 de 1996	Cria a Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável SEMADES.	A SEMADES abrange as competências ambientais e das Secretarias de Estado de Agricultura e Pecuária, de Indústria, Comércio e Turismo.
Lei nº 1.829 de 1998	Dispõe sobre a criação e estruturação da Fundação Estadual de Meio Ambiente - Pantanal (FEMA-P).	A FEMA-P é resultado da fusão das Fundações Terceiro Milênio - Pantanal e Natureza - Viva, como função de executar a Política de Meio Ambiente no Estado.
Lei nº 1.940 de 1999	Cria a Secretaria de Meio Ambiente do Estado de (SEMA).	Extingue a SEMADES e continua com a FEMA-P na sua estrutura organizacional.
Lei nº 2.152 de 2000	Cria a Secretaria de Meio Ambiente, Cultura e Turismo (SEMACT).	A SEMACT incorpora as competências estabelecidas pelas Políticas de Cultura e Turismo do Estado de MS.
Lei nº 2.268 de 2002	FEMA-P recebe denominação: Instituto de Meio Ambiente Pantanal (IMAP).	O IMAP se transforma em autarquia.
Lei nº 2.268 de 2002	SEMACT volta a ser Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA).	Compete a SEMA a promoção de convênios visando à preservação do meio ambiente e o desenvolvimento sustentável.
Lei nº 2.723 de 2003	SEMA passa a ser a Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos.	É atribuída ao órgão a responsabilidade pela implementação da Política Estadual de Recursos Hídricos.
Lei nº 3.345 de 2006.	Cria a Secretaria de Estado de Meio Ambiente, das Cidades, do Planejamento, da Ciência e Tecnologia (SEMAC) e o Instituto de Meio Ambiente de MS (IMASUL).	A denominação do IMAP foi alterada para IMASUL, assim como a Secretaria de Meio ambiente passa a ser denominada SEMAC alterando suas respectivas competências.
Lei nº 3.682 de 2009	A SEMAC é reestruturada: Secretaria de Estado de Meio Ambiente, do Planejamento, da Ciência e Tecnologia.	O IMASUL apresenta competências confusas em relação às competências da SEMAC, o órgão gestor de recursos hídricos.

Fonte: Consulta a Legislação Estadual de MS (IMASUL, 2011).

institucionais de caráter político e econômico e as modificações do órgão estadual gestor da política estadual de recursos hídricos contribuíram para a fragilidade e o enfraquecimento institucional.

Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul

Entre as unidades da estrutura da SEMAC, o IMASUL é o órgão executor das políticas ambientais e de recursos hídricos. Trata-se de entidade de Administração Indireta Supervisionada, com natureza autárquica, dotada de personalidade jurídica de direito público, patrimônio próprio e autonomia administrativa e operacional.

De acordo com Decreto nº 12.725, de 10 de março de 2009, compete ao IMASUL: dar condições efetivas para o funcionamento da Secretaria-Executiva do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH); implementar a Política Estadual de Recursos Hídricos e propor normas de estabelecimento de padrões de qualidade das águas; gerir e implementar os instrumentos da Política Estadual de Recursos Hídricos e propor normas a ela pertinentes; formular, coordenar, orientar e supervisionar a execução das políticas e das diretrizes governamentais fixadas para os recursos hídricos e realizar a fiscalização das atividades poluidoras.

De acordo com o normativo vigente que estabelece a atual estrutura do IMASUL, a Gerência de Recursos Hídricos (GRH), inserida no que compõe a Diretoria de Licenciamento do IMASUL, tem a competência de executar programas, projetos e ações à gestão e consolidação da Política Estadual de Recursos Hídricos, de seus instrumentos e o monitoramento de quantidade e qualidade das águas de domínio do Estado, promovendo ações para autorização de uso das águas e para reserva de disponibilidade hídrica.

A SEMAC, segundo o Decreto nº 12.460 de 2007, tem como competência promover a implantação dos instrumentos da Política Estadual de Recursos Hídricos, propor diretrizes para a implementação da Política Estadual de Recursos Hídricos, propor normas de estabelecimento de padrões da qualidade das águas e, coordenar a implantação dos planos, programas e projetos de recursos hídricos implantados e executados pelo Estado de MS, e apoiar a criação e manutenção de comitês de bacias hidrográficas.

Assim sendo, a legislação estadual pertinente a gestão de recursos hídricos no Mato Grosso do Sul encontra-se confusa. Conforme os dados coletados, a SEMAC executa suas competências como órgão gestor

da Política Estadual de Recursos hídricos, e o IMASUL exerce funções de órgão executor desta Política. Diante disso, não caberia ao IMASUL a coordenação e a gerência do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos, uma vez que este Instituto, normativamente, não faz parte desse Sistema.

Há uma sobreposição de competências dos órgãos públicos estaduais, a legislação não é clara e concisa ao estabelecer os papéis de cada entidade, para que estas possam atuar de forma precisa evitando assim os conflitos de funções.

A ausência de harmonia entre os agentes governamentais e a instabilidade dos arranjos institucionais não é uma característica somente de Mato Grosso do Sul. Borba e Porto (2010) evidenciam estes entraves também para a implantação da Lei Paulista das Águas, sinalizando ainda como dificuldade para efetivação da Política de Recursos Hídricos a excessiva burocracia brasileira.

Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Mato Grosso do Sul

O Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH) foi regulamentado pelo Decreto nº 11.621 de 1º de junho de 2004 e reorganizado pelo Decreto nº 12.366, de 5 de julho de 2007, assegura a participação paritária dos diversos segmentos da sociedade no Estado, sendo composto em 33% de membros do Poder Público, 33% das organizações civis dos recursos hídricos e 34% dos usuários dos recursos hídricos (Mato Grosso do Sul, 2010b).

No âmbito dos usuários, estão garantidas as representações da agricultura familiar, da prestação de serviço público de abastecimento de água e de esgotamento sanitário, de geração hidrelétrica, do setor hidroviário, da indústria, da pesca e aqüicultura, da agropecuária, do comércio, do turismo, do esporte e lazer.

Comitê de Bacia Hidrográfica

De acordo com a Lei Estadual nº. 2.406/2002 compete aos Comitês de Bacias Hidrográficas promoverem o debate sobre questões relacionadas aos recursos hídricos; decidir conflitos entre usuários, atuando como primeira instância de decisão; aprovar o Plano de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica e acompanhar sua execução, além de estabelecer mecanismos de cobrança da água e sugerir valores a serem cobrados, entre outras atribuições (Mato Grosso do Sul, 2002).

Em Mato Grosso do Sul, a Resolução CERH (Conselho Estadual de Recursos Hídricos) N° 002, de 25 de outubro de 2005, aprova a criação do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Miranda (CBH-MIRANDA). A atuação do CBH - MIRANDA compreende a totalidade da área de drenagem da bacia hidrográfica do Rio Miranda que é de 43.787 km² e abrange a UPG Miranda.

A criação do Comitê da Bacia do Rio Ivinhema foi aprovada pela Resolução CERH/MS N° 013, de 15 de dezembro de 2010, cuja atuação abrange a UPG Ivinhema. O processo de escolha dos integrantes dos Comitês de Bacia é público, com ampla e prévia divulgação, sob a coordenação do IMASUL.

O Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba (CBH-Paranaíba), criado por meio do Decreto Federal de 16 de julho de 2002 (não numerado), dentre seus membros tem os representantes dos estados de Mato Grosso do Sul, Goiás e Minas Gerais e Distrito Federal.

As Agências de Água

Com a função de secretaria executiva dos Comitês, a criação das Agências de Água está condicionada, em cada bacia, à prévia existência do respectivo Comitê de Bacia Hidrográfica e à sua viabilidade financeira assegurada pela cobrança. Entretanto, até o momento há apenas entidades delegatárias das funções das Agências de Água no Brasil.

No Estado a criação de uma Agência de Água da Bacia depende da autorização do Conselho Estadual de Recursos Hídricos, mediante solicitação de um ou mais Comitês de Bacia Hidrográfica. Do total dos recursos financeiros recolhidos por meio da cobrança pelo uso da água, quando esta estiver implementada, a legislação limita o valor de 7,5 % para ser destinado ao custeio administrativo e implantação da Agência de Água.

No Estado, não há nenhuma Agência de Água, ou entidade delegatária, para executar as funções de braço técnico dos Comitês. Os Comitês criados em Mato Grosso do Sul apresentam atuação limitada pela ausência de recursos financeiros para a execução de estudos e ações.

A possibilidade de dotação dos recursos financeiros e de suporte técnico para a elaboração de planos de bacias demandados pelo Comitê do Rio Miranda e do Rio Ivinhema está restrita às competências da administração direta do Estado de MS, no caso, pelo IMASUL. Com isso, os Comitês não participam da

escolha da contratação da consultoria e não definem a divisão dos recursos entre os mesmos.

As ações do Comitê estão travadas e limitadas pela ausência de uma secretaria executiva com autonomia financeira. Desta forma, Moções foram enviadas para a Assembléia Legislativa de MS e ao IMASUL exigindo apoio financeiro para estruturação dos Comitês, a regulamentação do Fundo Estadual de Recursos Hídricos, bem como, para o repasse da compensação financeira das hidroelétricas ao apoio do atendimento das demandas apontadas. A aplicação dos recursos da Compensação Financeira pelo uso da água para geração e energia e os Royalties de Itaipu Binacional na Política e Sistema Estadual de Recursos Hídricos é prevista na Lei Estadual 2.406/2002, que cria o Fundo Estadual de Recursos Hídricos cujas receitas originárias, dentre outras, são dos recursos capitados pelo Estado da exploração hidroelétrica. Porém, o Fundo Estadual de Recursos hídricos não está regulamentado e tais recursos da compensação estão alocados para serviços e obras hidráulicas, para a capitalização do Fundo de Previdência Social do Estado, e ao abatimento de dívidas decorrentes da Conta Gráfica do Estado de MS para com a União.

No ano de 2011 foi aferida uma receita de mais de R\$ 30 milhões para o cofre estadual de Mato Grosso do Sul decorrente da tarifa paga pelas hidroelétricas (ANELL, 2012). Portanto, há possibilidade destes recursos serem considerados como fonte financeira à estruturação do Sistema Estadual de Recursos Hídricos, incluindo o fortalecimento da atuação dos Comitês e a viabilização da criação e manutenção de sua respectiva Agência de Água, que para isso, depende apenas do interesse e dos esforços do poder público estadual para a realocação deste recurso.

O instrumento de cobrança pelo uso da água apresenta problemas para o Estado de MS tanto de ordem legal, como econômica, devido à parcela significativa do setor rural. Há um longo caminho para que este instrumento seja efetivamente implementado. A política de recursos hídricos brasileira é baseada no modelo Frances de gestão embasado no princípio “Água paga pela Água”, contudo, são concretas as dificuldades para este princípio ser estabelecido no Estado de MS. Por isso, é imprescindível a participação governamental na condução inicial do processo de gerenciamento dos recursos hídricos do Estado.

Tendo em vista que o Art. 242º da Constituição Estadual, que trata da aplicação da compensação financeira pela exploração hidroelétrica, já foi alterado por duas vezes, o poder público de MS tem reais

possibilidades de destinar maior destaque às suas questões hídricas ao fornecer o suporte econômico essencial para a consolidação do Sistema proposto, com nova redação para o referido dispositivo constitucional.

Consórcio de Bacia Hidrográfica

Em Mato Grosso do Sul, os consórcios intermunicipais têm importante papel de fomento à criação de Comitês de Bacias Hidrográficas.

O primeiro Consórcio Intermunicipal de Bacia Hidrográfica foi criado no Estado em junho de 1997, o COINTA - Consórcio Intermunicipal para o Desenvolvimento Sustentável da Bacia Hidrográfica do Taquari. Formado pela associação dos municípios de Alcinópolis, Bandeirantes, Camapuã, Costa Rica, Coxim, Pedro Gomes, Rio Verde, São Gabriel d'Oeste e Sonora, uma empresa estatal: SANESUL – Empresa de Saneamento de Mato Grosso do Sul, e uma empresa privada: ENERSUL – Empresa de Energia Elétrica de Mato Grosso do Sul.

No mesmo ano, os municípios de Anastácio, Antônio João, Aquidauana, Bodoquena, Bonito, Bela Vista, Caracol, Guia Lopes da Laguna, Jardim, Maracajú, Miranda, Nioaque, Porto Murtinho, Ponta Porã consolidam o Consórcio Intermunicipal para o Desenvolvimento Integrado das bacias dos Rios Miranda e Apa (CIDEMA).

OS INSTRUMENTOS DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS DE MATO GROSSO DO SUL

Plano Estadual de Recursos Hídricos

Com a finalidade de orientar o planejamento e a implementação da Política Estadual de Recursos Hídricos, o Plano Estadual de Mato Grosso do Sul foi aprovado através da Resolução CERH-MS nº 011, de 5 de novembro de 2009, e publicado no Diário Oficial do Estado de Mato Grosso do Sul nº 7.598 de 7, de novembro de 2009.

Para os estudos e proposições, a base físico-territorial adotada no Plano Estadual consistiu nas Regiões Hidrográficas do Paraná e do Paraguai e, nestas, as correspondentes Unidades de Planejamento e Gerenciamento (UPGs) de Recursos Hídricos. De acordo com Mato Grosso do Sul (1990). O Estado de MS foi dividido em 15 UPGs que correspondem a cada uma das sub-bacias hidrográficas de Mato Grosso do Sul, conforme a Figura 1.

O Plano não apresenta a regionalização das vazões, e desta forma, as vazões mínimas, máximas e médias apresentadas no PERH são oriundas das informações do banco de dados da Agência Nacional de Águas, por meio do Sistema de Informações de Recursos Hídricos (Hidroweb). Entre as limitações para a análise das vazões dos rios de MS estão: a carência de postos fluviométricos; a grande distância entre os existentes; e a falha na coleta de dados dos postos em alguns períodos, tornando as informações inconsistentes. Algumas UPGs possuem apenas um posto fluviométrico com dados suficientes para análise e outras não possuem postos de monitoramento hídrico, como é o caso das UPGs Quitéria e Santana (Mato Grosso do Sul, 2010b).

Estruturado em três etapas, o PERH-MS apresenta, primeiramente, um diagnóstico da situação dos recursos hídricos do Estado, em seguida, o prognóstico para os próximos anos e, ao final, faz referência aos programas a serem desenvolvidos no âmbito estadual, compreendidos como ações preventivas.

A elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos de Mato Grosso do Sul foi coordenada pela SEMAC e contou com o suporte técnico, institucional e financeiro da União, por intermédio da Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano (SRHU) do Ministério do Meio Ambiente (MMA).

O enquadramento dos Corpos de água

No que diz respeito às experiências na região Centro-Oeste, nenhum corpo de água foi enquadrado em classes, de acordo com os principais usos. Há uma proposta de enquadramento dos corpos d'água da Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai (rios Apa, Correntes, Miranda, Taquari, Negro e Nabileque), em Mato Grosso do Sul, e do córrego Imbiruçu pertencente à Bacia Hidrográfica do rio Paraná, estabelecida pela Deliberação CECA n.º 003/97, do Conselho Estadual de Controle Ambiental.

É importante ressaltar que esta proposta de enquadramento foi embasada nos parâmetros estabelecidos na Resolução nº 20, de 18 de junho de 1986, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), posteriormente revogada pela Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 (Brasil, 2005). A referida proposta de enquadramento é anterior à promulgação da Lei 9.433/97, que dispõe sobre a Política Nacional de Recursos Hídricos e da Lei 2.406/2002, que propõe a Política Estadual de Recursos Hídricos de MS e estabelece o enquadramento dos corpos de

águas em classes, de acordo com os principais usos, como um dos instrumentos de gestão de recursos hídricos. Com assim, se faz necessário que tal proposta de enquadramento dos corpos d'água da Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai seja revista, aos moldes dos normativos vigentes, inclusive, para a inclusão de corpos hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraná.

A outorga de Recursos Hídricos

No Estado de Mato Grosso do Sul a outorga de direito de uso de recursos hídricos não é aplicada, tendo apenas o licenciamento ambiental de atividades poluidoras e/ou potencialmente poluidoras, tais como irrigação, construção de barragens e açudes, aquíicultura, instalação de roda d'água, entre outras.

Cobrança pelo uso da água

A cobrança pelo uso da água é um instrumento que objetiva transmitir ao usuário uma indicação do real valor da água de acordo com sua qualidade, quantidade e uso a que se destina. Apesar do potencial de conscientização para o uso racional dos recursos hídricos, a aplicação do instrumento de cobrança ainda é bastante controversa no Estado de MS.

A Constituição Federal de 1988 outorgou à União a competência *exclusiva* (indelegável), *privativa e concorrente*, respectivamente, ao instituir o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (CF, Art. 21, XIX), ao legislar sobre águas (CF, Art. 22, IV) e sobre conservação da natureza, defesa do solo e dos recursos naturais, proteção do meio ambiente e controle da poluição (CF, Art. 24, VI).

A competência privativa da União de legislar sobre as águas autoriza os Estados federativos a legislarem sobre questões específicas relativa a esse recurso através de lei complementar. A competência *concorrente* permite que os Estados-membros e o Distrito Federal suplementem as normas gerais (Raslan, 2008), nesse caso, a Lei Federal 9.433/97.

Conforme o Art. 20, da Lei 2.406/2002 de Mato Grosso do Sul, é competência dos comitês de bacias hidrográficas apresentarem proposta para a implantação da cobrança na bacia hidrográfica correspondente. Neste mesmo artigo, no § 1º, são isentos a cobrança pelo uso da água no processo produtivo agropecuário e usos na subsistência familiar rural e urbana, assim como são isentas as agroindústrias (Art. 23) e os irrigantes (Art. 24) e, desta forma, retira dos Comitês de Bacia Hidrográfica uma parcela vital de sua competência. A Lei Estadual 2.406/2002 afronta

o princípio democrático (Art. 1º, Parágrafo Único, CF) uma vez que o legislador estadual exerce a função reservada, com exclusividade, à participação popular direta, ou seja, aos Comitês de Bacia. A Lei Estadual não tem legitimidade para se sobrepor a Lei Federal, subtraindo dos Comitês sua autoridade em relação a implantação da cobrança na sua respectiva bacia hidrográfica (Raslan, 2008).

Os dispositivos da Lei Estadual 2.406/2002 que excedem o limite atribuído pela Constituição Federal para a suplementação quanto a cobrança pelo uso dos recursos hídricos estão assim redigidos:

“Art. 20. A cobrança pelo uso dos recursos hídricos deverá ser implantada por bacia hidrográfica, a partir de proposta dos correspondentes comitês, cujos valores serão definidos, ouvidos os comitês locais, pelo Conselho Estadual dos Recursos Hídricos.

§ 1º. São considerados insignificantes e serão isentos da cobrança pelo direito de uso da água as capacidades e derivações empregadas em processo produtivo agropecuário, assim como os usos destinados à subsistência familiar rural ou urbana, mantida, em todo os casos, entretanto, a obrigatoriedade de cadastramento no órgão outorgante.”

§ 2º - Serão adotados mecanismos de compensação e incentivos para os usuários que devolverem a água em qualidade igual ou superior àquela determinada em legislação e normas regulamentares.

§ 3º - As captações e derivações de que trata o parágrafo primeiro deste artigo, quando devolvidas ao leito hídrico, deverão sê-lo em grau de pureza igual ou superior ao captado ou derivado.

“Art. 23 - As agroindústrias que dispuserem de sistema próprio de captação, tratamento e reciclagem de água, com projetos aprovados pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente, Cultura e Turismo, serão isentas da cobrança pelo direito de uso da água.”

“Art. 24 - Os produtores rurais que mantiverem sistema de irrigação de lavouras estarão isentos da cobrança pelo direito do uso da água, desde que comprovado o aumento da produtividade agrícola do beneficiário e a não poluição da água.”

A produção agropecuária e agroindustrial representa importante parcela na economia de MS. Segundo a legislação que estabelece a Política de Recursos Hídricos de MS algumas premissas devem ser respeitadas para que haja a isenção da cobrança pelo uso dos recursos hídricos em relação à qualidade do efluente gerado pelas atividades descritas. Contudo a estrutura institucional necessária para assumir o controle da qualidade da água usada pelo

setor rural e devolvida ao leito hídrico, como prevê o do Art. 20, § 3º, é inviável. A difícil mensurabilidade da poluição difusa originária da agricultura através da erosão de fertilizantes, pesticidas e herbicidas torna a fiscalização complexa e de difícil operacionalidade.

O Mato Grosso do Sul (2010b) admitiu que 50% da carga do efluente de um rebanho confinado submetido a um processo de tratamento alcançam os corpos de água. Na criação extensiva, forma predominante da pecuária em MS, a carga gerada é considerada de 10%. Os dados constituem estimativa consolidada no Plano Estadual de Recursos Hídricos, contudo, não apresenta o percentual de agrotóxicos que possam alcançar o curso de água, devido informações insuficientes para avaliar a mobilidade destes no solo e aferir a sua quantidade.

A isenção dos irrigantes contida na Lei Estadual de Recursos Hídricos está condicionada à comprovação do aumento da produtividade agrícola do beneficiário e a não poluição da água. É fato notório que todo processo de irrigação se propõe ao aumento da produtividade. Ainda, mesmo o recurso hídrico utilizado de modo que exceda a necessidade da cultura não é passível de cobrança, e assim, não há estímulos aos agricultores para que optem por sistemas de irrigação mais eficientes, ou que busquem apoio técnico para otimizar o uso da água na irrigação. O valor econômico conferido a água bruta justificaria um investimento inicial mais elevado para a atividade e geraria o uso racional desse bem.

Em virtude da dominialidade federal e estadual dos cursos de água estabelecidas pela Constituição Federal de 1988, e considerando os três âmbitos geográficos possíveis para o planejamento dos recursos hídricos, as isenções contidas na legislação estadual podem instigar conflitos regionais, devido a desobrigação do pagamento da água dos rios de domínio estadual, enquanto os rios de domínio nacional podem apresentar cobrança para o setor agropecuário.

A retórica de que a isenção do setor rural é motivada pela inviabilização da atividade agropecuária, com a cobrança pelo uso da água, não é fundamentada. Inexistem dados e estudos que considerem o impacto desse instrumento no Estado de Mato Grosso do Sul. Ademais, a isenção extrai o caráter educativo desse instrumento, pois atribuir valor econômico à água, incentiva o produtor rural e as agroindústrias a racionar o uso desse bem, inclusive, a fim de otimizar os custos da atividade.

Devido a importância econômica dos setores agropastoril e agroindustrial para o desenvolvimento do Estado de MS, é certo a necessidade da análise cautelosa do pagamento da água bruta em cada segmento para que atividade produtiva não seja comprometida.

Os critérios da cobrança pelo uso dos recursos hídricos, ou até mesmo a sua isenção, devem oriundos de uma proposta do Comitê de Bacia Hidrográfica correspondente, aprovado pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos, como resultado de análises e avaliações consensuadas dos segmentos participantes do Sistema Estadual de Recursos Hídricos.

Sistema de informações de recursos hídricos

No Estado de Mato Grosso do Sul, o sistema de informações não é regulamentado, e o cadastro de usuários é inexistente. O IMASUL é responsável pelo desenvolvimento do sistema de informações de recursos hídricos em MS.

As informações hidrográficas de rios de domínio da União, no território de Mato Grosso do Sul, estão disponibilizadas no cadastro nacional dos usuários de recursos hídricos (CNARH), instituído pela Resolução ANA nº. 317, de 26 de agosto de 2003.

Integrante do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), o conteúdo do CNARH inclui informações sobre local de captação, vazão utilizada, denominação e localização do curso d'água, atividade ou intervenção do usuário. O CNARH está sendo implementado de forma gradual, por motivos operacionais, mas é acessível ao público. O cadastro nacional é dos usuários de água de rios federais, todavia alguns Estados tem seu cadastro de usuários instituído em conjunto com o CNARH, como Rio de Janeiro, Santa Catarina e Minas Gerais.

Algumas informações ambientais e de recursos hídricos estão disponibilizadas, desde 2008, pelo Sistema Interativo de Suporte ao Licenciamento Ambiental (SISLA). Esta ferramenta não substitui a o cadastro dos usuários de recursos hídricos do Estado de MS, pois as informações que integram este Sistema, não possibilita efetivar um balanço hídrico, e sem o balanço hídrico, não há como dar suporte aos instrumentos de outorga e cobrança.

Educação Ambiental

A Lei Estadual de Recursos Hídricos de MS não estabelece a educação ambiental como instrumento da Política Estadual de Recursos Hídricos. Contudo,

a **educação ambiental, a capacitação, mobilização social e informação em recursos hídricos** são essenciais para a implantação e operacionalização do sistema de gerenciamento da água por propiciarem a geração de reflexão de valores, hábitos e atitudes. A Educação Ambiental impulsiona a participação e a colaboração da sociedade e proporciona a aquisição de conhecimento e habilidades à gestão hídrica integrada. Considerando, ainda, a necessidade do envolvimento de diversos atores sociais nos processos decisórios do SIGREH, questões como o respeito às diversidades culturais e o desenvolvimento de capacidades são imprescindíveis ao gerenciamento hídrico.

Os trabalhos do Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Mato Grosso do Sul são apoiados pelos membros da Câmara Técnica de Educação Ambiental, com respaldo do IMASUL que desenvolve projetos de qualificação de equipes técnicas que promovem a gestão de recursos hídricos em MS. Entretanto, em um Estado com oferta hídrica abundante e de tamanha relevância na produção de alimentos no país, dentre os instrumentos de gestão de recursos hídricos, a Educação Ambiental merece destaque.

Disponibilidade de recursos financeiros

A disponibilidade e a aplicação de recursos financeiros para a gestão hídrica em MS é precária diante da demanda existente à proteção e a indução ao uso racional dos recursos hídricos no MS. Os pagamentos pela compensação financeira pelo uso da água pelo setor elétrico, em Mato Grosso do Sul, precedem de ajustes normativos para serem direcionados ao fortalecimento e operacionalidade do Sistema Estadual de Recursos Hídricos, em especial, a regulamentação do Fundo Estadual de Recursos Hídricos e a alteração do artigo 242 da Constituição Estadual de MS.

CONCLUSÃO

A gestão de recursos hídricos em Mato Grosso do Sul está em processo de implantação após a sanção da Lei 2.406/2002 e a elaboração do Plano Estadual

de Recursos Hídricos. Há dois Comitês de Bacia Hidrográfica: do rio Miranda e do rio Ivinhema. Não há Agências de Água ou entidades delegatárias.

As competências dos Órgãos públicos vinculados a gestão da água em MS carecem de definições claras e objetivas para a efetiva implementação da Política Estadual de Recursos Hídricos. O empenho do poder estadual é essencial para que sejam aplicados recursos financeiros que atendam as demandas à gestão hídrica em MS, que inclui o redirecionamento dos recursos financeiros oriundos do pagamento pela Compensação Financeira pelo uso da água pelas Usinas Hidroelétricas, possível por meio da regulamentação do Fundo Estadual de Recursos Hídricos e a alteração do artigo 242 da Constituição Estadual de MS.

A Lei de Recursos Hídricos de Mato Grosso do Sul é contrária a Lei Federal nº 9.433/97, ao isentar a agropecuária e agroindústria da cobrança pelo uso da água, subtraindo dos Comitês de Bacias a autoridade de definir critérios de cobrança para os setores mencionados. Os termos desta lei estadual comprometem a adequada fiscalização da aplicação da mesma, uma vez que desconsidera a dificuldade de mensurar a poluição difusa proveniente do setor rural, além de coibir o caráter educativo da cobrança e o incentivo ao uso racional dos recursos hídricos.

O Plano Estadual de Recursos Hídricos foi elaborado, mas os instrumentos de gestão de recursos hídricos em MS não são operacionalizados. O Sistema Estadual de Recursos Hídricos carece de estruturação, fortalecimento institucional e desenvolvimento de capacidades dos atores envolvidos. A Educação Ambiental é ferramenta importante para o gerenciamento de recursos hídricos.

AGRADECIMENTOS

Os autores expressam seus agradecimentos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq pelas bolsas concedidas para a realização do trabalho.

Referências

- AHIPAR. 2011. Administração da Hidrovia do Paraguai. Hidrovia Paraguai-Paraná. Ministério dos Transportes. Disponível em: <http://www.ahipar.gov.br/?s=hidrovia>. Acesso em: 20 de jan 2011.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). 2012. Compensação Financeira: Relatórios. Disponível em: <http://www.aneel.gov.br/area.cfm?idArea=540&idPerfil=2>. Acesso em 15 de mai 2012.
- BRASIL. 1997. Assembléia Legislativa. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

BRASIL. 2005. Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em 15 de jan 2011.

BORBA, M. L. G.; PORTO, M. F. A. 2010. A Política Estadual de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo: condições para o seu surgimento e a sua implementação. REGA. Revista de Gestão de Águas da América Latina V. 7, N. 2, p. 27-36.

IBGE. 2011. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Estados: Mato Grosso do Sul. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/estadosat/perfil.php?sigla=ms>. Acesso em: 15 de jan 2011.

IMASUL. 2011. Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul. Disponível em: <http://www.imasul.ms.gov.br>. Acesso em: 20 de dez 2011.

MATO GROSSO DO SUL. 1990. Secretaria de Planejamento. Campo Grande: Atlas Multirreferencial.

MATO GROSSO DO SUL. 2002. Câmara Municipal. Lei nº 2.406, de 29 de janeiro de 2002. Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos e cria o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

MATO GROSSO DO SUL. 2010a. Secretaria de Estado de Meio Ambiente, do Planejamento, da Ciência e Tecnologia. Dados estatístico de Mato Grosso do Sul: Ano base: 2009. 102 p.

MATO GROSSO DO SUL. 2010b. Secretaria de Estado de Meio Ambiente, do Planejamento, da Ciência e Tecnologia e Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul. Plano estadual de recursos hídricos de Mato Grosso do Sul. Ed. UEMS, Campo Grande-MS, 194p.

MORAES, A. de. 2005. Direito Constitucional. São Paulo: Atlas. 17 ed., 342 p. ISBN 85-224-3989-3.

RASLAN, A. L. 2008. Isenção da outorga e da cobrança por uso de recursos hídricos. Revista de direito ambiental, ano 13, v. 51, Ed. Revista dos Tribunais, São Paulo –SP, pp. 9-30.

RAMSAR. 2012. The Ramsar Convention on Wetlands. The List of Wetlands of International Importance: 26 June 2012. Disponível em: http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-about-sites/main/ramsar/1-36-55_4000_0. Acesso em 16 jul 2012.

ZAGO, V. C. P. 2007. A valoração econômica da água - uma reflexão sobre a legislação de gestão dos recursos hídricos do Mato Grosso do Sul. Revista Internacional de Desenvolvimento Local. V. 8, N. 1, p 27-32.

Larissa Fernanda Rosa de Almeida Doutoranda em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos – UFMS – Campo Grande, MS – Brasil

Synara Aparecida Olendzki Broch Doutora em Desenvolvimento Sustentável, Professora da UFMS - Campo Grande, MS – Brasil

Celina Aparecida Dias Doutoranda em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos – UFMS – Campo Grande, MS – Brasil.

Teodorico Alves Sobrinho Professor Associado da UFMS e Bolsista de Produtividade do CNPq. e-mail autor correspondente: teodorico.alves@ufms.br.

