

USO DE MODELOS MATEMÁTICOS NA GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

Organizadores

Pedro Paulo Gomes Watts Rodrigues

Jader Lugon Junior



Campos dos Goytacazes, RJ

2012



Reitor Luiz Augusto Caldas Pereira
Pró-Reitor de Ensino Carlos Márcio Lima
Pró-Reitor de Pesquisa e Inovação José Augusto Ferreira da Silva
Pró-Reitora de Extensão Paula Aparecida Martins Borges Bastos
Pró-Reitor de Administração Amaro Falquer

Conselho Editorial Desiely Silva Gusmão
Edinalda Maria da Silva Ribeiro
Helvia Pereira Pinto Bastos
Inez Barcellos de Andrade
Jefferson Manhães de Azevedo
Luiz de Pinedo Quinto Junior
Maria Amelia Ayd Corrêa
Maria Inês Paes Ferreira
Pedro de Azevedo Castelo Branco
Regina Coeli Martins Aquino
Rogério Atem de Carvalho
Romeu e Silva Neto
Said Sérgio Martins Auatt
Salvador Tavares
Sergio Vasconcelos
Sílvia Lúcia dos Santos Barreto
Synthio Vieira de Almeida
Vania Cristina Alexandrino Bernardo
Vicente de Paulo Santos Oliveira
Wander Gomes Ney

Conselho Consultivo Adalberto Cardoso (IESP/UERJ)
Antonio Carlos Secchin (UFRJ)
Antonio José da Silva Neto (UERJ)
Asterio Kyoshi Tanaka (UNIRIO e UFRJ)
Erica Maria Pellegrini Caramaschi (UFRJ)
Fernando Benedicto Mainier (UFF)
Fernando Pruski (UFV)
Francisco de Assis Esteves (UFRJ)
Gaudêncio Frigotto (UFF)
Hamilton Gomes Costa (UFRRJ)
Helder Gomes Costa (UFF)
Iná Elias de Castro (UFRJ)
Jader Lugon Junior (IFF/IPRJ UERJ)
Janete Bolite Frant (PUC/SP)
José Abdallah Helayel-Neto (CBPF/MCT)
Miriam Fontenelle (UNIFLU e UNESA)
Rodrigo Valente Serra (ANP)
Ronaldo Pinheiro da Rocha Paranhos (UENF)
Sergio Arruda de Moura (UENF)
Vera Lucia Marques da Silva (FBPN)
Virginia Maria Gomes de Mattos Fontes (UFF)

Equipe Editorial
Revisão de língua portuguesa Edson Carlos Nascimento
Capa, projeto gráfico e diagramação Diego Melo
Catálogo Inez Barcellos de Andrade

Tiragem: 500 exemplares
Impressão: Meneghetti's Gráfica
e Editora LTDA

Essentia Editora
Rua Dr. Siqueira, 273 - Anexo do Bloco A -
2o. andar - Parque Dom Bosco
Campos dos Goytacazes/RJ - CEP 28030-130
Tel.: (22) 2726-2882 | fax (22) 2733-3079
Site: www.essentiaeditora.iff.edu.br
E-mail: essentia@iff.edu.br

U86 Uso de modelos matemáticos na gestão de recursos hídricos/ Organizador por
Pedro Paulo Gomes Watts Rodrigues e Jader Lugon Junior. -- Campos dos
Goytacazes (RJ): Essentia Editora, 2012.

102 p.: il.

ISBN 978-85-99968-29-1

1. Água - Modelagem matemática. 2. Recursos hídricos - Modelos matemáticos.
II. Rodrigues, Pedro Paulo Gomes, Org. II. Lugon Junior, Jader, Org. II. Soffiati,
Arthur, Org.

CDD -551.48

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	5
CAPÍTULO 1	7
Uso de modelos matemáticos na gestão de recursos hídricos	
Pedro Paulo Gomes Watts Rodrigues	
Jader Lugon Junior	
Cassius Pessanha	
CAPÍTULO 2	21
Gestão da águas e índices de qualidade: uma proposta metodológica para classificação e enquadramento do Rio Macaé	
Maria Inês Paes Ferreira	
Mariana Rodrigues de Carvalhaes Pinheiro	
Fernanda Albuquerque dos Reis Veríssimo	
CAPÍTULO 3	51
Avaliação de mecanismos dispersivos em um afluente do Alto Macaé	
Pedro Paulo Gomes Watts Rodrigues	
Edson Pereira de Sousa	
Francisco Duarte Moura Neto	
CAPÍTULO 4	67
Abordagem de Problemas Inversos na Simulação da Dispersão de Poluentes em Rios	
Jader Lugon Junior	
Antonio José da Silva Neto	
Pedro Paulo Watts Rodriguesb	
Wagner Rambaldi Telles	
CAPÍTULO 5	87
Simulação unidimensional do transporte de substância conservativa no estuário do Rio Macaé	
Pedro Paulo Gomes Watts Rodrigues	
Jader Lugon Junior	
Simara Lugon Cabral	

APRESENTAÇÃO



CAPÍTULO 1

Uso de modelos matemáticos na gestão de recursos hídricos

Pedro Paulo Gomes Watts Rodrigues*, Jader Lugon Junior** e Cassius Pessanha**

Introdução

Uma das questões mais relevantes que se apresentam para a sociedade contemporânea é a proteção dos recursos hídricos existentes. O correto manejo desses recursos a cada dia torna-se mais crítico, uma vez que sua escassez e deterioração já afetam parcela significativa da população mundial¹. Pode-se dizer que virtualmente todo e qualquer corpo de água do planeta está submetido a alguma alteração de suas condições naturais. Nesse contexto foi elaborada e promulgada a Lei 9433/97, que veio disciplinar os usos das águas no país, instituindo a Política Nacional de Recursos Hídricos e criando o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Essa lei veio estabelecer alguns fundamentos, dentre os quais a água é tida como um recurso finito, de domínio público e valor econômico definido, devendo a sua gestão ter a participação de toda a sociedade. A Lei 9433/97 define, ainda, que a aplicação do quadro normativo hídrico terá como unidade territorial a “bacia hidrográfica”. De fato, o planejamento e o gerenciamento de recursos hídricos na escala de bacias hidrográficas se justificam porque há uma “conexão hidráulica” entre os seus usuários (KELMAN, 1999).

O diagnóstico da qualidade de um corpo hídrico convencionalmente se baseia na análise de alguns parâmetros. No Brasil, as Resoluções CONAMA 01/1986 e 357/2005 estabeleceram níveis de concentração de acordo com os usos aos quais se destina a água. A gestão de recursos hídricos não envolve, entretanto, somente diagnóstico, mas também monitoramento e previsão de cenários futuros.

* Instituto Politécnico, Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rua Alberto Rangel s/n 28630-050 – Nova Friburgo, RJ, Brasil. Email: pwatts@iprj.uerj.br

** Campus Macaé, Instituto Federal Fluminense. Rodovia Amaral Peixoto, km 164 - CEP 27.973-030 - Imboacica, Macaé, RJ.

¹ Para dados sistematizados acerca dos problemas de assimetria de disponibilidade e escassez hídrica, recomenda-se a leitura de Tundisi (2011).

Historicamente, a avaliação do comportamento de constituintes dissolvidos e em suspensão em rios, canais e estuários iniciou-se pelo desenvolvimento de modelos chamados do tipo “caixa-preta”, em que a remoção ou produção do constituinte era avaliada pelo balanço de massa existente entre sua entrada e sua saída em um dado trecho de rio ou em um estuário. Tal abordagem baseia-se em monitoramento intensivo, com óbvias limitações logísticas e econômicas. Alternativamente, o comportamento de substâncias nesses corpos d’água pode ser estimado através de modelos matemáticos.

Modelos de uma forma geral podem ser definidos como representações esquemáticas da realidade, objetivando assim a compreensão dos fenômenos que a regem. Para isto é necessário que um dado modelo exiba a descrição das características essenciais do mundo real, de forma que o seu comportamento reflita quase ou totalmente aquele do sistema modelado. Segundo Angelini (1999), os modelos podem ser classificados como:

- a) Modelos icônicos (imagens, ícones): reproduzem a aparência do objeto a ser modelado, fornecendo uma descrição apenas qualitativa, porém que sintetiza o todo. Exemplo: maquetes, mapas, diagramas de blocos, entre outros.
- b) Modelos analógicos: simulam uma situação real. Possuem grau de abstração média e são usados principalmente em engenharia. Exemplo: pequenos modelos de avião postos à prova em túneis de vento.
- c) Modelos matemáticos: o grau de abstração é máximo e representam princípios que (supostamente) regem a realidade (ANGELINI, 1999).

Nota-se, desta forma, que os modelos matemáticos não fogem à definição de “modelo”, distinguindo-se apenas pela linguagem utilizada na representação dos fenômenos que buscam modelar. Assim, nessa categoria de modelos, equações e funções são utilizadas para expressar o conjunto de interações que venham conceitualmente encerrar um dado processo ou fenômeno. De acordo com Sodré (2007), um modelo matemático é constituído por um conjunto de equações que representam, quantitativamente, as hipóteses que foram usadas na construção do modelo, baseadas em um sistema real. Essas fórmulas são resolvidas em função de alguns valores conhecidos ou previstos e são usualmente testadas pela comparação entre esses valores e as medidas realizadas no mundo real.

Modelos matemáticos normalmente possuem em seu bojo parâmetros e variáveis, sendo que os primeiros normalmente mantêm seu valor inalterado durante todo o processo estudado, podendo variar, entretanto, com o espaço. Já as variáveis

podem mudar de valor enquanto o modelo estiver sendo executado (RENNÓ; SOARES, 2000).

As equações de um modelo não possibilitam explicação científica dos fenômenos modelados, mas simplesmente interpretam as hipóteses de um ponto de vista quantitativo, dando-nos a condição de deduzir consequências e apontando-nos onde estão os detalhes que deverão ser aceitos ou recusados (SODRÉ, 2007).

Modelos matemáticos são utilizados nos mais diversos campos da ciência, e de uma forma geral podem ser separados em duas grandes categorias: determinísticos e estocásticos. Nos primeiros, leis estabelecidas com rigor teórico são formuladas por meio de equações, cuja solução pode fornecer o comportamento de dada variável ou grandeza. Modelos determinísticos são capazes de prever *a priori* o comportamento das variáveis que estão modelando. Já os modelos estocásticos – muitas vezes chamados de randômicos ou probabilísticos – são construídos com base nos conceitos fundamentais da Probabilidade e Estatística. Como tal, são capazes de prever a probabilidade – vista como medida de confiança – de variáveis assumirem faixas de valores, distinguindo-se essencialmente nesse aspecto dos modelos determinísticos.

A aplicação de modelos matemáticos na gestão de recursos hídricos iniciou-se ainda nos primórdios do século XX. Pode-se dizer que o impulso inicial dessa aplicação foi motivado pela necessidade de gerir os rejeitos domésticos em cidades que já então iniciavam um vertiginoso crescimento. Dessa forma, o adensamento populacional aliado à conscientização sanitária, despertou o interesse em buscar alternativas ao lançamento *in natura* desses rejeitos em corpos hídricos. Redes de coleta, transporte e deposição passaram a ser pensadas. Como obras de engenharia teriam que estar obrigatoriamente por trás dessas iniciativas, emergiu-se a necessidade de cálculos para dimensioná-las. Nada mais natural, portanto, que se fizesse uso de formulações matemáticas já consagradas no campo da Mecânica dos Fluidos para esse fim. Desde então muito se avançou, com as aplicações deixando de se restringir a dutos e reservatórios construídos pelo homem, alcançando também os próprios ecossistemas naturais, através de modelos consideravelmente mais complexos. Segundo Amaral (2003), esses modelos incluem aplicações como quantificação dos processos do ciclo hidrológico, análise da qualidade das águas em rios, reservatórios e nos aquíferos subterrâneos, processos hidráulicos do escoamento em rios, mares e subsolo, e modelos ambientais e meteorológicos. Outros exemplos de produtos da modelagem matemática voltados à gestão e ao monitoramento aquático são dados por Fernandes (2005): (i) Evolução de derrames de petróleo; (ii) Procura e resgate; (iii) Potenciais florações algáceas; (iv) Transporte e dispersão de partículas e distribuição de massas de água (ovas e larvas de peixes, contaminantes, matéria suspensa, águas dos rios); (v) Transporte de nutrientes e de material em suspensão; (vi) Padrões de transporte e diluição de descargas potencialmente poluidoras; (vii) Eutrofização

(nutrientes e oxigênio); (viii) Produção primária (surgimento/magnitude/distribuição de diatomáceas e flagelados); (ix) Produção e atualização de longas séries temporais do clima de meios aquáticos, e variabilidade de ecossistemas (especialmente nos níveis tróficos mais baixos); (x) Clima “costeiro” (correntes, turbulência, temperatura, salinidade, ondas, vento, temperatura do ar); (xi) Demonstração do estado potencial de climas costeiros, ou regionais, assim como do estado e da variabilidade ecossistêmica, frente a hipotéticos cenários climáticos futuros; e (xii) Quantificação dos efeitos de diferentes cenários de gestão nos ambientes costeiros (nomeadamente no nível de produção primária, eutrofização, e transporte de nutrientes).

É importante destacar que o desenvolvimento da modelagem matemática de sistemas de recursos hídricos foi potencializado apenas a partir da década de 1960, quando teve início o advento dos computadores. Conforme descreve Amaral (2003), a expansão da informática possibilitou, portanto, uma revolução nas técnicas matemáticas descritivas (simulação), e normativas ou prescritivas (otimização).

Modelos matemáticos aplicados em recursos hídricos abordam tanto o aspecto quantitativo quanto o qualitativo. No primeiro caso, vazão de cursos, campos de velocidade, disponibilidade hídrica podem ser as variáveis de interesse, enquanto que no segundo caso, carga máxima de diluição de poluentes, comportamento de plumas de lançamentos e taxas de remoção podem ser de interesse. De uma forma ou de outra, no entanto, o aspecto qualitativo irá sempre depender do quantitativo, uma vez que a avaliação da qualidade de um corpo hídrico passa pela concentração presente de certos compostos químicos, que só pode ser definida pela taxa de renovação do volume do próprio corpo receptor.

Quando se objetiva simular o comportamento de substâncias que estejam presentes em um dado corpo hídrico, obrigatoriamente dois tipos de modelos devem ser construídos. Um primeiro modelo irá descrever o deslocamento no espaço da própria massa de água que constitui o corpo hídrico, ou seja, se estará simulando a sua hidrodinâmica. A esse modelo se dá o nome de “Modelo Hidrodinâmico”. Um outro modelo irá descrever o transporte da substância considerada, fazendo uso de variáveis (velocidade e nível de água) calculadas pelo modelo hidrodinâmico. Esse modelo recebe a denominação de “Modelo de Transporte”. Alguns aspectos desses modelos são abordados no que segue.

O primeiro passo para construir um modelo no campo de recursos hídricos, seja ele hidrodinâmico ou de transporte, é a definição da massa de água a ser modelada, ou seja, os seus limites físicos. No caso de um rio, esses limites são impostos pelas próprias margens, seu leito, por um ponto que se arbitre como cabeceira e um outro que seja a desembocadura em um outro rio, baía ou oceano. Os limites assim definidos encerram o que se denomina **domínio** a ser simulado. Em se tratando de recursos hídricos, nem sempre os domínios são tão facilmente definidos. Tal é o caso

de estuários, entendidos como regiões em que a água de procedência continental se mistura com a água dos oceanos. Em função da descarga do(s) rio(s) afluente(s) e da amplitude e fase da maré, os limites do estuário podem variar, sendo, portanto, dinâmicos.

Definido dessa forma o domínio, o passo seguinte consiste em construir o modelo hidrodinâmico. Ele deve contemplar todas as forçantes que induzam a movimentos na coluna d’água do corpo hídrico simulado. Decorre desse pressuposto que, dependendo do sistema a ser simulado, forçantes distintas terão que ser consideradas. Exemplificando, no caso de reservatórios, tem-se no vento incidente sobre a superfície uma forçante importante, não tão relevante para rios encravados em vales, nos quais a declividade do leito deve ser mais relevante, ou para estuários, em que o movimento pode ser fortemente condicionado pela oscilação da maré. Partindo-se do caso mais geral, a formulação matemática a ser adotada nos modelos hidrodinâmicos pode ser entendida como um balanço de forças, que esquematicamente pode ser representado pela expressão:

Aceleração (local) + Aceleração Advectiva = Mecanismos Dispersivos + Gradiente de Pressão + Fontes – Sorvedouros

Nessa expressão, o balanço de forças representado pelos termos do lado direito resulta em aceleração, expressa pelos dois termos do lado esquerdo. Antes de representar cada um dos termos dessa expressão pelos seus análogos em linguagem matemática, cabe uma breve descrição de sua natureza. A **aceleração local** expressa a taxa de incremento de velocidade por unidade de tempo, sendo a resultante da interação das demais forçantes. A **aceleração advectiva** expressa o incremento de velocidade decorrente da conformação geométrica do domínio simulado. Fisicamente pode ser observada, por exemplo, em estreitamentos em rios e canais, nos quais se percebe nitidamente que a velocidade da corrente aumenta, se comparada com a observada em trechos mais largos. Os **Mecanismos Dispersivos** podem ser entendidos como a perda de velocidade decorrente de gradientes (diferenças) no próprio campo de velocidades presente no meio. Por exemplo, a coluna d’água de um reservatório que esteja submetida a um regime intenso de ventos, de modo que por hipótese possa-se assumir que essa seja a única forçante, terá velocidades horizontais decrescentes no sentido superfície-fundo, isso porque no leito do reservatório o atrito irá dissipar (dispersar) o movimento impulsionado na superfície. Já o **Gradiente de Pressão** representa o movimento decorrente de diferenças de nível entre duas massas de água contíguas. Uma forma de visualizar o efeito dessa forçante é imaginar uma caixa-d’água cheia e hermeticamente fechada. Se uma única saída for aberta em seu fundo, a água necessariamente irá escoar por aí, porque a massa de água (e a pressão

decorrente dela) contida na caixa é muito maior do que a presente no seu exterior. Já o termo **Fontes** reúne todas as forçantes não identificadas nos outros termos. Como exemplo, tem-se o vento soprando sobre a superfície ou a descarga de algum afluente ao corpo hídrico. Por último, **Sorvedouros** seriam todos os mecanismos que possam dissipar energia (e velocidade) do meio hídrico, sendo o exemplo mais claro o atrito promovido pelo contato da massa de água com as fronteiras sólidas que delimitam seu domínio. A formulação matemática usualmente utilizada no modelo hidrodinâmico é:

$$\frac{\partial u}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(uu) - \frac{\partial}{\partial y}(uv) - \frac{\partial}{\partial z}(uw) + fv - \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial}{\partial x} p +$$

$$+ \frac{\partial}{\partial x} ((v_H + \nu) \frac{\partial}{\partial x} u) + \frac{\partial}{\partial y} ((v_H + \nu) \frac{\partial}{\partial y} u) + \frac{\partial}{\partial z} ((v_t + \nu) \frac{\partial}{\partial z} u) \quad (1)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(vu) - \frac{\partial}{\partial y}(vv) - \frac{\partial}{\partial z}(vw) + fu - \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial}{\partial y} p +$$

$$+ \frac{\partial}{\partial z} ((v_H + \nu) \frac{\partial}{\partial x} v) + \frac{\partial}{\partial y} ((v_H + \nu) \frac{\partial}{\partial y} v) + \frac{\partial}{\partial z} ((v_t + \nu) \frac{\partial}{\partial z} v) \quad (2)$$

onde u, v e w são os componentes do vetor de velocidade nas direções x, y e z respectivamente, f é o parâmetro de Coriolis, ν_H e ν_t são as viscosidades turbulentas nas direções horizontal e vertical, ν é a viscosidade molecular cinemática (igual a $1,3 \times 10^{-6} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$), p é a pressão. O termo do lado esquerdo é a evolução temporal das velocidades, os três primeiros termos do lado direito são o balanço de transporte advectivo, o quarto termo é a força de Coriolis, os próximos três termos são o gradiente de pressão e os últimos três termos são a difusão turbulenta.

A velocidade vertical é calculada a partir da equação de continuidade incompressível (equação de balanço de massa):

$$\frac{\partial}{\partial x} u + \frac{\partial}{\partial y} v + \frac{\partial}{\partial z} w = 0 \quad (3)$$

Definido o modelo hidrodinâmico, o próximo passo consiste em construir o modelo de transporte, que igualmente pode ser representado por uma expressão, cujos termos representariam processos responsáveis pelo transporte de massa de uma dada substância presente no corpo hídrico:

Taxa de variação com o tempo (local) + Transporte advectivo = Mecanismos Dispersivos + Aportes Externos + Fontes – Sorvedouros

O primeiro termo do lado esquerdo dessa expressão representa a variação no tempo da concentração da substância simulada. O segundo termo representa o transporte de massa dessa substância promovido pelo campo de velocidades. No lado direito, como **Mecanismos Dispersivos**, tem-se o transporte de massa decorrente do gradiente (diferenças no espaço) de concentrações observado no meio, que se dá da maior para a menor concentração. Já **Aportes Externos** seriam todas as entradas externas da substância, que podem ocorrer via aportes vindos de outros corpos hídricos (um rio afluente, por exemplo), deposição atmosférica (úmida e seca) e descargas antropogênicas (pontuais ou difusas). Já **Fontes** seriam todos os processos e reações internas (de natureza física, química ou biológica) que possam resultar na produção da substância simulada, enquanto que **Sorvedouros** seriam processos e reações que resultem no consumo dessa substância. A formulação matemática usualmente utilizada no modelo de transporte é:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(uC) - \frac{\partial}{\partial y}(vC) - \frac{\partial}{\partial z}(wC) +$$

$$+ \frac{\partial}{\partial x} (\nu'_H \frac{\partial}{\partial x} C) + \frac{\partial}{\partial y} (\nu'_H \frac{\partial}{\partial y} C) + \frac{\partial}{\partial z} ((\nu'_t + \nu'_C) \frac{\partial}{\partial z} C) \quad (4)$$

onde ν'_H e ν'_t são as difusividades turbulentas horizontal e vertical, e ν'_C a difusividade molecular.

A solução das equações (3) e (4) irá fornecer a distribuição no tempo e no espaço das grandezas que se deseja simular, quais sejam, velocidade, nível de água, concentração de substâncias etc. Essa solução, contudo, somente será implementada se condições de contorno e iniciais forem informadas ao modelo. Como condição de contorno, entenda-se o valor das grandezas ou o fluxo delas nas fronteiras que delimitam o domínio simulado. Já condições iniciais podem ser arbitradas ou medidas, e representam a distribuição espacial das grandezas no domínio, antes de se iniciar a simulação propriamente dita. Essas informações devem ser prescritas ao modelo, sendo determinantes para a qualidade da simulação. É senso comum entre aqueles que trabalham com modelos que a simulação nunca terá maior precisão do que os dados informados ao modelo.

O conjunto de equações e as condições de contorno/iniciais “fecham” o modelo matemático, com o objetivo de uma solução poder então ser implementada. No entanto, dada a complexidade dessas equações, na maior parte das vezes ainda não se dispõe de recursos teóricos para se obter uma solução analítica. Ou seja, mesmo com o fechamento do problema matemático, não é possível obterem-se funções que venham a relacionar as grandezas de interesse com as variáveis ditas independentes, que são o tempo e as três coordenadas do espaço. Tal impedimento impõe que soluções numéricas sejam buscadas, gerando-se o que se chama de simulação numérica. A ideia básica da simulação numérica é o processo de discretização, que reduz o problema físico, contínuo e com um infinito número de variáveis, para um problema discreto, com um número finito de variáveis, de modo que possa ser computacionalmente resolvido (WROBEL, 1989). Considere-se, por exemplo, como objetivo simular a distribuição da concentração de dada substância lançada em um rio. Se soluções analíticas fossem possíveis, uma vez resolvido o problema matemático, ter-se-ia para qualquer ponto do domínio uma curva que expressaria, de forma **contínua**, a evolução dessa concentração no tempo. Contudo, na impossibilidade dessa solução analítica, a resolução numérica irá fornecer em **pontos discretos** valores de concentração em tempos igualmente **discretos**.

Essas equações contemplam a simulação de corpos hídricos (tanto escoamento quanto transporte de substâncias) em seu mais alto grau de complexidade. Entretanto, dependendo das peculiaridades do corpo hídrico simulado, aproximações podem ser assumidas, com a omissão de processos e forçantes, sem perda de qualidade da simulação. Mais importante, abordagens bi e unidimensional podem ser implementadas, bem como modelos não transientes (invariantes no tempo) também podem ser aplicados. Exemplificando, rios estreitos podem, muitas vezes, ser simulados através de uma abordagem unidimensional, já lagoas pouco profundas podem satisfatoriamente ser modeladas de forma bidimensional.

Independentemente das simplificações adotadas, tais modelos devem ser capazes, portanto, de descrever a hidrodinâmica e o transporte de solutos ou suspensões no corpo hídrico simulado. Idealmente, apresentam-se como as ferramentas mais adequadas de diagnóstico e prognóstico de ambientes aquáticos, pois diversos cenários podem ser gerados, bastando-se que para isso sejam modificadas algumas das entradas do modelo. No entanto, para que esses modelos sejam confiáveis a ponto de dar suporte à gestão de um dado corpo hídrico, é necessário que sejam de alguma forma aferidos. Essa aferição necessariamente deve ser feita por meio do confronto entre simulação e observação. A esse processo chama-se calibração, quando parâmetros do modelo são criteriosamente alterados, de modo que a melhor concordância seja obtida. Se essa concordância é satisfatória até certo nível que se arbitra, diz-se que o modelo está calibrado. Se esse modelo for capaz de reproduzir

outra situação de campo, distinta daquela utilizada no processo de calibração, diz-se que o modelo foi validado, estando pronto, portanto, para ser aplicado. Assim, embora sejam sempre abstrações da realidade, se convenientemente calibrados e validados, esses modelos reduzem tempo, custo e risco de análises de impactos que estejam sendo avaliados sobre corpos hídricos.

A simulação de modelos é feita a partir de plataformas computacionais, que consistem em *softwares* nos quais eles são inseridos. Sendo assim, uma plataforma computacional pode ser vista como um sistema de modelagem operacional, ou seja, como uma infraestrutura de modelos acoplados, um conjunto de informações de entrada, como batimetrias e condições iniciais, e uma rede de monitoramento automática (inclusive remota), tudo integrado em um modelo operacional, de forma que os resultados e informações obtidas se apresentem de forma inteligível para os usuários finais (FERNANDES, 2005).

Apesar do esforço por parte dos modeladores em criar simulações cada vez mais próximas da realidade, sabe-se que os processos naturais são muito mais complexos que os modelos, pois envolvem diferentes escalas de tempo e espaço, além de serem influenciados por diversos parâmetros, nem sempre miscíveis. A modelagem pode propiciar um entendimento qualitativo de um processo particular, mas, por outro lado, uma compreensão global sobre a dinâmica de um ambiente pode ser reduzida. A partir do mesmo raciocínio, a utilização de equações matemáticas detalhadas visando expressar processos físicos complexos pode se tornar inviável, o que exigiria, neste caso, o uso de fórmulas mais simples (STEYAERT, 1993; HARTE, 2001).

Essa inviabilidade pode ocorrer, inclusive, devido a limitações computacionais, pois nem sempre é possível representar escalas detalhadas de forma explícita no modelo. Em certos casos, essas equações podem ser vistas como um conjunto de hipóteses que interligam entradas e saídas do sistema.

São incontáveis as aplicações da simulação numérica em problemas de qualidade de água de rios, canais e estuários, como, por exemplo, o transporte de material em suspensão (MS), o comportamento de plumas de efluentes industriais em rios e estuários, e ainda as perdas de carga por infiltração e contaminação em canais.

Dentre os parâmetros que definem a qualidade das águas de um rio ou estuário, a concentração de MS é dos mais relevantes. Geralmente constituído de argilo-minerais e material orgânico, o MS possui grande capacidade de adsorção de metais pesados, serve de suporte para o desenvolvimento de colônias de bactérias, além de dificultar a penetração de luz na coluna d'água. Portanto, o entendimento de sua dinâmica (transporte – ressuspensão – deposição) é sempre desejável. Em alguns estuários, por exemplo, verifica-se o desenvolvimento do que se chama de Zona de Turbidez Máxima (ZTM), região que se caracteriza por possuir concentrações de MS superiores às verificadas nas fronteiras fluvial e marinha do estuário. O mecanismo de

geração da ZTM decorre da interação da progressão da onda de maré e da geometria do estuário (MIRANDA, 2002), o que gera campo de velocidades que pode ser responsável pela manutenção mais ou menos permanente de altas concentrações de MS. Alguns sistemas estuarinos têm a qualidade de água crucialmente determinada pela formação, ou não, da ZTM. Durante os meses de estio, quando a vazão e a capacidade de diluição do meio são mínimas, se a amplitude da maré for suficientemente elevada (maré de sizígia) pode-se desenvolver uma ZTM. A manutenção de elevadas concentrações de MS exerce, entre outros efeitos, forte demanda de oxigênio sobre a coluna d'água, eventualmente formando uma verdadeira barreira anóxica no interior do estuário.

