

RBRH

Revista Brasileira de Recursos Hídricos

VOLUME

15

NÚMERO 1

RBRH

Revista Brasileira de Recursos Hídricos

JAN/MAR 2010

VOLUME

15

NÚMERO 1

Editores:

Márcio Benedito Baptista

Antonio M. Righetto

Cristóvão S. Fernandes

Edson Wendland

Jaime Joaquim P. Cabral

João Batista Dias de Paiva

José Nilson Campos

Jussara Cabral Cruz

Mário Thadeu L. de Barros

Sérgio Koide



Diretoria da ABRH

Presidente: **Ingrid Illich Müller**
Vice-presidente: **Luiz Gabriel Todt de Azevedo**
Diretor de publicações: **Márcio Benedito Baptista**
Diretor de eventos: **Synara Olendski Broch**
Diretor de representações regionais: **Francisco José Coelho Teixeira**
Diretor de comissões técnicas: **Jussara Cabral Cruz**

RBRH

Revista Brasileira de Recursos Hídricos

A RBRH é a revista oficial da Associação Brasileira de Recursos Hídricos, publicada trimestralmente. Os objetivos da revista são de:

- Funcionar como fórum para apresentação de conhecimento prático e científico dos aspectos de recursos hídricos;
- Publicar inovações científicas e tecnológicas na área de recursos hídricos;
- Fornecer através dos artigos soluções aos problemas com base integrada, interdisciplinar e dos usos múltiplos dos recursos hídricos e sua conservação ambiental.

Os editores da revista incentivam a publicação de artigos que de alguma forma se incluem no seguinte:

- Artigos inéditos com contribuição científica e tecnológica nas disciplinas ou nos ambientes de recursos hídricos;
- Experiência inédita em ambientes singulares de usos e técnicas conhecidas.

Os artigos serão publicados quando aprovados pelo menos por dois revisores do grupo de editores associados da revista e por um editor. Na contra-capa são apresentadas as instruções sobre o envio do manuscrito.

Endereço para correspondência:

ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos
Caixa Postal 15029
91501-970 Porto Alegre, RS
Tel (51) 33086652
Fax (51) 34932233
www.abrh.org.br
abrh@abrh.org.br

Apoio:



Ministério
da Educação

Ministério da
Ciência e Tecnologia



RBRH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos / Associação Brasileira de Recursos Hídricos - Vol.15, n.1 (2010)
Porto Alegre/RS: ABRH, 2007

Trimestral

Substitui a RBE: Revista Brasileira de Engenharia - Caderno de Recursos Hídricos (1982-1995) que substitui a Revista Brasileira de Hidrologia e Recursos Hídricos (1978-1981).

ISSN 1414-381X

1. Recursos hídricos - periódicos I. Associação Brasileira de Recursos Hídricos
CDU 556 (050)
CDD 551.48

SUMÁRIO

Modelo Baseado na Técnica de Redes Neurais para Previsão de Vazões na Bacia do Rio São Francisco	05
Luana Ferreira Costa Gomes e Suzana Maria Gico Lima Montenegro, Mêuser Jorge da Silva Valença	
Gestão Adaptativa e Sustentável para a Restauração de Rios: Parte I	17
Enfoques Teóricos sobre Capacitação Social	
Maria Camerina Maroja Limeira, Tarciso Cabral da Silva, Gesinaldo Ataíde Cândido	
Gestão Adaptativa e Sustentável para a Restauração de Rios: Parte II	27
O Tema Desenho do Programa de Capacitação Social	
Maria Camerina Maroja Limeira; Tarciso Cabral da Silva, Gesinaldo Ataíde Cândido	
Análise Qualitativa do Assoreamento do Reservatório de Promissão (SP)	39
Adelena Gonçalves Maia, Swami Marcondes Villela	
Tendências na Análise de Impactos da Implementação de Barragens: Lições do Estudo de Caso das Barragens de Uso Múltiplo da Bacia do Rio Santa Maria	47
Rafael Cabral Cruz, Jussara Cabral Cruz, Geraldo Lopes da Silveira, Fábio Silveira Villela	
Avaliação da Contaminação por Pesticidas Organoclorados em Recursos Hídricos do Estado de Goiás	67
Maria Isabel Ribeiro Alves, Nelson Roberto Antoniosi Filho, Leandro Gonçalves Oliveira, Sandra Teresinha de Farias Furtado	
Modelos Empíricos e Semi-Empíricos para a Obtenção do Coeficiente de Dispersão Longitudinal de Pequenos Cursos de Água	75
Julimara Alves Devens, Antenor Rodrigues Barbosa Júnior, Gilberto Queiroz da Silva, Marcius Fantozzi Giorgetti	
Dimensionamento de Reservatórios de Armazenamento de Águas Pluviais, usando um Critério Financeiro	89
Júlio Gomes, Daniele Cruz Weber, Carolina Melissa Delong	
Análise da Vulnerabilidade do Lençol Freático à Contaminação por Hidrocarbonetos em Cenário de Vazamentos na Área do Oleoduto Orsul II, Refap-Copesul, RS	101
Ricardo Giumelli Marquezan Nelson Oswaldo Luna Caicedo, Artur Cezar Bastos Neto, Nilo Chagas de Azambuja Filho	
Um Modelo Numérico para a Previsão da Trajetória de Óleo à Deriva no Mar Utilizando uma Configuração Inicial Ótima	111
Paulo Sérgio Dias da Silva, Priscila Henriques Gomes Oliveira, Gudelia Morales	

**Previsão de Vazões com a Metodologia DPFT
e com Redes Neurais Artificiais**

121

Marcus Felipe Matos Cruz, Lucas Daniel Rodrigues e Bruno Rabelo Versiani

Modelo Baseado na Técnica de Redes Neurais para Previsão de Vazões na Bacia do Rio São Francisco

Luana Ferreira Costa Gomes e Suzana Maria Gico Lima Montenegro

Departamento de Engenharia Civil – UFPE

luanafcg@yahoo.com.br, suzanam@ufpe.br

Mêuser Jorge da Silva Valença

Departamento de Engenharia de Computação - UPE (Universidade de Pernambuco)

meuserv@yahoo.com.br

Recebido: 29/11/07 - revisado: 05/06/08 - aceito: 23/02/10

RESUMO

Um dos principais insumos na definição da geração das usinas hidrelétricas é a previsão de vazões. Na elaboração dessas previsões, diversos modelos podem ser utilizados. Pode-se citar como exemplo os modelos físicos, estatísticos e os baseados na técnica de redes neurais. O uso da técnica de redes neurais tem se intensificado cada vez mais, uma vez que, modelos baseados nessa técnica são de fácil aplicação e têm proporcionado resultados satisfatórios. A análise prévia das informações que serão usadas na calibração e utilização da rede neural pode trazer ganhos significativos no desempenho da mesma. Assim, esse trabalho apresenta a análise dos dados pluviométricos e fluviométricos da área a montante do reservatório de Três Marias, no rio São Francisco, bem como a calibração de um modelo baseado na técnica de redes neurais para a previsão de vazões naturais afluentes. São apresentados o processo de preenchimento de falhas históricas, análise de consistência e análise geostatística, como ferramenta para seleção de postos pluviométricos e análise de precipitação média da área. Os resultados obtidos mostraram que o modelo calibrado com a técnica de redes neurais teve um desempenho superior ao modelo estocástico PREVIVAZ e, entre as redes neurais analisadas, a NSRBN teve um desempenho um pouco superior a MLP.

Palavras-chave: redes neurais, previsão de vazões, Reservatório de Três Marias.

INTRODUÇÃO

Os modelos hidrológicos são importantes no planejamento e gestão de recursos hídricos. Dentre eles, destacam-se modelos determinísticos, estocásticos e os baseados na técnica de redes neurais. A implementação e a calibração de vários desses modelos apresentam normalmente várias dificuldades, requerendo sofisticadas ferramentas matemáticas, quantidades significativas de parâmetros de calibração, além de vasta experiência com o modelo.

Por esse motivo, o uso da técnica de redes neurais tem se intensificado, uma vez que, modelos baseados nessa técnica são de fácil aplicação e têm apresentado resultados satisfatórios.

As redes neurais artificiais (RNAs) são uma técnica integrante dos Sistemas Inteligentes, inspirados no comportamento humano ou da natureza. As RNAs vêm sendo sugeridas para análise de séries

temporais devido à sua capacidade de tratar com relações de entrada-saída de dados não-lineares, destacando sua habilidade de aprendizado e capacidade de generalização, associação e busca paralela. Estas qualidades as tornam capazes de identificar e assimilar as características mais marcantes das séries, tais como sazonalidade, periodicidade, tendência, entre outras, muitas vezes camufladas por ruídos.

Em todos os processos de modelagem, a familiaridade com os dados disponíveis é importante. Os modelos de redes neurais não são exceção, e o pré-processamento das informações pode ter um efeito significativo no desempenho do modelo.

No âmbito do Setor Elétrico, a obtenção de previsões de vazões permite que os diferentes modelos de operação, otimização e simulação energética possam ser utilizados para avaliar as condições operacionais das usinas hidrelétricas e termelétricas no futuro, propiciando subsídios para a tomada de decisões em relação à melhor forma de operar o Sistema Interligado Nacional - SIN, explorando toda

sua capacidade hidrológica e proporcionando ganhos sinérgicos. Estas previsões de vazões podem permitir também tomadas de decisões que minimizem os efeitos de cheias excepcionais, desde que realizadas com relativa precisão e antecedência.

Nos processos de planejamento e programação da operação do SIN, um dos principais produtos é o PMO – Programa Mensal de Operação. Este documento se constitui numa referência técnica mensal, com revisão semanal, para as metas de geração de todas as usinas hidrelétricas e termelétricas integrantes do SIN. Além disso, são estabelecidas também as metas de intercâmbio entre os subsistemas elétricos e outras diretrizes operativas. Para a elaboração do PMO e suas revisões, um dos principais insumos é a previsão de vazões para todos os locais de aproveitamentos hidrelétricos.

Este trabalho apresenta os resultados da calibração de dois modelos de previsão de vazões naturais médias diárias, 12 dias à frente, utilizando a técnica de redes neurais, e a análise e tratamento de informações advindas de diferentes postos pluviométricos e fluviométricos, a montante do aproveitamento hidrelétrico de Três Marias, bem como a informação das vazões naturais afluentes a esse reservatório. Nessa calibração são utilizadas duas metodologias de redes neurais distintas: MLP (Multi-Layer Perceptrons) e NSRBN (Non-linear Sigmoidal Regression Blocks Networks).

DESCRIÇÃO DA ÁREA EM ESTUDO

A Agência Nacional de Energia Elétrica - ANEEL divide a bacia do rio São Francisco em nove sub-bacias, sendo a região estudada a que corresponde à sub-bacia 40. Esta sub-bacia representa a área de drenagem do reservatório de Três Marias e parte da área de drenagem do Alto São Francisco.

O clima predominante na região é o Tropical Úmido e Temperado de Altitude, com insolação média anual de 2400h e evaporação média anual de 1000mm (ANA (2004)). Com relação às precipitações, os totais pluviométricos anuais variam, de forma geral, entre 1700mm nas cabeceiras da bacia a 1000mm na confluência do rio São Francisco com rio das Velhas (ANA, 2004).

A usina hidrelétrica de Três Marias é de propriedade da CEMIG (Companhia Energética de Minas Gerais), tem uma potência instalada de 396 MW, área de drenagem de 50.732 km² e vazão média de longo termo (MLT) de 689 m³/s.

REDES NEURAIS

As variantes de uma rede neural são muitas (ex: n° de neurônios na camada de entrada, escondida e de saída, função de transferência), e combinando-as, pode-se mudar a arquitetura conforme a necessidade da aplicação. Com relação ao número de neurônios nas camadas escondidas, este é geralmente definido empiricamente, sendo que os melhores resultados são obtidos através de um processo de tentativa e erro (Lima et al., 2005).

A topologia define a maneira com que os vários neurônios constituintes de uma rede neural são interconectados.

Redes MLP com retropropagação

Em uma rede neural MLP os neurônios são arranjados em camadas. A estrutura deste modelo é composta por uma ou mais camadas de neurônios entre a camada de entrada e a camada de saída.

O algoritmo amplamente conhecido na literatura como retropropagativo ("*backpropagation*") define uma maneira sistemática de atualização dos pesos das camadas, a partir da idéia que os erros dos neurônios da camada escondida são determinados pela propagação reversa dos erros dos neurônios da camada de saída (Faraco et al., 1998).

Algoritmo de Levenberg-Marquardt (LM)

Um dos métodos mais rápidos para o treinamento de redes neurais feedforward de tamanho moderado (até algumas centenas de pesos sinápticos) é o método de Levenberg-Marquardt, que é uma variação do retropropagativo de modo a obter maior velocidade de convergência (Pacheco et al, 2005).

Enquanto o retropropagativo padrão utiliza a descida de gradiente como método de aproximação do mínimo da função erro, o algoritmo de Levenberg-Marquardt (LM) utiliza uma aproximação pelo método de Newton (Hagan e Menhaj, 1994).

Redes NSRBN (Adaptado de Valença, 2005)

As redes neurais construtivas, ao contrário das redes de topologia fixa, constroem sua própria estrutura, incluindo unidades e/ou camadas intermediárias, conforme a demanda do processo de treinamento. Dentre estas, uma que tem sido aplicada na área de recursos hídricos são as redes neurais compostas com blocos de regressões sigmóides

não-lineares (NSRBN), proposta por Valença (1999).

Dentre as características principais das redes NSRBN duas merecem destaque: uma estrutura compacta, por possuir apenas uma camada escondida, e um algoritmo construtivo baseado em um método de aprendizado construtivo que é responsável pela definição de sua complexidade ótima.

A proposta do modelo NSRBN é de construir uma rede por blocos de polinômios homogêneos, utilizando uma função de ativação adequada (ex: tangente hiperbólica), para os neurônios escondidos. Quanto aos neurônios de saída, estes têm uma ativação mais complexa, uma vez que realizam uma regressão logística não-linear com relação à saída dos neurônios escondidos.

ANÁLISE DOS DADOS

Neste trabalho foram usadas informações de estações pluviométricas, fluviométricas e de vazão natural do reservatório de Três Marias, do período de janeiro/1987 a dezembro/2004. Todos os dados pluviométricos e fluviométricos utilizados foram da base de dados da CEMIG, com complementação de dados da ANEEL e da ANA. A vazão natural do reservatório de Três Marias corresponde à existente na base de dados do ONS (Operador Nacional do Sistema Elétrico).

Informações pluviométricas

Na seleção dos postos pluviométricos buscou-se aqueles que estão atualmente em operação e com histórico sem muitas falhas, tendo sido selecionados inicialmente 18 de um total de 40 disponíveis.

As informações foram submetidas a um preenchimento de falhas, quando necessário, pelo método da ponderação regional, e a uma análise de consistência, pelo método do vetor regional.

Observou-se que, com exceção do posto de Arcos, todos os postos têm correlação com os demais postos acima de 0,50, o que foi considerado suficiente neste trabalho.

A análise de consistência dos dados mensais de precipitação, através do vetor regional e de gráficos dupla-massa, mostrou uma boa consistência dessas informações. Contudo, os postos de Ponte dos Vilelas e Arcos apresentaram uma mudança de declividade no gráfico dupla-massa, causada pelo preenchimento de falhas das informações. Vale realçar, como comentado no parágrafo anterior,

que o posto de Arcos não teve uma boa correlação com os demais postos pluviométricos da bacia.

Análise geoestatística

Objetivando verificar a variabilidade espacial da precipitação nos postos selecionados foi feita uma análise geoestatística. Essa análise contemplou informações médias mensais agrupadas das seguintes formas: período úmido (novembro a abril), período seco (maio a outubro), total anual e total mensal.

Foram ajustados os parâmetros do variograma teórico a partir de um variograma experimental, considerado neste estudo isotrópico, para os modelos Esférico, Exponencial e Gaussiano, e na interpolação usou-se a Krigagem Ordinária.

Maiores informações sobre a metodologia podem ser obtidos em Holawea & Dutterb (1999) e Vieira (2000).

Foram analisados mapas com as isolinhas da precipitação total anual e do erro de interpolação, para o semivariograma esférico, que foi o melhor ajustado para este caso.

Observou-se que o valor do alcance é aproximadamente o mesmo para todos os variogramas ajustados e que a configuração dos mapas de isolinhas também se assemelha para todas as situações. Por outro lado, a ordem de grandeza dos valores é alterada, ou seja, a estrutura de correlação é semelhante em todos os casos.

Segundo classificação proposta por Cambardella et al. (1994), os semivariogramas da precipitação total anual, mensal e do período úmido, podem ser classificados como de moderada dependência espacial. Apenas o da precipitação do período seco pode ser classificado como de forte dependência espacial.

Como era de se esperar, para todas as situações estudadas, a análise dos erros obtidos com a interpolação através da Krigagem mostra um incremento do erro nas áreas desprovidas de postos pluviométricos. Então, partiu-se para analisar as estações pluviométricas de responsabilidade da ANA/CPRM (Serviço Geológico do Brasil).

Com a análise da localização dos postos pluviométricos da ANA/CPRM e dos erros obtidos na Krigagem, foram selecionadas as áreas onde poderiam ser colocados postos pluviométricos adicionais, visando reduzir os erros de interpolação obtidos, com uma conseqüente melhora na determinação da chuva média da área. Analisando a disponibilidade de informações, foram selecionados mais 10 postos pluviométricos. A figura 1 ilustra a disposição desses

Nos resultados da FAC para as informações de vazão e de precipitação média espacial da área observou-se que a partir de 0,6 a mesma começa a ficar constante com a variação do lag (representa a defasagem temporal da variável, em dias). Assim, considerando esse valor de 0,6 como limite da FAC, a tabela 1 mostra as defasagens obtidas.

Tabela 1 – defasagens obtidas para FAC máxima de 0,6.

Variável		defasagem
Postos Fluviométricos	Porto das Andorinhas	27
	Porto Indaiá	8
	Porto Mesquita	10
	Porto Pará	11
	Iguatama	26
	Ponte Nova do Paraopeba	10
	Ponte dos Vilelas Jusante	11
Postos Pluviométricos	Chuva Média por Thiessen	7

Observou-se que as séries de vazões naturais apresentam altos valores de correlação para defasagens temporais de até 17 dias, o que mostra que a série não pode ser considerada como uma seqüência aleatória. Nas simulações com redes neurais, a série deve ser analisada em termos de tendência e sazonalidade. Os gráficos de auto-correlação servem também para verificar a existência de sazonalidade na série. Neste caso, o gráfico de auto-correlação aparece na forma de uma senóide. No caso das séries de vazões, observou-se que não há sazonalidade marcante, para o lag analisado. Observou-se que a série de precipitação é menos auto-correlacionada que a série de vazão, mas também não pode ser considerada como uma seqüência aleatória.

Os gráficos da FAC podem ser analisados para verificar se a série pode ser adequadamente modelada por um modelo auto-regressivo linear. Ou seja, a previsão de um registro pode ser realizada como uma combinação linear dos registros anteriores e o gráfico de auto-correlação aparece como uma reta. Este não é o caso para as séries de vazão, indicando que a modelagem adequada para essas séries podem ser não linear.

A plotagem da correlação cruzada de duas variáveis com a defasagem representa como varia a correlação entre duas séries de acordo com a defasagem de uma delas. A defasagem está relacionado

com a representatividade e a área de drenagem do posto fluviométrico. Assim, considerando um limite da correlação cruzada máxima de 0,6, observa-se que o posto de Porto Indaiá, que é o posto fluviométrico mais próximo do reservatório e tem menor área de drenagem, teve a menor defasagem com a vazão natural de Três Marias, que depende de uma vazão de até 8 dias deste posto.

Os postos de Porto Pará e Ponte dos Vilelas Jusante, Porto Mesquita e Ponte Nova do Paraopeba, estão, aos pares, na mesma sub-bacia (como mostrado na figura 2) e tiveram o mesmo defasagem. Ou seja, mesmo estando mais próximo ao reservatório, os postos de Porto Pará e Porto Mesquita não proporcionaram uma maior defasagem com a vazão natural que o posto de Ponte dos Vilelas Jusante e Ponte Nova do Paraopeba.

Observa-se que as defasagens obtidos para os postos de Porto das Andorinhas e de Iguatama, que também estão na mesma sub-bacia, são bem próximos, ficando o primeiro com uma defasagem maior, por estar mais próximo ao reservatório, conseqüentemente, com uma área de drenagem maior. Esses postos estão no curso principal do rio São Francisco e são os que têm maior representatividade e defasagem temporal com a vazão natural de Três Marias.

Observou-se também que a vazão natural de Três Marias tem uma relação temporal com até 7 dias de precipitação média da área.

A matriz de correlação das informações foi calculada usando-se o preenchimento de falhas dos postos fluviométricos através da regressão linear simples e a chuva média, onde se observou uma correlação positiva entre a vazão natural de Três Marias e a vazão do posto fluviométrico de Porto das Andorinhas. Também se observou uma grande correlação negativa entre a vazão natural e a vazão dos postos fluviométricos de Porto Indaiá, Ponte Nova do Paraopeba, Ponte dos Vilelas Jusante e entre a precipitação média da área.

Com os postos da CEMIG e da ANA, foi obtida a matriz de correlação usando-se o preenchimento de falhas através da regressão linear múltipla e a chuva média calculada por Thiessen. Destaca-se a melhor correlação obtida entre a vazão natural ao reservatório de Três Marias e o posto de Iguatama, que tinham uma correlação, com a regressão simples, no intervalo de -0,25 a -0,50 e passaram a ter uma correlação no intervalo de -0,75 a -1,0.

Substituindo-se a chuva diária média espacial calculada por Thiessen pela calculada por Kriging, não se observou diferença na matriz de correlação.

Uma Análise de Componentes Principais - ACP foi feita usando-se o preenchimento de falhas através da regressão linear simples e a chuva média calculada com os postos da CEMIG. A componente CP 1 (96,84%), a CP2 (1,94%) e a CP3 (0,51%) juntas explicam 99,29% da variância total da série (e 0,71% representa o resíduo, ou seja, é explicada por nenhuma das três componentes). A CP1 é composta, principalmente, pela informação da vazão natural de Três Marias, da vazão no posto fluviométrico de Ponte dos Vilelas e Porto Indaiá, e da precipitação média da área. A CP2 é formada pela transformação linear das vazões dos postos fluviométricos de Porto das Andorinhas, Porto Indaiá, Porto Mesquita, Porto Pará, Iguatama e Ponte Paraopeba. Observou-se que a vazão natural é a variável mais importante para explicar os eventos de grande variação, sendo seguida, respectivamente, pela precipitação média da área e pelas informações dos postos fluviométricos de Ponte dos Vilelas, Porto Indaiá e Ponte Nova do Paraopeba.

Também se efetuou uma ACP usando-se o preenchimento de falhas dos postos fluviométricos através da regressão linear múltipla e a chuva média calculada por Thiessen, com os postos da CEMIG e da ANA. A componente CP 1 (97,68%), a CP2 (1,51%) e a CP3 (0,43%) juntas explicam 99,62% da variância total da série (e 0,38% representa o resíduo, ou seja, é explicada por nenhuma das três componentes). Observa-se que a utilização da regressão linear múltipla no preenchimento de falhas e a o cálculo da chuva média também com os postos da ANA explicaram melhor a variância total da série (de 99,29 para 99,62%).

Na ACP efetuada usando-se o preenchimento de falhas dos postos fluviométricos através da regressão linear múltipla e a chuva média calculada por Kriging, com os postos da CEMIG e da ANA, obteve-se a componente CP 1 (97,66%), a CP2 (1,51%) e a CP3 (0,43%) que juntas explicam 99,60% da variância total da série. Observa-se que a utilização da chuva média por Kriging praticamente não alterou a explicabilidade da variância total da série, de 99,62 para 99,60%.

Foram feitas análises da correlação semanal da vazão natural de Três Marias com a precipitação média da área por Thiessen (usando só os postos da CEMIG) e com a calculada por Kriging. Observa-se que o coeficiente de determinação do primeiro caso foi de 0,279 e do segundo 0,323 e, com a chuva média por Thiessen (com os postos da ANA e CEMIG) o coeficiente de determinação foi de 0,327, ou seja, esta última opção apresentou uma melhor correlação com a vazão natural de Três Marias.

ATUAIS ERROS DE PREVISÕES DE VAZÕES AFLUENTES AO RESERVATÓRIO DE TRÊS MARIAS

O PMO é elaborado nas terças-feiras e suas revisões semanais, às quartas-feiras, e compreende sempre informações médias semanais operativas de sábado a sexta. Atualmente essas previsões semanais são obtidas pelo modelo PREVIVAZ (Cepel, 1997).

Para completar a semana operativa (terça ou quarta à sexta) necessita-se de vazões diárias que são solicitadas ao Agente de Geração responsável pelo aproveitamento, no caso do reservatório de Três Marias, a CEMIG, ou obtida através do modelo PREVIVAZH (Carvalho, 2001). Nessas previsões diárias a CEMIG utiliza o modelo IPH III (Mota Júnior, 1982). Nas tabelas 2 e 3 são apresentados os atuais erros de previsão de vazões naturais diárias e semanais do reservatório de Três Marias, onde MAPE representa o erro percentual médio relativo (eq.1).

$$MAPE = \frac{1}{N} \left[\sum_{p=1}^N \frac{|Z_p - Z_o|}{Z_o} \right] * 100 \tag{1}$$

Tabela 2 – Erros das previsões de vazões diárias ao reservatório de Três Marias no PMO.

Ano	MAPE (%)	
	Cemig	PrevivazH
2001	18,1	46,9
2002	21,5	50,1
2003	16,7	27,1
Média:	18,8	41,4

Tabela 3 – Erros das previsões de vazões semanais ao reservatório de Três Marias no PMO – 1ª semana operativa (sábado a sexta).

Ano	MAPE (%)		
	úmido	seco	Média
1999	-	-	34,2
2000	-	-	36,8
2001	-	-	44,7
2002	44,0	40,2	42,1
2003	40,6	22,4	31,5
2004	35,2	10,8	23,0
Média:	40,0	24,5	35,4

SIMULAÇÕES COM AS REDES NEURAIS

Neste trabalho, a previsão de vazões médias diárias ao reservatório de Três Marias, 12 dias à frente, foi feita através de duas metodologias. Na primeira usou-se uma rede MLP. Na segunda, testou-se uma rede NSRBN.

Como dados de entrada para as redes neurais, foram consideradas as informações dos postos pluviométricos (precipitação média da área), fluviométricos (7 postos) e a vazão natural verificada no reservatório de Três Marias, todas variáveis com diversas defasagens temporais (de 1 a 5 dias).

No processo de treinamento das redes neurais foi usado o método da validação cruzada, que utiliza um conjunto de dados independente para determinar o ponto de parada ótimo durante o treinamento, de forma a minimizar especialmente os riscos de superajustamento (Osório e Bittencourt, 2000). Desta forma, o conjunto de dados foi dividido em três sub-conjuntos:

- treinamento: amostra de dados usada para modificar os pesos (de 1987 a 1995). Cumpre salientar que os anos envolvidos no treinamento abrangeram secas e cheias da bacia do rio São Francisco, garantindo a representatividade da amostra;
- validação: padrões usados para evitar principalmente o problema de superajustamento (de 1996 a 1999);
- teste: padrões para testar o desempenho do modelo (de 2000 a 2004).

A seguir são descritas as particularidades de cada metodologia de rede neural utilizada.

Rede MLP

Foi usada uma rede MLP com uma camada de entrada, uma camada intermediária e uma camada de saída, treinadas com algoritmo de aprendizado supervisionado Levenberg-Marquardt (LM). Os pesos iniciais foram gerados aleatoriamente.

Como funções de transferência foram usadas as funções tansigmóide, figura 3, na camada intermediária, linear, figura 4, na camada de saída.

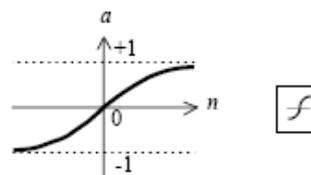


Figura 3 - Função de transferência tan-sigmoide

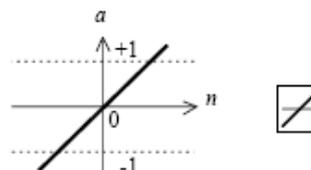


Figura 4 - Função de transferência linear

Os dados de entrada e os de saída foram normalizados, de forma a terem média zero e desvio padrão unitário e, através de uma ACP, foram desconsideradas as informações que contribuíram com menos de 0,1% da variação total dos dados.

O modelo foi configurado para interromper o treinamento quando uma das condições seguintes fosse satisfeita:

- O número máximo de épocas fosse alcançado (100). Uma época corresponde a um ciclo em que todos os dados de entrada são apresentados à rede neural;
- O desempenho fosse minimizado até a meta (zero);
- O gradiente de desempenho ficasse abaixo do gradiente mínimo ($e-10$);
- O parâmetro de ajustamento de Marquardt ($\mu=0,005$) excedesse $\mu_{max}(e-10)$;

Visando obter melhores resultados, foi ajustado uma rede neural para o período úmido (novembro a abril) e outra para o período seco (maio a outubro).

Rede NSRBN

Foram estudadas diversas configurações de redes neurais, alterando-se as variáveis de entrada, os parâmetros do algoritmo (taxa de aprendizagem, semente para geração e momentum) e os critérios de parada (época mínima e época máxima).

Para reduzir a variabilidade das informações e dar a mesma importância a todas, os dados de entrada da vazão natural foram logaritmados.

Como no caso da rede MLP, foi ajustada uma rede para o período úmido da área em estudo (novembro a abril) e outra para o período seco (maio a outubro).

Como a rede NSRBN usada visa minimizar o erro de previsão para a média dos primeiros 7 dias, foram ajustadas duas redes neurais: uma para esses primeiros 7 primeiros dias e outra para os últimos 5 dias, totalizando os 12 dias de previsão, tanto no período úmido como no período seco. A rede ótima foi tomada como a composição das duas redes.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

São mostrados resumidamente alguns resultados encontrados. Maiores detalhes podem ser obtidos em Gomes (2006).

A seguir são mostrados os resultados da melhor rede neural MLP do período úmido, em termos de MAPE dos dados de teste. Nas diversas simulações, foram alteradas as variáveis de entrada e suas defasagens temporais.

- O melhor modelo, em termos de MAPE médio dos 12 dias de previsão, é a simulação que considera apenas informações dos postos fluviométricos, pluviométricos e da vazão natural ocorrida, do dia em que se está fazendo a previsão.
- A precipitação é importante nas simulações.
- A informação da vazão natural pode contribuir ou não para a melhora dos resultados da simulação;
- Na simulação onde foram consideradas apenas as informações de vazão natural do reservatório de Três Marias com um, dois e três dias de defasagem, os resultados da previsão foram de péssima qualidade.

A seguir são mostrados os resultados da melhor rede neural MLP do período seco, em termos de MAPE dos dados de teste.

- O melhor modelo, em termos de MAPE médio dos 12 dias de previsão, é a simulação que considera informações dos postos fluviométricos e da vazão natural ocorrida, para diversas defasagens.

- A informação da vazão natural piorou os resultados da simulação.

Selecionando a melhor rede neural MLP para os períodos úmido e seco e colocando na mesma base de dados do PMO, as tabelas 4 e 5 mostram o desempenho das previsões diárias e semanais, respectivamente.

Tabela 4 – Erros da previsão de vazões diárias com os melhores modelos da Rede MLP.

Ano	MAPE (%)
2000	11,8
2001	17,9
2002	18,6
2003	14,1
2004	22,3
Média:	16,9

Tabela 5 – Erros da previsão de vazões semanais com os melhores modelos da Rede MLP.

Ano	MAPE (%)		
	úmido	seco	Média
2000	22,5	18,7	20,6
2001	45,3	27,0	36,1
2002	39,9	29,4	34,6
2003	34,2	19,5	26,9
2004	41,4	12,5	27,0
Média:	36,7	21,4	29,0

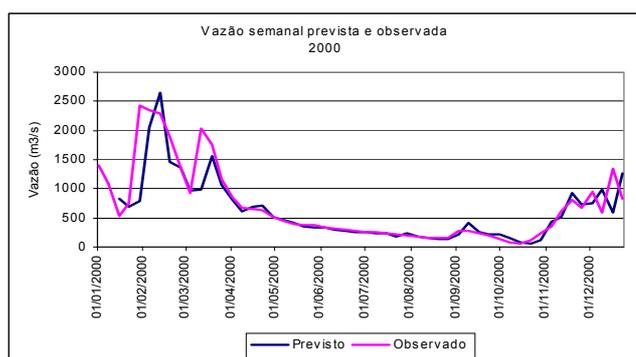


Figura 5 – Vazão prevista e verificada – rede MLP.

A Figura 5 mostra um exemplo dos resultados obtidos com a rede MLP, para o ano de 2000.

Já nas simulações com a rede NSRBN, observou-se que a alteração das variáveis básicas de entrada (alfa, semente, beta, épocas mínima e época máxima) não produziu alteração significativa, o que facilitou a simulação com esse modelo, visto que não são necessárias diversas simulações para ajuste desses parâmetros.

Também se observou que a calibração de uma rede neural para os 7 primeiros dias de previsão, leva a resultados superiores aos obtidos com a calibração de 12 dias, visto que para os primeiros 7 dias a rede NSRBN utilizada não otimiza o EMQ e sim a distância entre os centros de gravidade do hidrograma previsto e observado.

Os resultados das simulações do período úmido com a rede NSRBN para os 7 primeiros dias e para os 12 dias de previsão mostram:

- A informação da vazão natural piorou os resultados da simulação.
- A precipitação é importante nas simulações.
- A ACP ajuda na seleção das variáveis.
- A análise de correlação cruzada ajuda na seleção das variáveis.
- Considerando como critério de seleção o erro mínimo do conjunto de validação, a melhor simulação para os 7 primeiros dias foi a simulação que considera apenas informações fluviométricas, pluviométricas e de vazão natural do dia em que está fazendo a previsão, e, para os últimos 5 dias de previsão, a que, em relação a melhor rede para a previsão dos primeiros 7 dias, adiciona-se apenas mais 2 dias de precipitação.

Considerando os dados de validação e juntando as duas melhores redes NSRBN do período úmido, com um MAPE de 20,2% para os 7 primeiros dias e 36,5% para os 5 últimos dias de previsão, obteve-se um MAPE de **27,0%** para os 12 dias de previsão.

Os resultados das simulações do período seco com a rede NSRBN para os 7 primeiros dias e para os 12 dias de previsão mostram:

- A informação da vazão natural melhorou os resultados da simulação..
- A análise de Componentes Principais – ACP ajuda na seleção das variáveis.

- A análise de correlação cruzada ajuda na seleção das variáveis.
- Considerando como critério de seleção o erro mínimo do conjunto de validação, a melhor simulação para os 7 primeiros dias e para os 5 últimos dias foi a que considera informações fluviométricas com 3 dias de antecedência e do dia que se está fazendo a previsão dos postos fluviométricos de Porto das Andorinhas, Porto Indaiá, Porto Mesquita e Porto Pará, da chuva média e de vazão natural com 3, 2 e 1 dia de antecedência.

Considerando os dados de validação e juntando as duas melhores redes NSRBN do período seco, com um MAPE de 13,0% para os 7 primeiros dias e 25,4% para os 5 últimos dias de previsão, obteve-se um MAPE de **18,2%** para os 12 dias de previsão.

Selecionando o melhor modelo para os períodos úmido e seco e colocando na mesma base de dados do PMO, as tabelas 6 e 7 mostram o desempenho das previsões diárias e semanais, respectivamente.

Tabela 6 – Previsão de vazões diárias com os melhores modelos da Rede NSRBN.

Ano	MAPE (%)
2000	12,9
2001	17,1
2002	20,8
2003	12,7
2004	21,8
Média:	17,1

Tabela 7 – Previsão de vazões semanais com os melhores modelos da Rede NSRBN.

Ano	MAPE (%)		
	úmido	seco	Média
2000	24,4	18,9	21,6
2001	46,4	18,6	32,5
2002	43,6	28,9	36,3
2003	32,7	15,8	24,2
2004	34,6	12,3	23,5
Média:	36,3	18,9	27,6

A Figura 6 mostra um exemplo dos resultados obtidos com a rede NSRBN, para o ano de 2000.

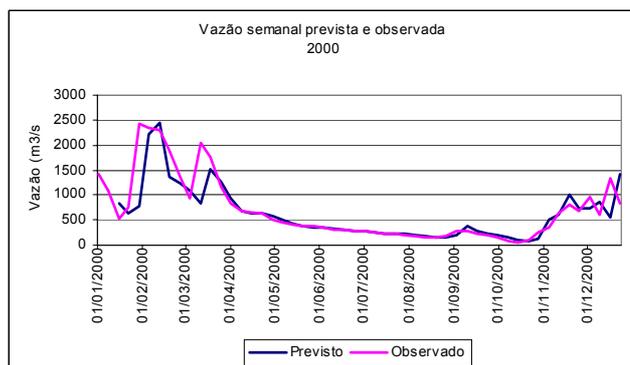


Figura 6 – Vazão prevista e verificada – rede NSRBN

Considerando os dados de validação das redes MLP, obteve-se um MAPE de **28,2%** no período úmido e **15,9%** no seco, para os 12 dias de previsão. Também considerando os dados de validação das redes NSRBN, obteve-se um MAPE de **27,0%** no período úmido e de **18,2%** no seco.

Colocando na mesma base dos dias do PMO, obteve-se um MAPE da previsão diária média dos anos de 2001 a 2003 de 16,9% para a rede MLP, de 16,9% para a rede NSRBN, enquanto a atual previsão do PREVIVAZH é de 41,4% e da CEMIG 18,8%. Já para as vazões semanais, considerando a média dos anos de 2000 a 2004, obteve-se um erro de previsão de 29,0% para a rede MLP, de 27,6% para a rede NSRBN, enquanto a atual previsão do PREVIVAZ é de 35,2%.

CONCLUSÕES

- A Função de Auto-Correlação mostrou que, para as defasagens temporais (lags) analisadas, não há efeito de sazonalidade nas séries de vazões. A informação da precipitação média espacial da bacia também não apresentou efeito de sazonalidade, mas se mostrou bem menos auto-correlacionada que as séries de vazões.
- A inclusão de postos pluviométricos nas áreas com grande erro de interpolação, apontadas no estudo geoestatístico, mostrou um deslocamento da área de precipitação máxima da bacia.

- A chuva média diária calculada com a metodologia de Kriging mostrou-se bem semelhante à calculada com o polígono de Thiessen, o que mostra que para uma rede densa de pluviômetros, o método de Thiessen gera bons valores.
- Os resultados das redes MLP e NSRBN foram bem próximos, tendo a segunda um desempenho melhor para as previsões semanais e um pouco pior para as previsões diárias.
- A melhor simulação para a rede NSRBN do período seco foi formada pelos postos selecionados através da análise de correlação cruzada, reforçando a importância da análise dos dados na definição dos variáveis de entrada da rede neural.
- Tanto nas simulações com a rede MLP quanto com a rede NSRBN, ficou clara que a adição de vazões naturais do reservatório de Três Marias de dias passados piora o desempenho das previsões para os 12 dias considerados. Também se observou a importância das informações de precipitação, principalmente nas simulações do período úmido.
- A metodologia de redes neurais possibilita a obtenção de uma previsão de vazões superiores às obtidas com os modelos estatísticos, tanto a nível diário quanto semanal.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio prestado pelo Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS) e pela Companhia Energética de Minas Gerais (Cemig).

REFERÊNCIAS

- ANA, 2004. Plano de Recursos Hídricos da Bacia do São Francisco. Resumo Executivo.
- CEPEL, 1997. Modelo de Previsão de Vazões Semanais Aplicado ao Sistema Hidroelétrico Brasileiro – PREVIVAZ, Relatório Técnico DPP/PEL 125/97, Rio de Janeiro, Brasil.
- CAMBARDELLA, C. A., Moorman T. B., Novak J. M., Parkin T. B., Karlen, D. L., Turco, R. F., Kornopka, A. E. 1994. Fieldscale variability of soils properties in Central lo-

- wa Soils. In: Soil Science Society of America Journal, v. 58, p. 1501-1511.
- CARVALHO, A. R. L. de. 2001. Previsão de Afluências Diárias para Horizontes de 1 a 7 dias Através de uma Abordagem Estocástica – Modelo PREVIVAZH. Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Departamento de Engenharia Civil. Dissertação de Mestrado.
- FARACO, R. A. L.; Costa JR., P. P. da; Cruz, F. R. B. da, 1998. Minimização do erro no algoritmo back-propagation aplicado ao problema de manutenção de motores. Pesquisa Operacional, vol. 18, nº1.
- GOMES, L. F. C., 2006. Previsão de Vazões Naturais Diárias ao Reservatório de Três Marias usando a técnica de redes neurais. Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, Departamento de Engenharia Civil. Dissertação de Mestrado.
- HAGAN, M. T.; Menhaj, M. B. 1994. Training feedforward networks with the Marquardt algorithm. IEEE Transactions on Neural Networks, 5 (6): 989-993.
- HOLAWEA, F; DUTTERB, R. 1999. Geostatistical study of precipitation series in Austria: time and space. In: Journal of Hydrology 219.
- LIMA, H. V. C.; Lima, L. C. T. M.; Lima, C. H. R. 2005. Modelagens hidrológica conceitual e por redes neurais artificiais aplicadas ao processo chuva-vazão: uma análise comparativa. In: Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. João Pessoa – PB.
- MOTA JÚNIOR, J. C. 1982. Simulação Hidrológica de uma bacia urbana: Arroio Dilúvio. Porto Alegre: UFRGS – Curso de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento. 177f. Dissertação de Mestrado.
- OSÓRIO, F.; Bittencourt, J.R., 2000. Sistemas Inteligentes baseados em RNAs aplicados ao Processamento de Imagens, I Workshop de Int. Artificial, UNISC.
- PACHECO, M. A. C.; VELLASCO, M. M; SOUZA, R. C.; 2005. Modelo de Previsão de Vazões com Incorporação de Informações de Precipitação. Relatório 4 do Projeto PreVIP entre ONS e PUC-Rio.
- VALENÇA, M. J. S. 1999. Análise e projeto de redes neurais com abordagem construtiva para modelagem de sistemas complexos. Tese de Doutorado em ciência da computação. Departamento de Informática – UFPE.
- VALENÇA, M. J. S. 2005. Aplicando redes neurais: um guia completo. Editora Livro rápido. Olinda, PE: Ed. Do Autor, 284p.
- VIEIRA, F.R. 2000. Tópicos em ciência do solo. Campinas, São Paulo – SP. Vol.1. Págs 1 a 43.

Runoff Forecasting Model Based on The Neural Networks Technique For The São Francisco River Basin

ABSTRACT

One of the main issues in hydropower plant operation planning is the runoff forecast. Different types of models can be used to perform this forecast. Examples can be cited, such as physical models, statistical models and models based on the neural network technique. The use of the latter technique has lately been intensified, because models based on this technique are easily applied and yield satisfactory results. The previous analysis of the information that will be used in the calibration and use of the neural network may have significant positive effects on its performance. This work was to show analyses of rainfall and runoff data of Três Marias reservoir, in the São Francisco River, and the calibration of a model based on the neural network technique to forecast of natural inflows. The paper presents general results of the rainfall data analyses, including estimation of missing values, consistency analyses and Geostatistics as a tool for selecting rainfall stations and estimating the average precipitation of the area. The results showed that the model calibrated using the neural network technique performed better than model PREVIVZ,, and among the neural network types analyzed, NSRBN performed slightly better than MLP.

Keywords: neural network, runoff forecast, Três Marias reservoir.