Estrutura legal da gestão das águas no Estado do Rio Grande do Norte

Marcus Vinícius Sousa Rodrigues
Marisete Dantas de Aquino

RESUMO: O desenvolvimento do Nordeste do Brasil, em especial a região semiárida, está vinculada à disponibilidade e ao uso de recursos hídricos. Para a conservação e preservação dos recursos hídricos torna-se necessária uma gestão de águas bem planejada, contando com uma política que a oriente, com instrumentos que a torne eficaz. O Rio Grande do Norte antecipou a União com a implantação da Política de Recursos Hídricos, Lei nº 6.908, de 01 de julho de 1996. Após quase 17 anos foram promulgadas as Leis Complementares nº 481 e 483, de 03 de janeiro de 2013, adequando a legislação estadual à legislação federal de águas, e regulamentando e estruturando o Instituto de Gestão das Águas do Rio Grande do Norte (IGARN), respectivamente. O IGARN passa a ser responsável pela gestão das águas da transposição do Rio São Francisco. O Objetivo principal desse trabalho consiste em apresentar a estrutura legal do gerenciamento dos recursos hídricos vigentes no Estado do Rio Grande do Norte, descrevendo e fazendo uma análise da Política e do Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos, destacando os pontos positivos e negativos e sugestões para o seu aperfeiçoamento.

PALAVRAS-CHAVES: Gestão de recursos hídricos, Política de água, Recursos hídricos.

ABSTRACT: The development of the Northeast of Brazil, particularly in semi-arid region, is linked to the availability and use of water. For the conservation and preservation of water resources becomes necessary to manage water well planned, with a policy in the east, with instruments that become effective. The Rio Grande do Norte anticipated with the implementation of the Union Water Resources Policy, Law nº 6.908 of July 01, 1996. After nearly 17 years were enacted Supplementary Laws nº 481 and 483, of January 03, 2013, adjusting state law to federal water, and regulating and structuring the Institute of Water Management of Rio Grande do Norte (IGARN) respectively. The IGARN becomes responsible for managing the waters of the transposition of the São Francisco River. The main objective of this work is to provide the legal framework for water resources management in force in the State of Rio Grande do Norte, describing and making an analysis of Policy and Management System for Water Resources, highlighting strengths and weaknesses and suggestions for its improvement.

KEY-WORDS: Water resources management, Water policy, Water resources.

INTRODUÇÃO

O Brasil possui entre 10% e 12% das águas doces do planeta, caracterizado como um dos mais ricos em termos quantitativos. Porém, internamente há uma má distribuição hídrica em relação à densidade populacional.

Segundo a ANA (2007), as regiões Norte e Centro-oeste, concentram 84% dos recursos hídricos e apenas 13% da população, enquanto as regiões Sul, Sudeste e Nordeste, dispõem de apenas 16% dos recursos hídricos para 87% da população total do Brasil.

O Rio Grande do Norte está localizado em uma região onde a água constitui um fator decisivo para

o desenvolvimento econômico e social, uma vez que possui aproximadamente 90% do seu território inserido no semiárido (OTTONI et al., 2011). O desenvolvimento do Nordeste do Brasil, em especial a região semiárida, está vinculada à disponibilidade e ao uso de recursos hídricos.

O marco da gestão das águas no contexto nacional foi a promulgação do Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934, conhecido como o Código de Águas. Esse Código já previa conceitos atuais como o princípio usuário-pagador e o princípio poluidor-pagador (BRASIL, 1934). Na Constituição Federal de 1988, as águas particulares (prevista no Código de Águas) deixam de existir, passando as águas a serem de domínio público dos Estados ou da União.

Em 08 de janeiro de 1997, é sancionada a Lei Federal nº 9.433, que ficou conhecida como a Lei das Águas, instituindo a Política Nacional dos Recursos Hídricos – PNRH e criando o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SINGRH. A Lei das Águas definiu a água como um bem de valor econômico, sendo um recurso escasso que deve ser preservada, em quantidade e qualidade (BRASIL, 1997).

A Lei das Águas estabeleceu cinco instrumentos básicos de gestão: os Planos de Recursos Hídricos; o enquadramento dos corpos d'água em classes de uso; a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos; a cobrança pelo uso dos recursos hídricos; o Sistema de Informação sobre Recursos Hídricos (BRASIL, 1997).

A Lei Federal nº 9.984, de 17 de julho de 2000, cria a Agência Nacional de Águas – ANA, uma autarquia federal sob regime especial, com autonomia administrativa e financeira e vinculada ao Ministério do Meio Ambiente, tendo a finalidade de implantar a PNRH e coordenar o SINGERH (BRASIL, 2000).

O Brasil vem encaminhando a solução dos problemas de recursos hídricos a partir de uma abordagem regional, com o avanço dos estados na elaboração de suas leis de organização administrativa para o setor (COGERH, 2003). Muitas unidades da federação se anteciparam à União e sancionam a sua própria legislação estadual de recursos hídricos.

O primeiro estado da federação a implantar uma Política Estadual de Recursos Hídricos, foi o Estado de São Paulo, com a Lei nº 7.663, de 30 de dezembro de 1991, em seguida o Estado do Ceará, por meio

da Lei nº 11.996, de 24 de julho de 1992, também institui a sua política.

O Rio Grande do Norte também foi um dos estados que se anteciparam à União na implantação de uma política de recursos hídricos, instituindo a sua Política Estadual de Recursos Hídricos com a Lei nº 6.908, em 01 de julho de 1996, alterada pela Lei Complementar nº 481, de 03 de janeiro de 2013.

O Objetivo principal desse trabalho consiste em apresentar a estrutura legal do gerenciamento dos recursos hídricos vigente no Estado do Rio Grande do Norte. Para esse fim, será feita uma descrição e uma análise da Política e do Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e em seguida serão feitas as considerações finais, destacando os pontos positivos e negativos, e sugestões para o seu aperfeiçoamento.

ÁREA DE ESTUDO

Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, no Censo 2010, a população do Rio Grande do Norte é cerca de 3.168.027 habitantes. As cidades mais populosas do Estado são: Natal, com 803.739 habitantes, Mossoró, com 259.815 habitantes, e Parnamirim, com 202.456 habitantes.

O Estado do Rio Grande do Norte está localizado na Região Nordeste do Brasil, fazendo divisa com o Oceano Atlântico, a norte e a leste, com o Estado do Ceará, a oeste, e com o Estado da Paraíba, a sul. O Estado possui um total de 167 municípios, distribuídos em uma área de 52.811.047 km². Logo, a densidade demográfica do Estado é de 15,22 hab/km².

TABELA 1
Bacias Hidrográficas do Rio Grande do Norte

Bacia Hidrográfica	Área (km ²)	Bacia Hidrográfica	Área (km ²)
Apodi-Mossoró	14.276,0	Piranhas-Açu	17.498,5
Boqueirão	250,5	Punaú	447,9
Maxaranguape	1.010,2	Ceará-Mirim	2.635,7
Doce	387,8	Potengi	4.093,0
Pirangi	458,9	Trairi	2.867,4
Jacú	1.805,5	Catu	208,5
Curimataú	830,5	Guaju	150,6
Faixa Litorânea Norte de Escoamento Difuso	5.736,4	Faixa Litorânea Leste de Escoamento Difuso	649,4

Fonte: Plano Estadual de Recursos Hídricos (Secretaria de Estado de Recursos Hídricos, 1998)

O território do Estado do Rio Grande do Norte está dividido em 16 bacias hidrográficas. Na Tabela 1, são apresentadas as bacias hidrográficas do Estado, com suas respectivas áreas.

De acordo com a Tabela 1, a bacia hidrográfica do Piranhas-Açu é a maior bacia do estado, possuindo uma área de 17.498,5 km², correspondendo a cerca de 32,8% do território estadual. A segunda maior bacia é a do Apodi-Mossoró com uma área de 14.276 km², correspondendo a cerca de 26,8% do território estadual.

De acordo com Xavier e Bezerra (2005), os rios do Estado são, em sua maioria, temporários, que secam seu leito no período de estiagem prolongada. Então, o Governo Estadual desempenha diversas obras no sentido de suprir a deficiência de mananciais d'água, em especial nas cidades localizadas no semiárido.

O Estado tem 93% de sua área inserida no semiárido nordestino. Segundo Vieira (2003), o semiárido nordestino apresenta característica própria, possuindo acentuada irregularidade climática e escassez relativa de água.

Os recursos hídricos, bem como as obras hídricas realizadas, destinam-se a fins diversos: irrigação, dessedentação de animais, abastecimento de cidades que não possuem mananciais ou cuja água não seja de boa qualidade, piscicultura, entre outros (XAVIER; BEZERRA, 2005).

O Rio Grande do Norte é o sexto estado nordestino em serviço de coleta e tratamento de esgoto sanitário, ficando a frente apenas dos estados do Maranhão, Alagoas e Piauí. Menos de um quarto (22%) da população do estado tem acesso a esgotamento sanitário, enquanto 95% das áreas urbanas possuem sistema de abastecimento d'água.

De acordo com Xavier e Bezerra (2005), a maior parte dos recursos hídricos do Estado do Rio Grande do Norte consiste de águas subterrâneas, que são responsáveis pelo abastecimento em diversas cidades.

LEGISLAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS NO RIO GRANDE DO NORTE

A Constituição do Estado do Rio Grande do Norte, de 03 de outubro de 1989, já contava com um capítulo específico para tratar do Meio Ambiente e Recursos Hídricos, que era o Capítulo VI. Em seu Art. 150 é dito que todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, sendo dever do Poder Público e da coletividade defendê-lo e preservá-lo.

Para a conservação e preservação dos recursos hídricos torna-se necessária uma gestão de águas bem planejada, contando com uma política que a oriente, com instrumentos que a torne eficaz.

Então, antecedendo a Lei Federal nº 9.433/97, o Rio Grande do Norte sancionou em 01 de julho de 1996 a Lei nº 6.908, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos – PERH e institui o Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos – SIGERH. O SIGERH, a outorga do direito de uso da água, licenciamento de obras de oferta hídrica e o Fundo de Recursos Hídricos foram posteriormente regulamentados por meio de Decretos.

A Lei Complementar nº 481, de 03 de janeiro de 2013, foi promulgada com a finalidade de adequar a Política Estadual de Recursos Hídricos à legislação federal vigente, a Lei nº 9.433/97.

Após a criação da ANA, em 2000, a União passa a incentivar os Estados a criarem órgãos estaduais para regular o uso das águas, garantindo quantidade e qualidade para os diversos fins, através de um uso racional da água. No Rio Grande do Norte foi criado o Instituto de Gestão das Águas (IGARN), através da Lei nº 8.806, de 15 de abril de 2002. Em 03 de janeiro de 2013 foi sancionada a Lei Complementar nº 483, que dispõe sobre o IGARN.

O Estado do Rio Grande do Norte dispõe de um arcabouço jurídico-institucional que engloba toda a questão relacionada ao aproveitamento das águas estaduais, sendo sua legislação uma das mais modernas e avançadas existentes no País. Na Tabela 2 é apresentado uma descrição das principais normas de Recursos Hídricos em vigência no Estado do Rio Grande do Norte.

POLÍTICA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS

No artigo primeiro da Lei nº 6.908/96, são descritos os objetivos da Política Estadual de Recursos Hídricos – PERH: planejar, desenvolver e gerenciar, de forma integrada, descentralizada e participativa, o uso múltiplo, controle, conservação, proteção e preservação dos recursos hídricos; assegurar que os recursos hídricos possam ser controlados e utilizados em padrões de qualidade e quantidade satisfatórios por seus usuários atuais e pelas gerações futuras (RIO GRANDE DO NORTE, 1996).

A indicação desses objetivos mostra a concordância da legislação estadual com as orientações traçadas tanto pela Política Nacional de Recursos Hídricos

TABELA 2
Legislação de Recursos Hídricos no Rio Grande do Norte

Legislação	Data	Descrição
Lei nº 6.908	01/07/1996	Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e institui o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos
Decreto nº 13.283	22/03/1997	Regulamenta a outorga do direito de uso da água e do licenciamento de obras de oferta hídrica
Decreto nº 13.284	22/03/1997	Regulamenta o Sistema Integrado de Gerenciamento dos Recursos Hídricos
Decreto nº 13.285	22/03/1997	Regulamenta a Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
Decreto nº 13.836	11/03/1998	Regulamenta o Fundo Estadual de Recursos Hídricos
Lei Complementar nº 163	05/02/1999	Dispõe sobre a organização do Poder Executivo do Estado do Rio Grande do Norte
Lei nº 8.086	15/04/2002	Cria o Instituto de Gestão das Águas do Estado do Rio Grande do Norte
Lei Complementar nº 340	31/01/2007	Altera a Lei Complementar nº 163, de 05 de fevereiro de 1999
Lei Complementar nº 481	03/01/2013	Altera a Lei nº 6.908, de 01 de julho de 1996
Lei Complementar nº 482	03/01/2013	Altera a Lei Complementar nº 163, de 05 de fevereiro de 1999
Lei Complementar nº 483	03/01/2013	Dispõe sobre o Instituto de Gestão das Águas do Rio Grande do Norte

quanto pela Constituição Federal (XAVIER; BEZERRA, 2005). De fato, o modelo de gestão das águas do Estado do Rio Grande do Norte, descentralizado e participativo, está de acordo com os fundamentos, Art. 1º, da Lei das Águas, enquanto, o comprometimento do Estado de preservar o meio ambiente e os seus recursos, inclusive à água, para os usuários atuais e para as gerações futuras, está de acordo com o Art. 225 da Constituição Federal.

Em seguida, no artigo 2º, são descritos os princípios que a PERH deverá atender: o uso prioritário da água é o abastecimento humano; a unidade básica de gestão é a bacia hidrográfica; a distribuição da água no Estado obedecerá sempre critérios sociais, econômicos e ambientais; o planejamento, o desenvolvimento e a gestão das águas no Estado estarão em concordância com o desenvolvimento sustentável; a água é um bem econômico e deve possuir valor para todos os seus usos concorrentes; a outorga do direito de uso da água é um instrumento essencial para o gerenciamento dos recursos hídricos (RIO GRANDE DO NORTE, 1996).

Tanto na legislação federal como na estadual, a unidade básica do gerenciamento dos recursos hídricos ficou estabelecida como sendo a bacia hidrográfica. Assim, o inciso II, do Art. 3º, da Lei Estadual, estabelece como uma das diretrizes da PERH a proteção da bacia hidrográfica contra ações que possam comprometer o uso atual e futuro.

As demais diretrizes da PERH são: a maximização dos benefícios econômicos e sociais no aproveitamento múltiplo e integrado das águas; a conservação e proteção dos aquíferos, contra poluição e a exploração; a articulação com o Governo Federal, municípios e estados vizinhos na gestão das águas (RIO GRANDE DO NORTE, 1996).

Os instrumentos da Política de Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte são: o Plano Estadual de Recursos Hídricos; o Fundo Estadual de Recursos Hídricos; a outorga do direito de uso da água e o licenciamento para obras hídricas; a cobrança pelo uso da água; o enquadramento dos corpos d'água em classes, segundo os usos preponderantes da água; o sistema de informações sobre recursos hídricos (RIO GRANDE DO NORTE, 2013a).

O Rio Grande do Norte conferiu significativo avanço em sua política de águas, com introdução desses dois últimos instrumentos no texto da Lei nº 6.908/96, através da Lei complementar nº 481, de 03 de janeiro de 2013. Logo, excetuando o Fundo Estadual de Recursos Hídricos, todos os outros instrumentos previsto na legislação estadual, são também previsto nos instrumentos da legislação federal.

Em seguida será feita uma descrição de cada um desses instrumentos da PERH, que tem a finalidade de garantir que o gerenciamento dos recursos hídricos no Estado se materialize e seja eficaz.

Plano Estadual de Recursos Hídricos

O Plano Estadual de Recursos Hídricos deve ser elaborado e atualizado pelo Estado em concordância com a PERH. Esse plano deverá assegurar recursos financeiros e mecanismos institucionais para garantir: um uso racional e múltiplo das águas, proteção das águas contra ações que comprometam o seu uso atual e futuro, além da defesa contra eventos críticos.

É por meio do Plano que o Estado consolidará as ações convenientes para a boa gestão das águas, devendo servir como orientação para a administração pública (XAVIER; BEZERRA, 2005).

O Plano deverá assegurar recursos financeiros e mecanismos institucionais para garantir: o uso racional das águas superficiais e subterrâneas; o aproveitamento múltiplo das águas; a proteção das águas para o uso atual e futuro; a defesa contra eventos críticos que possa oferecer riscos à saúde e à segurança pública; a capacitação profissional no âmbito dos recursos hídricos; campanhas de conscientização da sociedade para o uso racional das águas; a realização de estudos e alternativas para o uso das águas de reuso e seus efeitos sobre a disponibilidade hídrica (RIO GRANDE DO NORTE, 1996).

O Plano atual, criado pela Lei nº 6.908/96 e implantado em novembro de 1998 pela Secretaria de Recursos Hídricos do Estado, deve ser revisto e atualizado a cada quatro anos, e ser inserido no Plano Plurianual de Desenvolvimento do Estado.

Este primeiro plano da PERH deverá servir de marco referencial ao processo de aproveitamento múltiplo, controle, conservação, proteção e recuperação dos recursos hídricos do Estado (SECRETARIA DE ESTADO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1998).

Na elaboração do Plano de Recursos Hídricos foram avaliadas as potencialidades e disponibilidades hídricas do Estado, integradas com os demais componentes do meio ambiente natural e socioeconômico.

Deve-se ter em mente que um Plano de Recursos Hídricos, tanto estadual, nacional ou de bacia hidrográfica, deve ser dinâmico, o que exige uma permanente atualização que decorre de uma gestão de águas descentralizada, integrada e consolidada.

Na prática o que pode ser visto, é que após 14 anos da criação do Plano Estadual de Recursos Hídricos, o Estado pouco avançou na forma de administrar o uso, a oferta e a qualidade dos recursos hídricos. Esta avaliação foi feita pelo engenheiro civil, Rômulo de Macêdo, o então secretário estadual de recursos

hídricos à época da criação do Plano, em matéria publicada no Jornal Tribuna do Norte, em 23 de março de 2013. Ainda segundo Rômulo de Macêdo, a não efetivação das ações previstas no Plano tem como causa o descaso público (JORNAL TRIBUNA DO NORTE, 2013).

Fundo Estadual de Recursos Hídricos

O Art. 8º da Lei nº 6.908/96, tem o seu texto alterado, pela Lei Complementar nº 481/2013, para: “Fica criado o Fundo Estadual de Recursos Hídricos – FUNERH, vinculado institucionalmente à Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos – SEMARH, que se responsabilizará por sua gestão administrativa, orçamentária, financeira e patrimonial” (RIO GRANDE DO NORTE, 2013a).

O FUNERH tem como objetivo garantir as ações programadas no Plano Estadual de Recursos Hídricos. O Decreto nº 13.836, de 11 de março de 1998, regulamenta o FUNERH, cujas finalidades, elencadas no artigo 1º desse decreto, são: dar suporte financeiro às ações e programas da Política de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado; promover o desenvolvimento dos recursos hídricos em equilíbrio com o meio ambiente; garantir a execução das atividades dos órgãos do SIGERH (RIO GRANDE DO NORTE, 1998).

O FUNERH é administrado pelo Secretário de Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos e gerido pelo Coordenador de Gestão de Recursos Hídricos, sob a supervisão do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (RIO GRANDE DO NORTE, 1998).

Dentre os recursos financeiros que compõem o FUNERH, podem-se destacar a compensação financeira ao aproveitamento hidroenergético no Estado e o resultado da cobrança pelo uso da água.

Os recursos do FUNERH poderão ser usados, dentre outras aplicações e obedecendo a prioridades e metas fixadas no Plano Estadual de Recursos Hídricos, para financiar instituições públicas e privadas, sem fins lucrativos, para realização de serviços e obras hídricas e também na execução de obras de saneamento básico e tratamento de esgotos urbanos.

A outorga do direito de uso da água e o licenciamento para obras hídricas

Qualquer empreendimento no Estado que demande o uso de água, superficial e/ou subterrânea, ou que altere o regime do corpo d'água, em quantidade e/ou

qualidade, necessita de prévio licenciamento da obra e da outorga do direito do uso da água emitida pelo organismo competente.

A Lei Complementar nº 481/2013, altera a redação do Art. 15 da Lei nº 6.908/96, passando o referido artigo a possuir três parágrafos (anteriormente, possuía parágrafo único). De acordo com o novo texto desse artigo, independem de outorga pelo Poder Públicos: o uso de água para as necessidades de pequenos núcleos populacionais, distribuídos no meio rural; as derivações, captações e lançamentos considerados insignificantes; as acumulações de volumes de água consideradas insignificantes (RIO GRANDE DO NORTE, 2013a).

O instrumento de outorga do direito de uso da água e o licenciamento de obras hídricas no Estado foi regulamento por meio do Decreto nº 13.283, de 22 de março de 1997.

No Art. 2º desse Decreto, são apresentados os princípios gerais da outorga do direito de uso da água e o licenciamento de obras hídricas, dentre os quais se destacam: o aproveitamento da água tem como prioridade o abastecimento humano; o acesso à água é um direito de todos; a unidade básica da gestão é a bacia hidrográfica; é dever de todos zelar pela conservação dos recursos hídricos, tanto em quantidade como em qualidade; o uso da água será compatibilizado com as políticas federal e estadual (RIO GRANDE DO NORTE, 1997a).

A outorga do direito pelo uso da água é uma ferramenta indispensável para a Gestão dos Recursos Hídricos, pois garante um controle quantitativo e qualitativo dos usos dos recursos hídricos. Garante também ao usuário, o aproveitamento de água de um determinado corpo d'água, a uma vazão determinada, para um uso específico e para um período de tempo fixado, assegurando-lhe o direito de uso pessoal e intransferível.

Os usos, que dependerão de outorga do Instituto de Gestão das Águas do Estado do Rio Grande do Norte – IGARN, para águas dominiais do Estado, são: derivação ou captação em um corpo d'água, para consumo final ou insumo de processo produtivo; lançamentos em corpo d'água de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos para diluição, transporte ou disposição final; e demais usos que alterem o regime, em quantidade e/ou em qualidade, dos recursos hídricos.

Segundo a Constituição Federal de 1988, as águas subterrâneas são de domínio dos estados.

Então, um grande desafio para a gestão eficiente das águas estaduais envolve o uso disciplinado das águas subterrâneas, mapeando as áreas de maior demanda e avaliando os perigos da superexploração dos aquíferos. A Resolução CNRH nº 15, de 11 de janeiro de 2001, estabelece critérios gerais para a gestão das águas subterrâneas.

A outorga para captação de água subterrânea em um Estado deve ser emitida pelos seus órgãos estaduais competentes. O Decreto nº 13.283/97 prevê em seu Art. 7º, que a outorga para captação de água subterrânea, para vazões menores do que 1.000 L/h (mil litros por hora), não necessitam de outorga, exceto em zonas de formação sedimentar que seja considerada como aquífero estratégico.

A base quantitativa para outorga do direito de uso sobre águas subterrâneas será considerada para aqueles poços cuja vazão de exploração recomendada seja superior a mil litros por hora (RIO GRANDE DO NORTE, 1997a).

Não será concedida outorga para o uso de água destinado ao lançamento de resíduos sólidos, radioativos, metais pesados e outros resíduos tóxicos perigosos e o lançamento em águas subterrâneas de contaminantes (RIO GRANDE DO NORTE, 1997a).

O lançamento desses resíduos em corpos d'água poderá ser enquadrado como um crime ambiental, de acordo com o disposto no inciso V, § 2º do Art. 54, da Lei Federal nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, conhecida como Lei de Crimes Ambientais (BRASIL, 1998).

Segundo Xavier e Bezerra (2005), nesse ponto encontra-se uma das principais falhas na legislação de águas do Estado que é o problema do tratamento dos efluentes e da disciplina de uso das águas subterrâneas. Isto é, não se encontra na legislação estadual um texto que trate do tratamento de efluentes, bem como de uma disciplina rigorosa na outorga em aquíferos.

Na Resolução CNRH nº 92, de 05 de novembro de 2008, estabelece critérios e procedimentos gerais para a proteção e conservação das águas subterrâneas no território brasileiro. Estabelece que todas as captações de águas subterrâneas deverão ser projetadas, construídas e operadas de acordo com as normas técnicas em vigência, NBR 12.212 e NBR 12.244, ambas de 1992, com o objetivo de garantir a conservação dos aquíferos.

Um grave problema que acarreta algumas capitais do Nordeste, como Natal e Fortaleza, é a perfuração ilegal de poços profundos, sem emissão de outorga

nem licença prévia, facilitando a contaminação dos aquíferos, comprometendo o aproveitamento das águas subterrâneas.

A Lei Municipal nº 5.437, de 07 de janeiro de 2002, estabelece que a perfuração de poços profundos, no município de Natal, só poderá ocorrer mediante o prévio licenciamento expedido pela Secretaria de Meio Ambiente e Urbanismo do Município de Natal – SEMURB (NATAL, 2002).

De acordo com a Resolução CNRH nº 15/2001 fica estabelecido que a perfuração de poço tubular profundo deverá ser executada por empresas cadastradas junto aos conselhos regionais de engenharia, arquitetura e agronomia e aos órgãos de gestão de águas estaduais, onde essas empresas deverão apresentar informações técnicas necessárias semestralmente e sempre que solicitada.

A outorga para um determinado uso, não implicará na alienação da água, mas o simples direito de uso da água, não conferindo poder público ao titular. É vedada também a mudança de seu uso. Embora a outorga seja concedida pelo poder público, ela deve estar em consonância com as diretrizes de cada um dos planos de bacia, aprovados pelos comitês de bacias hidrográficas.

Destaca-se que a outorga não dispensa nem prejudica outras formas de controle e licenciamentos específicos, inclusive o que dizem respeito ao saneamento básico e ao controle ambiental (OTTONI et al. 2011). Segundo a Política Federal de Saneamento Básico, Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, o uso de recursos hídricos na prestação de serviços públicos de saneamento básico é sujeito à outorga de direito de uso, nos termos das leis federal e estadual de recursos hídricos (BRASIL, 2007).

A ordem de prioridade na concessão de outorga pelo Estado, Art. 9º do Decreto 13.283/97, é o abastecimento de água para: consumo humano; dessedentação animal; produção rural; produção industrial, comercial e de prestação de serviços; outros fins definidos pelo CONERH (RIO GRANDE DO NORTE, 1997a). Deve-se salientar que ao estabelecer prioridades na concessão de outorgas não elimina o princípio do uso múltiplo das águas, como está descrito no Art. 10 desse mesmo decreto.

O prazo de vigência para outorga será de 35 (trinta e cinco) anos, podendo ser renovado a critério do IGARN. Porém, Segundo Xavier e Bezerra (2005), devido à falta de informações a respeito dos recursos hídricos e as chuvas irregulares no Estado, na prática esse prazo é bem inferior.

Segundo Ottoni et al. (2011), os principais usos outorgados pelo Estado são captação para o abastecimento humano, abastecimento animal, irrigação, aquicultura (piscicultura e carcinicultura) e projetos industriais.

Dependerá de licença prévia a implantação, ampliação e alteração de projeto de qualquer empreendimento que necessite do uso de água, superficial e/ou subterrânea, constituintes em açudes, transposição de água bruta, barragens de regularização ou poços.

Só será emitida a licença prévia após parecer técnico autorizando a implantação de obra ou de serviço de oferta hídrica, que esteja de acordo com as especificações do projeto aprovado e com o Plano Estadual de Recursos Hídricos.

O que se vê na prática é que o Estado tem uma deficiência grande em pessoal e estrutura precária para uma fiscalização eficiente, que possa evitar a execução de obras hídricas sem fiscalização, por parte de particulares, em especial a perfuração de poços, comprometendo a qualidade das águas subterrâneas.

A cobrança pelo uso da água

O quarto instrumento da PERH do Rio Grande do Norte é a cobrança pelo uso da água, superficial ou subterrânea. Esse instrumento visa: conferir à água um uso racional e um valor econômico; disciplinar o uso da água, visando o seu enquadramento de acordo com a sua classe de uso preponderante.

No Rio Grande do Norte, a Política de Recursos Hídricos disciplina o assunto no Art. 16, com duas disposições importantes: os critérios para o cálculo do custo da água (parágrafo segundo do referido artigo), incluindo entre eles critérios sociais; e a delegação para regulamento dos procedimentos de implementação da cobrança (XAVIER; BEZERRA, 2005).

Segundo o § 1º, do artigo 16, da Lei nº 6.908/96, os procedimentos para implementação da cobrança pelo uso da água no Estado ocorrerão de forma gradual, de acordo com condicionantes econômicas e sociais dos usuários das águas.

Os demais instrumentos da política de águas: o enquadramento dos corpos d'água em classes de uso e o Sistema de Informação de Recursos Hídricos, acrescido à legislação estadual pela Lei Complementar nº 481/2013, assim como a cobrança pelo uso da água, ainda não estão regulamentados.

Dentre os instrumentos da política de águas no Rio Grande do Norte o mais importante é a cobrança

pelo uso da água, pois esse instrumento garante a sustentabilidade dos sistemas de recursos hídricos, e promove a alocação eficiente da água, principalmente em regiões de escassez, como o semiárido nordestino.

Para finalizar, deve-se ter em mente que essa cobrança não deve objetivar somente a geração de receita, mas também incentivar o usuário de recursos hídricos do Estado a mudar os seus padrões de consumo.

SISTEMA INTEGRADO DE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

A gestão dos recursos hídricos no Rio Grande do Norte é uma gestão mista, pois em seus órgãos são compostos de membros representantes do poder público, da sociedade civil e dos usuários de água, em concordância com a Política Nacional de Recursos Hídricos.

Para conduzir a PERH a Lei nº 6.908/96, em seu Art. 19, instituiu o Sistema Integrado de Gestão dos Recursos Hídricos – SIGERH, que posteriormente foi regulamentado por meio do Decreto nº 13.284, de 22 de março de 1997.

No Art. 1º desse Decreto são apresentados os objetivos do SIGERH, que são: coordenar a gestão integrada das águas; implementar a PERH; planejar, normalizar e controlar o uso, a preservação e a recuperação dos recursos hídricos; arbitrar de forma administrativa os conflitos em relação aos recursos hídricos; conceder outorga do direito de uso da água e licença para construção de obra hidráulica (RIO GRANDE DO NORTE, 1997b).

A atuação do SIGERH se efetivará mediante a articulação coordenada dos órgãos e entidades que o constituem e a sociedade civil. Com a Lei Complementar nº 481/2013, a nova estrutura organizacional do SIGERH apresenta os seguintes órgãos: Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CONERH; Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos – SEMARH; Comitês de Bacias Hidrográficas – CBHs; Instituto de Gestão das Águas do Rio Grande do Norte – IGARN (RIO GRANDE DO NORTE, 2013a).

As disciplinas dos órgãos compositores do sistema de gestão hídrica do Estado encontram-se nos Arts. 19 a 26 da Lei de Política Estadual de Recursos Hídricos (XAVIER; BEZERRA, 2005). Os órgãos integrantes do SIGERH integram, de acordo com a Lei nº 9.433/97, o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, criado na mesma Lei.

Conselho Estadual de Recursos Hídricos

O Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CONERH é um órgão de deliberação coletiva de caráter normativo do SIGERH, tendo os seguintes objetivos: formular as diretrizes da PERH; elaborar normas de uso, oferta e preservação das águas; promover a articulação entre os órgãos dos governos relacionados aos recursos hídricos com a sociedade civil; deliberar sobre assuntos relacionados aos recursos hídricos (RIO GRANDE DO NORTE, 1996). Através da exposição dos objetivos do CONERH pode-se chegar à conclusão que este é um órgão articulador e formulador da política de águas do Estado.

A Lei Complementar nº 481/2013, em seu artigo 9º, altera na íntegra o texto do Art. 21, da Lei nº 6.908/96, que define as competências do CONERH. De acordo com o novo texto, esse órgão tem a competência de aprovar o Plano Estadual de Recursos Hídricos e determinar as providências necessárias ao seu cumprimento.