Uma outra aplicação da simulação numérica de grande relevância na área ambiental é a previsão do comportamento de plumas de efluentes. A recente resolução CONAMA 357/2005, que veio atualizar os critérios de classificação dos corpos d'água no território nacional, estabeleceu que o melhor entendimento do comportamento e extensão da zona de mistura de efluentes é uma das premissas básicas para a definição dos limites aceitáveis de poluentes em corpos hídricos. Em seu texto a resolução destaca, ainda, que o critério de diluição de efluentes deve se basear em pesquisas específicas que definam a zona de mistura.

Por último, a simulação numérica pode ser uma importante ferramenta na avaliação da perda de carga por infiltração e contaminação de canais artificiais. Esses dois fenômenos podem convenientemente ser simulados por um sistema de equações em que as incógnitas podem ser a taxa de infiltração ou o aporte difuso de poluentes pelas paredes do canal.

Formulação Matemática

Problema Direto

A formulação matemática utilizada na simulação do transporte de substâncias em canais, rios e estuários normalmente contempla a variação temporal. No que tange ao espaço, tal formulação pode ser tri, bi ou unidimensional, em função das características físicas e morfológicas do corpo hídrico estudado. Para fins de simplificação, no que segue é discutida a abordagem transiente e unidimensional do problema direto, aplicável em simulações de corpos hídricos suficientemente estreitos e rasos. De acordo com Strelkoff (1970) e Chow et al. (1994), Strelkoff (1970) e Chow et al. (1994), a hidrodinâmica de tais corpos de água pode ser descrita pelas equações de Saint Venant, formalmente escritas como:

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial t} + q = 0 \quad (5)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{Q^2}{A} \right) = -gA \frac{\partial \eta}{\partial x} - \frac{gn^2 |Q| Q}{AR_H^{4/3}} \quad (6)$$

onde Q é a descarga (m^3/s) do rio, A (m^2) é a área da seção transversal, q são os aportes ou perdas laterais, η (m) é a altura da coluna de água acima de um plano de referência, g é a aceleração da gravidade (m/s^2), n é o coeficiente de Manning ($m^{-1/3} s^{-1}$), e R_H é o raio hidráulico (m).

Já o transporte de constituintes em solução e suspensão pode ser descrito pela versão 1D da equação de advecção-difusão, expressa por

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial(uC)}{\partial x} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + R \quad (7)$$

onde C é a concentração do constituinte que é transportado em solução ou suspensão, u a velocidade média longitudinal, D_x o coeficiente de difusão turbulenta na direção longitudinal ao escoamento, e R reúne todas as reações internas e aportes externos que possam alterar a concentração do constituinte que é simulado. Diversas soluções numéricas têm sido propostas para resolver esse conjunto de 3 equações a 3 incógnitas (Q , A e C). Para tal é necessário que a geometria do meio, assim como as condições iniciais e de contorno sejam definidas. Além disso, o resultado da simulação é fortemente afetado pelos valores que sejam especificados para os coeficientes. Particularmente as reações aqui genericamente expressas por R , contêm diversos parâmetros cujos valores não são únicos, mas cobrem uma faixa dita aceitável. Assim, a melhor simulação depende fundamentalmente da escolha de tais parâmetros, os quais usualmente são utilizados na calibração do modelo, para obter-se o melhor ajuste entre observação e simulação. Assim, a simulação do escoamento com perdas ou aportes externos, bem como do transporte de uma substância em canais, rios e estuários, suficientemente estreitos, pode ser formulada pelas equações (4) a (6).

Problema Inverso

Nas equações anteriormente apresentadas, há uma gama de parâmetros que nem sempre são calculados diretamente. Por outro lado, sua estimativa muitas vezes é de importância crucial para a precisão da simulação. A definição dos melhores valores para esses parâmetros pode ser conduzida através da busca, por erros e tentativas, o que pode consumir considerável esforço e, pior, gerar valores que, embora viabilizem a simulação para uma situação específica, não permitem estendê-la para situações distintas, quando é dito que o modelo pode ser calibrado, mas não validado. Ainda,

tal estratégia comumente pode gerar a multiplicidade de soluções igualmente aceitáveis, das quais é difícil distinguir a melhor. Alternativamente, esse ajuste pode ser conduzido por algoritmos, dentre os quais se destaca a técnica de análise de problemas inversos. Os problemas inversos têm a característica de serem malpostos e diversas técnicas de solução têm sido desenvolvidas e aplicadas em engenharia e em outros ramos da ciência. Em simulações aplicáveis em recursos hídricos, entretanto, alguns poucos exemplos são encontrados na literatura. Por exemplo, Shen et al. (2006) utilizaram uma modificação do método de Newton para estimar fontes não pontuais de coliformes fecais, com o objetivo de estabelecer a carga máxima admissível para o rio Wye. Por outro lado, Yang e Hamrick (2004) estimaram a salinidade na fronteira marinha de estuários através de problemas inversos. Já Strub et al. (2009) propuseram um novo algoritmo para estimar a condição de fronteira para modelos hidrodinâmicos aplicados em canais de maré.

Na solução de um problema direto, alguma condição pode eventualmente não ser conhecida, tal como a geometria, condições de contorno, condição inicial, parâmetros de processo e propriedades físico-químicas. Porém, assumindo que estejam disponíveis medidas experimentais transientes, pode-se tentar, então, estimar as grandezas desconhecidas. O problema a ser resolvido colocado da forma aqui descrita e utilizado neste livro é então denominado problema inverso, com o qual se busca minimizar a função objetivo de resíduos quadrados (SILVA NETO; SOEIRO, 2003; LUGON JUNIOR; RODRIGUES; SILVA NETO, 2008).

$$S(\mathbf{P}) = [\mathbf{G}_{calc}(\mathbf{P}) - \mathbf{G}_{meas}]^T [\mathbf{G}_{calc}(\mathbf{P}) - \mathbf{G}_{meas}] = \mathbf{F}^T \mathbf{F} \quad (8)$$

onde \mathbf{G}_{meas} é o vetor que contém as medições, \mathbf{G}_{calc} é o vetor com os valores calculados pelo modelo matemático, \mathbf{P} é o vetor de incógnitas, ou seja, os parâmetros de calibração do modelo, e \mathbf{F} é o vetor de resíduos, que é dado por

$$\mathbf{F} = \mathbf{G}_{calc}(\mathbf{P}) - \mathbf{G}_{meas} \quad (9)$$

Estrutura

Neste livro são apresentados alguns modelos matemáticos usualmente utilizados na simulação de corpos hídricos. Sem querer tratar em profundidade das implicações matemáticas envolvidas em tais modelos, discutem-se alguns exemplos de aplicação extraídos de recentes pesquisas desenvolvidas no rio Macaé.

No capítulo 2 é apresentada a construção de um Índice de Qualidade de Água (IQA) para o rio Macaé como um todo, associando-o a uma proposta para o

enquadramento do corpo hídrico pelo Organismo de Bacia regional.

No capítulo 3 são apresentadas duas técnicas de obtenção de um coeficiente que parametriza os processos dispersivos em rios, por isso mesmo denominado coeficiente de dispersão. Nesse capítulo, desenvolve-se uma aplicação em um afluente do rio Macaé, situado na porção superior de sua bacia.

Já no capítulo 4, discute-se a modelagem da zona de mistura de efluentes que são lançados na parte baixa da bacia do Macaé. Nesse capítulo, desenvolve-se a modelagem do fenômeno, bem como técnicas de obtenção de parâmetros relevantes através da abordagem de problemas inversos.

E por último, no capítulo 5 é apresentado um modelo unidimensional - construído na plataforma EcoS (Estuarine Contaminant Simulator) - capaz de simular a região estuarina do Macaé.

Agradecimentos

Os autores agradecem pelo suporte financeiro fornecido pelo CNPq, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, CAPES, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, e FAPERJ, Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro.

Referências

- AMARAL, K. J. *Estuário do Rio Macaé: Modelagem Computacional como ferramenta para o Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos*. [Rio de Janeiro], 2003.
- ANGELINI, R. *Ecosistemas e modelagem ecológica*. In: POMPEO, M.L.M. (Ed.) *Perspectivas da Limnologia no Brasil*. São Luís: Gráfica e Editora União, 1999. 198 p.
- CHOW, V.T. *Open Channel Hydraulics*. [New York]: Mc Graw Hill, 1959.
- FERNANDES, R. M. A. S. *Modelação Operacional no Estuário do Tejo. Dissertação* (Mestrado em Ecologia, Gestão e Modelação dos Recursos Marinhos) – Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 2005.
- HARTE, J. *Consider a cylindrical cow: more adventures in environmental problem solving*. Sausalito, California: University Science Books, 2001. 211 p.
- KELMAN, J. *Evolution of Brazil's Water Resources Management System*. In CANALI, G. V.; CORREIA, V. N.; LOBATO, F.; MACHADO, E. S. (Editores). *Water Resources Management*. Porto Alegre: ABRH, 1999.
- LUGON JUNIOR, J. ; RODRIGUES, P. P. G. W.; SILVA NETO, A. J. Assessment of Dispersion Mechanisms in Rivers by Means of an Inverse Problem Approach. *Inverse Problems in Science & Engineering*, v.16, p. 967 - 979, 2008.

MIRANDA, L. B.; DE CASTRO, B.M.; KJERFVE, B. *Princípios de Oceanografia Física de Estuários*. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo, 2002.

RENNÓ, C. D.; SOARES, J, D. *Modelos hidrológicos para gestão ambiental*. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2000. 60 p.

SHEN, J.; JIAB, J.; SISSONA, G. M. Inverse estimation of nonpoint sources of fecal coliform for establishing allowable load for Wye River, Maryland. *Water Research*, v. 40, p. 3333-3342, 2006.

SILVA NETO, A. J.; SOEIRO, F. J. C. P. Solution of Implicitly Formulated Inverse Heat Transfer Problems with Hybrid Methods. In: MINI-SYMPOSIUM INVERSE PROBLEMS FROM THERMAL/FLUIDS AND SOLID MECHANICS APPLICATIONS, MIT CONFERENCE ON COMPUTATIONAL FLUID AND SOLID MECHANICS, 2., 2003, Cambridge, USA.

SODRÉ, U. *Modelos matemáticos*. Londrina: Universidade Estadual de Londrina, 2007.

STEYAERT, L.T., A. *Perspective on the State of Environmental Simulation Modeling*, In: GOODCHILD, M.F.; PARKS, B.O.; STEYAERT, L.T. (Ed.) *Environmental modeling with GIS*. New York: Oxford University Press, 1993. Cap. 3, p. 16-30.

STRELKOFF, T. Numerical Solutions of the Saint Venant equations. *Journal of Hydraulic Division*, ASCE, v. 96, n. 1, p. 223-251, 1970.

STRUB, I. S.; PERCELAY, J.; STACEY, M. T.; Bayen, A. M. Inverse estimation of open boundary conditions in tidal channels. *Ocean Modelling*, v.29, n. 1, p. 85-93, 2009.

WROBEL, L.C. Introdução aos Métodos Numéricos. In: SILVA, R.C.V. (Ed.). *Métodos Numéricos em Recursos Hídricos*. Porto Alegre: ABRH, 1989.

YANG, Z.; HAMRICK, J. M. Optimal control of salinity boundary condition in a tidal model using a variational inverse method. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 62, n. 1-2, p.13-24, 2004.



CAPÍTULO 2

Gestão da águas e índices de qualidade: uma proposta metodológica para classificação e enquadramento do Rio Macaé

Maria Inês Paes Ferreira*, Mariana Rodrigues de Carvalhaes Pinheiro**, Fernanda Albuquerque dos Reis Veríssimo*

Introdução

No processo de avaliação dos aspectos ambientais que provocam impactos na qualidade da água, são utilizados diversos parâmetros que caracterizam o estado de poluição e/ou contaminação dos corpos hídricos (BILICH; LACERDA, 2005 apud BORGES, 2009). É importante distinguir a diferença entre os conceitos de poluição e contaminação, já que ambos são, às vezes, utilizados como sinônimos. A contaminação refere-se à transmissão de substâncias ou micro-organismos nocivos à saúde pela água. A ocorrência de contaminação não implica necessariamente um desequilíbrio ecológico. De maneira análoga, a poluição não implica necessariamente riscos à saúde de todos os organismos que fazem uso dos recursos hídricos afetados. Por exemplo, a introdução de calor excessivo nos corpos de água pode causar profundas alterações ecológicas no meio sem que isso signifique necessariamente restrições ao seu consumo pelo homem (BRAGA et al., 2006).

A poluição pode ser gerada por diferentes fontes (CAMPOS, 2008), e ocorrer de forma pontual ou difusa. Na poluição pontual, os poluentes atingem o corpo de água de forma concentrada no espaço, como, por exemplo, a descarga em um manancial de esgotos domésticos e industriais. Já na poluição difusa, os poluentes adentram o corpo de água distribuídos ao longo de toda sua extensão, como é o caso da poluição veiculada pela drenagem pluvial natural. Cargas pontuais são facilmente identificadas e, portanto, seu controle é mais eficiente e mais rápido (BORGES, 2009). Os efluentes domésticos são constituídos basicamente por contaminantes orgânicos, micro-organismos e nutrientes. Já a contaminação por efluentes industriais, decorrente

* Campus Macaé, Instituto Federal Fluminense. Rodovia Amaral Peixoto, km 164 - CEP 27.973-030 - Imboassica, Macaé, RJ.
E-mail: ines_paes@yahoo.com.br

** Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Diretoria de Licenciamento Ambiental – DILIC/IBAMA SCEN Trecho 2 - Ed. Sede – CEP 70.818-900 - Asa Norte, Brasília, DF.

das matérias-primas e dos processos industriais utilizados, pode ser complexa, devido à natureza, à concentração e ao volume dos resíduos produzidos (MERTEN; MINELLA, 2002 apud BORGES, 2009). Podemos citar também a poluição relacionada à atividade agrícola que causa impactos no que tange aos recursos hídricos devido às grandes alterações necessárias para o seu desenvolvimento, como a mecanização intensiva, a monocultura, o pastoreio, o desmatamento com a retirada da mata ciliar e o uso de agrotóxicos (CAMPOS, 2008).

Podemos concluir, portanto, que os efeitos resultantes da introdução de poluentes no meio aquático dependem não só da natureza do poluente introduzido e do caminho que esse poluente percorre no meio, mas do uso que se faz do corpo de água (BRAGA et al., 2006), bem como das inter-relações entre usos da água e usos e ocupação da terra. Qualidade e usos da água, por sua vez são fatores fundamentais para que se possam aplicar os instrumentos de gestão dos recursos hídricos estabelecidos na “Lei das Águas” (BRASIL, 1997).

Sem um diagnóstico ambiental acurado, a disponibilidade de dados de entrada necessários à calibração e validação de modelos de sistemas hídricos torna-se um entrave ao emprego da modelagem matemática aplicada como ferramenta de apoio à gestão de uma bacia hidrográfica. Cabe nesses casos o uso da expressão “Garbage in, garbage out!”: não importa o quão sofisticado seja um modelo; mesmo desconsiderando a complexidade dos sistemas ambientais, dados ruins na entrada gerarão respostas ruins! Modelos complexos e modelos simples podem se igualar em qualidade da resposta, dependendo da qualidade e da quantidade dos dados de entrada. O diagnóstico ambiental é a primeira etapa de elaboração de um Plano Diretor de Recursos Hídricos (Plano de Bacia). Para estabelecer as metas e diretrizes que comporão o Plano de Bacia, informações atualizadas acerca da qualidade real da água precisam ser divulgadas à sociedade, de forma que, em função dos usos em curso e/ou dos desejados, possa ser feito o enquadramento da bacia.

Instrumentos de gestão das águas: o enquadramento dos corpos hídricos

Instrumentos são mecanismos indutores dos objetivos ambientais desejados e podem ser classificados como repressivos ou corretivos - via políticas de “comando e controle” e de mercado -, preventivos ou de promoção, incentivo e fomento (MALHEIROS, 2002). A Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída em 1997 pela Lei 9433, trouxe novos instrumentos de gestão e buscou a integração da gestão dos recursos hídricos com a gestão ambiental, conforme explícito em seus princípios. Esses instrumentos encontram-se descritos no capítulo IV, artigo 5º inciso II dessa Lei, sendo que, dentre esses, destaca-se o enquadramento dos corpos hídricos em classes segundo seus usos preponderantes, que visa a i) assegurar às águas uso compatível

com os usos mais exigentes a que forem destinadas; ii) diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes (BRASIL, 1997).

Considerando o que foi disposto pela Lei 9.433/1997, a Resolução CONAMA 357/2005 dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2005). De acordo com a referida Resolução, o enquadramento é o estabelecimento da meta ou objetivo de qualidade da água (classe) a ser, obrigatoriamente, alcançado ou mantido em um segmento de corpo de água, de acordo com os usos preponderantes pretendidos, ao longo do tempo (BRASIL, 2005).

A Resolução CONAMA 357/2005 adota treze classes para águas doces, salobras e salinas do território nacional (Quadro 1). Para cada classe são estabelecidos limites e/ou condições de qualidade a serem respeitados, de modo a assegurar seus usos preponderantes, sendo mais restritivos quanto mais nobre for o uso pretendido. Enquanto não aprovados os enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente (BRASIL, 2005).

Em 2008 a Resolução CNRH nº 12/2000 foi revista para aperfeiçoamento dos procedimentos nela estabelecidos, sendo criada então a Resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH nº 91/2008, que estabelece procedimentos gerais para o enquadramento de corpos de água superficiais e subterrâneos. A proposta de enquadramento deverá ser desenvolvida em conformidade com o Plano de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica, preferencialmente durante a sua elaboração, devendo conter o seguinte: i) diagnóstico; ii) prognóstico; iii) propostas de metas relativas às alternativas de enquadramento; e iv) programa para efetivação. O processo de elaboração da proposta de enquadramento dar-se-á com ampla participação da comunidade da bacia hidrográfica, por meio da realização de consultas públicas, encontros técnicos, oficinas de trabalho e outros.

Quadro 1: Classes de usos preponderantes para águas doces definidas pela Resolução CONAMA 357/2005

Classes - Água Doce	Usos
Especial	a) o abastecimento para consumo humano, com desinfecção; b) a preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e c) a preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

1	a) o abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; b) a proteção das comunidades aquáticas; c) a recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000; d) a irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e e) a proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
2	a) o abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) a proteção das comunidades aquáticas; c) a recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000; d) a irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e e) a aquicultura e a atividade de pesca.
3	a) o abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; b) a irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; c) a pesca amadora; d) a recreação de contato secundário; e e) a dessedentação de animais.
4	a) a navegação; e b) a harmonia paisagística.

Fonte: Adaptado BRASIL (2005)

Leeuwestein e Monteiro (2000) esclarece que apesar de o Brasil ter uma experiência de pelo menos 45 anos com o enquadramento, observa-se que a implementação e a aplicação do instrumento são tecnocráticas, pouco participativas e não consideram os aspectos econômicos. Os autores especulam que as principais razões para a falta de operacionalização são: o desconhecimento sobre esse instrumento de planejamento, as dificuldades enfrentadas na aplicação, a falta de diretrizes e metodologia, a prioridade para se aplicarem outros instrumentos de gestão e a não regulamentação da Lei n. 9.433/1997 (PINHEIRO, 2008). A Tabela 2 apresenta alguns parâmetros de qualidade de água e os limites estabelecidos pelas Resoluções CONAMA 357/2005 e CONAMA 274/2000 para classificação e posterior enquadramento dos corpos hídricos (BRASIL, 2005; BRASIL, 2000).

Tabela 2: Padrões de qualidade e balneabilidade para corpos d'água doce (Resolução CONAMA 357/2005 e CONAMA 274/2000)

Resolução CONAMA 357/05					
Variável	Padrão				Unidade
	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	
Temperatura da Água	ND	ND	ND	ND	° C
pH	6 a 9	6 a 9	6 a 9	6 a 9	
Condutividade Elétrica	ND	ND	ND	ND	µS/cm
Turbidez	≤ 40	≤ 100	≤ 100	ND	NTU
Cor Verdadeira	nível natural	≤ 75	≤ 75	ND	UPt
Sólidos Dissolvidos Totais	≤ 500	≤ 500	≤ 500	ND	mg / L
Cloro Livre	ND	ND	ND	ND	mg / L Cl
Cloro Combinado	ND	ND	ND	ND	mg / L Cl
Cloro Total	0,01	0,01	0,01	ND	mg / L Cl
Fóforo Total	0,1	0,1	0,1	ND	mg / L P
Nitrogênio Amoniacal	3,7	3,7	13,3	ND	mg / L N
Nitrato	10	10	10	ND	mg / L N
Nitrito	1	1	1	ND	mg / L N
OD	> 6	> 5	> 4	> 2	mg / L
DBO	≤ 3	≤ 5	≤ 10	ND	mg / L
Coliformes Termotolerantes	≤ 200	≤ 1000	≤ 4000	ND	NMP / 100 ml
*recreação contato secundário	≤ 200	≤ 1000	≤ 2500	NA	NMP / 100 ml
*dessedentação animais confinados	≤ 200	≤ 1000	≤ 1000	NA	NMP / 100 ml
Resolução CONAMA 274/00					
Variável	Própria			Imprópria	Unidade
	Excelente	Muito boa	Satisfatória		
Coliformes Termotolerantes	≤ 250	≤ 500	≤ 1000	> 2500	NMP / 100 ml
Escherichia coli	≤ 200	≤ 400	≤ 800	> 2000	NMP / 100 ml

Nota: a tabela apresenta apenas os parâmetros abordados no estudo de caso realizado. Recomenda-se consultar as resoluções para lista completa e indicações metodológicas. ND – não determinado; NA – não se aplica
 Fonte: Pinheiro (2008)

A Política Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Rio de Janeiro, instituída pela Lei nº 3239/1999, dentre outros instrumentos, também inclui o enquadramento dos corpos de água em classes. Ela institui os mecanismos de gestão estaduais e prioriza uma gestão descentralizada com a participação do Poder Público, dos usuários, da comunidade e da sociedade civil (RIO DE JANEIRO, 1999). Além disso, a Lei n. 4.247/2003, que dispõe sobre a cobrança pela utilização dos recursos hídricos de domínio do estado do Rio de Janeiro, vincula ambos os instrumentos, uma vez que a classe de uso preponderante em que estiver enquadrado um corpo d'água deverá ser observada no lançamento para diluição, transporte e assimilação de efluentes; nas derivações, captações e extrações de água; e nos aproveitamentos hidrelétricos (RIO DE JANEIRO, 2003).

Os enquadramentos dos corpos de água, nas respectivas classes de uso, devem ser feitos pelos CBHs e homologados pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERHI), após avaliação técnica pelo órgão competente do Poder Executivo. À luz da regulamentação existente no Brasil, Pinheiro (2008) propôs uma metodologia para enquadramento a ser empregada pelo Comitê das Bacias dos Rios Macaé e das Ostras – CBH Macaé e das Ostras, que envolve a integração de dados de uso e ocupação da terra, uso das águas e qualidade de água (avaliada por meio do Índice de Qualidade de Águas, IQA). A metodologia desenvolvida é apresentada esquematicamente na Figura 1 (PINHEIRO, 2008). Vale ressaltar que, no estabelecimento das metas para o enquadramento, devem ser considerados custos e benefícios não somente sob o ponto de vista econômico, que devem ser comparados para justificar o enquadramento em uma ou outra classe, mas também devem ser consideradas restrições de ordem física, tecnológica e financeira (SILVA; RIBEIRO, 2006 apud PINHEIRO, 2008).

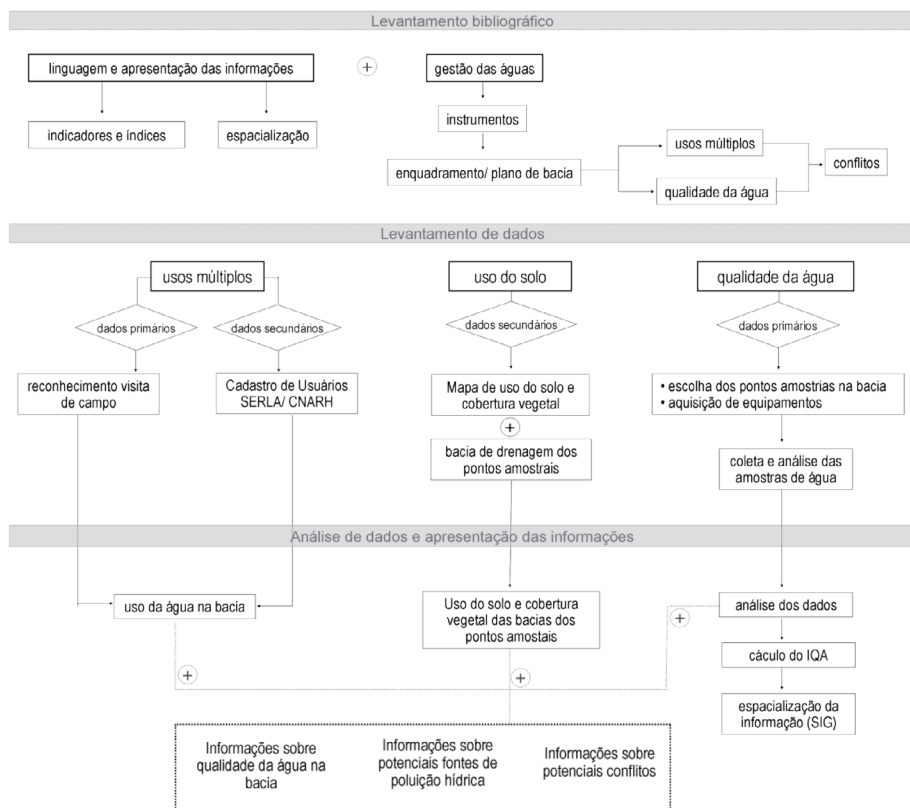


Figura 1: Diagrama esquemático da proposta metodológica para elaboração de diagnóstico para enquadramento do rio Macaé
 Fonte: Pinheiro (2008)

A gestão dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Macaé

A bacia hidrográfica do rio Macaé pertence à Região Hidrográfica VIII do Estado do Rio de Janeiro, de acordo com a Resolução 18/2006 do Conselho Estadual de Recursos Hídricos de 2006. A partir dessa resolução o estado do Rio de Janeiro passou a ser dividido em dez regiões hidrográficas, a saber: (i) baía de Ilha Grande; (ii) Guandu; (iii) Médio Paraíba do Sul; (iv) Piabanha; (v) Baía de Guanabara; (vi) Lagos e rio São João; (vii) rios Dois Rios; (viii) Macaé e das Ostras; (ix) Baixo Paraíba do Sul; e (x) Itabapoana (RIO DE JANEIRO, 2006), conforme ilustrado na Figura 2.

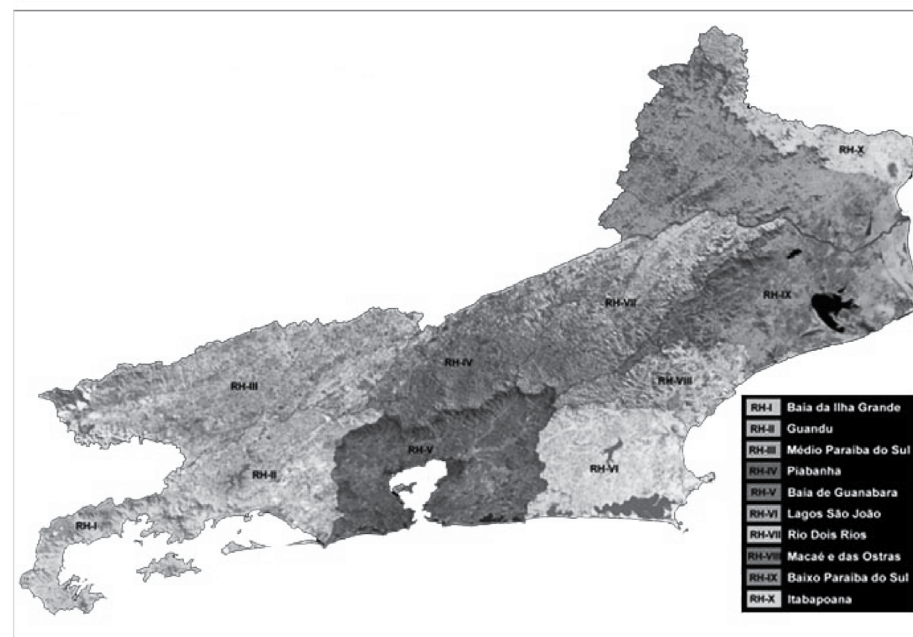


Figura 2: Ilustração das Regiões Hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro – Resolução CERHI 18/2006
 Fonte: SERLA (2008)

A região da bacia hidrográfica do rio Macaé teve sua vocação modificada a partir da instalação da base da PETROBRAS na década de 70, que desencadeou um acentuado crescimento econômico. As descobertas de novos poços petrolíferos na Bacia de Campos, atualmente responsável por cerca de 82% da produção de petróleo do Brasil (ANP, 2010), sem falar das perspectivas do pré-sal, atraíram novos investimentos levando ao aumento exponencial da indústria de serviços. Os reflexos do aumento populacional são observados na ocupação desordenada nas periferias urbanas do município, em municípios vizinhos, e especialmente sobre os recursos

ambientais, particularmente sobre os recursos hídricos da bacia. O lançamento de esgotos domésticos sem tratamento e a ocupação das margens e das áreas inundáveis são alguns dos fatores responsáveis pelo aumento da poluição hídrica na bacia e pelo agravamento das cheias (FGV, 2002).