Gestão Adaptativa e Sustentável para a Restauração de Rios: Parte I Enfoques Teóricos sobre Capacitação Social

Maria Camerina Maroja Limeira, Tarciso Cabral da Silva

Universidade Federal da Paraíba

marojalimeira@yahoo.com.br, tarcisocabral@yahoo.com.br

Gesinaldo Ataíde Cândido

Universidade Federal de Campina Grande

gacandido@uol.com.br

Recebido: 19/03/08 - revisado: 08/02/09 - aceito: 08/12/09

RESUMO

Os princípios de descentralização, integração e participação, indispensáveis à eficácia do processo de gestão dos recursos hídricos, tornam-se difíceis de serem exercidos plenamente devido à clara situação predominante relativa à falta de investimentos em capacitação social. Entende-se capacitação social como a capacidade de indivíduos, grupos e instituições produzirem resultados desejáveis. Como um processo de construção de um sistema, no qual se alcançam as capacidades técnica, gerencial e financeira, a capacitação social é vista como uma estratégia que pode ser desenvolvida através de uma gestão aberta e adaptativa. Essa estratégia gerencial é revisada e analisada neste trabalho sob a perspectiva de possibilitar maior credibilidade e confiança aos gestores de projetos na área ambiental, especialmente em projetos de restauração de rios. É ressaltado o papel do Estado na tentativa de se obter a convergência de conceitos e a coerência de ações como uma etapa preliminar fundamental na busca pela eficiência da gestão de projetos de restauração de cursos d'água.

Palavras-chave: restauração de rios, capacitação social, gestão estratégica.

INTRODUÇÃO

Face à necessidade de acompanhar as grandes questões mundiais relativas a fortalecer a economia de cada país baseada nos princípios de desenvolvimento sustentável, o Brasil se propõe a procurar assegurar sua prosperidade econômica, como também a qualidade de vida dos seus cidadãos no presente e no futuro. Dessa forma, em longo prazo, os governos, a indústria, a agricultura, o comércio e os serviços produzidos no país deverão, em conjunto, absorver responsabilidades compartilhadas e produzir resultados comuns.

Nesse contexto, uma das prioridades da política nacional do meio ambiente, em consonância com as demais políticas de recursos naturais, como a de recursos hídricos, florestais e agrícolas, é manter nosso patrimônio natural, orientar e promover programas de proteção e de recuperação ambiental (Brasil, 1998).

A conservação, proteção e recuperação ambiental, que contribuem para o bem-estar humano e para uma economia mais promissora, exigem ações

efetivas de planejamento e de gestão dos recursos naturais envolvidos em cada região do país. No entanto, tudo indica que falta, em muitos programas já iniciados em diferentes locais do Brasil e nos futuros programas, enfrentar alguns desafios de tornar as ações e os resultados mais transparentes, apresentar melhor os meios financeiros e os limites da capacitação dos parceiros e elaborar uma sólida abordagem de desenvolvimento sócio-ambiental.

Um desafio chave na gestão de recursos naturais em geral consiste em continuar a construir e reforçar a abordagem de abrangência nacional, de programas para permanecerem receptivos às prioridades comunitárias em diferentes regiões geográficas e sócio-culturais. Não menos importante é encorajar uma ampla representação dos membros de organizações governamentais e de organizações não governamentais, dos meios científicos, dos estabelecimentos de ensino superior, de associações e mesmo a inserção de indivíduos, criando-se assim ocasiões indispensáveis para a troca de idéias, exposição de pontos de vista, propostas e conclusões.

Entretanto, é necessário transformar o modelo de funcionamento das ações ambientais no

país, procurando fortalecer sua capacidade de gestão e aperfeiçoar a responsabilidade e a informação em relação às tomadas de decisões, considerando a complexidade crescente e a urgência de problemas ambientais, o compartilhar da governança e a transparência exigida cada vez mais pela população. Este fortalecimento ajudaria às instituições governamentais de gestão ambiental a oferecer melhores serviços à população, melhores e inovadoras adaptações, manter um diálogo mais rico com a população e aperfeiçoar os resultados, visando a melhoria do meio ambiente.

Nesse sentido, os princípios de gestão integrada e participativa presentes nas políticas públicas do país, em especial a de Recursos Hídricos, devem orientar a cultura, as estruturas, os processos e a capacitação de gestão de organizações a fim de permitir alcançar os resultados em longo prazo.

No Brasil, algumas iniciativas do governo federal, de determinados estados e de comitês de bacias, além de projetos de restauração de rios financiados por instituições privadas de grande porte, têm demonstrado a necessidade de engajar a população local nas ações de planejamento e de execução. Contudo, nessas iniciativas não tem sido destacada a capacitação social como uma estratégia clara e sistemática para alcançar resultados positivos nas ações coletivas de suas localidades.

Este trabalho de pesquisa, relatado sucintamente neste artigo, é parte do marco teórico sintetizado por Limeira (2008). Foi concebido no sentido de se elucidar os conceitos teóricos sobre restauração de rios e os seus aspectos relativos à capacitação social aplicada.

Teve como objetivo principal identificar os obstáculos e oportunidades para a gestão de restauração de rios, em que se adote a capacitação social de comunidades ribeirinhas, de modo a viabilizar, nesses locais, programas de instituições públicas ou privadas em longo prazo. Pretende-se preencher algumas lacunas do conhecimento sobre a gestão de restauração de rios, tendo a capacitação social como a estratégia indispensável para se alcançar uma gestão democrática e sustentável.

METODOLOGIA

Esse estudo se constitui numa problematização de conceitos usualmente empregados para a construção do conhecimento e numa teorização sobre a gestão de restauração de rios. Existe, de fato, uma lacuna sobre o tema restauração de rios na

bibliografia brasileira inclusive sobre definições básicas, como reconhecido por Machado (2008).

Conforme adverte Bordieu (*apud* Minayo, 2000), “a teoria da prática que aparece como condição de uma ciência rigorosa das práticas, não é menos teórica”; acrescenta ainda que o privilégio presente em toda atividade teórica supõe um corte epistemológico e um corte social e ambos governam sutilmente a realidade.

Nesse sentido, foram colocados em questão os pressupostos inerentes ao objeto do estudo, isto é, a capacitação para gestão de restauração de rios, buscando-se os seus conceitos em função de sua relação com a realidade, incluindo-se as suas relevâncias.

Esse trabalho situa um quadro de preocupações essencialmente teórico. Do ponto de vista prático, o objeto de pesquisa se vincula às indagações provenientes de múltiplos interesses (de ordem lógica e sociológica). A clareza e a precisão dos primeiros passos na construção teórica decorrem de uma relação dialética entre o esforço de estabelecer marcos conceituais, os mais amplos e abrangentes possíveis, e, ao mesmo tempo, articulá-los com a prática. Para o esclarecimento da posição adotada nessa pesquisa, caracterizada como exercício de crítica teórica e prática, aplicou-se o método hermenêutico (Weller, 2007). Ou seja, na pesquisa bibliográfica realizada, foram destacadas as categorias centrais, os conceitos e as noções usadas pelos diferentes autores. Além disso, destacam-se os pressupostos teóricos e as razões práticas que subjazem aos trabalhos consultados.

CONCEITOS E FUNDAMENTOS PARA CONSTRUIR A ESTRATÉGIA

Conceitos relativos à restauração de rios e a indicadores de cobertura vegetal na gestão de recursos hídricos

Para especificar aqui o assunto de restauração de rios, é importante que sejam conhecidos vários conceitos, que são geralmente utilizados em diferentes países para designar um tratamento de combate a esta específica degradação, relacionados a seguir:

Revitalização. Compreende o processo de recuperação, de conservação e de preservação ambiental, por meio da implementação de ações integradas e permanentes, que promovam o uso sustentável dos

recursos naturais, a melhoria das condições socio-ambientais, o aumento da quantidade e a melhoria da qualidade da água para usos múltiplos (MMA/FNMA 2005);

Restauração. Refere-se a ações que envolvem o objetivo de retornar o rio à sua condição original (LWRRDC, 2000); É um complexo esforço, que começa pelo reconhecimento das alterações naturais ou induzidas pelo homem e são danosas à estrutura e às funções do ecossistema ou impede sua recuperação para uma condição sustentável (Pacific Rivers Council, 1996 *apud* FISRWG, 2001);

Restauração ecológica. É o processo de ajudar a recuperação e a gestão da integridade ecológica, que envolve uma vasta biodiversidade, processos ecológicos, estruturas, contextos regionais e históricos, e práticas culturais sustentáveis (Society for Ecological Restoration – SER *apud* FISRWG, 2001);

Renaturalização. É a recuperação de rios e córregos de modo a regenerar o mais próximo possível à biota natural, através de manejo regular. É também preservar as áreas naturais de inundação e impedir quaisquer usos que inviabilizem tal função (Binder, 1998).

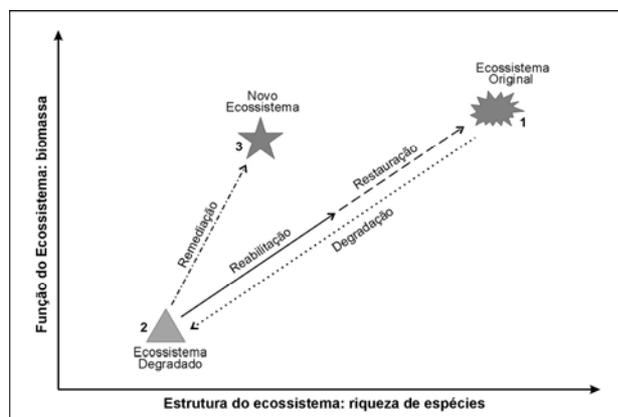


Figura 1 - Diferenças entre os conceitos de restauração, reabilitação e remediação (Adaptada de LWRRDC, 2000)

Outros conceitos como reabilitação e remediação são às vezes utilizados, mas devem ser compreendidos como ações com finalidades diferentes, conforme apresentado na figura 1, onde o eixo X significa a Estrutura do ecossistema associada à riqueza de espécies e o eixo Y a Função de produção de biomassas do ecossistema.

Reabilitação. Refere-se à manutenção apenas de alguns aspectos do rio, mas geralmente torna a sua situação mais próxima da condição natural (LWR-RDC, 2000);

Remediação. Reconhece-se que as condições do rio foram tão alteradas que a condição original não seria tão relevante e almejaría uma condição inteiramente nova (LWRRDC, 2000).

Esses conceitos obviamente sofrem influências provenientes de abordagens de diferentes áreas do conhecimento, como biologia, agronomia, antropologia, economia, entre outras. Ademais, permeiam também influências das experiências estrangeiras com linguagens e culturas diferentes. Seria necessário, então, associar o termo mais adequado às características do trabalho a ser desenvolvido.

O conceito de restauração acima é o utilizado neste trabalho, por se identificar melhor com a idéia de um esforço coletivo direcionado à recuperação de uma condição sustentável. Vale observar que o conceito semelhante mais conhecido no Brasil atualmente ou o oficialmente utilizado pelo Ministério do Meio Ambiente, é o de revitalização (MMA/FNMA 2005).

Além da diversidade de conceitos relativos à restauração de rios, os indicadores necessários à informação para tomada de decisão são escassos e diversificados. Para a visualização de indicadores importantes na gestão ambiental ligados à restauração de rios, pode-se citar os que foram apresentados na pesquisa realizada por Magalhães Júnior *et al.* (2003). Esses indicadores obtiveram os maiores índices de aprovação para uso no processo de gestão das águas nesta pesquisa. Contudo, como ressaltam os autores, “a gestão da água tem uma forte conotação política e os interesses envolvidos nos processos decisórios determinam a escolha e a utilização de indicadores”. Acrescentam que, atualmente, vê-se de fato que a relevância de indicadores não tem garantido a sua efetiva operacionalização e nem a sua aplicação em avaliações ambientais de forma unânime em todas as partes do Brasil.

Salientam que o indicador original no painel proposto por Magalhães Júnior *et al.* (2003), em relação à cobertura vegetal, foi o Índice de cobertura vegetal; complementarmente, foram sugeridos outros índices: Índice de perda de cobertura vegetal; Densidade espacial de fragmentos vegetais; Índice de comprimento de rios com matas ciliares em conformidade legal.

Existe uma compreensão em avaliar criteriosamente dados como os índices, pois segundo avali-

ação do EPA (1999), não é suficiente a análise de dados ou de índices sobre o curto prazo. A capacitação social é um processo incremental, um processo em longo prazo. Seria importante, então, combinar o uso de índices com outros dados qualitativos para contextualizá-los no tempo e no espaço.

Capacitação social para restauração de rios

O conceito de capacitação social considerado pelo governo da Austrália (LWA, 2003) na sua política específica de restauração de rios é baseado na capacidade de indivíduos, de grupos e de instituições em entender e lidar com elementos restritivos e facilitadores, dimensões e questões que dirigem o processo de acumulação de capital, seja social, humano, natural, físico ou financeiro, o que deverá levar (sob todas as formas) à produção de resultados desejáveis.

Esse conceito de capacitação social, para se tornar mais claro, envolve a compreensão de que absorve as definições de “capacitação”, de “capital” e de “capacitação para construir”, segundo o quadro teórico utilizado pelo Land & Water Australia (LWA, 2003). Para o LWA, a literatura sobre capacitação social cita frequentemente cinco tipos de capital: natural, social, humano, físico e financeiro. No entanto, para projetos de restauração de rios, o LWA utilizou mais diretamente as duas formas de capital: capital social (nível comunitário) e capital humano (nível individual).

A capacitação para construir relaciona-se a alguma forma de intervenção interna ou externa dirigida ao objetivo de habilitar indivíduos ou comunidades a agir para alcançar a sustentabilidade.

Esta perspectiva de análise enfoca a capacitação na qual cientistas, governos, empresários, associações e organizações não governamentais reclamam para conhecer “o que precisa ser realizado” e são interessados em apoiar comunidades, em particular os proprietários de terra, a alcançarem seus objetivos.

Dessa forma, como um processo de desenvolvimento, a capacitação social é um processo de construção de um sistema no qual se alcançam as capacidades técnica, gerencial e financeira para assegurar consistência com a política nacional e com outros instrumentos expressos no aparato legal estabelecido.

Os três elementos básicos da capacitação, as áreas técnica, gerencial e a financeira sustentam a estrutura tridimensional do sistema. Cada elemento isoladamente é necessário, mas não é o suficiente para exercer sua função, sendo um intrinsecamente

relacionado com os outros. O monitoramento, a avaliação e o planejamento estratégico podem direcionar todos os três elementos da capacitação. Cada um desses elementos pode ser definido de acordo com os resultados esperados. As definições deles são apresentadas no módulo de treinamento *Developing Water System Managerial Capacity* (EPA, 2002) descritas resumidamente a seguir:

A capacitação técnica é definida como as habilidades física e operacional que um sistema requer, incluindo a adequação de infra-estrutura física, conhecimentos técnicos e pessoal capacitado. A adequação técnica deve ter um claro compromisso com os padrões e com outros indicadores de performance;

A capacitação financeira é definida como a habilidade do sistema em adquirir e em gerenciar recursos financeiros suficientes que permitam ao sistema alcançar e manter compromisso com os padrões e requisitos legais;

A capacitação gerencial é definida como a habilidade do sistema em tornar-se capaz de conduzir seus relacionamentos para alcançar e manter compromisso com as exigências legais, incluindo as capacidades administrativas e institucionais.

A figura 2 a seguir mostra a importância que o planejamento tem como um instrumento gerencial para inter-relacionar os três elementos essenciais da capacitação.

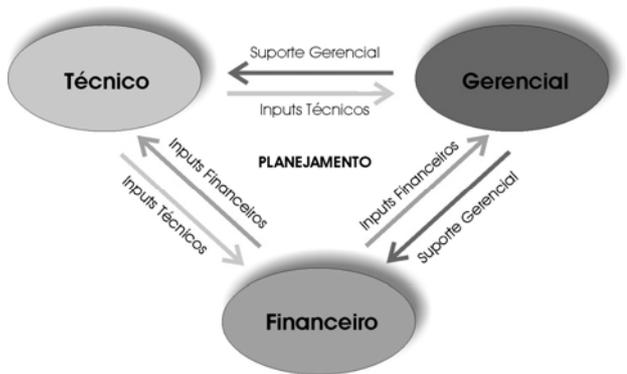


Figura 2 - O planejamento ajuda a manter unidos os três elementos da capacitação

Para muitos, a aplicação indiscriminada do termo capacitação social referindo-se a diversos problemas é uma fonte de preocupação. Para um melhor esclarecimento e baseando-se em alguns estudos de caso realizados pelo *European Centre for Development Policy Management – ECDPM* (2000) ressalta-se que um consenso está emergindo com base em definições abrangentes e holísticas. E apesar de

correr o risco de somar a excessivas definições já em circulação, para o *ECDPM*, capacitação pode ser definida como uma demanda ou uma condição para desempenhar funções particulares ou realizar objetivos de uma maneira eficiente e sustentável. Para um indivíduo, isso pode significar uma tarefa particular. Para uma nação, pode significar uma gestão eficaz de uma economia liberal, ou participação em cooperação internacional.

A credibilidade e a boa governança

Na visão do economista francês Michel Camdessus, sobre temas relacionados ao uso da água no mundo, os problemas de financiamento para questões de recursos hídricos são em geral políticos e exigem uma melhor governança. Ele afirma que no Brasil e na América Latina não existe escassez de água (Camdessus, 2006).

Para soluções de problemas de financiamento de distribuição da água, por exemplo, Camdessus menciona um conceito central, cujo princípio é de financiamento descentralizado e de boa governança. Além deste, cita ainda mais dois conceitos: o primeiro, o de financiamento conjunto (público e privado) para os mais pobres, de modo que não sejam concedidos empréstimos ou garantias, mas a aceitação da condição de dar dinheiro sem pedir nada em troca. O segundo conceito consiste em fornecer assistência técnica adequada, educação administrativa apropriada aos responsáveis por localidades menores para que estes possam melhor gerenciar as instalações locais. Nota-se que esses conceitos emitidos por Camdessus vão ao encontro dos elementos principais do conceito de capacitação social anteriormente apresentado.

Deixa claro “que havendo implementação de métodos adequados para recuperação sustentável de custos aliada a uma boa governança, a água não vai se esgotar”.

Afirma ainda Camdessus: “Em relação ao fato de o Brasil ter uma cultura administrativa vulnerável a práticas de corrupção, sugere-se introduzir mais transparência na administração local, visto que este fator é muito importante na gestão da água para que se criem condições favoráveis ao treinamento e ao ambiente propício ao investimento”.

Por outro lado, é evidente que é grande a descrença no poder público no Brasil, em todas as esferas de governo. Segundo o sociólogo Juarez de Paula (2005), a maior parte dos programas e projetos nos últimos dez anos, que tem exigido algum tipo de participação popular, só existe para cumprir uma exigência na obtenção do repasse de recursos.

No entanto, ressalta que a capacidade de realização e a gestão compartilhada precisam ser conquistas da sociedade, e que a participação e o controle social são imprescindíveis para a eficácia na gestão do que é do interesse público.

A imagem da marca e a reputação, representando a credibilidade, são consideradas como componentes dos ativos intangíveis das empresas, e por que não dizer de todos os indivíduos, grupos ou organizações. Essa visão de valorizar bens intangíveis é assinalada por Cunha e Junqueira (2004), como o gerenciar da reputação, a resposta ao crescente poder de organização da sociedade civil, que não apenas gere novas pressões sobre as empresas, mas, sobretudo no setor público, para que haja mais abertura e transparência nas relações com a sociedade, com atitudes que valorizem a ética.

Enormes dificuldades estão sendo encontradas em experiências de desenvolvimento local em várias regiões do país, quando se trata da construção de uma nova esfera pública e da criação de parcerias. Este é um dos desafios apresentados por Zapata e Parente (2005). Essas autoras destacam a importância da capacitação institucional para a gestão participativa, seja em instituições públicas, privadas ou não governamentais.

Zapata e Parente (2005) sugerem que o melhor caminho para enfrentar dificuldades é procurar um processo de articulação crescente, a partir do reconhecimento dessas dificuldades e do envolvimento e da exposição das instituições à comunidade envolvida.

A articulação institucional é entendida como um processo, na medida em que se buscam consensos, administram conflitos e firmam parcerias de apoio a ações locais, criando uma ambiência favorável ao desenvolvimento no interior das organizações e para a construção de novas institucionalidades. Esclarecem as autoras que a parceria deve ser tratada como um relacionamento, não como um negócio.

CAPACITAÇÃO SOCIAL COMO ESTRATÉGIA GERENCIAL PARA RESTAURAÇÃO DE RIOS

Os grandes desafios do desenvolvimento sustentável para promover a restauração de rios em várias partes do mundo e particularmente no Brasil estão ligados à aquisição de novos conhecimentos, à elaboração de indicadores para tomada de decisão e

ao estabelecimento de parcerias, principalmente com vários níveis de governo.

A necessidade de uma gestão compartilhada cuidadosa das áreas ribeirinhas e de ordenar os hábitos de utilização das terras sobre esse ecossistema pode ser ressaltada pelas seguintes razões: diminuir a erosão, melhorar a qualidade da água, manter os ecossistemas saudáveis, manter as estruturas morfológicas fluviais, equilibrar o estoque de água, diminuir pestes de insetos, aumentar o valor da propriedade rural, gerar efeitos de abrigo, criar oportunidades para a biodiversidade, atuar na retenção de nutrientes, atuar na mudança climática, aumentar estoques de peixes, servir de refúgio da biota aquática na paisagem, diminuir o crescimento de algas e possibilitar a prática do ecoturismo (LWA, 2005).

Existem diversas medidas específicas (LWA, 2005) que podem ser usadas para recuperar e proteger as terras ribeirinhas em boas condições, entre elas: i) Retenção da vegetação nativa existente e suprimir ou remover espécies e sementes invasoras; ii) Estabilização e revegetação de áreas ribeirinhas degradadas; iii) Controle e gestão dos estoques de água nas zonas ribeirinhas e do fornecimento através de sistemas de abastecimento para áreas alhures.

Sem deixar de considerar os custos da gestão de terras ribeirinhas, os benefícios a serem alcançados podem ser derivados dela e muitos problemas evitados. Na Austrália, não raro, esses benefícios em médio e em longo prazo facilmente cobrem os custos contraídos inicialmente (LWA, 2005). Diversos grupos comunitários e proprietários de terras individuais têm projetado inovações nos métodos de melhorar a gestão de terras ribeirinhas de maneira que se torne prática normal dentro das operações agrícolas.

Em termos de desempenho gerencial, a importância de programas de capacitação social como um pré-requisito para ação de projetos de restauração de rios reside no fato de que o Estado torna-se capaz de maximizar o impacto de seu dinheiro e de outros recursos. Por isso, a capacitação social pode representar uma oportunidade histórica para o Estado criar um futuro com melhores condições ambientais, a partir da existência de maiores coberturas vegetais.

Para se criar estratégias compreensivas e tornar possível estruturar pequenos sistemas, buscando alcançar e manter compromisso com as legislações relacionadas, as áreas de preservação permanente, espaços próprios para restauração de rios, deverão ser priorizadas.

Contudo, por onde o Estado deveria começar na construção dos elementos estratégicos para pequenos sistemas de restauração de rios? A resposta imediata, sem dúvida, seria iniciar com a etapa da regulamentação. Entretanto, o governo dos Estados Unidos, por exemplo, propõe uma direção estratégica que delinea cinco elementos para o desenvolvimento de capacitação social. Essa direção deve considerar solicitar o comentário público e incluí-lo quando for apropriado (EPA, 1999). Os cinco elementos são: a) Os métodos ou critérios usados para priorizar o sistema; b) Os fatores que encorajam ou impedem desenvolver a capacitação; c) Como o Estado usará autoridade e recursos para o sistema de restauração de rios; d) Como o Estado estabelecerá as linhas bases e medirá melhorias; e) Os procedimentos usados para identificar pessoas interessadas.

Estes elementos serão discutidos em detalhes no próximo subitem. De qualquer modo, é importante abordar este processo e começar com uma abertura para soluções criativas, inovações e propostas não tradicionais, que possam assegurar um sistema de restauração de rios para todo o país.

Ressaltam-se ainda outros aspectos associados ao estudo da restauração de rios e ligados também às duas fronteiras mais importantes para os esforços de capacitação social, que são o tempo e o espaço. A capacitação pode ser vista por atores como uma parte de uma estratégia de construção nacional (o nível macro), outros vêem como o esforço de unidades organizacionais, de setores ou de funções (o nível meso) e outros, como um desenvolvimento particular local, como uma ONG, organização não governamental (o nível micro). Por conseguinte, existe uma multiplicidade de projetos e de programas em nome da capacitação social.

Observa-se, no entanto, que a criatividade tem contribuído para inovação em esforços para a capacitação social. Por exemplo, as provisões da capacitação social possibilitam ao Estado a flexibilidade para criar uma estratégia que avalie um sistema de capacitação não apenas referente ao sistema fluvial local (nascentes, veredas, córregos ou riachos), como também na abrangência de toda a bacia. Ao expandir os limites tradicionais de fronteira espacial (o sistema local) para uma área maior de consideração (a bacia hidrográfica), novas soluções tornam-se prováveis, por exemplo, criando programa mentor, agrupando recursos no sistema para alcançar economia de escala, criando monitoramento em parcerias, entre outros.

Apoiar um sistema de capacitação já existente requer do Estado levar estratégias diferentes que devam usar diferentes instrumentos e recursos da-

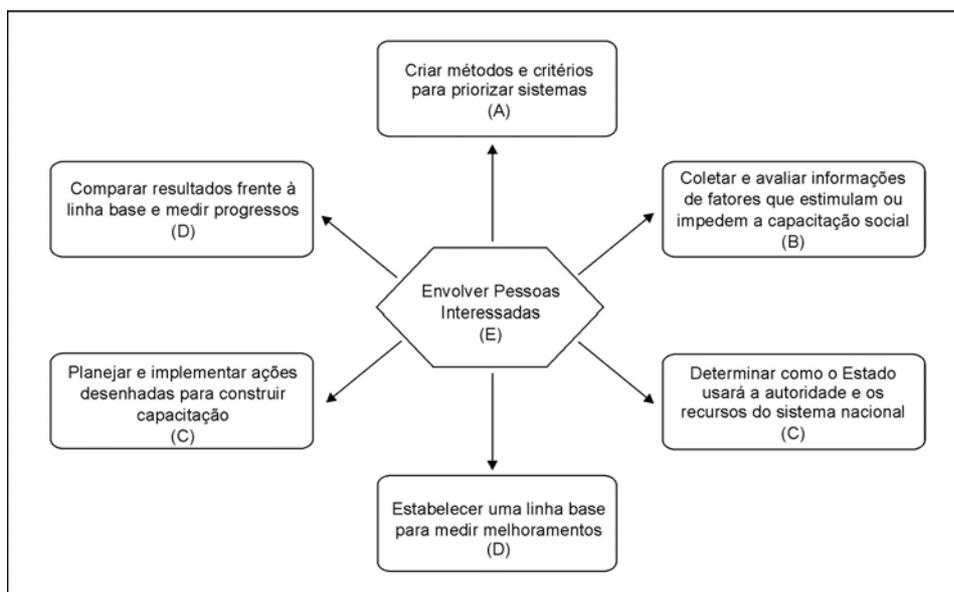


Figura 3 - Construção de uma estratégia de Capacitação Social (Adaptada de EPA, 1999)

queles requisitados para assegurar capacitação em um novo sistema. Devido a circunstâncias e características de cada Estado ou local, estes instrumentos e recursos empregados podem variar muito. Os cinco elementos programáticos são discutidos especificamente a seguir.

Construindo convergência de conceitos para uma estratégia de capacitação social

Baseando-se nos cinco elementos referidos no item anterior para construir uma estratégia de capacitação social, utilizada pela EPA (1999), como especificado na lei “Safe Drinking Water Act – Amended in 1996” para desenvolvimento de sistemas de capacitação objetivando garantir água potável de qualidade nos Estados Unidos, pode-se procurar adequar, em um caso específico, estes elementos também para as necessidades de programas em restauração de rios em nível federal e estadual. Os elementos programáticos são:

- A. Os métodos ou critérios usados para priorizar sistemas: Incluem métodos ou critérios que poderiam ser usados para identificar e priorizar os sistemas de restauração mais necessitados de aperfeiçoar a capacitação técnica, financeira e gerencial;

- B. Os fatores que encorajam ou impedem desenvolver a capacitação: estes incluem fatores relacionados à questão institucional, regulatória, financeira e legal que existem nos níveis federal, estadual ou local que estimulam ou impedem a capacitação social;
- C. Como o Estado usará a autoridade e os recursos para o sistema de restauração de rios: os estados devem descobrir como usarão a autoridade e recursos do sistema, ou seja: i) Dar assistência aos sistemas locais de acordo com as exigências legais e regulatórias; ii) Alcançar capacitação técnica, gerencial e financeira, para estimular o desenvolvimento de parcerias entre os sistemas locais de restauração de rios; iii) Dar assistência aos sistemas locais em treinamento e certificações aos seus operadores.
- D. Como o Estado estabelecerá as linhas bases e medirá melhorias: esse elemento programático potencial proporciona os instrumentos que as primeiras agências estaduais instituídas devem ter para produzir e submeter um relatório para seus governos sobre a eficácia de sua estratégia de capacitação social e o progresso realizado em direção ao aperfeiçoamento da capacitação técnica, gerencial e financeira do sistema de restauração de rios no âmbito estadual;

- E. Os procedimentos usados para identificar pessoas interessadas: os estados deveriam identificar e envolver pessoas interessadas na criação e implementação de sua estratégia de capacitação social.

A figura 3 ilustra uma maneira de como podem integrar esses cinco elementos para formar a estratégia de capacitação social.

A ordem das atividades incluídas no processo de construção da estratégia de capacitação social acima pode variar. O importante é verificar se os cinco elementos foram devidamente considerados. Observa-se especialmente que a identificação e o envolvimento de pessoas interessadas são cruciais para cada passo no processo, desde a criação até a implementação e a avaliação.

Embora um sistema nacional deva requerer que cada estado da federação considere os cinco elementos programáticos para a inclusão da estratégia de capacitação social, não deve padronizar o uso de instrumentos específicos para implementar os elementos selecionados. Cada estado é único e deve fazer decisões políticas baseadas em suas características e circunstâncias. Um sistema nacional deverá prover os estados com flexibilidade para ajustar suas estratégias às suas particularidades, as quais irão maximizar a oportunidade de cada estado para alcançar os objetivos dos programas. Os vários instrumentos podem ser desenhados para o país desenvolver programas e estratégias de capacitação social de modo flexível.

Os instrumentos precisam ser aplicados diferentemente de acordo com o tipo de sistema que está sendo considerado; um instrumento que é utilizado para desenvolver capacitação para proprietários privados pode não ser útil para capacitação social em um sistema municipal.

Algumas organizações internacionais também contribuem para o conceito de capacitação social. O Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2006), em parceria com o *World Bank Institute* (WBI), atua na implementação do Plano Regional de Capacitação Ambiental – PRCA, com o objetivo de apoiar o processo de consolidação do Subprograma de Política de Recursos Naturais - SPRN, para realizar capacitações de fortalecimento das instituições, visando a gestão ambiental na Amazônia. Em 2004, o SPRN e o WBI realizaram uma oficina com participação de atores institucionais onde foram definidas seis linhas de ação: Direito Ambiental, Gestão de Conflitos, Planejamento Estratégico Participativo, Gestão Ambiental Municipal, Valorização

da Floresta e Estratégias de Comunicação e de Informação. A metodologia adotada no PRCA está estruturada em duas modalidades de atividades: a primeira utiliza uma série de seminários apresentados em videoconferências interativas em rede, onde o tema é exposto e discutido com participantes em diferentes cidades. A segunda é a discussão virtual (*on line*) após os seminários, baseada em questões específicas do tema discutido.

Outro trabalho de construção em capacitação social pode ser observado no Programa de Ações Estratégicas para o Gerenciamento Integrado da Bacia do São Francisco e de sua Zona Costeira, conhecido como Projeto GEF São Francisco. Esse projeto, executado pela Agência Nacional da Água – ANA, tem o apoio financeiro do Fundo Mundial para o Meio Ambiente com participação do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente - PNUMA e da Organização dos Estados Americanos – OEA. As lições já extraídas desse gigantesco trabalho em andamento podem ser analisadas para melhorar outras experiências no Brasil. Dentre elas, podem-se destacar três de grande importância para o entendimento dos resultados esperados em um projeto de escala espacial regional, ou que possam ser identificadas em projetos em qualquer que seja sua escala espacial (Souza et al. 2005):

- i. A participação pública está mais vinculada à cultura, aos valores e aos hábitos das pessoas, do que numa mudança global, sendo fruto estritamente da ação empreendida, necessitando, portanto, de mais estímulos que fortaleçam essa participação;
- ii. A mudança de atitude é influenciada a partir da percepção do público ao serem imbuídos de responsabilidades, ficando suas reações moderadas com tendência à racionalidade na tomada de decisões;
- iii. O Comitê de Bacia mostrou-se capaz de tomar decisões e incentivar o apoio e participação das comunidades locais nos temas de interesse da Bacia, exercendo assim, o seu papel de indutor dos entendimentos institucionais, agregando valores ao processo de participação pública.

Essas experiências em andamento no Brasil mostram como o movimento de influenciar a concepção da estratégia de capacitação social pode ser aberto a abordagens estrangeiras. Mostram-se também sensíveis às características culturais e históricas de comunidades locais.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir das experiências de estratégias estrangeiras em construção de capacitação social para planejamentos ambientais, com o debate no Brasil, exploram-se as oportunidades de aprendizagem e aperfeiçoamento. Assim, surgem com mais intensidade as questões sobre as pré-condições para adotar a estratégia de capacitação social concebida como um processo em longo prazo. Observa-se que na ausência dessas condições prévias, sem dúvida sua eficácia será limitada.

Evidentemente, todas as estratégias encerraram muitos diferentes pontos fortes e fracos, e, em muitos aspectos rompem barreiras, avançando para um novo campo de desenvolvimento social. O importante, contudo, é debater amplamente as dificuldades e os elementos favoráveis, saindo do isolamento de cada um para um engajamento no esforço conjunto de aprender através dessas experiências.

Em direção ao objetivo específico de restauração de rios, ganha-se no entendimento do grau de variação dos fatores restritivos ou favoráveis do contexto social, econômico, político e biofísico, nos quais os futuros e os atuais projetos de restauração de rios estão situados, ressaltando-se a estratégia de capacitação social e os resultados positivos que podem ser alcançados com essa estratégia.

REFERÊNCIAS

- BINDER, W. "Renaturalização de Rios - Possibilidades e Limites da Engenharia Ambiental" Projeto Planágua - SEMAPS/GTZ. Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 1998. 39p.
- BRASIL Lei 6.938/81 "Política Nacional do Meio Ambiente" In: Meio Ambiente: lei 9.605/98. Rio de Janeiro: Ed. Esplanada 1998, 96p.
- CAMDESSUS M. "Água vale mais que petróleo" Entrevista ao Valor Econômico. Por Robson Borges. São Paulo. Disponível em: www.br.groups.yahoo.com/group/ABRH-Gestao/. Acesso em: 10 fev. 2006. 7p.
- CUNHA I.; JUNQUEIRA L. P. "Gestão da Sustentabilidade: Risco ambiental, Conflito, Governança e Cooperação." In: Anais do XIX Encontro Nacional de Pós-graduação em Administração. ENANPAD. 2004 CD 14p.
- ECDPM – EUROPEAN CENTRE FOR DEVELOPMENT POLICY MANAGEMENT. "Building the Base for Cooperation :Institutional Capacities and Partnerships." Issues Paper 3. September 2000. Disponível em: www.edcpm.com. Acesso em: 20 fev.2006. 9p.
- EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - UNITED STATES. "Handbook for Capacity Development: Developing Water System Capacity Under the Safe Drinking Water Act as Amended in 1996." 1999, Disponível em: www.epa.gov. Acesso em: 20 fev.2006. 141p.
- EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - UNITED STATES. "Developing Water System Managerial Capacity". 2002, Disponível em: www.epa.gov. Acesso em: 10 fev. 2006. 166p.
- FISRWG - FEDERAL INTERAGENCY STREAM RESTORATION WORKING GROUP – "Stream Corridor Restoration: Principles, Process, and Practices". Published USA Government, October, 1998. Revised August, 2001. Disponível em: <http://www.usda.gov/streamrestoration>. Acesso em: 09 set. 2004. 630p.
- LIMEIRA, M. C. M.; "Gestão Adaptativa e Sustentável: capacitação social como estratégia para restauração de rios". Tese de Doutorado em Recursos Naturais. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, Paraíba. 2008, 298p.
- LWA - LAND & WATER AUSTRÁLIA - "Assessing community capacity for riparian restoration". Published by Land & Water Austrália, Canberra ACT 2601. July 2003. Disponível em: www.lwa.gov.au. Acesso em: 15 mar. 2005, 55p.
- LWA – LAND & WATER AUSTRALIA . "Managing Riparian Land". Fact Sheet 1. 2005, Disponível em: www.rivers.gov.au. Acesso em: 12 abr. 2005.
- LWRRDC. LAND AND WATER RESOURCES RESEARCH AND DEVELOPMENT CORPORATION. "A Rehabilitation Manual for Australian Streams". 2000, Vol. 1. Disponível em: www.lwrrdc.gov.au Acesso em 15 mar. 2005. 192p.
- MACHADO, A. T. M. "A construção de um programa de revitalização na bacia do Rio São Francisco" Revista de Estudos Avançados - USP. vol.22, no.63, p.195-210. Mai./Ago. 2008.
- MAGALHÃES JUNIOR, A. P.; CORDEIRO NETTO O. d. M.; NASCIMENTO N. d. O. "Os indicadores como Instrumentos Potenciais de Gestão das Águas no Atual contexto Legal-Institucional do Brasil – Resultados de um painel de especialistas." In: Revista Brasileira de Recursos Hídricos. RBRH. Vol.8, n.4 , pp. 49-67 Out./Dez. 2003.
- MINAYO, M. C. d S. "O desafio do conhecimento: pesquisa qualitativa em saúde". São Paulo: Hucitec; Rio de Janeiro: Abrasco – 7ªed. 2000
- MMA/FNMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Fundo Nacional do Meio Ambiente."Recuperação e Proteção de Nascentes e Áreas que Margeiam os Corpos

- D'Água". Edital FNMA nº 02/2005. Disponível em: www.mma.gov.br. Acesso em 20 mai. 2005. 56p.
- MMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. "Plano Regional de Capacitação Ambiental – PRCA. Seminários a distância e discussão virtual." Disponível em: www.mma.gov.br. Acesso em 12 mar. 2006.
- PAULA, J. D. "Desenvolvimento & Gestão Compartilhada". In: Unidade de Desenvolvimento Local do SEBRAE Nacional. 2005. 6p.
- SOUZA J. L. d.; ANJOS N.F.R. d.; VARELLA NETO P. L. "A Participação Pública no Projeto GEF São Francisco." In: Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. João Pessoa. PB, CD, Nov. 2005. 6p.
- WELLER, Wivian. A hermenêutica como método empírico de investigação. In: 30ª Reunião Anual da ANPEd, Cambu, MG. 2007. p. 1-16.
- ZAPATA, T.; PARENTE S.; "O Desenvolvimento Institucional e a Construção de Parcerias para o Desenvolvimento Local." Paper para o Projeto BNDES – Desenvolvimento Local – Cooperação Técnica do PNUD. 2005 13p.

Adaptive And Sustainable Management For River Restoration: Part I - Theoretical approaches on Social Capacity

ABSTRACT

It is difficult to practice the principles of decentralization, integration and participation to the full extent. These principles are essential for effective water resources management. The reason is the clearly predominant situation related to the lack of investments in social qualification. Social capacity is understood as the capacity of individuals, groups and institutions to produce desirable results. As a process of construction of a system, in which technical, managerial and financial capacities are achieved, social capacity-building is seen as a strategy that can be developed through an open and adaptive management. This managerial strategy is reviewed and analyzed here, from the perspective of giving greater credibility and confidence to managers of environmental projects, especially in river restoration projects. The role of the State is highlighted attempting to obtain the convergence of concepts and coherent actions as a basic preliminary stage in seeking effective management of river restoration projects.

Keywords: *river restoration, social capacity, strategic management.*

Gestão Adaptativa e Sustentável para a Restauração de Rios: Parte II O Tema Desenho do Programa de Capacitação Social

Maria Camerina Maroja Limeira; Tarciso Cabral da Silva

Universidade Federal da Paraíba

marojalimeira@yahoo.com.br; tarcisocabral@yahoo.com.br

Gesinaldo Ataíde Cândido

Universidade Federal de Campina Grande

gacandido@uol.com.br

Recebido: 19/03/08 - revisado: 08/02/09 - aceito: 08/12/09

RESUMO

Neste trabalho, mostra-se sucintamente a avaliação feita na bacia hidrográfica do rio Gramame, na região litorânea Sul do Estado da Paraíba, referente à aplicação da metodologia de Thomson e Pepperdine (2003) para análise das dimensões da capacitação social, visando à elaboração e a avaliação de projetos de restauração de rios. É destacado o tema 4, relativo ao desenho do programa de restauração e suas sete dimensões, dentre os cinco temas que ajudam a desenvolver o entendimento de como os atores envolvidos interagem na bacia. Os resultados apontam para caminhos de macro mudanças institucionais, de modo que possam amadurecer formas de se alcançar objetivos compartilhados através de uma gestão adaptativa sustentável, entre outros pontos importantes.

Palavras-chave: restauração de rios, capacitação social, gestão adaptativa

INTRODUÇÃO

É quase unânime a constatação da falta de integração entre as instituições para a gestão ambiental e a de recursos hídricos, como ressaltados no relatório GEO Brasil, MMA (2007) e no Plano Nacional de Recursos Hídricos, MMA (2006). Os pontos de entrave encontrados para um sistema de gerenciamento integrado convergem sobre a dependência de melhoramento na capacidade de gerenciar um sistema complexo com dinâmica que requer constantes adaptações e aperfeiçoamentos.

As recomendações, no entanto, mostram-se fragmentadas entre a necessidade de gestão integrada e sua efetivação. Diante disso, para fazer uma ponte entre o desejado e a realidade, é fundamental a capacitação social, isto é, a capacidade de todas as instituições, grupos e indivíduos produzirem resultados desejáveis. Essa capacitação passa a ser outro conjunto de recomendações nos documentos, quer seja no âmbito internacional (INTERNATIONAL CONFERENCE ON FRESHWATER, 2001), ou local (PARAIBA, 2006), ou seja, um problema gerencial que se revela universal e constante. Para isso, propõe-se aqui destacar aspectos sobre a possibilidade

de ligar a integração à capacitação social permanentemente como fatores indissociáveis, o que requer uma visão adaptativa e sustentável em todo o processo de gestão ambiental, e inserido nele, a gestão dos recursos hídricos.

Nesse contexto, visando aperfeiçoar vários aspectos do sistema de gestão dos recursos naturais no Brasil e tendo em vista a necessidade de se obter melhores resultados de enfrentar mais adequadamente os problemas e as soluções sobre a gestão de restauração de rios, ressalta-se aqui a capacitação social como uma estratégia para uma gestão adaptativa e sustentável nesse caso específico. A gestão adaptativa refere-se aos ajustamentos na gestão à medida que novas informações tornam-se disponíveis. Isso requer disposição para experimentar cientificamente e prudentemente, e aceitar ocasionalmente falhas (FISRWG, 2001). Se não houver adaptação no processo de gestão, ao se esforçar em conseguir fazer bem muitas coisas e em saber integrá-las, não há estratégia distintiva nem sustentabilidade. Dessa forma, os resultados dependeriam da eficiência operacional que seriam bons em curto prazo, mas não garantiriam seu posicionamento satisfatório em longo prazo, e, por conseqüência, a sustentabilidade (Porter, 2003). É importante lembrar,

outrossim, que essa estratégia pode ser direcionada a outros tipos de projetos ambientais ou sociais, como por exemplo, o de ação para soluções de problemas no acesso universal à água potável ou para o combate à pobreza em países em desenvolvimento.

Os principais conceitos de restauração de rios e de capacitação social foram apresentados por Limeira (2008), como também uma análise da utilização deles em outras experiências, ao longo do processo de investigação da influência que exercem sobre os resultados desta gestão. Nesse processo, destaca-se entre outras a avaliação realizada por Thomson e Pepperdine (2003) de projetos de restauração de rios na Austrália. Esses pesquisadores utilizaram a abordagem de capacitação comunitária, definida por eles como uma habilidade de grupos ou de indivíduos para aprender, entender e agir de modo que eles possam continuar a construir, visando alcançar os trabalhos fundamentais desejados no projeto original. No Estado da Paraíba, buscando entender as oportunidades e restrições para implementar a melhor maneira de gestão de áreas ribeirinhas, Limeira (2008) realizou pesquisa ampla visando identificar e relacionar uma série de fatores chave dessa questão, e, com isso, possibilitar sugestões de como desenvolver políticas e programas direcionados a esses fatores. A capacitação social, como uma estratégia de gestão, foi então adotada para a análise de algumas dimensões da rede de relacionamentos existentes entre indivíduos, grupos ou instituições atuantes na bacia do Alto e Médio Curso do Rio Gramame. Nessa pesquisa, com resultados aqui apresentados, ressalta-se que foram utilizados os parâmetros da capacitação social baseados na experiência da Austrália. Não para avaliar projetos de restauração de rios em andamento, como lá foi feito, mas para identificar os aspectos que poderão ser muito úteis nos esclarecimentos de obstáculos e de oportunidades para a gestão de futuros projetos, ou projetos em andamento de restauração de rios no Brasil.