Dentre as demais competências do CONERH, destacam-se ainda: estabelecer diretrizes para a implementação da PERH, a aplicação dos seus instrumentos e a atuação do SIGERH; aprovar o enquadramento dos corpos d'água em classe de uso preponderantes; promover a articulação entre os órgãos estaduais, federais e municipais e a sociedade civil no desenvolvimento da PERH; deliberar sobre a criação de Comitês de Bacia Hidrográfica e Agências de Bacias Hidrográficas; estabelecer os critérios gerais para cobrança e outorga do direito de uso das águas (RIO GRANDE DO NORTE, 2013a).

Os membros do CONERH são compostos por representantes do Governo, da sociedade civil e de usuários dos recursos hídricos do Estado. Caberá à Coordenadoria de Gestão dos Recursos Hídricos da Secretaria de Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos, sem prejuízo das demais competências que lhe são legalmente conferidas, prover os serviços de Secretaria Executiva do CONERH.

Secretaria de Estado de Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos

A Secretaria de Estado de Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos – SEMARH é o órgão central do SIGERH, regulamentada pelo Decreto nº 13.285, de 22 de março de 1997. A SEMARH é um órgão de natureza substantiva, com a reponsabilidade de planejar, coordenar, supervisionar e executar ações públicas relativas à oferta e gerenciamento das águas

no Estado do Rio Grande do Norte (RIO GRANDE DO NORTE, 1997c).

Dentre as suas competências da SEMARH, apresentadas na Lei Complementar nº 482, de 03 de janeiro de 2013, se destacam as seguintes: formular políticas, planos e programas estaduais de meio ambiente e recursos hídricos, supervisionando a sua execução; coordenar, supervisionar a execução das atividades de meio ambiente e recursos hídricos do Estado; promover a descentralização no gerenciamento das águas, incentivando a participação da sociedade na gestão dos recursos hídricos; desenvolver estudos, pesquisas e projetos relacionados ao aproveitamento e a preservação do meio ambiente e dos recursos hídricos; fixar critérios e normas referentes à permissão e ao uso racional da água (RIO GRANDE DO NORTE, 2013b).

A SEMARH tem a responsabilidade de conduzir a política de águas no Estado do Rio Grande do Norte, onde compõe o SIGERH e exerce o gerenciamento

do FUNERH. A SEMARH preside o CONERH, compõe o Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONEMA) e é o representante do Estado no Conselho Nacional de Recursos Hídricos, onde integra o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos.

A estrutura organizacional básica da SEMARH pode ser vista através do fluxograma mostrado na Figura 1.

De acordo com Ottoni et. al. (2011), a SEMARH apresenta-se vinculada aos seguintes órgãos: o Instituto de Gestão das Águas do Rio Grande do Norte (IGARN); o Instituto de Defesa do Meio Ambiente do Rio Grande do Norte (IDEMA) e a Companhia de Águas e Esgoto do Rio Grande do Norte (CAERN).

A SEMARH tem a competência, juntamente à CAERN, de elaborar e manter atualizado o Plano Estadual de Saneamento Básico, um dos instrumentos da Lei nº 8.458, de 20 de fevereiro de 2004, que instituiu a Política Estadual de Saneamento Básico.

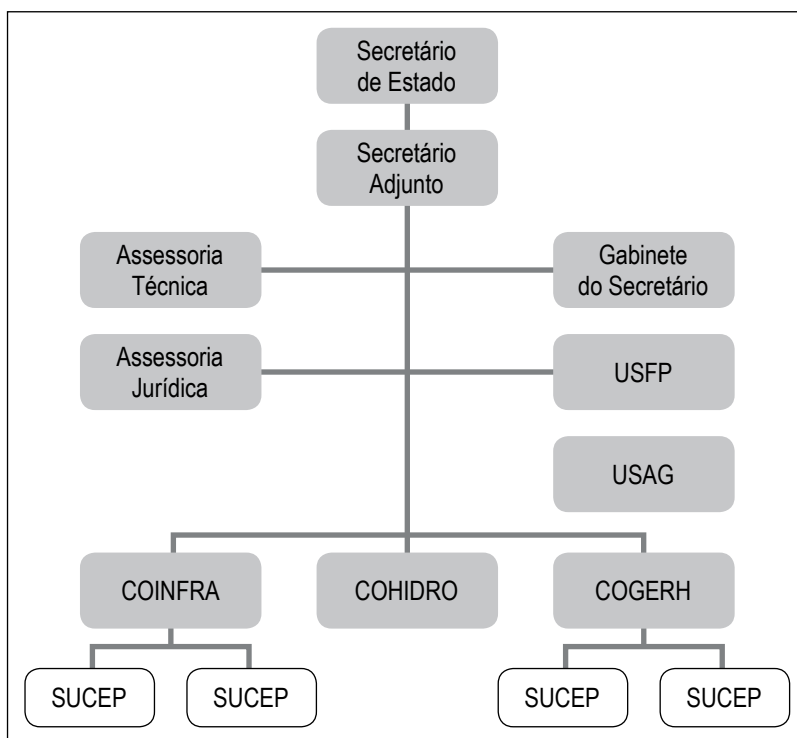


Figura 1 – Fluxograma da estrutura básica da SEMARH

Fonte: SEMARH. Disponível em: <www.semarh.rn.gov.br/conten-prodcao/aplicacao/se-marh/estrutura/enviados/estrutura.asp>

Comitês de Bacias Hidrográficas

Os Comitês de Bacias Hidrográficas – CBHs são órgãos colegiados que atuam de forma descentralizada do SIGERH, tendo os seguintes objetivos, previstos no Art. 13 do Decreto nº 13.284/97: congregam os usuários de águas das bacias hidrográficas; atuar junto ao CONERH; colaborar com o poder público na administração dos recursos hídricos do Estado.

Os CBHs atuam: na área total de uma bacia hidrográfica; ou na área de uma sub-bacia hidrográfica de afluente do curso d'água principal da bacia, ou de afluente desse afluente; ou ainda na área de um grupo de bacias ou sub-bacias hidrográficas contíguas.

Os CBHs são considerados a base do gerenciamento participativo e integrado das águas, tendo um papel de deliberativo, e sendo compostos por representantes do Poder Público, da Sociedade Civil e dos usuários de água, podendo ser oficialmente instalados em águas estaduais e federais.

A Lei Complementar nº 481/2013, altera na íntegra o texto do Art. 25 da Lei nº 6.908/96. Dentre as competências dos CBHs, no âmbito de sua respectiva área de atuação, destacam-se: aprovar e acompanhar a implementação do Plano de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica correspondente e sugerir providências necessárias ao cumprimento de suas metas; promover o debate e a cooperação entre os usuários das águas; analisar as propostas de enquadramento dos corpos d'água e encaminhar para análise e decisão do CONERH; estabelecer mecanismos de cobrança e sugerir os valores a serem cobrados pelo uso das águas (RIO GRANDE DO NORTE, 2013a).

No Rio Grande do Norte existem atualmente quatro Comitês de Bacias Hidrográficas instituídos, a saber: Comitê da sub-bacia hidrográfica do Rio Pitimbu, Comitê da bacia do Rio Ceará-Mirim, Comitê do Rio Piranhas-Açu e Comitê do Rio Apodi-Mossoró.

Por efeito de lei, poderá ser criada em uma Bacia Hidrográfica uma Agência de Bacia, que atuará como uma Secretaria Executiva do CBH da respectiva bacia. Porém, só será criada uma Agência de Bacia em uma bacia em que a cobrança pelo uso da água tenha sido iniciada.

Instituto de Gestão das Águas do Estado do Rio Grande do Norte

O Instituto de Gestão das Águas do Estado do Rio Grande do Norte – IGARN, criado pela Lei nº 8.806, de 15 de abril de 2002, é uma autarquia vinculada

à SEMARH, dotado de personalidade jurídica de direito público interno e autonomia administrativa e financeira, com patrimônio próprio (RIO GRANDE DO NORTE, 2002).

Em 03 de janeiro de 2013, foi promulgada a Lei Complementar nº 483 que dispõe sobre o Instituto de Gestão das Águas do Estado do Rio Grande do Norte (IGARN) e dá outras providências. De acordo com o Art. 1º da Lei Complementar nº 481/2013 o IGARN passa a ser regido pelo disposto nesta Lei Complementar e em seu Regulamento.

Segundo o Art. 2º da Lei Complementar nº 483/2013, o IGARN é uma entidade estadual responsável pelo gerenciamento técnico e operacional das águas em todo o território estadual, dando apoio técnico e operacional ao SIGERH.

Dentre as competências do IGARN, elencadas no Art. 3º da Lei Complementar nº 483/2013, destacam-se as seguintes: participar da implantação das políticas e programas estaduais de águas; coordenar e executar as atividades de gestão de águas; expedir as outorgas do direito de uso dos recursos hídricos de domínio estadual; conceder licença de obras hidráulicas, sem prejuízo da respectiva licença ambiental; efetuar a cobrança pelo uso da água e aplicar as multas por inadimplência; fiscalizar os recursos hídricos, aplicando sanções aos infratores (RIO GRANDE DO NORTE, 2013c).

Compete ainda ao IGARN assumir a função de entidade operadora estadual da infraestrutura hídrica interligada ao Projeto de Integração do Rio São Francisco com as Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional (RIO GRANDE DO NORTE, 2013c).

A regulamentação do IGARN, pela da Lei Complementar nº 483/2013, pode ser considerada como um grande avanço na PERH do Rio Grande do Norte, pois habilita o Estado a exercer a gestão dos recursos hídricos do Projeto de Integração do Rio São Francisco.

O IGARN ainda atua, em conjunto com outros órgãos, no desenvolvimento de programas de monitoramento da qualidade e quantidade da água em corpos hídricos do Estado. O Programa Água Azul, que monitora a qualidade das águas subterrâneas no Estado do Rio Grande do Norte tem o IGARN como um dos órgãos envolvidos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A solução dos problemas relacionados aos recursos hídricos no Brasil deve partir de uma abordagem

regional, através do desenvolvimento na elaboração das leis nos Estados para o setor. Porém, essas leis estaduais devem estar de acordo com a legislação Federal.

O Plano Estadual de Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte foi criado em 1996, pela Lei nº 6.908/96, e implantado em 1998. Esse Plano pode ser considerado “velho”, devendo ser revisto e atualizado, como previsto por Lei. Atualmente esse Plano está sendo revisto para se adequar às novas realidades de oferta e demanda de recursos hídricos, inclusive ao Projeto de Integração do Rio São Francisco.

Dos instrumentos previstos nas legislações de recursos hídricos, tanto Federal quanto Estadual, os principais são a outorga de direito de uso e a cobrança pelo uso da água. Esses dois instrumentos são geralmente complementares. A outorga pelo uso da água deve preceder a cobrança pelo uso da água, não devendo esses instrumentos serem tratados independentemente.

No Rio Grande do Norte apenas o instrumento de outorga já está regulamentado, através do Decreto nº 13.283/97, tendo o papel de disciplinar o uso da água, de modo que a população possa ter acesso a esse recurso. Assim, o governo estadual tem posto em prática esse instrumentos da política de água, que está separado em outorga do direito de uso da água e licença de obras hidráulicas.

Vale salientar que para tornar o instrumento de outorga mais eficiente muito deve ser feito, como por exemplo, incentivar pesquisas e estudos na área

de Gestão dos Recursos Hídricos, e agilizar a implantação dos demais instrumentos previstos em lei.

A cobrança pelo uso da água em uma Bacia Hidrográfica tem o papel de equilibrar a oferta e a demanda de água, garantindo aos usuários o seu uso eficiente. Esse instrumento já está previsto na Política de Recursos Hídricos do Estado, porém ainda não foi posto em prática, uma vez que não está regulamentado.

A política de águas do Estado sofreu um avanço significativo com a Lei Complementar nº 481, adequando essa política com a política federal. Assim, para implantação da cobrança pelo uso das águas no Estado, os novos instrumentos, o enquadramento dos corpos d'água em classe de uso e o sistema de informações de recursos hídricos devem ser posto em prática.

Outro avanço ocorreu com a Lei Complementar nº 483, que estruturou o IGARN, tornando-o o órgão estadual responsável pela gestão dos recursos hídricos do Projeto de Integração do Rio São Francisco.

Por fim, devido ao fato de que as águas subterrâneas têm um papel de grande importância como fonte de abastecimento, deve-se pensar em uma lei que possibilite disciplinar o seu uso, a fim de se manter a quantidade e a qualidade dos aquíferos e das águas superficiais interligadas a eles.

Em resumo, a Política Estadual de Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte atende aos requisitos de proteção dos recursos hídricos para as gerações presentes e futuras, em concordância com a Constituição Federal de 1988 e a Lei das Águas.

Referências

- Agência Nacional de Águas – ANA (Brasil). **A implementação da cobrança pelo uso de recursos hídricos e agência de águas das bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá**. 2007. Brasília: ANA, SAG, 2007.
- BRASIL. **Código de Águas: Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934**. Rio de Janeiro – RJ, 1934.
- BRASIL. **Lei de Águas: Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997**. Brasília - DF, 1997.
- BRASIL. **Lei de Crimes Ambientais: Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998**. Brasília, 1998.
- BRASIL. **Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000**. Brasília, 2000.
- BRASIL. **Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007**. Brasília, 2007.
- COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO CEARÁ – COGERH. **Estudo de cobrança pelo uso da água no Estado do Ceará**. Fortaleza - CE, 2003.
- JORNAL TRIBUNA DO NORTE. **Plano de gestão pouco avançou: matéria publicada em 23 de março de 2013**. Natal, 2013. Disponível em: <<http://tribunadonorte.com.br/noticia/plano-de-gestao-pouco-avancou/215582>>
- NATAL. **Lei Municipal nº 5.347, de 07 de janeiro de 2002**. Natal – RN, 2002.
- OTTONI, B. M. de P.; COUCEIRO, S. R. M.; CASTRO, V. L. L. de; PEREIRA, R. **A outorga do direito de uso dos recursos hídricos no Rio Grande do Norte**. Holos, Ano 27, Vol. 1, 2011.
- RIO GRANDE DO NORTE. **Lei nº 8.806, de 15 de abril de 2002**. Natal - RN, 2002.

RIO GRANDE DO NORTE. **Lei Complementar nº 481, de 03 de janeiro de 2013.** Natal - RN, 2013a.

RIO GRANDE DO NORTE. **Lei Complementar nº 482, de 03 de janeiro de 2013.** Natal - RN, 2013b.

RIO GRANDE DO NORTE. **Lei Complementar nº 483, de 03 de janeiro de 2013.** Natal - RN, 2013c.

RIO GRANDE DO NORTE. **Política Estadual de Recursos Hídricos: Lei nº 6.908, de 01 de julho de 1996.** Natal - RN, 1996.

RIO GRANDE DO NORTE. **Regulamentação Outorgas e Licenças: Decreto nº 13.283, de 22 de março de 1997.** Natal - RN, 1997a.

RIO GRANDE DO NORTE. **Regulamentação do SIGERH: Decreto nº 13.284, de 22 de março de 1997.** Natal - RN, 1997b.

RIO GRANDE DO NORTE. **Regulamento da SERHID: Decreto nº 13.285, de 22 de março de 1997.** Natal - RN, 1997c.

RIO GRANDE DO NORTE. **Regulamentação do FUNERH: Decreto nº 13.836, de 11 de março de 1998.** Natal - RN, 1998.

SECRETARIA DE ESTADO DE RECURSOS HÍDRICOS. **Plano Estadual de Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte.** Natal - RN, 1998.

VIEIRA, V. P. P. B. **Desafios da gestão integrada de recursos hídricos no semiárido.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Vol. 8, 2003.

XAVIER, Y. M. de A.; BEZERRA, N. F. (organizadores). **Gestão legal dos recursos hídricos dos estados do nordeste do Brasil.** Fortaleza - CE. Fundação Konrad Adenauer, 2005. 187 p.

Marcus Vinícius Sousa Rodrigues Engenheiro Mecânico. Doutorando em Engenharia Civil (Recursos Hídricos) pela Universidade Federal do Ceará – UFC, Fortaleza/CE. Professor Assistente do Departamento de Ciências Exatas, Tecnológicas e Humanas – DCETH da Universidade Federal Rural do Semiárido – UFERSA, Angicos/RN. E-mail: marcus@ufersa.edu.br.

Marisete Dantas de Aquino Engenheira de Pesca. Doutora, École des Hautes – França. Professora Associada do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental – DEHA da Universidade Federal do Ceará – UFC, Fortaleza/CE. E-mail: marisete@ufc.br.

Risco de eutrofização em reservatórios de regiões semiáridas com uso da teoria dos conjuntos difusos

Juliana Alencar Firmo de Araújo, Raquel Jucá de Moraes Sales,
Raimundo Oliveira de Souza

RESUMO: Esta pesquisa tem como principal objetivo desenvolver uma metodologia para calcular o risco de eutrofização em um reservatório, baseado na teoria dos conjuntos difusos e nos mecanismos usados para a determinação do índice de estado trófico modificado. Para tal, foram usados os dados de um reservatório no estado de Ceará, Brasil, obtidos nos anos de 2001 a 2006. Estes dados foram cedidos pela Companhia de Gestão de Recursos Hídricos - COGERH. Para o cálculo do risco, o índice de estado trófico modificado (IET_M) foi transformado em funções de pertinências, com base na teoria dos conjuntos difusos. Os resultados mostraram que o uso da teoria dos conjuntos difusos pode ser uma ferramenta importante para calcular o risco de eutrofização para reservatórios e, com isso, fornecer subsídios aos gestores dos recursos hídricos, na formulação de políticas públicas para o planejamento dos recursos hídricos, no que diz respeito à qualidade de água em reservatórios.

PALAVRAS-CHAVE: Eutrofização, índice de estado trófico modificado, teoria dos conjuntos difusos.

ABSTRACT: This research has as main subject the development of a methodology to calculate the risk of eutrophication in a reservoir, based on *fuzzy* set theory and the mechanisms used for the determination of the modified trophic state index (TSI_M). Thereunto, it was used data from a reservoir, in the state of Ceará, Brazil, especially in years 2001 through 2006. These data were obtained through the Company of Water Resources Management – COGERH. To calculate the risk it was used membership functions of the modified trophic state index, transformed according to the rules of *fuzzy* numbers. The results have shown that the use of the *fuzzy* set theory could be important tool in order to calculate the risk of eutrophication for reservoirs and bring some help in the water resource management concerning with water quality problems.

KEYWORDS: Eutrophication, modified trophic state index, fuzzy set theory.

INTRODUÇÃO

A necessidade de armazenamento de água em reservatórios artificiais se intensificou devido ao crescimento populacional e as transformações climáticas que vem ocorrendo em escala global. Por outro lado, diferentes de rios, os reservatórios estão sujeitos a diversos processos físicos, químicos e biológicos, que causam severas transformações nos aspectos da qualidade da água dos mesmos.

Um dos mais importantes fenômenos que se desenvolve nos reservatórios, e que é determinante na sua qualidade de água é a eutrofização. Sua formação é decorrente de um processo natural que ocorre em todos lagos e reservatórios, ou através da presença de

uma intervenção humana, aumentando o fluxo de nutrientes para o corpo hídrico, acelerando, assim, este processo. Sua característica principal é o crescimento exagerado de organismos aquáticos autotróficos, particularmente algas planctônicas e ervas aquáticas.

Os reservatórios do estado do Ceará, especificamente os localizados nos domínios das bacias metropolitanas, além de sofrerem os impactos causados pela própria natureza do regime climático, caracterizado pela irregularidade das precipitações no tempo e no espaço, alto poder evaporante e altas taxas de insolação durante a maior parte do ano, contribuindo decisivamente para o processo de salinização gradual, vêm sofrendo com os impactos resultantes das diversas atividades desenvolvidas ao longo de suas bacias

hidrográficas, além daqueles decorrentes do uso e ocupação do solo destas áreas sem planejamento prévio (FREIRE, 2000).

A caracterização do estado trófico é quantificada por meio de variáveis que se relacionam diretamente com o processo de eutrofização, em geral “clorofila-a” (admitida como uma medida da biomassa de algas), as espécies algáceas presentes, a transparência das águas e as concentrações de nutrientes e oxigênio dissolvido (HAYDÉE, 1995). O índice de estado trófico (IET) utiliza-se exatamente de algumas variáveis determinadas através de equações.

O IET de Carlson, pela sua simplicidade e objetividade, tem sido um dos mais largamente usados para classificação de lagos e reservatórios, embora tenha sido desenvolvido com base em dados de lagos e reservatórios de clima temperado. Este índice tem como variáveis a “clorofila-a”, a visibilidade do disco de *Secchi* e o fósforo (TOLEDO et al., 1984; DUARTE et al., 1997).

TABELA 1
Critérios de Estado Trófico para o Índice de Carlson

IET	Estado Trófico
< 20	Ultra-oligotrófico - corpo hídrico de baixa produtividade e de alta transparência.
21 - 40	Oligotrófico - corpos hídricos de baixa produtividade em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água.
41 - 50	Mesotrófico - corpos hídricos com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis na maioria dos casos.
51 - 60	Eutrófico - corpos hídricos com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, em que ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água e interferências nos seus múltiplos usos.
> 61	Hipereutrófico - corpos hídricos afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos podendo, inclusive, estarem associados a episódios de floração de algas e de mortandade de peixes, e causar consequências indesejáveis sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

Fonte: TOLEDO et al. (1984).

O valor do índice de Carlson pode ser calculado separadamente para cada uma das variáveis independente, ou média aritmética dos três índices. Em corpos d'água limitados pelo fósforo ou que possuem alta turbidez mineral, os valores do índice serão diferentes para cada variável. Os critérios para o estado trófico, segundo o índice, são apresentados na tabela 1.

Outra análise realizada refere-se ao cálculo do índice de estado trófico para região semiárida, desenvolvidos por Toledo et al. (1984), que propuseram uma modificação do IET de Carlson (1977), incluindo ainda uma expressão para o ortofosfato solúvel (tabela 2)

TABELA 2
Classificação do estado trófico segundo o índice de Carlson modificado

Critério	Estado Trófico
$IET \leq 44$	Oligotrófico
$44 < IET \leq 54$	Mesotrófico
$54 < IET \leq 74$	Eutrófico
$IET > 74$	Hipereutrófico

Fonte: CETESB (2002).

Esta versão do índice de estado trófico tem-se mostrado mais adequada para a determinação do estado trófico em lagos de clima predominantemente tropical, segundo Tundisi et al. (1995), Calijuri (1988) e Ceballos (1995).

Esse artigo tem como objetivo estudar os aspectos de qualidade de água no reservatório Acarape do Meio, pertencente à bacia metropolitana de Fortaleza, mediante a aplicação da teoria dos conjuntos difusos, tentando identificar as tendências de seu estado trófico, mediante a *fuzzificação* do índice de estado trófico modificado proposto pela Companhia de Tecnologia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB).

A teoria dos conjuntos difusos consiste em caracterizar e quantificar a incerteza e imprecisão nos dados e relações funcionais (ZADEH, 1965; ZIMMERMANN, 1985). Com base nesta teoria, os números reais são substituídos por conjuntos difusos, formados por funções de pertinência, em torno de um valor central, os quais admitem operações aritméticas próprias (ROSS, 1995), análogas às utilizadas com números reais. Uma operação ou um conjunto

de operações aritméticas, pela teoria dos conjuntos difusos, deve ser precedida da transformação dos números envolvidos em conjuntos difusos, o que pode ser chamado de *fuzzificação*.

Neste trabalho foi desenvolvida uma metodologia, fundamentada em uma combinação entre as formulações dos índices de estado trófico modificado () e a teoria dos conjuntos difusos, para determinar o risco de eutrofização no reservatório Acarape do Meio, no estado do Ceará. A metodologia proposta permite que haja uma transformação desses índices em funções de pertinência e, com isso, uma avaliação do risco de eutrofização possa ser realizada.

Os resultados mostraram que esta metodologia, bem aplicada, pode ser uma alternativa concreta na avaliação dos campos de risco, para diferentes regiões de um reservatório, e para diferentes tempos, permitindo, assim, um controle mais apropriado nas gestões dos recursos hídricos.

MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia parte da *fuzzificação* das equações dos índices de estado trófico tanto para o fósforo total como para ortofosfato solúvel e clorofila-a. Portanto, o processo metodológico é apresentado com base nos cálculos do IET_M , porém com operações da aritmética dos números difusos.

Caracterização do Açude Acarape do Meio

O açude Acarape do Meio, objeto deste estudo, faz parte da bacia hidrográfica do rio Pacoti com área de drenagem de 210,96 km². Localizado no município de Redenção e fazendo parte do sistema da bacia metropolitana. A capacidade da barragem é 31.500.000,00 m³ e a vazão regularizada é de 0,15 m³/s. A cota do sangradouro é de 130,02 m e a largura de 60,00 m. A tomada d'água é do tipo galeria e o seu comprimento é de 45,00 m (COGERH, 2011).

O açude Acarape do Meio não é mais fonte para o abastecimento d'água tratada do sistema integrado de abastecimento d'água da região metropolitana de Fortaleza, mas este reservatório atendeu esta região até início dos anos 70.

O sistema de produção do Acarape atende o 1º distrito industrial com água bruta (vazão da ordem de 76,0 L/s), garante o suprimento das estações de tratamento de água (ETA's) de Guaiúba, Pacatuba, Maranguape, Redenção, Acarape, Barreira, do distrito de Antônio Diogo e da perenização do vale entre

os municípios de Redenção e Acarape (CAGECE, 2011). Quando este açude está com a capacidade de acumulação comprometida, o açude Gavião fica responsável por este abastecimento (FREIRE, 2000).

Obtenção de dados e localização dos pontos de coleta

Os dados foram obtidos a partir do estudo desenvolvido por Ribeiro (2007), onde com a ajuda da COGERH foram realizadas algumas campanhas nos anos de 2001 e 2002.

A figura 1 mostra a distribuição dos pontos no reservatório.

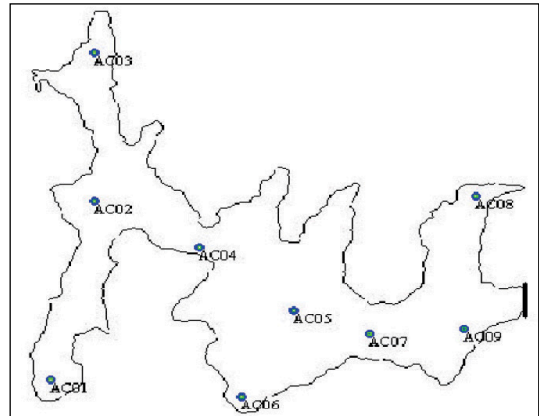







Figura 1. Localização das coordenadas dos pontos de coleta do açude Acarape do Meio.
Fonte: COGERH, 2011.

Para monitoramento da qualidade da água do reservatório pela COGERH, foram selecionados 9 pontos georeferenciados, que são monitorados periodicamente por técnicos especializados. Foram escolhidos os seguintes pontos de monitoramento no reservatório:

-  Ponto 1 – Entrada que vem de Genipapo;
-  Ponto 2 – Eixo do rio Pacoti e entrada que vem da cidade de Pacoti;
-  Ponto 3 – Entrada que vem do município de Palmácia;
-  Ponto 4 – Próximo ao ponto 5;
-  Ponto 5 – Eixo do rio Pacoti;

- ☒ Ponto 6 – Próximo à margem direita do reservatório;
- ☒ Ponto 7 – Entre os pontos 5 e 9;
- ☒ Ponto 8 – Vertedouro;
- ☒ Ponto 9 – Próximo à derivação da adutora que abastece o distrito industrial de Maracanaú.

É importante ressaltar que os pontos 1, 2 e 3 representam locais receptores d'água no reservatório em estudo. Em outras palavras, são as principais entradas que alimentam o reservatório ao longo do ano. Os pontos 2 e 3 recebem contribuições de zonas urbanas, enquanto o ponto 1 recebe contribuições de zonas rurais. O ponto 8 está localizado próximo ao vertedouro do açude. Já o ponto 9 é um ponto situado nas proximidades da barragem.

Indicadores de qualidade

Para se estabelecer os critérios de qualidade foram usados os IET's para fósforo total, ortofosfato solúvel e clorofila-a para região semiárida, desenvolvidos por Toledo et al. (1984), que propuseram uma modificação do IET de Carlson (1977), incluindo ainda uma expressão para o ortofosfato solúvel. As equações utilizadas de 1 a 3 exprimem o índice do estado trófico de Carlson modificado (IET_M):

$$IET_M(PT) = 10 * \left[6 - \left(\frac{\ln \frac{80,32}{PT}}{\ln 2} \right) \right] \quad (1)$$

$$IET_M(CL_A) = 10 * \left[6 - \left(\frac{2,04 - 0,695 \ln CL_A}{\ln 2} \right) \right] \quad (2)$$

$$IET_M(OS) = 10 * \left[6 - \left(\frac{\ln \frac{21,67}{OS}}{\ln 2} \right) \right] \quad (3)$$

Onde:

PT = Concentrações de fósforo total;

CL_A = Concentrações de clorofila-a;

OS = Concentrações de ortofosfato solúvel.

Foram utilizados os três índices: $IET_M(PT)$, $IET_M(CL_A)$ e $IET_M(OS)$. Em seguida, foi calculada a média deste índice (IET_M).

$$IET_M = \frac{IET_M(PT) + IET_M(CL_A) + IET_M(OS)}{3} \quad (4)$$

Teoria dos conjuntos difusos

A teoria dos conjuntos difusos pode lidar com dados altamente variável, linguístico, vago e incerto ou de conhecimento e, portanto, tem a capacidade de permitir um fluxo de informações lógico, confiável e transparente de recolha de dados para uso de dados em aplicações ambientais. Tem sido utilizada para avaliar a qualidade da água através do desenvolvimento de um índice de qualidade da água com base no raciocínio *fuzzy* (DUQUE et al., 2006).

Conjuntos difusos (*fuzzy*) são especialmente úteis quando o número de dados não é suficiente para caracterizar a incerteza por meio de medidas padrão estatística envolvendo a estimativa de frequências.

Nos últimos anos, os métodos *fuzzy* demonstraram ser adequados para lidar com incerteza e subjetividade nas questões ambientais.

Técnicas baseadas na teoria dos conjuntos difusos podem fornecer um meio para medir a intensidade de ultrapassar os limites regulamentados com a ajuda de funções de pertinência de vários níveis de qualidade da água. Ela tem sido aplicada extensivamente na classificação da qualidade da água dos recursos hídricos (CHANG et al., 2001).

O conceito central da teoria dos conjuntos difusos é a função de pertinência que representa numericamente o grau em que um elemento pertence a um conjunto. Se um elemento pertence a um conjunto *fuzzy* em algum grau, o valor da sua função de pertinência pode ser qualquer número entre 0 e 1. Quando a função de pertinência de um elemento pode ter os valores 0 ou 1, apenas, a teoria dos conjuntos se reduz à teoria clássica dos conjuntos (ZADEH, 1965).

De acordo com os conceitos *fuzzy*, os dados foram trabalhados e *fuzzificados* com uma base de 20% para cada lado, onde a concentração central representa aquela com maior grau de pertinência de acordo com a Figura 2.

Desta forma este resultado fornece um campo de funções de pertinência para cada substância medida e para cada ponto do reservatório considerado.