Além da atividade industrial vinculada ao setor petrolífero, destacam-se algumas atividades econômicas secundárias no município de Macaé como pecuária e geração de energia. A bacia apresenta dois aproveitamentos hidrelétricos na sub-bacia do rio São Pedro: a UHE Macabu e a UHE Glicério, esta última atualmente desativada. No baixo curso do rio Macaé estão instaladas duas usinas termelétricas, a UTE Mário Lago e a UTE Norte Fluminense. A região serrana da bacia é uma zona de interesse turístico e também vem experimentando crescimento. Particularmente os distritos de Lumiar e São Pedro da Serra, em Nova Friburgo, e do Sana, em Macaé vêm atraindo atividades econômicas ligadas principalmente ao setor de ecoturismo e sofrendo adensamento populacional (FGV, 2002). O distrito de Lumiar não possui sistema de tratamento de esgoto e no distrito do Sana a estação de tratamento de esgotos foi implantada recentemente embora sua rede coletora de esgotos ainda esteja em implantação, ou seja, a estação ainda não recebe toda a carga de esgotos produzida.

De acordo com a FEEMA (FGV, 2002), o rio Macaé pode ser considerado Classe 2, ou seja, águas destinadas: a) ao abastecimento doméstico após tratamento convencional; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário (natação e mergulho); d) à irrigação de hortaliças e de plantas frutíferas; e) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana. Dentre os usos citados na legislação (BRASIL, 2005), os principais hoje verificados no rio Macaé são: abastecimento de água, recreação de contato primário, diluição de despejos domésticos, industriais e agrícolas, irrigação e geração de energia elétrica (FGV, 2002). O Organismo de Bacia da RH-VIII é o CBH Macaé e das Ostras, criado originalmente com a denominação de CBH Macaé (RIO DE JANEIRO, 2003), que ainda não deliberou sobre o enquadramento dos corpos hídricos sob sua área de jurisdição, fato recorrente em todo o território fluminense. A bacia também não possui Plano de Bacia, e carece de dados acerca de disponibilidades quantitativas e qualitativas dos seus recursos hídricos.

Usos da água na bacia hidrográfica do rio Macaé

Para análise dos usos múltiplos na bacia foi utilizado o banco de dados do Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos (CNARH) disponibilizado pela SERLA (atualmente integrada ao Instituto Estadual do Ambiente – INEA). Em 2007 a SERLA unificou o cadastro estadual com o cadastro nacional, e está trabalhando no processo de migração dos usuários dos antigos CEUA (Cadastro Estadual dos Usuários da Água) e GESTIN (Sistema de Gestão Integrada da Bacia do Rio Paraíba do Sul) para o

CNARH. Os dados dos usuários cadastrados foram filtrados por municípios integrantes da bacia hidrográfica do rio Macaé. Em seguida, os dados dos usuários pertencentes à bacia foram também filtrados. No total, foram selecionados 38 usuários da água cadastrados na bacia. As informações relevantes, como tipo de uso, vazão de captação e lançamento, corpo hídrico doador e receptor, entre outras, foram dispostas em uma tabela a fim de gerar informações compiladas. Além dos dados secundários, foi feito levantamento dos usos da água, especialmente de recreação em visita a campo, por meio de observações registradas (fotografias), entrevistas informais com moradores das localidades e conhecimento prévio da região pela equipe do IF Fluminense *campus* Macaé. Para identificação dos usos de preservação e proteção do ambiente aquático, utilizou-se o mapa georreferenciado das Unidades de Conservação da categoria Proteção Integral do Estado do Rio de Janeiro, disponibilizado pelo Instituto Estadual de Florestas (IEF), também integrado ao INEA. Serão apresentados os usos consuntivos seguidos dos não consuntivos e posteriormente a caracterização geral dos usos na bacia.

Abastecimento humano

A Companhia Estadual de Águas e Esgotos (CEDAE) é responsável pela operação e pela manutenção do sistema do distrito sede de Macaé; a Empresa Pública Municipal de Habitação, Urbanização, Saneamento e Águas (EMHUSA) está encarregada pela operação dos sistemas dos distritos do município de Macaé; a Companhia de Água e Esgoto de Nova Friburgo (CAENF) é responsável pelos sistemas do município de Nova Friburgo e o Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Casimiro de Abreu (SAAE Casimiro de Abreu) pelo abastecimento do município (Figura 3). As habitações que se localizam dentro da bacia, porém em outros municípios, notadamente habitações rurais, utilizam soluções individuais para captação da água.



Figura 3: Cartograma das captações para abastecimento público
 Fonte: Adaptado de Pinheiro (2008)

Irrigação

A agricultura é uma atividade que apresenta pequeno crescimento na bacia (MOTÉ, 2008), porém observa-se uso de herbicidas que margeiam estradas, canais e caminhos até as margens dos rios. Não existem usuários cadastrados para fins de irrigação. No entanto, o Projeto Planágua (SEMADS/GTZ, 2001) estimou uma área total irrigada de 1.105 ha correspondente a uma demanda total de água de 31.150 m³/dia. Avaliando o uso e ocupação do solo na bacia do rio Macaé, as áreas agrícolas correspondem a 20% do total da bacia.

Criação de animais

Essa atividade, além de envolver o uso da água na dessedentação, representa uma fonte potencial de poluição hídrica pontual, no caso de criação em confinamento, e difusa, no caso da pecuária extensiva. Moté (2008) chega a uma área aproximada de 46.446 ha de pastagens naturais e 7.350 ha de pastagens manejadas. Na área da bacia pertencente aos distritos de Nova Friburgo, a pecuária característica é do tipo para subsistência.

Abastecimento industrial

O uso da água na indústria é quase integralmente localizado na sede do município de Macaé, devido às atividades do setor petrolífero e às relacionadas a ele,

notadamente montagem, manutenção e logística de equipamentos. A maioria das empresas de bens e serviços na região se encontram ligadas à rede de abastecimento público (FGV, 2002). Com a expansão das zonas industriais, a rede de abastecimento não suportou a demanda imediata por água, por isso pode ser verificada nas periferias do município a ocorrência de usuários de águas subterrâneas. Na Figura 4 são apresentados os principais usuários da água para abastecimento industrial, incluindo a atividade de geração de energia elétrica, na qual as termelétricas se caracterizam pelo uso consuntivo da água. A extração de areia é uma atividade localizada no curso retificado do rio Macaé, concentrada próximo à foz onde há grandes depósitos de areia, consequências do assoreamento a montante.

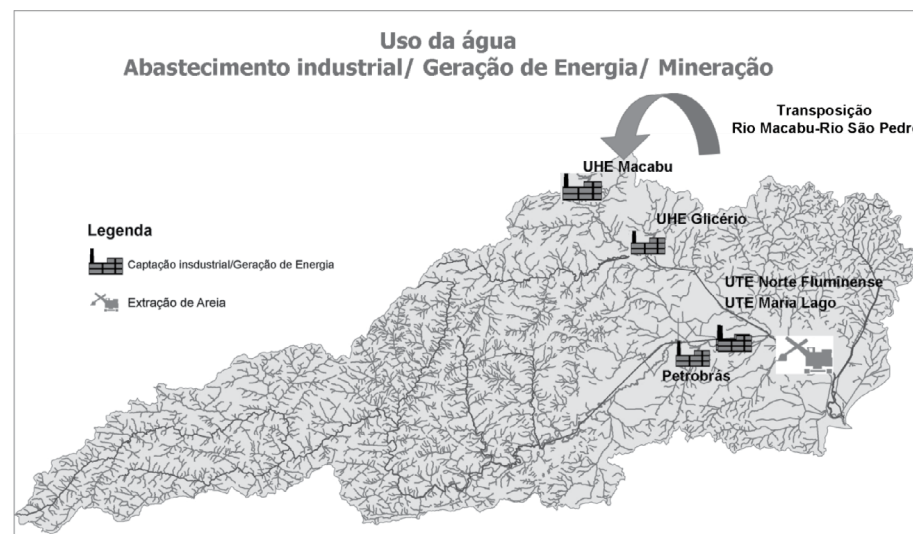


Figura 4: Cartograma das captações para abastecimento industrial e geração de energia e extração de areia.
 Fonte: Adaptado de Pinheiro (2008)

Transporte e diluição de despejos

A avaliação da qualidade da água e do uso e ocupação do solo na bacia sugerem que o despejo de esgoto doméstico é a principal fonte de degradação em alguns trechos do rio. A Figura 5 ilustra a presença de fontes pontuais de lançamento, com e sem tratamento de esgoto, mostrando que a região serrana de Macaé é bem atendida, o que não ocorre no município de Nova Friburgo, onde todos os efluentes são lançados no solo via fossa e/ou sumidouro ou no rio. Apesar dos elevados

índices de tratamento de esgotos na bacia, cabe ressaltar que o nível de eficiência do tratamento é baixo, resultando em grandes quantidades de cargas remanescentes de DBO e de coliformes fecais. Em relação ao esgotamento sanitário na área urbana da bacia, verifica-se a existência de redes coletoras (FGV, 2002).

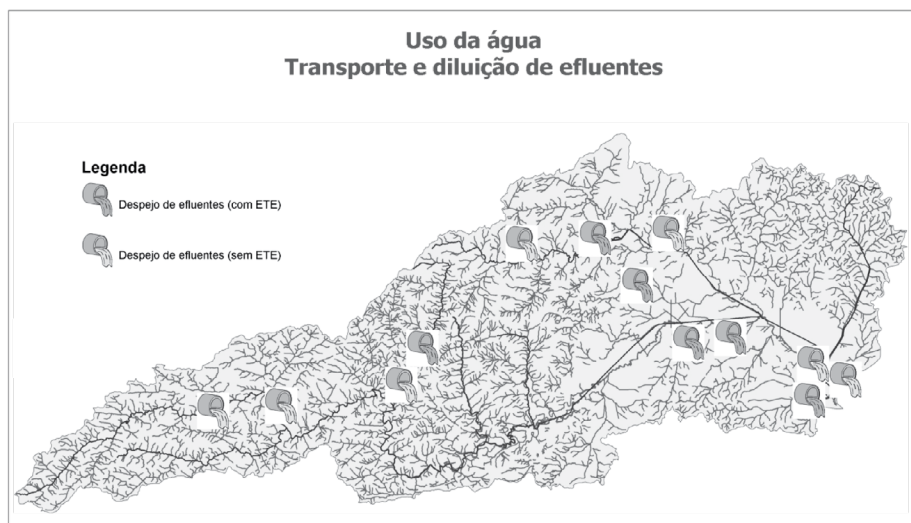


Figura 5: Cartograma dos lançamentos de efluentes com e sem tratamento
Fonte: Adaptado de Pinheiro (2008)

Recreação

O uso recreativo se concentra na região serrana da bacia (Figura 6), atraindo públicos diversos como moradores locais, sitiantes e turistas. Nas redondezas de Lumiar, há diversos atrativos como o Poço Feio, a Cachoeira das Andorinhas, o Poço Quadrado, o Poço Verde, o Poço Indiana Jones e Encontro dos Rios, além de suporte para turistas como pousadas, restaurantes e *rafting*. Cascata também atrai visitantes e se destaca pela bela paisagem da Cachoeira da Fumaça. Nos arredores de Figueira Branca, nota-se o uso para banho pelos moradores de Casimiro de Abreu, em especial no local conhecido como Ponte de Arame.



Figura 6: Cartograma dos usos de contato primário
Fonte: Adaptado de Pinheiro (2008)

Proteção dos ambientes aquáticos

A preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas e dos ambientes aquáticos em Unidades de Conservação (UCs) de Proteção Integral é prevista como um tipo de uso preponderante em águas doces de classe especial. Portanto, para avaliar o uso potencial na bacia foram delimitadas e/ou identificadas as UCs (Figura 7). Destaca-se a existência de apenas duas UCs da categoria de proteção integral: parte do Parque Estadual dos Três Picos e o Parque Natural Municipal do Atalaia em Macaé. Um levantamento preliminar destacou as principais UCs da categoria de uso sustentável: as Áreas de Proteção Ambiental (APAs) Macaé de Cima (uma estadual e outra municipal), a APA do Sana, a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Shangrilah e a RPPN Fazenda Barra do Sana, sendo estas três últimas localizadas na sub-bacia do rio Sana.

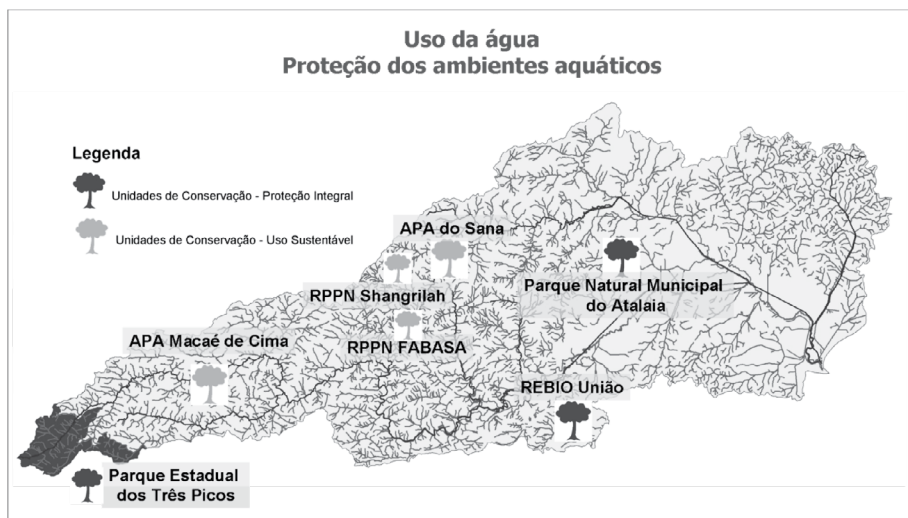


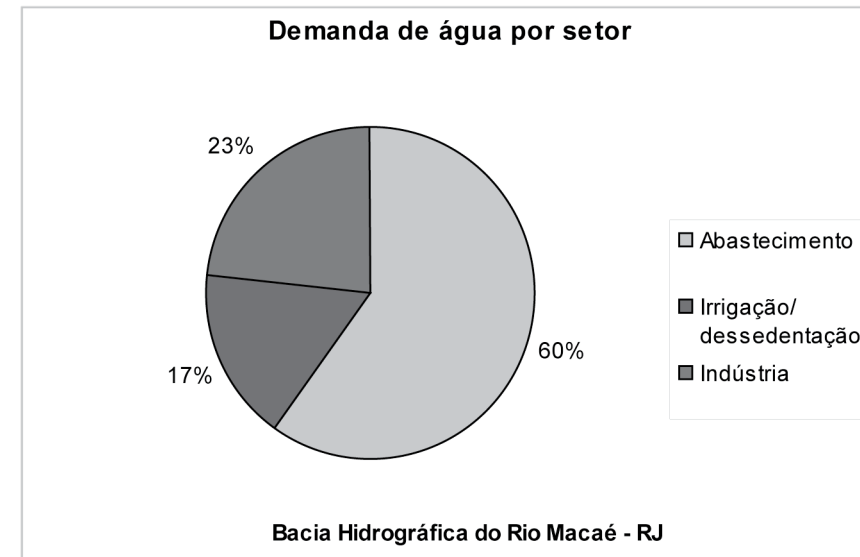
Figura 7: Cartograma dos usos relacionados à proteção dos ambientes aquáticos
 Fonte: Adaptado de Pinheiro (2008)

Outros usos

Alguns usos da água não foram detectados neste estudo. Para garantir a representatividade dessas informações é necessário adotar outra metodologia que amplie o levantamento dos dados, uma vez que os dados extraídos do CNARH podem estar incompletos ou ainda não terem sido cadastrados. A pesca foi um dos usos identificado empiricamente no trecho próximo à foz do rio. A aquicultura foi relatada por informantes-chave na sub-bacia do rio Sana e em Macaé de Cima. Na sub-bacia do rio Sana foi relatada a utilização de espécies exóticas como tambaqui (*Colossoma macropomum*), tilápia (*Oreochromis niloticus*) e pintado (*Pimelodus sp.*). Para o distrito de Macaé de Cima foi relatado o cultivo de truta (*Oncorhynchus mykiss*).

Usos consuntivos

A partir dos resultados apresentados, foi possível calcular a demanda de água por setor na bacia hidrográfica do rio Macaé. Para isso foram utilizadas as vazões médias dos usos consuntivos para abastecimento humano, dessedentação de animais, e indústria; a vazão média para irrigação foi estimada pelo Projeto Planágua (SEMADS/GTZ, 2001). A Figura 8 indica que o abastecimento público é responsável pelo consumo de 60% da água na bacia, seguido da indústria e da irrigação somada à dessedentação de animais. Desse ponto de vista, pode-se afirmar que o abastecimento público é o uso preponderante da bacia hidrográfica do rio Macaé.



Uso consuntivo	Vazão média (m³/h)
Abastecimento	5596
Irrigação/ dessedentação	1595
Indústria	2181

Figura 8: Demanda de água por setor na bacia hidrográfica do rio Macaé
 Fonte: SEMADS/GTZ, (2001) e CNARH/SERLA, (2008)

O uso da terra

A partir da análise do uso da terra, foi possível identificar a vocação das áreas, relacionar os usos da água e inferir fontes de degradação difusas e de pressões antrópicas. Para essa análise, foi utilizado o mapa temático de uso e ocupação da terra da bacia hidrográfica do rio Macaé do ano de 2005, produzido por Moté (2008), a partir de interpretação visual da imagem de satélite CBER 2005. Para manipulação das informações espacializadas em ambiente SIG, foram utilizados o software ArcGIS 9.2 – ESRI e a carta topográfica do IBGE na escala de 1:50.000 para avaliação do uso e ocupação da terra, uso da água e áreas protegidas. Por ser do ano 1968, a carta topográfica não contempla a retificação no baixo curso do rio Macaé e do rio São Pedro promovida pelo DNOS, tendo sido atualizada por Lagesolos/UFRJ. Para as análises e elaboração de mapas, as bases topográficas e os mapas temáticos foram reprojatados para UTM (Universal Transverse Mercator), fuso 24 estendido, para toda

bacia hidrográfica. Para verificação da relação entre o uso e ocupação do solo e a qualidade de água foram delimitadas as microbacias de drenagem correspondentes a cada um dos 12 pontos de coleta, ou seja, cada ponto foi considerado um exutório.

Para confrontar os resultados da qualidade da água com o uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica foram traçados os limites das sub-bacias de cada ponto amostral, totalizando doze sub-bacias. A análise do uso e cobertura na sub-bacia de cada ponto amostral se reflete nos resultados de qualidade do respectivo ponto. No entanto, nem sempre a qualidade encontrada no ponto reflete a contribuição de toda sua bacia de drenagem. Muitas vezes há maior contribuição nas áreas que margeiam o curso d'água ou contribuição local, próximas ao ponto de coleta. A fim de estimar as contribuições potenciais foi traçado um *buffer* de 50 m, que indica a contribuição marginal do curso principal, assim como um *buffer* circular ao ponto de coleta, também com 50 m. A Figura 9 ilustra esses três níveis de contribuição.

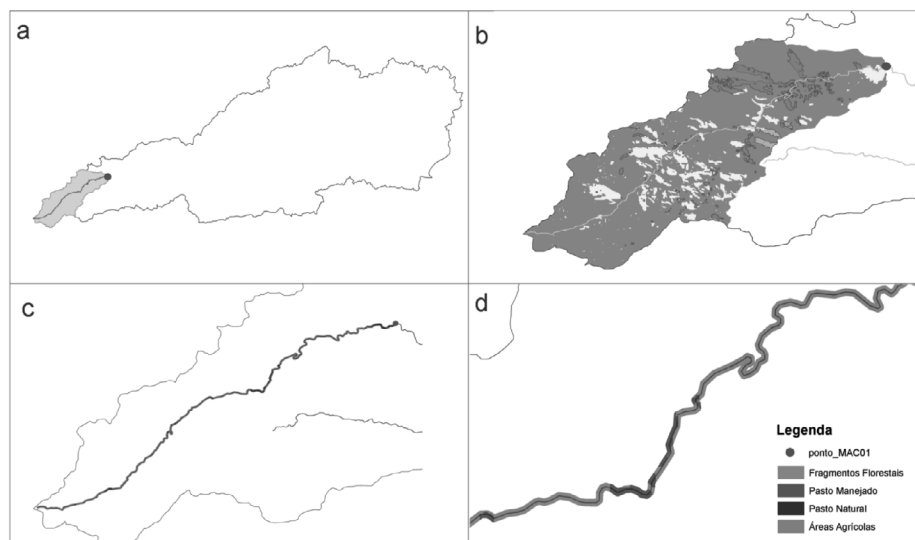


Figura 9: Ilustração dos três níveis de contribuição do uso e ocupação da terra para qualidade da água, exemplo ponto MAC01

Fonte: Adaptado de Pinheiro (2008)

Nota: a) localização da sub-bacia do ponto; b) uso e ocupação da terra na sub-bacia; c) contribuição das margens do rio principal na sub-bacia; e d) detalhe do uso e ocupação nas margens do rio principal na sub-bacia

A abordagem para avaliação do uso da terra *versus* qualidade da água considerou os resultados do Índice de Qualidade de Água (IQA) e sempre que possível foram feitas avaliações conjuntas de pontos com qualidade semelhante.

A qualidade da água e os índices de qualidade

Como instrumento de gestão ambiental, Magalhães Jr. (2007) coloca que os indicadores auxiliam a democratização do conhecimento e a avaliação do desenvolvimento das ações de gestão. Como ferramenta de suporte à decisão, o autor continua, explicando que os indicadores são modelos simplificados da realidade, facilitando a compreensão de fenômenos, aumentando a capacidade de comunicação de dados brutos e, principalmente, de adaptar as informações à linguagem e aos interesses locais dos decisores (PINHEIRO, 2008).

Existem muitos debates a respeito da utilização da palavra índice ou indicador. Muitas vezes elas são aplicadas como sinônimos. Em seu trabalho, Siche et al. (2007) abordam essas conceituações com ênfase na sustentabilidade, e citam em seu artigo diversos autores que, de acordo com a compreensão de cada um, definem os seus significados. Dentre as definições citadas no texto, a que melhor se encaixa em nosso contexto é a dos próprios Siche et al. (2007), que trata como índice um valor numérico obtido através de cálculos, os quais se utilizam de bases científicas e métodos adequados, com a finalidade de exemplificar a realidade dos diversos sistemas, tanto os mais simples como os mais complexos. E os indicadores são vistos como parâmetros que são selecionados e estudados isoladamente, ou em conjunto com outros para mostrar as condições do sistema analisado. Siche et al. (2007, p.140) enxergam que o índice "é considerado um nível superior da junção de um jogo de indicadores ou variáveis." Assim, um índice é uma integração de certos indicadores com o propósito de comparar a situação atual de um sistema com a situação desejada ou indicada para este sistema (UNESCO, 1984). A principal vantagem na escolha de um índice se deve ao fato de o mesmo sintetizar em apenas um número diversos parâmetros, o que facilita a sua interpretação quando comparado com os indicadores individuais. Além de auxiliar no compartilhamento das informações com o público não técnico (ANA, 2007; CETESB, 2003; PIASENTIN, 2009). Essa vantagem pode se transformar em desvantagem, pois há a perda de informações individuais e das interações entre os outros indicadores (CETESB, 2003).

A Agência Nacional das Águas (ANA) tem estimulado o Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas (PNQA), que visa à integração das informações sobre o monitoramento da qualidade dos corpos hídricos nos diversos estados da federação. Atualmente a ANA conta com 1.340 pontos, realizando a análise de 4 parâmetros (pH, OD, condutividade e temperatura). Apenas esses parâmetros não são suficientes para uma avaliação adequada, porém a Agência necessita de pontos de coleta mais próximos aos locais de análise. Com o intuito de reduzir essa adversidade, a ANA quer padronizar as coletas e capacitar funcionários estaduais para a realização, tanto das coletas quanto das análises. Desta forma os estados brasileiros realizarão campanhas com a mesma periodicidade, e análises baseadas nos mesmos parâmetros.

Tais atitudes trariam maior confiabilidade aos resultados que serão divulgados pela Agência (ANA, 2009).

Para uma melhor visualização das informações a respeito da qualidade dos corpos hídricos em todo o país, são utilizados alguns índices que têm a capacidade de responder, de forma simplificada, algumas questões específicas a esse respeito. A Agência Nacional de Águas (2007) cita 6 (seis) exemplos destes: Índice de Qualidade da Água (IQA); Índice de Qualidade da Água Bruta para fins de Abastecimento Público (IAP); Índice de Estado Trófico (IET); Índice de Contaminação por Tóxicos (ICT); Índice de Balneabilidade (IB) e Índice de Qualidade de Água para a Proteção da Vida Aquática (IVA). O IVA leva em consideração a presença e concentração de contaminantes químicos tóxicos, seu efeito sobre os organismos aquáticos (toxicidade) e duas das variáveis consideradas essenciais para a biota (pH e oxigênio dissolvido), que são agrupadas no IPMCA – Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática (CETESB, 1995), bem como o IET – Índice do Estado Trófico de Carlson. Desta forma, o IVA fornece informações não só sobre a qualidade da água em termos ecotoxicológicos como também sobre o seu grau de trofia. O IPMCA é composto por dois grupos de parâmetros, o grupo de substâncias tóxicas (cobre, zinco, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, cádmio, surfactantes e fenóis), que identificam o nível de contaminação por substâncias potencialmente danosas às comunidades aquáticas; e o grupo de parâmetros essenciais (oxigênio dissolvido, pH e toxicidade). Segundo a CETESB (2003), as principais vantagens dos índices de qualidade de águas são que facilitam a comunicação com o público não técnico, o *status* maior do que os parâmetros individuais e o fato de representar uma média de diversas variáveis em um único número, combinando unidades de medidas diferentes em uma única unidade.

Considerando os diversos índices para avaliação de qualidade de água que vem sendo empregados no Brasil, o Índice de Qualidade de Água – IQA é o mais empregado pelos órgãos gestores de recursos hídricos. O IQA foi desenvolvido em 1970 pelo *National Sanitation Foundation* (NSF) dos Estados Unidos, por meio de uma pesquisa de opinião junto a vários especialistas da área ambiental, na qual cada técnico selecionou, a seu critério, os parâmetros relevantes para avaliar a qualidade das águas e estipulou, para cada um deles, um peso relativo na série de parâmetros. O IQA foi adaptado em 1975 pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) de São Paulo, que substituiu o parâmetro nitrato por nitrogênio total e fosfato por fósforo total, mantendo-se os pesos e as curvas dos parâmetros. Nos anos seguintes outros estados adotaram esse índice totalizando atualmente dez estados (ANA, 2005).

Uma das vantagens da utilização desse índice é que, além de representar uma média de diversas variáveis em um único número, favorece a sistematização e espacialização da informação. Por outro lado, a principal desvantagem consiste na perda de informação das variáveis individuais e da interação entre elas (CETESB, 2003).

Além disso, o IQA reflete as condições da água principalmente quanto à poluição orgânica, excluindo demais parâmetros indicativos de outros tipos de atividades, como a industrial, extração mineral, dentre outras.

Nove parâmetros compõem o Índice de Qualidade de Água (IQA) que classifica a amostra em 5 categorias de qualidade (Tabela 4), considerando as curvas médias para cada parâmetro, apresentadas na Figura 10, bem como seu peso relativo correspondente, apresentado na Tabela 3. Pode-se observar que os maiores pesos são dos principais parâmetros indicativos da poluição por matéria orgânica, em especial por esgoto. Os valores finais do IQA são expressos em categorias de qualidade e podem ser representados por cores, facilitando a assimilação dos resultados.