Pretende-se, assim, estimular a reflexão sobre a promoção de ações públicas e privadas no sentido de restabelecer as funções dos serviços ambientais que a restauração de rios proporciona aos ecossistemas fluviais, e ao mesmo tempo, garantir os seus benefícios sociais.

Dentre os temas da capacitação social elaborados por Thomson e Pepperdine (2003) foi destacado o Desenho do Programa, por este esclarecer as dimensões relacionadas às questões institucionais que influenciam fortemente no sucesso de ações integradas para a restauração de rios.

CARACTERIZAÇÃO DA BACIA DO RIO GRAMAME

A bacia do rio Gramame é uma bacia de médio porte, com área de 589 km², localizada na região litorânea Sul do Estado da Paraíba. Sua importância é acentuada por atender à crescente demanda de múltiplos usos da água envolvendo a agricultura irrigada centrada na cultura da cana de açúcar, a indústria, a piscicultura, o abastecimento público e o lazer. Não são raras as ocorrências de conflitos de destinação de uso e de disponibilidade qualitativa e quantitativa na bacia. Ocorrem ainda impactos ambientais envolvendo a degradação da própria bacia incluindo a destruição das matas ciliares, o assoreamento do rio principal, a poluição decorrente da atividade industrial, entre outros. A bacia é responsável por cerca de 70% do sistema de abastecimento d'água da chamada Grande João Pessoa, que compreende as cidades de João Pessoa, Cabedelo, Bayeux e parte de Santa Rita, além das cidades de Pedras de Fogo e Conde situadas no espaço da bacia, atendendo quase 900.000 habitantes (Limeira, 2008).

As formações vegetais naturais remanescentes são compostas por fragmentos da Mata Atlântica, Cerrado, Vegetação de Várzeas e a Vegetação de Mangue. A precipitação pluviométrica média anual na bacia atinge 1.600 mm.

O objeto do presente estudo é a sub-bacia hidrográfica do Alto e do Médio Rio Gramame, inserida no espaço geográfico do município de Pedras de Fogo. Esta porção da bacia abrange aproximadamente 25% da área do município, equivalente a 96 Km².

METODOLOGIA

O método e alguns exemplos de sua aplicação em estudos de gestão em diferentes países

A metodologia adotada na pesquisa para a coleta e análise de dados foi o método de estudo de caso, tendo em vista a necessidade de se aplicar uma estratégia para focalizar o “como” e o “por que” de situações em que o investigador tem pouco controle sobre os eventos, e também quando o enfoque está em um fenômeno contemporâneo dentro de um contexto da vida social.

Na teoria da capacitação, alguns recentes estudos mais aprofundados, como os de Morgan (2006), Watson (2006) e Taschereau e Bolger (2006), mostram ainda a necessidade de se aperfeiçoar seus conceitos e práticas que estão sendo utilizados como inovações na gestão de políticas de desenvolvimento.

No México, importante pesquisa sobre a capacidade de construção para o setor da água Tortajada (2001) aprofunda a análise das instituições governamentais e os recentes esforços que o país fez para passar da retórica à prática eficaz para uma gestão racional dos recursos hídricos. No entanto, ela coloca que, infelizmente, por mais de uma década, não se desenvolveu ainda nenhum programa nacional específico de longo prazo em capacitação para o desenvolvimento de políticas de recursos hídricos. É interessante notar, especialmente, as semelhanças culturais e econômicas entre o Brasil e o México e as razões destacadas, tais como: a centralização de tomadas de decisão, a falta de continuidade em programas institucionais, a falta de habilidade e flexibilidade de instituições para adaptar novas tendências e mudanças requeridas para o funcionamento de um moderno setor de recursos hídricos.

Ainda no setor de recursos hídricos, Lamoree e Harlin (2002) apresentam um minucioso trabalho de pesquisa sobre os conceitos de capacitação institucional para gestão integrada de recursos hídricos nas mais recentes publicações. A questão levantada por eles é: por que a transferência de novas tecnologias e treinamento de pessoal não é o suficiente para alcançar a gestão integrada dos recursos hídricos? A resposta é que as razões para o desempenho insuficiente de uma instituição geralmente vão além da falta de tecnologia e de capacitação humana.

Salientam ainda que a essência do processo de ICB (*Institutional Capacity Building*) é dirigir a rede de atores envolvidos no processo e não o projeto de capacitação em si. Nesse sentido, há um desafio diferente para intervenções em projetos que irão combinar a flexibilidade e a transparência necessárias com mecanismos de prestação de contas considerados importantes nas tendências e nas avaliações.

Tendo visto nos exemplos de aplicação da teoria nos casos acima relacionados, considera-se neste trabalho o termo “capacitação social” o mais apropriado para explicar a necessidade de capacitação de indivíduos, de grupos e de instituições que formam uma rede de relacionamentos de atores interdependentes para a realização de uma gestão integrada, adaptativa e sustentável voltada para a

restauração de rios, como objetivo principal deste estudo. Nos itens que se seguem serão apresentados o marco teórico em forma sintetizada, a amostra e a análise de alguns dados primários da pesquisa.

Instrumentos de coleta de dados e amostra da pesquisa

Para o estudo de caso, criou-se um banco de dados a partir da aplicação de questionário estruturado, entrevistas abertas gravadas, entrevistas não gravadas, observação direta, interações sociais, documentos publicados pelas instituições e na imprensa local, planos de recursos hídricos, legislações, fotos e visitas de campo. Esse conjunto de dados qualitativos e quantitativos foi utilizado de forma holística para fazer a conexão de idéias relacionadas ao foco da questão em estudo, preocupando-se no “como” e “por que” a relação solução-problema pode ser descrita e explorada sistematicamente.

O questionário estruturado utilizou as dimensões analisadas no trabalho de avaliação de projetos de restauração de rios realizado por Thomson & Pepperdine (2003) na Austrália. Foram feitas algumas adaptações no questionário, mas o quadro das dimensões agrupados em cinco temas foi inteiramente seguido, de modo a captar dos entrevistados da amostra a opinião deles sobre essas dimensões. O Quadro 1 referente aos elementos das dimensões da capacitação social é apresentado a seguir.

Para este trabalho foi destacado o tema 4 e suas 7 dimensões, apresentando-se as análises quantitativa e qualitativa de suas respostas obtidas através do questionário específico, conforme já justificado.

Caracterização da população e amostra

Para cada um dos cinco temas agrupados, foram aplicadas sete questões segundo a metodologia proposta por Thomson & Pepperdine (2003), com o total de 35 questões fechadas, mais um espaço para comentários ou sugestões que o entrevistado quisesse acrescentar. Os questionários foram aplicados em uma amostra com 81 entrevistados conforme mostrado no Quadro 2.

Adotou-se a classificação de tamanho das propriedades rurais feita segundo a Lei nº 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, conforme BRASIL (1993):

Quadro 1 - Dimensões da capacitação social usadas no instrumento de pesquisa

Tema	Dimensões
1. Contexto	Condições econômicas, apoio e coesão comunitária, consciência das questões de qualidade/quantidade da água, obstáculos ao progresso, rede de trabalho comunitária, estrutura de negociação comunitária, complexidade e custo do trabalho;
2. Valores e percepção	Valores, visão compartilhada, habilidades em trabalhar com diversos valores e percepções, consciência, abertura mental e aprendizagem, percepção de soluções, percepção de problemas e soluções;
3. Comunicação e <i>empowerment</i>	Utilidade dos dados, comunicação-alvo, comunicação-mecanismo, consistência na comunicação, cooperação entre instituições, <i>empowerment</i> , inclusão;
4. Desenho do programa	Papéis e responsabilidades, segurança financeira, consistência do programa, consistência institucional, flexibilidade, planejamento em longo prazo, transparência;
5. Administração do programa	Tomada de decisão, consistência das pessoas chave nas instituições, personalidade das pessoas chave nas agências, habilidades e experiência das pessoas chave nas instituições, "defensores" comunitários, monitoramento e avaliação, capacidade institucional.

Adaptado de: Thomson & Pepperdine (2003)

Quadro 2 - Segmentação da amostra do questionário da pesquisa

Segmentação de participantes da amostra	Minifúndio e Pequeno Agricultor	Médio e Grande Agricultor	Representante de órgão não governamental	Representante de órgão Governamental			Total
				Municipal	Estadual	Federal	
População	391	81	30	-	-	-	-
Amostra Participantes	41	8	7	7	12	6	81

Minifúndio – propriedade de 0 a 10 ha; Pequeno Agricultor - propriedade de terra maior que 10 a 40 ha; Médio Agricultor – propriedade de terra maior que 40 a 150 ha; Grande Agricultor - considerado o proprietário de terra acima de 150 ha.

Os Órgãos Não Governamentais e os respectivos números de entrevistados (informados entre parênteses) foram: FETAG (1) Federação de Trabalhadores da Agricultura do Estado da Paraíba, a FAEPA (1) Federação de Agricultores do Estado da Paraíba, o STR (5) Sindicato Rural dos Trabalhadores do Município de Pedras de Fogo.

Os Órgãos Governamentais dos três níveis administrativos e os respectivos números de entrevistados (em seguida, entre parênteses) são: O Governo do Município de Pedras de Fogo (1), Secretarias da Educação (1), Saúde (1), Finanças(1), da Agricultura e Meio Ambiente(1) além da Câmara de Vereadores(2); Governo do Estado da Paraíba – através da SUDEMA (4) (Superintendência de Administração do Meio Ambiente), AESA (2) (Agência

Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba), EMATER (3) (Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural), Polícia Florestal (2), CAGEPA (1) (Companhia de Abastecimento de Águas e Esgoto da Paraíba); Governo Federal – através do IBAMA (2) (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), INCRA (2) (Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária), UFPB (2) (Universidade Federal da Paraíba).

A definição da amostra dos órgãos governamentais foi intencional, isto é, foram selecionadas instituições governamentais em cada um dos níveis de governo que mais se relacionam com a gestão dos recursos naturais: solo, água, vegetação. Por isso, não foi de interesse dessa pesquisa somar o universo dessas instituições, embora se tenha dado maior ênfase ao nível estadual do que os outros dois, visando a análise da interação interinstitucional, e sua integração com o nível municipal e federal. O número de questionários aplicados para os proprietários rurais e para os representantes de organizações

Quadro 3 – Técnicas de coleta e análise de dados e os tipos de material coletado

Técnicas de coleta de dados	Material coletado	Análise dos dados
Questionários semi-abertos	Resposta de 36 questões e comentários em 81 questionários.	Percentagens simples das respostas, colocar em relevo as informações obtidas.
Entrevistas abertas	Aproximadamente 7 horas de gravação com diferentes atores sociais.	Análise de conteúdo, triangulação de fontes de informação.
Observação direta	Diários de campo em visitas a fazendas, pequenos agricultores, instituições governamentais.	Comparação e combinação de informações convergentes e concorrentes.
Observação participante	Experiência dos valores sociais e culturais da realidade investigada na participação em seminários, palestras e reuniões técnicas.	Análise dialética do contexto.
Documentos	Planos, manuais, relatórios, recortes de jornais e revistas, informativos das instituições governamentais e outros.	Comparação e combinação de informações convergentes e concorrentes.

não governamentais que são relacionados aos segmentos desses proprietários foi determinado tomando-se como referência a norma da ABNT NBR 5426 (ABNT, 1985). Assim, se fez a interligação dos dados quantitativos coletados, através dos questionários, com outros dados qualitativos obtidos entre os proprietários rurais e demais categorias da amostra.

As diferentes técnicas de coleta de dados, o material coletado e as diversas formas de análise dos dados realizadas no estudo de caso são relacionadas no Quadro 3.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise dos resultados: as sete dimensões da Capacitação Social

As sete questões relacionadas ao tema 4 do Quadro 1 apresentam cada uma três cenários de diferentes graus relativos às dimensões, que serão analisadas a seguir:

Primeira dimensão da capacitação social analisada: Papéis e responsabilidades

Questão: Em relação aos papéis e às responsabilidades das instituições governamentais:

a) estão bem definidos e claramente compreendidos pela comunidade da bacia; b) estão bem definidos, mas não estão claramente compreendi-

dos; c) estão em disputa e/ou mal definidos, deixa a comunidade confusa sobre quem faz o quê.

O termo comunidade na questão se refere às pessoas atendidas pelos órgãos governamentais.

Essa dimensão, papéis e responsabilidades das instituições governamentais, relaciona-se às questões de confiança, de clareza de objetivos, de reciprocidade e de rede trabalho. O grau em que grupos e órgãos do governo têm trabalhado juntos para definir papéis e responsabilidades e a percepção da população de que isso tem ocorrido indicam uma medida de bons relacionamentos, de espírito de cooperação e de confiança.

A percepção de que não há clareza sobre “quem faz o quê” foi a resposta da maioria (Figura 1) e isso reflete a falta de confiança, de reciprocidade e de trabalhos em rede. Essa situação mostra também a necessidade de informar e se comunicar melhor com a população, sobre as mudanças na gestão ocorridas e causadas pelas reestruturações do governo.

Em relação à restauração de áreas de preservação permanente, as terras da esfera pública são de domínio dos governos e as terras privadas são de domínio privado, no entanto, não existe comunicação ou programas que possam formar uma capacitação coletiva para estabelecer atribuições que permitam manter um sistema para executar, estabelecer valores e relacionamentos que possam se auto renovar. Isto é, combinar habilidades que possam permitir ao sistema fazer algo com certa intenção, efetividade e em certa escala no tempo.

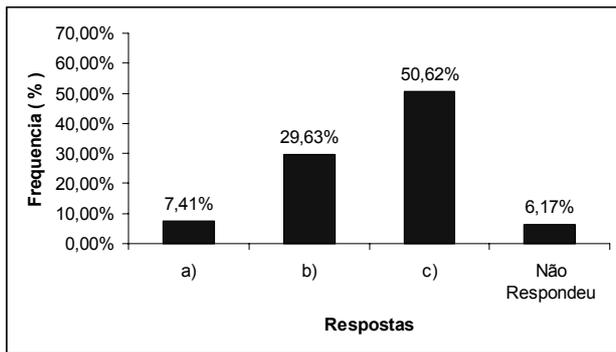


Figura 1 - Papéis e responsabilidades das instituições governamentais

No entanto, conforme informado por um dos técnicos do governo estadual entrevistados nos comentários da questão, há conflito entre as secretarias de Estado, como do meio ambiente, da agricultura, da agência executiva das águas e da infraestrutura, em relação à tomada de decisões sobre a gestão dos recursos hídricos. Isso mostra que se faz necessária a capacitação no sentido de se criar uma contribuição positiva para a administração pública. Mudar os valores de uma cultura de gestão pública acostumada a defender interesses de grupos organizados é um grande desafio social, uma vez que a capacitação depende em alto grau dessas forças intangíveis (Sen,2000). Assim, se infere que a existência dessas forças implica em dificuldades para se motivar, gerenciar e avaliar. Certamente, as razões que levam à situação de um conflito interno podem paralisar as ações públicas. Em muitos casos, por não ser possível a integração interna que poderia dar sustentabilidade a sua capacitação para ação, a impotência e a “vitimização” tomam conta da situação. E assim, embora haja para alguns a definição clara do que as instituições podem fazer, a sua operacionalização muitas vezes se torna insuficiente.

Segunda dimensão da capacitação social analisada:
Segurança financeira

Questão: Os fundos de financiamento garantidos pelos órgãos nacionais ou estaduais para restauração de rios:

a) são de longo prazo (acima de 7 anos) independente de mudanças de governo; b) de médio prazo (3-6 anos); c) de curto prazo (até 3 anos).

Na percepção dos entrevistados (Figura 2), a maioria respondeu que os fundos de financiamento para restauração de rios são de longo prazo, embora muitos não souberam responder. A informação

sobre esses financiamentos, se existirem, fica muito restrita e pouco divulgada pelos órgãos públicos. E é exatamente a garantia desses recursos que dará sustentabilidade à capacitação técnica e gerencial, de modo a agir de forma integrada e adaptativa.

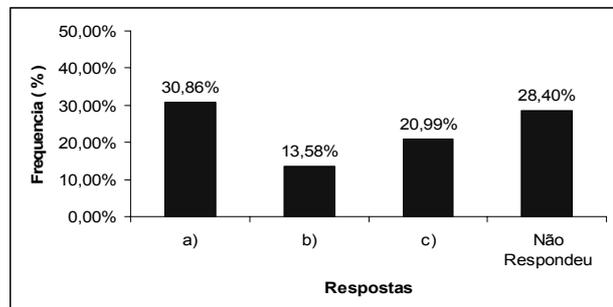


Figura 2 - Fundos de financiamento

Informações sobre fontes de financiamento como as apresentadas em relatórios de projetos de reflorestamento em bacias hidrográficas (CEIVAP, 2005) ou divulgação de chamadas para projetos de recuperação ambiental de interesse de proprietários rurais de baixa renda (MDA, 2006), são pouco divulgadas e debatidas entre os interessados devido, muitas vezes, à falta de capacitação deles para acessá-las.

Fundos de longo prazo proporcionam a oportunidade de agências e de grupos aprenderem com suas experiências e adotar uma abordagem mais adaptativa para restauração de rios. Proporciona também a oportunidade de criar projetos de curto prazo neles inseridos que possam, então, desenvolver sinergia como controle de espécies invasoras e implantação de corredores de biodiversidade.

Por outro lado, os fundos de curto prazo proporcionam pouca segurança, resultando assim, em falta de consistência. Contribuem para a percepção da população que o fundo está sendo aplicado em trabalhos de curto prazo com pouca possibilidade de manutenção e continuidade, e que a maior parte dos recursos irá para o planejamento e administração. Contudo, estes têm uma importância que devem ser estrategicamente colocados em planos de longo prazo.

Terceira dimensão da capacitação social analisada:
Consistência do programa - instrumentos facilitadores para implementação.

Questão: Visando melhores resultados em curto ou médio prazo, alguns instrumentos poderão ser utilizados:

a) apenas alguns instrumentos não econômicos (ex: educação, assistência técnica); b) os não econômicos associados a outros econômicos (ex: taxas, compensação financeira); c) apenas alguns econômicos em situações específicas podem dar melhores resultados.

A percepção dos entrevistados (Figura 3) ao optarem mais por ambos: instrumentos não econômicos associados aos econômicos prevaleceu sendo quase igual a opção de utilizar apenas instrumentos econômicos. E outros afirmaram, em menor proporção, que apenas os não econômicos seriam suficientes.

Nota-se que o nível de instrumentos necessários para encorajar a adoção de trabalhos recomendados é claramente variável. Isso ocorre em função de suas atitudes frente às áreas ribeirinhas e APP's, à complexidade dos trabalhos e suas práticas de gestão do solo e suas preferências.

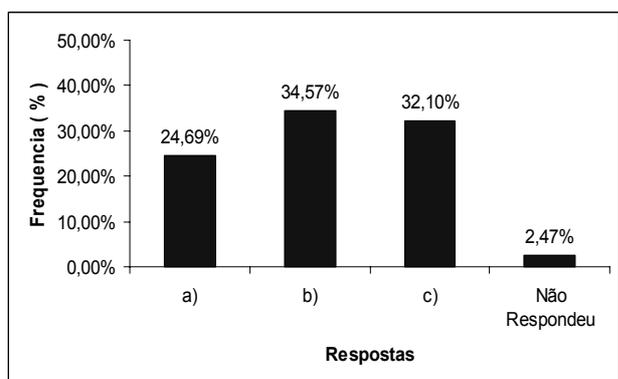


Figura 3 - Instrumentos econômicos ou não econômicos facilitadores

Uma tentativa de superar o ceticismo da população nesses projetos seria no sentido de fazer com que a equipe dos órgãos públicos elaborasse projetos com atores interessados e pudessem trabalhar de modo cooperativo e com quem a confiança tenha sido adquirida. Como um dos instrumentos não econômicos, a experiência de projetos bem sucedidos seria importante para despertar a confiança e o interesse ao se divulgar situações com alta qualidade demonstrativa. Outro fator não econômico identificado por alguns pequenos proprietários rurais foi a responsabilidade atribuída à agroindústria de grande porte existente na bacia, nas causas da erosão e de assoreamento nos cursos d'água e os impactos decorrentes.

Todavia, como exemplo positivo de instrumento não econômico, a agroindústria mostrou

interesse em participar de um possível projeto de restauração no Rio Gramame.

Bons meios de comunicação, como uma série de iniciativas, tais como boletins informativos, fóruns na comunidade, visitas de extensão e dias de campo nos locais de demonstração, podem ajudar a aumentar a consciência e a cooperação entre a população a respeito das áreas ribeirinhas. Além disso, os proprietários rurais em geral ficam na expectativa de que o governo municipal e o estadual se engajem bem nestas iniciativas e adicionem valor às atividades que já estão sendo empreendidas na região.

Em geral, os manuais de restauração de rios analisados nesta pesquisa indicam amplo leque de instrumentos facilitadores na implantação de medidas, tais como: educação, assistência técnica, vantagens de impostos, custo compartilhado, compra direta das terras que causam grandes problemas nos cursos d'água, visitas de inspeção não regulatórias, observação de práticas, regulamento direto de atividades no uso da terra, compensação financeira, doações e financiamento. Um particular destaque é feito sobre um desses instrumentos econômicos que não foi ainda bem discutido na literatura brasileira, que é a compensação financeira para aplicação em propriedades privadas, excelente ferramenta para executar partes de um plano de restauração de cursos d'água. A compensação financeira pode ser componente crítica a fim de projetar, de construir e de manter estruturas e condições do fluxo da água (Cocklin; Dibden e Mautner, 2003).

Quarta dimensão da capacitação social analisada: Consistência institucional - continuidade de ações

Questão: Em relação à continuidade do trabalho das instituições governamentais pode-se dizer que:

a) as responsabilidades não têm mudado por muitos anos e/ou é improvável que mude em breve; b) é provável que mude uma vez nos próximos anos; c) mudou frequentemente seu nome e estrutura nos últimos anos e/ou é provável que ainda mude e a comunidade não tem conhecimento do seu funcionamento.

Os resultados desta questão podem ser relacionados aos referentes na Figura 4, em que se indica a percepção dos entrevistados sobre os papéis e as responsabilidades das instituições governamentais estarem em disputa ou mal definidos fazendo com que a população e até entrevistados de órgãos governamentais fiquem confusos sobre quem faz o quê.

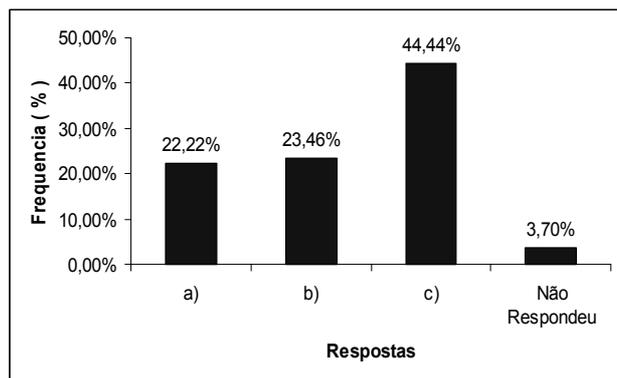


Figura 4 - Continuidade do trabalho das instituições governamentais

Em uma questão aberta, um dos técnicos entrevistados de órgão governamental estadual reconheceu que “a continuidade dos trabalhos deixa a desejar, sempre é um começar, vai, vai e pára”. Outro salientou que “de quatro em quatro anos há mudança de governo e muitos projetos são interrompidos”. Mesmo muitos entrevistados tendo mostrado consciência de que um projeto de longo prazo é de iniciativa do Estado e não dos governos com mandatos temporários, a percepção, tanto do lado dos proprietários rurais quanto dos técnicos do governo, é de que os atores sociais não se sentem capazes de superar a barreira dos entraves políticos, eleitorais e culturais, para dar continuidade nos projetos dessa natureza, cujos resultados são geralmente de difícil barganha eleitoral.

As mudanças frequentes de gestores também quebram o ritmo ou as prioridades de trabalhos nesse contexto de governabilidade descontínua. No entanto, segundo os estudos de caso analisados por Thomson e Pepperdine (2003), a continuidade poderá ser obtida ao se tentar manter um grupo identidade para se focalizar em papéis e em responsabilidades muito mais do que em nomes. Além disso, ressaltam que onde os gestores dos altos escalões mantêm o compromisso de mudar as atitudes, eles podem garantir o processo de continuidade desejado.

A capacitação para gerar resultados, segundo Morgan (2006), ocorre quando um número de atores enfrenta desafios, tais como criar suas próprias capacidades e depois ajudar a desenvolver capacidades naqueles com quem trabalham. Na verdade, a capacitação precisa ser um objetivo crucial de desenvolvimento, com a intenção de conseguir equipar uma nação, uma região, uma organização

ou um indivíduo com atitudes, valores e comportamentos que precisam para progredir.

Em muitos casos de projetos ambientais em órgãos públicos, os seus participantes precisam de resultados rápidos, de modo a manter a credibilidade e o suporte de seus apoiadores chave. E notam-se também como os processos baseados em mudanças podem ser susceptíveis a declinar em compromisso se algum tipo de melhor resultado não ficar evidente.

A questão da fiscalização florestal, por exemplo, é difícil de ser exercida e de ter continuidade em seu aperfeiçoamento. A estrutura atual do estado para isto é insuficiente, segundo um dos técnicos do órgão ambiental do Estado, “os técnicos não têm tempo suficiente de fazer tudo que precisam, analisar os processos, propor mudanças administrativas que identifiquem como necessárias, estudar as políticas de gestão das florestas... ou mesmo fazer o acompanhamento adequado dos termos de compromisso que os processos exigem para serem executados anualmente, e com isso o interessado tenha direito a renovar licenças ambientais”.

Um dos fatores graves da atual situação dos órgãos governamentais, tanto federais como estaduais, ligados a recursos naturais, como água, solo e florestas, é que se encontram igualmente sobrecarregados de trabalho, pouco equipados e não se encontram em condições de descentralizar o sistema de fiscalização e de proteção. Cada órgão, com suas dificuldades na execução dos seus objetivos, faz com que o trabalho realizado, mesmo através de convênios na tentativa de integrar esforços, também não consiga alcançar bons resultados. Em suma, as questões ambientais continuam sendo tratadas como se o Estado muitas vezes não tomasse conhecimento das irregularidades e pouco se resolve. A falta de capacitação de todos os órgãos em algum fator, seja financeiro, técnico, gerencial, ou dos três, contribui fortemente para este quadro de problemas. Dessa forma, conforme um dos técnicos do Governo Federal entrevistados, “os proprietários rurais trabalham com as nossas falhas”.

De um modo geral, se não há capacitação institucional para fazer cumprir a legislação, seja por morosidade ou inação, o sistema de fiscalização, de proteção ou de correção de dano ambiental se torna falho. Então, a falta de condições de trabalho nas instituições gera a impunidade, que por sua vez tem por conseqüência a degradação ambiental. Por outro lado, as instituições jurídicas, como por exemplo, o Ministério Público, frequentemente apóiam o sistema executivo, porém seus esforços de fazer cumprir a lei resultam em efeitos sócios ambientais

alguém do esperado. Frequentemente a sentença judicial não consegue ser cumprida. O caso das Áreas de Preservação Permanente - APP's em todo território público e privado é um exemplo claro desse fenômeno.

Quinta dimensão da capacitação social analisada: Flexibilidade nas decisões

Questão: Para desenvolver melhor os trabalhos de campo no projeto de restauração de rios (ex: colocação de cercas, localização, prazos, métodos), estes deverão ser:

a) bastante flexíveis para possibilitar a negociação com os proprietários de terra; b) alguma flexibilidade, mas colocando os prazos fixos; c) rígidos nos encaminhamentos e os incentivos ficarem disponíveis por tempo limitado.

Da interpretação da Figura 5 indica-se a necessidade de desenvolvimento de trabalhos bastante flexíveis, seguida da opção de se somar a isso colocar prazos fixos para a sua realização.

Uma maneira fundamental para responder a diversos valores e percepções sobre as terras ribeirinhas nas propriedades, e facilitar o senso de propriedade de problemas e soluções é ter flexibilidade no projeto.

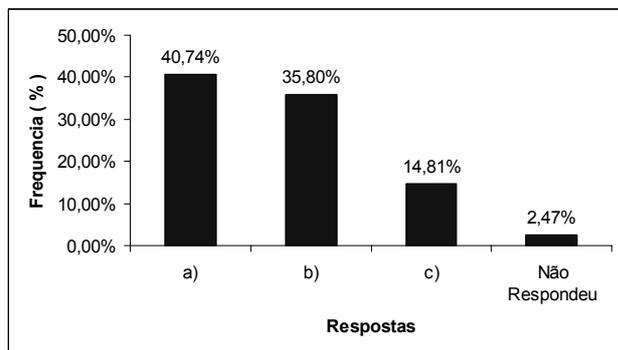


Figura 5 - Flexibilidade nas decisões

A flexibilidade pode ser promovida com um projeto transparente e explicativo, ao deixar critérios claros sobre as prioridades, a direção estratégica e a valorização dos resultados. Por exemplo, como pode o proprietário cuidar das áreas ribeirinhas e outras APP's se a terra está arrendada? Um dos proprietários de médio porte entrevistados mostrou a preocupação ao dizer que "depois do arrendamento as matas ciliares foram devastadas, e, em alguns lugares, um lado do rio ainda tem um pouco, mas no outro não tem nada. E se na divisão da herança das terras ele ficou com a faixa que beira o rio, como vai

manter uma rentabilidade se deixar de plantar nestas áreas?"

No ponto de vista de um técnico do governo estadual ligado à agricultura, esse entrevistado colocou que "se não houver flexibilidade não se chega lá, porém com autonomia e responsabilidade de ambos os lados, sim." A flexibilidade para o trabalho de campo e manejo agrícola é fundamental no projeto de gestão de restauração de rios.

A realização de um profundo, mais flexível e coerente tipo de capacitação parece depender seriamente da eficiência dessa capacidade de conseguir coisas juntas. Os sistemas que desenvolvem trabalhos em curto prazo, mas não podem mudar ou agir em médio prazo, tendem a perder eficiência. A formação de ligações de interesses transversais, em que se definem as opções de decisões, permite aos atores sociais observar onde e de qual forma suas informações são úteis para outros (Grayson e Doolan, 1995). A flexibilidade dessas ligações possibilita a capacitação para aprender e se adaptar.

Sexta dimensão da capacitação social analisada: Planejamento e previsões

Questão: Visando fazer adaptações constantes nos trabalhos de restauração de rios e de gestão da bacia, podemos dizer que as informações sobre as mudanças demográficas e de uso do solo:

a) têm sido avaliadas e há mecanismos para adaptar mudanças nos trabalhos de gestão da bacia; b) algumas mudanças têm sido avaliadas, mas não temos mecanismos para adaptá-las; c) não têm sido avaliadas as mudanças nem há mecanismos para adaptá-las nos trabalhos.

Apesar do que foi indicado pela maioria dos entrevistados, segundo a Figura 6, é possível que os grupos de interesse formados por proprietários que tenham a terra como um lazer ou fazendas agrícolas possam positivamente ou negativamente influenciar na gestão de áreas ribeirinhas.

Nesse caso, seria preciso desenvolver a capacidade de adaptação e auto-renovação que permitisse a habilidade das organizações ou sistema para uma macro mudança e se adotassem novas idéias.

É oportuno lembrar que na Lei 9.433, Brasil (1997), são estabelecidos os fundamentos de uma gestão descentralizada e participativa dos recursos hídricos. No entanto, o processo de adaptação das instituições governamentais, na prática desses fundamentos, tem sido lento e complexo. Para Morgan (2006), parte do desafio da capacitação para o desenvolvimento institucional ocorreu na maioria dos casos por ele estudados no balanceamento da estabilidade necessária, visando desenvolver a capacitação,

com a necessidade de manter mudanças, mesmo que os mandatos de governos e as condições fossem alterados. O desafio para ele foi arquitetar ou amadurecer uma abordagem para mudanças, em face ao ajustamento das circunstâncias.

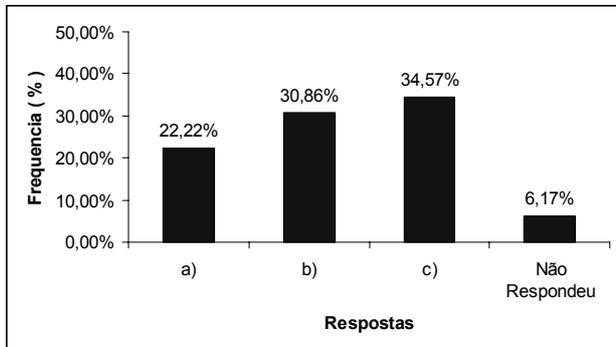


Figura 6 - Planejamento e previsões

Observa-se que algumas experiências de descentralização ocorridas nos órgãos ambientais, neste estudo de caso sobre a gestão do projeto de restauração de rios, têm a característica de facilitar a descentralização de tomadas de decisões, mas não descentralizam as condições financeiras e outras que capacitem para a execução destas decisões. Isto é, facilita-se na descentralização da decisão em “o que” fazer, mas não em “como” nem “quando” será feito. Como exemplo, cita-se o Programa de Recuperação e Manutenção de Açudes, proposto pelo Governo do Estado da Paraíba, de acordo com Paraíba (2006), através do Plano Estadual de Recursos Hídricos, e a falta de recursos alocados no orçamento estadual para a execução desse programa.

Sétima dimensão da capacitação social analisada:
Transparência

Questão: O sistema de incentivos para os trabalhos de campo poderá ser compreendido de modo que:

a) deverá ser um sistema equitativo e transparente, com prioridades, critérios de seleção, avaliando-se responsabilidades dos benefícios públicos e privados; b) deverá ser equitativo e transparente mas poderá ter demandas direcionadas (ex: depender da participação de voluntários); c) poderá ser inconsistente através de critérios mistos, e o processo de decisão poderá correr o risco de não ser claro para os proprietários de terra.

Esta questão refere-se ao grau de confiança que os entrevistados apresentam nas instituições e grupos envolvidos. A desconfiança é indicada como a mais freqüente de todas as alternativas (Figura 7).

Uma significativa soma dos entrevistados, ao defender um sistema mais equitativo e transparente, demonstra as expectativas das circunstâncias desejadas e mostra também a necessidade de restrições no direcionamento de alguns incentivos para que a transparência e equidade sejam alcançadas.

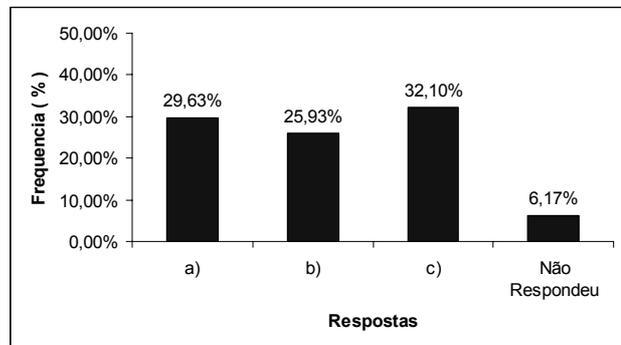


Figura 7 - Transparência

Há uma expectativa geral de que a estrutura e a implementação do sistema de incentivos seja possível de atender o maior número de interessados, e de apoiar os trabalhos dos proprietários rurais no projeto, compreendendo que ele seja justo, assim como possam acreditar que o sistema preste conta ao público de suas operações. No entanto, muitos entrevistados não têm certeza nos propósitos do sistema, de modo que, apesar das intenções, possam surgir mudanças em manter estes princípios.

O envolvimento dos atores interessados pode depender muito da transparência e de interação que eles tenham com os órgãos governamentais. Segundo estudo de Huitema e Becker (2005) nos países onde a abordagem de gestão dos recursos hídricos apresenta uma interação de duas vias, na qual há trocas freqüentes de informações e de conhecimento entre as partes, o envolvimento dos interessados é maior. Estes autores chamam atenção ainda para o fato de que o envolvimento passa também a ser maior quando a participação dos interessados ocorre desde cedo, no início do processo de decisão, na etapa da definição dos problemas e das soluções discutidas até a última etapa, a da avaliação da política adotada. Sendo assim, observa-se que, para os proprietários rurais entrevistados, a expectativa de transparência pode estar ligada ao processo de envolvimento deles, em todas as etapas do projeto e essa é uma dimensão importante na capacitação social para os objetivos da restauração de rios.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As dimensões da capacitação social analisadas apontam para caminhos de macro mudanças institucionais, de modo que possam amadurecer formas de obter resultados compartilhados, ao se capacitarem em exercer papéis e responsabilidades que esclareçam seus limites e potencialidades entre as instituições e para a população em geral.

Outro aspecto importante inferido foi a compreensão de que a transparência e a continuidade das ações institucionais atuam como fatores de motivação para a participação na gestão de projetos de restauração de rios. Salienta-se também que, para se obter resultados positivos no planejamento em longo prazo, a garantia principalmente da sustentabilidade financeira que transponha os mandatos governamentais é fundamental na adaptação e auto renovação das instituições, em face de surgimento de novas circunstâncias.

Por outro lado, se o sistema de gestão não desenvolver essa capacitação social em médio prazo, a realidade mostra que a história tende a repetir as ações sem integração e por consequência ineficientes para a obtenção dos resultados desejados.

REFERÊNCIAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS.** NBR 5426: Plano de Amostragem e Procedimentos na Inspeção por Atributos. Rio de Janeiro/RJ, 1985.
- BRASIL.** (1993) LEI Nº 8.629, de 25 de fevereiro de 1993. "Dispõe sobre a regulamentação dos dispositivos constitucionais relativos à reforma agrária, previstos no Capítulo III Título VII, da Constituição Federal."
- _____. (1997), Senado Federal. LEI Nº 9.433/97, Brasília, DF 1997.
- CEIVAP** – Comitê Para Integração da Bacia Hidrográfica o Rio Paraíba do Sul. "Segundo Relatório do Projeto Águas e Florestas na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul". Resende, RJ. abr. 2005. Disponível em <<http://www.ceivap.org.br>> Acesso em 03 set. 2006. 73p.
- COCKLIN C.; DIBDEN J.; MAUTNER M.** "Stewards of land: landholders perspectives on sustainable land management". Department of Sustainability and Environment. Victoria. Austrália. 2003. Disponível em: <<http://www.dse.vic.gov.au>> Acesso em: 14 nov. 2005. 42p.
- FISRWG** - Federal Interagency Stream Restoration Working Group. "Stream Corridor Restoration: Principles, Process, and Practices". Published USA government, October, 1998. Revised August, 2001. Disponível em: <http://www.usda.gov/stream_restoration> Acesso em: 15 set. 2000. 630 p.
- GRAYSON R. B.; DOOLAN J. M.** "Adaptive Environmental Assessment and Management (AEAM) and Integrated Catchment Management". Occasional Paper nº. 1/95. Land & Water Resources Research and Development Corporation. Apr. 1995. Disponível em: <<http://www.lwa.gov.au>>. Acesso em: 16 mai 2006. 30 p.
- HUITEMA D.; BECKER G.**, (2005) "Governance, institutions and participation. A comparative assessment of current conditions in selected countries in the Rhine, Amu Darya and Orange basins" NEWater Report Series. Nº 8 Institute for environmental Studies, Vrije Universiteit Amsterdam, Disponível em: <http://www.usf.uni-osnabrueck.de/projects/downloads/newater_rs08.pdf> Acesso em: fev. 2007, 32p.
- INTERNATIONAL CONFERENCE ON FRESHWATER** (2001). "Conference Report. Water – a Key to Sustainable Development" Minister for Economic Cooperation and Development. Minister for Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety. Germany. Bonn, December Organised by Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ). Disponível em: <<http://www.water-2001.de>> Acesso em: 20 jul. 2005. 123 p.
- LAMOREE G.; HARLIN J.** (2002) "Institutional Capacity Building within the Water Resources Sector of Developing Countries. Part 1 A Framework for Analysis". Water International, vol 27, Number 4, December 2002 . IWRA - Internacional Water Resources Association pp, 542-549.
- _____. (2002) "Institutional Capacity Building within the Water Resources Sector of Developing Countries. Part 2: Case Studies from Southern África". Water International vol 27, Number 4, December 2002. IWRA-Internacional Water Resources Association pp, 550-557.
- LIMEIRA, M. C. M.**; "Gestão Adaptativa e Sustentável: capacitação social como estratégia para restauração de rios". Tese de Doutorado em Recursos Naturais. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, Paraíba. 2008, 298p.
- MDA- Ministério do Desenvolvimento Agrário/IN CRA** – Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. "Manual para elaboração e implantação de projeto de Recuperação e Conservação de Recursos Natu-

rais em Assentamentos da Reforma Agrária”. Brasília. DF. Junho 2006. 55p.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. (2006), “Plano Nacional de Recursos Hídricos - PNRH, Síntese Executiva.” Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos. MMA. Brasília. 135p.

_____. (2007), “GEO Brasil: recursos hídricos: componente da série de relatórios sobre o estado e perspectivas do meio ambiente no Brasil.” Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente,; ANA. Brasília 246p.

MORGAN P. (2003) “Draft Background paper on methodology DAC study on capacities, change and performance” ECDPM Research Associate. June 2003. Disponível em: <<http://www.ecdpm.org>> Acesso em: 12 mar. 2007. 38p

_____. (2006) “The Concept of Capacity. Study on Capacity, Change and Performance”. European Centre for Development Policy Management (ECDPM) Disponível em: <<http://www.ecdpm.org>> Acesso em: mar. 2007. 19p.

PARAIBA (2006). “Plano Estadual de Recursos Hídricos: um resumo executivo & atlas” PERH – PB. Secretaria de Estado da Ciência e Tecnologia e do Meio Ambiente – SECTMA.: Agência Executiva de Gestão de Águas do Estado da Paraíba, AESA – Brasília, DF: consórcio TC/BR – Concremat. 112p.

PORTER. M. “Competição: on competition”. Rio de Janeiro: Campus, 2003. 515p.

SEN A. K. “Desenvolvimento como liberdade”. Companhia das Letras, São Paulo. 2000. 411p.

TASCHEREAU S.; BOLGER JOE. (2006). “Networks and Capacity” September 2006. Disponível em: <<http://www.ecdpm.org>> Acesso em: 12 fev. 2007. 37p.

THOMSON D.; PEPPERDINE S. (2003). “Assessing community capacity for riparian restoration”. Published by Land & Water Austrália, Canberra ACT 2601. July 2003. Disponível em: <<http://www.rivers.gov.au>> Acesso em: 15 mar. 2005, 55p.

TORTAJADA C. (2001) “Capacity building for the Water Sector in México. An analysis of recent efforts”. Water International., vol 26, Number 4, December 2001 . IWRA - Internacional Water Resources Association pp, 490-498.

WATSON D. (2006) “Monitoring and evaluation of capacity and capacity development” Reflection. Discussion paper Nº 58B. April 2006. Disponível em: <<http://www.ecdpm.org>> Acesso em: 12 mar. 2007. 32p.

Adaptive And Sustainable Management For River Restoration: Part II - The Theme Design Program for Social Capacity

ABSTRACT

This paper shows the evaluation performed in the Gramame river basin, in the South coastal region of Paraíba State, Brazil, referring to the application of the Thomson e Pepperdine (2003) methodology for analysis of the social capacity dimensions. The aim is to aid in the elaboration and evaluation of river restoration projects. Theme 4, concerning the design of the restoration program and its seven dimensions, is highlighted among the five themes that help understand the actors' interaction in the basin. The results indicate paths of institutional macrochange which help consider ways of achieving shared objectives through sustainable adaptive management, among other major points.