Fuzzificação dos índices de estado trófico modificado

O trabalho visa fazer uma *fuzzificação* dos parâmetros medidos, e executar as equações 1, 2, 3 e 4 mediante o uso das operações aritméticas difusas, de modo que sejam incorporadas neste modelo as incertezas provenientes de medidas de observações

de campo, deformidades das amostras de água em laboratório, entre outras. Para tal, as equações do IET_M se transformaram em:

$$\widehat{IET}_M(PT) = 10 * \left[6 - \left(\frac{\ln \frac{80,32}{\widehat{PT}}}{\ln 2} \right) \right] \quad (5)$$

$$\widehat{IET}_M(CL_A) = 10 * \left[6 - \left(\frac{2,04 - 0,695 \ln \widehat{CL}_A}{\ln 2} \right) \right] \quad (6)$$

$$\widehat{IET}_M(OS) = 10 * \left[6 - \left(\frac{\ln \frac{21,67}{\widehat{OS}}}{\ln 2} \right) \right] \quad (7)$$

Onde:

\widehat{IET}_M = Função de pertinência do IET_M ;

\widehat{PT} = Função de pertinência para concentração de fósforo total;

\widehat{CL}_A = Função de pertinência para concentração de clorofila-a;

\widehat{OS} = Função de pertinência para concentração de ortofosfato solúvel.

A média deste índice (\widehat{IET}_M) é dada pela seguinte equação:

$$\widehat{IET}_M = \frac{\widehat{IET}_M(PT) + \widehat{IET}_M(CL_A) + \widehat{IET}_M(OS)}{3} \quad (8)$$

Essas funções são representadas de acordo com a Figura 3.

Cálculo do risco

Risco é a probabilidade ou possibilidade de ocorrência de eventos, fatos ou resultados indesejáveis. Por outro lado, os eventos desejáveis ou benéficos conduzem à noção de garantia ou confiabilidade.

Para o cálculo do risco a metodologia *fuzzy* prevê uma relação entre a carga poluente e uma resistência em norma. Esses limites normalmente estabelecem as condições de qualidade do corpo hídrico. É importante observar que esta comparação é feita, na teoria dos conjuntos difusos, em forma de funções de pertinência.

Se um evento, ou a realização de um perigo é descrito por meio da lógica *fuzzy*, então a confiabilidade desse evento pode ser calculado como um número *fuzzy*. Considere agora que o sistema tem uma resistência \tilde{R} e uma carga \tilde{L} , ambas representadas por números *fuzzy*. Uma medida de confiabilidade ou uma margem de segurança do sistema (\tilde{M}) pode ser definida pela diferença entre a carga e resistência (SHRESTA et al., 1990). No presente estudo, a carga poluente representa as concentrações medidas no reservatório que foram *fuzzificadas*. Já a resistência representa os limites dos diferentes estágios de eutrofização do corpo hídrico. Por exemplo, no estado eutrófico a função de pertinência é representada por: , onde 64 representa o valor do parâmetro com maior grau de pertinência. Assim, nós temos duas categorias de funções de pertinência definidos por:

$$\tilde{L} = [L_L, L_M, L_U]$$

$$\tilde{R} = [R_L, R_M, R_U]$$

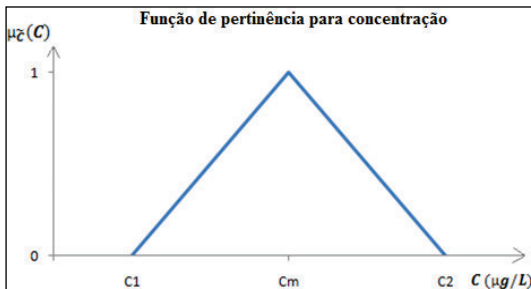


Figura 2. Função de pertinência para concentração.

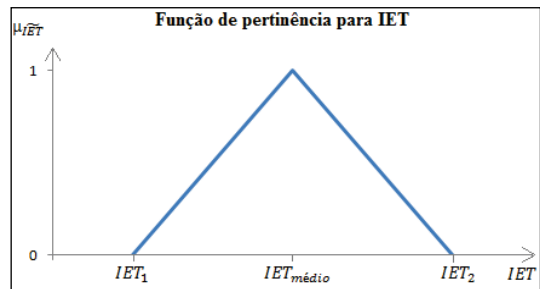


Figura 3. Função de pertinência para IET.

Onde:

\tilde{L} = Função de pertinência para a carga de concentração medida;

L_L = Limite inferior da carga com grau de pertinência 0 (zero);

L_M = Valor da carga com grau de pertinência 1 (um);

L_U = Limite superior da carga com grau de pertinência 0 (zero);

\tilde{R} = Função de pertinência para a resistência estabelecida por norma;

R_L = Limite inferior da resistência com grau de pertinência 0 (zero);

R_M = Valor da resistência com grau de pertinência 1 (um);

R_U = Limite superior da resistência com grau de pertinência 0 (zero).

Uma vez calculadas essas duas funções de pertinência, define-se a função marginal de segurança (\tilde{M}) como:

$$\tilde{M} = \tilde{R} - \tilde{L} \quad (9)$$

Como deve ser observado, \tilde{M} , que é resultado de uma operação entre funções de pertinência, também é uma função de pertinência.

É importante notar que:

≅ Se $\tilde{M} \geq 0$ RF = 0 e GF = 1

≅ Se $\tilde{M} < 0$ RF = 1 e GF = 0

Onde:

RF = Risco *fuzzy* que representa a possibilidade de falha do sistema;

GF = Garantia *fuzzy* que representa a segurança do sistema não falhar.

De acordo com a teoria dos conjuntos difusos, o risco e a garantia são definidos por Ganoulis (1994), que apresentou de forma prática estes recursos com uso de funções de pertinência triangulares para uma aplicação no estudo de risco de poluição.

$$RF = \frac{\int_{-\infty}^0 \mu_{\tilde{M}}(m) dm}{\int_{-\infty}^{+\infty} \mu_{\tilde{M}}(m) dm} \quad (10)$$

$$GF = \frac{\int_0^{+\infty} \mu_{\tilde{M}}(m) dm}{\int_{-\infty}^{+\infty} \mu_{\tilde{M}}(m) dm} \quad (11)$$

Onde:

\tilde{M} = Função marginal de segurança;

m = Números *fuzzy* da função marginal de segurança.

Graficamente, o risco representa a área negativa dividida pela área total e a garantia representa a razão entre a área positiva e a área total.

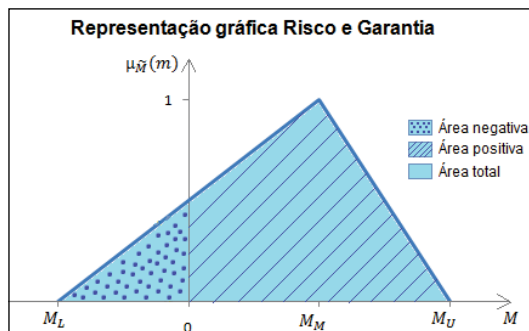


Figura 4. Representação gráfica do risco e da garantia.

ANÁLISE DOS RESULTADOS

Neste estudo a simulação proposta permite determinar o estado trófico de um reservatório em função dos seus parâmetros de qualidade. Para tal, foram usados os dados de fósforo total, ortofosfato solúvel e clorofila-a obtidos no reservatório Acarape do Meio entre os anos de 2001 e 2002. O parâmetro tomado como base foi o índice de estado trófico de Carlson modificado desenvolvido pela CETESB. Os resultados abaixo foram calculados a partir de uma tabela no Microsoft Excel, onde cada concentração foi *fuzzificada* com um desvio de 20%, onde o valor médio representa o número *fuzzy* com maior grau de pertinência.

Uma análise da Figura 5 permite mostrar que, nessa época do ano, o reservatório tem um risco alto de ser eutrofizado em quase toda a sua extensão, sendo que, nas proximidades da barragem, próximo aos pontos 7, 8 e 9 a situação é mais crítica, causando consideráveis preocupações.

Na Figura 6, os resultados mostram que o risco de eutrofização é baixo. As possíveis causas para este estado é que no mês de agosto representa um período onde os reservatórios estão com bastante

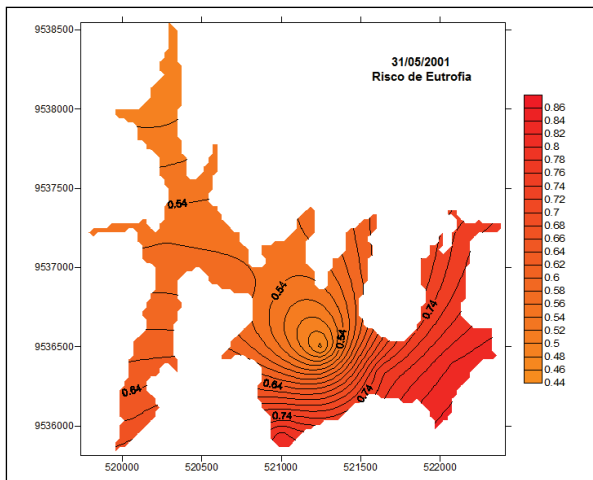


Figura 5. Distribuição do risco de eutrofia para o reservatório Acarape do Meio, no mês de maio de 2001.

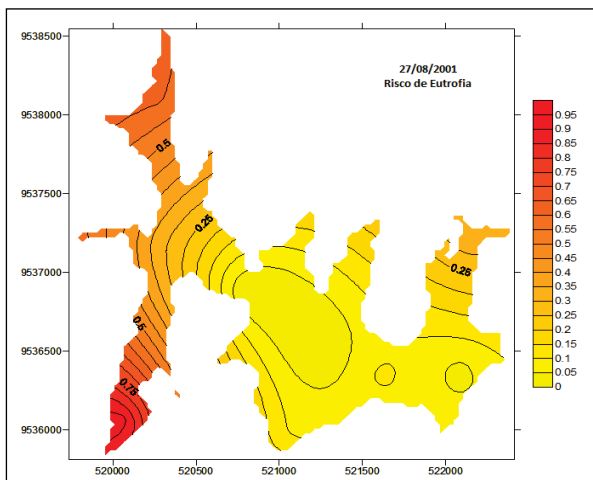


Figura 6. Distribuição do risco de eutrofia para o reservatório Acarape do Meio, no mês de agosto de 2001.

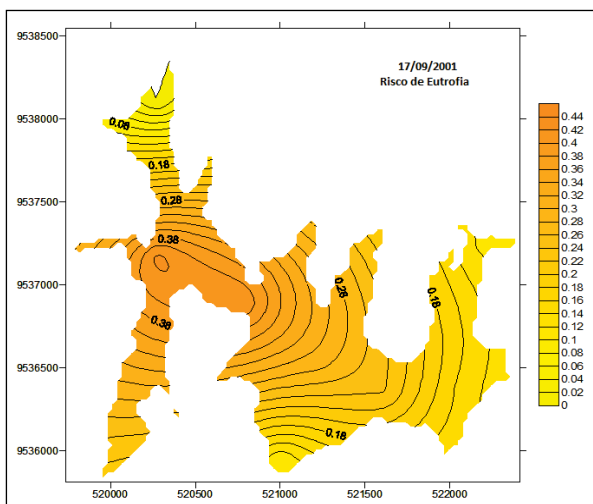


Figura 7. Distribuição do risco de eutrofia para o reservatório Acarape do Meio, no mês de setembro de 2001.

água armazenada, proveniente da estação chuvosa. É importante notar que, por exemplo, nas proximidades dos pontos 5, 7, 8 e 9, onde há um acúmulo maior de água, o risco de eutrofização é menor. Entretanto, nos pontos 1, 2 e 3, que representam as entradas no reservatório, o risco de eutrofização atingiu em torno de 90%, o que mostra uma entrada considerável de nutrientes provenientes dos efluentes das cidades a montante do reservatório.

Uma análise da Figura 7 mostra que o risco de eutrofização começa a aumentar neste período, atingindo 44% nas proximidades do ponto 2. Isso é explicado pelo fato que o processo de evaporação e do uso de água do reservatório se intensifica a partir desse mês de setembro, fazendo com que seu volume armazenado caia aumentando assim as concentrações de nutrientes. Esse resultado mostra a capacidade da metodologia proposta, onde é possível determinar o estado trófico de um reservatório em forma de análise de risco.

Na Figura 8, observa-se que o risco de eutrofização aumentou nas proximidades da barragem, o que permite concluir que o estado trófico deste reservatório tem uma dinâmica própria que depende da estação do ano e do aporte de nutrientes no reservatório. Por exemplo, de acordo com a figura,

no ponto 3, o risco de eutrofização é maior que nos pontos 1 e 2 e, continua grande nos pontos 5, 6, 7, 8 e 9. Isso implica dizer que, como o ponto 3 é uma entrada, está havendo, nesse mês, um aporte maior de nutrientes proveniente dos efluentes que se encontram a montante do reservatório. De acordo com este período esse aporte é causado pelo um aumento das vazões em decorrência dos primeiros eventos chuvosos na bacia.

A Figura 9 mostra que o estado trófico melhorou no mês de agosto de 2002, onde o risco de eutrofização caiu para um intervalo entre 18% e 45%. Isso é explicado pela capacidade de diluição do reservatório nesse mês, onde ele possui normalmente o seu volume máximo e começa a diminuir o aporte de nutrientes. A Figura 10 mostra que o risco de eutrofização caiu para os padrões normais, entre 0% e 24%, ou seja, o reservatório estava, nesta época, em bom estado.

A Figura 11 mostra uma situação bastante comprometida para as águas deste reservatório estudado. Como pode ser observado, o risco de eutrofização no mês de novembro de 2002 é bastante alto em toda a extensão do reservatório. Seus valores variam em todos os pontos observados e calculados acima de 44%, o que representa uma situação crítica para os padrões de qualidade de água.

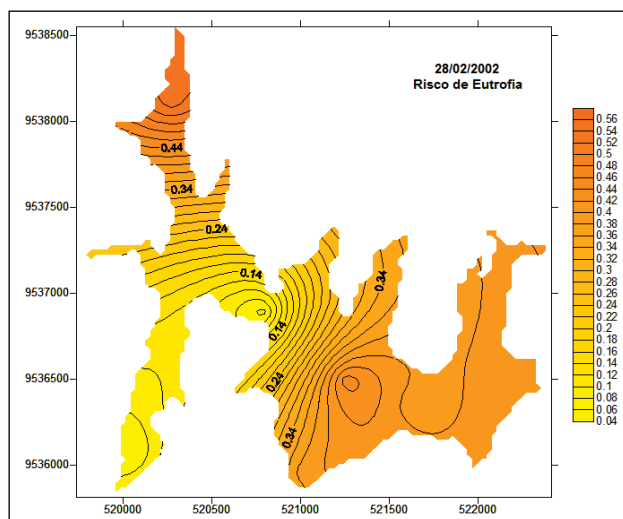


Figura 8. Distribuição do risco de eutrofia para o reservatório Acarape do Meio em fevereiro de 2002.

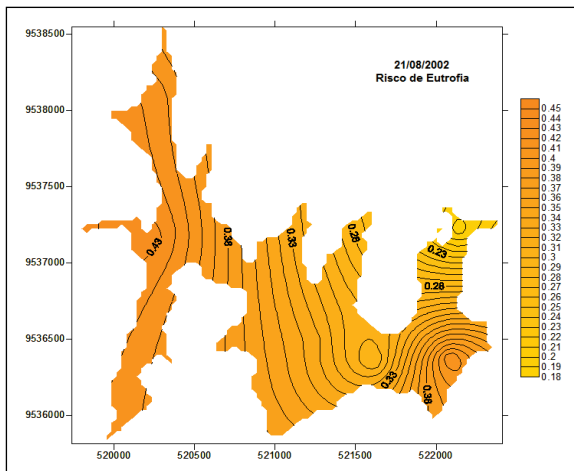


Figura 9. Distribuição do risco de eutrofia para o reservatório Acarape do Meio, no mês de agosto de 2002.

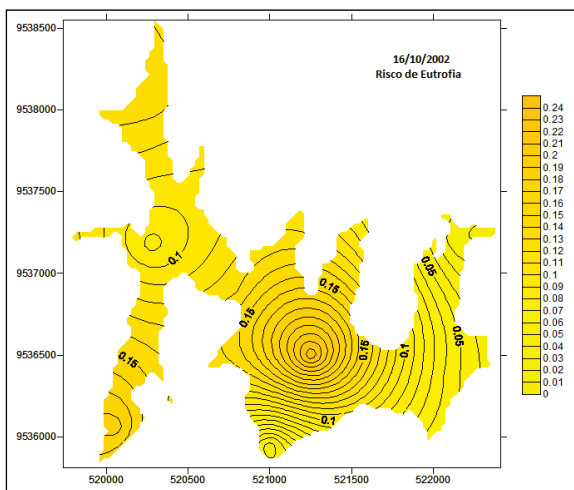


Figura 10. Distribuição do risco de eutrofia para o reservatório Acarape do Meio, no mês de outubro de 2002.

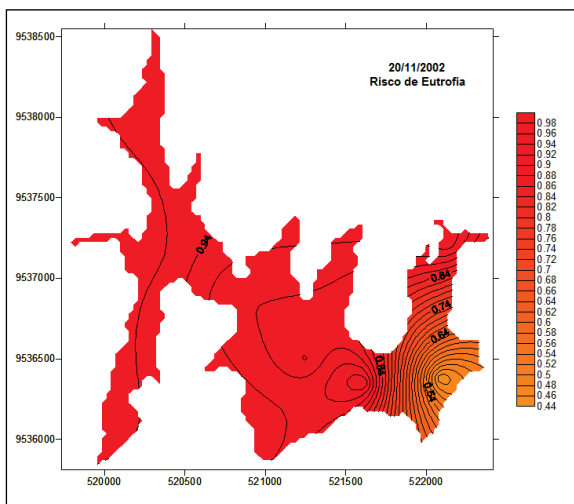


Figura 11. Distribuição do risco de eutrofia para o reservatório Acarape do Meio em novembro de 2002.

CONCLUSÕES

Uma metodologia que combina a formulação do cálculo do índice do estado trófico modificado e teoria dos conjuntos difusos pode ser usada para determinar o risco de eutrofização em reservatórios para armazenar água. Neste estudo, dados do reservatório Acarape do Meio foram usados para esta análise. Os resultados mostraram que a metodologia proposta, com base na teoria dos conjuntos difusos, aplicada nos cálculos do índice de estado trófico modificado (IET_M), mostrou-se eficiente na determinação do risco de eutrofização para os diversos pontos de coleta do reservatório Acarape do Meio.

Os resultados mostraram que o risco varia de ponto para ponto dentro do reservatório, e em diferentes estações do ano. Este resultado permite dizer que, a hipótese de que os reservatórios podem ser representados como sistemas concentrados só é adequada em uma primeira análise. Em uma verificação mais precisa, as águas dos reservatórios possuem gradientes

de concentração tanto nas direções longitudinal como transversal, mesmo para uma análise bidimensional horizontal.

A pesquisa mostrou que o risco de eutrofização é dinâmico no tempo e no espaço. Ou seja, o processo de eutrofização pode se acentuar em um período e desacelerar em outro, fazendo com que as águas daquele corpo hídrico se recuperem rapidamente. Isto foi verificado no mês de maio de 2006 onde o risco de eutrofização ficou em média de 90% em toda a extensão do reservatório;

Finalmente, os resultados mostraram que o reservatório Acarape do Meio recebe muitas concentrações de nutrientes provenientes de tributários que se encontram a montante do mesmo. Este fato é explicado considerando que a montante deste reservatório podem ser encontradas algumas cidades, como é o exemplo de Pacoti, que lançam seus efluentes diretamente neste rio, causando, assim, um aumento considerável no aporte de nutrientes para o reservatório.

Referências

- CAGECE** – COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DO CEARÁ. Abastecimento Integrado de Água da Região Metropolitana de Fortaleza. Disponível em: http://www.cagece.com.br/abastecimento_agua_RMF.asp. Acesso em: 16/02/2011.
- CALIJURI, M. C. **Respostas fisiocológicas da comunidade fitoplânctônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização**. Tese de doutorado. Departamento de Hidráulica e Saneamento - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 292 p., 1988.
- CARLSON, R. E. A Trophic State Index for Lakes. **Limnology and Oceanography**. v.22 (2), p.361-369, 1977.
- CEBALLOS, B. S. O. **Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos do trópico semi-árido**. Tese de Doutorado. Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 192 p., 1995.
- CHANG, N. B.; CHEN, H.; NING, S. **Identification of river water quality using the Fuzzy Synthetic Evaluation approach**, J. Environ Manag, 63: 293 – 305, 2001.
- COGERH** - COMPANHIA DE GERENCIAMENTO DOS RECURSOS HÍDRICOS. Disponível em: www.cogerh.com.br. Acesso em: 02/02/2011.
- DUARTE, M. A. C. et al. Utilização dos Índices do estado Trófico (IET) e de Qualidade de Água (IQA), na Caracterização Limnológica e Sanitária das Lagoas do Bonfim, Extremôz e Jiqui (RN) - Análise Preliminar; **Anais do IXX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental: resumo dos trabalhos técnicos**, Foz do Iguaçu, 1997.
- DUQUE, W. O.; HUGUET, N. E.; DOMINGO, J. L.; SCHUHMACHER, M. **Assessing water quality in rivers with fuzzy inference systems: A case study 2006**; 32: 733-42.
- FREIRE, R. H. F. **Aspectos limnológicos de três reservatórios que abastecem a região metropolitana de Fortaleza – açudes Pacajus, Pacoti e Gavião**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2000.
- GANOULIS, J. G. **Engineering risk analysis of water pollution: probabilities and fuzzy sets**. New York: VCH, 1994.
- HAYDÉE, T. O. **Aplicação de índices de Estado Tróficos e de Qualidade de Água na Avaliação da Qualidade Ambiental de um Reservatório Artificial (Reservatório de Barra Bonita, Estado de São Paulo, Brasil)**; AIDIS – ASSOCIAÇÃO INTERAMERICANA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1995.
- RIBEIRO, I. V. A. S. **Estudo do estado trófico do reservatório Acarape do Meio mediante a determinação de indicadores de qualidade de água**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) -Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2007.
- ROSS, Timothy J. **Fuzzy Logic with engineering applications**. Mc Graw Hill , USA, 1995.
- SHRESTA, B.P.; REDDY, K.R.; DUCKSTEIN, L. Fuzzy reliability in hydraulics. In: **Proc. First Int. Symp. on Uncertainty Mod. and Analysis**, Univ. of Maryland, College Park, 1990.

TOLEDO, A. P.; AGUDO, E. G.; TOLARICO, M.; CHINEZ, S.J., A Aplicação de Modelos Simplificados para a Avaliação do Processo de Eutrofização em Lagos e Reservatórios Tropicais; **Anais do XIX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental – AIDIS**, Santiago do Chile, 1984.

TUNDISI, J. G. & TUNDISI-MATSUMURA, T. **The Lobo-Broa Ecosystem Research**. In: Limnology in Brazil, Brazilian Academy of Sciences, p.219-244, 1995.

ZADEH, L.A. **Fuzzy sets**. *Inform. Contr.* 8: 338-353, 1965.

ZIMMERMANN, H. J. **Fuzzy Set Theory and its Application**. Martinus Nijhoff, Dordrecht, 363 pp., 1985.

Juliana Alencar Firmo de Araújo Doutoranda em Recursos Hídricos pela Universidade Federal do Ceará e bolsista do CAPES. Campos do Pici, CEP-60445-760. Bloco 713. Fortaleza – Ceará. e-mail: judiaraujo@yahoo.com.br.

Raquel Jucá de Moraes Sales Doutoranda em Recursos Hídricos pela Universidade Federal do Ceará e bolsista do CNPq. Campos do Pici, CEP-60445-760. Bloco 713. Fortaleza – Ceará. e-mail: raqueljuca@gmail.com.

Raimundo Oliveira de Souza Professor do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Campus do Pici, Centro de Tecnologia, Bloco 713, Fortaleza – Ceará, Brasil, CEP 60445-760, Fone: (85) 3366. 9771, e-mail: rsouza@ufc.br.

Avaliação do estado trófico de um lago urbano raso

Carla Cristina Bem, Maria Cristina Borba Braga,
Júlio César Rodrigues de Azevedo

RESUMO: Como decorrência do aporte de contaminação por fontes pontuais e difusas, os recursos hídricos têm sofrido impactos significativos em relação à qualidade das suas águas. Um destes impactos é a eutrofização, fenômeno observado principalmente em ambientes lênticos, que ocorre devido à carga excessiva de nutrientes, fósforo e nitrogênio, os quais contribuem para o desenvolvimento de fitoplâncton e macrófitas aquáticas em níveis acima do crescimento natural. Esta pesquisa estudou a dinâmica do processo de eutrofização em um lago urbano raso, tendo sido utilizado o lago do rio Barigui como estudo de caso. Para identificar o estado de trofia do lago Barigui, foi utilizado o Índice do Estado Trófico (IET). As análises de nutrientes na coluna d'água permitiram observar que há elevada disponibilidade de nutrientes no sistema, principalmente fósforo ($0,17 \text{ mg L}^{-1}$ a $0,53 \text{ mg L}^{-1}$), devendo ser salientado que a concentração total, observada em todas as amostras, esteve acima do especificado pela Resolução CONAMA nº 357/05. A relação nitrogênio total/fósforo total permitiu identificar que o nitrogênio é o fator limitante no lago Barigui. As análises de clorofila-a possibilitaram estimar a biomassa fitoplanctônica e o nível trófico. Também foi observado que o período de florescimento de algas no lago Barigui, ocorre entre os meses de maio e novembro, enquanto o de decomposição, entre dezembro e abril. A aplicação do IET(PT) permitiu classificar o sistema em categorias que variaram de supereutrófico a hipereutrófico, enquanto a Classificação de acordo com o IET(Cl-a) permitiu classificar entre ultraoligotrófico e supereutrófico.

PALAVRAS-CHAVE: Nutrientes. Clorofila-a. IET. Eutrofização.

ABSTRACT: Water resources have been impacted as a consequence of both point source and diffusive source of contamination. One of these impacts is eutrophication, a phenomenon observed mainly in lakes, which is a result of nutrient input, nitrogen and phosphorus. These elements contribute to the development of phytoplankton to levels beyond natural growth. This research studied the dynamics of the eutrophication process in a shallow urban lake with Barigui Lake being used as a case study. In order to characterize the eutrophication process in this lake, the Trophic State Index (STI) was applied. The analyses of parameters such as nitrogen and phosphorus concentrations were of fundamental importance to understand the dynamics of the eutrophication process. The results of the analyses produced for the water column allowed to observe that there is a high nutrient availability, especially phosphorus, and it has to be mentioned that its total concentration, in all samples, were above legal specification. Total nitrogen to total phosphorus ratio allowed identifying that nitrogen is the limiting factor to Barigui Lake. Results of the analyses of chlorophyll-*a* allowed characterizing the system as oligotrophic ($0,14 \mu\text{g L}^{-1}$, P1, first sampling campaign) to eutrophic ($34,79 \mu\text{g L}^{-1}$, P2B, third sampling campaign). It was also observed that the time span of primary production in the Barigui Lake occurs between May and November, whereas decomposition between December and April. The application of STI-TP characterized the system as supereutrophic to hipereutrophic, whereas STI-Cha characterized as ultraoligotrophic to supereutrophic.

KEYWORDS: Nutrients. Chlorophyll-a. STI. Eutrophication.

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, o crescimento populacional associado ao aumento das atividades industriais e à expansão agrícola, foi significativo e, conseqüentemente, resultou em impactos ambientais. Em áreas com elevada densidade populacional observa-se que os impactos ambientais ocorrem, principalmente, devido ao lançamento de efluentes domésticos e indus-

triais, os quais aportam matéria orgânica, nutrientes, substâncias inorgânicas e tóxicas. Por outro lado, em áreas de baixa densidade populacional a contribuição de nutrientes e sedimentos à bacia de drenagem são as principais fontes de impactos aos corpos aquáticos.

A introdução de matéria orgânica oriunda de esgotos domésticos altera principalmente a qualidade da água de lagos e reservatórios, pois apresenta elevadas concentrações de matéria orgânica, fósforo e nitro-

gênio. O aumento da concentração de nutrientes, principalmente em ambientes lênticos, pode levar ao estado de eutrofização (VON SPERLING *et al.*, 2008). Quando ocorre de forma natural, a eutrofização é um processo gradual e lento, ao contrário da eutrofização artificial ou cultural, que ocorre de forma acelerada, com aumento desordenado da produção de biomassa fitoplancônica, o que impossibilita a sua incorporação pelo sistema aquático na mesma velocidade de produção, provocando, assim, um desequilíbrio ecológico (FERREIRA *et al.*, 2005). Os impactos decorrentes do elevado desenvolvimento da biomassa, são o aumento da turbidez e da cor, redução da concentração de oxigênio dissolvido, alteração do sabor e do odor, o que pode ocasionar mortandade de peixes e outros seres vivos, além de restrições quanto à balneabilidade.

Diversos pesquisadores têm analisado o processo de eutrofização e suas implicações, como por exemplo, a relação entre nutrientes, estado trófico e eutrofização (DODDS, 2007); relação entre a limitação das concentrações de nitrogênio e fósforo em lagos e suas implicações no controle da eutrofização (ABELL *et al.*, 2010); liberação de substâncias aleopáticas por algumas espécies de algas que inibem o desenvolvimento de outras (GRANELLI *et al.*, 2008); avaliação da redução de cargas aportadas ao reservatório e sua relação com a alteração do estado trófico (JEPESSEN *et al.*, 2005; KAGALOU *et al.*, 2008). Genkai-Kato e Carpenter (2005), determinaram a relação entre o reciclo do fósforo no ambiente e a eutrofização. Entretanto, muitos aspectos relacionados ao processo de eutrofização não estão esclarecidos como, por exemplo, a relação da concentração de nutrientes com o quadro de mudanças climáticas (FRAGOSO JÚNIOR *et al.*, 2011, FEUCHTMAYR *et al.*, 2009), isso devido à importância das condições hidrológicas e da temperatura para o desenvolvimento de algas, o que pode alterar a ciclagem de nutrientes (SAHOO e SCHLADOW, 2008).

Para avaliar a eutrofização é necessário monitorar a qualidade da água, principalmente as concentrações dos nutrientes nitrogênio e fósforo, além de estimar a concentração de biomassa, representada pela concentração de fitoplâncton. Visando cumprir estes objetivos, além do monitoramento das concentrações de nutrientes e de biomassa, foram desenvolvidos diversos índices que relacionam o estado de eutrofização com as concentrações desses elementos.

A classificação de ecossistemas aquáticos por meio de índices de estado trófico é comum em ciências

aquáticas (DODDS *et al.*, 1998). Uma dos índices utilizados é o Índice do Estado Trófico – IET, desenvolvido por Carlson (1977). Este índice tem como finalidade tornar mais objetiva a resposta de estudos envolvendo a eutrofização e a classificação de corpos aquáticos. Carlson, por meio da análise de dados coletados em lagos de regiões temperadas, estabeleceu um índice que utiliza valores de concentração de clorofila-a e fósforo total, e transparência do disco de Secchi.

Entretanto, como as equações de Carlson foram desenvolvidas para ambientes de clima temperado, o metabolismo dos seres vivos difere daquele de ambientes tropicais e sub-tropicais. Assim, no Brasil, Toledo Júnior *et al.* (1983) realizaram estudos para adequar, a ambientes sub-tropicais, as equações desenvolvidas por Carlson. Da mesma forma que Carlson, aplicaram a análise de regressão linear aos valores das concentrações de fósforo total, ortofosfato, clorofila-a e transparência do disco de Secchi a reservatórios do Estado de São Paulo.

No Estado de São Paulo, desde 1983, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) tem aplicado este índice para a determinação do estado de eutrofização de ambientes lênticos. Entretanto, para que este índice pudesse representar a realidade dos ambientes aquáticos, que mudam em função do uso e ocupação do solo e da variação das características dos corpos aquáticos no tempo e no espaço, houve a necessidade de adequar as equações. Como consequência, foram inseridas outras categorias de trófia em função das alterações propostas por Toledo Júnior (1990).