Tabela 3: Parâmetros que compõem o IQA e seus pesos respectivos

Parâmetro	Peso Wi
Oxigênio Dissolvido (%OD)	0,17
Coliformes fecais (NPM/100ml)	0,15
pH	0,12
DBO (mg/L)	0,10
Nitratos (mg/L NO ₃)	0,10
Fosfatos (mg/L PO ₄)	0,10
Temperatura (°C)	0,10
Turbidez (UNT)	0,08
Resíduos totais (mg/L)	0,08

Fonte: ANA (2005)

Tabela 4: Níveis de qualidade nos diferentes estados

Faixas de IQA utilizadas nos seguintes Estados: AL, MG, MT, PR, RJ, RN, RS	Faixas de IQA utilizadas nos seguintes Estados: BA, CE, ES, GO, MS, PB, PE, SP	Avaliação da Qualidade da Água
91-100	80-100	Ótima
71-90	52-79	Boa
51-70	37-51	Razoável
26-50	20-36	Ruim
0-25	0-19	Péssima

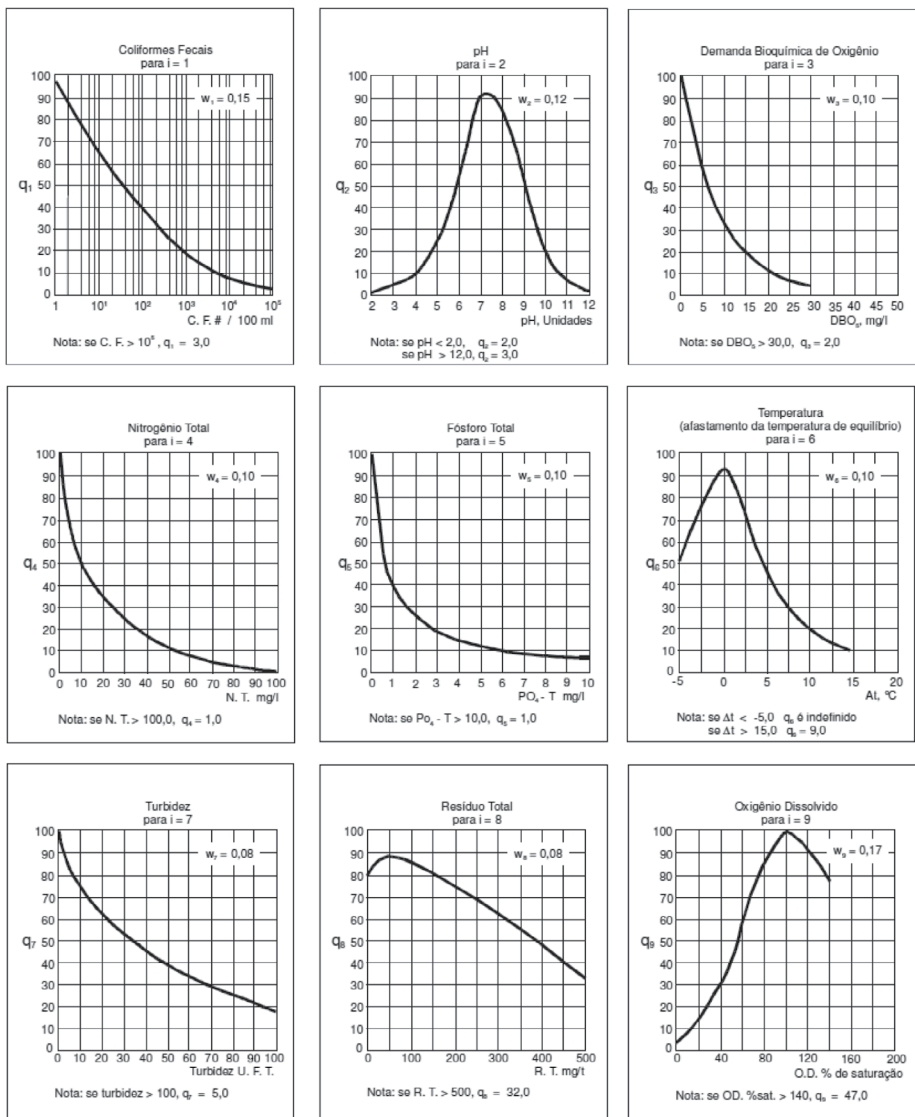


Figura 10: Curvas médias de variação de qualidade das águas
 Fonte: CETESB (2006); ANA (2005)

onde:

IQA – índice de qualidade da água, 0 a 100

q_i = qualidade do parâmetro i obtido através da curva média específica de qualidade;
 w_i = peso de 0 a 1 atribuído ao parâmetro, em função de sua importância na qualidade.

Os parâmetros utilizados para compor o IQA visam principalmente verificar o impacto das fontes de poluição e avaliar se sua qualidade é adequada ao uso atual ou pretendido. Cabe destacar que o IQA é um indicador da contaminação orgânica por esgotos domésticos e industriais, prestando-se para determinação de níveis de qualidade para usos da água pela população humana, não contemplando outros usos como proteção das comunidades aquáticas, da manutenção da biodiversidade e da integridade do corpo hídrico.

Para atender às demandas da qualidade necessária para usos específicos, e visando contemplar a maior complexidade de poluentes gerados e a deficiência do sistema de tratamento de esgotos, foram desenvolvidos outros índices. Como, por exemplo, para trechos destinados à captação de água para o abastecimento humano, é indicado utilizar o IAP (índice de qualidade da água bruta para abastecimento público) que congrega o IQA e o ISTO (índice de substâncias tóxicas e organolépticas). Já para trechos com uso predominante de recreação de contato primário é indicado o IB (índice de balneabilidade) (CETESB, 2006). Baptista et al. (2007) ressaltam que os programas de monitoramento de ecossistemas aquáticos sob responsabilidade das autoridades brasileiras consideram em geral apenas análises químicas da água, as quais são inadequadas para obter aspectos ecológicos dos corpos hídricos. Nesse contexto, para monitoramento da comunidade aquática, estão disponíveis o IVA (índice de qualidade de água para proteção da vida aquática) e o IPMCA (índice dos parâmetros mínimos para preservação da vida aquática) e o IET (índice de estado trófico) (CETESB, 2006). O Instituto Ambiental do Paraná (IAP) elaborou um sistema de avaliação de água para os rios, pois observou que muitas vezes o índice mascarava parâmetros fora dos padrões da regulamentação. Portanto, esse sistema considera além dos parâmetros integrantes do IQA, seu grau de comprometimento com o padrão de qualidade estabelecido (CPRH/PE, 2003).

No caso do estudo de qualidade de água da bacia do rio Macaé, foram realizadas quatro campanhas entre os períodos de março a novembro de 2008, ao longo do leito principal da bacia. O rio foi subdividido em quatro trechos: (i) alto; (ii) médio-alto; (iii) médio-baixo; e (iv) baixo curso. Em cada um dos trechos foram selecionados três pontos, totalizando doze pontos de amostragem, conforme ilustrado na Figura 11.

O IQA é calculado pelo produtório ponderado dos valores de qualidade para cada parâmetro (q_i) considerando os pesos (w_i), de acordo com a Eq. 1.

$$IQA = \prod_{i=0}^9 q_i^{w_i} \quad (1)$$

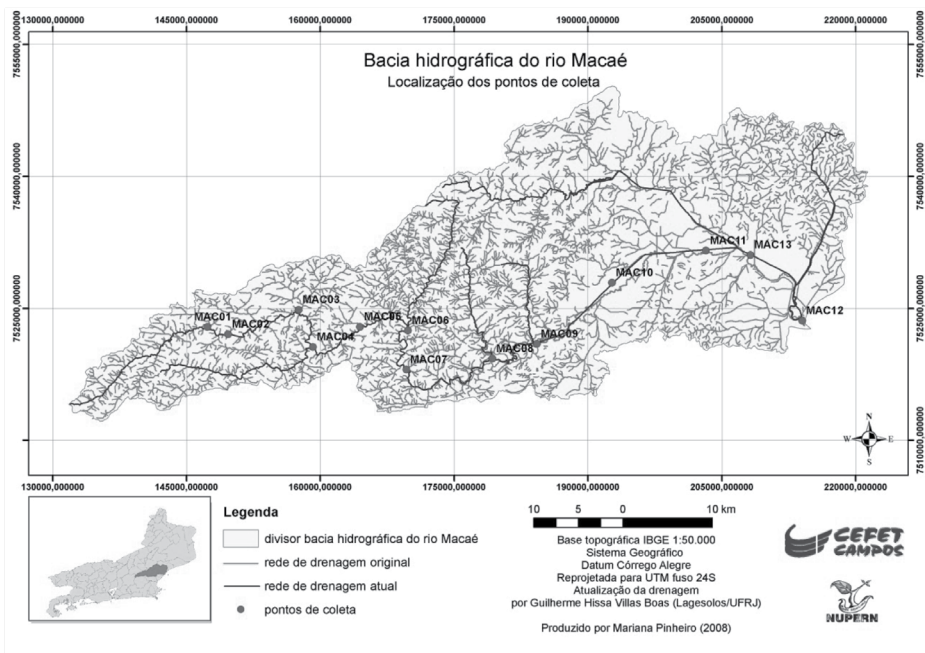


Figura 11: Bacia hidrográfica do rio Macaé: rede de drenagem e pontos amostrais
 Fonte: Pinheiro (2008)

O cálculo do IQA considerou as quatro campanhas realizadas e seus resultados estão dispostos por ponto coletado, e classificados de acordo com seu nível de qualidade conforme mostra a Tabela 5. Para melhor visualização dos resultados, os IQAs calculados foram espacializados conforme apresenta a Figura 12.

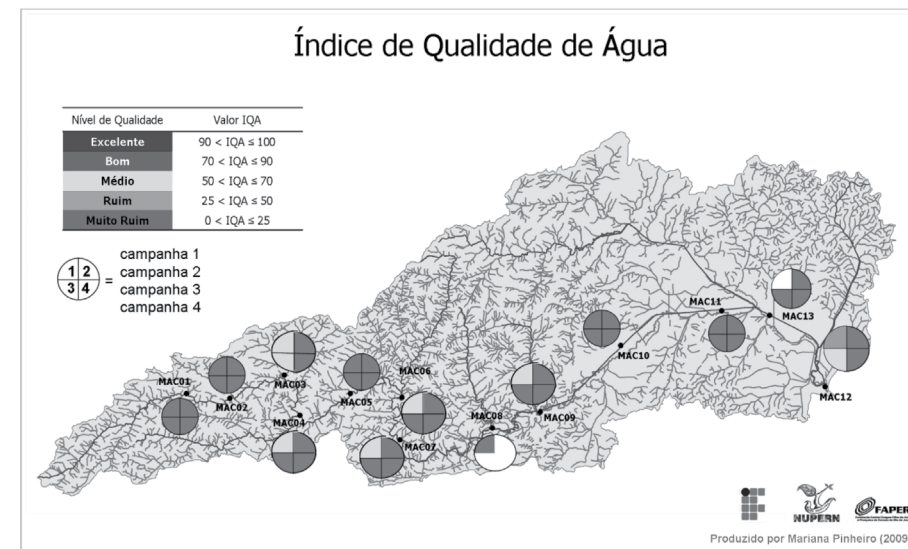


Figura 12: Cartograma dos resultados do IQA na bacia do rio Macaé
 Fonte: Adaptado de Pinheiro (2008)

Tabela 5: Resultado do IQA e sua classificação ao longo do rio de montante a jusante

Ponto	IQA							
	1 Campanha		2 Campanha		3 Campanha		4 Campanha	
MAC01	70	bom	78	bom	76	bom	76	bom
MAC02	72	bom	83	bom	79	bom	78	bom
MAC03	66	médio	70	bom	69	bom	73	bom
MAC04	71	bom	71	bom	76	bom	72	bom
MAC05	75	bom	76	bom	85	bom	76	bom
MAC06	68	médio	76	bom	83	bom	79	bom
MAC07	68	médio	79	bom	86	bom	76	bom
MAC08	75	bom	*	*	*	*	*	*
MAC09	58	médio	79	bom	85	bom	73	bom
MAC10	74	bom	77	bom	81	bom	72	bom
MAC11	71	bom	78	bom	79	bom	72	bom
MAC12	47	ruim	60	médio	67	médio	71	bom
MAC13	*	*	74	bom	79	bom	74	bom

Nota: * dados não coletados
 Fonte: Pinheiro (2008)

Os resultados do índice de qualidade da água foram piores na Campanha 1, fato inicialmente associado ao alto índice pluviométrico exibido no período, que estaria relacionado ao escoamento superficial de poluentes provocado pela chuva intensa e pelo solo desprotegido. Porém a observação não foi confirmada pelos resultados obtidos na Campanha 4, realizada em dezembro de 2008, que apresentou os melhores resultados de qualidade de água, apesar da pluviosidade desse período. Investigação futura faz-se necessária, sendo, portanto, fundamental manter a rotina de monitoramento pelo menos por um período de 5 anos.

No período chuvoso, sete dos doze pontos analisados tiveram o valor do IQA acima de 70, sendo classificados como “bom”. Os cinco restantes podem ser considerados mais críticos, sendo que quatro receberam notas abaixo de 70. A foz do rio (MAC12) ficou com o pior resultado, apresentando um valor abaixo de 50. Na segunda campanha, novamente o ponto MAC12 apresentou a nota mais baixa, classificado como “médio”, enquanto todos os demais receberam nota acima de 70, classificando-se como “bom”. Nenhum dos pontos amostrados apresentou valores acima de 90, ou seja, não podem ser classificados como “excelente”.

Os resultados do IQA refletem o desempenho dos parâmetros ora analisados. A fim de investigar qual o parâmetro que estaria influenciando negativamente o valor do IQA, buscou-se a importância relativa de cada parâmetro que compõe o índice. Utilizando valores das médias de cada parâmetro, concluiu-se que *E. coli* é o parâmetro que mais contribui para os valores baixos do IQA encontrados nas quatro campanhas, seguido do fósforo total. A avaliação da qualidade das águas indica que a contaminação por esgoto doméstico é a principal fonte de poluição na bacia, impedindo diversos usos múltiplos. O trabalho identificou *E. coli* como parâmetro crítico na bacia. Esse indicador de contaminação fecal representa o potencial do corpo hídrico na transmissão de doenças, e suas altas taxas no ambiente são naturalmente associadas à inoperância e/ou ineficiência dos sistemas de abastecimento de água e de saneamento. Os parâmetros cloro e fósforo total, que apresentaram não conformidades em alguns pontos, merecem investigação posterior. As demais não conformidades da qualidade da água identificadas estão relacionadas a fontes de poluição difusa, e por isso a execução de ações por sub-bacias ou microbacias seria mais adequada.

A qualidade das águas do rio Macaé, segundo os valores do IQA, é considerada boa, de uma forma geral. Os trechos que apresentaram boa qualidade foram: (i) Macaé de Cima; (ii) Galdinópolis; (iii) Encontro dos Rios; (iv) Cascata; (v) Córrego do Salto; (vi) ponte na Rodovia RJ-168; e (vii) ponte na Rodovia BR-101. O ponto do rio São Pedro também apresentou qualidade boa, porém foi avaliado numa única campanha, realizada em período favorável (de baixa pluviosidade), merecendo, portanto, investigação posterior. É importante dar continuidade ao monitoramento com a finalidade de aumentar a confiabilidade das informações apresentadas, e para

dirimir a dúvida acerca da influência da pluviosidade na qualidade da água. A foz do rio Macaé foi o ponto que mais apresentou não conformidades, e obteve altos valores nos parâmetros indicativos de contaminação por esgoto. Sugere-se a realização de um levantamento detalhado dos usos da água em cada trecho, a fim de identificar fontes poluidoras significativas. Ressalta-se que a realização de qualquer intervenção como, por exemplo, obras civis, dragagem ou represamentos no médio e baixo cursos do rio é complexa, tendo em vista a dinâmica de crescimento do município de Macaé, e seus conflitos inerentes. Para os pontos que apresentam qualidade média/ruim ou ruim, recomenda-se a avaliação do Índice de Toxidez (IT) e do Índice de Substâncias Tóxicas Organolépticas (ISTO). Nos pontos onde há recreação de contato primário, seria interessante a substituição do IQA pelo IB (índice de balneabilidade), otimizando os recursos necessários à realização de um programa de monitoramento. A adoção de índices biológicos, notadamente para o alto curso da bacia, onde se observou melhor qualidade da água, parece interessante, principalmente se envolver as comunidades locais na coleta e interpretação dos dados. Assim, haveria um incremento no processo de mobilização das representações da região serrana para participação nas atividades desenvolvidas pelo CBH Macaé e das Ostras.

Proposta preliminar de enquadramento da bacia hidrográfica do rio Macaé

Diante dos resultados de qualidade da água e do levantamento dos principais usos da água no rio Macaé, sugere-se um enquadramento preliminar do corpo hídrico principal da bacia, com a finalidade de iniciar o debate sobre a implantação desse instrumento na bacia hidrográfica em questão. A primeira abordagem (Figura 13) considerou a classificação atual correspondente do rio Macaé a partir dos limites estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005 para parâmetros avaliados nesse estudo. A abordagem seguinte (Figura 14) consistiu na proposição preliminar, do enquadramento do corpo hídrico principal, o rio Macaé. Cabe ressaltar que o caráter preliminar da proposta deve ser entendido como resultante desse estudo e dessa metodologia, sendo necessária para o enquadramento efetivo a participação da sociedade e a garantia da representatividade dos dados. Os resultados do presente estudo subsidiam a etapa de diagnóstico prevista no enquadramento. Ressalta-se, no entanto, a relevância das demais etapas de prognóstico, proposição e especialmente a da etapa de consultas públicas.

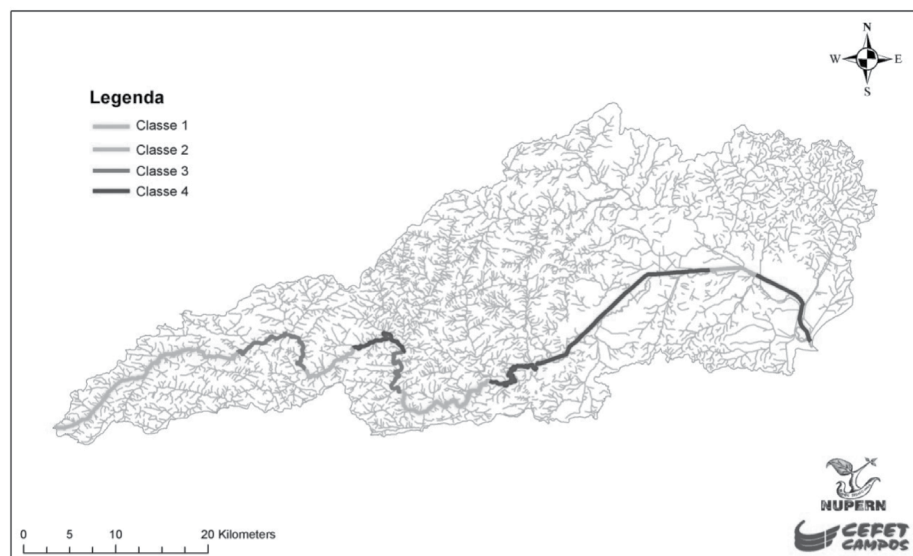


Figura 13: Cartograma da qualidade atual do rio Macaé baseado na conformidade dos parâmetros analisados com a Resolução CONAMA n. 357/2005
 Fonte: Adaptado de Pinheiro (2008)

O enquadramento foi sugerido a partir da análise dos usos preponderantes em cada trecho, que está, conseqüentemente, associada às suas classes correspondentes. O rio Macaé foi então dividido em três trechos homogêneos: (i) trecho da cabeceira até Galdinópolis (MAC01 e MAC02), (ii) de Galdinópolis até a localidade de Santo Antônio (MAC03 à MAC07) e (iii) de Santo Antônio até a foz (MAC08 à MAC12). A Figura 14 espacializa a proposta preliminar de enquadramento.

No primeiro trecho sugere-se classe especial devido: (i) à presença de uma Unidade de Conservação de Proteção Integral (Parque Estadual dos Três Picos); (ii) ao grau de preservação das sub-bacias; e (iii) ao fato de não possuir fontes de poluição. A exceção se faz quanto ao parâmetro cloro, que foi detectado em apenas uma campanha, e que merece investigação quanto à reincidência, à concentração e a possíveis fontes de contaminação. Sugere-se enquadrar esse trecho como classe 1, pois suas águas são destinadas, preponderantemente, ao uso recreativo de contato primário. Os demais usos verificados, como abastecimento humano e aquicultura são iguais, ou menos restritivos. No terceiro trecho sugere-se o enquadramento na classe 2, visando atender aos seus usos preponderantes que são: (i) abastecimento humano das cidades de Macaé, Rio das Ostras e do distrito de Casimiro de Abreu; e (ii) abastecimento industrial das usinas termoelétricas e da base da PETROBRAS em Macaé (que por sua vez abastece as plataformas petrolíferas da Bacia de Campos). Optou-se por manter a classe 2 no trecho próximo à foz, mesmo que este se encontre em condição ruim, devido à prática da pesca no trecho.

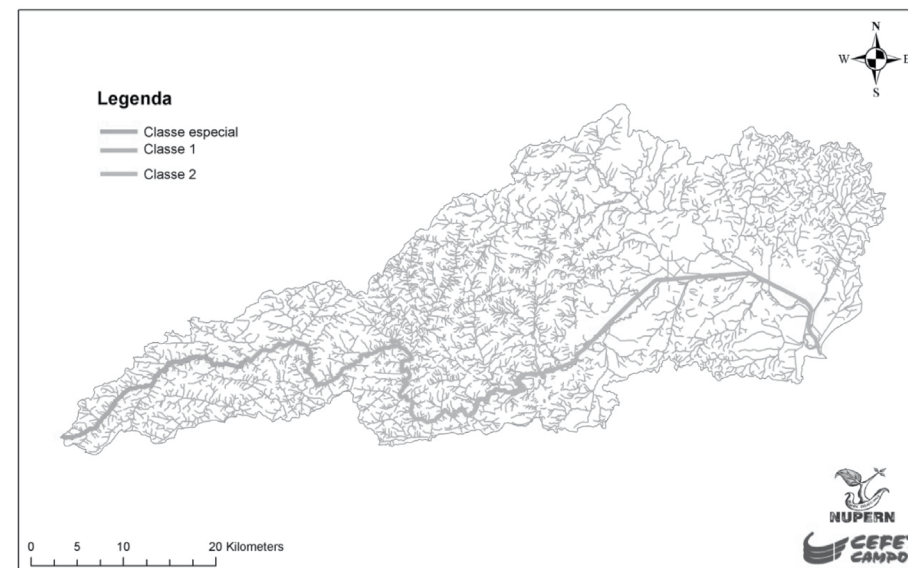


Figura 14: Cartograma da proposta preliminar de enquadramento do rio Macaé baseado na avaliação da qualidade e dos usos da água
 Fonte: Adaptado de Pinheiro (2008)

Durante o enquadramento efetivo, a ser estabelecido pelas representações do CBH Macaé e das Ostras, deve-se analisar essa proposta quanto a sua viabilidade técnica e econômica, e principalmente avaliar se o investimento a ser realizado para adequar a qualidade da água aos usos almejados pela sociedade trará benefícios significativos que compensem os gastos efetuados. Na ausência de continuidade do monitoramento de qualidade da água aqui apresentado, o emprego da modelagem matemática de dispersão de poluentes ao longo da calha principal do rio Macaé poderá gerar cenários hipotéticos de alteração de qualidade da água, auxiliando assim os gestores e os decisores das representações do Organismo de Bacia a melhor deliberar sobre o enquadramento a ser estabelecido.

Referências

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. ANA, 2011. *Indicadores de Qualidade*: introdução. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/IndicadoresQA/introdu%C3%A7%C3%A3o.aspx>> Acesso em: 14 jun.2011.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. ANA. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. *Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil*. Brasília: ANA/SPR, 2005. 179 p.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. ANA. *Panorama do enquadramento dos corpos d'água do Brasil, e, Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil*. Brasília: ANA, 2007. 124 p. (Caderno de

Recursos Hídricos; 5).

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO. (ANP). *Anuário Estatístico Brasileiro do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis 2009*. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis, 2010. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/conheca/anuario_2010.asp>. Acesso em: 4 maio 2011.

BAPTISTA, D.F.; BUSS, D. F.; EGLER, M.; GIOVANELLI, A.; SILVEIRA, M.P.; NESSIMIAN, J., L. A multimeric index base don benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil, *Hydrobiologia*, v. 575, p. 83-94, 2007.

BORGES, L.B. *Avaliação da Qualidade da Água do Córrego Samambaia, Goiânia/GO*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Goiás, Anápolis, 2009. 75 f.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; MIERZWA, J.C.; BARROS, M.T.L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. *Introdução à Engenharia Ambiental*. 2ª ed. São Paulo: Prentice Hall, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, 18 mar. 2005; ret 09.05.2005.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 397, de 17 de março de 2005. Altera o inciso II do § 4o e a Tabela X do § 5o, ambos do art. 34 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA no 357, de 2005. *Diário Oficial da União*, 7 abr. 2008; ret 19.09.2010.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000. Dispõe sobre a condição necessária das águas doces, salobras e salinas destinadas à balneabilidade (recreação de contato primário).

BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). Resolução nº. 91, de 05 de novembro de 2008. Dispõe sobre os procedimentos para enquadramento dos corpos de água segundo seus usos preponderantes. Brasília. *Diário Oficial da União*, 6 fev. 2009.

BRASIL. Lei das Águas. Lei nº 9.433, de 8 de Janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei 8.001, de 12 de Março de 1990, que modificou a Lei nº7.990 de 28 de dezembro de 1989. Brasília. *Diário Oficial da União*, 9 jan. 1997.

CAMPOS, V.D. *Dinâmica de Uso e Ocupação da Terra na Bacia Hidrográfica do Arroio dos Pereiras em Irati – PR e sua Influência na Qualidade das Águas Superficiais*. Dissertação (Mestrado em Geografia – Gestão do Território) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2008.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental/Estado de São Paulo. *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2002*. São Paulo, SP: CETESB, 2003. (Série Relatórios).

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental/Estado de São Paulo. *Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo*: índices de Qualidade das Águas (Anexo V). São Paulo, SP: CETESB, 2006. (Série Relatórios).

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Índices. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice.asp>>. Acesso em: 20 set.2010.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. IQA. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iap_iqa.asp>. Acesso em: 20 set.2010.

COSTA, M. P. Instrumentos de gestão: enquadramento dos corpos d'água. In: ENCONTRO NACIONAL DE COMITÊS DE BACIAS HIDROGRÁFICAS E MINISTRADO PELO GERENTE DE SUPERINTENDÊNCIA DE PLANEJAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS Agência Nacional de Águas (ANA), 10., 11, 12 e 13 de novembro de 2008, Rio de Janeiro, RJ. *Minicurso...*

CPRH/PE. Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. *Seleção de índices e indicadores*. Pernambuco: Programa Nacional de Meio Ambiente II. Subcomponente Monitoramento da Qualidade da Água, 2003.

FGV. Fundação Getúlio Vargas *Plano Preliminar de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Macaé*: diagnóstico da situação dos recursos hídricos. Rio de Janeiro, RJ: SEMADUR/SERLA/UTE Norte-Fluminense, 2002. 251 p.

LEEUWESTEIN, J.M.; MONTEIRO, R.A. *Procedimentos técnicos para enquadramento decorpos de água* – documento orientativo. Brasília: MMA/SRH, 2000. 47p.

MAGALHÃES Jr, A. P. *Indicadores Ambientais e Recursos Hídricos, Realidade e perspectivas para o Brasil a partir da experiência francesa*. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007. 688p.

MALHEIROS, T. M. M. *O controle ambiental federal das atividades de exploração e produção de petróleo e gás natural no novo cenário de flexibilização do Monopólio Estatal no Brasil*. Tese (Doutorado) COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2002. Cap. 2.

MOTÉ, F.O. *Classificação de Unidades de Paisagem na bacia do rio Macaé (RJ) como proposta metodológica ao planejamento ambiental*, Dissertação (Mestrado) - Instituto de Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2008.

PIASENTIN, A.M.; SEMENSATTO JUNIOR, D.L.; SAAD, A.R.; MONTEIRO JUNIOR, A.J.; RACZKA, M.F. Índice de Qualidade da Água (IQA) do Reservatório Tanque Grande, Guarulhos (SP): Análise Sazonal e Efeitos do Uso e Ocupação do Solo, *Geociências*, São Paulo, v. 28, n. 3, p. 305 – 317, 2009.

PINHEIRO, M.R.C. *Avaliação da qualidade da água na Bacia Hidrográfica do Rio Macaé e aplicação do índice de qualidade de água*, Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense, Macaé, 2008. 152 f.

RIO DE JANEIRO. Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERHI). Resolução nº 18, de 08 de novembro de 2006. Aprova a definição das Regiões Hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro.

RIO DE JANEIRO. Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERHI). Resolução nº 18, de 08 de novembro de 2006. Aprova a definição das Regiões Hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro.

RIO DE JANEIRO. Decreto 34.243, de 04 de novembro de 2003. Institui o Comitê da bacia hidrográfica do rio Macaé, que compreende a bacia do rio Jurubatiba, bacia do rio Imboassica e a bacia da Lagoa de Imboassica no âmbito do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/recursos/downloads/decreto_34243_macaee.pdf>. Acesso em: 18 jun. 2011.