Keywords: *river restoration, social capacity, adaptive management.*

Análise Qualitativa do Assoreamento do Reservatório de Promissão (SP)

Adelena Gonçalves Maia

Departamento de Engenharia Ambiental - UNICENTRO
adelena@irati.unicentro.br

Swami Marcondes Villela

Departamento de Hidráulica e Saneamento – Escola de Engenharia de São Carlos/USP
swami@shs.com.br

Recebido: 05/09/08 - revisado: 07/12/09 - aceito: 04/01/10

RESUMO

O assoreamento de reservatórios formados pela construção de barragens é um processo inevitável, sendo as suas consequências amenizadas através do conhecimento da dinâmica do processo e da aplicação de medidas de controle corretivas e preventivas. O estudo de caso apresentado neste trabalho foi realizado no reservatório de Promissão (SP), localizado no Médio Tietê. A análise do assoreamento foi feita com base na variação do nível do fundo do reservatório, através da comparação da topografia original do lago na época do seu enchimento, em 1975, com a topo-batimetria levantada no ano de 2005. Os resultados apresentaram o grau de assoreamento dos compartimentos estudados, bem como a localização do sedimento depositado, se dentro ou fora do volume útil. O corpo principal do reservatório foi pouco atingido pelo assoreamento e dentre os afluentes mais importantes do reservatório, o Rio dos Porcos e o Rio Batalha foram os mais afetados. Outros afluentes de menor importância se apresentaram totalmente assoreados ou com elevado grau de assoreamento, com a maior parcela de sedimento depositado no compartimento do volume útil do reservatório. A análise qualitativa de dados de assoreamento se mostrou eficaz para a determinação do estágio de assoreamento dos afluentes e do corpo principal do reservatório de Promissão.

Palavras-chave: assoreamento, análise qualitativa, reservatório de Promissão.

INTRODUÇÃO

O processo de assoreamento atinge todos os reservatórios formados em decorrência da construção de barragens. O sedimento pode se acumular no compartimento do volume útil do reservatório ou em cotas inferiores ao mesmo, desta forma não alterando o volume útil, mas diminuindo o volume morto do reservatório e a sua vida útil. O sedimento depositado no volume útil do reservatório altera a vazão regularizada, a capacidade de produção de energia elétrica e o atendimento de outros usos consuntivos e não consuntivos da água, acarretando em perdas financeiras para o empreendedor.

O volume de sedimento acumulado em um reservatório pode ser calculado a partir da comparação da topografia original do lago com o levantamento topo-batimétrico atual do reservatório. Este procedimento é mais confiável do que os baseados na estimativa do sedimento afluente

ao reservatório e da sua eficiência de retenção. No entanto, a comparação da topografia do fundo do reservatório em diferentes datas pode trazer incertezas relacionadas, na maioria dos casos, às plantas topográficas originais do reservatório, por serem, na sua maioria de difícil obtenção e pela má qualidade que algumas delas podem apresentar.

A análise qualitativa do assoreamento de reservatório pode ser uma alternativa para a determinação dos trechos do reservatório mais afetados pelo acúmulo de sedimento.

Com relação à pesquisa qualitativa, Pereira (2004) justifica o seu uso reduzido ao afirmar que "a imateriabilidade da qualidade tende a falsamente sugerir sua imponderabilidade, ou seja, sua impossibilidade de ser medida." o autor ainda conclui ao dizer que "tudo na natureza é possível de mensuração, basta identificar qual *numerus* é adequado a esta tarefa". Em muitas pesquisas científicas a análise qualitativa do objeto é renegada à segundo plano, ou mesmo negligenciada, por falta de informação

sobre a sua importância no acúmulo de conhecimento sobre o objeto de estudo.

Minayo e Sanches (1993) afirmam que do ponto de vista epistemológico, considerando os métodos quantitativos e qualitativos, nenhuma abordagem é mais científica do que a outra. Os autores concluem que o estudo quantitativo pode gerar questões para serem aprofundadas qualitativamente, e vice-versa. Desta forma, a utilização pelos pesquisadores de métodos quantitativos em conjunto com os qualitativos pode contribuir para o enriquecimento da análise realizada e para a geração de informações adicionais sobre o objeto de estudo.

De acordo com Neves (1996) nos últimos 30 anos a pesquisa qualitativa ganhou espaço em área como a Psicologia, a Educação e a Administração de Empresas. No entanto outras áreas que se valem preeminentemente da pesquisa quantitativa têm aberto espaço para o estudo qualitativo das suas informações.

Na área de recursos hídricos a técnica qualitativa de análise de dados tem se mostrado eficiente principalmente na avaliação de sistemas de gestão de recursos hídricos. Alvin e Ronca (2007), por exemplo, apresentam uma metodologia de avaliação da contribuição das ações de comitês de bacias hidrográficas na gestão integrada destas bacias, com o estudo de caso do Comitê do Alto Tietê (SP).

O estudo do assoreamento de reservatório é fundamental para a determinação da sua vida útil, bem como para a análise da viabilidade de investimentos nas obras de construção de barragem. O que vai determinar a metodologia empregada no estudo do assoreamento de um reservatório, construído ou em planejamento, são os dados disponíveis para este trabalho. Modelos computacionais baseados na dinâmica dos fluídos já são ferramentas disponíveis, no entanto a falta de dados de entrada para estes modelos muitas vezes inviabiliza a sua utilização. A aplicação de análise de dados qualitativos no estudo de assoreamento pode ser uma ferramenta auxiliar devido ao reduzido número de informações necessárias para o seu uso, considerando a metodologia apresentada neste trabalho.

O estudo qualitativo a partir de dados quantitativos é o que propõe este estudo de caso, que se utiliza de dados da variação do nível do fundo do reservatório, durante o seu período de operação, para se agregar informações sobre o assoreamento do reservatório de Promissão (SP).

METODOLOGIA

Análise de dados qualitativos

A análise qualitativa não trabalha diretamente com dados coletados, mas sim com a observação do objeto de estudo para posterior geração de dados, se utilizando assim da subjetividade para a geração de conhecimento científico.

Pereira (2004) lembra que o dado qualitativo é uma estratégia de mensuração dos atributos do objeto, sendo os seus predicados o objeto de estudo. As variáveis qualitativas do objeto de estudo são classificadas de acordo com as características apresentadas no Quadro 1.

Quadro 1 – Classificação de variáveis qualitativas.
Fonte: Pereira (2006)

Tipo de variável	Subtipo	Característica
Qualitativa	Categórica Nominal	Categorias, sendo que cada categoria é independente, sem relação com as outras. V.g. raça (com categorias como caucasiana, negra, etc.) nacionalidade (brasileira, argentina, etc.).
	Categórica Ordinal	Categorias, sendo que cada categoria mantém uma relação de ordem com as outras que pode ser ou não regular. V.g.: escolaridade com categorias, como nível 1, 2, 3; classe social (A, B, C...).

As variáveis qualitativas podem ser alocadas em categorias, e no caso da variável qualitativa categórica ordinal, estas categorias têm uma relação ordinal entre si.

Análise qualitativa do assoreamento do reservatório de Promissão

A Usina Mário Lopes Leão, responsável pela formação do Reservatório de Promissão, teve o iní-

cio da sua operação em 1975, sob concessão da Companhia Energética de São Paulo (CESP), estando atualmente, desde 1999, sob a operação da AES-Tietê. A usina conta com três unidades geradoras de energia elétrica, com potência unitária de 88 MW, totalizando uma potência instalada de 264 MW. O reservatório de Promissão é o quarto reservatório do sistema de cascata do Médio e Baixo Tietê, o seu volume útil de projeto é de 2.127 hm³.

A análise quantitativa do assoreamento do reservatório de Promissão, no período de 30 anos de operação (1975 a 2005), foi realizada e apresentada por Maia (2006). No entanto, frente às incertezas referentes ao processo de obtenção da planta original, de 1975, fez-se necessária uma análise qualitativa dos dados, para se analisar comparativamente o assoreamento dos afluentes e do corpo principal do reservatório.

A análise qualitativa dos dados não foi realizada de forma discursiva, com a comparação trecho por trecho da ocorrência ou não de assoreamento, com base na variação das curvas de nível, pois se acreditou que este tipo de análise não adicionaria uma informação comparativa dos graus de assoreamento dos trechos analisados.

O estudo qualitativo do assoreamento do reservatório de Promissão foi realizado a partir de dados quantitativos discretos, referentes à variação do nível do fundo do reservatório. Através desta análise cada trecho foi classificado em uma variável qualitativa categórica nominal e em variáveis qualitativas categóricas ordinais, estas classificações foram realizadas a partir do grau de assoreamento detectados nos trechos analisados e da localização do sedimento nos mesmos.

A avaliação da variação do nível do fundo do reservatório de 1975 a 2005 foi realizada segundo duas classes de dados: acúmulo de sedimento abaixo do nível mínimo de operação do reservatório e acima deste nível. O nível mínimo de operação do reservatório é de 379,7 m, sendo acima deste nível caracterizado o volume útil do reservatório. Como a planta original da topografia do reservatório, em 1975, apresenta curvas de nível de 5 em 5 metros, o nível mínimo de operação do reservatório foi estabelecido na cota de 380,0 m, pois esta cota está presente na planta original.

A seguir, nas Figuras 1 e 2, são apresentados os principais afluentes do reservatório de Promissão, bem como as letras identificadoras dos mesmos.

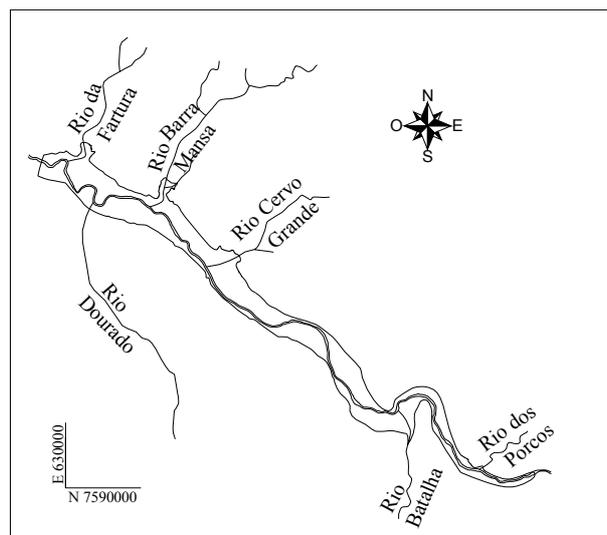


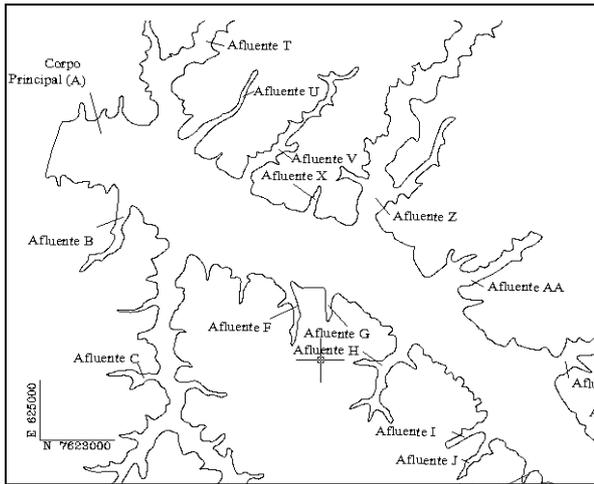
Figura 1 – Localização dos principais afluentes do reservatório.

Para a análise da variação do nível do fundo dos afluentes e do corpo principal do reservatório, os mesmos foram divididos em trechos de igual área de alagamento na cota 385,0 metros. Como os afluentes e o corpo principal do reservatório apresentam área de alagamento muito diferentes, foram estabelecidas classes, a partir das quais foram definidas as áreas de divisão dos trechos, de acordo com o Quadro 2.

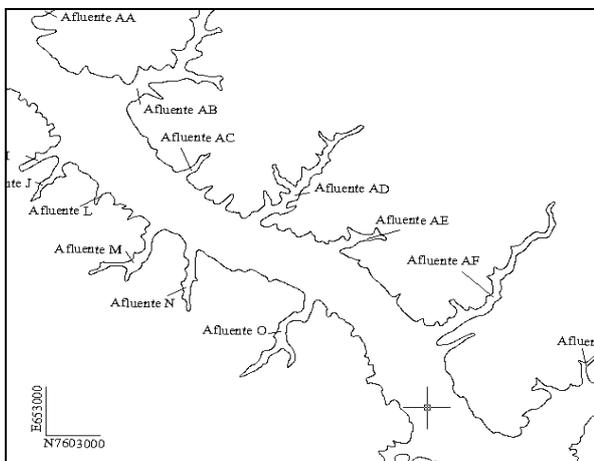
Quadro 2 - Classes para a determinação da área de cada trecho.

Classes de área (x 10 ³ m ²)	Área por trecho (m ²)
0 - 1.000	200.000
1.000 - 10.000	700.000
10.000 - 30.000	1.000.000
30.000 - 50.000	1.500.000
> 50.000	5.000.000

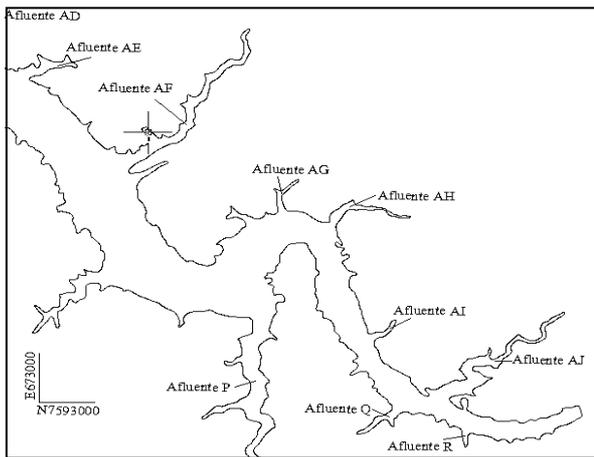
Como exemplo, pode-se analisar o afluente "V", que tem área na cota 385,0 m de 3.181 x 10³ m², sendo assim, de acordo com a Quadro 2, este afluente foi dividido em trechos de área de 700.000 m², sendo possível dividir o afluente em 5 trechos (V1, V2, V3, V4 e V5), como apresentado nas Figuras 3 e 4.



(a)

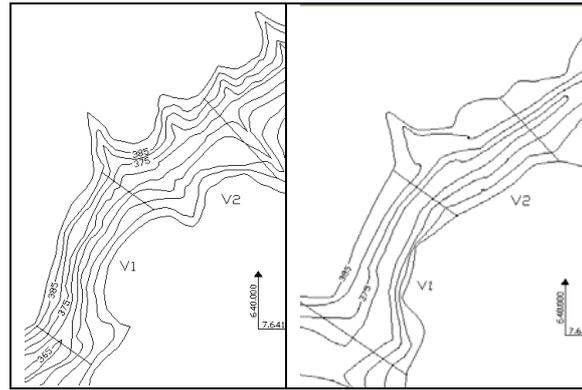


(b)



(c)

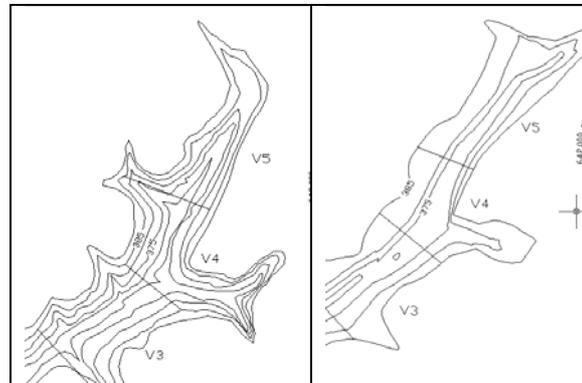
Figura 2 – Identificação dos afluentes do reservatório:
(a) trecho próximo à barragem, (b) trecho médio e
(c) trecho de entrada do reservatório.



(a)

(b)

Figura 3 - Trechos V1 e V2, do afluente V, da planta original (a) e da batimetria (b).



(a)

(b)

Figura 4 - Trechos V3, V4 e V5, do afluente V, da planta original (a) e da batimetria (b).

Todos os afluentes e o corpo principal do reservatório foram divididos em trechos para a análise da variação do nível do fundo do reservatório. Em alguns afluentes foi verificada a diminuição do nível do fundo do reservatório, não sendo verificada a ocorrência de assoreamento nestes afluentes. Deve-se destacar os afluentes “C” (Rio Dourado) e “F” que tiveram uma variação de fundo de 30 e 25 metros, respectivamente. Nestes afluentes é evidenciada a ocorrência de dragagem do leito do rio. Todos os afluentes que tiveram a diminuição do nível do fundo do reservatório foram desconsiderados neste estudo.

Para o cálculo dos percentuais de assoreamento abaixo e acima da cota de 380,0 m e do percentual não assoreado, foi considerada a variação do nível do fundo do reservatório da planta original e da batimetria, dos trechos dos afluentes analisados. A altura assoreada acima da cota de

380,0 m foi calculada a partir das seguintes considerações: (i) quando o nível do fundo do reservatório da batimetria é inferior a 380,0 m, a altura assoreada é zero; (ii) quando os níveis do fundo reservatório da batimetria e da planta original são superiores a 380,0 m, a altura assoreada é igual a diferença destes níveis; e (iii) quando o nível do fundo do reservatório da batimetria é superior a 380,0 m e o nível do fundo do reservatório da planta original é inferior a este valor, a altura assoreada é a diferença entre o nível do fundo do reservatório da batimetria e a cota 380,0 m.

O cálculo da altura assoreada abaixo da cota 380,0 m foi realizado a partir das considerações apresentadas a seguir: (i) quando o nível do fundo do reservatório da planta original é superior a 380,0 m, a altura assoreada é zero; (ii) quando os níveis do fundo reservatório da batimetria e da planta original são inferiores a 380,0 m, a altura assoreada é igual a diferença destes níveis; e (iii) quando o nível do fundo do reservatório da batimetria é superior a 380,0 m e o nível do fundo do reservatório da planta original é inferior a este valor, a altura assoreada é a diferença entre a cota de 380,0 m e o nível do fundo do reservatório da planta original.

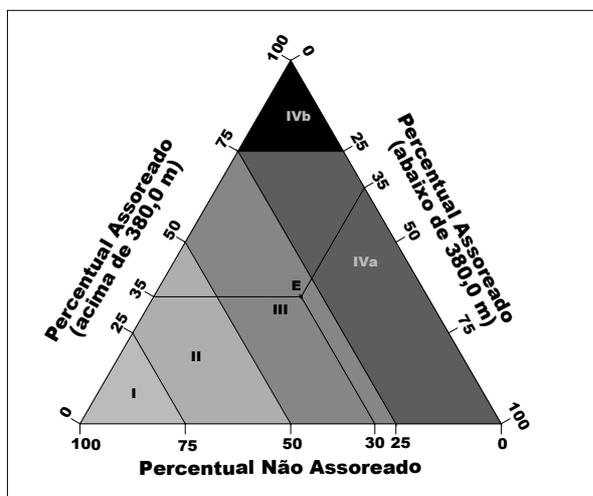


Figura 5 - Representação do diagrama triangular e da suas áreas de maior relevância.

Os resultados de todos os trechos analisados foram ilustrados através de um diagrama triangular, em que são apresentados três eixos, o do percentual de assoreamento acima da cota 380,0 m, o do percentual de assoreamento abaixo da cota de 380,0, e o percentual não assoreado. O diagrama triangular apresentada cinco áreas relevantes

(Figura 4). Nesta figura é apresentado como exemplo um afluente fictício “E”, que sofreu um assoreamento de 35% acima e abaixo da cota de operação e apresentou um percentual não assoreado de 30%.

O diagrama triangular representado na figura 5 define as categorias para a classificação qualitativa categórica nominal dos afluentes, onde a Classe I representa uma classe que sofreu menos com o assoreamento e as Classes IVa e IVb as mais atingidas pelo acúmulo de sedimento, com destaque para a classe IVb que representa os afluentes nos quais uma grande parte do sedimento acumulado se encontra acima do nível de operação do reservatório.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A Tabela 1 apresenta a análise de dados feita para o afluente V. Na referida tabela são apresentadas as cotas do fundo do reservatório das plantas original e da batimetria, dos trechos analisados. No afluente V todas as cotas do fundo do reservatório da batimetria são inferiores a 380,0 m, sendo considerados zero os valores de altura assoreada acima da cota de 380,0 m, para todos os trechos estudados. Neste afluente apenas foram observadas variações do nível do fundo do reservatório nos trechos V4 e V5, que obtiveram 5 metros de altura assoreada, para cada trecho, abaixo da cota de 380,0 m.

Para o cálculo dos percentuais de assoreamento abaixo e acima da cota de 380,0 m e do percentual não assoreado foi necessário o cálculo da altura acumulada até a cota de 385,0 m, que é a diferença acumulada da cota de 385,0 m e da cota do fundo do reservatório da planta original. Os percentuais finais de assoreamento do afluente V, acima e abaixo da cota de 380,0 m, foram de 0,00% e 13,33 %, valores percentuais dos totais acumulados das alturas assoreadas abaixo e acima de 380,0 m, com relação à altura acumulada até 385,0 m.

Tabela 1 – Assoreamento do afluente V no período de 1975 a 2005.

Trecho	Cota do fundo do reservatório (m)		Altura Assoreada		Alturas Acumuladas até 385,0 m (Planta Original)
	Planta Original	Planta da batimetria	Acima de 380,0 m	Abaixo de 380,0 m	
V1	370	370	0	0	15
V2	370	370	0	0	30
V3	370	370	0	0	45
V4	370	375	0	5	60
V5	370	375	0	5	75
Total			0	10	-
Percentual de assoreamento			0,00	13,33	-
Percentual que não assoreou			86,67		-

As Figuras 6 e 7 apresentam os resultados dos afluentes da margem esquerda e da margem direita, respectivamente.

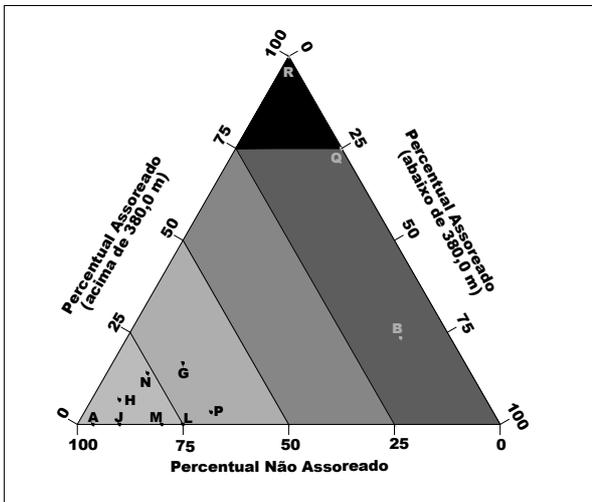


Figura 6 - Diagrama triangular representativo do grau de assoreamento do corpo principal do reservatório e dos afluentes da margem esquerda.

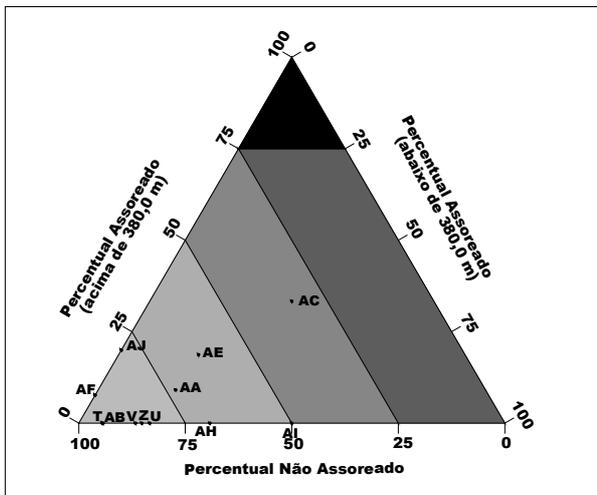


Figura 7 - Diagrama triangular representativo do grau de assoreamento dos afluentes da margem direita do reservatório.

Na Figura 6 observa-se que os afluentes “Q” e “R” apresentaram redução de 100% do seu volume inicial, com destaque para o afluente “R”, no qual todo o sedimento foi acumulado no seu volume útil. O afluente B também apresentou elevado grau de

assoreamento, sendo que o volume de sedimento acumulado no volume útil representa menos de 30% do seu volume inicial. Os outros afluentes e o corpo principal do reservatório, representado pela letra “A”, apresentaram uma situação menos grave quanto ao seu grau de assoreamento, com valores menores que 40%.

Os afluentes da margem direita do reservatório (Figura 7) foram menos susceptíveis ao processo de assoreamento, na sua maioria apresentaram menos que 50% do seu volume assoreado. O afluente “AC” apresentou maior grau de assoreamento, com a maior parte do sedimento localizado acima da cota 380,0 m.

A análise do diagrama triangular é feita a partir da variação do nível do fundo do reservatório e não da variação do seu volume. Na interpretação do diagrama quando se fala que “40% do volume inicial foi assoreado”, na verdade se quer dizer que, através da análise realizada, de uma escala de 1 a 100, sendo 100 o grau máximo de assoreamento, o afluente apresentou um grau de assoreamento de valor 40.

Na Tabela 2 são apresentados os resultados da análise do assoreamento dos principais afluentes e do corpo principal do reservatório.

Tabela 2 – Nível de assoreamento dos principais afluentes e do corpo principal do reservatório de Promissão.

Corpo Hídrico	Assoreamento (%)	
	Volume Útil	Volume Morto
Corpo Principal do Reservatório - A	0,0	3,8
Rio da Fartura - T	0,0	5,5
Rio Barra Mansa - Z	0,0	14,8
Rio Cervo Grande - AB	0,0	5,7
Rio dos Porcos - AJ	20,0	0,0
Rio Batalha - P	3,3	30,0

A partir da análise dos resultados apresentados se observa que o corpo principal do reservatório foi pouco afetado pelo assoreamento e que o sedimento depositado se encontra no volume morto do reservatório. Dentre os principais afluentes os mais atingidos foram o Rio dos Porcos e o Rio Batalha, sendo mais preocupante a situação do Rio dos Porcos por conta da localização do sedimento no volume útil do reservatório.

A Figura 8 apresenta as freqüência de ocorrências para cada classes de assoreamento.

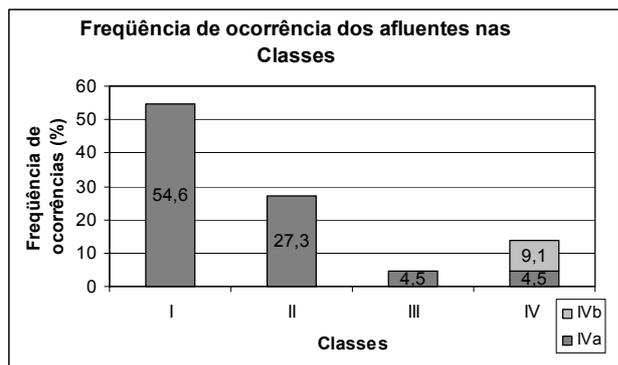


Figura 8 - Frequência de ocorrência das classes de assoreamento.

Na análise da Figura 8 observa-se uma maior concentração dos afluentes nas Classes I e II, que representam as classes com menor grau de assoreamento, no entanto vale ressaltar que estas classes agrupam os afluentes com até 50% de assoreamento, e parte dos afluentes localizados nestas classes apresentam a maior parte do sedimento acumulado acima do nível de operação do reservatório.

A análise qualitativa dos dados apesar de não fornecer valores sobre o volume de sedimento acumulado no reservatório é capaz de indicar, por análise comparativa, quais os afluentes que se encontram em estágio mais avançado de assoreamento, além de indicar o compartimento onde o sedimento está localizado.

CONCLUSÕES

Os resultados deste estudo constataram que os afluentes “Q” e “R” apresentaram redução de 100% do seu volume inicial, sendo que o afluente “R” se encontra em situação mais crítica, com todo o sedimento acumulado no compartimento do volume útil do reservatório. O afluente B também apresentou elevado grau de assoreamento, sendo que o volume de sedimento acumulado no volume útil representa menos de 30% do seu volume inicial. Mais de 80% dos afluentes apresentam percentuais de assoreamento menores que 50%, com destaque especial para o corpo principal do reservatório, que apresenta um grau de assoreamento menor que 4%.

A análise dos diagramas não é conclusiva em termos de estudo dos afluentes que mais contribuem para o assoreamento do reservatório, uma vez

que um afluente pode estar em pior situação do que outro, em termos de assoreamento, mas ser de menor porte, sendo assim responsável por um menor volume de sedimento no reservatório. Desta forma, este estudo não pode ser utilizado para a determinação da prioridade de ações a serem empregadas na bacia de drenagem ou no corpo do reservatório, a fim de minimizar ou reverter os efeitos do processo de assoreamento na operação do reservatório.

O estudo fornece o cenário global do assoreamento do reservatório e o compartimento onde se encontra o sedimento acumulado, se dentro ou fora do volume útil do reservatório. A partir destas informações é possível saber pontualmente a situação de todos os afluentes, e do corpo principal do reservatório, quanto ao grau de assoreamento, mesmo sem informações quantitativas referentes ao volume de sedimento acumulado nos mesmos.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Ampara à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão da bolsa de doutorado ao primeiro autor e aos profissionais do Núcleo de Hidrometria do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA/USP), em especial ao Professor Frederico Fábio Mauad, aos alunos Carlos Roberto Ruchiga Corrêa Filho e Liliane Lazzari Albertin e aos técnicos José Roberto Maramarque e Waldomiro Antônio Filho, pela realização da batimetria do reservatório de Promissão e pela concessão dos dados.

REFERÊNCIAS

- ALVIN, A. A. T. B.; RONCA, J. L. C. Metodologia de avaliação qualitativa de ações com ênfase na gestão integrada: o Comitê do Alto Tietê em São Paulo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p. 325-334, jul./set. 2007.
- MAIA, A. G. **As conseqüências do assoreamento na operação de reservatórios formados por barragens**. 2006. 164 p. Dissertação (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.
- MINAYO, M. C. S.; SANCHES, O. Quantitative and qualitative methods: opposition or complementarity?. **Caderno**

de Saúde Pública, Rio de Janeiro, v. 9, n. 3, p. 239-248, jul/set. 1993.

NEVES, J. L. Pesquisa Qualitativa: características, usos e possibilidades. **Caderno de Pesquisas em Administração**, São Paulo, v. 1, n. 3, p. 2 – 5, 2º semestre 1996.

PEREIRA, J. C. R. **Análise de dados qualitativos: estratégias metodológicas para as ciências da saúde**. São Paulo: Edusp, 2004. 56 p.

Qualitative Analysis of the Promissão Reservoir Siltation

ABSTRACT

Siltation of reservoirs formed by dam building is inevitable, and the consequences of this process are lessened by knowledge of the process dynamics and the implementation of corrective and preventive control measures. In this research the siltation of Promissão Reservoir (located in Middle Tietê watershed) was investigated. Analysis of the siltation process was based on changes in the reservoir bottom level by comparing the original lake topography during the reservoir filling period in 1975, with the topobathymetry obtained in 2005. The results showed the degree of siltation of the compartments studied, as well as the sediment location, within or outside the active volume. The main body of the reservoir was little affected by siltation and among the most important reservoir tributaries, the Porcos River and Batalha River were the most affected. Other less important tributaries were fully silted up or had a high degree of siltation, with the largest share of sediment deposited in the active volume compartment. The qualitative analysis of silting data was effective to determine the stage of siltation in the tributaries and in the main body of Promissão Reservoir.

Keywords: *reservoir siltation, qualitative analysis, Promissão reservoir.*

Tendências na Análise de Impactos da Implementação de Barragens: Lições do Estudo de Caso das Barragens de Uso Múltiplo da Bacia do Rio Santa Maria

Rafael Cabral Cruz

*Campus de São Gabriel, UNIPAMPA
rafaelcabralcruz@gmail.com*

Jussara Cabral Cruz, Geraldo Lopes da Silveira

*Depto Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSM
jussaracruz@pesquisador.cnpq.br, geraldo.ufsm@gmail.com*

Fábio Silveira Vilella

*Simbiota
fabio@simbiota.com.br*

Recebido: 13/07/08 - revisado: 27/09/09 - aceito: 05/03/10

RESUMO

Este artigo aborda as tendências para análise do balanço de impactos possíveis em empreendimentos de barragens, considerando diferentes aspectos que devem ser inseridos na análise, como os usos múltiplos, o balanço hídrico de outorga, a fragmentação dos rios, as alterações na vegetação ribeirinha, nas áreas úmidas, as alterações de regimes de sedimentos e de qualidade das águas no reservatório e suas implicações locais e a jusante do mesmo. A abordagem metodológica utilizada combina análises qualitativas com simulações, estruturada através de uma compartimentação dos trechos da bacia hidrográfica resultantes da introdução da barragem: a bacia de montante, o reservatório propriamente dito e o rio à jusante. Também foi incluída discussão sobre os efeitos resultantes da alteração do uso e cobertura da terra e sobre as águas subterrâneas. As análises levam em consideração o acervo existente de estudos na região. A análise de balanço dos impactos foi realizada para o estudo de caso das barragens do Taquarembó e do Jaguari na bacia do Rio Santa Maria, RS. Como resultados são apresentadas várias recomendações de estudos necessários durante o processo de licenciamento ambiental e que servem para embasar e subsidiar o plano de manejo das obras e de mitigação dos seus impactos. O estudo conclui da necessidade da integração da gestão ambiental e de recursos hídricos, através de um estudo em escala de bacia hidrográfica alicerçado em estudos de fragilidades ambientais e do Zoneamento Ecológico-Econômico.

Palavras-chave: : licenciamento ambiental, barragem, impacto ambiental.

INTRODUÇÃO

No Brasil, a análise de impactos ambientais da implantação de barragens tem sido efetuada considerando principalmente os impactos locais diretos e indiretos (Áreas de Influência Direta e Indireta), com ênfase no canteiro de obras e no reservatório. Isto acontece porque o sistema de licenciamento ambiental brasileiro começa com a Licença Prévia, também chamada de licença de localização, que estabelece a viabilidade de implantação do empreendimento em determinado sítio (Resolução CONAMA 237/97; Brasil, 1997). Nor-

malmente, os Termos de Referência para elaboração de EIAs/RIMAs somente consideravam, por exemplo, o trecho de jusante em termos de impacto sobre os usuários da água (NATURATINS, 2008). O rio não é considerado como um sistema de rede. No entanto, estas práticas não estão de acordo com o que prevê a legislação ambiental, que prevê que a unidade de planejamento é a bacia hidrográfica e que todos os estudos devem levar em conta os efeitos na mesma. Normalmente, o atendimento a este preceito é formalmente contemplado informando a bacia hidrográfica na qual está inserido o empreendimento, não pelo estudo da propagação dos impactos em toda a bacia através da conexão da rede hidrográfica.

Os impactos ambientais não abordados no sistema em rede acabam por potencializar os conflitos e gerar tensões que causam prejuízos sócio-ambientais significativos (CMR, 2000; Rezende & Rothman, 2005).

A partir do debate que encontrou seu ápice com a publicação do relatório da Comissão Mundial de Represas (CMR, *op.cit.*) várias iniciativas começaram a ser desenvolvidas o sentido de fazer evoluir o processo de análise de impactos de barragens, incluindo a análise de fragilidades ambientais em escala de bacias hidrográficas (FEPAM/UFRGS, 2001, 2004; Silveira *et al.*, 2005; FEPAM/UFSM, 2005) e a avaliação ambiental integrada de bacias hidrográficas (Tucci e Mendes, 2006; EPE, 2007), que resultaram em uma atualização dos termos de Referência para Estudos de Impacto Ambiental de barragens que foi emitido em 2005 pelo IBAMA, válido para empreendimentos sob licenciamento federal (IBAMA, 2005).

Neste contexto de grande desenvolvimento metodológico da área de licenciamento ambiental de barragens, há uma grande heterogeneidade de comportamentos dos órgãos ambientais, dada a sua volatilidade de pessoal ou devido ao peso político da área ambiental sobre as decisões referentes aos grandes projetos de investimentos. As incertezas relativas aos desenvolvimentos técnico-científicos recentes, a pouca disponibilidade de pessoal qualificado nestas áreas novas, tem levado a uma grande variedade de comportamentos institucionais, resultando em processos de licenciamento que não necessariamente acompanham os avanços metodológicos refletidos em nível federal nas unidades da federação.

Neste estudo, procurou-se revisar conteúdos sobre hidrologia e ecologia de bacias hidrográficas, rios e de barragens que permitam um balanço de impactos ambientais integrado e expedito, capaz de orientar o processo de licenciamento de barragens.

O objetivo deste trabalho foi verificar como os estudos destinados à análise prévia de impactos ambientais efetuados na bacia do rio Santa Maria situam-se diante do estado da arte de conhecimentos sobre a ecologia dos rios, visando contribuir para que os órgãos ambientais possam revisar os requisitos de informações que fundamentam os Termos de Referência para Estudos de Impacto Ambiental de barragens de uso múltiplo.

Os estudos de caso nos quais se sustenta a abordagem referem-se às barragens de uso múltiplo dos arroios Jaguari e Taquarembó, afluentes do rio Santa Maria, formador do rio Ibicuí, principal afluente do rio Uruguai no Rio Grande do Sul.

ARCABOUÇO TEÓRICO

De acordo com Straškraba & Tundisi (2000) e Tundisi (2006), os reservatórios de barragens devem ser tratados como ecossistemas. Pode-se compartimentalizar estes ecossistemas em três subsistemas físicos e um subsistema antrópico (Straškraba & Tundisi, *op.cit.*):

- “As bacias hidrográficas e as vazões afluentes;
- O reservatório;
- As vazões liberadas; e
- A socioeconomia e o gerenciamento”.

Nessa perspectiva o primeiro compartimento é influenciado e definido pelo regime de chuvas e pelo padrão de uso e cobertura da terra, que podem alterar a partição dos diversos componentes do balanço hídrico e determinar a quantidade de água que chega ao rio. Este compartimento somente pode ser parcialmente manejado pelos gerentes do reservatório através do Plano Diretor do Reservatório e através de ações compartilhadas com as instituições responsáveis pela gestão da bacia hidrográfica, capazes de induzir mudanças no ciclo hidrológico. No entanto, como não é afetado pelas decisões da operação do reservatório, não será tratado nessa análise a não ser como fonte de vazões afluentes e de cargas poluentes.

O reservatório, segundo Straškraba & Tundisi (2000), “é um coletor e digestor das entradas e dos efeitos existentes nas bacias hidrográficas”. Ou seja, processa energia, materiais e informações contidas nas vazões afluentes. Quanto maior o tempo de residência das águas no reservatório, maior o processamento dentro do reservatório, resultando em mudanças no regime térmico das águas e de trocas térmicas com a atmosfera e em alterações químicas e físico-químicas das águas. Pode-se dizer que o reservatório determina uma mudança do regime lótico (de águas correntes) para lântico (de águas paradas). Na verdade, o reservatório pode se situar em um *continuum* entre lótico e lântico, dependendo do porte, do grau de regularização e do tempo de residência das águas.

O processamento das vazões e das cargas de materiais dissolvidos e em suspensão, ocorrido no interior do reservatório, bem como as características construtivas e regras operacionais da barragem irão determinar a quantidade e qualidade das águas liberadas para jusante. Segundo Tundisi (2006), “os reservatórios estão, ..., submetidos a complexas funções de

forças naturais e artificiais que determinam suas características dinâmicas: a circulação e a estratificação térmicas, os fluxos unidirecionais, as respostas às entradas de energia mecânica (intrusões) e os efeitos da energia cinética produzida pelo vento. Portanto, além de estarem submetidos às funções de força naturais resultantes dos regimes climatológicos e hidrológicos, a operação do reservatório, o tipo de construção e seus usos interferem na dinâmica do sistema e em sua organização espacial e temporal".

O reservatório afeta e é afetado diretamente pelas decisões de manejo, ou seja, da operação do reservatório. As decisões de manejo devem ser tomadas antes da construção do reservatório, pois as características construtivas acabam determinando a maior parte dos impactos sobre o regime hidrológico do trecho de rio situado à jusante.

O impacto causado sobre o trecho de jusante é resultante de alteração da qualidade e da quantidade da água, o que depende do que ocorre com as cargas afluentes e seu metabolismo dentro do reservatório, da capacidade de regularização do mesmo e das profundidades de captação.

Também deve se considerar que uma barragem não é um empreendimento de impacto local. É um empreendimento que provoca a propagação em rede, tanto à montante, como à jusante, dos impactos ambientais, pois o rio é um ecossistema de fluxo (Postel & Richter, 2003; FEPAM, 2004; Silveira et al., 2005).

De acordo com Benda *et al.* (2004), os efeitos de confluência podem mitigar os impactos de um barramento. Neste caso, a confluência de contribuintes importantes pode mitigar os efeitos da supressão de vazões para os diversos usos consuntivos.

Deste modo, o principal impacto de uma barragem é a fragmentação do rio. A implantação física do barramento altera as condições hidrosedimentológicas do rio, colocando uma barreira que adiciona um trecho lântico ao longo de uma rede lótica.

Além das características relacionadas às vazões e cargas poluentes, que determinarão as modificações na qualidade das águas, que devem respeitar as normas referentes ao enquadramento dos corpos de água (Resolução CONAMA 357; CONAMA, 2005), o trecho barrado deve garantir a conectividade dos habitats dos peixes migradores (Postel & Richter, 2003; FEPAM, 2004; Britto e Sirol, 2006) e o regime de pulsos necessário para preservar habitats para as espécies ribeirinhas (Neiff, 1990; Junk & Wantzen, 2004; Cruz, 2005).

O projeto deve garantir, portanto, um regime de vazões que mantenha as condições de perpe-

tuação da vida das espécies aquáticas e ribeirinhas. Este princípio está estabelecido na legislação de águas, que estabelece a necessidade de manutenção de uma vazão ecológica no trecho de rio, bem como nas recomendações da Comissão Mundial de Barragens (CMR, 2000).

Barragens causam diversos impactos ambientais (irrigação, abastecimento público, manutenção de condições de balneabilidade, alteração dos ecossistemas, perda de biodiversidade, alteração do regime hidro-sedimentológico, etc.) . A viabilidade social e ambiental de uma barragem depende do balanço entre benefícios resultantes da implantação do empreendimento e prejuízos sociais e ambientais do mesmo, o qual envolve a valoração dos mesmos pelos diversos atores envolvidos no processo de tomada de decisão. Dependendo do ponto de vista do ator, um impacto pode ser classificado como positivo ou negativo. Por exemplo, o efeito de regularização de vazões pode ser considerado como efeito positivo em relação aos prejuízos causados pelas cheias e secas, mas negativo do ponto de vista da conservação da biodiversidade. Para tal, considera-se que os impactos ambientais significativos irreversíveis devam ser mitigados e/ou compensados. Uma estratégia de mitigação envolve a configuração ótima das estruturas do empreendimento, de modo a permitir o controle operacional completo das vazões e das profundidades de captação, associada a uma regra operacional que minimize os danos sobre o regime natural de vazões.

Sendo assim, os impactos ambientais significativos de uma barragem podem ser analisados, inicialmente, através dos seguintes compartimentos do sistema:

- A bacia de montante;
- O reservatório;
- O rio à jusante do empreendimento;
- As alterações diretas ou induzidas do uso e cobertura da terra;
- As alterações provocadas sobre as águas subterrâneas.

A bacia de montante

Os impactos resultantes da implantação de uma barragem se propagam à montante através da alteração das comunidades bióticas e dos efeitos causados pela mudança do nível de base do perfil de equilíbrio do rio. Este efeito tende a ser maior quanto maior a erodibilidade do trecho situado à montante do reservatório. Outro aspecto refere-se às

alterações na fauna aquática. A mudança do hábitat, bem como as mudanças na movimentação das espécies migradoras e no efeito de dispersão de espécies pelo arraste hídrico, podem alterar as relações de competição e predação, resultando em alterações significativas nas assembléias de espécies aquáticas, com possibilidade de favorecimento de propagação de espécies exóticas. Aspecto também a ser considerado, quando o caso exigir, refere-se ao efeito inverso da fragmentação que pode ser causado pela implantação de barragens em locais onde existem barreiras naturais. Nestes casos, devem ser avaliados os impactos referentes à transposição de espécies para ambientes antes isolados.