A última atualização do IET foi realizada por Lamparelli (2004), que utiliza a concentração de fósforo total e clorofila-a para determinar o estado trófico, cujo resultado é composto pelo Índice do Estado Trófico para o fósforo - IET(PT) e pelo Índice do Estado Trófico para a clorofila-a - IET(Cl-a), calculados pelas Equações 1 e 2.

$$IET(PT) = 10 \times \left(6 - \frac{(1,77 - 0,42 \times (\ln PT))}{\ln 2} \right) \quad (1)$$

$$IET(Cl-a) = 10 \times \left(6 - \frac{(0,92 - 0,34 \times (\ln Cl-a))}{\ln 2} \right) \quad (2)$$

em que:

PT = concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g L}^{-1}$

Cl-a = concentração de clorofila-a medida à superfície da água, em $\mu\text{g L}^{-1}$

ln = logaritmo natural

Os resultados do IET correspondentes ao fósforo, IET(PT), devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, pois esse nutriente atua como o agente causador do processo. A avaliação correspondente à clorofila-a, IET(Cl-a), por sua vez, deve ser considerada como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando de forma adequada o nível de crescimento de algas no corpo aquático.

Devido à possibilidade de diferentes Cl-assi-ficações, para a análise dos dois parâmetros, deve ser calculado o IET Médio, que é determinado pela média aritmética entre os resultados do IET (PT) e IET (Cl-a), conforme a Equação (3).

$$IET = \frac{IET(PT) + IET(Cl - a)}{2} \quad (3)$$

Deve-se considerar que em um corpo hídrico, no qual o processo de eutrofização encontre-se plenamente estabelecido, o estado trófico determinado pelo índice da clorofila-a coincidirá com o estado trófico determinado pelo índice do fósforo. Por outro lado, nos corpos hídricos em que o processo esteja limitado por fatores ambientais, como a temperatura da água ou a baixa transparência, o índice relativo à clorofila-a irá refletir este fato, resultando em um estado trófico em um nível inferior àquele determinado pelo índice do fósforo.

Dessa forma, em bacias que possuem elevada carga de matéria orgânica, nutrientes e outros poluentes, a determinação do IET permite uma avaliação consistente do estado de degradação do corpo aquático. No que se refere à eutrofização das águas continentais, o resultado do cálculo deste índice pode orientar a tomada de decisão sobre a gestão dos recursos hídricos, pois este índice é de fácil aplicação devido à praticidade das determinações analíticas dos parâmetros fósforo total e clorofila-a, além de ser de fácil interpretação.

Considerando os aspectos citados anteriormente, esta pesquisa teve como objetivo avaliar a qualidade da água de um reservatório urbano, raso, de controle de cheias e determinar o estado de eutrofização aplicando o IET, conforme apresentado por Lamparelli (2004).

ÁREA DE ESTUDO

Para o desenvolvimento desta pesquisa foi adotado como estudo de caso o lago do Parque Barigui, localizado em Curitiba, PR. A bacia do rio Barigui, uma das principais bacias da Região Metropolitana de Curitiba, está situada em área de intensa urbanização, industrialização e atividades agrícolas. A extensão total do rio é de 67 km, com área de drenagem de, aproximadamente, 279 km², localizada entre as coordenadas geográficas 25° 13' 24" e 25° 38' 23" Sul e 49° 15' 00" e 49° 22' 29" Oeste. Suas nascentes situam-se no município de Almirante Tamandaré, na serra da Betara, e sua foz no rio Iguaçu, na divisa entre os municípios de Araucária e Curitiba (FILL e SANTOS, 2002).

O lago do Parque Barigui possui um volume médio e 356 mil m³ e área de 270 mil m². Caracteriza-se por pequenas profundidades, que variam de 0,10 m a 1,85 m, com profundidade média de 1 m. Segundo Villa (2005), o tempo de residência do lago Barigui, considerando a vazão afluente média, é de 2 dias, aproximadamente. Possui um comportamento hidrodinâmico caracterizado por baixas velocidades, sendo que a velocidade média da água do lago não sofre influência das vazões; e a mistura das águas ocorre apenas devido à ação de ventos com velocidade a partir de 10 m s⁻¹ (VILLA, 2005).

METODOLOGIA

Em função do tamanho do lago Barigui, para a identificação do grau de trofia foram realizadas quatro campanhas para coleta de amostras em dois pontos; suficientes para avaliar o processo de eutrofização. Com a finalidade de verificar os períodos de florescimento de algas (produção primária) e de decomposição do material autóctone (algas), as campanhas foram realizadas considerando períodos que representassem as diferentes estações ano, isto é, abril (coleta 1), junho (coleta 2), setembro (coleta 3) e dezembro (coleta 4). No ponto P1, com características de ambiente lótico e baixa profundidade (0,5 m), foram coletadas amostras da superfície da coluna d'água. No ponto P2, localizado no interior do lago, com características lênticas e profundidade de 1,5 m, foram coletadas amostras na superfície da coluna d'água e a 0,5 m de profundidade. Esta adoção baseou-se na preferência das algas por esta profundidade, tanto em lagos rasos como profundos (APHA, 1998). A localização dos pontos é apresentada

Figura 1, sendo que foi adotada a denominação P2A e P2B para o Ponto 2.

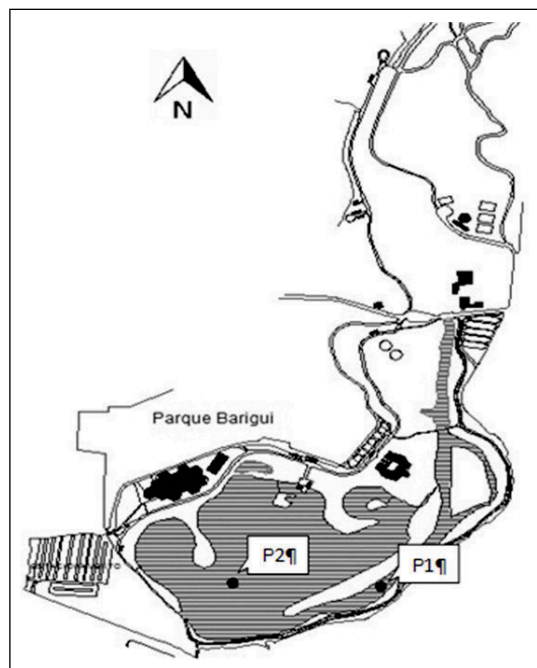


Figura 1. Localização espacial dos pontos de coleta
Fonte: Adaptado de IPPUC (2010)

Das amostras coletadas em cada campanha foram realizadas análises para a determinação da concentração do pigmento clorofila-a (extração com acetona 90%) e fósforo total (digestão com persulfato de potássio e ácido sulfúrico, método colorimétrico do ácido ascórbico), ortofosfato (método colorimétrico do ácido ascórbico), oxigênio dissolvido (método Winkler), nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico (Macro-Kjedhal). As análises destes parâmetros foram realizadas de acordo com procedimentos apresentados no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). A determinação do pH foi realizada por leitura direta em sensor potenciométrico, em pHgâmetro marca Wissenschaftlich – Technische Werksstaten GmbH & CoKG, modelo 330i). A determinação do IET foi realizada conforme metodologia definida por Lamparelli (2004). Para a avaliação da correlação entre os resultados para os pontos de amostragem e coletas foi realizada a análise estatística ANOVA.

RESULTADOS

Avaliação das concentrações de nutrientes e de Clorofila-a

As concentrações de fósforo total nos três pontos de coleta, nas quatro campanhas, variaram de 0,17 mg L⁻¹ PO₄⁻³ a 0,53 mg L⁻¹ (Tabela 1) e foram superiores ao valor estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05, de 0,025 mg L⁻¹ P, para ambientes léticos, com tempo de residência de 2 a 4 dias e águas de Classe 2. As concentrações de ortofosfato também foram elevadas, e variaram de 0,04 a 0,35 mg L⁻¹ (Tabela 1).

Para o ponto P1, as concentrações de ortofosfato foram elevadas nas quatro campanhas. Esta forma de fósforo está associada à introdução de esgoto e carreamento de solos pela drenagem superficial de áreas agrícolas. O ponto P2A, localizado no interior do lago, apresentou resultados para as formas de fósforo inferiores às do ponto P1; estas concentrações podem ser devidas ao efeito de mistura e diluição do lago. Por outro lado, os valores das concentrações referentes à terceira campanha foram superiores aos das demais campanhas, o que pode estar associado à liberação de fósforo do sedimento para a coluna d'água neste período. No ponto P2B, os resultados para a concentração de fósforo total na coluna d'água foram superiores aos demais pontos. Devido a sua maior profundidade pode haver ocorrido liberação de fósforo pelo sedimento e/ou sedimentação de sólidos aos quais o fósforo pode estar adsorvido.

Por sua vez, os resultados para o ortofosfato indicam que há fontes pontuais de lançamento de esgoto que contribuem para a concentração desta espécie no sistema. As baixas concentrações de ortofosfato em comparação com as do fósforo total neste ponto, podem ser devido ao consumo desta forma pela biomassa.

As concentrações de nitrogênio amoniacal foram baixas e estiveram abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05 (3,70mg L⁻¹ de nitrogênio na forma amoniacal em pH <7,5). De acordo com os resultados apresentados na Tabela 1, na 3ª campanha, o ponto P1 apresentou concentrações de nitrogênio amoniacal superiores em relação às demais campanhas, concentrações que podem ser provenientes de fontes pontuais como despejos clandestinos de esgoto *in natura* no lago.

Cabe salientar que de acordo com informações produzidas por Hardt e colaboradores (2007), para a realização do Plano de Despoluição Ambiental

TABELA 1
Resultados dos parâmetros analisados nos pontos monitorados no lago Barigui

PARÂMETROS	PONTOS			
	INFERÊNCIA	P1	P2A	P2B
Clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Média	0,23	4,25	10,89
	Desvio Padrão	0,12	4,15	15,96
Fósforo Total (mg L^{-1})	Média	0,25	0,22	0,35
	Desvio Padrão	0,11	0,08	0,16
Ortofósforo (mg L^{-1})	Média	0,22	0,08	0,09
	Desvio Padrão	0,14	0,04	0,04
Nitrogênio Total (mg L^{-1})	Média	2,42	2,12	2,77
	Desvio Padrão	0,87	0,28	0,50
Nitrogênio Amoniacal (mg L^{-1})	Média	0,67	0,28	0,42
	Desvio Padrão	0,87	0,28	0,50
Oxigênio dissolvido (mg L^{-1})	Média	5,09	6,50	6,45
	Desvio Padrão	2,08	3,87	3,35
pH	Média	6,83	7,31	7,37
	Desvio Padrão	0,21	0,91	0,95

(PDA), foi identificado que, em um raio de 200 m, no qual estão incluídos 780 lotes, foi observado que existiam situações irregulares, isto é, lotes que não estavam ligados à rede de esgoto da Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR. Consequentemente existe a possibilidade de descargas clandestinas de esgoto no rio Barigui próximo à entrada do lago. Atualmente, tal afirmativa é corroborada pelos resultados obtidos com o levantamento dos pontos de lançamento irregular de esgoto tornado possível pela implementação do Sistema de Informações Georreferenciadas para Monitoramento de Serviços de Saneamento, produzido pelo Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba – IPPUC e operado pela Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Curitiba, utilizado para o controle e fiscalização da situação atual da rede de coleta de esgoto. De acordo com as informações obtidas a rede de coleta de esgoto não contempla todos os lotes da área do Parque Barigui. (IPPUC, contato pessoal, 2012).

Nas terceira e quarta campanhas, o ponto P2A apresentou valores elevados para as concentrações de nitrogênio orgânico em relação àqueles das demais campanhas, enquanto os valores de nitrogênio

amoniacal foram inferiores, indicando, provavelmente, consumo desta forma de nitrogênio. Nestas campanhas também foi observado um aumento na concentração de clorofila-a, o que indica, de forma indireta, a presença de fitoplâncton.

As elevadas concentrações de nitrogênio orgânico nos pontos P2A e P2B, nas 3ª e 4ª campanhas, indicam contribuição da biomassa fitoplanctônica à concentração desta forma de nitrogênio, além da possível presença de esgotos domésticos identificados pelas concentrações em P1. Em relação ao nitrogênio amoniacal, na 1ª campanha, o P2B apresentou a concentração de $0,53 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NH}_3$, maior em relação às demais campanhas. Nesta campanha, a concentração de nitrogênio amoniacal pode ter representado o produto final da decomposição da matéria orgânica oriunda da produção primária no lago. A partir do resultado da ANOVA, para o intervalo de confiança de 95%, pode-se deduzir que não houve diferença estatística entre os valores de concentrações dos parâmetros analisados entre os pontos amostrados.

Apesar da alta disponibilidade de nutrientes na coluna d'água, o crescimento do fitoplâncton não foi uniforme durante o período de estudo, o que pode in-

dicar que outros fatores inibiram o desenvolvimento da biomassa fitoplanctônica como luz e temperatura.

Como pode ser observado na Tabela 1, no ponto P1 não houve crescimento expressivo de biomassa fitoplanctônica, tendo sido determinada a concentração mínima de $0,14 \mu\text{g L}^{-1}$, na 1ª campanha, e máxima de $0,42 \mu\text{g L}^{-1}$, na 2ª campanha. O baixo crescimento de fitoplâncton nesta área do lago pode estar associado às características hidráulicas, ao ambiente lótico, com correnteza, e à baixa profundidade da coluna d'água, que variou de 0,50 m, na 1ª campanha, a 0,70 m, na 3ª campanha.

Ao contrário do ponto P1, o ponto P2A apresentou características de ambiente lêntico e profundidade da coluna d'água variando de 1,10 m, na 2ª campanha, a 1,50 m na 1ª campanha. As concentrações dos nutrientes também foram elevadas, $0,18 \text{ mg L}^{-1}$ a $0,34 \text{ mg L}^{-1}$ para o fósforo total, e $2,35 \text{ mg L}^{-1}$ para o nitrogênio orgânico, observadas na 3ª campanha. Nesta campanha, também foi observada a maior concentração de biomassa, $10,22 \mu\text{g L}^{-1}$ de clorofila-a. Segundo Wetzel (1983), ambientes aquáticos que apresentem concentração de clorofila-a acima de $10 \mu\text{g L}^{-1}$ podem ser considerados eutrofizados. Deve-se ressaltar que a 3ª campanha foi realizada na primavera (setembro), período em que o florescimento de algas ocorre naturalmente.

Para o ponto P2B, a 0,50 m de profundidade e em região lêntica, para as três primeiras campanhas, as concentrações de clorofila-a foram superiores aos demais pontos de coleta. Deve ser salientado que as características deste ponto favorecem o crescimento e florescimento de algas. Na 3ª campanha, a concentração de clorofila-a foi de $34,79 \mu\text{g L}^{-1}$, valor que permite considerar que, durante o período da primavera, o lago Barigui apresentou-se como um sistema eutrofizado.

Os valores de produção primária interferem no consumo e na produção de oxigênio no sistema aquático. Para o ponto P2B, a partir das concentrações de oxigênio dissolvido e de clorofila-a, foi possível observar a sazonalidade do florescimento e decomposição de algas no lago. Isso em termos de consumo de oxigênio para a estabilização da matéria orgânica, produção de biomassa e de oxigênio (Figura 2).

Observando os valores das concentrações de OD e de clorofila-a é possível afirmar que, entre os meses de dezembro e abril, o lago esteve em período de decomposição. Nesta fase, devido aos processos de estabilização da matéria orgânica autóctone ou alóctone e respiração de seres vivos presentes no lago, a pro-

dução de oxigênio foi baixa e seu consumo elevado. Por outro lado, entre os meses de maio e novembro o lago encontrava-se em período de produção primária.

Como pode ser observado na Figura 2, nas duas primeiras campanhas, tanto o ponto P2A como o P2B apresentaram baixas concentrações de oxigênio dissolvido e biomassa como clorofila-a, enquanto a produção de oxigênio atingiu os maiores valores na 3ª campanha, realizada no mês setembro, em que ocorreu o florescimento de algas no lago. Por outro lado, os perfis de oxigênio e de crescimento da biomassa no ponto P1 não permitiram identificar a sazonalidade, ao contrário do que foi observado nos demais pontos. Vários fatores contribuem para que o ponto P1 apresente um comportamento diferente, por exemplo, a predominância, de ambiente lótico com baixa profundidade, correnteza e suscetibilidade à ação dos ventos.

ÍNDICE DO ESTADO TRÓFICO

Para a determinação deste índice foram adotados os estados de trofia ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico, cujos limites, para lagos, em cada nível de trofia, são apresentados na Tabela 2.

Em relação à concentração de fósforo (IET-PT), a característica do ponto P1 variou de Supereutrófico a Hipereutrófico (Figura 3). Entretanto, em relação à clorofila-a, apresentou-se, nas quatro campanhas, como Ultraoligotrófico. Durante o período de desenvolvimento da pesquisa, embora existisse disponibilidade de nutrientes, não foi observado crescimento significativo de algas (Tabela 1).

Em função das elevadas concentrações de fósforo total, da mesma forma que para o ponto P1, para o ponto P2A, os resultados referentes ao IET(PT) permitiram classificar o sistema como Supereutrófico a Hipereutrófico (exceto P1 na 4ª campanha). Em relação às concentrações de clorofila-a, o estado de trofia do ponto P2A, variou de Ultraoligotrófico, na 1ª campanha, a Mesotrófico, nas 2ª e 3ª campanhas.

Como os valores da concentração de clorofila-a obtidos para o ponto P2A foram superiores em relação ao ponto P1, a partir do cálculo do IET médio, a classificação resultou em Eutrófico, na 2ª campanha, e Supereutrófico na 3ª. Portanto, pode-se afirmar que, em função dos resultados IET_L para os pontos P1 e P2A, o cálculo do IET médio possibilitou o enquadramento do lago Barigui em categorias tróficas que indicam impactos devido à presença excessiva de algas. Este fato foi observado apenas no ponto P2A,

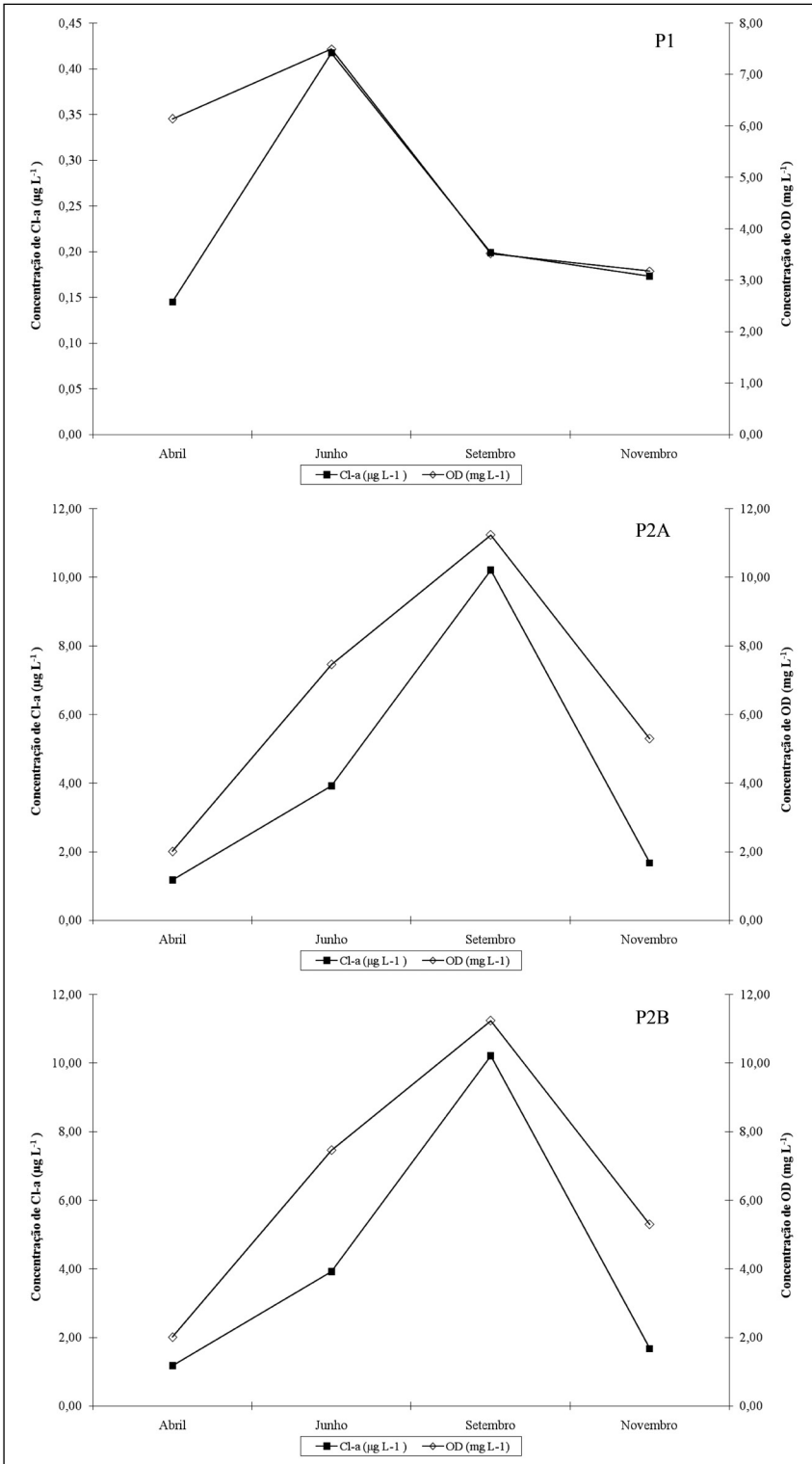


Figura 2. Perfis de oxigênio dissolvido e concentração de clorofila-a nos pontos de coleta.

TABELA 2
Classificação do estado trófico segundo o índice de Lamparelli, modificado para lagos e reservatórios

Estado Trófico	Critério	P-total (mg PO ₄ ³⁻ m ⁻³)	Clorofila-a (mg m ⁻³)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	P ≤ 8	Cl-a ≤ 1,17
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	8 < P ≤ 19	1,17 < Cl-a ≤ 3,24
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	19 < P ≤ 52	3,24 < Cl-a ≤ 11,03
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	52 < P ≤ 120	11,03 < Cl-a ≤ 30,55
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67	120 < P ≤ 233	30,55 < Cl-a ≤ 69,05
Hipereutrófico	IET > 67	233 < P	69,05 < Cl-a

Fonte: adaptado de CETESB (2006)

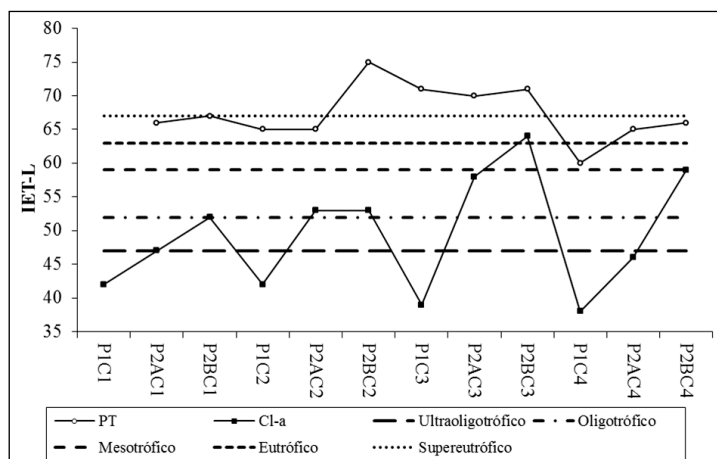


Figura 3. Estados de trofia do lago Barigui de acordo com IET_L.

TABELA 3
Relação N/P

Campanha	Ponto de coleta	Nitrogênio total	Fósforo total	N/P
1	P1	1,83	0,23	7,8
2		0,92	0,16	5,6
3		3,75	0,42	8,9
4		2,45	0,19	12,7
1	P2A	1,53	0,19	7,9
2		0,99	0,18	5,5
3		2,85	0,34	8,3
4		2,56	0,19	13,1
1	P2B	2,75	0,24	11,5
2		0,97	0,53	1,8
3		4,24	0,44	9,7
4		2,62	0,19	13,3

na 3ª campanha, quando foi identificada a concentração de clorofila-a de $10,22 \mu\text{g L}^{-1}$.

Por sua vez, o ponto P2B, nas quatro campanhas, apresentou valores para a concentração de clorofila-a superiores aos demais pontos de coleta, principalmente na 3ª campanha, quando foi observado o período de florescimento de algas. Assim como a classificação do IET_L em relação aos pontos P1 e P2A, o cálculo do IET (PT) permitiu classificar o lago em categorias tróficas que indicam estados de eutrofização avançados. Para este ponto, na 3ª campanha, o IET (Cl-a) apresentou como resultado o nível Supereutrófico. Corpos aquáticos que se enquadram neste nível, apresentam alta produtividade primária e estão associados a episódios de floração de algas. O aumento da concentração do pigmento clorofila-a foi observado durante a primavera; período em que há maior crescimento e florescimento natural das algas, devido às condições propícias como luz e temperatura.

A avaliação dos resultados dos cálculos do IET (PT) e do IET (Cl-a), para os pontos P1, P2A e P2B, para as quatro campanhas, possibilita afirmar que o sistema não se encontrava em processo de eutrofização estabelecido, pois os estados tróficos indicados pelo IET (PT) não coincidem com IET (Cl-a), exceto para o P2B, na 3ª campanha. Dessa forma, pode-se afirmar que os pontos P2A e P2B do lago Barigui encontravam-se eutrofizados durante as coletas realizadas no período da primavera.

Um fator que pode estar limitando o crescimento das algas em outros períodos do ano é a relação nitrogênio total/fósforo total. A partir desta relação pode-se determinar qual dos dois é o nutriente limitante para o crescimento. Assim, aplicando o critério definido por Thomann e Mueller (1987), para lagos pequenos com predominância de fontes pontuais, como é o lago Barigui, se a razão N/P for menor do que 10, a limitação ao crescimento das algas é fornecida pelo nitrogênio. Portanto, conforme apresentado na Tabela 3, da análise da relação N/P, pode-se deduzir que, para o período do estudo, isto é, de abril a dezembro, o ambiente do lago Barigui foi limitado em termos de concentração de nutrientes, principalmente pelo nitrogênio, e que a limitação por fósforo ocorreu na quarta campanha, para os três

pontos de coleta e, na 1ª campanha no ponto P2B. A limitação por fósforo pode ser devida ao consumo pela biomassa presente no sistema. Dever ser salientado que a limitação pelo nitrogênio também foi observada nos estudos de Villa (2005).

Um dos fatores que podem explicar a limitação pelo fósforo na 4ª campanha é o florescimento de algas que ocorreu na 3ª campanha. Isso devido à necessidade de consumo de nutrientes para o aumento da população de fitoplâncton.

CONCLUSÃO

Apesar da abundância de fósforo no sistema e deste nutriente ser considerado, normalmente, o limitante para o florescimento de algas em águas interiores, no caso do lago Barigui foi observado que o nitrogênio é o nutriente limitante e, portanto, para que seja possível reduzir e/ou evitar o processo de eutrofização, o aporte deste nutriente ao sistema do lago deve ser reduzido. Para isso, é necessário identificar possíveis lançamentos de esgoto *in natura* a montante do lago ou mesmo no seu interior. A introdução destes nutrientes deve ser revista, para tanto deve-se considerar um plano de gerenciamento para evitar lançamentos no rio Barigui e seu lago.

Apesar das concentrações de nutrientes terem sido elevadas durante todo o período da pesquisa, somente na primavera foi observado o crescimento de algas. Durante os meses de maio a novembro o lago encontrava-se em período de florescimento de fitoplâncton e entre dezembro e abril em período de decomposição da biomassa fitoplânctônica.

A aplicação do IET(PT) possibilitou a classificação do sistema em categorias que variaram de Supereutrófico a Hipereutrófico, enquanto a aplicação do IET(Cl-a) possibilitou a classificação do sistema entre os níveis Ultraoligotrófico e Supereutrófico. Os resultados produzidos para o IET(Cl-a) foram de grande importância para avaliar o nível trófico durante o florescimento das algas, tendo sido possível determinar que, na 3ª campanha, o lago encontrava-se eutrofizado a nível Supereutrófico. Entretanto, é importante afirmar que o sistema não se encontra em processo de eutrofização plenamente estabelecido, pois os resultados das categorias tróficas não coincidem.

Referências

ABELL, J. M., OZKUNDAKCI, D., HAMILTON, D. P. 2010. Nitrogen and phosphorus limitation of phytoplankton growth in New Zealand lakes: Implication of eutrophication control. *Ecosystems* N13, p966-977.

- APHA; AWWA; WPC – American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th Ed., 1998.
- CARLSON, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* V22 p361 – 369.
- CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2006. **Relatório da qualidade das águas do Estado de São Paulo – 2005. Anexo V: Índice de Qualidade das Águas**. São Paulo. Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/tecnologia-ambiental/laboratorios/61-publicacoes-e-relatorios--relatorios-de-qualidade>. Acesso em 10 de março de 2010.
- CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. *Resolução nº 357, de 17 de março de 2005*. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF. Disponível em <http://www.mma.gov.br/conama>. Acesso em 12 de agosto de 2011.
- DODDS, W. K., JONES, J. R., WELCH, E. B. 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. **Water Research**. V 32 N5, p1455-1462.
- DODDS, W. K. 2007. Trophic state, eutrophication, and nutrient criteria in streams. *Trends in ecology and evolution* V22 N12, p669-676.
- FEUCHTMYR, H., MORAN, R., HATTON, K., CONNOR, L., HEYSES, T., MOSS, B., HARVEY, I., ATKINSON, D. 2009. Global warming Global warming and eutrophication: effects on water chemistry and autotrophic communities in experimental hypertrophic shallow lake mesocosms. *Journal of Applied Ecology* V46 p713-723.
- FERREIRA, R. M., BARROS, N. O., DUQUE-ESTRADA, C. H., ROLAND, F. 2005. *Lições de limnologia*. São Paulo: Rima Editora.
- FILL, H. D., SANTOS, I. 2002. *Projeto PEN – 04 – Modelagem hidrológica e ambiental de bacias hidrográficas*. Relatório Final. Curitiba.
- FRAGOSO JÚNIOR, C., MARQUES, D. M. L. M., FERREIRA, T. F., JANSE, J. H., vanNES, E. H. 2011. Potential effects of climate change and eutrophication on a large subtropical shallow lake. *Environmental Modelling & Software* V26 p1137-1348.
- GENKAI-KATO, M., CARPENTER, S. R. 2005. Eutrophication due the phosphorus recycling in relation to lake morphology, temperature and macrophytes. *Ecology* V86 N1 p210-219.
- GRÁNĚLI, E., WEBER, M. AND SALOMON, PS., 2008. Harmful algal blooms of allelopathic microalgal species: The role of eutrophication. *Harmful Algae* V8 N1 p94-102.
- HARDT, L. P. A., NAKAMURA, S. M., FERNANDES, V. B., PELLIZZARO, P. C., VIDAL, F. S., ARAZAKI, E. T., TANAKA, L. S., SALVADOR, T. S., MAGALHÃES NETO, A. T., LACERDA, A. E. B. de, POMPEO, R., CIGOLINE, A. A., BORGES, M. V. K., DUDEQUE, I. J. T., DOUSTDAR, N.M., MAOSKI, E. T., SALVI, L. T., SANCHES, A. L., AMARAL, J. Z., AIHARA, N., RIBEIRO, D. M., BANSHO, S. M., FUJJI, N., Y. 2007. *Plano de manejo do parque natural municipal Braigui*. Relatório Final, Curitiba.
- IPPUC - Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba. Mosaico de aerofotos da área do Parque Barigui. 2010.
- JEPESEN, E., SONDERGAARD, M., JENSEN, J. P., HAVENS, K. E., ANNEVILLE, O., CARVALHO, L., COVENEY, M. F., DENEKE, R., DOKULIL, M. T., FOY, B., GERDEAUX, D., HAMPTON, S. E., HILT, S., KANGUR, K., KOHLER, J., LAMMENS, E. H. H. R., LAURIDSEN, T. L., MANCA, M., MIRACLE, M. R., MOSS, B., NÓGES, P., PERSSON, G., PHILLIPS, G., PORTIELJE, R., ROMO, S., SCHELSKE, C. L., STRAILE, D., TATRAI, I., WILLÉN, E., WINDER, M. 2005. Lake responses to reduced nutrient loading – An analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* V50 p1747-1771.
- KAGALOU, I., PAPASTERGIADOU, E., LEONARDOS, I., Long terms change in the eutrophication process in a shallow Mediterranean lake ecosystem of W. Greece: Response after the reduction of external load. 2008. *Journal of Environmental Management*. N87 p497-506.
- LAMPARELLI, M. C. 2004. *Grau de Trofia em Corpos D'Água do Estado de São Paulo: Avaliação dos Métodos de Monitoramento*. São Paulo, Tese (Doutorado no Instituto de Biociências), USP.
- SAHOO, G. B., SCHLADOW, E. S. G. 2008. Impacts of climate change on lakes and reservoirs dynamics and restoration policies. *Sustain Science* V3 p189-199.
- THOMANN, R. MUELLER, J. A. *PRINCIPLES OF SURFACE WATER QUALITY MODELING AND CONTROL*. 1987. Harper & Row: New York.
- TOLEDO JÚNIOR, A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E.G. 1983. *A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais*. Camboriú; Anais do 12º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camboriú.
- TOLEDO JÚNIOR, A. P. 1990. *Informe preliminar sobre os estudos para obtenção de um índice para avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais*. São Paulo: CESTEB, 12p. (Relatório Interno).
- VILLA, A. T. 2005. *Avaliação Ambiental da Qualidade da Água do Lago do Parque Barigui: Potencial de Poluição Orgânica*. Curitiba, Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental), UFPR.
- VON SPERLING, E., FERREIRA, A. C. S., GOMES, L. N. L. 2008. Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth. *Desalination* V226 p169-174.
- WETZEL, R. G. 1983. *Limnology*. Saunders College Publishing: Philadelphia, 2º ed.