RIO DE JANEIRO. Lei nº 3.239, de 02 de agosto de 1999. Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos; cria o sistema estadual de gerenciamento de recursos hídricos; regulam a Constituição Estadual em seu artigo 261, 1º parágrafo, inciso VII; e dá outras providências.

RIO DE JANEIRO. Lei nº 4.247, de 16 de dezembro de 2003. Dispõe sobre a cobrança pela utilização dos recursos hídricos de domínio do Estado do Rio de Janeiro e dá outras providências.

SEMADS/GTZ. Rio de Janeiro, 2001, 42 p.

SICHE, R.; AGOSTINHO, F.; ORTEGA, E.; ROMEIRO, A. Índices versus Indicadores: Precisoões Conceituais na Discussão da Sustentabilidade de Países. *Ambiente & Sociedade*, Campinas, v. 10, n. 2, p. 137 – 148, 2007.

UNESCO. Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura. *Hydro environmental indices: a review and evaluation of their use in the assessment of the environmental impacts of water projects*. Paris: UNESCO, 1984.



CAPÍTULO 3

Avaliação de mecanismos dispersivos em um afluente do Alto Macaé

Pedro Paulo Gomes Watts Rodrigues*, Edson Pereira de Sousa* e Francisco Duarte Moura Neto*

Introdução

Modelos matemáticos são ferramentas de grande utilidade, na medida em que reduzem tempo de análise, custos e riscos na avaliação de impactos ambientais. Especificamente para o caso de lançamento de efluentes em rios, a Resolução CONAMA 257/05, que veio atualizar critérios de classificação de corpos de água quanto aos seus usos preponderantes, impõe que estudos específicos sejam conduzidos para avaliar o comportamento do poluente na zona de mistura, que pode ser entendida como a extensão dentro da qual a substância não está inteiramente misturada em toda seção transversal ao escoamento. O comportamento não gaussiano da distribuição da concentração do poluente nessa região representa um dos maiores obstáculos na modelagem desse processo de mistura. A modelagem do comportamento de poluentes na região que excede à zona de mistura é igualmente importante, na medida em que pode prever, por exemplo, onde e por quanto tempo ocorrerão concentrações que violem máximos aceitáveis.

O transporte de poluentes em rios suficientemente estreitos e rasos, na região que excede à zona de mistura, pode adequadamente ser simulado pela equação de advecção e dispersão. A solução dessa equação exige o conhecimento da vazão do rio e da área de sua seção transversal, dados de entrada do problema. Além disso, é necessário prescrever ou estimar o coeficiente de dispersão, cuja magnitude pode ser influenciada pela batimetria do curso fluvial, turbulência e gradientes observados no escoamento, estando sujeito, portanto, a variações no tempo e no espaço (HARRIS et al., 1984). Esse coeficiente pode ser estimado de duas maneiras distintas, baseando-se em perfis de concentração observados em campo, ou através de fórmulas empíricas,

* Instituto Politécnico, Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rua Alberto Rangel s/n CEP - 28630-050 – Nova Friburgo, RJ, Brasil. E-mail: pwatts@iprj.uerj.br

que levam em conta as características hidráulicas do escoamento (GUYMER, 1998; BARBOSA et al., 2005). Neste capítulo, duas técnicas para se obter o coeficiente de dispersão são apresentadas e sua aplicação testada no rio São Pedro, afluente secundário do rio Macaé, situando-se na parte alta da bacia desse rio.

Área de Estudo

Com o propósito de testar essas técnicas de determinação do coeficiente de dispersão, um experimento de campo foi conduzido no rio São Pedro, localizado a aproximadamente 850 m de altitude, no noroeste do estado do Rio de Janeiro. Esse rio drena uma Área de Proteção Ambiental e, a despeito disso, tem sido submetido a severo impacto ambiental decorrente de lançamento de esgotos *in natura*, o que tem ensejado estudos que visem a sua revitalização. A região onde foi conduzido o experimento de campo é mostrada na Figura 1. Nesse local o rio São Pedro é bastante estreito (largura média de 2,4 m) e raso (profundidade média de 0,48 m).



(a)



(b)

Figura 1: a) Localização do rio São Pedro; b) Visão do trecho estudado
 Fonte: Adaptado de Silva (2009)

Metodologia

Determinação de vazão

Como dito anteriormente, a modelagem do fenômeno de mistura da carga de um efluente em um rio exige o conhecimento da vazão do próprio rio. Há diversas formas de se determinar a vazão em escoamentos naturais, sendo que a escolha depende de alguns fatores, tais como: volume do fluxo d'água, condições locais, custo e precisão desejada. Pode-se determiná-la de forma direta ou indireta. Neste trabalho dois métodos foram utilizados, conhecidos respectivamente como Método das Seções e Método Químico. No que segue, são apresentados os detalhes.

Método das Seções

O método das seções é um método prático e indireto de estimar a vazão em cursos d'água, baseando-se na medição da velocidade da água em diversos pontos de uma seção transversal do rio, de uma margem a outra (Figura 2). Em cada perfil vertical dessa seção é medida a velocidade da água do rio com o molinete (instrumento de medição que possui pequenas hélices que giram impulsionadas pela passagem da água) e a profundidade do local. Logo, a seção transversal do rio estará dividida em inúmeras outras. Para cada subseção, calcula-se a área e a média das velocidades, computada a partir do molinete em cada vertical. Somando-se as vazões em cada subseção, tem-se a vazão total do rio.

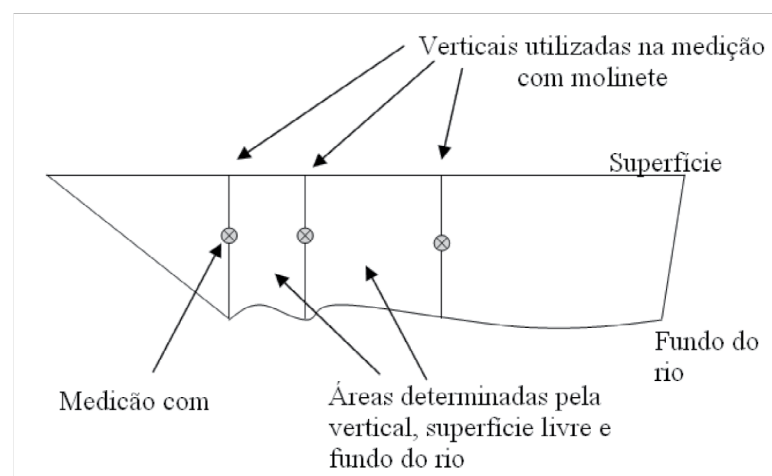


Figura 2: Visualização de uma seção transversal de um rio e a posição dos perfis verticais
 Fonte: Adaptado de SILVA (2009)

Os molinetes são instrumentos projetados para girar em velocidades diferentes de acordo com a velocidade da água. A relação entre velocidade da água e velocidade de rotação do molinete é determinada a partir da equação do molinete (E_H) ou equação da hélice. A equação da hélice do molinete utilizada neste estudo foi:

$$E_H = (-0,018\ 571\ 93) + 0,295\ 429\ 09 \cdot N \quad (1)$$

onde, N é o número de rotações por segundo (rps).

Método Químico

O método químico de determinação de vazões baseia-se na premissa essencial de que a descarga do rio avaliado (Q_R) não varia dentro do intervalo de tempo de determinação. Isso assumido, se uma descarga não transiente de substância conservativa (Q_E) for lançada no rio por um efluente, após certa distância (L_0) ocorrerá homogeneização em toda seção transversal, ou seja, em qualquer ponto da seção será observada a mesma concentração resultante (C_f). A manutenção de Q_E invariante no tempo é obtida através do apetrecho conhecido como Vaso de Mariotte. Outros detalhes podem ser obtidos em Silva (2009). Garantidas essas condições, a vazão do rio pode ser facilmente encontrada pelo princípio de conservação de massa:

$$Q_R C_R + Q_E C_E = (Q_R + Q_E) C_f \quad (2)$$

onde, Q_E e C_E são respectivamente a descarga e a concentração do efluente e Q_R e C_R a descarga e a concentração do rio antes do efluente. Considerando-se que $Q_R \gg Q_E$, a expressão acima se reduz a:

$$Q_R C_R + Q_E C_E = Q_R C_f \quad (3)$$

Manipulando a Equação (3), tem-se a vazão do rio:

$$Q_R = \frac{Q_E C_E}{(C_f - C_R)} \quad (4)$$

Na Figura 3 é apresentado um esquema, em que o fluxo de massa de sal, dado pela soma das contribuições do efluente (m_1) e do rio (m_2), é homogeneizado no volume de controle mostrado ao longo do comprimento L_0 , resultando em um fluxo de massa m_3 .

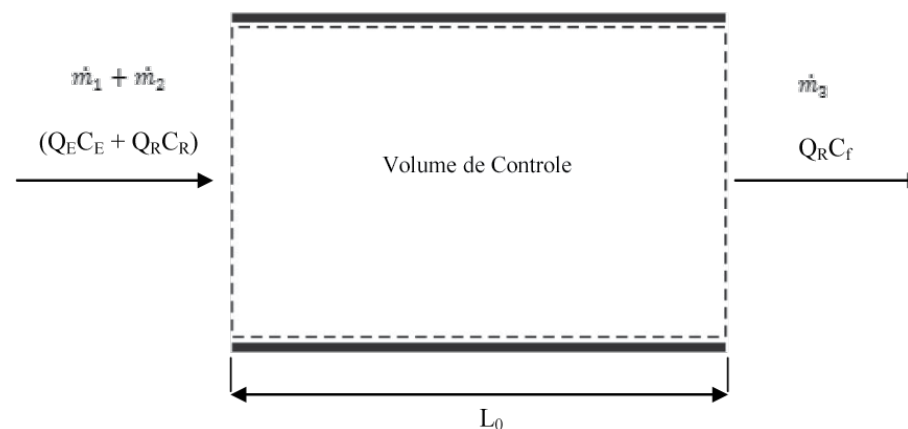


Figura 3: Visualização esquemática do fluxo de massa em um dado elemento de volume
Fonte: Silva (2009)

No método químico, como o solvente é a água e o sal o soluto, é possível formar uma mistura homogênea, na qual o sal é dissolvido na água. Utiliza-se uma solução insaturada de sal, pois desse modo não haverá perda de massa devida à precipitação.

Equação de Advecção-Dispersão

O transporte de substâncias em rios pode ser satisfatoriamente simulado através da equação de advecção-dispersão, que se baseia no modelo de Fick de difusão, podendo ser escrita como:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = K \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}, \text{ para } -\infty < x < +\infty \text{ e } t > 0 \quad (5a)$$

$$C(x,0) = C_0 + \frac{M}{A} \delta(x), \text{ para } -\infty < x < +\infty \text{ (condição inicial)} \quad (5b)$$

$$C(-\infty, t) = C(+\infty, t) = C_0, \text{ para } t > 0 \text{ (condição de fronteira)} \quad (5c)$$

onde $C = C(x, t)$ é a concentração da substância simulada, em uma dada posição x e tempo t , U , uma constante que de fato expressa a velocidade média longitudinal observada para uma dada seção transversal, A , e K é o coeficiente de dispersão longitudinal. A massa total da substância modelada, injetada no instante $t = 0$ e em $x = 0$ é representada por M , sendo que nesse modelo faz-se uso da função delta de Dirac, centrada na origem e representada, como é usual, por $\delta(x)$. A quantidade C_0 representa a concentração a montante do ponto de injeção.

A resolução desse problema (modelo) é dada pela função (6)

$$C(x, t) = C_0 + \frac{k}{\sqrt{t}} e^{-\frac{(x-Ut)^2}{4Kt}} \quad (6)$$

onde, por simplicidade, foi assumido que:

$$k = \frac{M}{A\sqrt{4\pi K}}, \quad (7)$$

Observa-se a dependência funcional da concentração, em qualquer ponto do domínio e em qualquer instante de tempo, da massa injetada, da velocidade, da área da seção transversal e, finalmente, do próprio coeficiente de dispersão. Nas próximas seções são apresentados os Métodos do Pico e de Chatwin.

Método do Pico

O Método do Pico é um método direto para a estimativa de K , baseando-se no modelo de Fick, sendo que depende, para sua implementação, essencialmente do conhecimento da concentração de pico e o instante de tempo em que ela ocorre (RUTHERFORD, 1994).

A partir da Equação (A9) do Apêndice A, se a concentração de pico, C_p , e o instante de tempo, t_p , em que ela ocorra são conhecidos, é possível obter-se uma aproximação para a constante k ,

$$k = (C_p - C_0)\sqrt{t_p} \quad (8)$$

o que é válido quando K/Ux_0 é suficientemente pequeno, onde x_0 é a posição de observação a jusante do ponto de lançamento. Além disso, tendo-se estimativas para A e U , a Equação (6) leva ao valor do coeficiente de dispersão, por:

$$K = \frac{1}{4\pi t_p} \left(\frac{M}{A(C_p - C_0)} \right)^2 \quad (9)$$

Método de Chatwin

O ponto inicial do Método de Chatwin é a transformação da solução da equação de advecção-dispersão apresentada acima. A partir da Equação (6) é possível se chegar a

$$\frac{k}{(C - C_0)\sqrt{t}} = e^{-\frac{(x-Ut)^2}{4Kt}} \quad (10)$$

Tomando-se os logaritmos dos dois lados dessa expressão, e fazendo-se uso da Equação (8), baseando-se na concentração de pico, tem-se:

$$\left[t \ln \left(\frac{(C_p - C_0)\sqrt{t_p}}{(C - C_0)\sqrt{t}} \right) \right]^{1/2} = \frac{x}{2\sqrt{K}} - \frac{Ut}{2\sqrt{K}} \quad (11)$$

Como pode ser visto no lado direito dessa equação, a quantidade expressa no lado esquerdo tem uma relação linear com o tempo, para uma dada posição x fixa. A partir de observações de campo é possível gerarem-se pares de dados da forma

$$\left(t, \left[t \ln \left(\frac{(C_p - C_0)\sqrt{t_p}}{(C(x_0, t) - C_0)\sqrt{t}} \right) \right]^{1/2} \right)$$

onde a segunda entrada é chamada de parâmetro de Chatwin [10] e x_0 é o ponto de observação. Se esses pares, uma vez plotados em um gráfico, gerarem uma linha reta, pode-se dizer que o modelo gaussiano, expresso pela equação de advecção-dispersão, é válido, de forma que o coeficiente de dispersão, K , é determinado na interseção da reta assim gerada e o eixo ordenado ($t = 0$).

Esse método requer, para sua implementação, apenas a evolução da concentração no tempo, para apenas um ponto de observação, representando, dessa forma, uma estratégia que exige um pequeno grupo de pessoas para a sua execução, o que sem dúvida é uma vantagem a ser considerada.

Experimento de campo

Dadas as reduzidas dimensões da bacia do rio São Pedro e levando-se em consideração que no próprio dia do experimento e naqueles que o antecederam não houve precipitação, pode-se considerar que a vazão do rio, durante a realização das

medições, manteve-se invariante no tempo.

Tanto o Método do Pico quanto o Método de Chatwin baseiam-se em determinações da concentração da substância modelada, por meio de medições feitas em um ponto fixo e ao longo do tempo. No estudo aqui apresentado, a substância modelada foi o Cloreto de Sódio (NaCl), sal de cozinha comum. Optou-se por esse sal por ser uma substância praticamente conservativa, ou seja, uma vez no meio, não está submetida a reações que possam resultar na alteração de sua concentração. Ela é, também, de fácil manipulação, aquisição e determinação em campo. Além disso, ela ocorre em baixíssimas concentrações em rios, daí poder-se assumir $C_0 = 0$, o que facilita a aplicação do modelo matemático. Finalmente, nas concentrações utilizadas, ela não é tóxica à biota.

Foram definidos três pontos ao longo do rio. No primeiro foi feito o lançamento de NaCl e nos demais foram coletadas amostras para determinação da condutividade elétrica e conseqüentemente da concentração de sal presente. Os pontos de amostragem foram definidos de modo a garantir-se completa homogeneização na seção transversal ao escoamento. Dada uma injeção feita no eixo central do escoamento, tem-se que o comprimento (L_0) requerido para uma completa mistura na seção pode, de acordo com Fischer (1979), ser estimado pela seguinte equação empírica:

$$L_0 = K \frac{vL^2}{E_z} \tag{12}$$

onde, E_z é o coeficiente de mistura transversal ($m^2 s^{-1}$), dado por

$$E_z = 0,2dv_* \tag{13}$$

v_* é a velocidade de atrito ($m s^{-1}$), dada por

$$v_* = \sqrt{gdS} \tag{14}$$

- v é a velocidade média do escoamento ($m s^{-1}$);
- L é a largura média do trecho da mistura (m);
- d é a profundidade média do escoamento (m);
- g é a aceleração da gravidade ($m s^{-2}$);
- S é a declividade do canal ($m m^{-1}$).

Para as condições que prevaleciam na área de estudo no dia em que se

realizaram os ensaios experimentais, uma distância inferior a 10 m seria suficiente para garantir completa mistura do sal na seção transversal ao escoamento.

O ensaio utilizado na avaliação dos mecanismos dispersivos consistiu no lançamento instantâneo de 2.000 g de NaCl, diluídos em 15 l de água do rio, sendo que o volume foi descarregado no centro do escoamento. Simultaneamente, amostras de água foram coletadas a respectivamente 50 e 100 m do ponto de lançamento, a cada 15 s, totalizando 60 amostras. A condutividade das amostras foi medida imediatamente após a coleta e a concentração de NaCl calculada por meio de curvas de calibração, obtidas em laboratório, as quais relacionaram condutividade e concentração.

Resultados

Os perfis de concentração observados nos dois pontos de coleta são mostrados na Figura 4. Na estação localizada a 50 m do ponto de injeção do sal, o perfil apresenta uma assimetria muito pronunciada. A 100 m, três amostras foram simultaneamente coletadas (margens direita e esquerda, e centro do rio), com o objetivo de confirmar a completa homogeneização da solução salina em toda a seção transversal, que de fato ocorreu, uma vez que diferenças desprezíveis foram observadas na concentração medida nas três posições. Tal fato reforça, ainda, que a abordagem unidimensional adotada (equação de advecção-dispersão) seria satisfatória para modelar a dispersão nesse trecho do rio.

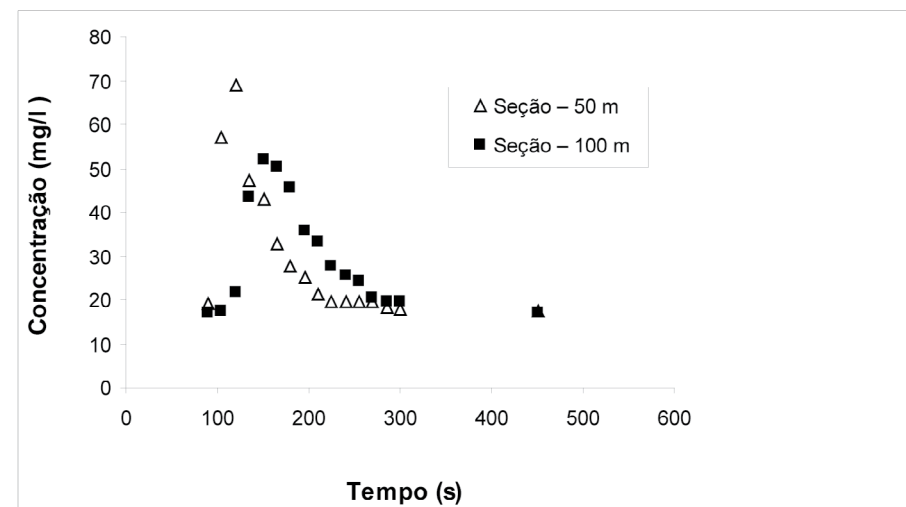


Figura 4: Evolução no tempo da concentração de traçador medida a 50 e 100 m do ponto de injeção
 Fonte: Adaptado de Sousa (2009)

Os valores de A e U , medidos no ponto de injeção, foram, respectivamente, de 1.05 m^2 e 0.51 m/s , enquanto a vazão do rio, medida respectivamente pelos Métodos da Seção e Químico foi de $0.54 \text{ m}^3/\text{s}$ e $0.44 \text{ m}^3/\text{s}$.

Estimativa do coeficiente de dispersão

Assumindo-se os valores medidos de A e U no ponto de injeção, o coeficiente de dispersão, K , estimado pelo Método do Pico foi de $0.73 \text{ m}^2/\text{s}$.

Diferentemente do Método do Pico, o Método de Chatwin não necessita da informação prévia de A e U , permitindo que se estimem esses parâmetros, bastando-se que se conheça a vazão do curso d'água.

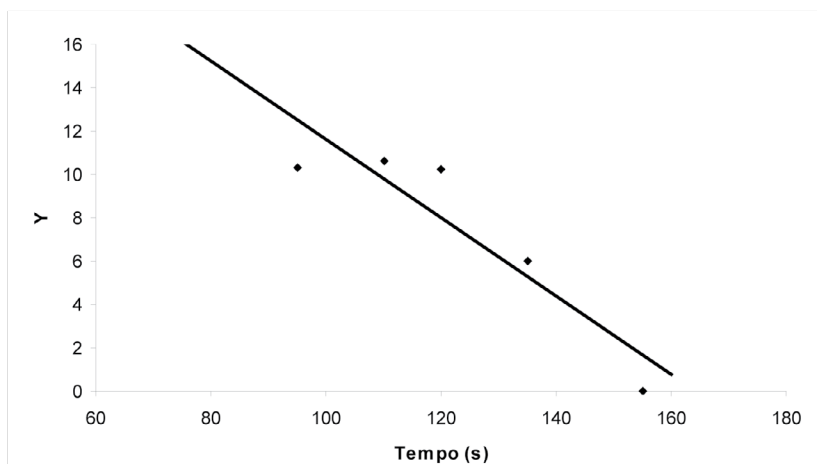


Figura 5: Plot do parâmetro de Chatwin contra o tempo e a reta de regressão linear
 Fonte: Adaptado de Sousa (2009)

A Figura 5 apresenta o plot do parâmetro de Chatwin contra o tempo. O coeficiente de dispersão, K , representa o coeficiente linear da reta de regressão apresentada na figura. Já a velocidade média, U , pode ser estimada igualando-se a zero o lado esquerdo da Equação (10), com o que se tem:

$$U = \frac{x}{t}$$

onde $x = 100 \text{ m}$ e $t = 160 \text{ s}$, o qual é o instante de tempo no qual o parâmetro de Chatwin é nulo (Figura 5). A velocidade e o coeficiente de dispersão estimados dessa forma são, respectivamente, de 0.62 m/s e $2.71 \text{ m}^2/\text{s}$. Considerando-se, ainda, que $Q = UA$, a área da seção transversal calculada, adotando-se respectivamente as descargas medidas pelos Métodos Químico e das Seções, foi de 0.72 m e 0.87 m .

As Figuras 6a e 6b comparam os perfis de concentração observados e calculados a partir da estimativa dos parâmetros de interesse (K , U e A). Para os dois métodos de estimativa do coeficiente de dispersão, verificou-se sensibilidade com relação à descarga informada, seja aquela obtida pelo Método Químico seja a obtida pelo Método das Seções. Independentemente da descarga informada, o método de Chatwin teve desempenho muito superior. Isso pode ser percebido visualmente, sendo, entretanto, mais enfatizado se alguma estatística for aplicada na comparação entre simulação e observação.

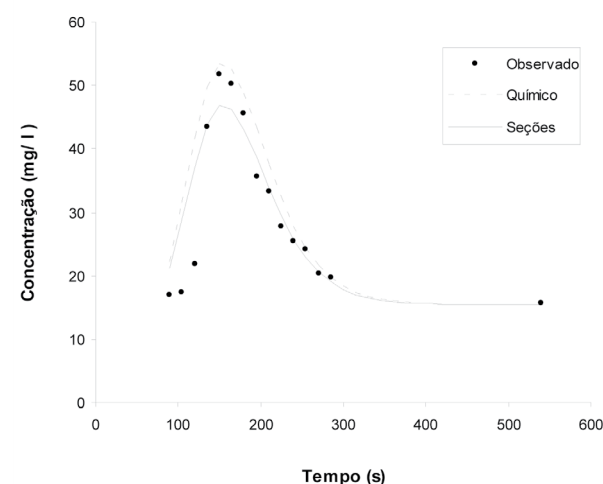
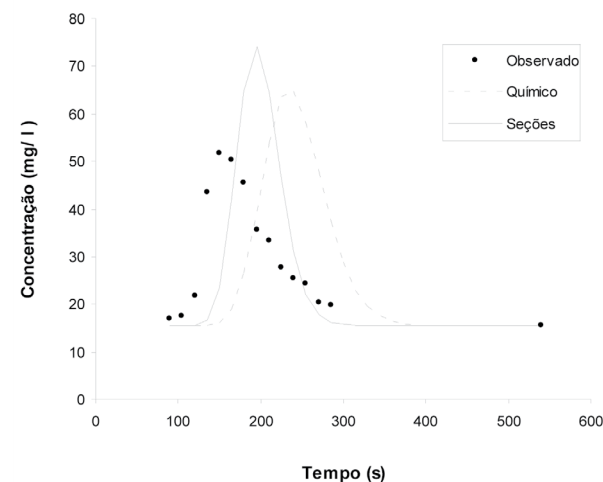


Figura 6: Comparação entre perfis observados e simulados, considerando a vazão determinada pelos dois métodos discutidos no texto: a) Método do Pico; b) Método de Chatwin
 Fonte: Adaptado de Sousa (2009)

Aqui se optou por dois parâmetros estatísticos para proceder-se a essa comparação: o coeficiente de correlação (R^2) e o Erro Relativo Médio (ERM). Na Tabela 1 são apresentados os resultados, percebendo-se que o Método de Chatwin adotando a vazão calculada pelo Método das Seções apresentou o melhor resultado, levando em contas essas estatísticas. No entanto, sob o ponto de vista de avaliação de impacto ambiental, Chatwin conjugado com a vazão determinada pelo Método Químico foi responsável por um perfil que superestimou a concentração resultante do lançamento, enquanto que, quando o mesmo método foi conjugado com a vazão obtida pelo Método das Seções, subestimou-se a concentração resultante. Dessa forma, pela perspectiva ambiental talvez fosse mais confiável e aconselhável utilizar Chatwin conjugado com o Método Químico para determinação da vazão.

Tabela 1: Avaliação do desempenho dos métodos através do Coeficiente de Correlação (R^2) e do Erro Relativo Médio (ERM)

Método	R^2	ERM
Chatwin (Químico)	0.8025	0.271501
Chatwin (Seções)	0.8025	0.181081
Pico (Químico)	0.0445	0.635843
Pico (Seções)	0.2902	0.313767

Referências

BARBOSA, JR., A. R.; SILVA, G.Q.; NEVES, B.V.B; DEVENS, J.A. Métodos diretos de determinação do coeficiente de dispersão longitudinal em cursos d'água naturais Parte 1 – Fundamentos teóricos. *Revista Escola de Minas*, Minas Gerais, v. 58, n. 2, p.139-145, 2005.

FISCHER, H.B.; LIST, E.J.; KOH, R.C.Y.; IMBERGER, J.; BROOKS, N.H. *Mixing in inland and coastal waters*. New York: Academic Press, 1979. 483p.

GUYMER, I. Longitudinal dispersion in sinuous channel with changes in shape. *J Hydraul Eng A.S.C.E.*, v.124, p. 33-40, 1998.

HARRIS, J.; BALE, A.J.; BAYNE, B.L.; MANTOURA, R.F.C.; MORRIS, A.W.; NELSON, L.A.; RADFORD, P.J.; UNCLES, R.J.; WESTON, S.A.; WIDDOWS, J. A. Preliminary Model of the Dispersal and Biological Effect of Toxin in the Tamar Estuary, England. *Ecological Modelling*, v. 22, p.253-284, 1984.

KASHEFIPOUR, S.; FALCONER, R. Longitudinal dispersion coefficients in natural channels. *Water Research*, v. 36, p.1596-1608, 2002.

RODRIGUES, P.P.G.W.; GONZALEZ, Y.M.; SOUSA, E.P.; MOURA NETO, F.D. Evaluation of dispersion

parameters for River São Pedro, Brazil, by the Simulated Annealing method. *Inverse Problems in Science and Engineering*, v. 20, n. 5, p. 1 – 18, 2012.

RUTHERFORD, J.C. *River mixing*. New York: John Wiley & Sons, 1994. 347 p.

SOUSA, E.P. *Avaliação de Mecanismos Dispersivos em Rios Através de Problemas Inversos*. Dissertação (Mestrado) - Instituto Politécnico, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2009.

SILVA, J. T. *Determinação da vazão de rios através do Método Químico: aplicação ao Alto Macaé*. Monografia (Graduação) - Instituto Politécnico, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2009.