Do ponto de vista do manejo, pouca interferência tem o empreendedor ou gestor da barragem sobre a bacia de montante, embora a barragem dependa, quanto à sua vida útil e qualidade da água, de tudo que é feito na sua área de contribuição. Considerando-se a propagação dos efeitos em rede, torna-se necessária a integração de instrumentos da gestão de recursos hídricos e gestão ambiental para que os impactos ambientais possam, ser gerenciados adequadamente. Deste modo, O Zoneamento Ecológico-Econômico deve fundamentar a regulamentação do uso da terra na bacia e estabelecer uma condição necessária de contorno para o Plano de Bacia.

O reservatório

De modo geral, diversos autores (BMZ, 1996; CMR, 2000; Postel & Richter, 2003; FEPAM, 2004) referem que os principais impactos ambientais relacionados diretamente ao reservatório são:

- Mudança de regime lóxico para lântico;
- Alteração do regime hidrossedimentológico;
- Mudanças na qualidade da água;
- Favorecimento de espécies exóticas e alteração das assembléias da fauna aquática.
- Alteração micro-climática;

A mudança do regime de lóxico para lântico afeta as principais características físicas que representam as funções de força mais importantes do regime dos rios e reservatórios: as vazões e as cargas sedimentares associadas. As características construtivas e regras operativas, juntamente com a natureza da bacia a montante, determinam o comportamento do reservatório. Straškraba & Tundisi (*op.cit.*) listam as seguintes variáveis que afetam a biota de reservatórios:

- As vazões;
- Tipos de vales (geomorfologia);
- Temperatura das águas afluentes;
- Insolação;
- Turbidez;
- Química dos nutrientes.

A posição do reservatório, na rede hidrográfica, também afeta a tipologia dos lagos criados artificialmente e afeta as variáveis acima citadas.

As vazões determinam o funcionamento do sistema. Aportam ou diluem cargas de materiais dissolvidos ou em suspensão. Fazem variar o volume das águas e a área inundada, gerando pulsos que podem ter implicações significativas na colonização das margens pela biota ou afetar a estabilidade das mesmas. Grandes flutuações de águas nas margens podem desestabilizar as vertentes nas margens do reservatório e, em situações geotécnicas desfavoráveis, favorecer movimentos de massa (Maciel Filho, 1997).

Os tipos de vales irão determinar a configuração espacial do reservatório, o desenvolvimento de margens, a curva cota-inundação, bem como o potencial de alteração do micro-clima, a possibilidade de limpeza do reservatório pré-enchimento, o estímulo à ocupação das margens, a declividade das mesmas e sua estabilidade, entre outros aspectos.

As possibilidades de mistura do corpo de água, com impactos na qualidade da água (estratificação do lago), dependem do sistema de circulação dos ventos (Wetzel, 1981). Vales muito profundos podem funcionar como condutos forçados, potencializando os ventos, ou abrigar o vale dos ventos, dependendo da orientação do vale em relação aos ventos predominantes e do aprofundamento e largura dos vales. Também o comprimento da superfície do lago longitudinal à ação do vento ("*fetch*") depende da morfologia do terreno e da altura da barragem, afetando a quantidade de energia adicionada pelo vento para a movimentação da massa de água.

A alteração no tempo de retenção das águas, bem como a temperatura das águas afluentes e a insolação tendem a provocar alterações fortes no reservatório, causando mudanças na densidade da massa de água que afetam a estabilidade e formação de termoclinas e a conseqüente estratificação do reservatório. Esteves (1988) cita que lagos tropicais e subtropicais tendem a estratificar com diferenças de temperatura muito menores que em lagos temperados.

A dinâmica de trocas energéticas entre o corpo de água do reservatório e a atmosfera podem determinar mudanças no microclima local (BMZ, 1996; CMR, 2000). O efeito líquido destas trocas dependerá do grau de capacidade de dispersão da massa de ar localizada sobre o reservatório, a qual está relacionada às condicionantes do relevo, ao volume e área do lago. Dada a grande dependência de variáveis locais, torna-se difícil a previsão da presença ou não de modificações microclimáticas. Grandes represas, como a UHE Passo Real, situada em região de clima Cfa II 2a (Moreno, 1961; Vörösmarty *et al.*, 1998), afetam o microclima, permitindo a existência de cultura de cana-de-açúcar nas imediações do reservatório, cultura que tem baixa tolerância para geadas, (Donzelli, 2006).

Alguns estudos, como apresentado por Lagadinou (2003), demonstram, com base no monitoramento, que pouca alteração climática foi determinada pela implantação de barragens, no entanto, para as barragens de Pournari e Mornos, o autor encontrou uma elevação significativa da temperatura mínima. Berkamp *et al.* (2000) sistematizaram os impactos possíveis sobre o clima nos seguintes itens:

- Grandes reservatórios produzem um microclima devido ao armazenamento de calor, podendo causar mudanças no regime local de chuvas;
- Formação de nevoeiros nos primeiros momentos das manhãs e no inverno em climas temperados;
- Reservatórios rasos podem apresentar névoas mais densas em dias frios;
- Aumento da umidade e da ocorrência de nevoeiros pode criar habitats favoráveis para insetos vetores de doenças (mosquitos, tse-tse);
- Reservatórios em climas frios podem ter pouco efeito quando coexistem com muitos lagos naturais.

Do ponto de vista do regime sedimentológico, cria-se uma zona de agradação no reservatório, devida a alteração do nível de base do rio, que determina uma perda de energia potencial, provocando a formação de pequenos deltas nos locais onde os cursos de água confluem ao reservatório (Blyth & Freitas, 1989).

Como o reservatório acaba compartimentalizado em três zonas (zona de rio, zona de transição e zona lacustre) que apresentam mudanças progressivas na profundidade, largura e na velocidade dos fluxos (Straškraba & Tundisi, *op.cit.*), os depósitos

sedimentares tendem a desenvolver um gradiente granulométrico, com os sedimentos mais grosseiros situados nos trechos mais a montante e com finos depositados mais próximos ao eixo da barragem, dada a variação de velocidade das águas (Gordon *et al.*, 2004). Os sedimentos finos, juntamente com a matéria orgânica sedimentada, tendem a reter poluentes, bem como, através da decomposição anaeróbica nos sedimentos, produzir gases reduzidos (H_2S , CH_4 , NH_3 , entre outros) que podem alterar drasticamente a qualidade das águas, fenômeno agravado em reservatórios com alto tempo de retenção e com grande profundidade, favoráveis à formação de estratificação permanente ou muito estável (Figura 1). Esta situação é agravada caso as cargas oriundas das bacias de contribuição lateral, bem como aquelas trazidas pelo rio principal, contribuam significativamente ao corpo de água.

O reservatório, portanto, é muito sensível às modificações do uso da terra no seu entorno imediato e às cargas de nutrientes e/ou poluentes originadas na bacia de captação à montante (Feitosa, Nogueira & Vianna, 2006). Também, torna-se muito sensível ao assoreamento (reduzindo sua vida útil), caso os solos situados a montante sejam susceptíveis à erosão e o uso da terra não siga as recomendações do Zoneamento Ecológico-Econômico e as boas práticas de conservação da terra.

O conjunto de alterações físicas e químicas causadas pelo reservatório representam fatores de fragmentação dos rios, que somados à barreira física da barragem determinam profundos impactos às comunidades aquáticas. A fragmentação, neste caso deve ser considerada também como resultado da qualidade do ambiente resultante das alterações na velocidade, oxigenação, pH, turbidez, temperatura, entre outras variáveis que determinam a disponibilidade de habitats para espécies aquáticas, em especial para os peixes migradores e para a fauna bêntica. Estas alterações podem resultar em proliferação de espécies indesejadas, substituição de espécies de interesse econômico por outras de menor valor, propagação de vetores (problemas sanitários e de saúde pública) e extinção de populações de espécies de interesse especial (raras, endêmicas ou ameaçadas de extinção) (BMZ, 1996; CMR, 2000; Postel & Richter, 2003; FEPAM, 2004).

Medidas destinadas à mitigação da fragmentação envolvem, portanto, o manejo da qualidade da água do reservatório e das populações de peixes migradores, traduzidas em uma série de medidas de controle sobre a qualidade das águas vertidas e controle da qualidade das águas do fundo, que somente podem ser implementadas através da existência de

estruturas no corpo da barragem que permitam o controle total sobre a profundidade de captação e de uma rede de monitoramento da qualidade das águas em tempo real.

O rio à jusante do empreendimento

É consenso, manifesto por vários autores (BMZ, 1996; Berkamp *et al.*, 2000; CMR, 2000; Postel & Richter, 2003; FEPAM, 2004; Silveira *et al.*, 2005), que o principal impacto que se produz à jusante do reservatório é a alteração do regime hidrológico de vazões, efeito este que cresce com a capacidade de regularização do reservatório e com a existência de alças de vazão reduzida ou outras formas de derivação sem retorno para o trecho imediatamente situado na sequência do eixo da barragem. A alteração do regime de pulsos afeta as diversas funções das vazões, sistematizadas por Postel & Richter (2003) no Quadro 1.

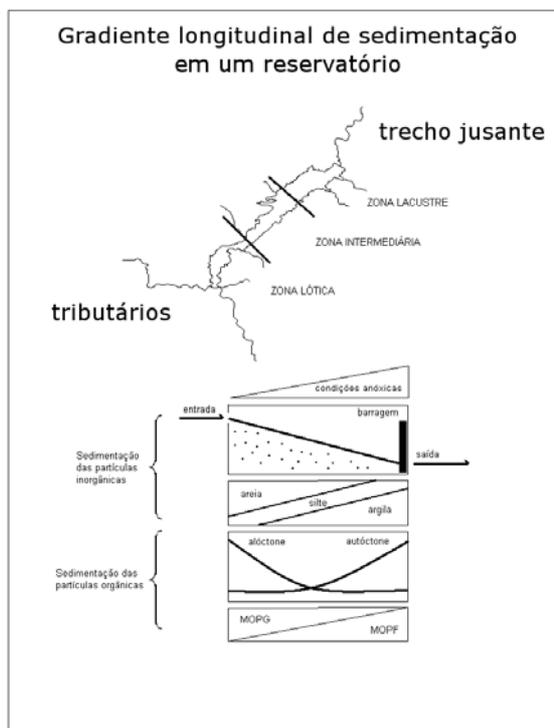


Figura 1 - Gradiente longitudinal de sedimentação em um reservatório (baseado em Zalewski & Wagner-Lotkowska, 2004). MOPG: matéria orgânica particulada grossa; MOPF: matéria orgânica particulada fina.

Alguns impactos da implantação de uma barragem são devidos diretamente à fragmentação do curso de água. Com a mudança do nível de base

e elevação do potencial hidráulico em relação ao trecho de jusante, provoca-se uma tendência a um ajuste do perfil de equilíbrio do rio que tende a aumentar o poder erosivo do mesmo no trecho à jusante. Este fenômeno agrava-se pela interrupção do aporte de sedimentos retidos pela barragem (BMZ, 1996). A barreira física da barragem também altera a dinâmica de transporte de detritos e de troncos, responsáveis pelo enriquecimento da diversidade de habitats nas confluências dos rios (Benda *et al.*, 2004).

A qualidade da água no trecho à jusante varia com o tipo de represa, suas características construtivas e com o manejo operacional da mesma. Deste modo, a qualidade das águas à jusante depende do manejo cuidadoso da qualidade da água no reservatório, associado a um controle, através de estruturas hidráulicas planejadas para este fim, da profundidade de captação das águas vertidas.

Quando as águas vertidas são liberadas sem o adequado cuidado, pode-se passar do extremo de causar mortalidade de peixes pela liberação de águas anóxicas ou pobres em oxigênio, quando liberadas águas do fundo em condições de longo tempo de estratificação térmica, para o extremo de matar peixes por hiperoxigenação das águas, pela liberação das águas através de vertedouros com excesso de turbulência.

A barragem produz a retenção de sedimentos, reduzindo também o aporte de nutrientes para as áreas ribeirinhas situadas à jusante da barragem.

A liberação de águas com características físico-químicas diferentes das naturalmente ocorrentes no rio pode provocar um efeito de barreira para inúmeras espécies que não toleram as novas condições do habitat. Nestes casos, as instalações destinadas a mitigar o efeito da fragmentação física, como os mecanismos de transposição para peixes, podem se tornar ineficientes, uma vez que muito antes os peixes já podem ter sido inibidos a subir o rio em função da qualidade degradada da água.

O manejo adaptativo da profundidade de liberação das águas, associado ao monitoramento em tempo real e a existência de estruturas hidráulicas que permitam o controle total sobre a profundidade de vertimento das águas, é condição inicial para a viabilização de outras medidas de mitigação dos efeitos da fragmentação do rio sobre as populações migradoras de peixes. Este mesmo controle permitirá, com base no conhecimento da afluência, manejar o regime de pulsos que devem ser preservados para cumprir com as funções ecológicas das vazões.

Quadro 1 - Funções ecológicas de diferentes níveis de vazões dos rios, adaptado de Postel & Richter (op.cit.).

Nível da vazão	Funções ecológicas (referentes ao trecho à jusante do barramento)
Vazões baixas (fluxo basal)	<ul style="list-style-type: none"> • Nível normal: • Provê espaço de habitat adequado para organismos aquáticos; • Mantém temperaturas da água, oxigênio dissolvido e química da água; • Mantém níveis do lençol freático na planície de inundação e umidade do solo para as plantas; • Provê água para os animais terrestres beberem; • Mantém os ovos de peixes e anfíbios em suspensão; • Permite a locomoção de peixes para áreas de alimentação e desova; • Suporta organismos que vivem em sedimentos saturados. • Nível de seca: • Permite o recrutamento de certas espécies de plantas da planície de inundação; • Elimina espécies invasivas e introduzidas das comunidades aquáticas e ribeirinhas; • Concentra presas em áreas limitadas para favorecimento de predadores.
Vazões altas	<ul style="list-style-type: none"> • Molda o caráter físico do canal, incluindo poções e corredeiras; • Determina o tamanho dos grãos do substrato do fundo do canal; • Previne que a vegetação ripária invada o canal; • Restaura as condições da qualidade da água após longos períodos de águas baixas, levando embora poluentes e resíduos; • Oxigena ovos em cascalhos onde ocorre desova, prevenindo a siltação; • Mantém condições adequadas de salinidade em estuários.
Grandes inundações	<ul style="list-style-type: none"> • Provê estímulos para a migração e desova de peixes; • Precipita nova fase do ciclo de vida (insetos, p.ex.); • Permite aos peixes desovar na planície de inundação, proporcionando berçários para peixes juvenis; • Proporciona novas oportunidades de alimentação para peixes e aves aquáticas; • Recarga para o lençol freático da planície de inundação; • Mantém diversidade nos tipos de florestas da planície de inundação, uma vez que diferentes espécies de plantas tem diferentes tolerâncias à inundação; • Controla distribuição e abundância de plantas na planície de inundação; • Deposita nutrientes na planície de inundação; • Mantém balanço de espécies em comunidades aquáticas e ribeirinhas; • Cria locais para recrutamento de plantas colonizadoras; • Molda os habitats físicos da planície de inundação; • Deposita cascalho, matacões e blocos em áreas de desova; • Arrasta materiais orgânicos (alimento), troncos, raízes, galhos (estrutura do habitat) para o canal; • Elimina espécies invasivas e introduzidas das comunidades aquáticas e ribeirinhas; • Escarificação de sementes e frutos de plantas ribeirinhas; • Dirige o movimento lateral do canal do rio, formando novos habitats (canais secundários, lagoas marginais); • Fornecem prolongado fornecimento de umidade para as plantas recém germinadas.

Alterações do uso e cobertura da terra (perímetro irrigado, canteiro de obras e reservatório)

As alterações sobre o uso e cobertura da terra provocados pela implantação de uma barragem resultam das modificações da disponibilidade de água para os usos desejados, da indução de mudanças no uso econômico do entorno do lago, da instalação do canteiro de obras e do enchimento do reservatório, com substituição de áreas terrestres por aquáticas.

Estas modificações resultam em perdas de habitats terrestres e anfíbios. Estas podem se dar tanto em função do enchimento do reservatório, como devidas às alterações hidrossedimentológicas do trecho de jusante.

A inexistência de áreas de refúgio suficientes para a fauna pode resultar em extinções locais de espécies. Neste caso a conectividade dos ecossistemas ripários somente pode ser reconstituída após a restauração dos mesmos ao longo do perímetro do lago. Uma medida mitigadora seria implantar o

projeto de implantação da vegetação de proteção do futuro lago com ampla antecedência ao enchimento do reservatório, de modo a fornecer abrigo (Áreas Destino de Fauna) durante o período de limpeza do reservatório (desmatamento e remoção da matéria orgânica) e durante o enchimento. Estratégia neste sentido tem sido proposta por Cruz & Accordi (2003).

A implantação do lago pode estimular as populações a se instalarem mais próximas do rio, em função da regularização, bem como ocupar as margens do lago, seja para lazer e moradia como para aproveitar a proximidade da água para implantar culturas irrigadas. Estas alterações podem resultar na degradação da qualidade da água e na potencialização de processos erosivos que contribuem para diminuir a vida útil do reservatório ou criar novas situações de risco em cheias catastróficas (BMZ, 1996).

Nas barragens de uso múltiplo que contemplam a irrigação, os impactos ambientais se propagam através da rede de canais de distribuição e da alteração do uso da terra, com o estímulo da conversão de áreas de biótopos naturais e semi-naturais para áreas agrícolas. Este fenômeno pode estender os efeitos da degradação da qualidade da água de jusante por um trecho longo do rio, devido à introdução de adubos químicos, pesticidas e sedimentos no curso de água. Deste modo, estabelece-se um mecanismo de retroalimentação positiva da degradação. Ao estimular a mudança do uso da terra, o impacto é potencializado, em especial na área irrigada, que retorna água com cargas poluentes adicionais por um trecho longo de rio.

Desta forma, a regulação do uso da terra torna-se um mecanismo necessário para que os impactos positivos do empreendimento não sejam suplantados pelos negativos. Daí a necessidade do Zoneamento Ecológico-Econômico e do seu condicionamento sobre o Plano de Bacia, estabelecendo uma relação "de fato" entre a gestão ambiental e a de recursos hídricos.

Impactos sobre as águas subterrâneas

Pode-se afirmar que existem três mecanismos principais de alteração das condições das águas subterrâneas em função da implantação de uma barragem. O primeiro refere-se ao aumento de carga proporcionado pelo reservatório, que pode aumentar as taxas de infiltração para os aquíferos. Em muitos casos, esta condição é um impacto positivo. No entanto, quando existe uma degradação da qualidade da água do reservatório, principalmente da

água do fundo, corre-se o risco de contaminar as águas do aquífero. Quando o fluxo de água subterrânea é intenso, a contaminação pode resultar na degradação da qualidade de águas de poços de abastecimento de populações ou de rebanhos. O segundo mecanismo de impacto se dá na dinâmica das águas subterrâneas, através do rebaixamento do lençol nas áreas ribeirinhas situadas à jusante da barragem e da possibilidade de serem levantados os níveis do lençol freático em locais indesejados, como consequência da locação de canais de irrigação (BMZ, 1996). O terceiro mecanismo refere-se ao risco de contaminação de aquíferos devido às mudanças na cobertura e uso do solo em áreas de recarga, induzidas pela implantação da barragem e seus projetos associados de irrigação.

Estudos geológicos adequados, bem como um programa de monitoramento de águas subterrâneas através da instalação de piezômetros e de acompanhamento dos poços existentes no entorno devem ser inserido dentro de uma estratégia de manejo adaptativo. Esta estratégia é paralela e colhe os frutos do manejo da qualidade da água do reservatório. Se este for bem efetuado, as águas que infiltrarão serão de boa qualidade, resultando em impacto positivo. Também aqui existe uma forte dependência do manejo conjunto dos recursos hídricos e do uso da terra. A implantação dos perímetros irrigados deve respeitar as boas práticas de proteção das áreas de recarga de aquíferos, o que deve ser garantido pelo Zoneamento Ecológico-Econômico, uma vez que os instrumentos de gestão de recursos hídricos não permitem a intervenção sobre o uso da terra. Juntamente, pode-se utilizar técnicas de eco-hidrologia e fitotecnologia para retenção de nutrientes e de sedimentos adicionais resultantes da implantação do perímetro de irrigação (Zalewski & Wagner-Lotkowska, 2004). As possibilidades envolvem a inclusão de banhados cultivados em rotação com a cultura irrigada do arroz, por exemplo, como efetuado na China (Chung, 1982).

ESTUDO DE CASO: BARRAGENS NA BACIA DO RIO SANTA MARIA

A área de estudo

A Bacia do rio Santa Maria tem sido objeto de um número significativo de estudos e projetos destinados à regularização e aumento da sua disponibilidade hídrica, bem como para o gerenciamento dos seus recursos ambientais, principalmente os

recursos hídricos. Tais ações são decorrentes da forma de uso e ocupação do solo e das pressões sociais e econômicas resultantes (UFSM/SEMA, 2004).

Recentemente, o Governo Federal através do Ministério da Integração Nacional e da Agência Nacional de Águas, instituiu o Programa Nacional para o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos – PROÁGUA NACIONAL, estendendo para todo o território brasileiro o PROÁGUA SEMI-ÁRIDO (ANA, 2007). Este Programa, que conta com recursos financeiros do Banco Mundial e do Governo Federal, tem como objetivo geral contribuir para melhoria da qualidade de vida da população, especialmente nas regiões menos desenvolvidas do país, mediante o planejamento e a gestão de recursos hídricos simultaneamente com a expansão e otimização da infra-estrutura hídrica, de maneira a garantir a oferta sustentável de água em quantidade e qualidade adequadas aos usos múltiplos.

No âmbito deste Programa, o Estado do Rio Grande do Sul foi contemplado com recursos financeiros para a melhoria da gestão dos recursos hídricos do Estado e para a implantação de duas barragens de uso múltiplo, localizadas na Bacia do rio Santa Maria, as barragens dos arroios Jaguari e Taquarembó. Estes recursos são da ordem de R\$ 100 milhões, incluída aí a contra-partida do Estado, sendo que cerca de 10% destinam-se à gestão de recursos hídricos, tanto nos aspectos quantitativos, quanto qualitativos, a serem aplicados em um prazo de 3 (três) anos.

A partir da inserção do Rio Grande do Sul no Pro-Água Nacional, foram retomados os projetos das barragens e os estudos ambientais realizados, com vistas à verificação da sua adequação aos objetivos do Programa, bem como ao atendimento das restrições ambientais vinculadas a este tipo de empreendimento.

No levantamento do histórico dos processos de realização dos estudos ambientais, foi verificado que não foi atendida uma série de etapas exigidas para o licenciamento, dentre as quais, a análise conjunta dos impactos e dos benefícios dos empreendimentos e a sua propagação em toda a bacia hidrográfica. Outro aspecto a ser considerado, é o fato de que, originalmente, os projetos tinham como objetivo apenas a acumulação de água para irrigação sem considerar os demais usos da água, principalmente o abastecimento humano, a laminação de cheias, a regularização de vazões e o desenvolvimento do lazer junto ao município de Rosário do Sul.

Dentro desta nova visão de usos múltiplos e considerando que a gestão de recursos hídricos

evoluiu na Bacia do rio Santa Maria, principalmente no que se refere à administração da oferta de água através do instituto da outorga do direito de uso e da ação deliberativa do Comitê da Bacia, houve a necessidade de reavaliar os projetos naquilo que se refere à concepção das obras e, fundamentalmente, nos impactos ambientais decorrentes da implantação dos empreendimentos.

A Bacia do Rio Santa Maria apresenta como atividades econômicas preponderantes a lavoura orizícola e a pecuária. O setor agrícola é o maior usuário de água, seguido do setor de abastecimento humano, da pecuária e do setor industrial. Nos períodos de irrigação, a bacia apresenta baixa disponibilidade de recursos hídricos, gerando sérios conflitos de uso, principalmente entre os setores da agricultura e do abastecimento humano (UFSM/SEMA, 2004), demandando ações por parte do sistema de gestão dos recursos hídricos.

As sucessivas ocorrências de déficits hídricos e o grau de importância desta bacia no contexto regional levaram o Poder Público e, em menor grau, a iniciativa privada, a desenvolver estudos na área de recursos hídricos. Estes estudos objetivaram quantificar as deficiências e, principalmente, identificar medidas que permitissem garantir o suprimento de água para o abastecimento público, para as lavouras existentes e para futuras atividades econômicas. Os principais estudos e ações estão listados no Quadro 2.

Revisão do balanço hídrico - impacto da obras

Nos estudos realizados pela UFSM/SEMA (2004) para subsidiar a outorga (Quadro 2), a bacia do rio Santa Maria foi subdividida em 21 Seções Hidrológicas de Referência (SHR), para quais foram definidas as disponibilidades hídricas e estimadas demandas. Esses dados foram utilizados para realização de um balanço hídrico integrado na bacia, realizado por otimização para melhor distribuir as demandas, ou as necessidades de redução de consumo, considerando o todo da bacia (Cruz, 2001; UFSM/SEMA, 2004; Cruz & Tucci, 2005). No critério adotado para o balanço hídrico no estudo da UFSM/SEMA (2004), usaram-se, como ponderador da otimização, as demandas totais em cada SHR.

O balanço hídrico foi feito para considerar o efeito da inclusão das barragens na regularização do rio e em quais SHRs esses efeitos são sentidos. A área de influência direta das barragens se dá para as SHRs 9, 16, 19 e 21 (Figura 2). As demais sub-bacias, permanecem com a mesma necessidade

Quadro 2 – Histórico de estudos e ações na bacia do rio Santa Maria

Ano	Referência – Projeto - Estudo	Observações
1956	"Relatório Preliminar sobre Reserva e Controle de Água na bacia do rio Santa Maria"	Publicado em outubro de 1967 Levantamento preliminar da disponibilidade de água na bacia Possíveis locais para barramentos
1987	"Inventário dos possíveis locais de barramento na bacia do rio Santa Maria - Rio Grande do Sul"	Inventariados 91 possíveis locais para barramentos
1992	estudo comparativo entre os projetos das barragens do arroio Lajeado e do arroio Taquarembó-Chico	Este estudo concluiu pela viabilidade técnica e econômica do barramento proposto no arroio Taquarembó-Chico
1993	"Sistema de Avaliação de Disponibilidades Hídricas Fluviais para o Gerenciamento dos Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria"	Bacia em trechos de gerenciamento, com estimativas de vazões para diferentes períodos de duração e retorno em cada um dos trechos identificados.
1994	Lei no 10.350 e Criação do Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria.	Sistema Estadual de Recursos Hídricos (SERH).
1995 1996	"1ª e 2ª Etapas do Plano de Utilização dos Recursos Hídricos da Bacia do rio Santa Maria"	Estudos, levantamentos e análises necessários à implantação de uma estrutura de gerenciamento e planejamento do aproveitamento sustentável dos recursos hídricos da bacia.
1998	"Levantamento, identificação e demarcação de áreas de banhado e de matas ciliares, bem como a aplicação de medidas estruturais e não estruturais visando a conservação dos recursos hídricos da bacia do rio Santa Maria"	Levantamentos e análises para o mapeamento e caracterização das áreas de banhado e matas ciliares remanescentes na bacia com importância na manutenção do equilíbrio hídrico
1998	Projeto de uma rede de monitoramento hidrometeorológico complementar para a Metade Sul do Estado	Rede de monitoramento composta por estações fluviométricas, pluviométricas, piezométricas e climatológicas, incluindo estações de monitoramento específicas para áreas de banhados
2001	- Projetos de engenharia de quatro barragens destinadas à acumulação de água, nos arroios Salso, Silva, Jaguari e Taquarembó e - Estudos de impacto ambiental das propostas de barramento para os arroios Taquarembó	Objetivo garantir o atendimento das atuais demandas de água para a irrigação de arroz, a ampliação das áreas irrigadas, a regularização das vazões dos arroios e, por extensão, a regularização das vazões do próprio rio Santa Maria, com reflexos no abastecimento público e na manutenção dos ecossistemas aquáticos
2001-	Enquadramento dos recursos hídricos	Proposta pela FEPAM, aprovada em 2005 pelo Comitê e encaminhada ao CERH
2001- 2004	Desenvolvimento de ações para implantação da Outorga na bacia do rio Santa Maria. "Estudos realizados pela UFSM/SEMA consistiram no levantamento e análise das características hidrológicas, da qualidade da água superficial e do consumo de água da bacia para definir as diretrizes gerais da outorga para os usos da água por meio do equacionamento entre disponibilidade hídrica e demanda"	Estudos realizados pela UFSM em convênio com a SEMA - os estudos concluíram que a bacia encontra-se no limite da exploração dos recursos hídricos e que o racionamento é imperativo em anos de seca - devido a maior disponibilidade nos meses que antecedem a irrigação defende-se também que, mesmo em anos secos, podem ser outorgadas vazões do período de setembro a novembro para o enchimento de reservatórios, tendo como limite as disponibilidades estimadas para cada trecho em função do balanço hídrico
2000	Cobrança pelo uso da água "Sistema de Tarifação da Água"	Realizado pela PUC/RS, desenvolvimento de um modelo STÁgua de tarifação pelo uso da água aplicável à bacia do Rio Santa Maria, distribuí os custos das ações a serem implementadas na bacia entre os usuários, com cada usuário participando proporcionalmente aos seus consumos sob a forma de quotas
2004	Cobrança pelo uso da água "Simulação da Cobrança pelo Uso da Água para a Irrigação na Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria"	Realizado pela UFSM, objetivo de operacionalização do modelo STÁgua.
2006	Plano de Bacia Decidiu-se que o Plano será embasado no trabalho finalizado em 2003 denominado "Estudo de Viabilidade do Programa de Desenvolvimento da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria-RS"	- não possui um estudo específico, em fase de elaboração do Termo de Referência para ser contratado; - decorrente do contrato assinado entre o Governo da Espanha e o Consórcio de empresas EUROESTUDIOS S.A. e NOVOTECNI, S.A com intervenção da Secretaria de Obras Públicas e Saneamento (SOPS) do Governo do Estado do Rio Grande do Sul
2006	Simulação para aplicação da cobrança em escala real	Realizado pela UFSM com recursos CT-Hidro/FINEP, com participação intensa do Comitê da Bacia

de racionamento, visando deixar correr a vazão ambiental definida no estudo UFSM/SEMA (2004).

As simulações de outorga realizadas para avaliar os benefícios das obras foram efetuadas especialmente para o mês mais crítico e que em anos secos faz-se necessário o racionamento. No caso da bacia do rio Santa Maria no mês de janeiro. O objetivo dessas simulações foi verificar o impacto na disponibilidade hídrica nas seções de influência da obra. No estudo de caso, a verificação de balneabilidade na cidade de Rosário do Sul nos anos mais secos é fundamental devido à importância econômica da atividade turística.

Impacto das barragens no racionamento

As tabelas resumo do processamento do balanço hídrico foram organizadas como no exemplo da Tabela 1, onde cada coluna representa, da esquerda para direita: a SHR; a vazão de referência para outorga (Q90%); a vazão ambiental; a “Disponibilidade Marco Zero” que representa a vazão remanescente para outorga considerando a manutenção de vazões ambientais; a “Demanda Individual” da SHR; a “Demanda Acumulada” de montante até a SHR, para lavoura orizícola; a coluna “Racionamento Individual ou Qoutorgada¹” indica os valores de uso que devem ser reduzidos para que a vazão ambiental permaneça no rio, ou vazões que podem ser outorgadas para a SHR respectiva; “Racionamento acumulado” é o total de montante na bacia até a SHR respectiva e a coluna “Disponibilidade Remanescente” é a situação final pós os usos simulados.

Tabela 1 - Balanço de janeiro (mês mais crítico que aponta necessidade de racionamento) – considerando a inserção das barragens para área de influência direta na SHR9, 16, 19 e 21.

SHR	Q90%	Vazão Ambiental	Disponibilidade Marco Zero	Demanda Individual	Demanda Acumulada	Racionamento individual ou Qoutorgada	Racionamento acumulado	Disponibilidade Remanescente
4	0.13	0.19	-0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	-0.05
3	0.23	0.32	-0.09	0.02	0.02	-0.02	-0.02	-0.07
5	0.39	0.55	-0.16	2.07	2.07	-0.16	-0.16	0.00
6	1.17	1.63	-0.47	3.00	5.08	-0.29	-0.47	0.00
7	0.27	0.38	-0.11	0.03	0.03	-0.03	-0.03	-0.08
8	0.30	0.42	-0.12	0.34	0.34	-0.12	-0.12	0.00
9	3.09	4.32	6.20	13.91	19.36	0.61	0.00	6.20
1	0.24	0.34	-0.10	0.35	0.35	-0.10	-0.10	0.00
2	1.29	1.81	-0.52	8.40	8.75	-0.42	-0.52	0.00
11	0.35	0.49	-0.14	0.45	0.45	-0.14	-0.14	0.00
10	0.11	0.15	-0.04	0.32	0.32	-0.04	-0.04	0.00
13	1.02	1.43	-0.41	2.32	3.09	-0.22	-0.41	0.00
12	2.86	4.01	-1.15	9.89	21.72	-0.22	-1.15	0.00
14	0.12	0.16	-0.05	1.42	1.42	-0.05	-0.05	0.00
15	5.55	5.19	0.36	12.25	35.40	1.19	0.00	0.36
16	7.53	10.55	4.41	19.90	74.65	0.00	0.00	4.41
19	8.64	12.10	3.97	11.73	86.38	0.00	0.00	3.97
17	0.67	0.93	-0.27	9.29	9.29	-0.27	-0.27	0.00
18	1.12	1.56	-0.45	6.81	16.10	-0.18	-0.45	0.00
20	0.38	0.54	-0.15	5.20	5.20	-0.15	-0.15	0.00
21	10.37	14.53	3.27	4.22	111.90	0.60	0.00	3.27

Obs: em destaque as SHRs com aumento da disponibilidade hídrica devido a regularização das obras.

¹ Qoutorgada = vazão outorgada.

Para a análise da influência das barragens, foram simulados cinco cenários de simulação (Quadro 3).

O primeiro cenário, *Simulação UFSM*, que corresponde à simulação realizada nos estudos da UFSM/SEMA (2004), representa a situação sem as barragens e manutenção de vazão ambiental.

O segundo cenário (Quadro 3), *Simulação 1*, permitiu analisar a influência do aumento de disponibilidade hídrica nas SHRs diretamente influenciadas pelas obras, considerando somente a necessidade de manutenção das vazões ambientais definidas nos estudos de outorga realizados por UFSM/SEMA (2004). O acréscimo de disponibilidade é definido como sendo a diferença entre a vazão regularizada pelas barragens e a disponibilidade já existente nas SHRs contribuintes, ou seja, as SHRs 7 (Taquarembó) e 8 (Jaguari). Esse total é de 7,43m³/s. Observou-se, nesse cenário, que a inclusão das obras (Tabela 1) dispensa o racionamento em todas as seções da área de influência, apontando inclusive para uma possibilidade de aumento de consumo. Porém, isso não quer dizer que as barragens resolvem a questão da balneabilidade em Rosário do Sul, pois as vazões ambientais utilizadas nos estudos da UFSM/SEMA (2004) foram definidas por critérios hidrológicos, por ausência, na época, de maiores definições e estudos ecológicos que pudessem indicar outros valores.

Comparando-se os resultados do balanço realizado por UFSM/SEMA em 2004 com essa primeira simulação, observa-se que o impacto positivo das obras em Rosário do Sul, nos anos secos, é de 4,41 m³/s de vazão remanescente (Tabela 1), além da ambiental estimada em 10,55 m³/s. Somando-se os dois valores, a vazão remanescente (“instream flow”) no rio em Rosário do Sul será de 14.96 m³/s.

Comparando-se esse valor com a carga de coliformes fecais atuais, pode-se ter uma idéia da qualidade do rio no balneário. A vazão necessária para manter a condição de Classe 2, segundo o enquadramento da bacia, e limite de coliformes nessa classe de 1000 NMP, é de 16,73 m³/s (UFSM/SEMA, 2004).

Dos resultados da simulação nesse primeiro cenário, pode-se inferir que as barragens, mesmo aliviando as condições adversas em anos secos, só conseguirão reverter a condição de risco para a atividade da balneabilidade em Rosário do Sul, se forem tomadas medidas de saneamento básico efetivo. Considerando que a cidade de Rosário do Sul já dispõe de rede de coleta e estações de tratamento de esgotos, a medida efetiva necessária é efetuar a ligação das economias à rede de coleta, o

Quadro 3 – Cenários de Simulação

Cenários				
1	2	3	4	5
Simulação UFSM	Simulação 1	Simulação 2	Simulação 3	Simulação 4
Sem barragens	Com barragens	Com barragens	Com barragens	Com barragens
Ponderador				
Demanda global	Demanda global	Demanda global	Valores outorgados	Valores outorgados
Sem vazão sanitária	Sem vazão sanitária	Com vazão sanitária	Sem vazão sanitária	Com vazão sanitária

que depende de uma ação política e administrativa da Prefeitura Municipal.

Tabela 2 - Balanço de janeiro – (mês mais crítico que aponta necessidade de racionamento) Resultados das simulações com e sem barragem, sem alterar demanda ambiental, considerando vazão sanitária em Rosário com ponderadores demandas totais e valores outorgados

SHR	UFM (2004)	DRH (2006)	Cenários - Vazão Outorgada ou Racionamento				
			Simulação UFSM sem barragem	Simulação 1 com barragens	Simulação 2 com barragens	Simulação 3 com barragens	Simulação 4 com barragens
			demanda global sem vazão sanitária	demanda global sem vazão sanitária	demanda global com vazão sanitária	valores outorgados sem vazão sanitária	valores outorgados com vazão sanitária
4	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
3	0.02	0.05	-0.02	-0.02	-0.02	-0.05	-0.05
5	2.07	0.78	-0.16	-0.16	-0.16	-0.16	-0.16
6	3.00	2.79	-0.29	-0.29	-0.29	-0.26	-0.26
7	0.03	0.20	-0.03	-0.03	-0.03	-0.11	-0.11
8	0.34	0.00	-0.12	-0.12	-0.12	0.00	0.00
9	13.91	2.96	-0.63	0.61	0.61	1.06	0.58
1	0.35	0.00	-0.10	-0.10	-0.10	0.00	0.00
2	8.40	2.06	-0.42	-0.42	-0.42	-0.52	-0.52
11	0.45	0.21	-0.14	-0.14	-0.14	-0.14	-0.14
10	0.32	0.36	-0.04	-0.04	-0.04	-0.04	-0.04
13	2.32	1.15	-0.22	-0.22	-0.22	-0.22	-0.22
12	9.89	0.86	-0.22	-0.22	-0.22	-0.22	-0.22
14	1.42	0.00	-0.05	-0.05	-0.05	0.00	0.00
15	12.25	2.38	1.55	1.19	1.43	1.48	1.18
16	19.90	3.77	-2.14	0.00	-2.01	0.90	-1.81
19	11.73	4.82	-0.45	0.00	2.97	0.74	2.32
17	9.29	0.24	-0.27	-0.27	-0.27	-0.24	-0.24
18	6.81	1.41	-0.18	-0.18	-0.18	-0.21	-0.21
20	5.20	1.22	-0.15	-0.15	-0.15	-0.15	-0.15
21	4.22	1.16	-0.09	0.60	0.93	0.58	1.16

Considerando-se que a demanda qualitativa em Rosário do Sul seja o valor para diluição da carga de coliformes, o terceiro cenário (*simulação 2*) foi realizada, buscando-se como objetivo, manter no leito, a vazão de 16,73 m³/s. Nesse cenário, as vazões regularizadas pelas obras permitem a manutenção da balneabilidade, porém mantém racionamento de uso das águas, para as lavouras do trecho da SHR16 de 2,01 m³/s (Tabela 2).

O balanço hídrico foi refeito utilizando-se como ponderadores para a otimização as vazões emitidas pelo DRH para captação direta nos rios, os quarto e quinto cenários (*simulações 3 e 4*) (Tabela 2), uma para a situação que não considera a necessidade de vazão em Rosário do Sul para a questão

sanitária e outra considerando essa demanda. Note-se que o resultado difere apenas no racionamento para a SHR16, permanecendo válidas as observações feitas.

BALANÇO DE IMPACTOS

A análise qualitativa dos impactos ambientais da implantação das duas barragens, com vistas a determinar a viabilidade ambiental dos dois empreendimentos, foi conduzida com base no estado da arte da ecologia de rios e de reservatórios.

Com base na Hipótese da Dinâmica de Rede (Benda *et al.*, 2004) e com base nos estudos que demonstram o papel fundamental do regime de pulsos dos rios como principal função de força dos sistemas lóticos e de seus enclaves lênticos (Neiff, 1990; Junk & Wantzen, 2004; Cruz, 2005; Tundisi, 2006), pode-se avaliar se os potenciais impactos ambientais negativos podem ser evitados, mitigados ou compensados, a fim de garantir um balanço compensador com os impactos positivos, resultantes da demanda sócio-econômica.

Entre os pressupostos, não considerados nos estudos efetuados pelas empresas Beck de Souza Engenharia Ltda e MRS Estudos Ambientais Ltda, está o balanço hídrico otimizado para a bacia hidrográfica do rio Santa Maria, efetuado pela UFSM/SEMA (2004). Segundo este estudo, não existem condições para ampliação de área de cultivo orizícola na bacia. Ao contrário, para os anos secos existe a necessidade de racionamento de água. Deste modo, a construção das barragens vem associada muito mais aos benefícios de redução de risco de racionamento do que ao crescimento da área plantada.

Outro aspecto refere-se à inclusão dos passivos ambientais dentro da análise, de modo a viabilizar os impactos positivos do conjunto dos usos dos reservatórios.



Mapa de situação das barragens do Jaguari e do Taquarembó e localização das outorgas para captação direta

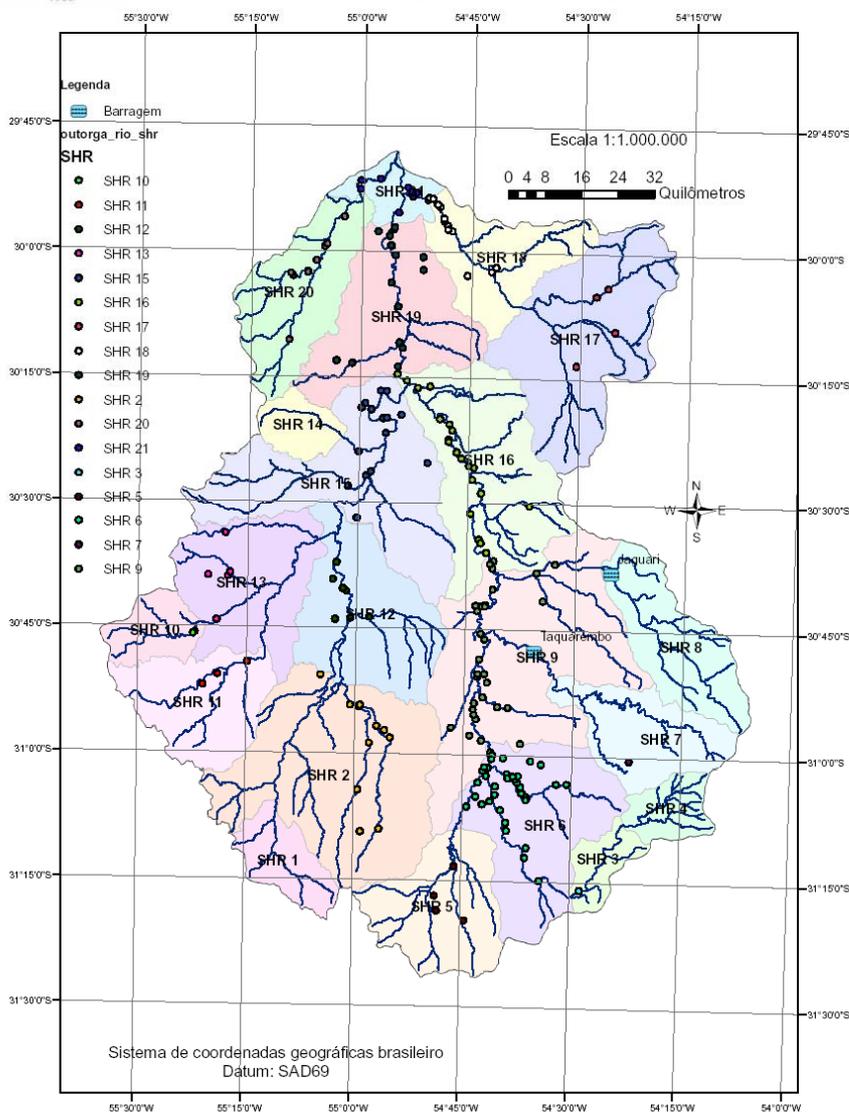


Figura 2 - Outorgas já emitidas pelo DRH para a bacia do rio Santa Maria, separadas por SHR.