Carla Cristina Bem Aluna de doutorado do Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela Universidade Federal do Paraná (UFPR), carlacristina.bem@gmail.com.

Maria Cristina Borba Braga Professora Adjunto do Departamento de Hidráulica e Saneamento e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental/UFPR crisbraga@ufpr.br

Júlio César Rodrigues de Azevedo Professor Adjunto do Departamento Acadêmico de Química e Biologia (DAQBI), Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Coordenador do Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA). jcrazevedo@utfpr.edu.br

Metodologia multicriterial para orientação de processos decisórios relativos a intervenções em cursos de água em áreas urbanas

Adriana Sales Cardoso
Márcio Benedito Baptista

RESUMO: Intervenções em cursos de água urbanos tem sido alvo de ampla discussão. O lugar de destaque que vem sendo assumido pelas abordagens ambientalmente integradas, em contraposição às tradicionais técnicas de engenharia, insere novos elementos aos processos de análise e decisão – múltiplas disciplinas, escopos e atores –, ampliando as dificuldades inerentes à escolha de soluções.

Em vista da carência de metodologias voltadas ao suporte do processo ora citado, este trabalho apresenta uma proposta de ferramenta com tal finalidade, buscando integrar variáveis fluviais, ambientais e urbanísticas.

A metodologia proposta, a ser empregada na fase de estudos preliminares das operações urbanísticas que apresentam interferências ou implicam intervenções diretas em rios e córregos, consiste na estruturação das etapas de um processo decisório multicriterial, considerando os objetivos da intervenção, o diagnóstico dos meios fluvial e urbano, a concepção de alternativas e a análise de sua viabilidade, a análise de seu desempenho, impactos, custos e atendimento aos objetivos, permitindo, finalmente, realizar-se a comparação global das alternativas em estudo.

No intuito de ilustrar a aplicação da metodologia, a descrição de cada uma das suas etapas é realizada juntamente com sua aplicação efetiva a um estudo de caso.

PALAVRAS-CHAVE: cursos de água urbanos, intervenções, indicadores, análise multicriterial

ABSTRACT: Interventions in urban rivers and streams water courses have been subject of intense discussion. The observed tendency of adoption of integrated approaches, instead of the traditional engineering ones, creates the need to consider many disciplines, scopes and actors in the decision process, making the selection of alternatives even more difficult. The lack of methodologies focused in the mentioned decision process leads to the opportunity of this paper, proposing an aid-decision tool incorporating fluvial and environmental variables to those related to the urban scenario. Therefore, the proposed methodology consists on structuring the phases of a multicriterial decision process related to urban interventions that may affect, in different levels, rivers and streams. It aims to help the preliminary phase of studies, taking into account the intervention's objectives, the diagnosis of the fluvial and urban environments, the conception and feasibility analyses of alternatives and their performance/impact, costs and level of objectives attendance analysis, making possible to compare alternative and select the appropriate, in global terms. With the intention to illustrate the methodology appliance, each of its phases is described along with a case study.

KEY-WORDS: urban watercourses, interventions, indicators, multicriterial analysis.

INTRODUÇÃO

O processo de constituição das cidades se relaciona intimamente com a degradação do meio natural, implicando em fortes impactos sobre as águas urbanas – em termos de qualidade, quantidade e regime – e acarretando inúmeros danos ambientais e sociais.

Frente a esse quadro de degradação, é crescente o reconhecimento da importância de se preservar os sistemas naturais remanescentes e de restaurar os am-

bientes degradados, com a adoção gradativa de novas abordagens para tratar a questão. Ainda que no Brasil este quadro se apresente incipiente, no panorama internacional, diversas são as iniciativas com este viés.

No tocante à restauração fluvial, são inúmeras as metodologias para orientar a seleção de alternativas, a exemplo da apresentada por Brierley *et al* (2002) – que visa auxiliar o processo decisório com base na análise do estágio atual e provável condição futura de degradação de cursos de água, notadamente em

meio rural – e URBEM (2005a), Gregory e Chin (2002) e CWP (2005), voltadas para a restauração de rios e córregos em meio urbano, propondo a integração de um conjunto de variáveis – naturais, urbanísticas, sociais, de gestão, etc. – ao processo de decisão. O cenário que desponta com as questões socioambientais, portanto, evidencia a necessidade de incorporação dessas variáveis ao usual modelo de avaliação de alternativas, geralmente pautado em análises de custo-benefício.

Grande parte das metodologias existentes, no entanto, apresentam procedimentos de análise significativamente complexos e a necessidade de levantamento de uma gama muito ampla de dados, o que dificulta e, em certos casos, inviabiliza a sua aplicação. Em vista das lacunas encontradas, principalmente no que tange ao emprego de metodologias ao meio urbano e a sua utilização na fase de estudos preliminares – à qual deve estar associado um procedimento de aplicação expedita –, este trabalho propõe uma sistemática buscando estruturar as etapas de *concepção, análise, comparação e seleção de alternativas* inerentes aos pro-

cessos decisórios relativos a intervenções em cursos de água urbanos, orientando o seu procedimento de análise e subsidiando a tomada de decisão.

Em termos gerais, a metodologia proposta apresenta-se bastante flexível, permitindo a incorporação de novos critérios de análise e a eliminação daqueles considerados pouco pertinentes, de acordo com as particularidades de cada caso. A sua construção foi pautada em levantamento bibliográfico, na avaliação de casos concretos e na discussão com profissionais envolvidos com a questão, de forma a torná-la mais consistente e realista. O procedimento da análise, essencialmente qualitativo – ainda que utilize métodos quantitativos para a determinação de índices – exige critério e discernimento do analista, sendo de significativa importância a participação de equipes multidisciplinares na sua condução.

No desenvolvimento metodológico, a aplicação da metodologia a estudos de caso foi essencial para a sua consolidação, sendo parte de um dos estudos realizados apresentada neste documento, com fins de ilustração da sua utilização. Os resultados encontra-

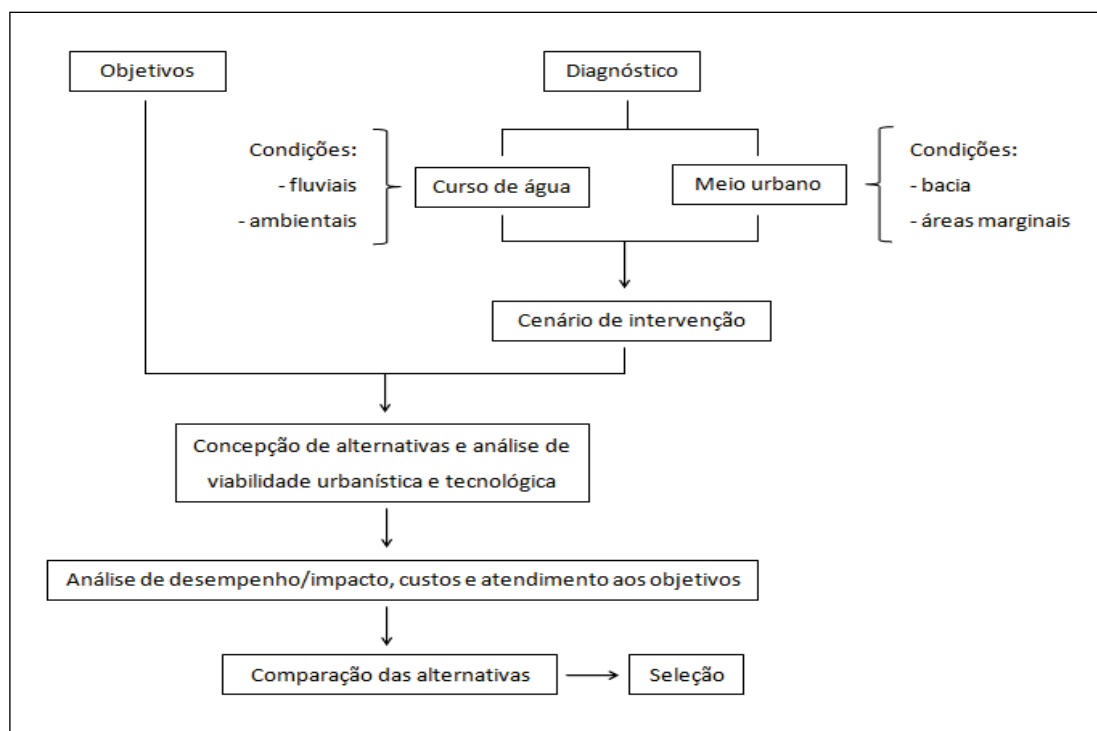


Figura 1. Fluxograma da metodologia proposta.

dos permitem concluir que a metodologia proposta é consistente e de fácil aplicação, podendo servir de importante subsídio à tomada de decisão na fase de estudos preliminares.

METODOLOGIA PROPOSTA

A metodologia que se apresenta neste trabalho, fundada em um conjunto de indicadores e índices, estrutura-se em seis etapas (fluxograma da Figura 1), descritas a seguir, paralelamente à sua aplicação a um estudo de caso, de forma a facilitar o seu entendimento.

O caso em questão trata da intervenção em um trecho do Córrego Engenho Nogueira, dentro dos limites do campus da Universidade Federal de Minas Gerais (Figura 2), em Belo Horizonte, que se encontra canalizado em seção fechada. Os recorrentes eventos de inundação que atingiam a área de estudo – da ordem de seis extravasamentos por ano – foram parcialmente resolvidos com a implantação de uma bacia de retenção em 2010. O risco remanescente, em conjunção com a intenção de promover uma melhoria nas condições paisagísticas do campus e o aumento da oferta de áreas de lazer, levou ao desenvolvimento do estudo, que avalia diferentes possibilidades para o

equacionamento do problema hidráulico e a reintegração do curso de água como elemento embelezador da paisagem e articulador de espaços de convívio social. No presente trabalho discute-se, na sequência, etapa por etapa, a aplicação da metodologia a um dos três trechos estudados por Cardoso (2012).

Etapa 1: Determinação dos objetivos da intervenção

Na primeira etapa da metodologia, os objetivos da intervenção devem ser claramente definidos, assim como estabelecida a relação de importância entre os mesmos – caso haja mais de um –, permitindo nortear, em bases mais realistas, a concepção de alternativas, e assumindo papel crucial quando da comparação das soluções propostas, conforme será visto posteriormente.

Para o caso em estudo na UFMG, os objetivos de intervenção no curso de água e o seu peso relativo (PR) – associado à relação de importância entre eles – foram atribuídos pelos autores (no caso, os analistas). Considerando que a prioridade da universidade é a valorização urbano-paisagística do campus e que o seu atual nível de risco de inundações encontra-se reduzido – em decorrência do reservatório de deten-

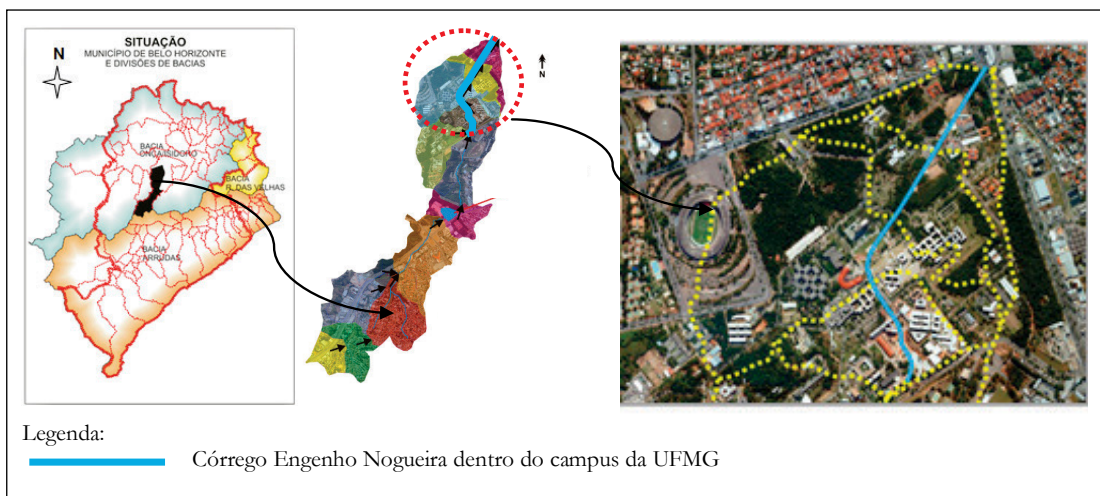


Figura 2. Córrego Engenho Nogueira: localização, delimitação de sub-bacias e imagem de satélite, com indicação do trecho em estudo.

Fonte: Prefeitura Municipal de Belo Horizonte; Moura et al, 2012 e adaptado de Google Earth, 2011.

ção implantado a montante da bacia (MOURA *et al.*, 2012) – os seguintes pesos foram atribuídos a cada objetivo da intervenção:

- ☒ Integração urbanística do córrego com as áreas de entorno, promovendo oportunidades de recreação e lazer para a comunidade acadêmica: PR=2.
- ☒ Solução de problemas de inundação: PR=1.

Etapa 2 Diagnóstico dos meios fluvial e urbano

A etapa de diagnóstico consiste no levantamento de dados acerca dos meios fluvial e urbano, a partir de visitas a campo, consulta a fontes secundárias de pesquisa e informações gerais, de forma a permitir a construção do cenário de intervenção para o qual serão concebidas as alternativas que deverão atender aos objetivos propostos.

O diagnóstico do *Meio Fluvial* deve considerar, essencialmente, a avaliação do nível de degradação do trecho em estudo, por meio do uso de sete indicadores, em dois grupos:

- ☒ *Fluviais*: desenvolvimento longitudinal (D.L.); seção transversal (S.T.); regime hidrológico (R.H.) e integridade morfológica (I.M.);
- ☒ *Ambientais*: diversidade de habitats (D.H.); qualidade da água (Q.A.) e áreas verdes adjacentes (A.V.).

A avaliação dos indicadores repousa em procedimento qualitativo, a partir da identificação da sua condição atual em relação a uma escala de degradação dividida em cinco níveis: (1) ausente, (2) baixa, (3) média, (4) alta e (5) muito alta. Para cada nível da escala em questão estão associados cenários específicos de degradação, para cada um dos indicadores considerados, de forma a diminuir a subjetividade da análise (Cardoso, 2012).

No tocante ao diagnóstico do *Meio Urbano*, o mesmo se divide em duas vertentes de investigação, estando a primeira voltada para uma análise de aspectos gerais da bacia (como uso e ocupação do solo), tendo em vista a sua influência direta sobre as condições fluviais e ambientais dos cursos de água. A segunda, por sua vez, se foca nas áreas marginais ao trecho em estudo, uma vez que estas poderão impor diferentes níveis de restrição à implantação das alternativas, de acordo com as suas condições presentes e futuras, previstas em legislação, diretrizes institucionais ou planos. No quadro urbano, portanto, os itens de análise propostos para auxiliar o levantamento de dados são:

- ☒ *Bacia*: condições hidrológicas; grau de impermeabilização e estágio de ocupação;
- ☒ *Áreas marginais*: enquadramento legal; uso e ocupação do solo; infraestrutura e integração urbanística do curso de água com a paisagem circundante.

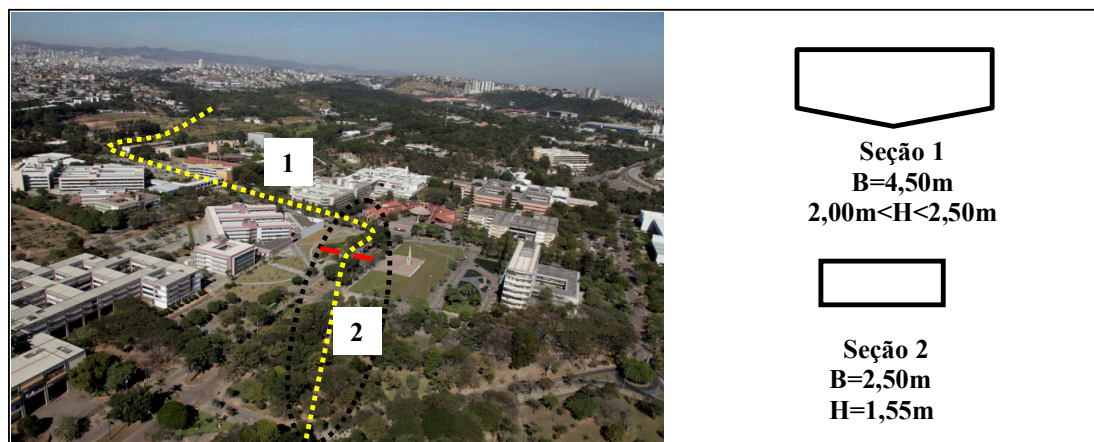


Figura 3. Condição da rede de drenagem e da área de entorno do trecho em estudo.

O diagnóstico do Córrego Engenho Nogueira e da sua área de estudo foi realizado segundo as diretrizes anteriores e com o auxílio de fichas de levantamento elaboradas com a finalidade de orientar e organizar a coleta de dados (Cardoso, 2012). Em resumo, o córrego em questão percorre uma área urbanizada da região da Pampulha, apresentando extensão total de 5,5 km – estando 75% canalizada –, com aproximadamente 1,6 km dentro do campus da UFMG.

Quanto à condição específica do trecho em estudo, ressalta-se o seu fechamento em galeria, observando-se, ainda, a redução abrupta de seção (Recuperação, 2012), após mudança, também abrupta, de alinhamento, como ilustrado na Figura 3.

Assim, em vista do referido cenário de canalização, o estado de degradação do trecho em estudo apresentou-se significativamente elevado, como definido no quadro da Figura 4.

No que tange às características do meio urbano, destaca-se o estágio praticamente consolidado de ocupação da bacia, com grau de impermeabilização superior a 60%. Em relação às áreas marginais ao trecho em estudo, as mesmas apresentam diferentes condições de uso e ocupação, com presença de sistema viário na parte mais a montante, ausência de ocupação na porção mediana e edifícios do setor administrativo da universidade mais a jusante (Figura 5).

Dimensão/ Indicador		Degradação em relação à condição natural					Significado
		1	2	3	4	5	
Fluvial	D.L.					x	Alterações significativas (largura, continuidade, traçado)
	S.T.					x	Seção fechada
	I.M.	x					Margens estáveis
	R.H.				x		Nível de risco de inundações com danos considerável
Ambiental	D.H.					x	Significativas alterações nas condições naturais do curso de água propícias à criação/reprodução de espécies
	A.V.				x		Alterações consideráveis quanto à presença de vegetação e/ou espécies
	Q.A.		x				Pequena presença de esgotos e/ou resíduos sólidos

Figura 4. Resultado do estado de degradação fluvial/ambiental do trecho em estudo.

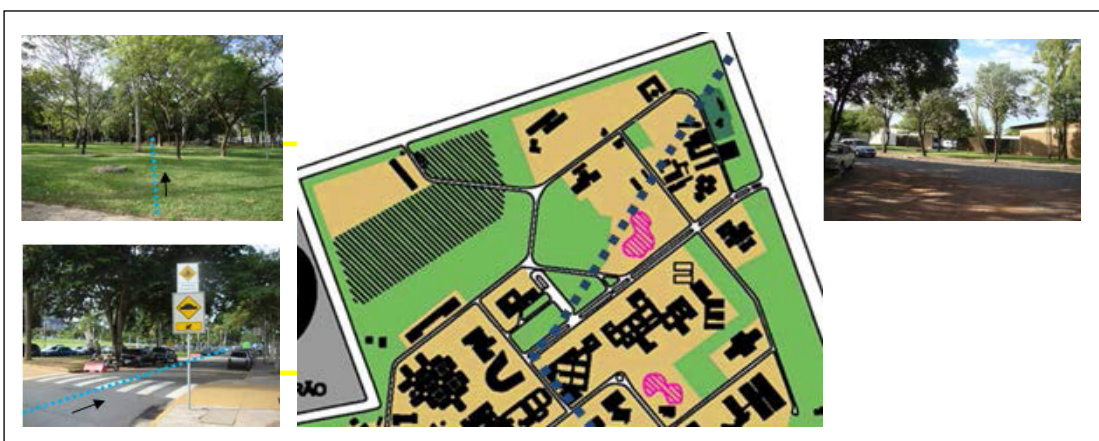


Figura 5. Condições de uso/ ocupação do solo nas áreas marginais do trecho em estudo.

Etapa 3: Concepção de alternativas e análise de viabilidade urbanística e tecnológica

A concepção de alternativas de intervenção em um curso de água resulta da compatibilização entre os objetivos da operação urbana com as condições diagnosticadas na área interveniente. Todavia, em função da frequente complexidade dos aspectos em análise e da importância conferida a questões de ordem urbanística, ambiental, social, econômica, dentre outras, poderão ser propostas soluções consideravelmente distintas para atendimento a um mesmo objetivo. Ainda, em decorrência de particularidades locais, as soluções poderão ficar restritas à calha fluvial ou interferir nas suas áreas marginais, incorporando-as ou restringindo-as.

Neste momento do processo de análise, a concepção de alternativas deve ter seu foco em conceitos abrangentes de intervenção, considerando, de

maneira qualitativa, a magnitude dos seus prováveis impactos, além de aspectos de natureza econômica, mesmo que ainda em nível superficial. Após o delineamento inicial de possíveis alternativas de intervenção, as mesmas devem ser avaliadas quanto à sua viabilidade urbanística de implantação. Seguir-se-á uma análise de cunho tecnológico, com vistas a definir sua exequibilidade.

Como apresentado na Figura 6, uma vez atendida a legislação urbanística e ambiental, a viabilidade de implantação das alternativas repousa em aspectos de cunho político e social, nos casos onde as mesmas interfiram fortemente nas redes de infraestrutura e de equipamentos urbanos e/ou impliquem na necessidade de remoção, desapropriação e reassentamento de população. Desse modo, ainda que possam ser tecnológica e economicamente viáveis, as alternativas poderão estar sujeitas a não se concretizar, caso não estejam em consonância com as variáveis ora consideradas.

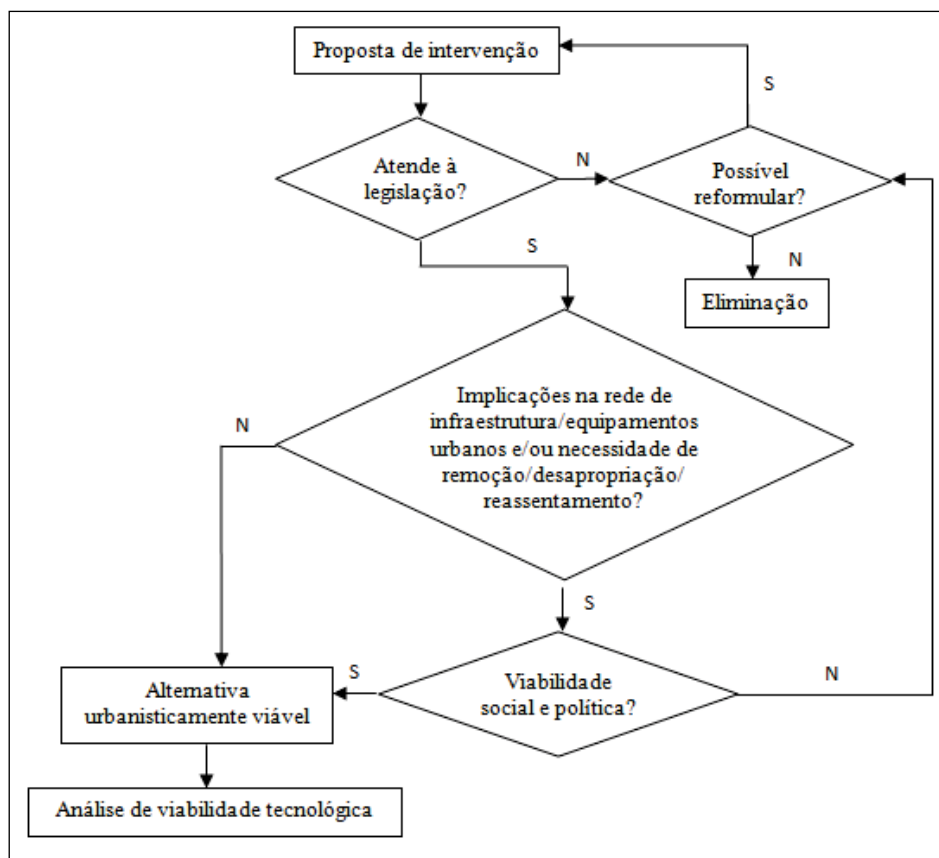


Figura 6. Fluxograma para análise da viabilidade urbanística de alternativas.

As soluções pré-aprovadas em termos urbanísticos devem ser compatibilizadas com as técnicas de engenharia disponíveis, à luz de uma análise integrada de aspectos tecnológicos: hidráulicos, geomorfológicos, geotécnicos, construtivos e operacionais. Ressalta-se, nesse

caso, a possibilidade de consideração de mais de uma solução tecnológica para “atendimento” a uma mesma *alternativa urbanística*, o que poderá levar à composição de diversas alternativas de intervenção, pela conjugação de aspectos urbanísticos e tecnológicos (Figura 7).

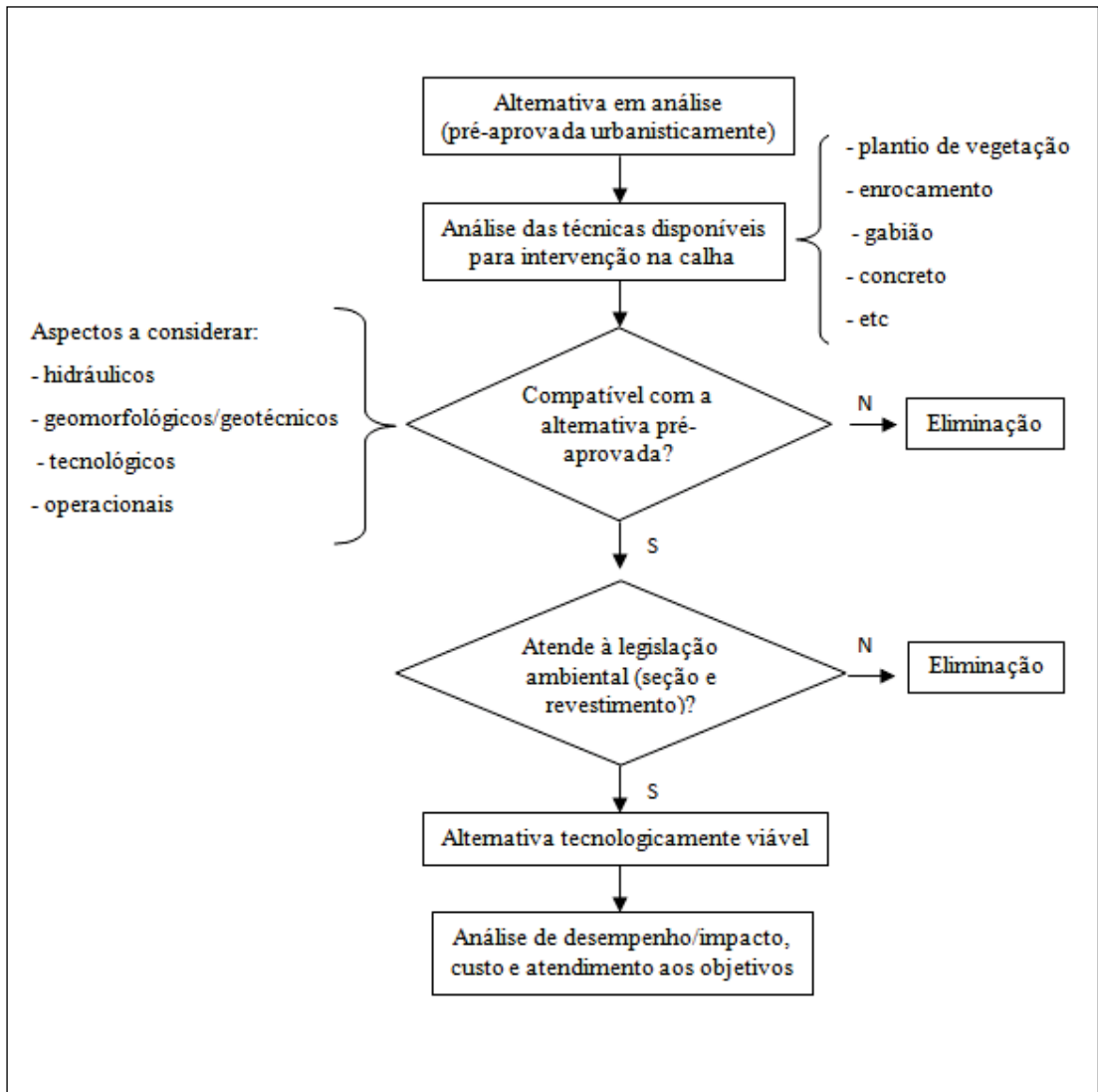


Figura 7. Fluxograma para análise da viabilidade tecnológica de alternativas.

No caso da *concepção de alternativas* para intervenção no trecho em estudo do Córrego Engenho Nogueira, além dos objetivos da intervenção e do diagnóstico da sua área de inserção, foram considerados os anseios e expectativas da população que frequenta o campus universitário sobre uma eventual possibilidade de abertura do curso de água (Figura 8).