Apêndice A

No contexto da aplicação da equação de advecção-dispersão, há dois relevantes conceitos a se considerar, a posição onde se dá a crista da concentração e o valor dessa própria concentração; e o instante de tempo em que se dá o pico de concentração, e o próprio valor dessa concentração. Congelando-se o tempo t , a concentração C é uma função da posição x . A posição em que se dá a crista de concentração, x_c , é onde se verifica o máximo valor para C , como uma função de x , para um t fixo, e a concentração de crista corresponde ao máximo valor de C , $C(x_c, t)$ ainda para um tempo fixo. Entretanto, quando se fixa um dado ponto de observação, x_o , o instante de pico, t_p , é o instante de tempo no qual a máxima concentração ocorre, ou seja o pico de concentração. Enquanto o instante de pico é facilmente observável, a posição onde se dá a crista de concentração é mais fácil de obter de forma algébrica, e para fins de aplicação deve-se relacionar ambos, instante de pico e posição onde se dá a crista da concentração.

Com o objetivo de determinar a posição onde se dá a crista da concentração, é necessário se derivar C , dado pela Equação (3), com respeito a x , igualando-se a zero,

$$0 = \frac{\partial C}{\partial x} = -\frac{k}{\sqrt{t}} e^{-\frac{(x-Ut)^2}{4Kt}} \frac{(x-Ut)^2}{2Kt}$$

e então

$$x = Ut \tag{A1}$$

Sendo que a posição onde se dá a crista da concentração satisfaz a

$$x_c = Ut \tag{A2}$$

O instante de pico é o valor máximo de C , quando a posição x é fixa, isto é, para obtê-la basta derivar-se C em relação ao tempo, igualando a zero,

$$0 = \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{k}{\sqrt{t}} e^{-\frac{(x-Ut)^2}{4Kt}} \left(U \frac{(x-Ut)}{2Kt} + \frac{(x-Ut)^2}{4Kt^2} - \frac{1}{2t} \right)$$

ou rearranjando-se

$$U^2 t^2 + 2Kt - x^2 = 0 \quad (A3)$$

Dessa forma, o instante de pico satisfaz

$$x_o = \sqrt{U^2 t_p^2 + 2Kt_p} \quad (A4)$$

Uma avaliação qualitativa das soluções das Equações (A1) e (A3) é obtida se for observado que:

i) Ambas as curvas têm $x=0$, quando $t=0$;

ii) No plano xt , a curva definida pela Equação (A3) tem uma assíntota horizontal em $(x,t)=(0,0)$. De fato,

$$\left. \frac{dx}{dt} \right|_{t=0} = \left. \frac{U^2 t + K}{\sqrt{U^2 t^2 + 2Kt}} \right|_{t=0} = +\infty$$

iii) Além disso, x , na Equação (A3), tem a linha $x = Ut$ como assíntota, quando $t \rightarrow +\infty$, desde que,

$$\lim_{t \rightarrow +\infty} \frac{x}{t} = \lim_{t \rightarrow +\infty} \sqrt{U^2 + 2\frac{K}{t}} = U$$

iv) Fixando-se um ponto de observação, o instante de pico, t_p , verifica-se um pouco antes do tempo onde se dá a crista de concentração, t_c . De fato, da Equação (A2), quando se faz coincidir x_c com x_o há uma crista no ponto de observação quando o instante em que se dá a própria crista é igual a

$$t_c = \frac{x_o}{U} \quad (A5)$$

e da Equação (A4),

$$t_p = \frac{x_o}{U} \frac{1}{\sqrt{1 + \left(\frac{K}{Ux_o}\right)^2 + \frac{K}{Ux_o}}} < \frac{x_o}{U} = t_c \quad (A6)$$

v) Finalmente, se K/Ux_o é pequeno, esse lapso de tempo não é significativo,

$$\lim_{K/Ux_o \rightarrow 0} t_p = \frac{x_o}{U} = t_c \quad (A7)$$

A Figura A1 representa qualitativamente a solução das Equações (A1) e (A3).

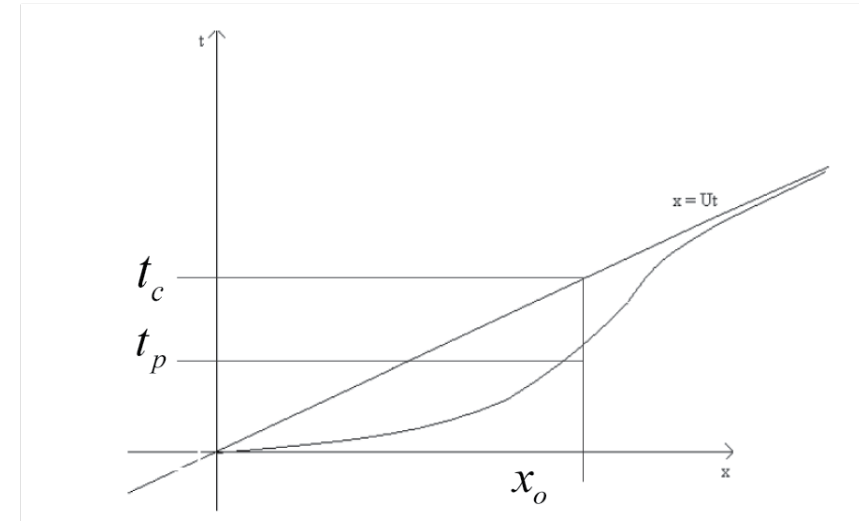


Figura A1: Instante de pico e de crista
 Fonte: Adaptado de SOUSA (2009)

Das definições tem-se de forma imediata que

$$C_p = C(x_o, t_p) > C(x_o, t_c) = C_o + \frac{k}{\sqrt{t_c}} \quad (A8)$$

Além disso, da Equação (A6) segue-se que

$$\frac{k}{\sqrt{t_p}} > \frac{k}{\sqrt{t_c}}$$

De (A8), (A7) e da continuidade da concentração, enquanto uma função, segue-se que

$$\lim_{K/Ux_o \rightarrow 0} C_p = C_0 + \frac{k}{\sqrt{t_c}} \quad \text{e} \quad \lim_{K/Ux_o \rightarrow 0} \frac{k}{\sqrt{t_p}} = \frac{k}{\sqrt{t_c}}$$

e então, quando K/Ux_o é pequeno, é possível aceitar-se a aproximação,

$$C_p - C_0 \approx \frac{k}{\sqrt{t_p}} \quad (A9)$$



CAPÍTULO 4

Abordagem de Problemas Inversos na Simulação da Dispersão de Poluentes em Rios

Jader Lugon Junior*, Antonio José da Silva Netob**, Pedro Paulo Watts Rodrigues**, Wagner Rambaldi Telles**

Introdução

Modelos dinâmicos são ferramentas importantes para prever a qualidade da água de rios. Eles podem antecipar o comportamento de plumas de contaminantes, definir zonas de mistura de efluentes ou estimar o tempo de residência de poluentes. Esses modelos são baseados nas equações de mecânica dos fluidos cuja solução pode fornecer a distribuição espacial e temporal dos contaminantes cujo comportamento esteja sendo modelado (ROSMAN, 1989). As equações podem ser agrupadas em três submodelos. Os níveis de água e velocidades são descritos pelas equações de continuidade e momentum, que constituem o modelo hidrodinâmico. O transporte de massa é expresso pela equação de advecção-dispersão, incorporando as velocidades calculadas pelo modelo hidrodinâmico. Considerando contaminantes não conservativos, outras equações são utilizadas, que descrevem as reações envolvendo os contaminantes e todas as iterações entre outros constituintes.

Para a equação de advecção-dispersão, os parâmetros críticos são os coeficientes de dispersão que levam em conta todas as transferências de massa não relacionadas ao fenômeno de advecção. Variações na topografia do leito do rio, turbulência gerada pelo fundo ou pelo atrito com o vento, presença de gradientes, e vazão do rio, todos podem influenciar a magnitude dos coeficientes de dispersão (HARRIS et al., 1984; NELSEN; NIELSEN; RASMUSSEN, 1995) que podem, portanto, variar significativamente com o tempo e o espaço.

Técnicas de Problemas Inversos têm sido utilizadas em muitos problemas relativos à transferência de massa, por exemplo, para localizar e quantificar fontes poluentes em um canal (REVELLI; RIDOLFI, 2004; REVELLI, RIDOLFI, 2005), para estimar os

* Campus Macaé, Instituto Federal Fluminense. Rodovia Amaral Peixoto, km 164 - CEP 27.973-030 - Imboacica, Macaé, RJ. Email: jljunior@ifff.edu.br

** Instituto Politécnico, Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rua Alberto Rangel s/n - CEP 28630-050 - Nova Friburgo, RJ.

parâmetros relacionados ao modelo de contaminação do lençol freático (GIACOBBO; MARSEGUERRA; ZIO, 2002), e para calibrar modelos hidrológicos (BORBA; SINGH, 2000; DOHERTY; SKAHILL, 2006).

Diversas abordagens teóricas têm sido utilizadas para expressar os coeficientes de dispersão, levando em conta os campos de velocidade e a geometria do corpo hídrico. Em muitos casos são utilizadas formulações empíricas que levam em conta a comparação da distribuição da concentração prevista e observada de uma dada substância conservativa, essa muitas vezes denominada traçador (DENVES; BARBOSA JUNIOR; SILVA; 2006; BARBOSA JUNIOR et al., 2005). Mesmo que útil em uma situação particular, para um determinado rio, essa abordagem possui uma capacidade preditiva bastante limitada (RODRIGUES, 2003).

No presente trabalho, o mecanismo de dispersão de poluentes em rios é estudado e aplicado a uma região específica de interesse ambiental, o rio Macaé na proximidade do ponto de descarga de efluente da UTE Termomacaé, uma planta termoelétrica gerenciada pela Petrobras (Figura 1). Os problemas direto e inverso são formulados e resolvidos, consistindo o primeiro no cálculo das concentrações do traçador em qualquer posição e tempo, utilizando um modelo numérico 2D (integrado na vertical), considerando conhecidas as características do rio e da descarga de efluente. O problema inverso no qual estamos interessados é estimar os coeficientes de dispersão nas direções longitudinal e transversal, a partir do conhecimento das medidas de concentração em determinadas posições e tempo.



Figura 1: Região de interesse

Fonte: Adaptada da Fundação CIDE. Disponível em: <<http://www.cide.rj.gov.br>>

Problema Direto

Uma descarga de efluentes em um rio pode ser entendida como sujeita a dois processos distintos. Primeiramente a descarga é misturada ao longo da transversal do canal receptor, principalmente pela turbulência. Quando a descarga está completamente misturada na transversal, o processo de dispersão longitudinal juntamente com a turbulência tenderá a eliminar todas as variações longitudinais de concentração.

Adotando uma abordagem 1-D para um canal uniforme, Elder (1959) mostrou que a mistura longitudinal pela turbulência tem pouca importância quando comparada aos coeficientes de dispersão causados pelos gradientes de velocidade que são muito maiores. Essa particularidade é válida no estudo de caso aqui apresentado. O domínio simulado foi o baixo curso do rio Macaé, basicamente um canal feito pelo homem, com geometria regular e pouca declividade. E mais, o cenário simulado foi o de inverno, quando as descargas e velocidades do rio são mais baixas. Essa situação particular foi escolhida por representar maior risco ambiental. Durante o inverno (estação seca) as velocidades são mais baixas e mais uniformes ao longo do tempo. Esse aspecto, juntamente com a geometria regular, torna possível assumir um perfil de velocidade uniforme e estacionário.

Considerando esses aspectos, o problema direto foi formulado como

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = E_L \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right) + E_T \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{\partial C}{\partial y} \right) \quad \text{para } 0 < x < L, \quad 0 < y < W \quad \text{e } t > 0 \quad (1)$$

onde C é a concentração de contaminante, t é o tempo, x é a coordenada longitudinal, y é a coordenada transversal, L e W são o comprimento e largura do rio, respectivamente, u é a velocidade longitudinal, E_L é o coeficiente de dispersão longitudinal, e E_T é o coeficiente de dispersão transversal.

Usando uma condição inicial

$$C(x, y, t) = 0, \quad \text{para } t = 0 \quad \text{e } 0 \leq x \leq L, \quad 0 \leq y \leq W \quad (2)$$

uma condição de fronteira esquerda,

$$C(x, y, t) = 0, \quad \text{para } x = 0, \quad \text{para } 0 \leq y \leq W, \quad t > 0 \quad (3)$$

Na lateral direita foi considerada uma condição de fronteira de perfil plenamente desenvolvido, sendo tal hipótese verificada através de algumas

simulações, quando foi adotada uma gama de valores para os parâmetros. Assim, foi formulada como

$$\frac{\partial C(x, y, t)}{\partial x} = 0, \text{ para } x = L, \text{ para } 0 \leq y \leq W, t > 0 \quad (4)$$

e nas outras fronteiras

$$\frac{\partial C(x, y, t)}{\partial y} = 0, \text{ para } y = 0 \text{ e } y = W, \text{ para } 0 \leq x \leq L, \text{ para } t > 0 \quad (5)$$

A concentração do contaminante pode então ser obtida para qualquer local e tempo de interesse $C(x, y, t)$. A partir de informações da literatura (ELDER, 1959; FISHER, 1959), observou-se uma grande variação para os valores dos coeficientes de dispersão, entre $0,025 \text{ m}^2/\text{s}$ e $12,57 \text{ m}^2/\text{s}$ para E_L e entre $0,002 \text{ m}^2/\text{s}$ e $0,070 \text{ m}^2/\text{s}$ para E_T , decidindo-se então por usar $5,6 \text{ m}^2/\text{s}$ e $0,56 \text{ m}^2/\text{s}$, respectivamente para E_T e E_L .

Considerando o fluxo do rio Macaé na proximidade da UTE Termomacaé, sabe-se que a velocidade é baixa, portanto pode ser considerada como constante. Do mesmo modo considerando que a área da seção transversal seja regular, a velocidade longitudinal pode ser calculada com

$$u = \frac{Q}{A_c} \quad (6)$$

onde A_c é a área da seção transversal do rio e Q é a vazão volumétrica de água.

A seguir, na Figura 2 é mostrada uma representação esquemática da situação física, na qual se observam a fonte de contaminante e a posição onde as medições são realizadas.

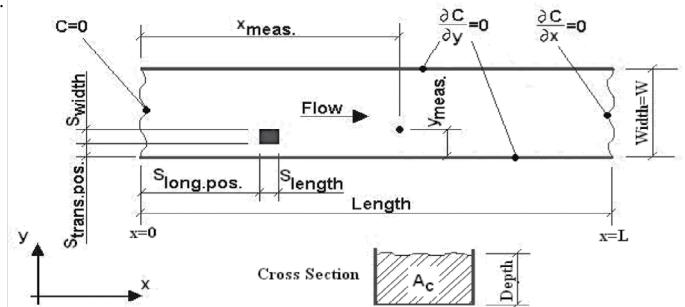


Figura 2: Representação esquemática do rio, onde $S_{\text{long.pos.}}$ é a posição longitudinal da descarga, S_{length} é o comprimento da descarga de traçador, $S_{\text{trans.pos.}}$ é a posição transversal da descarga e S_{width} é a largura da descarga de traçador
 Fonte: Adaptado de Lugon et al (2008).

O traçador escolhido neste trabalho é o sal (NaCl), mas o uso de Rhodamine WT poderia ser considerado. A injeção é instantânea e sua posição é conhecida.

O problema direto foi resolvido pelo Método de Volumes Finitos – FVM. As derivadas necessárias para simular o fenômeno advectivo foram aproximadas pelo “Weighted Upstream Difference Scheme – WUDS” (MALISKA, 2004).

A discretização espacial gerou 4.800 células, sendo 120 na direção longitudinal, uma primeira seção com 2.900 metros foi dividida em 29 células de 100 metros, uma segunda seção de 300 metros dividida em 60 células de 5 metros de comprimento, a última com 3.100 metros foi dividida em 31 células de 100 metros de comprimento. A direção transversal com 42,2 metros foi dividida em 40 células de 1,055 metro.

Formulação do Problema Inverso

O problema inverso é formulado implicitamente como um problema de otimização finita (SILVA NETO, 2002; SILVA NETO; SOEIRO, 2003) no qual se busca a minimização do funcional de resíduos quadrados

$$S(\vec{P}) = [\vec{G}_{\text{calc}}(\vec{P}) - \vec{G}_{\text{meas}}]^T [\vec{G}_{\text{calc}}(\vec{P}) - \vec{G}_{\text{meas}}] = \vec{F}^T \vec{F} \quad (7)$$

onde \vec{G}_{meas} é o vetor com as medições, \vec{G}_{calc} é o vetor com os valores, \vec{P} é o vetor com os parâmetros desconhecidos a serem determinados, e o vetor de resíduos \vec{F} corresponde a

$$\vec{F} = \vec{G}_{\text{calc}}(\vec{P}) - \vec{G}_{\text{meas}} \quad (8)$$

A solução do problema inverso é o vetor \vec{P}^* que minimiza a norma dada pela Eq. (7), ou seja,

$$S(\vec{P}^*) = \min_{\vec{P}} S(\vec{P}) \quad (9)$$

Usando médias de concentração, C , tomadas em determinadas posições ao longo do rio, uma estimativa pode ser obtida para o vetor de \vec{P} , que é composta por uma combinação das seguintes variáveis: E_L que representa o coeficiente de dispersão longitudinal, e, que representa o coeficiente de dispersão transversal, ou seja,

$$\bar{P} = \begin{Bmatrix} E_L \\ E_T \end{Bmatrix} \quad (10)$$

Projeto de Experimento

Primeiramente nosso objetivo é investigar o experimento a ser realizado usando coeficientes escalonados de sensibilidade (DOWING; BLACKWELL; COCHRAN, 1999) e o determinante da matriz de informação (BECK, 1988). O objetivo é projetar um experimento ótimo a ser realizado para obter a melhor estimativa possível, i.e., precisa e com o menor custo computacional e experimental.

O trabalho de campo tem certas limitações operacionais. As amostras devem ser feitas em uma campanha longitudinal, cobrindo tantos pontos quanto possível. E mais, os custos podem impor um limite para a concentração de traçador, que, entretanto, deve ser alto o suficiente para ser detectado pelos instrumentos.

A análise de sensibilidade possui um papel fundamental em muitos aspectos relacionados à formulação e à solução de um problema inverso. Tal análise pode ser realizada com o estudo dos coeficientes de sensibilidade. Aqui foram utilizados os coeficientes de sensibilidade modificados ou escalonados

$$X_{P_j V_i}(t_i) = P_j \frac{\partial V(x, y, t_i)}{\partial P_j}, \quad j = 1, 2, \dots, N_p \quad i = 1, 2, \dots, M \quad (11)$$

onde V_i , com $i = 1, 2, \dots, M$, é a variável observável, ou seja, uma medição específica da concentração do traçador, M é o número total de medições, P_j , com $j = 1, 2, \dots, N_p$, é uma incógnita específica do problema e N_p é o total de incógnitas.

Como uma regra geral, a sensibilidade de uma variável de estado com relação a um parâmetro de interesse deve ser alta o suficiente para permitir a estimativa dentro de intervalos de confiança razoáveis. E mais, quando dois ou mais parâmetros são estimados simultaneamente, seus efeitos sobre a variável de estado devem ser independentes (não correlacionados), caso contrário esses diferentes parâmetros podem afetar a variável de estado da mesma forma, sendo difícil distinguir suas influências separadamente, o que levará a estimativas ruins.

Neste trabalho foram utilizadas algumas técnicas relacionadas à área de problemas inversos para projetar um experimento para o rio Macaé, cujas características estão listadas na Tabela 1, de acordo com uma pesquisa de campo realizada na região de interesse (AMARAL, 2003).

Tabela 1: Valores adotados na simulação

Características do rio Macaé	Valores
Largura média [m]	42.2
Profundidade média [m]	0.71
Vazão volumétrica [m ³ /s]	6.0

Com objetivo de definir o domínio, foi necessário estimar a distância na qual ocorre a mistura completa ao longo do leito do rio. Essa região é conhecida como zona de mistura. De acordo com Barbosa Júnior et al. (2005; 2005), a distância de mistura pode ser calculada pela expressão empírica

$$L_0 = K \frac{uW^2}{E_T} \quad (12)$$

onde K é um parâmetro adimensional, que leva em consideração o percentual de mistura, a posição e o número de descargas de efluente. Adotando $K = 0.280$, para um percentual de mistura da ordem de 90%, $E_T = 056 \text{ m}^2/\text{s}$, um valor dentro da faixa esperada a partir da literatura, e considerando as condições de fluxo, a distância esperada para mistura seria de 177 metros. Assim, o comprimento total do trecho do rio adotada nesse estudo foi de $L = 6300 \text{ m}$.

Na Figura 3 são mostrados os coeficientes de sensibilidade para as medidas de concentração realizadas após uma descarga instantânea, no tempo $t = 0$, de 35 kg do traçador. O local de descarga do traçador foi considerado como $x = 3000 \text{ m}$ e $y = 2 \text{ m}$. As amostras para medição foram tomadas na $x_{meas} = 3050 \text{ m}$ e $y_{meas} = 2 \text{ m}$. Nós poderemos estimar simultaneamente E_L e E_T , pois as sensibilidades são altas e não correlacionadas. Com objetivo de quantificar uma medida da correlação entre as duas curvas apresentadas na Figura 3, utilizamos a correlação de Pearson que é usualmente utilizada em estudos hidrológicos com relação à qualidade da água de rios e estuários, dada por

$$R = \frac{\sum_{i=1}^M (X_{E_L}(t_i) - \bar{X}_{E_L})(X_{E_T}(t_i) - \bar{X}_{E_T})}{\sqrt{\sum_{i=1}^M (X_{E_L}(t_i) - \bar{X}_{E_L})^2 \sum_{i=1}^M (X_{E_T}(t_i) - \bar{X}_{E_T})^2}} \quad (13)$$

Para as duas curvas mostradas na Figura 3, considerando 30 medições ao longo do tempo, i.e., $M = 30$, o resultado é $R^2 = 0,0984$.

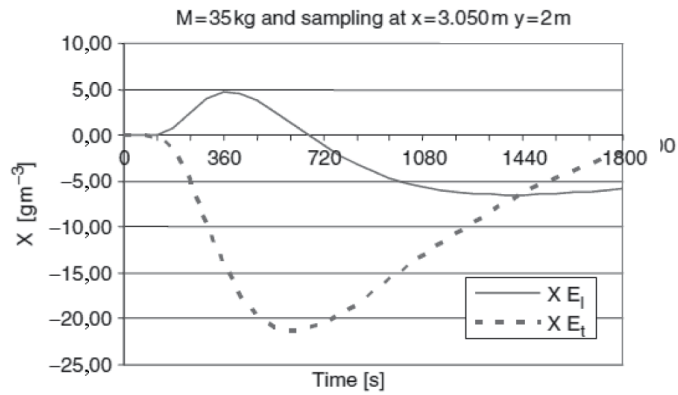


Figura 3: Coeficientes de sensibilidade para amostragem em $x_{meas} = 3.050$ m e $y_{meas} = 2$ m. Adaptado de Lugon et al (2008)

Outra possibilidade também foi estudada, modificando a posição em que as amostras são retiradas, bem como a quantidade de traçador utilizada. Por exemplo, na Figura 4, são apresentados os coeficientes de sensibilidade para medidas de concentração usando 20 kg de traçador e tomando amostras na posição $x_{meas} = 3100$ m e $y_{meas} = 10$ m. Para esse caso, usando também $M = 30$, a correlação de Pearson resulta em $R^2 = 0,4283$, demonstrando que o primeiro experimento provavelmente resultará em melhores estimativas para o vetor de incógnitas \vec{P} , principalmente em função de dois fatores: (i) maior quantidade de traçador; e (ii) menor distância do ponto de coleta ao ponto de descarga do traçador.

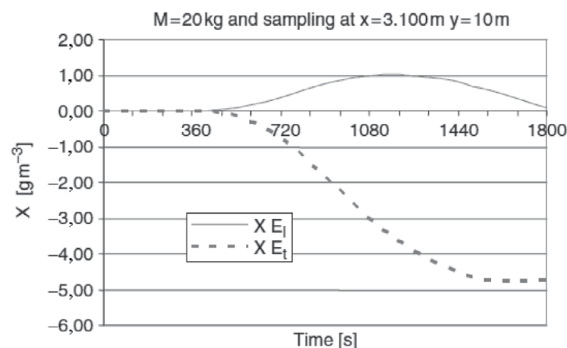


Figura 4: Coeficientes de sensibilidade para amostragem em $x_{meas} = 3100$ m e $y_{meas} = 10$ m. Fonte: Adaptado de Lugon et al. (2008)

Outra importante ferramenta que pode ser utilizada para projetar experimentos é o estudo da matriz de informação $X^T X$, isto é, maximizar o determinante dessa matriz resultará em maior sensibilidade e menor correlação (BECK, 1988).

A matriz escalonada de sensibilidade X é

$$X = \begin{bmatrix} X_{P_1 V_1} & X_{P_2 V_1} & \dots & X_{P_{N_p} V_1} \\ X_{P_1 V_2} & X_{P_2 V_2} & \dots & X_{P_{N_p} V_2} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ X_{P_1 V_M} & X_{P_2 V_M} & \dots & X_{P_{N_p} V_M} \end{bmatrix} \quad (14)$$

Na Figura 5 é apresentado o gráfico do determinante da matriz $X^T X$ para experimentos usando diferentes quantidades de traçador e com amostras sendo retiradas em diferentes posições ao longo do rio.

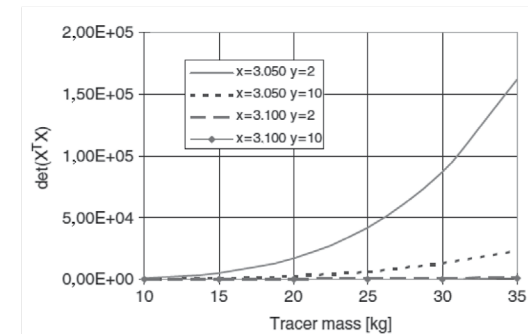


Figura 5: Determinante da matriz $X^T X$ para diferentes experimentos. $[x] = m$ e $[y] = m$. Adaptado de Lugon et al. (2008)

O aumento da massa de traçador utilizada no experimento torna o determinante da matriz $X^T X$ maior. Entretanto a massa adotada neste estudo foi limitada a 35 kg, devido a restrições práticas.

Considerando a análise anterior dos gráficos de sensibilidade e os valores do determinante da matriz $X^T X$, foi selecionado o experimento cujos parâmetros de controle estão listados na Tabela 2.

Tabela 2: Valores de referência para o experimento

Experimento Projetado	Valores
Massa de traçador M_{tracer} (kg)	35
Posição longitudinal de descarga de traçador $S_{long.pos.}$ (m)	3000
Posição transversal de descarga de traçador $S_{trans.pos.}$ (m)	2
Comprimento do traçador S_{length} (m)	5
Largura do traçador S_{width} (m)	1,055
Posição longitudinal de amostragem x_{meas} (m)	3050
Posição transversal de amostragem y_{meas} (m)	2
Início da amostragem t_0 (s)	60
Intervalo de amostragem Δt (s)	60
Tempo final de amostragem t_f (s)	1800

Solução do Problema Inverso O método Levenberg-Marquardt

Neste trabalho foi utilizado o método Levenberg-Marquardt (AMARAL, 2003) para minimização da função dada pela Eq. (7). Podemos descrevê-lo como sendo um método determinístico de otimização local baseado no gradiente. Assim, com objetivo de minimizar o funcionae escrevemos

$$\frac{dS}{d\vec{P}} = \frac{d}{d\vec{P}}(\vec{F}^T \vec{F}) = 0 \rightarrow J^T \vec{F} = 0 \quad (15)$$

onde J é a matriz Jacobiana, cujos elementos são $J \cong \partial C_{calc} / \partial P_s$, com $p = 1, 2, \dots, N_p$, e $s = 1, 2, \dots, M$. Observe que os elementos da matriz Jacobiana estão diretamente relacionados com os coeficientes de sensibilidade apresentados anteriormente.

Usando uma expansão em série de Taylor e mantendo apenas os termos de primeira ordem,

$$\vec{F}(\vec{P} + \Delta\vec{P}) \cong \vec{F}(\vec{P}) + J\Delta\vec{P} \quad (16)$$

Introduzindo na expressão anterior na Eq. (15) resulta em

$$J^T J \Delta\vec{P} = -J^T \vec{F}(\vec{P}) \quad (17)$$

No método Levenberg-Marquardt, um fator de amortecimento λ^n é acrescentado na diagonal da matriz $J^T J$ com objetivo de ajudar na convergência. A equação (17) é escrita em uma forma mais conveniente para o procedimento iterativo,

$$\Delta\vec{P}^n = -\left[(J^n)^T J^n + \lambda^n \tilde{I} \right]^{-1} (J^n)^T \vec{F}(\vec{P}^n) \quad (18)$$

onde \tilde{I} é a matriz identidade e n é o contador de iterações.