Também não foi considerado, na época, a demanda pela CORSAN, das águas das duas barragens para solucionar os problemas de abastecimento público das cidades de Dom Pedrito (através de uma adutora a partir da barragem do Taquarembó) e de Rosário do Sul (através da manutenção de vazão regularizada no próprio leito a partir das duas bar-

ragens). Embora o abastecimento público destas cidades não chegue a competir com a demanda orizícola em termos de ordem de grandeza, nos anos secos é comum a ocorrência de risco de desabastecimento das áreas urbanas de Dom Pedrito e Rosário do Sul. Nos períodos de verão dos anos 2004/2005 e 2005/2006, devido à estiagem, foi ne-

cessária uma ação efetiva do Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria para que não ocorresse racionamento do fornecimento de água para as sedes dos dois municípios. As necessidades de qualidade da água para tratamento e distribuição, remetem para um gerenciamento rigoroso da qualidade da água dos reservatórios, o que vem a somar com a necessidade de implantação de estruturas hidráulicas e de monitoramento em tempo real que permitam um total controle da tomada de água, tanto em termos de sua profundidade de captação, quanto da gestão da qualidade. A isto soma-se a necessidade de controle em tempo real da afluência, com vistas ao controle da vazão efluyente e dos pulsos hidrológicos que devem ser definidos através de estudo específico para o regime de vazões ecológico.

Observando-se o mapa hidrogeológico do Rio Grande do Sul, verifica-se que ambas as barragens estão situadas em formações hidrogeológicas de muito baixo potencial para produção de água, o que está associado com uma baixa capacidade de armazenamento e de fluxo no sistema fraturado (Machado & Freitas, 2005). Dada a possibilidade de alterações no local da barragem, referentes à infiltração nos aquíferos, impõe-se o monitoramento pós-enchimento.

No caso dos afluentes do rio Santa Maria que descem a Serra do Sudeste, como o caso dos arroios Taquarembó e Jaguari, os solos caracterizam-se por serem relativamente rasos, possuindo baixa capacidade de armazenamento. Esta característica pode ser visualizada nas Figuras 3 e 4, que apresentam os locais propostos para as duas barragens. Observe-se que, fora do trecho de rio principal, a mata ciliar se estende por pouca distância, logo desaparecendo de forma gradual. Os divisores de água são ocupados por uma vegetação campestre rala, típica de solos que possuem baixa capacidade de retenção de água. Portanto, as cabeceiras não são produtoras de vazões basais significativas, mas de escoamentos agudos. No entanto, existem relatos de que o rio Santa Maria era navegável em meados do século passado, inclusive permitindo o transporte das safras de arroz por via fluvial para os engenhos de Rosário do Sul (Silveira, 2005), situação inimaginável nos dias de hoje, dado o assoreamento do rio. Isto significa que as vazões basais eram maiores, assim como a calha do rio, ainda não tão assoreada, era mais funda e estreita (o assoreamento foi resultado, principalmente, da erosão de margens acelerada pelo processo de desmatamento). Porém, onde eram geradas as vazões basais? Como não havia armazenamento no solo nas cabeceiras, duas fontes

deviam alimentar o rio: os aquíferos confinados de várzea e os banhados. Os primeiros são formados em função da deposição alternada de sedimentos arenosos e finos nas planícies aluviais. Como as camadas finas são ricas em sedimentos argilosos não estruturados, são impermeáveis, confinando as camadas arenosas. Estes aquíferos possuem sua área de alimentação situada nos contatos entre as planícies e os terraços aluviais, sendo, portanto, áreas de alta vulnerabilidade, que devem ser protegidas, recomendando-se, inclusive, que sejam protegidas do pisoteio e cultivadas com culturas permanentes ou reflorestamento, com vistas a potencializar a infiltração nestes aquíferos. Os banhados, a outra fonte, foram quase que totalmente drenados para ocupação com a lavoura orizícola.

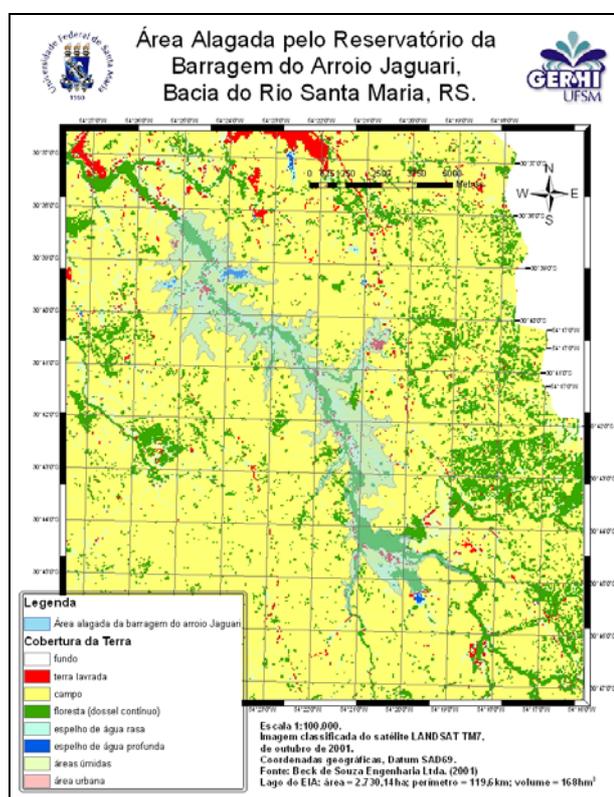


Figura 3 - Entorno do reservatório da barragem do arroio Jaguari.

Os banhados recebiam água durante as cheias e, devido à alta retenção de água em microrrelevos, reforçada pela camada impermeável em baixa profundidade ou à superfície, bem como na abundante matéria orgânica, tudo associado a uma baixa declividade, que conferiam a estas áreas úmidas a capacidade de gerar um lento escoamento superfici-

al ou sub-superficial para os rios, produzindo vazão basal. Como pode ser verificado em Bourscheid Engenharia Ltda (1998a,b), somente sobraram poucas manchas significativas de áreas úmidas na bacia do rio Santa Maria, fragmentadas em centenas de pequenas manchas muito alteradas. As dez áreas prioritizadas para conservação e para restauração de áreas úmidas da bacia do rio Santa Maria, selecionadas por Bourscheid Engenharia Ltda (1998a,b), estão apresentadas na Figura 5. Sendo assim, reveste-se de importância duas medidas que devem ser consideradas na gestão dos impactos ambientais relativos aos empreendimentos e aos passivos ambientais dos beneficiários: a proteção das zonas de recarga e a restauração de áreas de preservação permanente, em especial, de áreas de banhados. Uma possibilidade a ser estudada é a inclusão dos banhados cultivados em rotação com a cultura do arroz irrigado, o que viria a contribuir para a recomposição da matéria orgânica dos solos de várzea, controle de espécies indesejadas e produção de água para o rio.

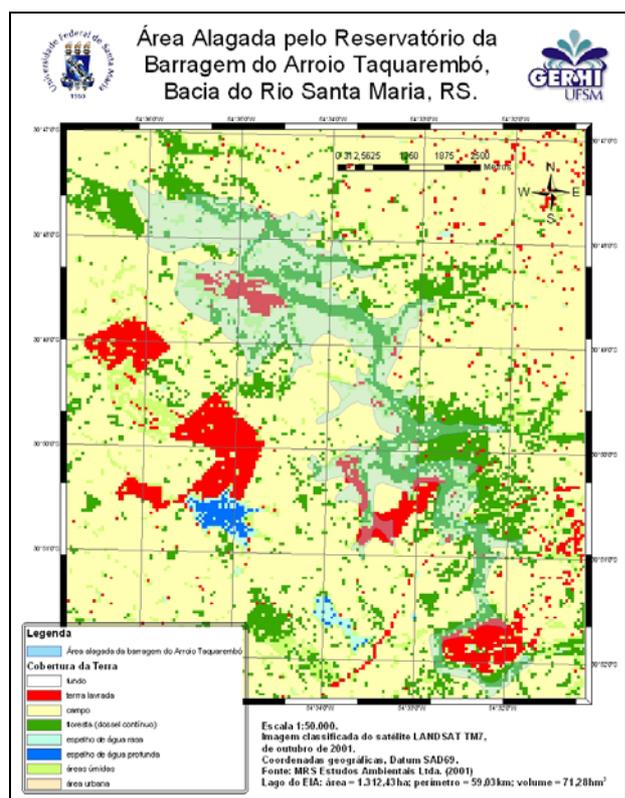


Figura 4 - Entorno do reservatório da barragem do arroio Taquarembó.

Outro aspecto que deve ser estudado é o que se refere ao regime natural de vazões e a prescrição do regime ecológico de vazões a ser mantido pelo operador do reservatório. Como visto anteriormente, os

efeitos da supressão de pulsos de vazões resulta em impactos permanentes. A mitigação deste impacto envolve a capacidade de controlar as vazões afluentes e efluentes, de modo a garantir o máximo de preservação dos padrões de pulsação natural do rio. Este aspecto soma-se com a necessidade de controle da profundidade de captação e ao conhecimento em tempo real de variáveis de qualidade da água.

Também impõe-se um estudo, que possua amostragens pelo menos ao longo do período de piracema, para fins de avaliação da necessidade de manejo das espécies migradoras, incluindo-se a avaliação da necessidade de mecanismos de transposição. De acordo com Carlos Eduardo B. Machado (comunicação pessoal), baseado em resultados preliminares oriundos das amostragens associadas a sua dissertação de mestrado, vinculada ao Depto. Zoologia UFRGS, são registradas aproximadamente 50 espécies de peixes para o arroio Taquarembó na área de influência da barragem proposta. Dentre essas espécies, não foram capturados exemplares de peixes que realizam grandes migrações reprodutivas (dourado, piava, entre outros). No entanto, existem relatos históricos da ocorrência dessas espécies na região. Dentre as espécies amostradas até o momento, vários exemplares não se enquadram nas descrições taxonômicas disponíveis. Essa situação reforça a probabilidade de ocorrência de um grande número de espécies endêmicas da região dos rios Taquarembó e Jaguari. A presença de espécies endêmicas na área impõe aos estudos de impacto extremo cuidado e esforço no levantamento das espécies a fim de elaborar um adequado diagnóstico dos riscos impostos pelo empreendimento a essa fauna.

Dos impactos relacionados ao meio terrestre, a perda de conectividade da mata ciliar, em especial na barragem do Taquarembó, resulta em um impacto permanente e irreversível, embora mitigável (Figuras 3 e 4). A restauração da mata ciliar nas margens do reservatório não se dará nas mesmas condições de pulsos hidrológicos e de flutuações do lençol freático ocorrentes hoje nas encostas. Também estarão sujeitas a modificações microclimáticas. Ou seja, não se conseguirá repor uma mata ciliar que mantenha todas as funções da mata anterior. Como não existirão áreas destino de fauna em conexão com a área desmatada que possam abrigar a fauna deslocada, recomenda-se que o trabalho de planejamento do salvamento de fauna e flora seja iniciado o mais rápido possível, a fim de minimizar os danos sobre a fauna. Cabe lembrar que levará anos para que a mata plantada possa cumprir, ao menos funcionalmente, o papel de corredor para espécies florestais. Deve ser elaborado um plano de

salvamento que contemple a captura de exemplares e soltura em áreas destino pré-definidas e monitoradas. Esta demanda determina a desapropriação e cercamento da APP do futuro lago com grande antecedência, o que envolve a inclusão da mesma no processo indenizatório dos proprietários.

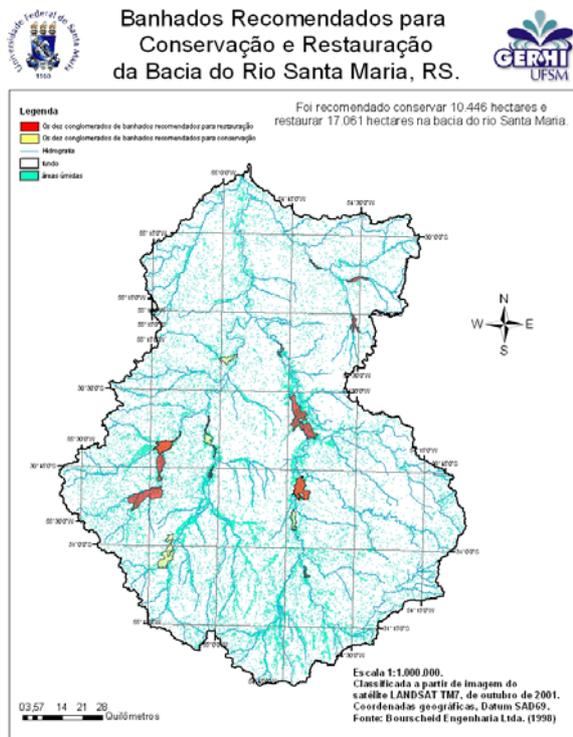


Figura 5 - Banhados recomendados para conservação e/ou restauração na bacia do rio Santa Maria.

Além da restauração de áreas degradadas, já contempladas nos estudos existentes, o manejo de reservatório e da qualidade das águas vai necessitar de um Zoneamento Ecológico-Econômico que discipline o uso da terra nas zonas de montante e nos perímetros irrigados, de tal forma que não aumente a carga sedimentar e de nutrientes para o reservatório, protejam-se as áreas de preservação permanente e as zonas de recarga dos aquíferos confinados de várzea, bem como se institua um plano de manejo dos passivos ambientais dos beneficiários. A Figura 6 apresenta uma visão de contexto das duas barragens em visão ortogonal. Esta imagem ilustra a relativa ausência de pressão agrícola sobre as bacias de captação das duas barragens.

Quanto às águas subterrâneas, impõe-se um plano de monitoramento da qualidade das águas subterrâneas, com piezômetros dispostos no entor-

no do lago e nos poços tubulares eventualmente existentes em área próxima do reservatório.

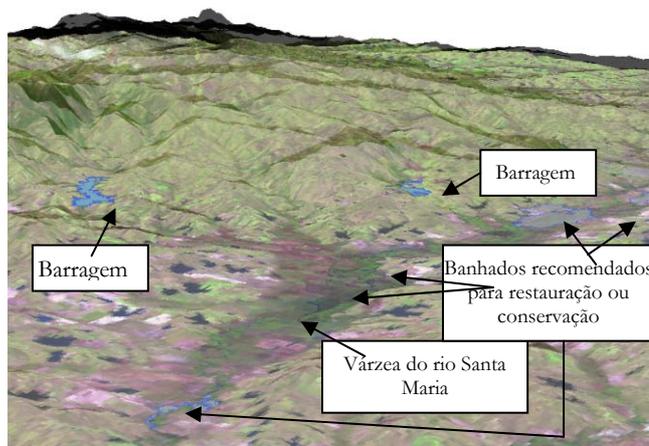


Figura 6 - Visão ortogonal das Barragens de Uso Múltiplo dos Arroios Jaguari e Taquarembó (jusante para montante).

CONCLUSÕES

A análise dos estudos destinados a assessorar a tomada de decisão no processo de licenciamento das barragens dos arroios Jaguari e Taquarembó demonstrou que, na forma como estes foram apresentados, não se pode atestar a viabilidade ambiental destes empreendimentos. Sugere-se que no decorrer do processo de licenciamento ambiental dos mesmos estas lacunas de informações sejam contempladas, permitindo a identificação de ações mitigadoras e/ou compensatórias que ultrapassem a escala do empreendimento e que alcancem toda a bacia hidrográfica do rio Santa Maria.

A revisão teórica em conjunto com a análise dos estudos anteriores de impacto ambiental das barragens dos arroios Taquarembó e Jaguari, permite a identificação de vários aspectos gerais que devem ser atualizados na elaboração de Termos de Referência para EIAs de barragens no Estado do Rio Grande do Sul.

O primeiro aspecto refere-se ao modelo conceitual de rios, que deve levar em conta sua natureza pulsátil e organizada em rede. Levando-se em conta este aspecto, uma série de considerações são derivadas, tanto em termos de estudos requeridos, como em termos de definições de áreas de influência e de otimização de medidas mitigadoras e compensatórias, que devem ser estipu-

ladas considerando-se uma visão integrada entre a gestão dos recursos hídricos e a gestão ambiental.

Esta integração exige a implementação de ações de manejo integrado de bacia hidrográfica, alicerçados em sólido estudo de fragilidades ambientais e do Zoneamento Ecológico-Econômico. Também determina a necessidade de que as ações se dêem em conjunto com a implementação efetiva dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos (outorga e cobrança), em escala de bacia, e na exigência de soluções hidráulicas e de monitoramento em tempo real que permitam o controle total da quantidade de água que está afluindo e a que deve ser liberada, associado ao controle da profundidade de captação da água, controlada pela mínima diferença de qualidade entre a água que entra e a que sai.

Os estudos de viabilidade dos empreendimentos devem ser alicerçados em estudos de simulações hidrológicas que permitam a análise da efetividade dos impactos positivos dos reservatórios sobre a redução de riscos de racionamento (causado por quantidade e/ou qualidade), considerando-se anos secos, normais e úmidos, levando-se em conta estudos de determinação do regime ecológico de vazões que tenham significado ecológico testado, associados à estudos de qualidade da água. Sem estes estudos, o balanço entre impactos positivos e negativos fica prejudicado, bem como a avaliação das possibilidades de mitigação ou compensação de impactos negativos de barragens.

Barragens tem potencial para um balanço positivo de impactos ambientais. No entanto, para que este balanço seja real, os impactos negativos e positivos tem que ser analisados na escala da bacia hidrográfica, dados os efeitos de propagação em rede, o que significa que as medidas mitigadoras e compensatórias devem abarcar a mesma escala. Caso contrário, os efeitos negativos acabam subestimados, levando a um balanço efetivo negativo de longo prazo e à socialização dos prejuízos ambientais.

A revisão teórica e os estudos de caso sugerem que uma série de estudos adicionais devem ser solicitados por ocasião da elaboração do Termo de Referência do EIA/RIMA, a fim de que este balanço possa ser efetuado. Embora sejam adaptados à realidade da bacia do rio Santa Maria, apontam para uma mudança de paradigma de análise de impactos ambientais de barragens, que pode ser útil para a elaboração de Termos de Referência para outras bacias hidrográficas. Os estudos, medidas mitigadoras e compensatórias adicionais indicados, sem prejuízo do que já é de rotina ser solicitado aos empreendedores, são:

- Estudo do regime de vazões ecológicas, no mínimo com análise dos Índices de Alteração Hidrológica (Richter *et al.* 1996) seguidos de calibração dos dados com base na distribuição de tipos funcionais de plantas (Cruz, 2005) ou outro método que garanta significado ecológico à prescrição;
- Zoneamento Ecológico-Econômico da bacia de contribuição aos reservatórios, incluindo a proteção de zonas de recarga de aquíferos confinados de várzea e controle da geração de cargas sedimentares e de poluentes na bacia de captação;
- Definição das áreas de influência de acordo com a hipótese da rede dinâmica (Benda *et al.*; 2004);
- Implantação efetiva dos instrumentos de gestão das águas;
- Inclusão da análise de impactos ambientais das obras hidráulicas de distribuição da água para os beneficiários (aquedutos, canais, etc);
- Estudo da vazão necessária para garantir os usos múltiplos (a balneabilidade, navegação, esportes, etc.);
- Estudo do impacto da ação combinada das duas barragens sobre a perenização do rio (manutenção de condições lóticicas durante todo o período de déficit hídrico e consumo pela irrigação ou outro uso consuntivo);
- Análise dos impactos sobre a qualidade e quantidade das águas com a modificação induzida do uso dos solos;
- Inclusão do passivo ambiental dos beneficiários na análise;
- Implantação rápida, pré-construção, de ao menos parte da mata ciliar do reservatório, a fim de servir de abrigo para algumas espécies da fauna durante o período de implantação (limpeza e enchimento);
- Estudos mais intensivos da ictiofauna, com vistas a fundamentar a avaliação da necessidade de mecanismos de transposição para peixes e proteção de espécies de interesse especial;
- Implantação, no Projeto Básico, de estruturas hidráulicas que permitam controlar a profundidade de captação da água vertida em tempo real, permitindo o controle da quantidade e qualidade;
- Projeto de monitoramento em tempo real das vazões afluentes e da qualidade da água do reservatório;

- Estudo hidrológico efetuado com base na metodologia aplicada no projeto de implantação da outorga (UFSM/SEMA, 2004);
- Implantação de uma rede de monitoramento das águas subterrâneas;
- Inclusão da análise de sedimentos com seleção de variáveis de qualidade, incluindo-se, necessariamente, os principais pesticidas utilizados na bacia hidrográfica e os metais pesados que eventualmente venham a ser encontrados na base geoquímica.

REFERÊNCIAS

- ANA. Agência Nacional de Águas. 2007. *Programa Nacional de Desenvolvimento dos Recursos Hídricos - PROÁ-GUA NACIONAL*. Disponível em <http://proagua.ana.gov.br/proagua/>. Acesso em 23/03/2008.
- BENDA, L.; POFF, L.; MILLER, D.; DUNNE, T.; REEVES, G.; PESS, G.; POLLOCK, M. The Network Dynamics Hypothesis: How Channel Networks Structure Riverine Habitats. *Bioscience*, vol. 54, n. 5, 2004. p 413-427.
- BERKAMP, G., McCARTNEY, M., DUGAN, P., McNEELY, J., ACREMAN, M. *Dams, Ecosystem Functions and Environmental Restoration. Thematic Review II.1*. Cape Town: World Commission on Dams, 2000. 187 p. Disponível em <http://www.dams.org>. Acesso em 21/07/2006.
- BLYTH, F.G.H. & FREITAS, M.H. *Geología para Ingenieros*. México: Compañía Editorial Continental, 1989. 440 p.
- BMZ. Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo. *Guía de protección ambiental: Material auxiliar para la identificación y evaluación de impactos ambientales*. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), 1996. Disponível em <http://wgbis.ces.iisc.ernet.in/energy/HC270799/HDL/ENV/envsp/begin.htm>. Acesso em 19/07/2006.
- BOURSCHEID ENGENHARIA LTDA. *Levantamento, identificação e demarcação de áreas de banhado e de matas ciliares, bem como a aplicação de medidas estruturais e não estruturais visando a conservação dos recursos hídricos na bacia do Rio Santa Maria. Relatório Parcial 2 - Identificação, caracterização e delimitação de áreas de banhado*. Porto Alegre: FRH/SOPSH/ Bourscheid Eng. Ltda, 1998a. 133 p.
- BOURSCHEID ENGENHARIA LTDA. *Levantamento, identificação e demarcação de áreas de banhado e de matas ciliares, bem como a aplicação de medidas estruturais e não estruturais visando a conservação dos recursos hídricos na bacia do Rio Santa Maria. Relatório Final*. Porto Alegre: FRH/SOPSH/ Bourscheid Eng. Ltda, 1998b. 133 p.
- BOURSCHEID Engenharia, 1996. *2ª Etapa do Plano de utilização dos recursos hídricos da bacia do rio Santa Maria – RS. Relatório Nº 1 – Cenário Atual – Volume 1*. 251p.
- BRASIL. *Resolução CONAMA 237 de 19/12/1997*. Dispõe sobre conceitos, sujeição, e procedimento para obtenção de Licenciamento Ambiental, e dá outras providências. Diário Oficial (da República Federativa do Brasil), Brasília, DF, 22 de dezembro de 1997.
- BRITTO, S.G.C. & SIROL, R.N. Transposição de Peixes como Forma de Manejo: As Escadas do Complexo Canoas, Médio Rio Paranapanema, Bacia do Alto Paraná. In: NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R. & JORCIN, A. (orgs.) *Ecologia de Reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata*. 2 ed., São Carlos: RiMa, 2006. p 285-304.
- CHUNG, C. Low Marshes, China. In: LEWIS III, R.R. (ed.) *Creation and Restoration of Coastal Plant Communities*. Boca Ratón, Florida: CRC Press, 1982. p.131-145.
- CMR. Comisión Mundial de Represas. *Represas y Desarrollo: un Nuevo Marco para la Toma de Decisiones. El Reporte Final de la Comisión Mundial de Represas*. Cape Town: Comisión Mundial de Represas, 2000. 444 p.
- CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução Nº 274, de 29 de novembro de 2000*. Disponível <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res00/res27400.html>. Acesso em 27/07/2006.
- CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005, que 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*. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em 09/07/2006.
- CRUZ, R.C. *Prescrição de Vazão Ecológica: Aspectos Conceituais e Técnicos para Bacias com Carência de Dados*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2005. 136 p. (Tese. Doutorado em Ecologia).
- CRUZ, R.C. & ACCORDI, I.A. Metodologia para Geoprocessamento Aplicado ao Salvamento e Manejo de Fauna. In: *Anais. 2º Simpósio de Áreas Protegidas: Conservação no Âmbito do Cone Sul*. Pelotas: Alex Bager (edição do coordenador), 2003. p. 304-311.
- DONZELLI, J.L. *Potencial de Produção de Cana-de-Açúcar no Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: FIERGS, 26 de junho de 2006. Disponível em [HTTP://www.fiergs.com.br](http://www.fiergs.com.br).

- org.br/docs/work/potencial_de_producao_cana_rgs_etc.ppt. Acesso em 21/07/2006.
- EPE. Empresa de Pesquisa Energética. *Avaliação Ambiental Integrada (AAI) dos Aproveitamentos Hidrelétricos da Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai. Relatório Final*. Brasília: Consórcio Themag/Andrade & Canelas/Bourscheid, 2007. 437p.
- ESTEVES, F.A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1988. 575 p.
- FEITOSA, M.F.; NOGUEIRA, M.G. & VIANNA, N.C. Transporte de Nutrientes e Sedimentos no Rio Paranapanema (SP/PR) e seus Principais Tributários nas Estações Seca e Chuvosa. In: NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R. & JORCIN, A. (orgs.) *Ecologia de Reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata*. 2 ed., São Carlos: RiMa, 2006. p 435-459.
- FEPAM. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Roessler. *Enquadramento dos recursos hídricos superficiais da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria*. Relatório, 2001. 20 p.
- FEPAM. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler e UFRGS. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. *Diagnóstico Ambiental da Bacia do Taquari-Antas/RS: Diretrizes Regionais para o Licenciamento Ambiental das Hidrelétricas*. Porto Alegre: FEPAM/UFRGS, 2001. 40p.
- FEPAM. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler e UFRGS. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. *Análise de Fragilidades Ambientais e da Viabilidade de Licenciamento de Aproveitamentos Hidrelétricos das Bacias Hidrográficas dos Rios Ijuí e Butuí-Piratinim-Icamaquã, Região Hidrográfica do Rio Uruguai – RS*. Porto Alegre: FEPAM/UFRGS, 2004. 138p.
- FEPAM. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler e UFSM. Universidade Federal de Santa Maria. *Análise de Fragilidades Ambientais da Bacia Hidrográfica dos rios Apuaê-Inhandava, situada na Região Hidrográfica do rio Uruguai. Relatório Técnico Final*. Santa Maria: FEPAM/UFSM, 2005. 86p.
- GORDON, N.D.; McMAHON, T.A.; FINLAYSON, B.L.; GIPPEL, C.J. & NATHAN, R.J. 2004. *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists*. 2 ed., Chichester: John Wiley & Sons. 429 p.
- IBAMA. Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis. *Termo de Referência para elaboração do Estudo de Impacto Ambiental e o respectivo Relatório de Impacto Ambiental – EIA/RIMA: Aproveitamento Hidrelétrico*. Brasília: IBAMA, 2005. Disponível em http://www.ibama.gov.br/licenciamento/modulos/arquivo.php?cod_arqweb=tr_uhe. Acesso em 23/03/2008.
- JUNK, W.J. & WANTZEN, K.M. The Flood Pulse Concept: New Aspects, Approaches and Applications – An Update. In: WELCOMME, R.L. & PETR, T. (eds.) *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries. Volume II*. Bangkok, Thailand: FAO Regional Office for Asia and the Pacific. RAP Publication 2004/17, 2004. p. 117-140.
- LAGADINOU, E. *Investigação sobre a Repercussão da Implantação de Represas no Microclima*. Atenas: Universidade Nacional Técnica de Metsovo, 2003. 108 p. (Tese. Programa Interdisciplinar e Interdepartamental de Estudos de pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Recursos Naturais). (original em grego e inglês)
- MACHADO, J.L.F. & FREITAS, M.A. *Projeto Mapa Hidrogeológico do Rio Grande do Sul. Relatório Final*. Porto Alegre: CPRM/SOPS/DRH/FEPAM, 2005. 65 p., 1 mapa.
- MACIEL FILHO, C.L. *Introdução à Geologia de Engenharia*. 2 ed., Santa Maria: Ed. Da UFSM/CPRM, 1997. 283 p.
- MORENO, J.A. *Clima do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura, 1961. 42 p. 1 mapa.
- MRS ESTUDOS AMBIENTAIS LTDA. *Estudo de Impacto Ambiental da Barragem do Arroio Taquarembó Pertencente à Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria*. Porto Alegre: FRH/SOPSH; MRS Estudos Amb. Ltda., 2001. v.1, 156 p.; v.2, 47 p.
- NATURATINS. Instituto Natureza do Tocantins. *Termo de Referência para Elaboração de EIA-RIMA – Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental de Empreendimentos Aquícolas. Convencional*. Palmas: NATURATINS, 2008. Disponível em <http://central2.to.gov.br/arquivo/12/2995>. Acesso em 23/03/2008.
- NEIFF, J.J. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciência*, v.15, n. 6, 1990. p. 424-441.
- POSTEL, S. & RICHTER, B. *Rivers for Life: Managing Water for People and Nature*. Washington, D.C.: Island Press, 2003. 253 p.
- REZENDE, L. P.; ROTHMAN, F. D.. Avanços e contradições do licenciamento ambiental de barragens hidrelétricas: um estudo comparativo dos casos da UHE Cachoeira da Providência e UHE Fumaça - MG. In: I Encontro Ciências Sociais e Barragens, 2005, Rio de Janeiro. *Anais do I Encontro Ciências e Barragens*, 2005. p. 1-20.
- SILVEIRA, Geraldo Lopes da; CRUZ, Jussara Cabral; IRION, Carlos Alberto de Oliveira; MATZENAUER, Helena Barreto; MAYER, Maria da Graça Brizola; FORGIARINI, Francisco Rossarolla; DEWES, Rogério; PAIM, Paulo Renato. *Simulação da Cobrança pelo Uso da Água para Irrigação na Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria (Relatório Final)*. 2004.

- SILVEIRA, G.L.; CRUZ, J.C.; CRUZ, R.C.; DEWES, R. & ARAÚJO, T.A. Concepção Geral. In: SILVEIRA, G.L. & CRUZ, J.C. (orgs.) *Seleção Ambiental de Barragens: análise de favorabilidades ambientais em escala de bacia hidrográfica*. Santa Maria: Editora da UFSM/ ABRH, 2005. p. 15-55.
- SILVEIRA, G L da; CRUZ, J C; IRION, C O; SILVA, C E da; SILVA, J L S da; MACIEL FILHO, CL; KONIG, O; SILVEIRA, A L da; CRUZ, R C; et al. *Desenvolvimento das ações de apoio necessárias à implantação da outorga de uso da água na bacia hidrográfica do rio Santa Maria,RS - Relatório Técnico Final*. 2004. (Relatório de pesquisa).
- SILVEIRA, T. *Dom Pedrito: Apogeu e Ocaso*. Dom Pedrito: Gráfica Rigo, 2005. 276 p.
- STRAŠKRABA, M. & TUNDISI, J.G. (eds.) *Diretrizes Para o Gerenciamento de Lagos. Volume 9. Gerenciamento da Qualidade da Água de Represas*. São Carlos: International Lake Environment Commite / International Institute of Ecology, 2000. 258 p.
- TUNDISI, J.G. Gerenciamento Integrado de Bacias Hidrográficas e Reservatórios – Estudos de Caso e Perspectivas. In: NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R. & JORCIN, A. (orgs.) *Ecologia de Reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata*. 2 ed., São Carlos: RiMa, 2006. p 1-21.
- TUCCI, C.E.M.; MENDES, C.A.. *Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica*. Brasília: MMA, 2006. 302p.
- UFSM/SEMA . *Desenvolvimento de ações para implantação da Outorga na bacia do rio Santa Maria, RS. Relatório Técnico Final*. 2004. Convênio UFSM/SEMA/RS.
- VÖRÖSMARTY, C.J.; ROUTHIER, M.; WRIGHT, A.; BAKER, T.; FERNANDEZ-JAUREGUI, C.A.; DONOSO, M.C. *A Regional Hydrometeorological Data Network for South America, Central America, and the Caribbean (R-HydroNET v1.0)*. Durham: University of New Hampshire/ UNESCO / PHI-CATHALAC, 1998. Disponível em <http://www.r-hydronet.sr.unh.edu/>. Acesso em 21/07/2006.
- WETZEL, R.G. *Limnología*. Barcelona: Omega, 1981. 679 p.
- ZALEWSKI, M. & WAGNER-LOTKOWSKA, I. *Integrated Watershed Management. Ecohydrology & Phytotechnology –Manual*. Osaka: United Nations Publications, 2004. 247 p.

Trends in the Analysis of Impacts of Dam Implementation: Lessons from the Case Study on Multiple Use Dams in the Santa Maria River Watershed

ABSTRACT

This article discusses trends in the analysis of possible impacts of dams, considering different aspects that should be included in the analysis, such as multiple uses, water balance of concessions, fragmentation of rivers, changes in riparian vegetation, in wetlands, altered sediment regimes and water quality in the reservoir and their implications locally and downstream from the dam. The methodological approach used combines qualitative analysis and simulations, structured by a compartmentalization of the river basin reaches resulting from the introduction of the dam; the upstream basin, the reservoir proper and the river downstream. It also included a discussion on the effects of changing land use and cover, and about groundwater. The analyses take into account the existing studies on the region. The balance of impacts was performed for the case study of the dams of Taquarém and Jaguari in the Santa Maria River basin, in Rio Grande do Sul. As a result, several recommendations are presented for studies required during the environmental licensing period, which will provide information for a works management plan and impact mitigation. The study concludes that it is necessary to integrate environmental and water resources management through a scale study of a watershed based on studies of environmental weaknesses and the Ecological-Economic Zoning.

Keywords: *Environmental licenses, dams, environmental impact.*

Avaliação da Contaminação por Pesticidas Organoclorados em Recursos Hídricos do Estado de Goiás

Maria Isabel Ribeiro Alves, Nelson Roberto Antoniosi Filho

Laboratório de Métodos de Extração e Separação (LAMES), Instituto de Química, UFG

isaribeiroalves@yahoo.com.br, nelson@quimica.ufg.br

Leandro Gonçalves Oliveira

Instituto de Ciências Biológicas, UFG

Sandra Teresinha de Farias Furtado

Instituto de Química, UFU

Recebido: 19/03/09 - revisado: 02/10/09 - aceito: 09/02/10

RESUMO

Pesticidas organoclorados são substâncias persistentes no meio ambiente e bioacumulativos na cadeia alimentar. Estas substâncias causam diversos efeitos à fauna, à flora e à saúde humana, precisando por isso de monitoramento. Neste trabalho são determinados os níveis de pesticidas organoclorados em recursos hídricos do estado de Goiás, o qual possui várias reservas de preservação do bioma Cerrado e bacias hidrográficas importantes. A amostragem consiste de água superficial e abrange os mananciais de todo o estado. Verificou-se que em todas as regiões do estado de Goiás ocorreram níveis altos de pesticidas organoclorados nos recursos hídricos e as regiões mais contaminadas são também as regiões que estão mais impactadas na degradação do Cerrado devido à intensa atividade agrícola.

Palavras-chave: pesticidas organoclorados, recursos hídricos, monitoramento ambiental.

INTRODUÇÃO

Pesticidas organoclorados são substâncias orgânicas que possuem como principal característica a persistência no ambiente, tendo uma meia vida longa em solos, sedimentos, ar e biota. São compostos lipofílicos, o que os tornam bioacumulativos na cadeia alimentar e possuem grande estabilidade físico-química, não sendo voláteis à temperatura ambiente (Baird, 2002). Assim, devido a estas características, desde o início dos anos 1970 o uso de pesticidas organoclorados tem sido progressivamente restringido à aplicações específicas em diversos países (Tordoir *et al.*, 1994).

Esta classe de pesticidas têm sido relacionada à diversos efeitos sobre a saúde humana (Kelse *et al.*, 1995; Kavlock *et al.*, 1996; Sharpe, 1995) tais como, interrupção endócrina e efeitos reprodutivos. Além destes, efeitos neurotóxicos devido à exposição aos pesticidas organoclorados são reportados (Suñol *et al.*, 1998; Bloomquist, 1992). São classificados como carcinogênico, sendo que uma quantidade significativa de organoclorados tem sido detec-

tada em certos tecidos cancerosos (Krieger *et al.*, 1994; Falck *et al.*, 1992). Assim, justifica-se a importância do monitoramento dos níveis destas substâncias em cursos de água, lençóis freáticos e água de consumo humano.

O uso de pesticidas no Brasil, assim como o controle de sua presença no meio ambiente, é normatizado pela ANVISA (Agência Nacional de Vigilância Sanitária) e pelo CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente). A Resolução do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) nº357 de março de 2005 preconiza o nível máximo permitido para pesticidas organoclorados em recursos hídricos. Nesta resolução, o nível máximo de pesticidas organoclorados permitidos em água superficial variam de 0,001 µg/L à 20 µg/L, dependendo do pesticida, para rios de classe 3.

No Brasil, a presença de pesticidas organoclorados em recursos hídricos tem sido monitorada através de trabalhos realizados em centros de pesquisas nas universidades. A ocorrência de compostos organoclorados é reportada em tecidos de peixes no litoral paulista (Yogui, 2002) e em águas fluviais no

município de Viçosa, em Minas Gerais (Chagas, 1999).

Na região Centro-Oeste, no estado do Mato Grosso, no município de Primavera do Leste, localizado na divisão de águas da bacia do Alto Araguaia e Araguaia-Tocantins, foi realizado uma análise dos pesticidas que apresentavam potencial risco de contaminação de águas subterrâneas e superficiais para consumo humano (Dores e Freire, 2001). Os autores verificaram que pesticidas tais como atrazina, metolactor, simazina, metonil e metribuzina são os principais contaminantes de água subterrânea e água superficial.

No estado de Goiás, o Laboratório de Análises de Água da SANEAGO desenvolve análises de detecção somente para pesticidas organofosforados e carbamatos, através de um método enzimático (Santo, 1997). Os níveis de pesticidas são verificados através da inibição da enzima acetilcolinesterase, sendo que o aumento da porcentagem de inibição da atividade enzimática varia linearmente com o aumento da concentração de resíduos de pesticidas organofosforados e carbamatos. Até 2005, não havia sido realizado qualquer estudo de monitoramento dos níveis de pesticidas organoclorados nos mananciais do estado de Goiás.

CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO DE ESTUDO

O estado de Goiás localiza-se no centro do país, e o relevo é caracterizado por grandes planaltos e chapadas. A determinação dos níveis de pesticidas organoclorados no estado de Goiás é de extrema importância, pois a hidrografia goiana é composta por cursos fluviais que correm para todas as regiões do Brasil, sendo a região do Planalto Central a mais importante dispersora de águas da rede hidrográfica brasileira.

A rede hidrográfica de Goiás é formada pelas bacias do Amazonas, do São Francisco e do Paraná. Quatro grandes rios drenam o território goiano: o rio Araguaia (área da bacia = 86.109 km²) no noroeste; o rio Tocantins (área da bacia = 102.120,6 km²) no norte e nordeste; o rio Paranaíba – bacia do Paraná (área da bacia = 149.488 km²) no sul e os afluentes do São Francisco (área da bacia = 3.400 km²) na região leste (Rocha *et al.*, 2008).

A vegetação característica do estado é o bioma Cerrado e aqui se localizam importantes reservas de preservação ambiental, tais como o Parque

Nacional das Emas, no sul do estado, a Chapada dos Veadeiros, no norte do estado, a Serra dos Pirineus, na região leste, e a Serra de Caldas, na região sudeste, entre outros importantes parques de preservação do bioma cerrado.

Com relação ao uso do solo no território goiano, 39,1% são ocupados com pastagens e 15,22% com agricultura, sendo que na região sul e central estão os municípios com maior atividade agrícola e na região noroeste as maiores áreas de pastagens (Godinho, 2008). Nestas regiões o uso de pesticidas é intenso e excessivo, gerando grandes impactos ambientais tais como a contaminação de águas superficiais e subterrânea.

As principais culturas plantadas no estado são a soja, o milho, o algodão, o arroz e o feijão, com uma produção agrícola estimada em mais de onze milhões de toneladas de grãos em 2005, segundo dados da Agência Rural do Estado de Goiás sendo que soja e milho são responsáveis por quase 90% desta produção.

Com uma atividade agrícola tão intensa, a devastação da vegetação nativa tornou-se um problema enorme. A área do bioma Cerrado desmatada no estado de Goiás é de 22%, com uma estimativa de desmatamento para os próximos anos de 58 mil km² (Galinkin, 2003). Os remanescentes de vegetação nativa correspondem a 37%. Neste panorama, a região mais preservada do estado é a região nordeste, na qual municípios como Teresina de Goiás, Cavalcante e Colina do Sul possuem quase 90% de vegetação nativa remanescente. Em contrapartida, na região sul e central estão os municípios com menores índices de cobertura vegetal nativa, como Rio Verde (9,02%) e Santa Helena de Goiás (1,7%) (Godinho, 2008).

Assim, o objetivo deste trabalho foi realizar um diagnóstico dos níveis de pesticidas organoclorados presentes nos cursos de água do estado de Goiás. Para isso, a amostragem foi extensa, abrangendo todas as regiões do estado e assim, traçar um perfil do nível de contaminação das bacias hidrográficas goianas.

PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

Amostragem

A coleta consistiu de água superficial coletada pela companhia SANEAGO (Saneamento do Estado de Goiás) em cursos d'água em todas as regiões do estado de Goiás, entre Maio de 2005 e Janeiro de 2006. O mapa apresentado na Figura 1

mostra detalhadamente os municípios onde foram coletadas as amostras de água. O total de amostras foi de 174, correspondente a 167 municípios que tiveram seus recursos hídricos monitorados com relação aos pesticidas organoclorados.

Com esta ampla amostragem foi possível realizar a avaliação comparativa da presença de pesticidas organoclorados em regiões de maior uso agrícola, em que o bioma Cerrado está mais devastado, com as regiões que ainda possuem remanescentes do Cerrado, e assim fazer um diagnóstico de contaminação deste bioma no estado de Goiás. Não foram realizados estudos de sazonalidade climática pelo fato da amostragem ter sido feita em apenas oito meses, obedecendo às necessidades da companhia responsável pela amostragem. Também não foi realizado estudo da influência de cultivos dada a grande amplitude da área de amostragem, e devido também ao fato do uso de solo no Cerrado goiano ter variado muito nas últimas décadas, sendo comum a alternância de atividades agrícolas e pecuárias.

Metodologia Analítica

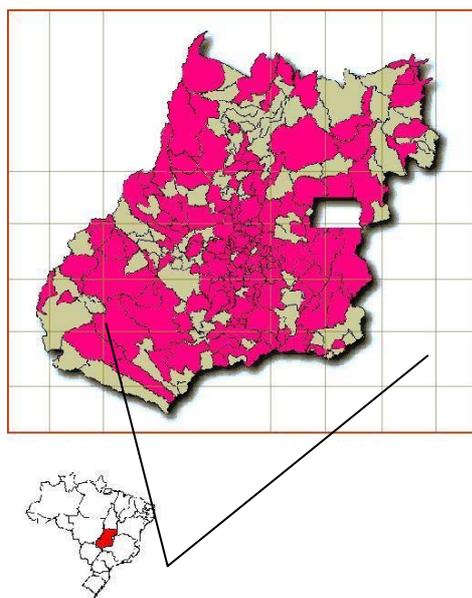


Figura 1 - Municípios do Estado de Goiás (em destaque), onde foram realizadas as coletas de amostras de água de rio e água tratada.