Os resultados apresentados são provenientes de entrevistas realizadas com 197 pessoas, constituindo uma amostra estatisticamente representativa da comunidade – professores, alunos, servidores, prestadores de serviço e terceirizados –, o que permitiu orientar o desenvolvimento da presente etapa (Cardoso, 2012).

Diante desse quadro, foram propostas quatro alternativas para intervenção no trecho em estudo (Figura 9), cada qual atendendo, de maneira distinta, os objetivos da intervenção, sendo que todas elas asseguram o controle dos riscos de inundação:

☞ *Alternativa #1*: criação de um novo canal, em seção aberta, para comportar as vazões de cheia, ficando a galeria existente funcionando como extravasor em caso de eventos extremos. O segmento final é constituído de uma galeria em concreto até a galeria já existente. Esta proposta implica em interferências no sistema viário em uma grande extensão, com vistas à integração do curso de água como elemento da paisagem;

☞ *Alternativa #2*: Similar à alternativa anterior no segmento inicial, seguindo em seção aberta, em terreno não ocupado, em seu segundo trecho e terminando também na galeria existente, em seção fechada. Esta proposta implica em interferências no sistema viário em uma menor extensão, proporcionando integração paisagística e implantação de equipamentos urbanos;

☞ *Alternativa #3*: criação de um novo canal para comportar as vazões de cheia, ficando a galeria existente também funcionando como extravasor. O trecho inicial apresenta-se em seção fechada e, em seguida, assume a mesma configuração dos segmentos finais da Alternativa #2;

☞ *Alternativa #4*: manutenção da galeria existente e execução de canal extravasor em seção fechada.

Em seguida à concepção das alternativas previamente apresentadas, realizou-se a sua *análise de viabilidade urbanística e tecnológica*, conforme os fluxogramas das Figuras 6 e 7. No primeiro caso, foram levantadas as seguintes considerações:

1. *Alternativa #1*: em termos de legislação ambiental, a alternativa não pode ser avaliada, uma vez que se trata de um canal projetado e não de uma intervenção em um curso de água natural. Em relação à legislação urbanística, notadamente quanto ao Regulamento de Uso

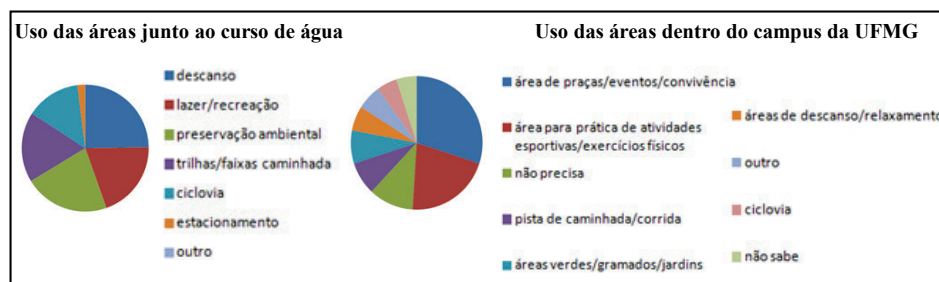


Figura 8. Expectativa dos entrevistados em relação ao uso de áreas associadas ao curso de água e dentro do campus da UFMG.

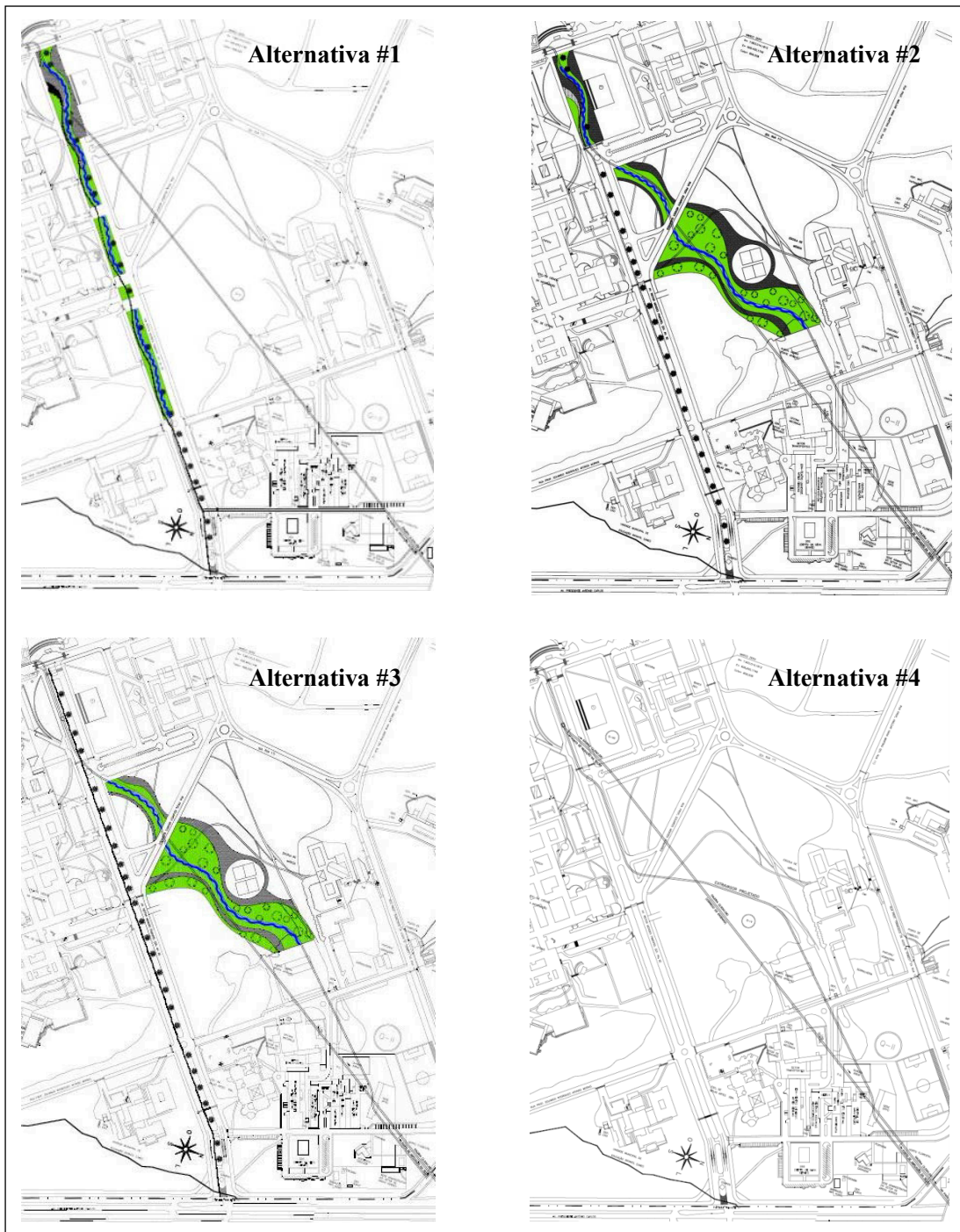


Figura 9. Alternativas de intervenção concebidas para o trecho em estudo.

e Ocupação do Solo do Campus da Pampulha da UFMG (UFMG, 2009), a alternativa atende a todas as disposições previstas. No que tange às implicações afetas à sua implantação, as mesmas recaem sobre o sistema viário, com a supressão de vias de circulação e de áreas de estacionamento. Apesar desses impactos (discutidos na etapa de *Análise de Desempenho e Impacto*), a sua implantação foi considerada viável, sem qualquer entrave político ou social;

2. *Alternativa #2*: idem no tocante à legislação e às interferências no sistema viário, no início do trecho. Na área em que o canal segue aberto em terreno desocupado, não existem interferências com o entorno. No segmento final, em galeria, não haverá implicações sobre os edifícios existentes, com desvio da rede por áreas não ocupadas;
3. *Alternativa #3*: igualmente viável, pelos mesmos motivos mencionados;
4. *Alternativa #4*: também neste caso, a legislação ambiental não se aplica. Quanto às interferências com o entorno, é prevista a manutenção do cenário existente, o que a torna plenamente viável em termos urbanísticos.

Em termos tecnológicos, previu-se apenas uma solução para cada alternativa proposta, sendo a sua verificação hidráulica realizada por meio do programa de cálculos hidráulicos HIDROWin (EHR/UFMG, 2012), utilizando-se os dados de vazão obtidos com o modelo desenvolvido pela UFMG (Moura *et al.*, 2011).

Ressalta-se que para o dimensionamento das calhas menor e maior dos canais em seção aberta foram adotados Períodos de Retorno equivalentes a 2 e 25 anos, sendo o primeiro caso com vistas a dimensionar um “leito menor” com uma vazão permanente passando pelos meandros do canal mesmo em situações de estiagem. O Período de Retorno de 25 anos está associado ao nível de risco admissível no campus.

Sendo assim, em termos tecnológicos, as alternativas concebidas para intervenção na calha do curso de água foram basicamente as mesmas para Alternativas #1, 2, 3 e 4 pré-aprovadas urbanisticamente, variando somente em função do tipo de seção, ou seja, canal aberto ou galeria, para os quais se propõe o uso de concreto, grama e enrocamento de pedra lançada

(primeiro caso), e concreto (segundo caso), conforme ilustrado na Figura 10.

De acordo com os cálculos de dimensionamento realizados, todas as alternativas tecnológicas de intervenção propostas são passíveis de implementação, estando plenamente compatíveis com as soluções urbanísticas de intervenção, em termos de largura, profundidade e tipo de revestimento da seção.

Etapa 4: Análise de desempenho global

Esta etapa considera a análise global das alternativas, contemplando aspectos de desempenho, propriamente dito, impactos, custos e atendimento aos objetivos. Para subsidiar a comparação de alternativas são propostos três diferentes índices, conforme discutido a seguir.

Análise do grau de atendimento aos objetivos

O primeiro ponto em análise da metodologia proposta consiste na quantificação do grau de atendimento das alternativas aos objetivos da intervenção. Assim, tratando-se de intervenções em áreas urbanas, com impactos diretos e/ou indiretos sobre os cursos de água, foram levados em conta os objetivos de *controle de riscos; integração urbanística e implantação/alteração de vias de circulação* e transporte, uma vez que estes são os mais recorrentes. Todavia, ressalta-se a possibilidade, tanto de supressão como de incorporação de outros objetivos, de acordo com as especificidades do caso em estudo.

Para a análise do índice em questão, primeiramente, há que se proceder a uma priorização e ponderação dos objetivos, com atribuição de nota 1 ao menos importante e, aos demais, notas que representem o quanto esses o são mais importantes que aquele (3 ou 4 vezes no máximo, conforme Goicochea *et al.*, 1982 *apud* URBEM, 2005b). Os pesos assim atribuídos, chamados de pesos relativos (PR), devem ser divididos por sua soma total, chegando-se aos pesos normalizados (PN), os quais devem ser multiplicados pela nota relativa ao grau de atendimento da alternativa ao objetivo proposto.

Esta última análise, por sua vez, é pautada em um conjunto de critérios e indicadores respectivos, sendo estes avaliados segundo uma escala de pontuação que varia de zero a um. Assim como comentado anteriormente, também os critérios e indicadores considerados (ou a serem propostos de acordo com

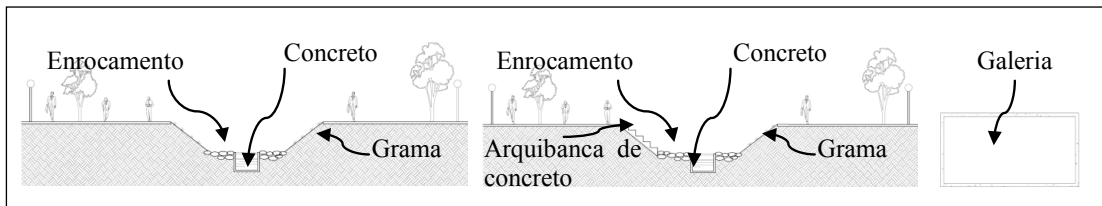


Figura 10. Soluções de intervenção tecnológica concebidas para o trecho em estudo.

Objetivo	Critério de análise	Indicador de análise
Controle de riscos	Controle de cheias	TR de projeto e TR desejável
Implantação/alteração de vias de circulação e transporte	Atendimento aos critérios de projeto	Características geométricas
		Acessibilidade
		Estacionamento
Integração urbanística	Acessibilidade	Ciclovias
		Vias de transporte
		Vias de pedestres
	Uso do solo adjacente à calha	Ciclovias/ciclofaixas
		Travessias
	Revestimento do leito e margens	Áreas verdes
	Áreas de lazer e descanso	
		Tipo de revestimento

Figura 11 – Objetivos de intervenção e seus critérios/indicadores de análise.

as demandas de cada caso) devem ser priorizados e ponderados, de acordo com o objetivo da intervenção (Figura 11). Saliente-se que no caso presente apenas os objetivos de controle de riscos e intervenção urbanística são contemplados.

Conforme mencionado, de acordo com as especificidades de cada caso, outros objetivos, critérios e indicadores, além dos ora propostos, podem ser incorporados à análise, permitindo a adequação da metodologia a contextos bastante diversos. No que tange ao trecho em estudo do Córrego Engenho Nogueira, os resultados da análise em questão podem ser visualizados na Tabela 1.

Análise de desempenho e impacto

A presente análise visa “mensurar” as prováveis implicações das alternativas de intervenção sobre o curso de água, considerando aspectos e condições que poderão ser influenciados ou sofrer algum tipo de alteração com a adoção das soluções propostas. Para tanto, faz-se uso de um conjunto de indicadores, fundados em estudos anteriores (Cardoso, 2008 e

Cardoso e Baptista, 2011), posteriormente complementados por outros documentos (CWP, 2005; URBEM, 2005c, 2004, 2003; Parsons *et al*, 2001). Os indicadores, em número de 12, são listados a seguir, estando inseridos em três dimensões de análise:

- ☞ *Fluvial*: desenvolvimento longitudinal (D.L.); seção transversal (S.T.); regime hidrológico (R.H.); integridade morfológica (I.M.);
- ☞ *Ambiental*: diversidade de habitats (D.H.); áreas verdes adjacentes (A.V.) ; qualidade da água (Q.A.);
- ☞ *Sociocultural/infraestrutura*: integração urbanística (I.U.); desapropriação, remoção e reassentamento (D.R.); vias de circulação e transporte (V.T.); estacionamento (E.); relação entre o curso de água e a população (C.P).

Tendo em vista a fase de estudos preliminares e a própria natureza dos indicadores, seu procedimento de análise se fundamenta em bases qualitativas, orientado pelo prognóstico da magnitude dos impactos – positivos ou negativos – decorrentes da

TABELA 1
Avaliação do grau de atendimento aos objetivos da intervenção

Objetivo: controle de cheias										
<i>Critério de análise: Tempo de Retorno</i>										
Indicador de análise	PR	PN	Grau de atendimento (G)				PNxG			
			Alt. #1	Alt. #2	Alt. #3	Alt. #4				
TRp/TRd	-	-	1,00	1,00	1,00	1,00				
Objetivo: integração urbanística										
<i>Critério de análise: acessibilidade ao curso de água</i>										
Indicador	PR	PN	Grau de atendimento (G)				PNxG			
			Alternativa				Alternativa			
			#1	#2	#3	#4	#1	#2	#3	#4
Vias de pedestres	1,6	0,62	1,00	1,00	0,65	0,00	0,62	0,62	0,40	0,00
Ciclovias	1,0	0,38	1,00	1,00	0,65	0,00	0,38	0,38	0,25	0,00
Total							1,00	1,00	0,65	0,00
<i>Critério de análise: uso do solo adjacente à calha do curso de água</i>										
Indicador de análise	PR	PN	Grau de atendimento (G)				PNxG			
			Alternativa				Alternativa			
			#1	#2	#3	#4	#1	#2	#3	#4
Áreas verdes	1,0	0,20	0,65	1,00	0,75	0,00	0,13	0,20	0,15	0,00
Áreas lazer	4,0	0,80	0,35	1,00	0,65	0,00	0,28	0,80	0,52	0,00
Total							0,41	1,00	0,67	0,00
<i>Critério de análise: revestimento do leito e margens do curso de água</i>										
Indicador de análise	PR	PN	Grau de atendimento (G)				PNxG			
			Alt. #1	Alt. #2	Alt. #3	Alt. #4				
Revestimento do leito e margens	-	-	0,75	0,75	0,50	0,00				
<i>Índice de atendimento ao objetivo de integração urbanística</i>										
Critério de análise	PR	PN	Grau de atendimento (G)				PNxG			
			Alternativa				Alternativa			
			#1	#2	#3	#4	#1	#2	#3	#4
Acessibilidade	1,0	0,25	1,00	1,00	0,65	0,00	0,25	0,25	0,16	0,00
Uso do solo adjacente	2,0	0,5	0,41	1,00	0,67	0,00	0,21	0,50	0,34	0,00
Revestimento	1,0	0,25	0,75	0,75	0,50	0,00	0,19	0,19	0,13	0,00
Total							0,65	0,94	0,63	0,00
<i>Índice de atendimento aos objetivos de controle de cheias e integração urbanística</i>										
Objetivo	PR	PN	Grau de atendimento (G)				PNxG			
			Alternativa				Alternativa			
			#1	#2	#3	#4	#1	#2	#3	#4
Controle de cheias	1,0	0,33	1,00	1,00	1,00	1,00	0,33	0,33	0,33	0,33
Integração urbanística	2,0	0,64	0,65	0,94	0,63	0,00	0,42	0,60	0,40	0,00
Total							0,75	0,99	0,76	0,33

Legenda: PR-Peso Relativo PN-Peso Normalizado: PR/ΣPR.

implantação de cada alternativa. Sendo assim, o impacto das soluções propostas sobre cada indicador será avaliado dentro de uma escala de pontuação que varia de -5 a +5, sendo a nota zero atribuída à atual condição do curso de água, levantada na etapa de diagnóstico, já descrita.

Ainda, deve-se ressaltar que, em função das especificidades de cada área de estudo, a relação de importância entre os indicadores pode ser significativamente variável e, portanto, a cada um deles deve ser atribuído um peso distinto – conforme apresentado na Tabela 2, adaptada de Saaty (2005), buscando tornar a análise mais realista e pertinente.

A soma dos produtos das notas da análise de impacto de cada indicador pelo seu respectivo grau de importância leva, portanto, à pontuação final da

alternativa de intervenção em estudo, em termos de desempenho e impacto, como pode ser visto na Tabela 3, concernente à aplicação desse procedimento ao estudo de caso do Córrego Engenho Nogueira.

Análise de custos

Nesta fase, considera-se o levantamento de custos referentes à implantação, manutenção e operação das alternativas e de custos relativos à remoção, reassentamento de famílias, desapropriação de imóveis e danos à população e à infraestrutura urbana decorrentes de eventos de inundação.

Os custos relativos à implantação, manutenção e operação de estruturas de drenagem podem ser obtidos a partir de composições de custos específicas ou

TABELA 2
Grau de importância (G.I.) dos indicadores de desempenho/impacto

Qualificação da importância	9	7	5	3	1	0
Grau atribuído	Muito grande	Grande	Média	Pequena	Muito pequena	Nula

TABELA 3
Análise de desempenho/impacto para o trecho em estudo

Dimensão/ Indicador	G.I.	Pontuação parcial				Pontuação global				
		Alternativa				Alternativa				
		#1	#2	#3	#4	#1	#2	#3	#4	
Fluvial	D.L.	7	+4	+5	+3	0	+4x7=+28	+5x7=+35	+3x7=+21	0x7=0
	S.T.	7	+4	+5	+3	0	+4x7=+28	+5x7=+35	+3x7=+21	0x7=0
	I.M.	3	0	0	0	0	0x3=0	0x3=0	0x3=0	0x3=0
	R.H.	9	+5	+5	+5	+5	+5x9=+45	+5x9=+45	+5x9=+45	+5x9=+45
Ambiental	D.H.	3	+3	+4	+2	0	+3x3=+9	+4x3=+12	+2x3=+6	0x3=0
	A.V.	7	+4	+5	+4	0	+4x7=+28	+5x7=+35	+4x7=+28	0x7=0
	Q.A.	1	+2	+2	+1	0	+2x1=+2	+2x1=+2	+1x1=+1	0x3=0
Socio-cultural	I.U.	9	+4	+5	+4	0	+4x9=+36	+5x9=+45	+4x9=+36	0x9=0
	C.P.	7	+5	+5	+4	0	+5x7=+35	+5x7=+35	+4x7=+28	0x7=0
Infraestrutura	V.T.	5	-3	-1	0	0	-3x5=-15	-1x5=-5	0x5=0	0x5=0
	E.	5	-5	-1	0	0	-5x5=-25	-1x5=-5	0x5=0	0x5=0
Total							+171	+234	+186	+45

Legenda: DL: desenvolvimento longitudinal; ST: seção transversal; IM: integridade morfológica; RH: risco hidrológico; DH: diversidade de habitats; AV: áreas verdes; QA: qualidade da água; IU: integração urbanística; CP: relação curso de água-população; VC: vias de circulação e transporte; E: estacionamento.

estimados a partir de estudos de cunho mais geral, tais como descrito por Evangelista *et al* (2011) e Moura *et al* (2009). Para os demais custos, podem ser adotados valores locais ou, na falta desses, nacionais, uma vez que os erros inerentes aos cálculos não devem desempenhar papel significativo no resultado final por se tratar de uma análise comparativa entre alternativas. Os danos decorrentes de eventos de inundação sobre a infraestrutura urbana e sobre setores residenciais, comerciais e de serviços podem ser definidos com base em Milograna *et al* (2011) e Nascimento *et al* (2007), respectivamente, para as condições brasileiras.

Para o caso em estudo, os cálculos referentes à implantação foram baseados em dados de Evangelista *et al* (2011) e Moura *et al* (2009), para o caso de canais e galerias, assim como em planilhas de custos da Superintendência de Desenvolvimento da Capital (Sudcap). Os valores levantados foram devidamente atualizados de acordo com o Índice Nacional da Construção Civil (INCC) para janeiro de 2012, sendo o resultado do levantamento realizado apresentado na Tabela 4. Procedeu-se a também a composição e integração dos custos de manutenção das alternativas de intervenção propostas, com foco apenas nos canais, galerias e áreas gramadas, uma vez que são estas que demandam cuidados e investimentos mais expressivos e específicos de manutenção das alternativas.

Ressalta-se que os custos de manutenção apresentados referem-se ao Valor Presente Líquido do conjunto das operações considerando vida útil de 30 anos para todas as diferentes alternativas.

Etapas 5 e 6 Comparação e seleção de alternativas

Para a comparação de alternativas propõe-se a adoção de um procedimento simples de análise, com o uso de gráficos que consigam traduzir, de forma clara, os resultados obtidos na etapa precedente, possibilitando a comparação das alternativas em estudo.

Os principais resultados obtidos com o estudo de caso realizado, associados à etapa anterior, são apresentados na Tabela 5 e no gráfico da Figura 12, tendo-se procedido a uma transformação dos valores de custos encontrados, com atribuição do total de 100% ao menor custo das alternativas estudadas, de forma a permitir uma visualização coerente dos índices.

Saliente-se, novamente, que a presente metodologia de análise visa apenas orientar e subsidiar o processo de seleção da alternativa a ser adotada, cabendo ao decisor a sua efetiva definição, devendo esta ser pautada nos resultados obtidos em sintonia com questões de outra natureza, alheias aos aspectos

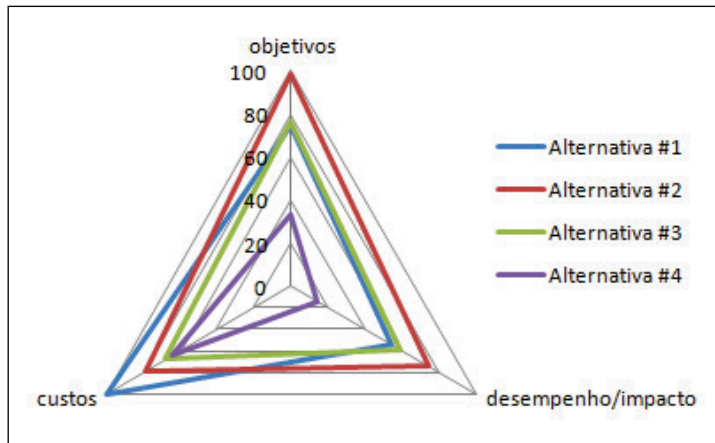
TABELA 4
Custos de implantação e manutenção levantados para o trecho em estudo

Custos	Alternativa			
	#1	#2	#3	#4
Implantação	3.251.637,04	3.839.464,43	4.653.399,30	5.518.053,73
Manutenção	1.315.243,65	1.958.163,04	2.069.958,20	1.598.897,19
Total	4.566.880,68	5.797.627,48	6.723.357,50	7.116.950,92

TABELA 5
Resultado global da análise das alternativas propostas

Alternativa	Objetivos	Desempenho/ Impacto	Índices de Análise			
			Custos (R\$)			Índice global
			Implantação	Manutenção	Total	
#1	75	+171	3.251.637,04	1.315.243,65	4.566.880,68	100%
#2	99	+234	3.839.464,43	1.958.163,04	5.797.627,48	79%
#3	76	+186	4.653.399,30	2.069.958,20	6.723.357,50	68%
#4	33	+45	5.518.053,73	1.598.897,19	7.116.950,92	64%

Figura 12. Representação gráfica dos resultados encontrados para as alternativas propostas para o trecho em estudo.



contemplados nas análises precedentes, tais como orçamento disponível, cronograma de implantação, avaliação política, etc.

DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

As quatro alternativas concebidas para o trecho em estudo do Córrego Engenho Nogueira atenderam em diferentes graus os objetivos da intervenção, o que refletiu em resultados de desempenho/impacto e custos também distintos para cada uma delas.

Dentre as soluções estudadas, a Alternativa #2 se destaca como a melhor em relação aos índices de atendimento aos objetivos e desempenho/impacto, ficando em segundo lugar em termos de custos, conforme ilustrado no gráfico da Figura 12. Quanto ao último quesito, a Alternativa #1 se encontra em primeiro lugar, porém, na terceira colocação em relação aos demais (praticamente empatada com a Alternativa #3, segunda colocada em relação aos mesmos). Já a Alternativa #4 apresenta as piores pontuações em todos os quesitos analisados.

Descartadas as Alternativas #3 e #4, a escolha quanto àquela a ser adotada permanece complexa, pois se a Alternativa #1 é 21% mais barata que a Alternativa #2, esta se apresenta melhor avaliada tanto no tocante ao Índice de Atendimento aos Objetivos quanto ao Índice de Desempenho/Impacto. Sendo assim, no caso de efetivar-se a possibilidade de intervenção, caberia à UFMG, com base nos índices apresentados e à luz de questões internas, orçamentárias e políticas, a tomada de decisão.

CONCLUSÕES

A metodologia apresentada neste documento com vistas à orientação de processos decisórios relativos a intervenções em cursos de água urbanos pautou-se em um desenvolvimento de caráter dialético, com a aplicação de cada uma das etapas propostas a um estudo de caso piloto, o que permitiu a sua avaliação e reformulação ao longo do processo. Os resultados obtidos em campo, juntamente com outros estudos, tornaram evidente a necessidade de proposição de uma ferramenta flexível, aberta à incorporação de novos critérios de análise ou eliminação daqueles considerados pouco pertinentes. Em cenários urbanos, esse tipo de abordagem é essencial, uma vez que a complexidade inerente a essas áreas não permite a criação de “modelos” herméticos a serem aplicados e replicados a qualquer tipo de contexto.

A aplicação da metodologia a um trecho do Córrego Engenho Nogueira, dentro do campus da UFMG, permitiu demonstrar a facilidade de seu emprego e a consistência dos resultados obtidos, possibilitando uma clara comparação entre as alternativas de intervenção concebidas, permitindo, dessa forma, subsidiar o processo de seleção em bases bastante realistas.

Ressalta-se, todavia, a necessidade de critério e discernimento por parte do analista, que deve, em cada etapa, considerar as particularidades do seu objeto de análise, selecionar e ponderar indicadores e avaliar e comparar os resultados encontrados. O seu papel é crucial principalmente pelo fato de que a abordagem de análise é essencialmente qualitativa, ainda que

utilize métodos quantitativos para a determinação de índices. Dessa forma, por envolver certo grau de subjetividade, é de suma importância a participação de equipes multidisciplinares na condução das análises, uma vez que quanto maior a discussão e ponderação entre diversos especialistas e atores, maiores as chances de resultados bem sucedidos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Capes e ao CNPq pelo apoio ao desenvolvimento deste trabalho.

Referências

- BRIERLEY, G, FRYIRS, K, OUTHET, D, MASSEY, C. Application of the River Styles framework as a basis for river management in New South Wales, Australia. *Applied Geography* 22, p.91-122. 2002.
- CARDOSO, A. S. *Proposta de metodologia para orientação de processos decisórios relativos a intervenções em cursos de água em áreas urbanas*. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.
- CARDOSO, A.S. *Desenvolvimento de metodologia para avaliação de alternativas de intervenção em cursos de água em áreas urbanas*. 2008. 183 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.
- CARDOSO, A.S. e BAPTISTA, M.B. Metodologia para avaliação de alternativas de intervenção em cursos de água em áreas urbanas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. v.16. n.1. p.129-139. 2011.
- CWP – CENTER FOR WATERSHED PROTECTION. *Urban Subwatershed Restoration Manual Series. An Integrated Framework to Restore Small Urban Watersheds*. Manual 1. 116p. 2005.
- EHR/UFMG – DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E RECURSOS HÍDRICOS DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS. Link para o Programa HIDROwin 2.1: www.ehr.ufmg/?page_id=20. Acesso em setembro de 2012.
- EVANGELISTA, J.A.; MOURA, P.M.; BAPTISTA, M.B. *Avaliação preliminar de custos de implantação e manutenção de intervenções em cursos de água*. In: Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Maceió, Brasil. 2011.
- GOICOECHEA, A; HANSEN, D; DUCKSTEIN, L. *Multi-objective Decision Analysis with engineering and Business Applications*. John Wiley & Sons, Chichester, 321p. 1982. In: (URBEM) URBAN RIVER BASIN ENHANCEMENT METHODS. *Tool for assessing potential for rehabilitation (Work packages 6) – Multi-attribute decision making model for the Glinscica stream study site*. University of Ljubljana, Slovenia. 16p. 2005.
- GREGORY, K.J.; CHIN, A. Urban stream channel hazards. *Area* 34, 312-321. 2002.
- MILOGRANA, J., BAPTISTA, M., POSCH, F. e CAMPANA, N. *Procedure of urban infrastructure flood damage estimation – Case study of Itajubá, Brazil*. In: Proceedings of the 12nd International Conference on Urban Drainage. Porto Alegre, Brasil. 2011.
- MILOGRANA, J., BAPTISTA, M., POSCH, F. e CAMPANA, N. *Procedure of urban infrastructure flood damage estimation – Case study of Itajubá, Brazil*. In: Proceedings of the 12nd International Conference on Urban Drainage. Porto Alegre, Brasil. 2011.
- MOURA, P.; LARA, M.; BAPTISTA, M. *Análise da efetividade de bacias de retenção para controle de inundações em meio urbano: estudo de caso em Belo Horizonte*. In: Anais do XXV Congresso Latino-Americano de Hidráulica. San José, Costa Rica. IAHR. 2012.
- MOURA, P.M.; BAPTISTA, M. B.; COELHO, M. M. L. P.; PARREIRAS, L. ; BANDEIRA, J. V.; PARSIA, F. *Estudos para implantação de um sistema de previsão e alerta de cheia no campus Pampulha da UFMG*. In: XIX SIMPOSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HIDRÍCOS, 2011, Maceió. Anais. Porto Alegre : ABRH, 2011.
- MOURA, P.M.; BAPTISTA, M. B.; BARRAUD, S. AVALIAÇÃO MULTICRITÉRIO DE ALTERNATIVAS DE SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA. REGA. *Revista de Gestão de Águas da América Latina*, v. 6, p. 31-42, 2009.
- NASCIMENTO, N.O., MACHADO, M.L., BAPTISTA, M.B. e SILVA, A.P. The assessment of damages caused by floods in the Brazilian context. *Urban Water*, 4, 195-210. 2007.
- PARSONS, M.; THOMS, M., NORRIS, R. *Australian River Assessment System: AusRivAS Physical Assessment Protocol*, Monitoring River Health Initiative Technical Report nº 22, Commonwealth of Australia and University of Canberra, Canberra. 74p. 2001.
- RECUPERAÇÃO – Serviços Especiais e Engenharia. *Canal revestido fechado – Córrego Engenho Nogueira*. Relatório Técnico. 52p. v.1. 2012.
- SAATY, T.L. *Theory and Applications of the Analytic Network Process. Decision Making with Benefits, Opportunities, Costs and Risks*. United States: RWS Publications, 352 p. 2005.
- UFMG – UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS. Resolução nº 08/2009. Institui o Regulamento de Uso e Ocupação do Solo do Campus da Pampulha da UFMG.
- URBEM – URBAN RIVER BASIN ENHANCEMENT METHODS. *Identification of parameters to be monitored for aesthetic assessment*. IST-CESUR, Portugal. 10p. 2003.