O processo iterativo é iniciado com uma estimativa para os parâmetros desconhecidos, \vec{P}^0 , sendo novas estimativas obtidas com $\vec{P}^{n+1} = \vec{P}^n + \Delta\vec{P}^n$, sendo as correções $\Delta\vec{P}^n$ calculadas com a Eq. (18). Esse processo iterativo é repetido até que um critério de convergência como

$$\left| \Delta P_k^n / P_k^n \right| < \varepsilon, \quad n = 1, 2, \dots, N_p \quad (19)$$

seja satisfeito, onde ε é um número pequeno, por exemplo 10^{-5} .

Os elementos da matriz Jacobiana, bem como o lado direito da Eq. (18), são calculados a cada iteração, utilizando a solução do problema direto com as estimativas das incógnitas obtidas na iteração anterior.

Intervalos de confiança

Os intervalos de confiança para as estimativas, \vec{P}^* , são calculados utilizando o procedimento desenvolvido por Gallant (1987).

$$\sigma_{\vec{P}} = \left\{ \text{diag} \left[J^T J \right]^{-1} \right\}^{1/2} \quad (20)$$

Assumindo uma distribuição normal para os erros dos dados experimentais, e 99% de confiança, os limites dos intervalos de confiança para as estimativas P_j , $j = 1, 2, \dots, N_p$, são calculados usando (FLACH; ÖZISIK, 1989)

$$\left[P_j - 2.576 \sigma_{P_j}; P_j + 2.576 \sigma_{P_j} \right] \quad (21)$$

Resultados

Na experiência de pesquisa de nosso grupo, o primeiro passo a ser realizado é o estudo do problema direto, que deve ser formulado e resolvido. Então se realiza uma análise de sensibilidade, basicamente para entender os efeitos de cada parâmetro no fenômeno em estudo. O terceiro passo é formular e resolver o problema inverso de interesse usando dados simulados, isto é, gerados artificialmente usando a solução do problema direto e somando um ruído randômico. Finalmente, com a confiança adquirida com o estudo teórico, podemos partir para resolver o problema inverso com os dados reais obtidos a partir dos experimentos executados.

Dados experimentais sintéticos

A Figura 6 apresenta o perfil das concentrações calculadas com a solução do problema direto, usando os valores exatos no ponto de amostragem $x_{meas} = 3050$ m e $y_{meas} = 2$ m.

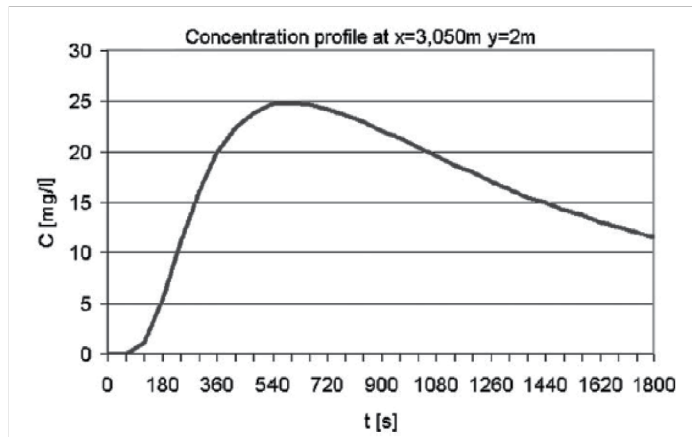


Figura 6: Medidas de concentração realizadas em $x_{meas} = 3050$ m e $y_{meas} = 2$ m
 Fonte: Adaptado de Lugon et al. (2008)

Os dados sintéticos foram gerados utilizando

$$G_{meas_i} = C_{calc_i}(\vec{P}_{exact}) + \sigma_e r_i, \quad i = 1, 2, \dots, M \quad (22)$$

onde r_i são números randômicos na faixa $[-1,1]$ e σ_e simula o desvio padrão dos erros experimentais que pode ser originado por inúmeras causas, entre elas: a quantidade de traçador, a velocidade do rio, a posição de amostragem, as técnicas de medição e instrumentos, etc.

Primeiramente o algoritmo foi testado com dados exatos, ou seja, resultados gerados através da solução do problema direto para o experimento projetado com $\sigma_e = 0$ na Eq. (20). O método Levenberg-Marquardt resultou nos valores originais, validando numericamente a metodologia de solução para o problema inverso.

Então, dados experimentais simulados foram utilizados, corrompendo a solução do problema direto para o experimento projetado com um ruído gaussiano com desvio padrão $\sigma = 0.1 \text{ g} / \text{m}^3$, que corresponde a erros experimentais da ordem de 2%, sendo, portanto, a faixa de valores esperados devido a erros de amostragem e analíticos. Os resultados usando o L_M para estimativa de E_L e E_T estão mostrados nas Figuras 7 e 8, respectivamente. Em cada figura estão apresentados os resultados para 5 diferentes rodadas, considerando 5 diferentes conjuntos de dados simulados.

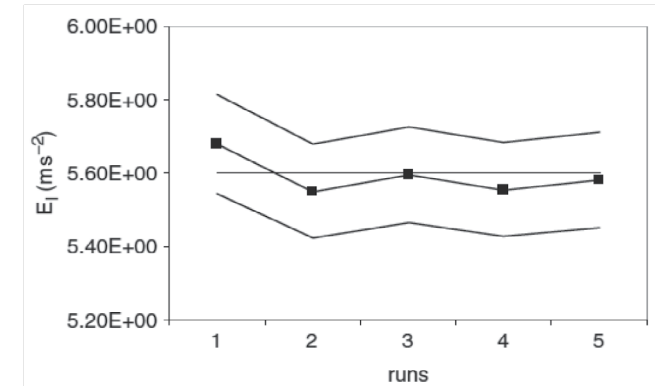


Figura 7: Estimativas de E_L para diferentes rodadas usando o experimento projetado
 Fonte: Adaptado de Lugon et al. (2008)

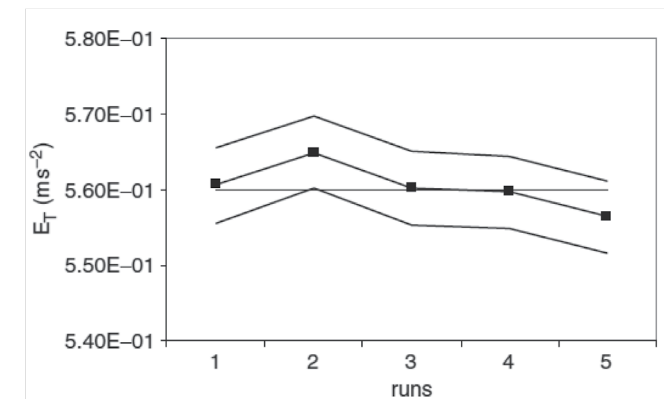


Figura 8: Estimativas de E_T para diferentes rodadas usando o experimento projetado. $[E_T] = \text{m} / \text{s}^2$
 Fonte: Adaptado de Lugon et al. (2008)

Para o experimento projetado, considerando o uso de 35 kg de traçador e medidas realizadas na posição $x_{meas} = 3050$ m e $y_{meas} = 2$ m, a matriz de sensibilidade $J^T J$ calculada é

$$J^T J = \begin{bmatrix} 21,1 & 168 \\ 168 & 15,900 \end{bmatrix}$$

Observe que em todas as rodadas os valores estimados estão próximos dos originais, e dentro de um intervalo de confiança razoável. Recordando que os valores exatos utilizados para os coeficientes de dispersão longitudinal e transversal neste trabalho foram $EL = 5,6$ m²/s e $ET = 0,56$ m²/s.

Dados Experimentais Reais

Utilizando o experimento projetado, foi então realizado o lançamento do traçador de forma instantânea e pontual a 0,5 m da margem do rio com duração de 1 s. Já o ponto de coleta estava localizado 50 m a jusante ao ponto de lançamento e 0,5 metro da margem. Foram realizadas 33 coletas em um único ponto, com tempos aleatórios, tendo o experimento durado 352 segundos. A seguir, na Tabela 3, estão listados os valores obtidos e os respectivos tempos.

Tabela 3: Valores das concentrações de sal das amostras coletadas 50 m a jusante ao ponto de lançamento

Tempo(s)	Concentração (mg/l)	Tempo(s)	Concentração (mg/l)
0	37,00	214	112,84
12	40,29	222	108,82
24	38,16	230	102,39
35	39,48	240	93,22
42	38,48	258	82,11
49	37,99	275	70,16
75	39,77	280	67,34
86	41,67	300	56,56
92	41,34	307	57,63
100	126,88	312	57,36
109	196,70	320	56,56
136	363,12	328	52,03
146	230,86	335	47,34
170	187,94	343	47,54
190	157,66	348	45,88
194	150,78	352	47,14
205	123,43		

A seguir, na Figura 9, está representada a evolução dos valores obtidos ao longo do experimento e valores calculados utilizando $E_L = 0,25$ m²/s e $E_T = 0,004$ m²/s.

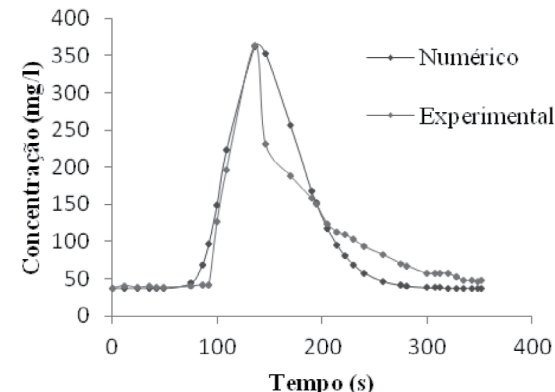


Figura 9: Perfil da concentração no ponto de coleta com $E_L = 0,25$ m²/s e $E_T = 0,004$ m²/s
 Fonte: Adaptado de Lugon et al. (2008)

Podemos observar que os perfis apresentados na Figura 9 são bastante diferentes dos calculados anteriormente para geração dos dados experimentais simulados (Figura 6). Esse fato se deve aos coeficientes de dispersão estabelecidos a partir dos dados da literatura em valor muito superior e que agora puderam ser mais bem estimados.

Conclusões e trabalhos futuros

A abordagem de problemas inversos usada para estimar os coeficientes de dispersão transversal e longitudinal atingiu bons resultados com dados exatos e com dados experimentais corrompidos com ruído artificial.

O próximo passo dessa pesquisa é testar a solução do problema inverso usando os dados experimentais reais e também introduzir melhorias na solução do problema direto. Além de usar o método Levenberg-Marquardt, também serão utilizados métodos estocásticos, tais Redes Neurais Artificiais, Recozimento Simulado e também combinações híbridas desses métodos.

Referências

AMARAL, K. *Estuário do Macaé: Modelagem como uma Ferramenta de Gestão Integrada de Recursos Hídricos*, Dissertação (Mestrados) - COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brazil, 2003. 150 p.

BARBOSA JUNIOR., A.R.; DA SILVA, G.Q.; NEVES, B.V.B.; DEVENS, J.A. Métodos diretos para a determinação do coeficiente de dispersão em corpos d'água naturais Parte 2 – Aplicação e comparação de métodos. *Revista Escola de Minas*, v. 58, n. 2, p. 139-145, 2005.

BARBOSA JUNIOR., A.R.; DA SILVA, G.Q.; NEVES, B.V.B.; DEVENS, J.A. Métodos diretos para a determinação do coeficiente de dispersão em corpos d'água naturais Parte 1 – Fundamentos Teóricos. *Revista Escola de Minas*, v. 58, n. 2, p. 27-32, 2005.

BECK, J.V. Combined Parameter and Function Estimation in Heat Transfer with Application to Contact Conductance. *J. Heat Transfer*, v. 110, p. 1046-1058, 1988.

BOBBA, A.G.; SINGH, V.P.; BENGTSSON, L. Application of Environment Models to Different Hydrological Systems. *Ecological Modelling*, v. 125, p. 15-49, 2000.

DENVES, J.A.; BARBOSA JUNIOR, A.R.; DA SILVA, G.Q. Longitudinal Dispersion Coefficient Quantification Model of Streams. *Eng. San. Ambient.*, v. 11, n. 3, p. 269-276, 2006.

DOHERTY, J.; SKAHILL, B.E. An Advanced Regularization Methodology for Use in Watershed Model Calibration. *J. of Hydrology*, v. 327, p. 564-577, 2006.

DOWDING, K. J.; BLACKWELL, B. F.; COCHRAN, R. J. Applications of Sensitivity Coefficients for Heat Conduction Problems. *Numerical Heat Transfer*, Part B, v. 36, p. 33-55, 1999.

ELDER, J. W. The dispersion of marked fluid in turbulent shear flow. *Journal of Fluid Mechanics*, v. 5, p. 544-560, 1959.

FISCHER, H. B. *Mixing in Inland and Coastal Waters*. London: Academic Press, London, 1959. 483 p.

FLACH, G.P.; ÖZISIK, M.N. Inverse Heat Conduction Problem of Simultaneously Estimating Spatially Varying Thermal Conductivity and Heat Capacity per Unit Volume, Numer. *Heat Transfer*, v. 16, p. 249-266, 1989.

GALLANT, A.R. *Nonlinear Statistical Model*. New York: Wiley, 1987.

GIACOBBO, F.; MARSEGUERRA, M.; ZIO, E. Solving the Inverse Problem of Parameter Estimation by the Genetic Algorithms: the Case of a Groundwater Contaminant Transport Model. *Annals of Nuclear Energy*, v. 29, p. 967-981, 2002.

HARRIS, J.; BALE, A.J.; BAYNE, B.L.; MANTOURA, R.F.C.; MORRIS, A.W.; NELSON, L.A.; RADFORD, P.J.; UNCLES, R.J.; WESTON, S.A.; WIDDOWS, J. A Preliminary Model of the Dispersal and Biological Effect of Toxin in the Tamar Estuary, England. *Ecological Modelling*, v. 22, p. 253-284, 1984.

LUGON JUNIOR, J.; SILVA NETO, A.J.; RODRIGUES, P.P.G.W. Assessment of dispersion mechanisms in rivers by means of an inverse problem approach Inverse. *Problems in Science and Engineering*, v. 16, n. 8, p. 967 – 18, 2012.

MALISKA, C.R. *Computational Heat Transfer*. 2nd ed. São Paulo: LTC, 2004. (In Portuguese).

MARQUARDT, D.W. An Algorithm for Least-Squares Estimation of Nonlinear Parameters. *J. Soc. Industr. Appl. Math.*, v. 11, p. 431-441, 1963.

MARTIN, J. L.; MCCUTCHEON. *Hydrodynamics and Transport for Water Quality Modeling*. New York: Lewis, 1998.

NIELSEN, K.; NIELSEN, L.P.; RASMUSSEN, P. Estuarine Nitrogen Retention Independently Estimated by the Denitrification Rate and Mass Balance Methods: a Study of Norsminde Fjord, Denmark. *Marine Ecology Progress Series*, v. 119, p. 275-283, 1995.

REVELLI, R.; RIDOLFI, L. Nonlinear Convection-Dispersion Models with a Localized Pollutant Source I: Direct Initial Boundary Value Problems. *Math. and Comp. Model.*, v. 39, p. 1023-1034, 2004.

REVELLI, R.; RIDOLFI, L. Nonlinear Convection-Dispersion Models with a Localized Pollutant Source, II - A Class of Inverse Problems. *Math. and Comp. Model.*, v. 42, p. 601-612, 2005.

RODRIGUES, P.P.G.W. *Modelling Nitrous Oxide Production in Two Contrasting British Estuaries: the Forth and The Tyne*. PhD (Thesis) - University of Newcastle upon Tyne, 2003. p. 155.

ROSMAN, P.C. *Modelos de Circulação em Corpos D'água Costeiros*. In SILVA, R.C.(Ed.). *Numerical Methods in Water Resources*. Rio de Janeiro. ABRH, Porto Alegre, 1989. 381 p.

SILVA NETO, A.J. Explicit and Implicit Formulations for Inverse Radiative Transfer Problems. In: WORLD CONGRESS ON COMPUTATIONAL MECHANICS, MINI-SYMPOSIUM MS125 – COMPUTATIONAL TREATMENT OF INVERSE PROBLEMS IN MECHANICS, 2002, Vienna, Austria.

SILVA NETO, A.J.; SOEIRO, F.J.C.P. Solution of Implicitly Formulated Inverse Heat Transfer Problems with Hybrid Methods. In: MINI-SYMPOSIUM INVERSE PROBLEMS FROM THERMAL/FLUIDS AND SOLID MECHANICS APPLICATIONS, MIT CONFERENCE ON COMPUTATIONAL FLUID AND SOLID MECHANICS, 2., 2003, Cambridge, USA.

TELLES, W. R.; SILVA NETO, A. J.; LUGON JUNIOR, J.; RODRIGUES, P. P. G. W. Simulação do comportamento de uma pluma de traçador conservativo via o método dos Volumes Finitos. In: ENCONTRO DE MODELAGEM COMPUTACIONAL, UERJ/UFF, 11., 2008, Volta Redonda.

Apêndice B

O método de Volumes Finitos utiliza as equações de conservação na sua forma integral. Seu princípio consiste na discretização do domínio do problema que está sendo tratado, o qual deve ser dividido em um número finito de volumes de controles. A partir daí, aplicam-se as equações de conservação em cada um dos volumes que serão utilizados na integração da equação diferencial². A Figura (A1) mostra a molécula de cálculo utilizada no Método de Volumes Finitos.

² FERZIGER, J. H.; PERIC. *Milovan. Computational Methods for Fluid Dynamics*. 3ed. New York: Springer, 2002.

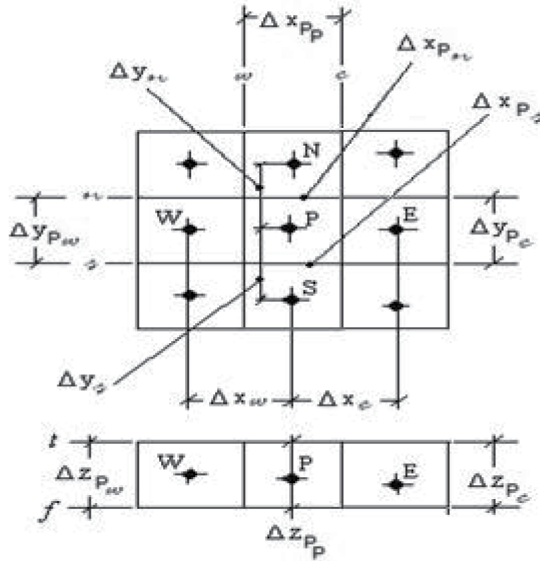


Figura A1: Malha de cálculo do método de Volumes Finitos

Aplicando o método de Volumes Finitos na Eq. (1), tem-se:

$$\begin{aligned} & \int_{w_s}^{e_n} \int_{s_t}^{t+\Delta t} \frac{\partial c}{\partial t} dt dy dx + \int_{w_s}^{e_n} \int_{s_t}^{t+\Delta t} u \frac{\partial(c)}{\partial x} dt dy dx = \\ & = \int_{w_s}^{e_n} \int_{s_t}^{t+\Delta t} E_L \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{\partial c}{\partial x} \right) dt dy dx + \int_{w_s}^{e_n} \int_{s_t}^{t+\Delta t} E_T \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{\partial c}{\partial y} \right) dt dx dy \end{aligned} \quad (B1)$$

Realizando a integração da Eq. (A1) e aproximando a derivada do termo dispersivo por diferenças centradas e adotando uma formulação totalmente implícita para a aproximação no tempo da equação, obtém-se:

$$\begin{aligned} & (c_P^{t+\Delta t} - c_P^t) \Delta x_{PP} \Delta y_{PP} + u (c_e^{t+\Delta t} \Delta y_{Pe} - c_w^{t+\Delta t} \Delta y_{Pw}) \Delta t = \\ & = E_L \left(\frac{\Delta y_{Pe}}{\Delta x_e} c_E^{t+\Delta t} - \left(\frac{\Delta y_{Pe}}{\Delta x_e} + \frac{\Delta y_{Pw}}{\Delta x_w} \right) c_P^{t+\Delta t} + \frac{\Delta y_{Pw}}{\Delta x_w} c_W^{t+\Delta t} \right) \Delta t + \\ & + E_T \left(\frac{\Delta x_{Pn}}{\Delta y_n} c_N^{t+\Delta t} - \left(\frac{\Delta x_{Pn}}{\Delta y_n} + \frac{\Delta x_{Ps}}{\Delta y_s} \right) c_P^{t+\Delta t} + \frac{\Delta x_{Ps}}{\Delta y_s} c_S^{t+\Delta t} \right) \Delta t \end{aligned} \quad (B2)$$

Para a aproximação do termo advectivo, foi utilizado o esquema híbrido, também conhecido como Weighted Upstream Difference Scheme - WUDS, o qual é uma combinação do esquema de diferenças centradas - CDS - com o Upwind - UDS - e que possui sua formulação baseada no número de Peclet³ (aqui representado como Pe). Assim, tem-se a seguinte formulação para a Eq. (B2):

$$\begin{aligned} & (c_P^{t+\Delta t} - c_P^t) \Delta x_{PP} \Delta y_{PP} + u (\beta_1 c_E + \beta_2 c_P - \beta_3 c_W) \Delta t = \\ & = E_L \left(\frac{\Delta y_{Pe}}{\Delta x_e} c_E^{t+\Delta t} - \left(\frac{\Delta y_{Pe}}{\Delta x_e} + \frac{\Delta y_{Pw}}{\Delta x_w} \right) c_P^{t+\Delta t} + \frac{\Delta y_{Pw}}{\Delta x_w} c_W^{t+\Delta t} \right) \Delta t + \\ & + E_T \left(\frac{\Delta x_{Pn}}{\Delta y_n} c_N^{t+\Delta t} - \left(\frac{\Delta x_{Pn}}{\Delta y_n} + \frac{\Delta x_{Ps}}{\Delta y_s} \right) c_P^{t+\Delta t} + \frac{\Delta x_{Ps}}{\Delta y_s} c_S^{t+\Delta t} \right) \Delta t \end{aligned} \quad (B7a)$$

onde:

$$\beta_1 = \left(\frac{1}{2} - \alpha_e \right) \Delta y_{Pe} \quad (B7b)$$

$$\beta_2 = \left(\frac{1}{2} + \alpha_e \right) \Delta y_{Pe} + \left(\alpha_w - \frac{1}{2} \right) \Delta y_{Pw} \quad (B7c)$$

$$\beta_3 = \left(\frac{1}{2} + \alpha_w \right) \Delta y_{Pw} \quad (B7d)$$

$$\alpha = \frac{P_e^2}{10 + 2P_e^2} \quad (B7e)$$

$$P_e = \frac{u \Delta x}{E_L} \quad (B7f)$$

A Eq. (B7a) constitui a Equação de Transporte bidimensional discretizada utilizando o método de Volumes Finitos com formulação totalmente implícita, a qual acrescida das condições de contorno e inicial descritas pela Eq. (2-5), gera um sistema da forma $Ax = b$, onde A é uma matriz pentadiagonal⁴. Devido a sua esparsividade, a matriz A é resolvida pelo Algoritmo de Thomas - TDMA⁵.

³ MALALASEKERA, W.; VERSTEEG, H. K. *An Introduction to Computational Fluid Dynamic: the finite volume method*. London: Longman Group, 1995.

⁴ MALISKA, C. R. *Transferência de calor e mecânica dos fluidos computacional*. 2ª ed. Rio de Janeiro: LTC, 2004.

⁵ PATANKAR, S. V. *Numerical Heat Transfer and Fluid Flow*. New York: Hemisphere Publishing Corporation, 1980.



CAPÍTULO 5

Simulação unidimensional do transporte de substância conservativa no estuário do Rio Macaé

Pedro Paulo Gomes Watts Rodrigues*, Jader Lugon Junior** e Simara Lugon Cabral*

Introdução

Estuários são corpos de água parcialmente fechados, com aberturas para o oceano adjacente, onde a água do mar é diluída pela água de origem fluvial. São ambientes usualmente muito produtivos. Possuem, ainda, grande importância ambiental, tanto por serem verdadeiros berçários de espécies marinhas, quanto por constituírem região onde muitas transformações químicas ocorrem em resposta ao acentuado gradiente físico-químico que apresentam (RODRIGUES, 2003; RODRIGUES; BARNES; UPSTILL-GODDARD, 2007). Quer por sua localização geográfica ou por suas características físicas, as margens dos estuários e rios sempre foram regiões de assentamento e grande desenvolvimento populacional, o qual sempre teve reflexos sobre a qualidade de suas águas.

Os processos físicos que ocorrem nos estuários são responsáveis pela mistura entre a massa de água de origem fluvial com a massa de água do mar do oceano adjacente, sendo que a introdução de substâncias pelo homem pode causar a contaminação das águas estuarinas pelo processo de mistura. Na maioria dos estuários, o seu comprimento é muito maior do que a largura. Os movimentos nesse ambiente costeiro são gerados por variações do nível do mar, pela descarga de água doce, pelo gradiente de salinidade e pelo vento agindo sobre a superfície de suas águas. Essas forçantes são funções do espaço e do tempo e atuam simultaneamente sobre o corpo d'água estuarino.

Os estuários podem basicamente ser classificados por dois critérios: geomorfológico e estrutura de densidade (salinidade) da coluna de água. Pelo primeiro critério eles podem ser subdivididos em planície costeira, fiorde e construído por barras.

* Instituto Politécnico, Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rua Alberto Rangel s/n - CEP: 28630-050 - Nova Friburgo, RJ, Brasil. Email: pwatts@iprj.uerj.br

** Campus Macaé, Instituto Federal Fluminense. Rodovia Amaral Peixoto, km 164 - CEP 27.973-030 - Imboacica, Macaé, RJ

Estuários de planície costeira se formaram durante a transgressão do mar, que inundou os vales dos rios. Esses estuários estão normalmente localizados em regiões tropicais e subtropicais. Já os fiordes se formaram em regiões que durante o Pleistoceno estavam cobertas com calotas de gelo. Os efeitos erosivos durante o descongelamento dessas calotas geraram um aprofundamento dos vales dos rios nessas regiões. São ambientes localizados em latitudes altas, como Alasca, Noruega e Chile. Por último, os estuários construídos por barras originaram-se do retrabalhamento de sedimentos conduzido por correntes e ondas. Ocorrem geralmente em regiões tropicais.

Pelo critério da estrutura de densidade da coluna de água, há três tipos principais de estuários, a saber, cunha salina, parcialmente misturado, e verticalmente homogêneo, os quais, nessa ordem, apresentam, respectivamente, grau crescente de homogeneização vertical. Em linhas gerais, essa homogeneização é essencialmente controlada pela relação entre amplitude de maré e vazão fluvial, sendo tanto mais completa quanto maior for a amplitude e quanto menor for o aporte fluvial (MIRANDA; CASTRO; KJERFVE, 2002).

Neste capítulo é apresentado o desenvolvimento de um modelo que avalie a hidrodinâmica do estuário do rio Macaé (Figura 1) e do comportamento da salinidade no mesmo, através de um simulador ECoS-III[®].



Figura 1: Estuário do rio Macaé

Fonte: <http://www.macaerj.gov.br/semaph/riomacaehidro.htm>

Formulação Matemática

A formulação matemática utilizada na simulação do transporte de uma substância em meio estuarino se baseia no mesmo conjunto de equações adotado

na descrição do transporte em um meio líquido qualquer. Assim, um conjunto de equações, denominadas de equações do movimento, descreve a hidrodinâmica do meio, enquanto uma outra equação formula o transporte propriamente dito da substância, sendo essa última denominada genericamente de equação de transporte. Essa formulação normalmente contempla a variação temporal. No que tange ao espaço, ela pode ser tri, bi ou unidimensional, em função das características físicas e morfológicas do sistema. O escoamento estuarino é essencialmente tridimensional, em função da estratificação que eventualmente se forma na coluna d'água, com a água doce (menos densa) escoando sobre a água salina (mais densa). Entretanto, estuários estreitos, rasos e/ou submetidos a uma amplitude de maré suficientemente grande (mais do que 4 metros), que possuam, ainda, vazão do principal aporte fluvial suficientemente pequena, podem ter seu escoamento convenientemente simulado por uma formulação matemática que seja integrada na seção transversal. Segundo Miranda et al. (2002), nessa abordagem unidimensional, o modelo hidrodinâmico, ou seja, aquele que irá fornecer a distribuição espaço-temporal do campo de velocidades e nível d'água, pode ser formulado pelas equações:

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial(A)}{\partial t} = 0 \quad (1)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{Q^2}{A} \right) = -gA \frac{\partial \eta}{\partial x} - \frac{gn^2 |Q| Q}{AR_H^{4/3}} \quad (2)$$

onde η (m) é a altura da coluna de água acima de um plano de referência, de fato o nível d'água, Q é a descarga (m^3/s) do rio afluente ao estuário, g é a aceleração da gravidade (m/s^2), n é o coeficiente de Manning ($m^{-1/3}/s$), R_H é o raio hidráulico (m) e A é a área da seção transversal ao escoamento. Esse conjunto de equações também é conhecido como o modelo de Saint-Venant (TUCCIARELLI, 2003).