As amostras de água superficial foram analisadas por cromatografia gasosa de alta resolução com detecção por captura de elétrons (HRGC-ECD). O método de extração e pré-concentração

dos analitos foi a extração líquido-líquido, com n-hexano como solvente de extração, na proporção de 20 mL de amostra para 2 mL de n-hexano. As amostras foram deixadas sob agitação por 2h em agitador do tipo orbital Vibrax VXR IKA® (Alves, 2006).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Do total de amostras, 63 apresentaram níveis de pesticidas organoclorados acima da concentração máxima permitido pela resolução 357 do CONAMA, o que corresponde a 36,2% das amostras.

O gráfico da Figura II apresenta quais foram os pesticidas organoclorados detectados nesses 63 municípios e a frequência com que estes apareceram como contaminantes ambientais. Desta forma, os pesticidas organoclorados detectados no estado de Goiás foram aldrin, mirex, DDT, lindano, clordano, hexaclorobenzeno, endrin, DDE, e metoxicloro. Os pesticidas detectados em um maior número de mananciais foram aldrin e mirex, sendo que estes dois pesticidas foram detectados em mais da metade dos municípios. O aldrin foi detectado em 40 municípios (62,5% dos municípios), dos 63 que apresentaram contaminação por pesticidas organoclorados. Lindano, HCB, DDT e clordano foram detectados em mais de cinco por cento dos municípios e endrin, DDE e metoxicloro em menos de 5% dos mananciais.

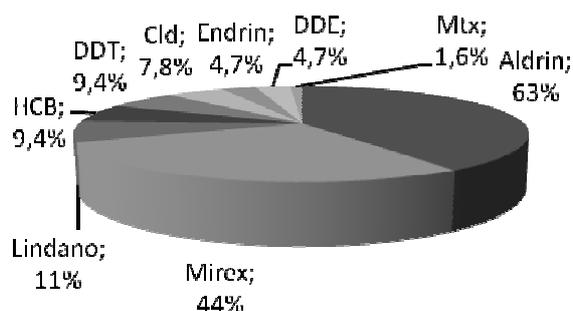


Figura 2 - Percentual de mananciais do estado de Goiás contaminados por pesticidas organoclorados em 2005/2006 (Clid: clordano; Mtx: metoxicloro).

Para especificar o nível de contaminação dos mananciais nas diferentes regiões do estado de Goiás, nos próximos tópicos são apresentadas as

idades que apresentaram ocorrência de contaminação por pesticidas organoclorados em seus mananciais e gráficos mostrando os pesticidas organoclorados detectados em níveis acima da legislação ambiental brasileira na região norte, sul, leste, oeste e central do estado de Goiás e com qual frequência esses pesticidas foram encontrados.

Região Central

Nesta região 23 mananciais apresentaram níveis de concentração de pesticidas organoclorados acima do nível máximo permitido pela Resolução 357 do CONAMA, sendo eles: Córrego Boa Esperança (Anicuns); Córrego das Lages (Aparecida de Goiânia); Córrego Veredas (Aragoiânia); Córrego Dois Irmãos (Avelinópolis); Ribeirão Boa Vista (Aurilândia); Córrego Extremo (Barro Alto); Córrego Cachoeira (Brazabrantes); Rio do Peixe (Caturai); Córrego Capoeirão (Damolândia); Ribeirão Sozinha (Goianápolis); Córrego Grimpas (Hidrolândia); Rio Meia Ponte (Inhumas); Rio Parí (Jaraguá); Córrego dos Boys (Leopoldo de Bulhões); Córrego Buriti (Nazário); Córrego dos Gonçalves (Ouro Verde); Rio Novo (Rubiataba); Córrego Água Limpa (Santa Bárbara); Córrego Santa Rosa (Santa Rosa); Ribeirão Santana (São Luiz de Montes Belos); Ribeirão Cerrado (Sanclerlândia); Córrego Boa Vista (Taquaral).

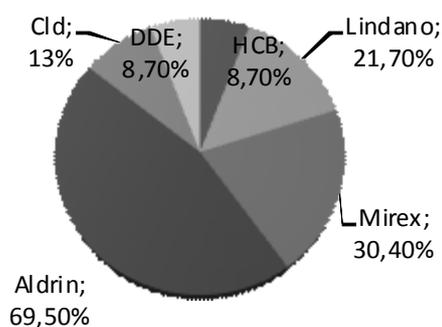


Figura 3 - Percentual de mananciais na Região Central do estado de Goiás contaminados por pesticidas organoclorados em 2005/2006 (Clid: clordano).

O gráfico da Figura III apresenta quais foram os pesticidas organoclorados detectados nesses 23 municípios e a frequência que estes apareceram

como contaminantes ambientais, sendo detectados em níveis acima do valor máximo permitido pela legislação brasileira. Verificou-se que aldrin, mirex e lindano foram os pesticidas detectados em um maior número de locais, sendo que aldrin foi detectado em 69,5% dos locais de amostragem com níveis em não conformidade.

Os níveis de concentração de pesticidas organoclorados detectados estão apresentados na Tabela I. Níveis altíssimos destes compostos foram quantificados, sendo que em alguns mananciais as concentrações determinadas são até cem vezes a Concentração Máxima Permitida (CMP), especificada pela legislação brasileira.

Tabela 1 - Níveis de contaminação por pesticidas organoclorados na Região Central do estado de Goiás em 2005/2006.

Pesticidas Organoclorados	Níveis de concentração detectados ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Nível máximo permitido (CONAMA nº 357) ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Aldrin	0,0061-0,021	0,005
Clordano	0,041-0,16	0,04
DDE	0,002-0,032	0,002
Hexaclorobenzeno	0,0092-0,19	0,0065
Lindano	0,021-0,14	0,02
Mirex	0,0016-0,067	0,001

Região Sul

Nesta região vários municípios apresentaram mananciais com níveis de pesticidas organoclorados em não conformidade com a legislação. São eles: Córrego da Comprida (Acreúna); Ribeirão das Antas (Buriti Alegre); Ribeirão Bom Jesus (Bom Jesus de Goiás); Ribeirão Campo Alegre (Campo Alegre); Rio do Peixe (Doverlândia); Córrego Guariroba (Edealina); Córrego Lageado (Goiatuba); Córrego Dantas (Indiara); Córrego Pindaíba (Inaciolândia); Ribeirão Vai-e-vem (Ipameri); Córrego Pimentinha (Itarumã); Ribeirão Santa Maria (Itumbiara); Rio Claro (Jataí); Ribeirão Santa Bárbara (Joviânia); Rio Araguaia (Luiz Alves); Córrego da Vertente (Maurilândia); Córrego Pipoca (Morrinhos); Córrego Capão Grande (Nova Aurora); Córrego da Lagoa (Ouvidor); Córrego da Raiz (Palmeio); Córrego Alemão (Palmeiras de Goiás); Ribeirão Dourados (Professor Jamil); Ribeirão Lage / Ribeirão Abóbora (Rio Verde); Rio São Tomaz (Santa

Helena de Goiás); Rio Araguaia (Santa Rita do Araguaia).

Na região sul, 26 mananciais apresentaram altos índices de pesticidas organoclorados, sendo que os pesticidas detectados em altos níveis foram aldrin, mirex, DDT, hexaclorobenzeno, endrin, metoxicloro e DDE, nos percentuais apresentados no gráfico da Figura IV. Nesta região, aldrin, mirex e DDT foram os pesticidas organoclorados detectados em um maior número de mananciais. Os níveis em que foram detectados estão apresentados no gráfico da Tabela II. Os dados demonstram que DDE, mirex, HCB, DDT e endrin foram detectados em níveis de até cem vezes a concentração máxima permitida pela legislação brasileira, demonstrando assim o nível de contaminação das águas superficiais desta região de Goiás.

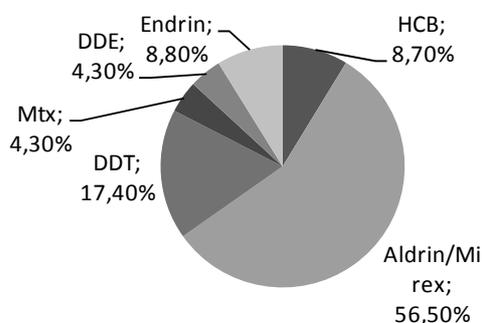


Figura 4 - Percentual de mananciais na Região Sul do estado de Goiás contaminados por pesticidas organoclorados em 2005/2006

Tabela 2 - Níveis de contaminação por pesticidas organoclorados na Região Sul do estado de Goiás em 2005/2006.

Pesticidas Organoclorados	Níveis de concentração detectados ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Nível máximo permitido (CONAMA nº 357) ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Aldrin	0,0050-0,0082	0,005
DDE	0,0020-0,18	0,002
DDT	0,0072-0,027	0,002
Endrin	0,0040-0,016	0,004
HCB	0,019-0,026	0,0065
Metoxicloro	0,030-0,34	0,03
Mirex	0,0064-0,10	0,001

Região Oeste

Nesta região, mirex foi detectado em 50% dos municípios (Figura V), seguido de aldrin (30%). Os pesticidas detectados em concentrações muito superiores ao valor máximo permitido são endrin, DDT e mirex (Tabela III). Na região oeste foram detectados pesticidas organoclorados em níveis altos num total de dez municípios, sendo eles: Córrego Cambuí (Araguapaz); Rio Vermelho (Aruanã); Córrego Lageado (Arenópolis); Lago Tigre (Britânia); Córrego Grande (Fazenda Nova); Córrego do Vaz (Israelândia); Córrego Palmeiras (Itapirapuã); Córrego Santo Antônio (Ivolândia); Córrego Bocaína (Novo Brasil); Córrego do Ouro (São Miguel do Araguaia).

Tabela 3 - Níveis de contaminação por pesticidas organoclorados na Região Oeste do estado de Goiás em 2005/2006.

Pesticidas Organoclorados	Níveis de concentração detectados ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Nível máximo permitido (CONAMA nº 357) ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Aldrin	0,0076-0,025	0,005
Clordano	0,050	0,04
DDT	0,077-0,10	0,002
Endrin	0,070	0,004
HCB	0,011-0,04	0,0065
Lindano	0,065	0,02
Mirex	0,013-0,024	0,001

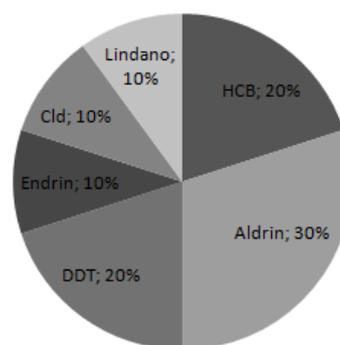


Figura 5 - Percentual de mananciais na Região Oeste do estado de Goiás contaminados por pesticidas organoclorados em 2005/2006

Região Norte

Nesta região três municípios estão com seus mananciais contaminados com altos níveis de pesticidas organoclorados, sendo eles: Campos Belos, Formoso e Montividiu do Norte. Nos mananciais destas cidades somente foi detectado aldrin, em níveis que vão de 0,0059 µg/L até 0,0240 µg/L.

Região Leste

Nesta região somente os mananciais dos municípios de Planaltina e Luziânia estão contaminados com altos níveis de pesticidas organoclorados, tendo sido os pesticidas aldrin e mirex nas concentrações de $0,014 \pm 0,000013$ µg/L e $0,008 \pm 0,000012$ µg/L.

COMENTÁRIOS SOBRE A CONTAMINAÇÃO DE MANANCIAIS DE GOIÁS POR PESTICIDAS ORGANOCORADOS

Os dados apresentados mostram que é preocupante a contaminação dos recursos hídricos no estado de Goiás por pesticidas organoclorados (Figura VIA), principalmente nas regiões central, sudeste e oeste. Estas regiões possuem mananciais contaminados com maior variedade de pesticidas organoclorados. É importante salientar que as áreas contaminadas com pesticidas organoclorados correspondem aos locais de maior devastação do cerrado, como é mostrado no mapa da Figura VIB, o qual apresenta as principais áreas com vegetação remanescente do Cerrado em Goiás. Um exemplo é a Serra da Mesa no noroeste do estado, uma região bastante conservada devido às suas características de terreno, as quais impedem a implantação de grandes projetos agropecuários. Atualmente, 54,9% da área original do bioma já foram destruídas e metade do que resta já está bastante comprometida, segundo pesquisa de 2004 da organização Conservação Internacional (Machado *et al.*, 2004).

As áreas devastadas, principalmente no sudeste do estado, correspondem aos locais de intensa atividade agrícola, o que explica um maior número de mananciais contaminados localizados na região central e sul do estado.

Aldrin e mirex foram os pesticidas mais detectados. Eles ainda são permitidos para usos como cupinicida e formicidas no Brasil, pois estes dois princípios ativos são exceções à Portaria 329, publicada em setembro de 1985 pela ANVISA, que proíbe a comercialização e o uso de pesticidas organoclorados no país, o que justifica a forte presença deles no meio ambiente.

Muitas vezes os níveis detectados de pesticidas organoclorados são altíssimos e é importante salientar que estes poluentes foram detectados em água superficial e que este valor, devido a biomagnificação, deve ser muito maior na biodiversidade aquática. Assim, torna-se preocupante esta realidade devido ao impacto destes compostos no meio ambiente e na saúde humana.

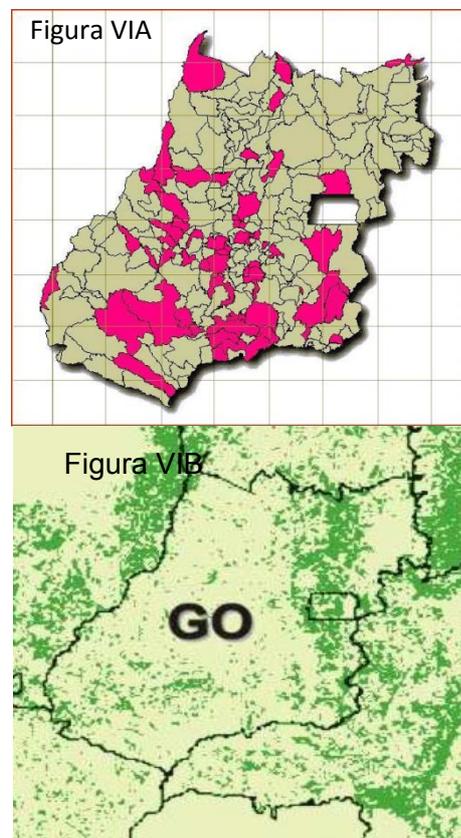


Figura 6 - A) Municípios de Goiás que apresentaram mananciais contaminados com pesticidas organoclorados (em destaque); B) Principais remanescentes do Cerrado em Goiás (Fonte: Machado *et al.* 2004).

A região central e sudeste são as regiões mais povoadas do estado de Goiás, ou seja, uma grande parcela da população deste estado está sujeita a esses altos níveis de contaminação de pesticidas

organoclorados e, conseqüentemente, aos problemas causados por estas substâncias. Além disto, nestas regiões estão importantes bacias hidrográficas, como a bacia do rio Paranaíba e a bacia do rio Araguaia. Estas bacias levam águas para outras regiões do Brasil, e conseqüentemente transportam poluentes para estas regiões. Estes dados, afim de traçar o perfil de contaminação no estado, demonstram a extrema necessidade do controle de poluentes em mananciais.

Nas regiões norte e leste (entorno de Brasília) foram observados menos problemas de contaminação dos mananciais. Somente aldrin e mirex foram detectados em água superficial. Entretanto, a análise dos sedimentos destes rios pode demonstrar a presença de outros pesticidas e, além disso, estes poluentes podem ser detectados em outras épocas, principalmente pelo transporte através dos mananciais com maior incidência de contaminação. Neste sentido, pelo fato da utilização dos agrotóxicos ser sazonal e também pelo fato dos aquíferos serem sistemas altamente dinâmicos, é necessário que os órgãos fiscalizadores e as empresas que captam águas desses mananciais para tratamento e distribuição para consumo da população, executem as análises de pesticidas com frequência, afim de garantir que a população e a biodiversidade aquática do estado não utilize água contaminada por esses pesticidas. Neste sentido, é necessário que estas análises sejam feitas com periodicidade no mínimo trimestral, abrangendo os períodos de chuva e seca, e as transições entre estes.

CONCLUSÕES

Os pesticidas organoclorados ainda são encontrados em altos níveis nos recursos hídricos, mesmo com a proibição do seu uso na década de oitenta, demonstrando o quanto são persistentes no meio ambiente e o quanto ainda podem causar danos à saúde humana, à flora e a fauna.

O trabalho demonstrou que todas as regiões do estado de Goiás possuem mananciais contaminados por pesticidas organoclorados, e que as regiões de maior contaminação são também as regiões em que o bioma Cerrado está mais impactado.

Neste sentido, é necessário que os órgãos ambientais sejam efetivos no controle do uso de agrotóxicos, principalmente no que se refere aos agrotóxicos que já foram banidos e que ainda são utilizados ilegalmente.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à SANEAGO (Saneamento do Estado de Goiás), à FUNAPE (Fundação de Apoio à Pesquisa – UFG), à CAPES e ao CNPq.

REFERÊNCIAS

- ALVES, MIR. Desenvolvimento e validação de metodologia de determinação de pesticidas organoclorados e trihalometanos para aplicação no monitoramento da qualidade da água em Goiás. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Goiás, p.52-54, 2006.
- BAIRD, C. *Química Ambiental*. Bookman, 2ªed, Porto Alegre, pp. 319-331, 2002.
- BLOOMQUIST, JR. Intrinsic lethality of chloride-channel-directed insecticides and convulsants in mammals. *Toxicol. Lett.* 60: 289-29, 1992.
- CHAGAS, CM., QUEIROZ, MELR., NEVES, AA. Determinação de resíduos de organoclorados em águas fluviáteis do município de Viçosa-MG. *Química Nova* 22:506-508, 1999.
- DORES, EFGC., FREIRE, EML. Contaminação do ambiente aquático por pesticidas. Estudo de caso: águas usadas para consumo humano em Primavera do Leste, Mato Grosso, *Química Nova* 24(1):27-36, 2001.
- FALCK, F., RICCI, A., WOLFF MS., GODBOLD J., DECKERS, P. Pesticides and polychlorinated biphenyl residues in human breast lipids and their relation to breast cancer. *Arch. Environ. Health.* 47: 143-146, 1992.
- GALINKIN, M. Geo-Goiás 2002. Agência Ambiental de Goiás, Secretária do Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Goiás (SEMARH), Brasília, 2003.
- GODINHO, CB. Análise da devastação da cobertura do cerrado goiano por agropecuária. TCC, Universidade Católica de Goiás, 2008.
- KELSE, WR., STONE, CR., LAWS, SC., GRAY, LE., KEMPAINEN, JA., WILSON, EM. Persistent DDT metabolite p,p'-DDE is a potent androgen receptor antagonist. *Nature.* 375:581-585, 1995.
- KAVLOCK, W. Research needs for the risk assessment of health and environmental effects of endocrine disruptors. *Environ. Health, Perspec.* 104(4): 715-740, 1996.
- KRIEGER, N., WOLFF, MS., Hiatt, RA., Rivera, M., Vogelmann, J., Orentreich, N. Breast cancer and serum organochlorines: a prospective study among White, Black and Asian women. *J. Natl. Cancer Inst.* 86(9): 589-99, 1994.

- MACHADO, RB., RAMOS NETO, MB, PEREIRA, PGP., CALDAS, EF., GONÇALVES, DA., SANTOS, NS., TABOR, K., STEININGER, M. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro (2004). *Conservação Internacional*, Brasília, DF. Disponível em <<http://www.conservation.org.br/arquivos/RelatDesmatamCerrado.pdf>> Acesso em: 29 jan. 2009.
- ROCHA, C., TEJERINA-GARRO, FL., PIETRAFESA, JP. Cerrado, Sociedade e Ambiente : Desenvolvimento Sustentável em Goiás. Goiânia, Ed. da UCG, p15-47, 2008.
- SANTO, DE. Detecção de organofosforados e carbamatos em águas através do método enzimático. *Informa*, v.6, n°3/4, 1997.
- SHARPE, RM. Reproductive biology another DDT connection [news.;comment]. *Nature*. 375(6532): 538-539, 1995.
- SUÑOL, C., VALE, C., RODRIGUEZ-FARRE, E. Polychlorocycloalkane insecticide action on GABA-d glycine-dependent chlorine flux. *Neurotoxicology*, 19: 573-580, 1998.
- TORDOIR, WF., VAN SITTERT, NJ. Organochlorines. *Toxicology*. 91:51-57, 1994.
- YOGUI, GT. Ocorrência de compostos organoclorados em mamíferos marinhos da costa de São Paulo e da Ilha Rei Jorge. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, 2002.

Evaluation of Water Resources Contamination by Organochlorine Pesticides in the State of Goiás

ABSTRACT

Organochlorine pesticides are persistent and bio-accumulated compounds in the environment. These substances have various impacts on human health and wildlife. Therefore they require environmental monitoring. In this work the levels of organochlorine pesticides were determined in rivers in the state of Goiás, in central Brazil. Some preserved areas of the Cerrado ecosystem and major rivers were observed. High levels of organochlorine pesticides in the water resources were found in all regions of Goiás state due to environmental degradation and intense agricultural activity.

Keywords :organochlorine pesticides, water, environmental monitoring

Modelos Empíricos e Semi-Empíricos para a Obtenção do Coeficiente de Dispersão Longitudinal de Pequenos Cursos de Água

Julimara Alves Devens, Antenor Rodrigues Barbosa Júnior, Gilberto Queiroz da Silva

Departamento de Engenharia Civil da Escola de Minas - UFOP
julimaradevens@yahoo.com.br; barbosa@em.ufop.br, gqueiroz@em.ufop.br

Marcus Fantozzi Giorgetti

Departamento de Hidráulica e Saneamento – EESC/USP
marciusg@sc.usp.br

Recebido: 21/03/09 - revisado: 21/10/09 - aceito: 09/03/10

RESUMO

Os métodos simples que usam fórmulas práticas para a previsão do coeficiente de dispersão longitudinal em pequenos cursos d'água naturais são discutidos neste artigo. Dez fórmulas práticas de previsão do coeficiente são comparadas. A base de comparação são os resultados de 22 estudos de campo em que o coeficiente é obtido diretamente com o uso de traçadores ambientalmente neutros. A técnica de obtenção direta do coeficiente apóia-se em metodologia derivada de modelo clássico, tipo Fickiano. A análise dimensional é utilizada para a obtenção dos grupos adimensionais relevantes no processo de transporte de massa e para deduzir um modelo matemático alternativo para o coeficiente de dispersão longitudinal. Este modelo é ajustado pela técnica de regressão múltipla e, ao final, para a sua validação, é aplicado a novos dados de estudos de campo realizados no trecho urbano de um curso d'água natural.

Palavras-chave: dispersão longitudinal, traçador, qualidade da água.

INTRODUÇÃO

O lançamento de efluente líquido em corpos d'água, seja ele intencional ou acidental, constitui uma das principais preocupações dos órgãos ambientais. Lançamentos isentos ou não de tratamento prévio, não só colocam em risco a vida aquática, como também comprometem as diferentes modalidades de usos dos recursos hídricos superficiais.

Em estudos com modelos de qualidade da água, o parâmetro conhecido como coeficiente de dispersão longitudinal, E_L , informa sobre a capacidade do curso d'água para dispersar poluentes. Esse parâmetro tem significado especial na análise de problemas ambientais que requerem a utilização de modelos de qualidade da água para a previsão de distribuições espacial e temporal da concentração de poluentes. Tais previsões mostram-se especialmente úteis quando se busca definir o nível de tratamento dos resíduos compatível com a qualidade exigida para a água do corpo receptor, ou quando se visa encontrar o ponto mais adequado de lança-

mento do efluente de modo a causar o menor impacto possível. Isto é, conhecer bem a capacidade de um curso d'água para dispersar poluentes é uma necessidade básica para se compatibilizar condições de lançamento de efluentes e controle de qualidade da água, quando se visa atender às disposições presentes na Resolução CONAMA nº 357 (CONAMA, 2005).

Formulação Matemática

O processo de dispersão do poluente em cursos de água naturais, em regiões localizadas a distância suficientemente grande do ponto de lançamento, pode ser descrito por um modelo unidimensional, obtido da aplicação do balanço de massa em que o fluxo dispersivo é regido pela lei de Fick. Na forma diferencial, a equação governante é do tipo

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = E_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (1)$$

onde E_L é o coeficiente de dispersão longitudinal; U é a velocidade média do escoamento; C representa o valor médio da concentração na seção transversal localizada à distância longitudinal x do ponto de lançamento; e t é o tempo em que o processo se desenvolve. A Eq.1 é a conhecida equação da advecção-dispersão longitudinal, cuja solução fundamental, obtida para o lançamento pontual e instantâneo de uma massa M em $x_0 = 0$ e $t_0 = 0$, num canal de área da seção transversal igual a A , é da forma

$$C(x, t) = \frac{M}{A\sqrt{4\pi E_L t}} \exp\left[-\frac{(x - Ut)^2}{4E_L t}\right] \quad (2)$$

DETERMINAÇÃO DIRETA DE E_L

Os vários métodos de obtenção direta do coeficiente de dispersão longitudinal derivam da Eq.1 e da sua solução. Esses métodos apóiam-se em dados de campo, gerados de testes em que se utilizam traçadores ambientalmente neutros. Entre os mais conhecidos, destacam-se o método dos momentos, o método da propagação (*routing procedure*) e os métodos gráficos de Krenkel e Chatwin, além de dois outros procedimentos simples baseados na concentração máxima (pico de concentração) e nos valores de entorno da concentração máxima (Barbosa Jr. et al., 2005a, 2005b).

O método da propagação, desenvolvido por Fischer (1968), é considerado superior aos demais. Esse método utiliza a “hipótese da nuvem congelada” para transformar dados de concentração versus tempo, medidos numa seção de montante, em dados de concentração versus distância, gerados em um tempo característico, para, em seguida, fazer a sua propagação para novo tempo característico posterior. Em seguida, utilizando novamente a “hipótese da nuvem congelada”, os dados gerados pela propagação são reconvertidos em dados de concentração versus tempo, que são comparados com os valores medidos em uma estação de jusante. Na forma apresentada por French (1985), a concentração na seção de jusante se escreve como

$$C(x_B, t) = \int_{-\infty}^{+\infty} \frac{U \cdot C(x_A, \tau)}{\sqrt{4\pi E_L (\bar{t}_B - \bar{t}_A)}} \exp\left\{-\frac{[U(\bar{t}_B - \bar{t}_A - t + \tau)]^2}{4E_L (\bar{t}_B - \bar{t}_A)}\right\} d\tau \quad (3)$$

em que x_A e x_B representam as posições das estações de amostragem de montante e jusante, respectivamente; \bar{t}_A e \bar{t}_B são os tempos característicos, normalmente representados pelos tempos médios de passagem da nuvem do traçador pelas seções de montante e jusante, respectivamente; e τ é uma variável temporal auxiliar de integração.

Apoiando-se em dados de campo, a Eq.3 é resolvida por tentativa e erro com valores selecionados de U e E_L . Os valores da velocidade média e do coeficiente de dispersão longitudinal do trecho de teste são aqueles que proporcionam o melhor ajuste da curva gerada pela solução da Eq.3 aos dados de campo de C e t medidos na estação de jusante.

FÓRMULAS PRÁTICAS DE ESTIMATIVA DE E_L

Equações de natureza empírica e semi-empírica, genericamente denominadas fórmulas práticas, têm sido utilizadas na previsão do coeficiente de dispersão longitudinal. Essas equações relacionam o coeficiente E_L com quantidades físicas de fácil obtenção, como profundidade média, largura, declividade e velocidade média ou vazão do escoamento.

Apesar dos métodos de determinação direta de E_L produzirem os valores mais confiáveis desse parâmetro, o custo e o tempo despendidos na sua obtenção tornam atrativo o uso de fórmulas práticas de previsão. Uma apresentação de dez das mais conhecidas fórmulas de previsão de E_L é feita a seguir.

Equação de Elder

Visando a aplicação da análise de Taylor para o escoamento em condutos livres, Elder (1959) propôs um valor constante para o coeficiente de dispersão longitudinal adimensional, α_E , escrito na forma

$$\frac{E_L}{u_* \cdot H} = \alpha_E \quad (4)$$

onde u_* é a velocidade de atrito e H é a profundidade média do escoamento. De experimentos em calhas de laboratório, Elder encontrou $\alpha_E = 5,93$.

Fórmula de McQuivey & Keefer

McQuivey & Keefer (1974) propuseram um método simples de previsão de E_L a partir de correções com dados de campo de 18 testes em cursos de água naturais, em 14 diferentes estágios do escoamento. Baseando-se na analogia entre as equações de fluxo linear unidimensional e a equação linear unidimensional da dispersão, obtiveram

$$E_L = 0,058 \frac{Q}{S \cdot B} \quad \text{para } F < 0,5 \quad (5)$$

onde E_L em m^2/s ; S é a declividade da linha de energia, em m/m ; B é a largura à superfície livre, em m ; Q é a vazão, em m^3/s ; e F é o número de Froude.

Fórmula de Fischer

Fischer et al. (1979), baseando-se em estimativas de E_L com a fórmula prática de McQuivey & Keefer (1974) e em algumas considerações adicionais, apresentaram uma fórmula prática para estimar o coeficiente E_L . Segundo Fischer et al., em unidades do S.I.:

$$E_L = 0,011 \frac{U^2 B^2}{u_* H} \quad (6)$$

em que U é a velocidade média do escoamento (m/s) e as demais grandezas são conforme já definidas. Para envolver quantidades físicas facilmente mensuráveis, a velocidade de atrito foi escrita em termos da tensão de cisalhamento junto à parede, τ_0 , considerando, ainda, numa aproximação, os canais largos, situação em que o raio hidráulico pode ser tomado como aproximadamente igual à profundidade média do escoamento, de modo que

$$u_* = \sqrt{\frac{\tau_0}{\rho}} = \sqrt{g \cdot R_H \cdot S} \cong \sqrt{g \cdot H \cdot S} \quad (7)$$

sendo R_H o raio hidráulico (m); ρ a massa específica da água (kg/m^3); e g a aceleração da gravidade (m/s^2).

Fórmula de Liu

Liu (1977) encontrou grandes erros de previsão de E_L com o uso das fórmulas práticas de McQuivey & Keefer (1974) e de Fischer et al. (1979).

Na avaliação de Liu, os valores de E_L estimados foram, respectivamente, 715 e 18 vezes maiores do que os medidos. A partir de outro modelo apresentado por Fischer (Fischer et al., 1979), que considera as variações laterais de velocidade, Liu propôs uma fórmula simples de previsão de E_L para canais largos, escrita na forma

$$E_L = \beta_L \frac{Q^2}{u_* R_H^3} \quad (8)$$

com o coeficiente adimensional β_L correlacionado com o fator de atrito da equação de Darcy-Weissbach. Com base em dados da literatura para 14 cursos de água naturais, Liu propôs a relação

$$\beta_L = 0,18 \left(\frac{u_*}{U} \right)^{1,5} \quad (9)$$

válida para a faixa $0,001 \leq \beta_L \leq 0,06$.

Fórmula de Beltaos

Beltaos (1980) apud Eiger (1991) utilizou o modelo unidimensional para descrever o processo de dispersão longitudinal decorrente da injeção pontual e instantânea de uma substância conservativa em um curso de água natural. Para a fase do processo em que a variância cresce linearmente com o tempo, Beltaos propôs a fórmula de previsão de E_L , reescrita no formato da equação de Fischer, do tipo

$$E_L = 1,14 \beta_B \frac{U^2 \cdot B^2}{u_* \cdot H} \quad (10)$$

onde β_B é um parâmetro que foi correlacionado com u_* / U , conforme mostrado na Figura 1.

Fórmula de Nikora & Sukhodolov

Nikora & Sukhodolov (1993) realizaram experimentos de campo para quantificar a dispersão longitudinal de pequenos cursos de água com vazões entre 0,013 e 4,7 m^3/s . Nos ensaios de campo, foi utilizada a solução de NaCl como traçador com uma concentração inicial de 200g/L. Para os ensaios em que a concentração máxima foi inversamente proporcional à \sqrt{t} e em que a variância cresceu linearmente com o tempo, os autores ajustaram um modelo para previsão de E_L da forma

$$\frac{E_L}{U \cdot B} = \alpha_{NS} \quad (11)$$

sendo α_{NS} um parâmetro razoavelmente constante. Para os experimentos de Nikora & Sukhodolov, o adimensional α_{NS} foi igual a 1,1.

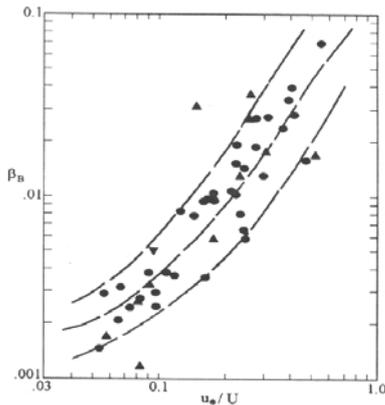


Figura 1 – Correlação do parâmetro β_B com o adimensional u_*/U para o modelo de Beltaos (1980), conforme Eiger (1991).

Modelo Híbrido de Vargas & Mellado

Vargas & Mellado (1994) propuseram um modelo híbrido de previsão de E_L para rios largos, pouco profundos e de baixas declividades, que combina as fórmulas de McQuivey & Keefer (1974) e Liu (1977). O modelo de Vargas & Mellado, no formato da equação de Fischer, é do tipo

$$E_L = \beta_{VM} \cdot \frac{U^2 \cdot B^2}{u_* \cdot H} \quad (12)$$

O coeficiente β_{VM} foi estimado em função do fator adimensional B/R_H mediante um modelo de regressão para valores de declividades compreendidas na faixa de 0,001 a 0,003 e para $18,27 \leq B/R_H \leq 152,15$:

$$E_L = 7,3867 \cdot \left(\frac{B}{R_H}\right)^{-1,8558} \cdot \frac{U^2 \cdot B^2}{u_* \cdot H} \quad (13)$$

com todas as unidades escritas no SI.

Fórmula de Koussis & Rodrigues-Mirasol

Koussis & Rodrigues-Mirasol (1998), apud Kasherfipour & Falconer (2002), a partir da teoria e equação propostas por Fischer e aplicando a lei de Karman, deduziram uma equação da forma

$$E_L = \phi \frac{u_* B^2}{H} \quad (14)$$

em unidades do SI. Da análise de regressão com base em 16 conjuntos de dados de campo, obtiveram $\phi = 0,6$.

Fórmula de Seo & Cheong

Seo & Cheong (1998), apud Kasherfipour & Falconer (2002), deduziram uma equação de estimativa de E_L com uso da análise dimensional e análise de regressão. Foram utilizados 59 conjuntos de dados de campo, medidos em 26 rios dos Estados Unidos. Dos 59 conjuntos de dados, 35 foram utilizados para estabelecer o modelo e os demais para validar a equação. Na forma adimensional, a equação de Seo & Cheong pode ser escrita como

$$\frac{E_L}{u_* H} = 5,915 \left(\frac{B}{H}\right)^{0,620} \left(\frac{U}{u_*}\right)^{1,428} \quad (15)$$

Fórmula de Kasherfipour & Falconer

Para estimar o coeficiente de dispersão longitudinal em rios, Kasherfipour & Falconer (2002) desenvolveram duas equações com base em três diferentes estudos de dispersão. De dados de campo de 30 rios dos Estados Unidos, todos retirados dos trabalhos de Fischer, de McQuivey & Keefer e de Seo & Cheong, uma primeira relação foi estabelecida na forma

$$E_L = 10,612 \cdot H \cdot U \cdot \left(\frac{U}{u_*}\right) \quad (16)$$

em unidades do SI.

A Eq.16 foi, então, comparada com as equações de Fischer, McQuivey & Keefer e Seo & Cheong e também com a fórmula de Koussis & Rodriguez-Mirasol. A comparação foi feita usando métodos estatísticos que demonstraram que o modelo representado pela Eq.16 é superior aos demais. Por tentativa e erro, a combinação linear de 70% da Eq.16 e 30% da equa-

ção de Seo & Cheong (Eq.15) resultou em um novo modelo, que foi apresentado na forma

$$E_L = \left[7,428 + 1,775 \cdot \left(\frac{B}{H} \right)^{0,62} \cdot \left(\frac{u_*}{U} \right)^{0,572} \right] \cdot H \cdot U \cdot \left(\frac{U}{u_*} \right) \quad (17)$$

em unidades do SI.

Kasherfipour & Falconer sugeriram, ainda, que melhores previsões de E_L para escoamentos em canais poderiam ser obtidas aplicando-se a Eq.16, para a relação $B/H > 50$, ou a Eq.17, para a relação $B/H < 50$.

METODOLOGIA

Para quantificar o coeficiente de dispersão longitudinal pelo método da propagação, foram utilizados dados gerados de ensaios de campo em que se empregou a técnica dos traçadores. De forma resumida, a técnica experimental adotada consistiu em injetar a substância traçadora em um ponto localizado no eixo do curso de água e utilizar, a jusante, dois pontos de amostragem selecionados em duas seções transversais ao escoamento. A amostragem do traçador em cada seção produziu os valores da concentração (C) em função do tempo (t) da passagem da nuvem que permitiram a construção das curvas de resposta do traçador para cada seção de amostragem (curvas C versus t).

Uma vez que em situações reais de campo sempre ocorre alguma perda do traçador, especialmente por adsorção, as concentrações foram convenientemente corrigidas. Para isso, em vez da massa do traçador verdadeiramente injetada, foi utilizada na correção os valores das massas recuperadas em cada uma das seções, $m_{rec}(x_i)$, definidas como

$$m_{rec}(x_i) = Q \int_{t_1}^{t_2} C(x_i, t) dt \quad (18)$$

sendo t_1 e t_2 os tempos de chegada da frente e de passagem da cauda da nuvem pela estação de amostragem, respectivamente, e Q a vazão do escoamento que, necessariamente, deve manter-se constante durante todo o tempo de realização do ensaio de campo. No método da propagação, a correção das concentrações com base na massa do traçador recuperada, para cada estação de amostragem x_i , foi realizada dividindo-se os valores da concentração

medida, $C(x_i, t)$, pelo momento de ordem zero, ou área sob a curva de resposta, que se define como

$$A_C(x_i) = \int_{t_1}^{t_2} C(x_i, t) dt \quad (19)$$

Essa divisão produz, então, uma nova variável normalizada,

$$y(x_i, t) = C(x_i, t) / A_C(x_i), \quad (20)$$

que na Eq.3 substitui a concentração. O uso da variável normalizada, em substituição às concentrações medidas nas seções de montante e jusante, torna as áreas sob as curvas $y(x_i, t)$ versus t iguais à unidade, à semelhança de uma função densidade de probabilidade.

Em todos os testes, o primeiro ponto de amostragem foi sempre escolhido a uma distância x_A do ponto da injeção do traçador superior ao comprimento L_0 do trecho de mistura (comprimento da zona advectiva). O comprimento L_0 é necessário para se promover a mistura completa do traçador e é estimado, segundo Fischer et al. (1979), como

$$L_0 = 0,1 \cdot \frac{U \cdot B^2}{\varepsilon_z} \quad (21)$$

em que ε_z é a difusividade turbulenta transversal, calculada segundo

$$\varepsilon_z = 0,60 \cdot u_* \cdot H \quad (22)$$

com L_0 e B em m, U e u_* em m/s e ε_z em m^2/s . Objetivou-se, assim, garantir a aplicabilidade do modelo *Fickiano*, pois somente após a zona advectiva pode-se esperar que o crescimento da variância da distribuição da concentração seja linear com o tempo. Importa destacar que a variância com crescimento linear refere-se à distribuição espacial da concentração e, no caso, as concentrações foram obtidas em seções fixas, ao longo do tempo. Assim, a checagem do comportamento exigido pelo modelo *Fickiano* só poderia ser feita a partir da introdução da hipótese

da nuvem congelada (transforma curvas de C versus t em curvas de C versus x), o que, contudo, introduziria uma razoável deformação: essa hipótese não é capaz de considerar o fato de que, ao passarem pela estação de amostragem, as partículas “mais velhas” sofrem maior dispersão do que as mais novas. Talvez, por isso, o crescimento linear desta estatística com o tempo seja condição raramente observada em estudos de campo. Ainda, embora os cálculos tenham sido realizados para as curvas de concentração versus tempo observadas no “eixo” do escoamento, as amostragens também se realizaram em pontos próximos às margens, como forma de se verificar o atendimento da condição de mistura completa.

Neste artigo, são considerados os resultados de 22 testes de campo em cursos de água naturais, cujas características são apresentadas na Tabela 1. Essa tabela traz, também, o valor do comprimento de mistura L_0 estimado para cada teste, conforme as Eqs. 21 e 22, bem como as distâncias à seção de injeção x_A e x_B dos pontos de amostragem de montante e de jusante, respectivamente. Para informar sobre a perda do traçador no trecho de teste, a Tabela 1 apresenta, ainda, valores da razão dos fatores de recuperação da massa do traçador: $R_{rec} = m_{rec}(x_B)/m_{rec}(x_A)$, com o numerador e o denominador calculados com a Eq. 18.

Os treze primeiros testes, ocorridos no período de setembro de 2000 a abril de 2001, foram realizados em pequenos cursos de água da região de Ouro Preto (MG), com vazões de 5,2L/s a 13,2L/s. Nestes testes, foram empregadas soluções de cloreto de sódio 10% como substância traçadora, medindo-se a condutividade elétrica do meio líquido como indicadora da concentração (Devens, 2006). Os testes 14 a 22, efetuados no período de novembro de 1993 a abril de 1995, referem-se a estudos em cursos de água da região de São Carlos (SP), com vazões entre 0,52m³/s e 11,25m³/s (Barbosa Jr., 1997). Nos testes 14 a 22, empregou-se como substância traçadora a rodamina-WT, solução 20%, adequadamente diluída antes do seu lançamento no curso de água. A propriedade de fluorescência da substância serviu como indicadora da concentração e foi medida com o emprego de fluorímetro de campo. Para os pequenos cursos de água dos testes 1 a 13, quando eram muito baixas as vazões, o cloreto de sódio pôde ser empregado pelo maior limite de detecção do condutivímetro.

Para a obtenção dos parâmetros físicos e hidrodinâmicos do escoamento, foram feitos levantamentos altimétricos e batimétricos, e para as medições da vazão empregou-se vertedor triangular de soleira fina (testes 1 a 13) e molinete hidrométrico

juntamente com técnica batimétrica para o método da meia-seção (testes 14 a 22). No caso dos estudos realizados por Barbosa Jr. (2007), os valores de E_L obtidos pelo método da propagação foram recalculados para considerar os dados normalizados, conforme as Eqs. 19 e 20.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A utilização de apenas duas estações de amostragem não permitiu a verificação da hipótese básica do modelo *Fickiano* de crescimento linear da variância da distribuição da concentração ao longo do tempo. Contudo, cuidou-se para que a distância da injeção ao primeiro ponto de amostragem fosse sempre superior ao comprimento L_0 , estimado pela Eq. 21, e necessário para a mistura completa do traçador. Esse procedimento mostrou-se suficiente para que as distribuições temporais da concentração se aproximassem razoavelmente da forma definida pela Eq. 2. A Figura 2 é uma ilustração do comportamento típico da concentração normalizada em função do tempo para duas estações de amostragem e traz, ainda, o resultado do ajuste produzido pela aplicação do método da propagação.

Construção do modelo de regressão para E_L

A análise dimensional foi empregada no tratamento do problema da mistura do traçador no escoamento natural da água. Além das propriedades físicas da água, massa específica (ρ) e viscosidade cinemática (ν), foram considerados ainda os parâmetros que afetam o coeficiente de dispersão longitudinal: raio hidráulico (R_H), largura do canal (B), velocidade média do escoamento (U) e velocidade de atrito (u_*). Utilizando-se o teorema-Pi de Buckingham, foi escrita a relação entre os grupos adimensionais

$$\frac{E_L}{u_* \cdot H} = f\left(\frac{B}{H}, \frac{u_*}{U}, Re_*\right) \quad (23)$$

Tabela 1 – Descrição sumária dos ensaios de campo com traçador: forma da injeção, tipo de traçador, fator de recuperação da massa e características geométricas e hidrodinâmicas dos cursos de água ensaiados.