URBEM – URBAN RIVER BASIN ENHANCEMENT METHODS. *Classification of the aesthetic value of the selected urban rivers - Methodology*. IST-CESUR, Portugal. 141p. 2004.

URBEM – URBAN RIVER BASIN ENHANCEMENT METHODS. *Decision Support Framework for Assessing and Managing Urban River Rehabilitation (Work packages 5 & 9)*. HR Wallingford, Inglaterra. 72p. 2005a.

URBEM – URBAN RIVER BASIN ENHANCEMENT METHODS. *Tool for assessing potential for rehabilitation (Work packages 6) – Multi-attribute decision making model for the Glinscica stream study site*. University of Ljubljana, Slovenia. 16p. 2005b.

URBEM – URBAN RIVER BASIN ENHANCEMENT METHODS. *Indicators of success (Work packages 10)*. Dresden University of Technology, Alemanha. 230p. 2005c.

Adriana Sales Cardoso Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos. adriana.projetos@gmail.com

Márcio Benedito Baptista Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos. marcio.baptista@ufmg.br

Análise de risco em rios, sujeito a lançamento de efluentes, através da aplicação da Teoria *Fuzzy*

Patrícia Freire Chagas, Raquel Jucá de Moraes Sales,
Vanessa Ueta Gomes, Arthur Mattos, Raimundo Oliveira de Souza

RESUMO: Neste trabalho, desenvolveu-se uma metodologia que combina a Teoria *Fuzzy* com os processos de transporte de poluente, com o objetivo de avaliar o risco de um rio sofrer processo de degradação ambiental. A metodologia emprega fundamentos da Teoria *Fuzzy* para avaliar a solução da equação da difusão advectiva em uma estrutura *fuzzy* e, assim, transformar um campo de concentração, variável no tempo e espaço, em um campo de funções de pertinências, também variáveis no tempo e no espaço. Ao longo do estudo, foi desenvolvido um programa computacional, em linguagem FORTRAN, que permitiu a realização de um conjunto de simulações para os mais presentes cenários encontrados nas relações entre o homem e o recurso hídrico. A partir dos resultados, fez-se algumas análises do comportamento do risco nas mais diversas situações propostas. De acordo com os resultados, conclui-se que a aplicação da Teoria *Fuzzy*, nos sistemas dinâmicos, para avaliar risco de degradação ambiental, tem grandes perspectivas para se tornar uma nova alternativa na busca de uma melhor análise para os programas de Gestão dos Recursos Hídricos.

PALAVRAS-CHAVE: Capacidade Receptora dos Rios; Análise de Risco; Poluição Hídrica.

ABSTRACT: In this work, it was developed a methodology that combines the *Fuzzy* Theory with the transport processes of pollutant, with the objective of evaluating the risk of a river to suffer a process of environmental degradation. The methodology uses the *Fuzzy* Theory to get the solution of the diffusion and advective equation, in a *fuzzy* structure and, in such way, to transform a concentration field, variable in the time and space, in a field of membership functions, also variables in time and in space. Along the study, there was the need of the development of a computational program, in FORTRAN language, that allowed the accomplishment of a group of simulations for the more presents sceneries found in the relationships between man and Natural River. The results allowed establishing some interesting analyses with regard to the behavior of a risk field for several proposed situations. The results allowed concluding that the application of the *Fuzzy* Theory, in the hydrodynamic systems, to evaluate risk of environmental degradation, in the water systems, has great perspectives to turn, in a close future, in an important alternative in the search of a better analysis for the programs concern with Water Resources Management

KEYWORDS: Risk Analysis, River Water Quality, Fuzzy Set Theory

INTRODUÇÃO

Através dos estudos de qualidade de água é possível avaliar o comportamento de um campo de concentração em um sistema hídrico, após o lançamento de uma carga poluente. Para tal, devem-se entender os fenômenos físicos, químicos e biológicos responsáveis pelo movimento e dispersão dos contaminantes nesse sistema. Os fenômenos físicos, relacionados a hidrologia, são regidos por leis fundamentais da física, tais como: conservação de massa, leis da dinâmica newtoniana, e leis da termodinâmica. Essas leis, quando aplicadas a meios contínuos, são representadas por equações diferenciais parciais que assumem diferentes formas, de acordo com o fenômeno a ser estudado (DIAS, 2003).

Muitas técnicas têm sido desenvolvidas com o objetivo de se quantificar riscos nos mais diversos problemas hídricos. Dentre as importantes teorias disponíveis no trato deste problema, podem-se destacar a teoria probabilística e a Teoria *Fuzzy*. A primeira, bastante utilizada em diversos campos da ciência, baseia-se nos princípios dos métodos probabilísticos, quea quantifica o risco através da avaliação das incertezas. E a segunda, Teoria *Fuzzy*, exige o desenvolvimento de funções especiais, com propriedades peculiares, de modo que o risco possa ser avaliado (CHAGAS, 2005).

O estudo das incertezas é a etapa fundamental para o gerenciamento dos riscos no que diz respeito a qualidade de água. Neste sentido, esta pesquisa aplica

a Teoria *Fuzzy* em modelos advectivo-difusivo para avaliar o risco dos sistemas hídricos não apresentarem os padrões de qualidade compatíveis com os usos desejados, quando sujeito a lançamentos de substâncias poluidoras. Deseja-se, portanto, fornecer subsídios que auxiliem na tomadas de decisões nos mais diversos Programas de Conservação de Mananciais.

METODOLOGIA

Este estudo parte da combinação de dois princípios básicos, o Princípio do Transporte de Massas e a Lei de Fick. Com isto, pode-se determinar o comportamento da concentração em rios sujeitos a diferentes cenários de lançamentos de efluentes. A concentração é obtida a partir da solução da equação diferencial da difusão advectiva, de maneira que seja possível avaliar o risco de contaminação de corpos hídricos através da aplicação da Teoria *Fuzzy*. A seguir serão apresentadas as formulações pertinentes ao modelo.

Modelo de Transporte de Poluentes

O campo de concentração é calculado mediante da equação da difusão advectiva, Eq. 1, definida por (JAMES, 1993):

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left(AE \frac{\partial C}{\partial x} \right) - KC + S_D \quad (1)$$

Onde, C é a concentração da substância ao longo do canal, em kg/m^3 ; u é a velocidade ao longo do canal, em m/s ; A é a área da seção transversal do canal, em m^2 ; E é o coeficiente de dispersão longitudinal; K é o coeficiente de decaimento da substância, em T^{-1} ; S_D representa o lançamento distribuído ao longo do canal.

Desenvolvendo a equação da difusão advectiva se tem a Eq. 2:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{1}{A} \left[AE \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + E \frac{\partial C}{\partial x} \frac{\partial A}{\partial x} + A \frac{\partial C}{\partial x} \frac{\partial E}{\partial x} \right] - KC + S_D \quad (2)$$

Rearranjando, a Eq. 2 passa a ser, Eq. 3:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \psi \frac{\partial C}{\partial x} = E \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - KC + S_D \quad (3)$$

Onde .

$$\psi = \left[u - \frac{E}{A} \frac{\partial A}{\partial x} - \frac{\partial E}{\partial x} \right]$$

Análise do Risco

Nas questões de qualidade de água, o comportamento das concentrações em um corpo hídrico, que recebe determinada carga poluente, pode ser representado por funções determinísticas, estocásticas ou funções de pertinência. No primeiro caso, busca-se uma equação que é capaz de avaliar o valor da concentração no espaço (x, y, z) e no tempo (t). Este resultado depende, principalmente, das condições de lançamento e das condições hidráulicas, hidrológicas e hidrodinâmicas do sistema hídrico. Neste caso, considerando que os parâmetros estatísticos foram eliminados da análise, não há como se avaliar as incertezas contidas no processo físico e, em consequência, não há como se fazer uma análise do risco ambiental para este sistema hídrico.

Caso o campo de concentração e a capacidade de assimilação do corpo hídrico forem representados por distribuições de probabilidade, com parâmetros físicos bem definidos, as incertezas presentes no processo físico poderão ser analisadas. Essa é metodologia estocástica adotada com maior frequência para avaliar as variabilidades das características estudadas e o risco ambiental, para qualquer sistema hídrico.

Entretanto, como já dito anteriormente, os modelos estocásticos exigem uma grande quantidade de dados para que se determe as funções densidades de probabilidades, para cada variável. Para contornar este inconveniente, neste estudo utilizou-se uma metodologia baseada na Teoria *Fuzzy*.

Modelagem Fuzzy para Cálculo do Risco

A formulação *fuzzy* desenvolvida para esta pesquisa utiliza a concentração lançada e a capacidade de assimilação do corpo hídrico como números *fuzzy*, representados por funções de pertinência, com valores definidos no intervalo $[0,1]$.

A função de pertinência representa o nível de pertinência dos parâmetros em um processo físico bem definido. Sendo assim, quanto maior for o grau de pertinência da variável analisada, maior será o valor da função. É importante lembrar que a imagem da função é o intervalo fechado de números reais $[0,1]$.

Para expressar as variáveis na forma *fuzzy* é necessário colocar o sinal “~” sobre as mesmas. Desta maneira, têm-se as seguintes formulações:

Equação do transporte de massa

$$\frac{\partial \tilde{C}}{\partial t} + \tilde{u} \frac{\partial \tilde{C}}{\partial x} = \frac{1}{\tilde{A}} \frac{\partial}{\partial x} \left(\tilde{E} \tilde{A} \frac{\partial \tilde{C}}{\partial x} \right) \pm \tilde{K} \tilde{C} + \tilde{S}_D \quad (4)$$

Onde \tilde{C} é a função de pertinência da concentração; \tilde{u} é a função de pertinência do campo de velocidade longitudinal; \tilde{E} é a função de pertinência do coeficiente de dispersão longitudinal; \tilde{K} é a função de pertinência do decaimento; \tilde{S}_D é a função de pertinência do lançamento difuso.

A solução desta equação permite determinar as variáveis dependentes na forma de funções de pertinências. Essas funções são calculadas ao longo de trechos do rio para diferentes tempos. A partir daí, o cálculo do campo de concentração ao longo do rio, para diferentes tempos de exposição a um lançamento, é efetuado. É importante notar que a solução da equação de transporte (6) produz as funções de pertinência de concentração, no tempo e no espaço. Em outras palavras, é dada uma função de pertinência para a concentração, em cada seção do rio, e em função do tempo. Isto implica dizer que o modelo permite o acompanhamento da evolução do comportamento de uma nuvem poluente ao longo do rio, para diferentes instantes.

As concentrações são calculadas a partir do lançamento de massas poluentes no corpo hídrico, de forma pontual ou difusa, sob as condições hidráulicas e hidrológicas do mesmo. É evidente, portanto, que este campo de concentração representa a resposta do sistema hídrico para aquele lançamento. Esta resposta é a capacidade de um corpo hídrico receber cargas poluentes e de se autodepurar ou não. Sendo assim, este campo de concentração, obtido através da solução da equação de transporte de poluentes, desempenha um importante papel no cálculo e avaliação do risco.

Outra função de pertinência, também necessária para se avaliar o risco de contaminação de um sistema hídrico, é aquela que representa os níveis máximos de concentrações permitidos no corpo hídrico. Esta função de pertinência representa, em suas características *fuzzy*, os limites máximos para as principais substâncias presentes nas diversas modalidades de lançamentos de esgotos, ou em um processo de drenagem de bacias com alto nível de atividades agrícolas. Esta função de pertinência é chamada resistência e, uma vez definida, permite que o risco seja calculado.

Assim, \tilde{R} é a função de pertinência de resistência que representa os limites máximos de concentrações permitidos para determinados usos, em um sistema hídrico qualquer. \tilde{C} é a função de pertinência da concentração, calculada através do modelo matemático proposto, e representa a resposta do sistema receptor ao lançamento de poluentes. E a função marginal de segurança, \tilde{M} , é representada pela diferença entre a função de pertinência da resistência \tilde{R} , e a função de pertinência da concentração calculada \tilde{C} .

Sendo assim, o índice de falha é definido como (GANOULIS, 1994):

$$R_f = \frac{\int_{-\infty}^0 \mu_{\tilde{M}}(m) dm}{\int_{-\infty}^{\infty} \mu_{\tilde{M}}(m) dm} \quad (5)$$

Enquanto que o índice de confiabilidade é definido por:

$$R_c = \frac{\int_0^{\infty} \mu_{\tilde{M}}(m) dm}{\int_{-\infty}^{\infty} \mu_{\tilde{M}}(m) dm} \quad (5)$$

É importante observar que tanto R_f como R_c são funções reais definidas no intervalo de $[0,1]$ e dependem, fundamentalmente, dos parâmetros hidráulico/hidrológicos do rio.

Composição das Funções de Pertinências

A composição das funções de pertinência foi feita através da distribuição *fuzzy* triangular, a partir da arbitragem dos valores mínimo, médio e máximo para as variáveis consideradas. Esses números *fuzzy* triangulares foram determinados de acordo com a faixa de variação mais encontrada na literatura, para rios naturais. Entretanto, esses limites forma arbitrados de acordo com os objetivos das simulações.

$$\mu_s = \frac{S - S_L}{S_m - S_L}, \text{ para } S_L \leq S \leq S_m \quad (7)$$

$$\mu_s = \frac{S - S_u}{S_m - S_u}, \text{ para } S_m \leq S \leq S_u \quad (8)$$

RESULTADOS E DISCUSSÕES

O processo de simulação, através do programa computacional desenvolvido, foi realizado com o objetivo de calcular o risco de contaminação de um corpo hídrico, sob a ação de agentes poluentes, considerando-se os cenários mais comuns para rios naturais.

Para avaliar a eficiência do programa computacional, com relação ao comportamento da concentração, comparou-se a solução numérica obtida pelo modelo desenvolvido com a solução analítica proposta por Chapra (1997). Essa simulação foi feita considerando um rio urbano com 2.000 m de comprimento; 5 m de largura do canal; 0,0005 m/m de declividade de fundo; e cujo coeficiente de rugosidade de Manning é 0,0138. A malha x-t foi dividida em 30 trechos de 100 m de comprimento, na direção x da corrente; e em 32 intervalos de tempo de 1,5 min, totalizando um tempo máximo de 0,8 h.

Verifica-se, pela Figura 1, que os valores encontrados, através da modelagem matemática proposta, ilustram excelente concordância com a solução analítica apresentada por Chapra (1997).

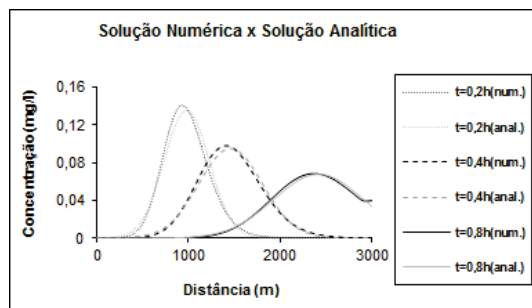


Figura 1. Comparação da distribuição da concentração pela solução numérica, obtida pelo modelo desenvolvido, com a solução analítica proposta por Chapra (1997).

Diante da concordância apresentada pela Figura 1, iniciou-se a fase de simulações para o estudo da concentração ao longo do rio.

Vários cenários foram definidos. Dentre os principais destacam-se o lançamento de uma carga puntiforme instantânea para uma substância conservativa; a propagação de uma onda despoluída que chega num rio poluído; a verificação do decaimento de uma substância não conservativa e do lançamento de uma carga puntiforme; e, por último, a análise de um cenário com uma carga difusa para substâncias com e sem decaimento.

Nas simulações seguintes, considerou-se um canal retangular com comprimento de 50.000 m, que foi discretizado em 50 trechos de 1.000 m de comprimento cada, na direção longitudinal do rio. Com relação ao tempo foram definidos 500 intervalos de 150 s, perfazendo um tempo máximo de, aproximadamente, 21 h. A vazão inicial do rio é de 50 m³/s. Os valores da declividade do canal, da rugosidade e da vazão inicial são definidos de acordo com a simulação desejada.

Para testar a capacidade do modelo numérico *fuzzy*, simulou-se um exemplo simples de transporte de poluentes proposto por Dou et al. (1997). Nesta simulação, considerou-se uma condição de contorno para concentração de 100 mg/l e o comprimento do canal de 1.525 m. Na discretização, o canal é dividido em 100 trechos de 15,25 m de comprimento cada, com 1.000 intervalos de tempo de 1 dia. Ainda, como dados de entrada, foram utilizadas funções *fuzzy* triangulares para os parâmetros velocidade (V), fator de ponderação para a dispersão (α) e coeficiente de dispersão (E_L), onde V é [1,8; 2,4; 3,1] m/s, α é [9,2; 15,3; 19,8] m e E_L é [16,56; 36,72; 61,38] m²/dia. Verifica-se que as funções de pertinência triangulares são usadas para caracterizar os valores das entradas *fuzzy* nas simulações.

Definidos os números *fuzzy* triangulares, foi possível gerar, a partir do programa desenvolvido, novos valores para as funções de pertinência, com cinco níveis diferentes 0; 0,25; 0,50; 0,75; 1, totalizando

TABELA 1
Função de Pertinência de C/C0 para t = 400 e 800 dias.

	0	0,25	0,50	0,75	1	0,75	0,5	0,25	0
T=400d	0	0,001	0,006	0,026	0,076	0,174	0,313	0,477	0,649
T=800d	0,816	0,925	0,975	0,993	0,999	1	1	1	1

9 valores de concentração. As concentrações foram calculadas a uma distância de 1.220 m da sessão de origem. A Tabela 1 apresenta os valores das concentrações para cada nível de pertinência, nos tempos de 400 e 800 dias.

A Figura 2 ilustra a comparação entre as funções de pertinência da concentração, obtidas através do modelo desenvolvido, com as funções obtidas da solução numérica do modelo de Dou et al. (1997). Verifica-se que os valores do modelo desenvolvido coincidem, quase que integralmente, com os resultados de Dou et al. (1997), evidenciando a eficiência do modelo.

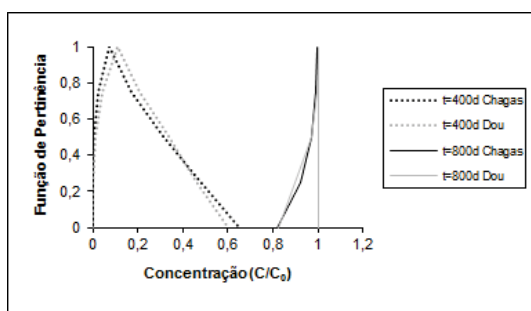


Figura 2. Comparação das funções de pertinência do modelo desenvolvido com o modelo de Dou et al. (1997), para os tempos de 400 e 800 dias.

Comprovada a eficiência do modelo avaliou-se, através do mesmo, o comportamento do risco de contaminação ambiental em um sistema fluvial. Nesta fase, foram feitas várias simulações mantendo as mesmas condições hidráulicas e hidrológicas anteriores para determinar a função risco no tempo e no espaço, após o lançamento de poluentes.

Nas simulações seguintes, considerou-se um canal retangular com comprimento de 50.000 m e vazão do rio de 50 m³/s. O estudo foi feito para lançamentos pontuais e difusos, para substâncias conservativas e não conservativas. Como o objetivo é calcular o risco ambiental, foram utilizados, como dados *fuzzy* de entrada, funções de pertinência triangulares. Sendo assim, para cada parâmetros adotado no modelo, foi estabelecida uma função de pertinência, de maneira que os intervalos de base de cada função são determinados por um desvio padrão de 25%. Com isto, a função é dada como [0,75 multiplicado pelo valor médio; valor médio; 1,25 multiplicado pelo valor mé-

dio]. De acordo com as simulações foram considerados também, como parâmetros *fuzzy*, a entrada da onda dinâmica, as entradas laterais, o decaimento, e outros.

Para a declividade do canal a função de pertinência adotada foi $A = [0,00006; 0,00008; 0,0001]$ m/m; e para a rugosidade do canal a função de pertinência foi $A = [0,0375; 0,05; 0,0625]$. Na Figura 3 se pode ver as simulações em que foi considerado o lançamento de substâncias conservativas.

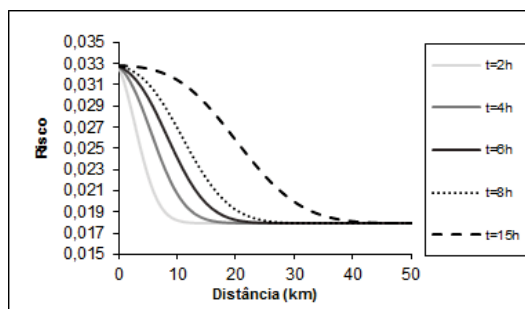


Figura 3. Comportamento da função risco para um lançamento na origem, com uma função de pertinência de resistência $A = [0,20, 100]$.

A Figura 3 ilustra os resultados obtidos pela simulação cujo lançamento é contínuo, com concentração igual a 100 mg/l, na seção de origem estudada. A concentração inicial do rio é 5 mg/l, a função de pertinência para a resistência é definida por $A = [0,20, 100]$ mg/l, sendo $\mu_A(0) = 0$, $\mu_A(20) = 1$ e $\mu_A(100) = 0$. Verifica-se, pela figura, que a função risco, no tempo e no espaço, tem comportamento semelhante ao da concentração. Ou seja, na medida em que o tempo passa, a função risco se desenvolve acompanhando a propagação da nuvem poluente, oriunda do lançamento contínuo na entrada do canal. O risco máximo ocorre na entrada do canal, local onde a substância é lançada, com valor de 3,2%.

Na Figura 4 se pode observar o comportamento da função risco após o lançamento instantâneo de uma massa poluente, na seção a 5 km do ponto de referência. O valor dessa concentração é 200 mg/l, ou seja, 20 vezes maior do que as condições iniciais de concentração do rio, que é 10 mg/l. Nas Figuras 5 e 6 são apresentados os comportamentos do risco para um lançamento instantâneo a 5 km do trecho inicial, para diferentes tempos, e diferentes valores de

resistência respectivamente. Os valores das diferentes funções de pertinência para a variável de controle Resistência são $A = [0,20,100]$ mg/l, $\mu_A(20) = 1$; $A = [0,50,100]$ mg/l, com $\mu_A(50) = 1$; $A = [0,80,100]$ mg/l, com $\mu_A(80) = 1$.

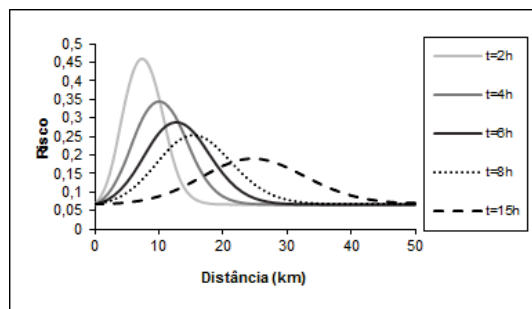


Figura 4. Comportamento do risco para um lançamento instantâneo a 5 km, com uma função de pertinência de resistência $A=[0,20,100]$ mg/l.

Na Figura 4 se vê que o perfil de concentração da função risco tem pico maior nas primeiras horas, sofrendo reduções nos tempos subsequentes de observação. O pico do risco chega a 46%, em t igual a 2 horas, diminuindo para 19% em 15 horas. Nota-se também que a função risco sofre um processo advectivo, ou seja, a função é deslocada de acordo com a posição da nuvem poluente.

Já nas Figuras 5 e 6 observa-se que o risco máximo varia de acordo com a função de resistência estabelecida. Por exemplo, para a função de pertinência de resistência, com valor central igual a 20 mg/l, o risco máximo, para um tempo igual a 2 horas, é de 45% enquanto que, para um tempo de 15 horas, o risco diminuiu para 20%. Para uma função de pertinência de resistência, com valor central igual a 80 mg/l, o pico do risco, para 2 horas, é 15% e para 15 horas, é 3%.

Nas duas simulações anteriores, também se verifica que a determinação do padrão de qualidade de qualquer corpo hídrico desempenha um papel fundamental no processo de avaliação do risco de falha do sistema, para um mesmo tipo de lançamento.

A Figura 7 ilustra o comportamento temporal da função risco, em uma seção fixa do canal, a 10 km da seção de origem do rio. É importante observar que o comportamento desta função segue a mesma

tendência de crescimento da nuvem poluente, observando que o pico máximo do risco chega a 20%, para t igual a 2 horas e 30 minutos. Depois dessa fase, a

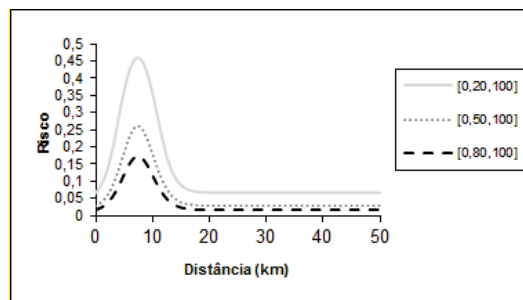


Figura 5. Comportamento do risco para um lançamento instantâneo a 5 km, para um tempo de 2 horas.

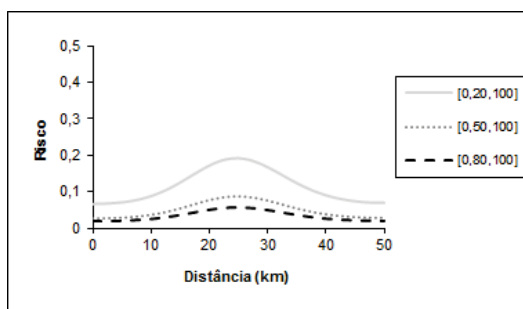


Figura 6. Comportamento do risco para um lançamento instantâneo a 5 km, para um tempo de 15 horas.

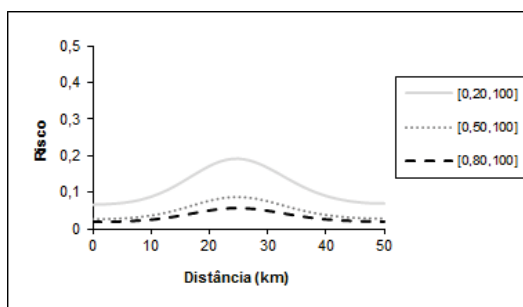


Figura 7. Comportamento da função risco em uma seção fixa do canal, a 10 km da origem, com uma função de pertinência de resistência $A=[0,50,100]$ mg/l.

função risco decresce suavemente até atingir o valor correspondente às condições iniciais.

Pelos resultados se pode ver que a função risco é dependente das variáveis de controle do escoamento, das condições de lançamento, e também das condições difusivas no processo de transporte.

CONCLUSÕES

Após a análise dos resultados, obtidos através da aplicação do programa computacional, algumas conclusões, relacionadas as teorias usadas no estudo, puderam ser formuladas. Várias simulações foram realizadas, para os mais diferentes cenários de rios naturais, considerando o lançamento de cargas poluentes. Com isso, foi possível analisar os resultados para cada cenário simulado.

Com relação aos resultados pertinentes à Teoria de Risco se pode concluir que, o campo de risco, ao longo de um rio natural, tem uma estrutura de distribuição semelhante ao comportamento da concentração. Este fato permite concluir que o risco

é um funcional e tem como variáveis de controle funções relacionadas com a hidrodinâmica e com os processos de transporte.

Na aplicação do modelo, considerando lançamentos em rios, cujos parâmetros são conhecidos, os resultados permitem chegar a algumas conclusões importantes. Pode-se ver que, por exemplo, rios com maiores vazões produzem campos de risco menores, enquanto que, para alguns rios estudados, cujo lançamento é o mesmo, e que tem valores menores de vazão, o campo de risco chegou próximo ao seu estado de saturação. Entende-se, portanto, que nas questões de controle da conservação hidroambiental, os aspectos hidráulicos e hidrológicos desempenham papéis fundamentais.

Finalmente, uma análise global da metodologia apresentada permite verificar a grande versatilidade da Teoria *Fuzzy*, não somente na avaliação de risco mas também no cálculo de campo de concentrações provenientes de modelos matemáticos *fuzzy*. E, por fim, é possível fazer uma análise de risco com um restrito banco de dados, já que a eficiência desta técnica é tão boa quanto a de outras técnicas que demandam grandes quantidades de dados.

Referências

- CHAGAS, P. F. **Perspectivas da Aplicação da Teoria Fuzzy para o cálculo de risco em sistemas hidrodinâmicos**. Tese defendida no Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará como parte dos requisitos para obtenção do título de doutor em recursos hídricos, 2005.
- CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Modeling**. New York: McGraw-Hill, 1997, 844p.
- DIAS, N. L. Obtenção de uma Solução Analítica da Equação de Difusão-Advecção com decaimento de 1ª ordem pelo Método da Transformação de Similaridade Generalizada. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n.1, p. 181-188, 2003.
- DOU, C.; WOLDT, W.; BOGARDI, I.; DAHAB, M. Numerical Solute Transport Simulation using Fuzzy Sets Approach. **Journal of Contaminant Hydrology**, n. 27, p. 107-126, 1997.
- GANOULIS, J. G. **Engineering Risk Analysis of Water Pollution: Probabilities and Fuzzy sets**. VCH publishers Inc. – Weinheim; New York; Basel; Cambridge; Tokyo: 1994.
- JAMES, A. **An Introduction to WATER QUALITY MODELLING**. 2nd Edition. By John Wiley & Sons Ltd, 1993, 311p.

Patrícia Freire Chagas Doutora em Engenharia Civil - Recursos Hídricos - Universidade Federal do Ceará. Pesquisadora da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. E-mail: pfchagas@yahoo.com.

Raquel Jucá de Moraes Sales Doutoranda em Engenharia Civil - Recursos Hídricos - Universidade Federal do Ceará. E-mail: raqueljuca@gmail.com.

Vanessa Ueta Gomes Doutora em Engenharia Civil - Recursos Hídricos - Universidade Federal do Ceará. E-mail: vanessa.ueta@yahoo.com.br.

Arthur Mattos Doutor em Engenharia Civil – Universidade de São Paulo. Professor Titular da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. E-mail: armattos@ufrn.br.

Raimundo Oliveira de Souza Doutor em Engenharia Civil - Universidade de São Paulo. Professor Titular da Universidade Federal do Ceará. E-mail: rsouza@ufc.br.

Presentación de artículos

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

FORMATO

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

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

Espacio doble, letra Times New Roman 12;

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

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

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

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

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

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

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

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