Já o transporte de substância conservativa na abordagem unidimensional pode ser modelado pela equação de advecção-dispersão, já vista em capítulo anterior e dada por:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = K \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (3)$$

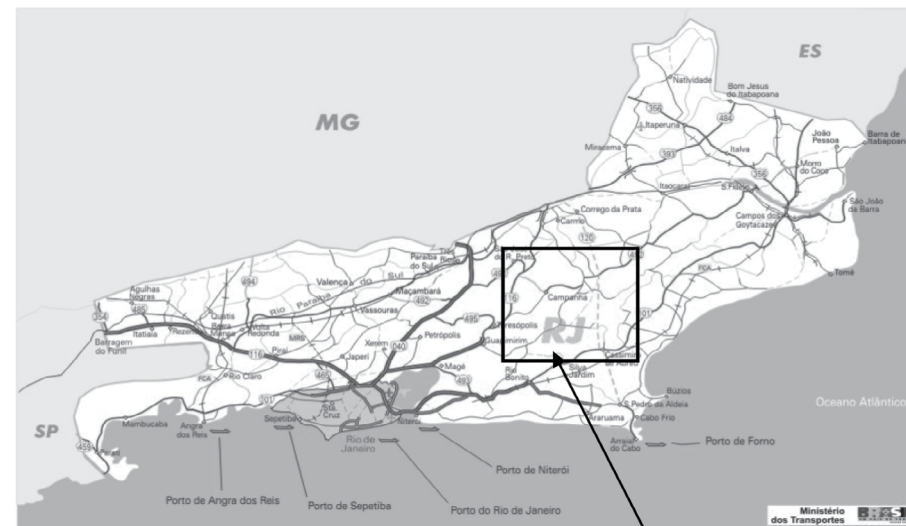
Onde C é a concentração da substância e K é o coeficiente de dispersão, já discutido em capítulo anterior.

As Equações (1) a (3) podem ser utilizadas na modelagem do transporte de substâncias conservativas em corpos hídricos cujo comprimento seja muito maior do que a largura e a profundidade. Podem ser aplicadas ainda em canais estuarinos que apresentem elevada amplitude de maré e/ou pequeno aporte fluvial.

Métodos Caso Estudado

O modelo unidimensional aqui desenvolvido foi aplicado no estuário do rio Macaé, situado no litoral norte do Rio de Janeiro. Esse rio nasce na Serra de Macaé, próximo ao pico do Tinguá (1560 m de altitude), em Nova Friburgo, fluindo na direção leste-sudeste, numa extensão de cerca de 140 km, até a desembocadura no Oceano Atlântico (Figura 2). A população dos municípios incluídos na bacia do rio Macaé é de 141.000 habitantes, 93% dos quais situados no limite territorial do município de Macaé, sendo a área urbana desse município a de maior densidade na bacia, e localizada às margens da zona estuarina do rio. Assim, o estuário do Macaé recebe a influência do entorno urbanizado da cidade de Macaé, cuja principal consequência é a degradação das condições sanitárias desse trecho do rio (CONSÓRCIO MUNICIPAL MRA-5, 2004).

Já em 1989, segundo a Fundação Estadual do Meio Ambiente, FEEMA (comunicação pessoal), no município de Macaé e arredores, diagnosticaram-se alguns dos problemas clássicos encontrados em cidades maiores, tais como a ocupação desordenada de áreas alagadas e ribeirinhas, a destruição da cobertura vegetal, a insuficiência de infraestrutura e a falta de tratamento completo e adequado de esgotos. Ainda, os municípios litorâneos da bacia constituem o polo industrial do norte fluminense, e respondem pela produção, recebimento e distribuição em grande escala de petróleo e gás natural oriundos da bacia de Campos.



Área de estudo

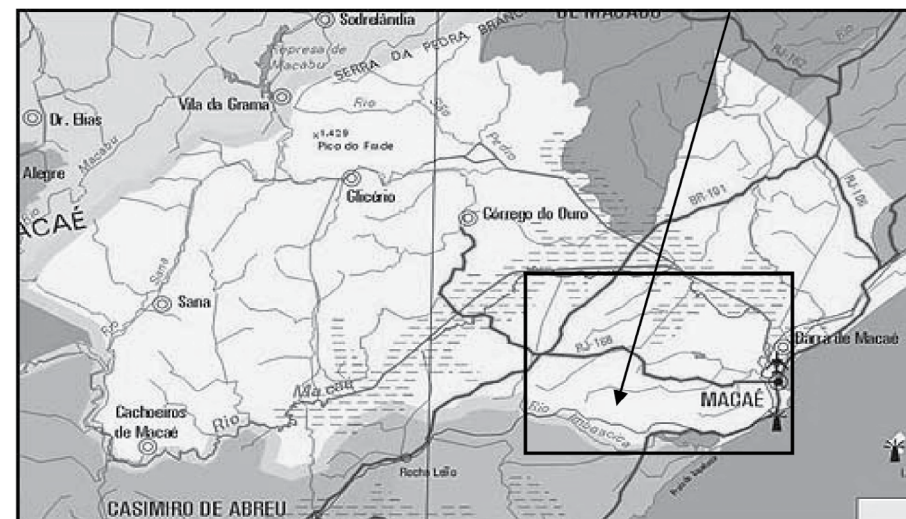


Figura 2: Localização do estuário do Macaé e detalhe do trecho simulado neste estudo
 Fonte: <http://www.macaetur.com.br/mapas.html>

Simulador

O modelo foi desenvolvido dentro do simulador ECoS-III® (Estuarine Contaminant Simulator) que resolve o transporte de substâncias assumindo homogeneização na seção transversal do estuário (HARRIS; GORLEY, 1998). Dessa forma,

ele pode ser utilizado sem restrições em estuários que apresentem homogeneização da coluna de água, nas direções transversal e vertical. Se não for esse o caso, ainda assim ele pode ser utilizado, desde que se tomem devidas precauções na avaliação dos resultados. O simulador ECoS é uma plataforma de complexidade infinita no que tange à qualidade de água. Ele de fato permite que o usuário crie e desenvolva formulações a serem testadas e validadas em situações reais (HARRIS, 1992). A Figura 3 apresenta um detalhe da interface do ECoS com o usuário.

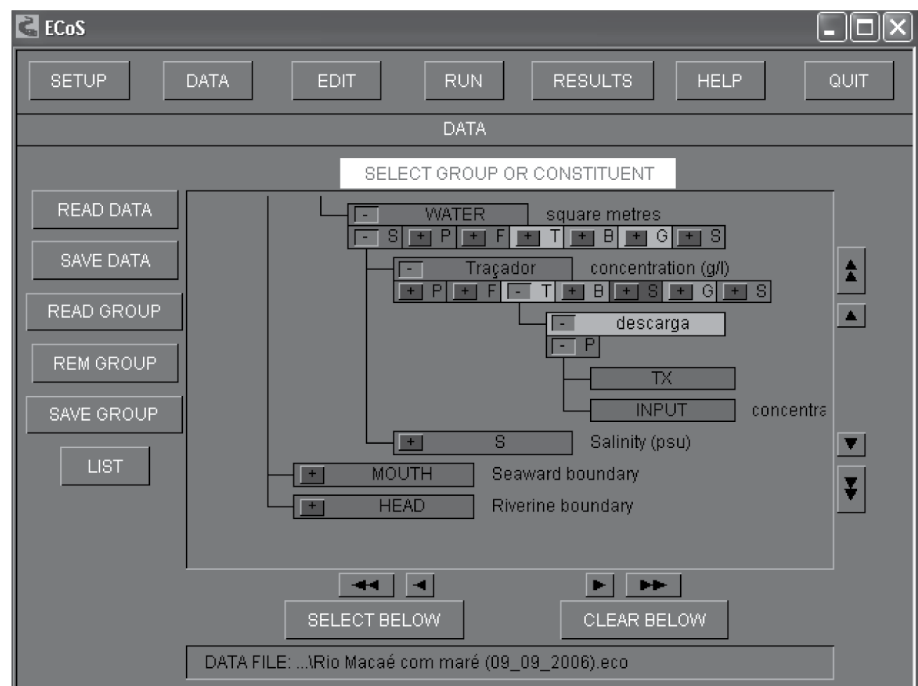


Figura 3: Interface do EcoS (Estuarine Contaminant Simulator)

Com esse modelo, pretendeu-se avaliar dois fenômenos de relevância ambiental: o limite de penetração da cunha salina e o comportamento de uma pluma de poluente lançado na cabeceira do estuário. Ainda, a partir das saídas geradas pelo modelo, o tempo de residência de uma substância conservativa no interior do estuário foi estimado para descargas típicas de estio.

O simulador ECoS-III[®] resolve a hidrodinâmica pelo modelo de Saint-Venant – Equações (1) e (2). Esse modelo hidrodinâmico exige a definição de duas condições de contorno: a jusante é prescrita uma série temporal da oscilação da maré, gerada pelo simulador por uma sub-rotina que pode compreender até 6 componentes

harmônicas; a montante é definido o aporte fluvial, também informado por uma série temporal, que neste estudo variou de 5,8 a 14 m³/s, descargas típicas do período de estio na região. O modelo resolve as Equações (1) e (2) para Q e η , sendo que a velocidade média na seção transversal é calculada pela razão entre Q e A , onde A é calculado como uma função empírica de η , tal que:

$$A = r(\eta + h)^2 \tag{13}$$

onde r é a razão entre largura e profundidade e h é a profundidade do estuário, medida em relação a um plano de referência. Tal formulação permite que as seções transversais e a própria largura do estuário sejam dinamicamente calculadas.

No simulador, o transporte de qualquer substância passiva é modelado pela equação de advecção-dispersão – Equação (3).

No presente estudo, o domínio simulado compreendeu uma extensão de 22 km, desde um ponto arbitrariamente escolhido na região ainda estritamente fluvial até a foz do estuário. A discretização espacial gerou 88 células de aproximadamente 250 m, sendo que em cada uma delas o simulador resolveu numericamente a velocidade média na seção transversal, o nível médio da água e a concentração de substâncias passivas. Os resultados simulados foram comparados com observações de campo apresentadas por Amaral (AMARAL, 2003).

Resultados Modelo Hidrodinâmico

A seguir, a Tabela 1 reúne as condições de contorno especificadas para quatro cenários distintos aqui discutidos.

Tabela 1: Cenários simulados

Cenário	Data	Amplitude de Maré (m)	Descarga (m ³ /s)	Aporte Externo (m ³ /s) *
1	16/09/2001	1,1	6	1,8
2	9/11/2001	1,1	14	4,0
3	-	0,5	6	1,8
4	-	0,4	14	4,0

*Afluente rio São Pedro, localizado a 14.000 m da foz do estuário

A geometria bem como os dados utilizados na calibração do modelo foram obtidos de Amaral (2003). O modelo hidrodinâmico foi ajustado simplesmente

fazendo-se variar o coeficiente de Manning, sendo que o melhor ajuste ocorreu para $n = 0,0039$, utilizado em todo o domínio computacional. Já o modelo de transporte, Equação (3), foi calibrado ajustando-se o coeficiente de dispersão, assumido constante e igual a $5,6 \text{ m}^2 / \text{s}$, que se situa dentro dos valores experimentalmente obtidos por (BARBOSA JUNIOR, 2005) para regime fluvial (geometria e descarga) semelhante ao aqui abordado.

A Tabela 2 compara os resultados simulados e observados para variáveis determinadas 17000 m a montante da foz do estuário, para descarga fluvial de $14 \text{ m}^3/\text{s}$ e amplitude de maré de 1,1 m.

Tabela 2: Comparação entre simulação e observação

Variável	Simulação	Observado	Erro relativo
Profundidade total(m)	0,6	0,7	0,06
	6	1	0
Velocidade média (m/s)	0,4	0,4	0,06
	6	9	5
Área (m^2)	28,	30	0,06
	2		3

Verifica-se que o modelo foi capaz de reproduzir bastante satisfatoriamente a hidrodinâmica da região monitorada. Além disso, porque profundidade e seção transversal foram adequadamente simuladas, a variação dinâmica do próprio volume do estuário também foi capturada pelo modelo, resultado bastante relevante para simulações de cunho ambiental, como transporte e diluição de poluentes.

A Figura 4 apresenta a variação dentro de um ciclo de maré do nível de água (η) simulado em dois pontos situados ao longo do estuário, respectivamente 9.000 m e 17.000 m a montante da foz do estuário, para vazão de $6 \text{ m}^3/\text{s}$ e amplitude de maré de 1,1 m.

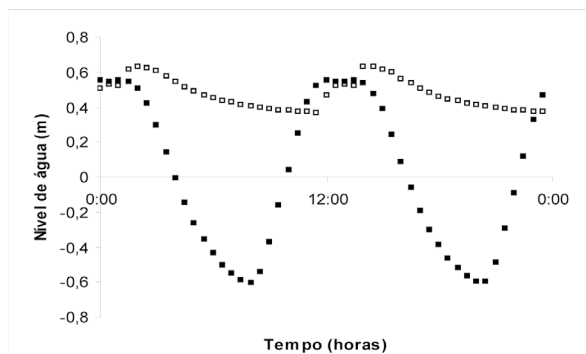


Figura 4: Variação do nível de água (η) dentro de um ciclo de maré simulado em dois pontos situados ao longo do estuário, respectivamente 9.000 m (■) e 17.000 m (▲) a montante da foz do estuário, para vazão de $6 \text{ m}^3/\text{s}$ e amplitude de maré de 1,1 m

Como esperado, em direção à cabeceira do estuário, o modelo gerou uma forte atenuação da amplitude da oscilação promovida pela maré, de cerca de 1,1 m para menos do que 0,3 m. Concomitantemente, a onda de maré torna-se acentuadamente assimétrica, o modelo tendo calculado tempo de enchente equivalente a 1/3 do tempo de vazante para posição situada 17.000 m a montante da foz. Tal assimetria se reflete na variação do campo de velocidades durante um ciclo de maré, com velocidades maiores na enchente do que na vazante. Como consequência, pode haver, por exemplo, um transporte residual de material em suspensão no sentido da cabeceira do estuário. De fato, tal comportamento da onda de maré pode ter importante implicação ambiental, com o sedimento, que eventualmente é colocado em suspensão na região baixa do estuário, podendo ser “bombeado” na direção da cabeceira, gerando feição denominada de “zona de turbidez máxima”. Essa zona ou região caracteriza-se por apresentar concentração de material em suspensão maior do que a observada nos domínios fluvial e marinho, já tendo sido identificada em diversos estuários (UNCLES; STEPHENS, 1993; DYER, 1997; WEST; MITCHELL, 1999). São notórias as consequências ambientais de elevadas concentrações de material em suspensão, tais como forte demanda de oxigênio decorrente da mineralização da matéria orgânica particulada (OWENS, 1986; BALLS, 1996). As saídas do modelo hidrodinâmico permitiram estabelecer que, para esse regime fluvial, o limite de influência dinâmica da maré situou-se a cerca de 18 km da foz do estuário.

Transporte de Substância Conservativa no Interior do Estuário

O modelo de transporte foi calibrado e avaliado a partir dos dados disponíveis de salinidade, assumida estritamente conservativa e passiva. Um primeiro objetivo foi avaliar o limite máximo de intrusão salina no estuário. Para tal, foi conduzida uma simulação com descarga fluvial e aporte externo mínimos, sob maré de sizígia com amplitude máxima esperada para região (cenário 1, Tabela 1). Nessa simulação, como em todas as outras, a salinidade nas fronteiras marinha e fluvial foi assumida constante e respectivamente igual a 34 e 0.

Na Figura 5, a distribuição longitudinal da salinidade calculada pelo modelo é apresentada. Esses valores foram comparados com aqueles obtidos em um levantamento axial conduzido no estuário no dia 17/09/2001. Como tal levantamento gerou resultados em diversos estágios da enchente, defasados no tempo em cerca de 1 hora, três curvas geradas pelo modelo são apresentadas.

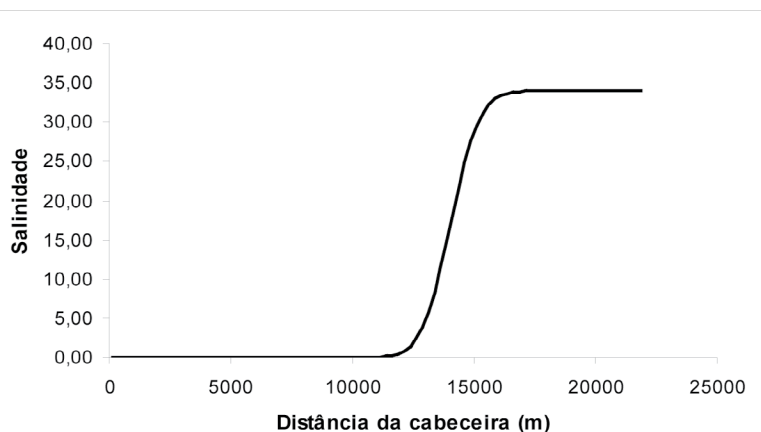


Figura 5: Distribuição longitudinal da salinidade na estufa de maré de sizígia calculada pelo modelo

O modelo foi capaz de simular com bastante precisão o limite de penetração da cunha salina, situado a cerca de 10.500 m a montante da foz do estuário (ou 11.500 do limite do domínio simulado, conforme mostrado na Figura 6). Essa boa concordância entre observação e simulação garante que o modelo foi capaz de simular o transporte dispersivo bem como os mecanismos de mistura entre as águas marinha e fluvial no interior do estuário, resultado que possui bastante relevância sob o aspecto de avaliação do comportamento de poluentes que chegam ao estuário.

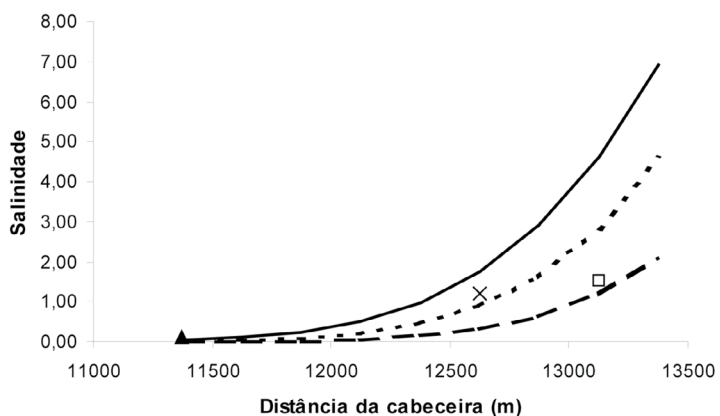


Figura 6: Penetração da cunha salina calculada pelo modelo em três estágios da maré (preamar = T em horas): T (—), T-1 hora (.....), T-2 horas (— —). Valores observados para esses instantes de tempo estão respectivamente representados por ▲, X e □.

O modelo de transporte possibilitou também estimar o tempo de residência de uma substância lançada na cabeceira do estuário para situação de estio, quando esse parâmetro assume um valor máximo. O tempo de residência pode ser importante, por exemplo, para definir se uma dada substância pode sofrer alguma reação antes de ser diluída em meio marinho. Há diversas formulações que possibilitam a estimativa desse parâmetro, normalmente baseadas em abordagens não dinâmicas, que consideram apenas valores médios para o volume do estuário ou para a distribuição longitudinal de salinidade (HARRIS, 1992). Neste estudo a estimação baseou-se no monitoramento “virtual” da pluma de um traçador hipoteticamente lançado na cabeceira do estuário. Essa pluma foi “acompanhada” na foz do estuário, de modo que o intervalo decorrente entre o início e o fim de sua passagem foi considerado como equivalente ao tempo de residência.

A Figura 7 mostra a variação temporal da concentração do traçador na foz do estuário para as descargas de 6 e 14 m³/s. O tempo de residência aproximado para esses dois regimes fluviais foi de respectivamente 4 e 2 dias. Essas curvas representam igualmente a variação no tempo da concentração de um poluente conservativo que chega à cabeceira do estuário, medida em sua foz.

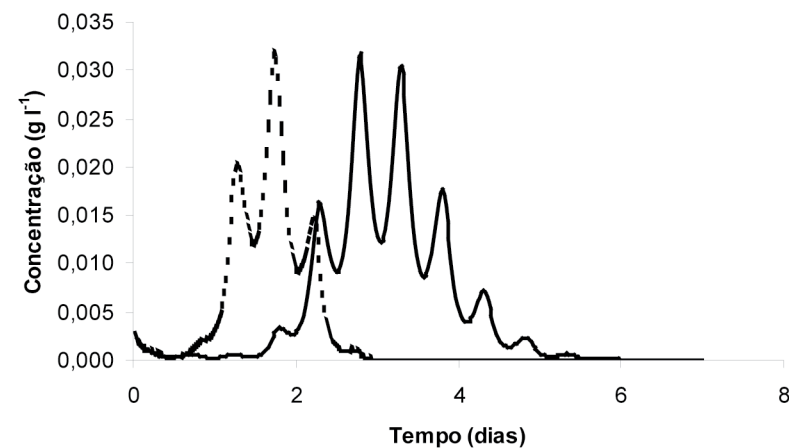


Figura 7: Variação temporal da concentração de um traçador “virtual” lançado no limite superior da região estuarina para descargas de 6 m³/s (—) e 14 m³/s(.....).

Um último ensaio foi conduzido a partir do modelo de transporte, com o objetivo de avaliar o comportamento de uma pluma de poluente lançado na região estritamente fluvial do domínio estudado, localizado a 17.000 m a montante da foz do estuário. Para garantir que não haveria influência dinâmica da maré, adotou-se como

condição de contorno na foz do estuário uma amplitude de maré típica de quadratura (0.5 m), adotando-se como descarga fluvial os valores de 6 e 14 m³/s (cenários 3 e 4, Tabela 1).

A Figura 8 apresenta a simulação da distribuição longitudinal da pluma de um poluente lançado a 5.000 m da cabeceira do estuário, cujas concentrações nas fronteiras marinha e fluvial foram assumidas iguais a 0. Essa distribuição tornou-se invariante no tempo a partir do momento em que foi atingido um regime permanente para o escoamento na região estritamente fluvial do estuário, o que ocorreu após um período de simulação equivalente a dois dias. Apesar de nessa região, sob os regimes simulados, o escoamento ser essencialmente unidirecional, é possível identificar o transporte do traçador para montante do ponto de lançamento.

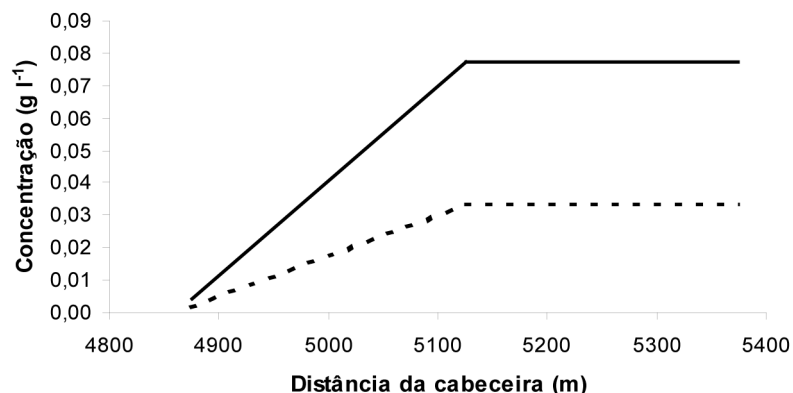


Figura 8: Distribuição longitudinal da pluma de um efluente no entorno do ponto em que ele chega ao rio, avaliada para descargas de 6 m³/s (—) e 14 m³/s (-----) em regime permanente

É sabido que, mesmo para escoamentos unidirecionais, como os que predominam em rios, plumas de poluentes podem ser dispersadas para montante do lançamento se as velocidades de corrente predominantes forem suficientemente pequenas (JAMES, 1984). Velocidades pequenas são registradas principalmente durante as estações secas, como as simuladas neste estudo. Tais resultados sinalizam que altas concentrações de alguns poluentes, eventualmente determinadas a montante do lançamento de algum efluente, não devem de modo indispensável ter sua origem atribuída à outra fonte que não o próprio efluente, principalmente se o monitoramento for feito, de maneira sistemática, muito próximo a esse lançamento. Essa questão foi recentemente levantada pelos administradores da Usina Termoeletrica de El Paso, cujos efluentes são lançados nessa região do estuário do Macaé (El Paso, comunicação

pessoal). Monitoramento sistemático da empresa, com estações localizadas em um raio de 100 m em torno do ponto de lançamento, indicou concentrações igualmente elevadas para alguns compostos, tanto a jusante quanto a montante do efluente.

Conclusão

O modelo aqui desenvolvido mostrou-se bastante adequado para a avaliação dinâmica do comportamento de poluentes lançados em meio estuarino, em que pesem as simplificações adotadas na formulação unidimensional. Isto foi possível à custa de poucos parâmetros, um utilizado na calibração do modelo hidrodinâmico e o outro na calibração do modelo de transporte, os quais foram assumidos constantes para todo o domínio e inalterados para os diversos cenários simulados. Tal estratégia confere ao modelo boa capacidade de previsão para estações de estio, que normalmente causam maiores preocupações às autoridades ambientais, em face da baixa capacidade de diluição do corpo hídrico receptor. O modelo pode, ainda, servir de suporte a decisões concernentes à tomada de água, diluição de efluentes e estabelecimento de zonas de mistura para o estuário do Macaé, informações que hoje encontram forte demanda na legislação ambiental brasileira.

Referências

- AMARAL, K. *Estuário do rio Macaé: modelagem computacional como ferramenta para o gerenciamento integrado de recursos hídricos*. Mestrado (Dissertação) - COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2003. 150 p.
- BALLS, P.W. Dissolved Oxygen and Nitrification in the Upper Forth Estuary During Summer (1982-92): Pattern and Trends. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 42, p. 117-134, 1996.
- BARBOSA JUNIOR, A. Métodos diretos de determinação do coeficiente de dispersão longitudinal em cursos d'água naturais. Parte 2 - Aplicação e comparação dos métodos. *Revista Escola de Minas*, v. 58, n. 2, p. 139-145, 2005.
- CONSÓRCIO MUNICIPAL MRA-5. *Projeto de Criação do Plano de Bacia na Bacia Hidrográfica do Rio Macaé (RJ)*. Rio de Janeiro, 2004. 52 p.
- DYER, K. *Estuaries: a Physical Introduction*. London: John Wiley & Sons Ltd., 1997. 195 p.
- HARRIS, J.R.W.; GORLEY, R.N. *Estuary Quality Templates for Ecos 3*. *Natural Environment Research Council*, Plymouth, v. 47, 1998.
- HARRIS, J.R.W. *The Estuarine Modelling Shell EcoS*. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 1992. 37 p.
- JAMES, A. *An Introduction to Water Quality Modelling*. Nova York: John Wiley and Sons Ltd, 1984. 234 p.

MIRANDA, L. B.; DE CASTRO, B.M.; KJERFVE, B. *Princípios de Oceanografia Física de Estuários*. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo, 2002. 414 p.

MITCHELL, S.B. et al. Dynamics of the Turbidity Maxima in the Upper Humber Estuary System, UK. *Marine Pollution Bulletin*, v. 37-a, p.190-205, 1999.

OWENS, N.J.P. Estuarine Nitrification: a Naturally Occurring Fluidized Bed Reaction. *Coastal and Shelf Science*, v. 38, p. 31-44, 1986.

RODRIGUES, P. P. G. W.; BARNES, J, UPSTILL-GODDARD, ROBERT. Simulating estuarine nitrous oxide production by means of a dynamic model. *Marine Pollution Bulletin*, v.54, p.164 - 172, 2007.

RODRIGUES, P.P.G.W. *Modelling nitrous oxide production in two contrasting british estuaries: the Forth and the Tyne*. PhD (Thesis) - University of Newcastle upon Tyne, 2003. 155 p.

TUCCIARELLI, T. A new algorithm for a robust solution of the fully dynamic Saint-Venant equations. *Journal of Hydraulic Research*, v. 41, n. 3, p. 239-246, 2003.

UNCLES, R.J.; STEPHENS, J.A. Nature of the Turbidity Maximum in the Tamar Estuary, U.K. *Coastal and Shelf Science*, v. 36, p. 413-431, 1993.

WEST, J.R. Cohesive Sediment Transport in Estuaries. Mixing and Transport. In: WALLINGFORD, John. Prediction from Additive Group Contribution. *The Environment*. 3° ed. Amsterdam: Elsevier.

Papel Cartão Supremo 250 g/m²
Off-set 75 g/m²

Tipologia Myriad Pro
Optima

Formato 23 x 16 cm

Tiragem 350 exemplares

Impressão Meneghitti's Gráfica e Editora LTDA
Tel: (27) 3232-1266