Teste nº	Curso de água	data	Injeção / traçador	R _{rec} (-)	L ₀ (m)	x _A (m)	x _B (m)	Q (m ³ /s)	B (m)	U (m/s)	H (m)	S (m/m)
1	Córrego da Capela	01/09/2000	Instantânea/NaCl	0,91	20,8	81,0	205,5	0,00706	0,75	0,317	0,030	0,00772
2	Córrego da Capela	01/09/2000	Instantânea/NaCl	0,95	22,1	81,0	205,5	0,00706	0,75	0,321	0,029	0,00772
3	Córrego da Capela	12/10/2000	Instantânea/NaCl	0,95	17,7	81,0	205,5	0,00521	0,72	0,264	0,028	0,00772
4	Córrego da Capela	12/10/2000	contínua/NaCl	0,93	19,2	81,0	205,5	0,00521	0,72	0,272	0,027	0,00772
5	Córrego da Capela	12/10/2000	contínua/NaCl	0,94	13,6	81,0	205,5	0,00521	0,72	0,236	0,031	0,00772
6	Córrego da Capela	12/10/2000	contínua/NaCl	0,92	12,5	81,0	205,5	0,00521	0,72	0,227	0,032	0,00772
7	Córrego da Capela	17/02/2001	instantânea/NaCl	0,94	42,0	122,0	246,5	0,01317	2,20	0,317	0,019	0,00552
8	Córrego da Capela	17/02/2001	instantânea/NaCl	0,91	41,8	122,0	246,5	0,01317	2,20	0,316	0,019	0,00552
9	Córrego da Capela	17/02/2001	instantânea/NaCl	0,96	41,3	122,0	246,5	0,01317	2,20	0,312	0,019	0,00552
10	Córrego da Capela	17/02/2001	instantânea/NaCl	0,94	48,8	122,0	246,5	0,01317	2,20	0,340	0,018	0,00552
11	Córrego da Capela	17/02/2001	instantânea/NaCl	0,96	47,5	122,0	246,5	0,01317	2,20	0,331	0,018	0,00552
12	Córrego do Fundão	07/04/2001	instantânea/NaCl	0,87	4,5	60,0	164,0	0,01134	1,40	0,094	0,086	0,00745
13	Córrego do Fundão	07/04/2001	instantânea/NaCl	0,89	3,3	60,0	164,0	0,01134	1,40	0,083	0,098	0,00745
14	Cór. Laranja Azeda	09/11/1993	contínua/rodamina	0,94	9,8	670,0	1860,0	0,68	4,0	0,281	0,61	0,00265
15	Cór. Laranja Azeda	26/04/1994	contínua/rodamina	0,87	9,6	670,0	1860,0	0,70	4,0	0,282	0,62	0,00265
16	Cór. Laranja Azeda	21/06/1994	instantânea/rodamina	0,97	11,6	320,0	1510,0	0,52	4,0	0,255	0,51	0,00265
17	Cor. Laranja Azeda	06/03/1995	instantânea/rodamina	0,90	9,5	340,0	1510,0	1,20	4,5	0,329	0,81	0,00265
18	Ribeirão do Feijão	22/10/1993	contínua/rodamina	0,98	116,1	410,0	910,0	2,64	10	0,509	0,52	0,00387
19	Ribeirão do Feijão	16/05/1994	instantânea/rodamina	0,99	111,9	410,0	910,0	2,80	10	0,519	0,54	0,00387
20	Ribeirão do Feijão	11/04/1995	instantânea/rodamina	0,93	118,1	410,0	910,0	4,30	11	0,598	0,65	0,00387
21	Rio Jacaré-Guacu	17/08/1994	instantânea/rodamina	0,89	244,6	750,0	2250,0	11,25	20	0,412	1,37	0,0005
22	Rio Jacaré-Guacu	20/09/1994	instantânea/rodamina	0,87	100,2	750,0	2250,0	9,00	20	0,400	1,13	0,0005

onde $Re_* = u_* H / \nu$, e com o raio hidráulico, numa aproximação, adotado como igual à profundidade média do escoamento. A relação de dependência entre os grupos adimensionais foi, então, escrita na forma de uma lei de potência, segundo

$$\frac{E_L}{u_* \cdot H} = K \cdot \left(\frac{B}{H}\right)^a \cdot \left(\frac{u_*}{U}\right)^b \cdot (Re_*)^c \quad (24)$$

onde K, a, b e c são parâmetros obtidos da análise de regressão mediante o ajuste do modelo aos dados de campo. Para a obtenção dos parâmetros do modelo, foram empregados os resultados dos cálculos das grandezas adimensionais conforme a Tabela 2.

Com base nos dados da Tabela 2 e utilizando a ferramenta computacional Origin 6.0, aplicou-se a análise numérica de regressão múltipla para ajustar, com um coeficiente de determinação $r^2 = 0,986$, o modelo da forma

$$\frac{E_L}{u_* \cdot H} = 5,72 \left(\frac{B}{H}\right)^{1,031} \left(\frac{u_*}{U}\right)^{-0,774} \left(\frac{u_* H}{\nu}\right)^{-0,155} \quad (25)$$

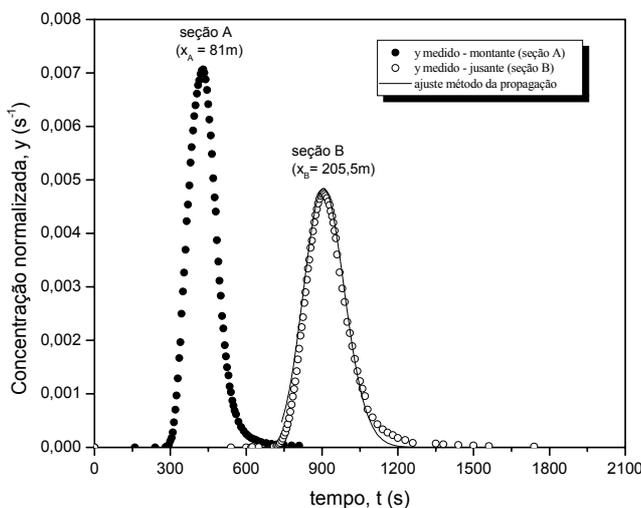


Figura 2 – Concentrações normalizadas, y, nas estações de montante (A) e jusante (B) e valores gerados pelo método da propagação para a seção de jusante (linha cheia), ao longo do tempo: Teste 5, Córrego da Capela, em 12/10/2000

Para o coeficiente de viscosidade cinemática da água $\nu \cong 1 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ e para u_* estimado pela Eq.7, a Eq.25 foi reescrita de modo a explicitar E_L em termos de quantidades de fácil mensuração:

$$E_L = 0,729 \times U^{0,774} \times B^{1,031} \times S^{0,036} \times H^{-0,151} \quad (26)$$

com E_L em m^2/s , U em m/s , S em m/m e B e H em m.

Comparação das fórmulas práticas de determinação de E_L

As previsões realizadas com as fórmulas práticas para o coeficiente de dispersão longitudinal são apresentadas na Tabela 3, juntamente com os valores estimados pelo método da propagação (identificados como $E_{L(\text{medido})}$). Para avaliar a qualidade das previsões, a tabela também apresenta os resíduos médios quadráticos (RMQ) e os desvios médios relativos quadráticos (DMRQ), obtidos segundo as expressões:

$$RMQ = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (E_{L(\text{fórmula})} - E_{L(\text{medido})})^2} \quad (27)$$

E

$$DMRQ = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left(\frac{E_{L(\text{fórmula})} - E_{L(\text{medido})}}{E_{L(\text{medido})}} \right)^2} \quad (28)$$

onde N é o número de testes.

Das onze fórmulas comparadas, incluído entre elas o modelo proposto no presente estudo, os resultados dos resíduos médios (valores RMQ e DMRQ) da Tabela 3 sugerem a superioridade do modelo aqui proposto em relação aos demais, seguido pelos modelos de Nikora & Sukhodolov, Elder, Beltaos e Liu.

Ainda como forma de expressar os resultados dos estudos comparativos das fórmulas práticas de previsão de E_L , a Figura 3 utiliza a razão $E_{L(\text{fórmula})} / E_{L(\text{medido})}$ como critério de comparação. Na figura, as melhores previsões são aquelas cujos valores estão distribuídos mais próximos da relação

Tabela 2 – Descrição sumária dos resultados de cálculo das grandezas adimensionais para os corpos de água estudados

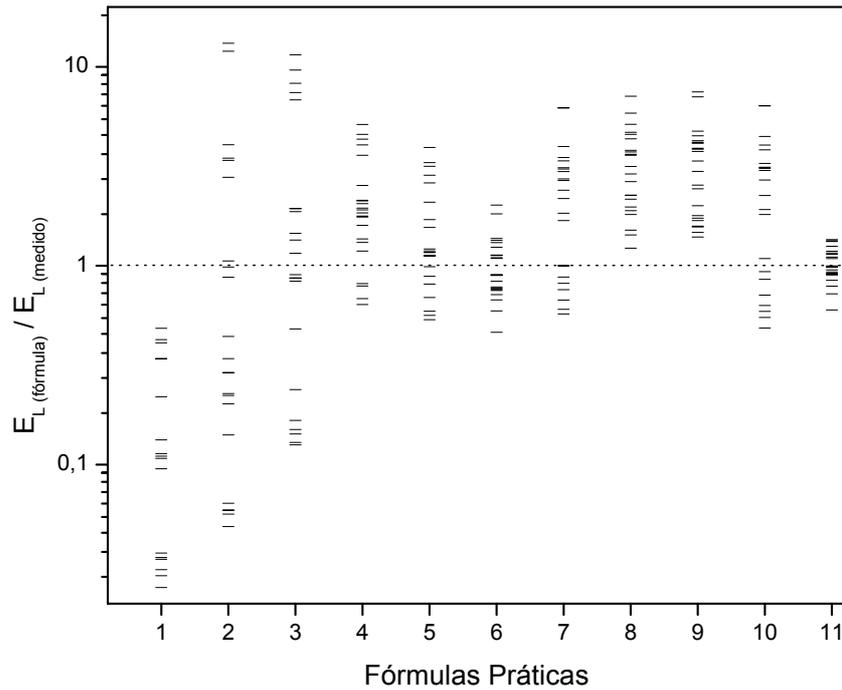
Teste n°	Curso de água	Data	Forma da injeção do traçador	$\frac{E_L}{(u_*H)}$	$\frac{B}{H}$	$\frac{u_*}{U}$	$Re_* = \frac{u_*H}{\nu}$
1	Capela	01/09/2000	instantânea	173,7	25,57	0,15	1393,5
2	Capela	01/09/2000	instantânea	177,6	25,88	0,15	1368,6
3	Capela	12/10/2000	instantânea	214,6	26,01	0,17	1258,1
4	Capela	12/10/2000	contínua	200,1	26,85	0,17	1199,5
5	Capela	12/10/2000	contínua	165,1	23,30	0,20	1483,7
6	Capela	12/10/2000	contínua	246,4	22,43	0,22	1570,3
7	Capela	17/02/2001	instantânea	1770,7	116,24	0,10	604,3
8	Capela	17/02/2001	instantânea	2129,8	116,21	0,10	605,7
9	Capela	17/02/2001	instantânea	1804,9	114,27	0,10	620,0
10	Capela	17/02/2001	instantânea	1815,8	124,83	0,091	543,0
11	Capela	17/02/2001	instantânea	1887,2	121,44	0,094	565,9
12	Fundão	07/04/2001	instantânea	27,0	16,23	0,845	6846,6
13	Fundão	07/04/2001	instantânea	17,3	14,34	1,02	8245,5
14	Laranja Azeda	09/11/1993	contínua	14,5	6,61	0,45	75831,5
15	Laranja Azeda	26/04/1994	contínua	17,5	6,45	0,45	78780,6
16	Laranja Azeda	21/06/1994	instantânea	13,9	7,85	0,45	58659,8
17	Laranja Azeda	06/03/1995	instantânea	12,3	5,55	0,44	117596,7
18	Feijão	22/10/1993	contínua	62,1	19,28	0,28	72744,1
19	Feijão	16/05/1994	instantânea	55,2	18,54	0,28	77171,1
20	Feijão	11/04/1995	instantânea	53,8	16,83	0,26	102927,3
21	Jacaré Guaçu	17/08/1994	instantânea	44,5	14,65	0,20	111669,9
22	Jacaré Guaçu	20/09/1994	instantânea	52,2	17,78	0,19	83527,0

$E_{L(\text{fórmula})} / E_{L(\text{medido})} = 1$. Novamente, fica evidenciada a superioridade do modelo aqui proposto, seguido do modelo de Nikora & Sukhodolov e de Beltaos. A Figura 3 e a Tabela 3 mostram, ainda, que: a) a equação de Elder subestimou fortemente o coeficiente de dispersão longitudinal, o que já era esperado uma vez que esta equação foi desenvolvida de estudos em calhas de laboratório; b) as equações de Koussis & Rodrigues-Mirasol e de Seo & Cheong, ao contrário, sempre superestimaram E_L ; c) Fischer, Vargas & Mellado e Kasherfipour & Falconer, embora tenham produzido E_L com razoáveis aproximações dos valores medidos em alguns casos, ainda fazem previsões afetadas de um fator de ordem 10. A equação de Vargas & Mellado foi aplicada para valores de declividade fora da faixa limite da Eq.13 (exceto nos casos dos testes 14 a 17 no ribeirão Laranja Azeda), mas, ainda assim, as previsões foram razoáveis para os menores cursos d'água (testes 1 a 13); d) Os maiores desvios foram encontrados com

o uso do modelo de McQuivey & Keefer que subestimou E_L para os menores cursos d'água (testes 1 a 13), onde o número de Froude quase sempre foi inferior ao limite estabelecido para a aplicação da Eq.5. Para os demais testes, à exceção de dois realizados no ribeirão do Feijão, a equação de McQuivey & Keefer sempre superestimou E_L ; e) A equação de Liu superestimou E_L em 18 dos 22 testes realizados e em apenas dois testes os valores de β_L estiveram fora da faixa limite de aplicação da Eq.9; f) O modelo de Nikora & Sukhodolov produziu boas previsões mesmo naqueles casos em que as vazões foram inferiores às observadas pelos autores (testes 1 a 6 e testes 7 e 8). Em dois testes (testes 21 e 22 no rio Jacaré Guaçu), encontraram-se as piores previsões, casos em que as vazões foram superiores às observadas por Nikora & Sukhodolov.

Tabela 3 – Coeficientes de dispersão longitudinal medidos diretamente (método da propagação) e calculados pelas fórmulas práticas

Teste n ^a	Coeficiente de dispersão longitudinal, E _L (m ² /s)											
	Valor Medido	Elder (Eq.4)	McQuivey & Keffer (Eq.5)	Fischer (Eq.6)	Liu (Eq.8)	Beltaos (Eq.10)	Nikora & Sukhodolov (Eq.11)	Vargas & Mellado (Eq.13)	Koussis & Rodrigues- Mirasol (Eq.14)	Seo & Cheong (Eq.15)	Kasherfipour & Falconer (Eqs.16 e 17)	Modelo de regressão (Eq.26)
1	0,242	0,0083	0,070	0,452	0,425	0,272	0,263	0,741	0,547	0,933	0,747	0,321
2	0,243	0,0081	0,070	0,471	0,431	0,283	0,266	0,756	0,550	0,947	0,760	0,324
3	0,270	0,0075	0,055	0,312	0,368	0,239	0,208	0,496	0,511	0,686	0,517	0,266
4	0,240	0,0071	0,055	0,349	0,383	0,267	0,215	0,522	0,519	0,714	0,541	0,274
5	0,246	0,0088	0,055	0,212	0,321	0,198	0,186	0,414	0,483	0,597	0,443	0,240
6	0,387	0,0093	0,055	0,186	0,306	0,218	0,179	0,389	0,474	0,569	0,420	0,232
7	1,070	0,0036	0,063	8,833	4,628	3,387	0,766	0,872	4,899	1,805	0,631	1,019
8	1,290	0,0036	0,063	8,785	4,628	3,369	0,765	0,867	4,908	1,800	0,628	1,018
9	1,119	0,0037	0,063	8,321	4,531	3,191	0,753	0,847	4,857	1,767	0,615	1,003
10	0,986	0,0032	0,063	11,337	5,060	3,877	0,823	0,980	5,077	1,975	0,702	1,089
11	1,068	0,0034	0,063	10,294	4,888	3,521	0,801	0,937	5,007	1,908	0,673	1,061
12	0,185	0,0406	0,063	0,028	0,353	0,288	0,145	0,106	1,082	0,290	0,158	0,201
13	0,143	0,0489	0,063	0,018	0,302	0,298	0,128	0,086	1,017	0,248	0,133	0,179
14	1,099	0,4497	3,721	0,183	0,893	0,760	1,236	3,696	1,989	4,582	4,206	0,996
15	1,376	0,4672	3,830	0,178	0,878	0,736	1,241	3,757	1,964	4,625	4,275	0,995
16	0,818	0,3479	2,845	0,195	0,968	0,809	1,122	2,864	2,167	3,877	3,303	0,948
17	1,440	0,6973	5,836	0,205	0,983	0,850	1,629	5,719	2,175	6,481	6,437	1,215
18	4,520	0,4314	3,957	3,918	9,273	5,278	5,599	10,844	16,225	16,980	12,212	4,207
19	4,260	0,4576	4,196	3,839	9,091	5,173	5,709	11,433	15,908	17,572	12,820	4,246
20	5,540	0,6104	5,859	4,624	10,224	6,230	7,236	16,476	17,487	23,562	18,098	5,078
21	4,970	0,6622	65,250	6,688	9,681	5,892	9,064	30,823	14,378	35,108	31,582	5,868
22	4,360	0,4953	52,200	8,428	11,029	7,425	8,800	27,119	15,839	32,593	27,789	5,905
RMQ(m²/s)	---	2,11	16,47	4,18	3,03	1,37	1,40	8,07	5,70	10,49	8,53	0,45
DMRQ	---	0,878	3,697	3,814	1,751	1,117	0,375	2,116	2,722	2,837	2,298	0,213



1- Elder,1959; 2- McQuivey & Keefer,1974; 3- Fischer,1975; 4- Liu,1977; 5- Beltaos,1980
 6- Nikora & Sukhodolov,1993; 7- Vargas & Mellado,1994; 8- Koussis & Rodrigues-Mirasol, 1998;
 9- Seo & Cheong,1998; 10- Kasherfipour & Falconer, 2002; 11- Modelo da Eq.26.

Figura 3 – Valores da razão do coeficiente de dispersão estimado pelas fórmulas práticas e medido diretamente pelo método da propagação para cada uma das onze fórmulas comparadas

Tabela 4 - Descrição sumária dos testes de campo com traçador e resultados dos cálculos das grandezas adimensionais para os estudos realizados no ribeirão Caldas

Teste nº	Curso de água	Data	Injeção	$\frac{E_L}{(u_*H)}$	$\frac{B}{H}$	$\frac{u_*}{U}$	$Re_* = \frac{u_*H}{\nu}$
1	Caldas – Trecho 1-2	30/08/1994	contínua	207,3	56,88	0,189	9600
2	Caldas – Trecho 2-3	30/08/1994	contínua	511,1	50,56	0,162	8820
3	Caldas – Trecho 1-2	21/03/1995	instantânea	204,5	25,00	0,124	37600
4	Caldas – Trecho 1-2	27/06/1995	instantânea	683,8	55,56	0,143	11700
5	Caldas – Trecho 2-3	27/06/1995	instantânea	630,3	47,62	0,140	11550

Tabela 5 – Características do escoamento e coeficientes de dispersão longitudinal obtidos diretamente pelo método da propagação e calculados pela Eq.26 para os testes realizados no ribeirão Caldas

Teste nº	Q (m³/s)	U (m/s)	B (m)	H (m)	S (m/m)	$E_{L(medido)}$ (m²/s)	E_L (Eq.26) (m²/s)
1	0,45	0,317	9,1	0,156	0,00231	1,99	3,22
2	0,48	0,302	9,1	0,175	0,00143	4,51	3,00
3	3,00	0,760	10,0	0,395	0,00231	7,69	5,92
4	0,80	0,456	10,0	0,175	0,00231	8,00	4,57
5	0,84	0,393	10,0	0,214	0,00143	7,28	3,91
						RMQ (m²/s)	2,45
						DMRQ	0,435

Conforme Rutherford (1994), o uso de técnica inapropriada de quantificação do coeficiente de dispersão é fator responsável pela imprecisão nos resultados produzidos pelas fórmulas práticas. Barbosa Jr. et al. (2005a, 2005b) compararam várias técnicas de estimativa do coeficiente de dispersão longitudinal para concluir que os resultados por elas produzidos são, em muitos casos, bastante discordantes. Rutherford (1994) menciona, ainda, como fonte de estimativas pobres do coeficiente E_L a ocorrência de grandes perdas do traçador, sem a conveniente correção, ou o fato das medidas serem feitas dentro da zona advectiva. Há, também, que se considerar, segundo Rutherford, as incertezas presentes nas próprias medidas de H , B e u_* , parâmetros que raramente são estimados de forma acurada por exigir meticuloso trabalho de campo.

Aplicação do modelo de regressão da Eq. 26

Com intuito de validar o modelo de regressão proposto na forma das Eqs. 25 e 26, o mesmo foi aplicado a cinco conjuntos de dados de campo (Barbosa Jr., 1997) gerados de estudos em trechos do ribeirão Caldas, na região urbana da cidade de Poços de Caldas – MG. A Tabela 4 apresenta um resumo dos testes em termos das grandezas adimensionais consideradas relevantes.

Na Tabela 5 são comparados os valores de E_L gerados pela aplicação do método da propagação para os cinco testes realizados no ribeirão Caldas (identificados como $E_{L(\text{medido})}$) com aqueles previstos pelo modelo da Eq.26. Nota-se que os valores de RMQ e DMRQ são iguais a 2,45 e 0,435, respectivamente, o que sugere que o novo modelo foi capaz de prever razoavelmente bem o coeficiente de dispersão longitudinal.

Os gráficos da Figura 4 mostram, na forma linearizada por transformações logarítmicas (linhas pontilhadas), o modelo da Eq.25 com $\log [E_L/(u_*H)]$ em ordenadas e os logaritmos dos adimensionais B/H , u_*/U e u_*H/ν em abscissas, juntamente com os valores desses adimensionais calculados com base nos dados dos testes de campo, conforme as Tabelas 2 e 4.

Os gráficos, além de ilustrarem a qualidade do ajuste da Eq.25, sugerem que o modelo aqui proposto é razoavelmente validado para o trecho

urbano do ribeirão Caldas. A linha de tendência tem boa aderência aos dados quando a comparação é feita com os logaritmos de B/H ou u_*/U . Embora exista uma maior dispersão dos resultados quando $\log(Re_*)$ encontra-se nas abscissas, os espalhamentos observados acompanham a tendência da base de dados utilizada na construção do modelo de regressão da Eq.25. Os resultados dos desvios em termos de RMQ e DMRQ contidos na Tabela 5 confirmam a razoável capacidade de previsão de E_L através do modelo proposto, mesmo em um canal urbano.

CONCLUSÕES

Os coeficientes de dispersão longitudinal obtidos por dez fórmulas práticas de estimativa foram comparados com aqueles obtidos diretamente pelo método da propagação, com base em 22 testes de campo realizados em pequenos cursos d'água naturais. As diferenças acentuadas nas estimativas produzidas pelas diferentes fórmulas práticas refletem a dificuldade de se estabelecer um modelo simples de previsão de E_L que seja capaz de considerar todas as características geométricas e hidrodinâmicas relevantes dos cursos de água naturais que, em geral, são muito irregulares. Sugere-se, ainda, que as diferenças decorram, em parte, do fato de nem todas as fórmulas conterem adequadamente os parâmetros intervenientes no processo de transporte de massa.

Conforme os resultados mostrados na Tabela 3 e também visualizados na Figura 3, as comparações sugerem que o modelo de Nikora & Sukhodolov, dado pela Eq.11 e cuja forma é extremamente simples, é superior aos demais. Outros modelos, inclusive de uso bastante frequente, ofereceram resultados afetados de erros de ordem 10, ou até superior. Assim, a grande discrepância dos resultados das previsões de E_L pelas várias fórmulas práticas oferece um alerta quanto à necessidade de adoção de extremo cuidado na escolha de uma dada fórmula para estimar o coeficiente de dispersão, especialmente para aplicação em pequenos cursos de água.

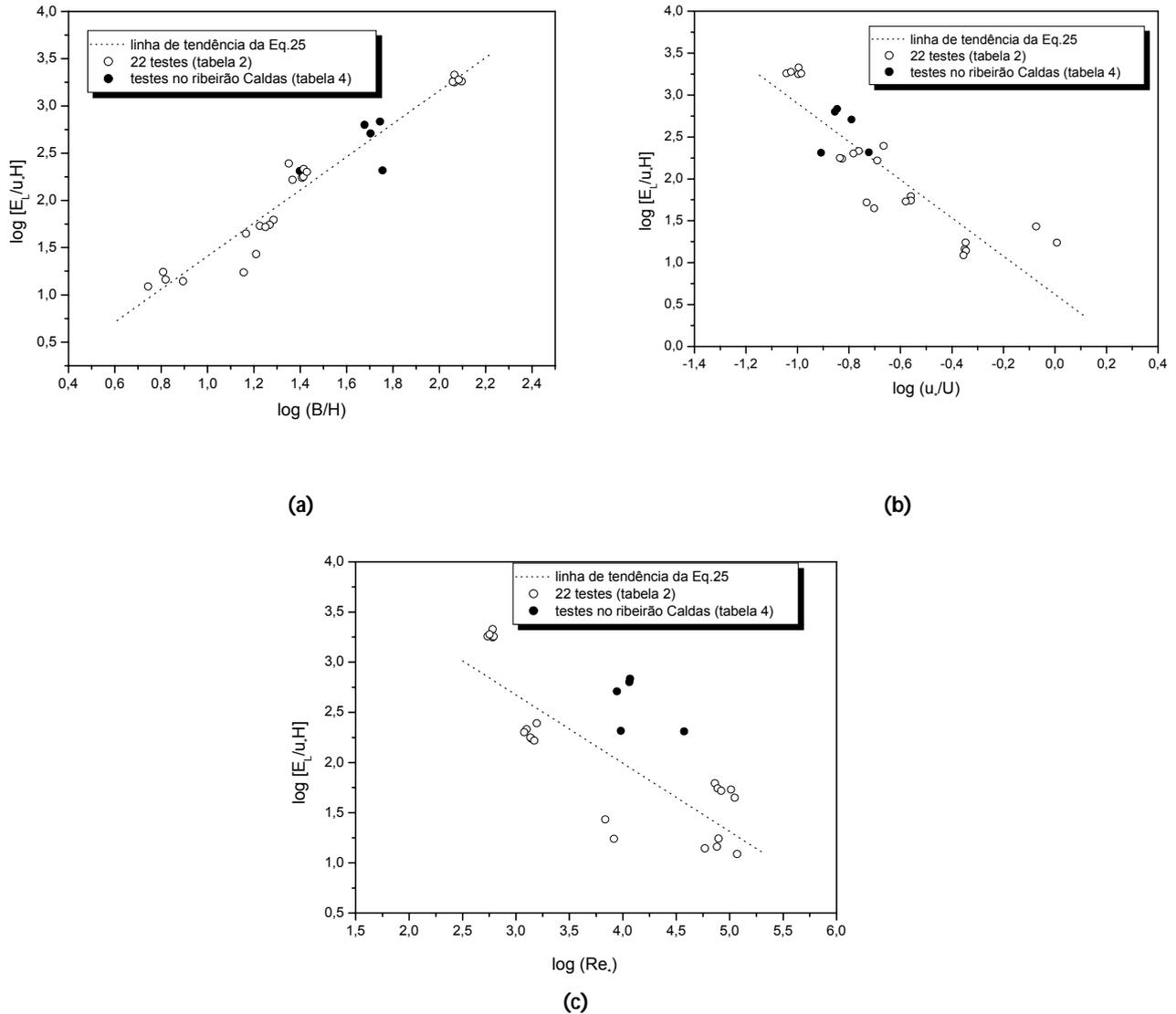


Figura 4 – Gráficos dos logaritmos do coeficiente de dispersão adimensional em função dos logaritmos dos adimensionais (a) B/H; (b) u_*/U e (c) Re_* .

Tendo como objetivo complementar oferecer um modelo simples de estimativa de E_L , útil em estudos voltados para a análise do impacto de poluentes em pequenos cursos de água naturais, a análise dimensional foi utilizada para identificar os grupos adimensionais relevantes no processo de transporte de massa.

Em termos adimensionais, foi estabelecido que $E_L/(u_*H) = f(B/H, u_*/U, u_*H/\nu)$ e, na forma de uma lei de potência, foi obtido o modelo de regressão múltipla com base nos dados gerados dos 22 testes de campo. Esse modelo também foi escrito em termos das quantidades facilmente mensuráveis do

escoamento, na forma da Eq.26: $E_L = 0,729 \times U^{0,774} \times B^{1,031} \times S^{0,036} \times H^{-0,151}$. A qualidade do ajuste da regressão, estabelecida pelo coeficiente de determinação ($r^2 = 0,98$), pelo resíduo médio quadrático (RMQ = 0,45) e pelo desvio médio relativo quadrático (DMRQ = 0,21), além de ilustrada graficamente pela Figura 4, sugere que a equação proposta é adequada para a previsão de E_L em pequenos cursos de água naturais.

Tendo em vista o uso prático das Eqs. 25 ou 26 em estudos voltados para o controle da qualidade de água em pequenos cursos de água naturais, recomenda-se observar as condições de escoamento similares às dos corpos de água aqui estudados, res-

peitando-se, respectivamente, os seguintes limites para a declividade, a profundidade média, a largura à superfície e a velocidade média do escoamento: $0,50 \text{ m/km} \leq S \leq 7,72 \text{ m/km}$, $0,02 \text{ m} \leq H \leq 1,37 \text{ m}$, $0,72 \text{ m} \leq B \leq 20,0 \text{ m}$ e $0,083 \text{ m/s} \leq U \leq 0,59 \text{ m/s}$.

REFERÊNCIAS

- BARBOSA Jr., A.R. **Uso de Traçadores na Determinação de Parâmetros de Qualidade em Escoamentos Naturais da Água**. Tese. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos – SP, 1997.
- BARBOSA Jr., A.R. et al. Métodos diretos de determinação do coeficiente de dispersão longitudinal em cursos de água naturais. Parte 1 - Fundamentos teóricos. **Revista Escola de Minas**, 58(1): p. 27-32. 2005.
- BARBOSA Jr., A.R. et al. Métodos diretos de determinação do coeficiente de dispersão longitudinal em cursos de água naturais. Parte 2 - Aplicação e comparação dos métodos. **Revista Escola de Minas**, 58(2): p. 139-145. 2005.
- CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resoluções do Conama: resoluções vigentes publicadas entre julho de 1984 e novembro de 2008** – 2ª ed. / Conselho Nacional do Meio Ambiente. – Brasília, 2008.
- DEVENS, J.A. **Quantificação do coeficiente de dispersão longitudinal em pequenos cursos de água naturais com o uso de traçador ambientalmente neutro**. Dissertação - Mestrado em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto – MG, 2006.
- EIGER, S. **Qualidade da Água em Rios e Estuários**. In: PORTO, R.L. Hidrologia Ambiental. Coleção Associação Brasileira de Recursos Hídricos, v.3. São Paulo: USP, 1991.
- ELDER, J.W. The dispersion of a marked fluid in turbulent shear flow. **Journal of Fluid Mechanics**, 5 (4): p. 544-560, 1959.
- FISCHER, H.B. The Dispersion Predictions in Natural Streams. Proc. of American Society of Civil Engineers, **Journal of Sanitary Engineering Division**, vol. 94, n. SA5, pp. 927-943, 1968.
- FISCHER, H.B. et al. **Mixing in Inland and Coastal Waters**. N. York, Academic Press, 1979.
- FRENCH, R. H. **Open-Chanel Hydraulics**. McGraw-Hill, Inc., USA, 1985. 705p.
- KASHEFIPOUR, S.M.; FALCONER, R.A. Longitudinal dispersion coefficients in natural channels. **Water Research**, USA, 36: p. 1956-1608, 2002.
- LIU, H. Predicting Dispersion Coefficient of Streams. **Journal of the Environmental Engineering Division**, 101(3): p.59-69, 1977.
- MCQUIVEY, R.S.; KEEFER, T.N. Simple method for predicting dispersion in streams. **Journal of the Environmental Engineering Division**. In: Proceedings of the American Society of Civil Engineers, 100(4): p. 997-1011, 1974.
- NIKORA, V.I. & SUKHODOLOV, A.N. Longitudinal Dispersion of a Conservative Pollutants in Small Rivers. **Proceedings of the First International Conference on Hydro-Science and-Engineering**. Washington, DC, USA, pp.379-384, 1993.
- RUTHERFORD, J.C. **River Mixing**. West Sussex, England. John Wiley and Sons Ltd, 1994.
- VARGAS, J.B.; MELLADO, M. CH. **Modelo de estimacion del coeficiente de dispersion longitudinal em rios anchos, de profundidad y pendiente escasa**. In: XVI Congresso Latino Americano de Hidráulica de Santiago, Chile, p. 385-396, 1994.

Empirical and Semi Empirical Models for Longitudinal Dispersion Coefficient in Small Natural Streams

ABSTRACT

Methods based on the use of empirical equations to predict longitudinal dispersion coefficients in small natural streams are discussed in this paper. Ten equations for the prediction of dispersion coefficients are compared. The comparison is based on the results of 22 field studies for which the dispersion coefficients are directly measured using natural tracers. The technique for this direct measurement is based on a methodology derived from the classical Fickian model. Dimensional analysis is used to build up relevant mass-transport non-dimensional groups, and to produce an alternative mathematical model for the longitudinal dispersion coefficient. This model is calibrated using the multiple regression technique, and it is validated upon comparison with new data from a field study in an urban canal.

Keywords: longitudinal dispersion, tracer, water quality.

Dimensionamento de Reservatórios de Armazenamento de Águas Pluviais, usando um Critério Financeiro

Júlio Gomes, Daniele Cruz Weber, Carolina Melissa Delong

Universidade Positivo

jgomes@up.edu.br, danielacruzweber@yahoo.com.br, carodelong@hotmail.com

Recebido: 24/03/09 - revisado: 15/05/09 - aceito: 04/03/10

RESUMO

O objetivo do presente trabalho é propor um método para a definição do volume de reservatórios de armazenamento de águas pluviais, baseado em um critério hidrológico, relacionado ao regime local de chuva, e em um critério financeiro, relacionado ao custo de implantação do sistema e ao benefício gerado pela diminuição do consumo de água tratada. A análise financeira é feita exclusivamente sob o ponto de vista do investidor privado. Um exemplo de aplicação do método é apresentado através de um estudo de caso, onde se procura dimensionar um reservatório de armazenamento de águas pluviais para um posto de abastecimento de combustíveis hipotético, localizado na cidade de Curitiba. Apresenta-se também uma análise de sensibilidade dos volumes ótimos e dos custos em razão da variação da demanda, da disponibilidade hídrica e da taxa de desconto.

Palavras-chave: uso de água de chuva, dimensionamento de reservatórios, água de chuva.

INTRODUÇÃO

A água representa inegavelmente um recurso indispensável à vida humana e ao desenvolvimento sócio-econômico de uma Sociedade. O Brasil embora possa ser considerado privilegiado em termos de recursos hídricos, já enfrenta problemas relacionados à escassez de água, devido a dois fatores principais: a distribuição espacial não uniforme e a degradação ambiental dos recursos hídricos.

A captação direta das águas das chuvas em pequenos reservatórios, para seu posterior armazenamento e uso, tem sido uma das alternativas para amenizar o problema das populações de baixa renda, com pouco acesso à água. A impermeabilização dos solos nas grandes cidades é hoje um fato consumado, enquanto o emprego de materiais de cobertura que facilitem a infiltração da chuva é exceção. Paralelamente ao aumento das áreas impermeabilizadas, ocorre um adensamento da população e o conseqüente aumento da demanda por água potável, tornando o abastecimento preocupante. Em contrapartida, há ainda o problema das inundações urbanas causadas pelas chuvas torrenciais e pela dificuldade de escoamento dessa água (BRASIL, 2006a)

Dentro deste contexto, destaca-se a importância de estudos que procurem estabelecer méto-

dos, técnicas e critérios para o dimensionamento de sistemas de captação, armazenamento e utilização das águas pluviais. O objetivo do presente trabalho é apresentar um método para a definição do volume de reservatórios de armazenamento de águas pluviais, baseado em um critério hidrológico, relacionado ao regime local de chuva, e em um critério financeiro, relacionado ao custo de implantação do sistema e ao benefício gerado pela diminuição do consumo de água tratada. A análise financeira é feita exclusivamente sob o ponto de vista do investidor privado, deixando-se para trabalhos futuros a expansão do método para a análise econômica sob o ponto de vista da Sociedade, na qual poderiam ser inseridos outros benefícios, tangíveis e intangíveis, por exemplo, abatimento de picos de cheias.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A captação da água da chuva pode ser feita através de telhados, do chão e do solo, sendo armazenada e/ou infiltrada de forma segura, tratada conforme requerido pelo uso final e utilizada em seu potencial pleno, substituindo ou suplementando outras fontes usadas, antes de ser finalmente dispensada. Desta forma, quer seja para o armazenamento e o consumo, quer seja para a redução dos impactos

negativos que podem ser causados à jusante pelo escoamento oriundo das cidades à montante, a adoção de práticas e tecnologias de manejo de água de chuvas nas zonas urbanas, tais como a instalação de sistemas de captação nas edificações e o aumento de áreas urbanas com cobertura vegetal, deve ser intensificada (BRASIL, 2006b).

O aproveitamento planejado da água consiste na utilização interna da água, antes de sua descarga em um sistema geral de tratamento ou outro local de dispersão (Viana e Cerqueira, 2005). Nessas condições, o conceito de “substituição de fontes” mostra-se como a alternativa mais plausível para satisfazer a demandas menos restritivas, liberando as águas de melhor qualidade para usos mais nobres, como o abastecimento doméstico (Mancuso e Santos, 2003). As cidades, segundo Group Raindrops (2002a), precisam promover o aproveitamento e a infiltração da água da chuva para assegurar a auto-suficiência na provisão de água.

No Brasil, existem algumas iniciativas isoladas no sentido da captação e utilização da água da chuva. Por exemplo, na região Nordeste do Brasil, a população que sofre com a escassez da água “acostumou-se” a armazenar a água da chuva em cisternas. Outro exemplo vem de um posto de gasolina em Uberlândia, cujo proprietário capta água da chuva de um telhado de 90 m² e conduz para um reservatório de 30.000 L para posterior lavagem de veículos. Supermercados também vêm tornando cada vez mais freqüente o armazenamento da água da chuva para a limpeza de áreas como pisos entre outros (Silva e Tassi, 2005).

Um aspecto importante relativo ao armazenamento das águas pluviais refere-se à necessidade de remoção de uma parcela inicial da chuva (Group Raindrops, 2002b). Para Tomaz (2001), as águas pluviais não devem ser utilizadas para uso potável. Já em Group Raindrops (2002b), esta utilização é viável desde que sejam seguidas todas as recomendações de limpeza em conjunto com técnicas específicas de purificação.

Atualmente, tem-se despertado na comunidade técnica-científica o interesse em estudos e pesquisas para a definição de critérios de dimensionamento de reservatórios para acumulação de água de chuva. Alguns dos trabalhos desenvolvidos nos últimos anos são relacionados a seguir.

Kobiyama e Hansen (2002) apresentam um critério de dimensionamento baseado na análise estatística das séries de precipitações, procurando identificar, para um dado período de retorno, o número de dias consecutivos sem chuva. O volume no reservatório é então definido pelo produto entre

o número de dias sem chuva e a demanda diária. Uma deficiência do método é a de que o mesmo prioriza a não disponibilidade de chuva e não leva em consideração a disponibilidade de chuva. Em outras palavras, em regiões muito secas, a tendência do método é produzir reservatórios relativamente grandes, sem que haja precipitação a ser armazenada.

Fendrich (2004) analisou a capacidade de detenção de reservatórios de águas pluviais propondo o método do coeficiente de escoamento superficial regional das áreas de coleta das águas pluviais. Segundo o referido autor, o volume dos reservatórios de armazenamento (detenção) das águas pluviais é determinado pelo produto entre um coeficiente de escoamento superficial regional das áreas de coleta das águas pluviais, que representa basicamente a capacidade de geração de volume de escoamento superficial por m² de área, e a área de coleta das águas pluviais. A ênfase do trabalho citado é o uso dos reservatórios para o abatimento de cheias e não propriamente como fonte alternativa de abastecimento.

May (2004) apresenta um trabalho interessante sobre viabilidade do aproveitamento de água de chuva para consumo não potável em edificações, usando o método de Rippl para a determinação do volume do reservatório. Destaca-se, inclusive, que a análise financeira é mais completa do que a apresentada no presente trabalho e poderia ser também acrescentada à metodologia aqui proposta. Contudo, no referido trabalho, a análise é feita em uma escala mensal, que parece ser demasiadamente grande para o dimensionamento de pequenos reservatórios. Adicionalmente, o enfoque no trabalho é a análise da viabilidade do projeto, não havendo uma sugestão de uso na determinação de volumes ótimos.

Silva e Tassi (2005) apresentam um estudo de caso de dimensionamento de um reservatório para aproveitamento da água da chuva em uma residência na cidade de Flores da Cunha, RS. O método usa o conceito de continuidade para a determinação dos volumes armazenados no reservatório ao longo do tempo. A análise é feita principalmente em relação ao número de dias em que o reservatório fica vazio. Os autores não apresentam nenhum critério financeiro para a definição do volume do reservatório.

Viana e Cerqueira (2005) definem o volume do reservatório de armazenamento como uma função da área impermeabilizada, coeficiente de escoamento do telhado e índice pluviométrico. No referido trabalho, foram utilizados dados de chuva refe-

rentes à cidade de Itajubá, MG. O índice pluviométrico foi definido a partir do ano mais seco no histórico da estação pluviométrica. Foram utilizados dois valores distintos para o índice pluviométrico, um índice diário, correspondente a uma chuva média diária, e um índice anual, correspondente ao total precipitado anual. A análise da necessidade de suprimento externo (demanda não atendida pelo sistema) foi feita em uma escala mensal, usando o conceito de continuidade. Os autores apresentam custos relativos ao sistema, mas não existe uma análise financeira para estabelecimento do volume ótimo. Além disso, as escalas mensal e anual parecem demasiadamente grandes para o dimensionamento de pequenos reservatórios.

Zortea *et al.* (2005) também apresentam método de dimensionamento, procurando representar a precipitação diária como uma variável aleatória e usando geração sintética de séries de precipitações diárias. No referido trabalho, adota-se uma perspectiva de otimização em relação à determinação do volume do reservatório. No entanto, o critério de otimização não leva em consideração nenhum tipo de análise financeira.

Em uma análise dos trabalhos citados, de modo geral, verifica-se que, em determinados casos, as escalas de tempo são relativamente grandes para o dimensionamento de pequenos reservatórios e em outras situações não são adotados critérios financeiros para o estabelecimento de um volume ótimo. Neste contexto, insere-se o presente trabalho, onde se pretende apresentar um método para pré-dimensionamento de reservatórios de armazenamento de águas pluviais levando-se em consideração critérios hidrológico e financeiro e adotando-se uma escala temporal diária para a representação da chuva.

Há que se destacar que o presente trabalho considera o uso da água da chuva somente para fins não potáveis. Desta forma, não são discutidos aspectos relacionados aos sistemas de purificação recomendados para uso potável.

Segundo em Group Raindrops (2002b), a qualidade das águas pluviais coletadas varia com o grau de poluição do ar e com a condição de limpeza da área de coleta. Mesmo para usos não potáveis é necessário assegurar a inexistência de sedimentos, folhas, óleos ou outros materiais contaminantes. A inexistência de dejetos de animais, como pássaros, gatos e ratos, também garantem a qualidade da água (Group Raindrops, 2002b).

Group Raindrops (2002b) sugere ainda que a eliminação (descarte) da primeira porção de água coletada é uma forma prática de se amenizar a polu-

ção das águas pluviais pelos poluentes dispersos na atmosfera. Tal procedimento pode ser entendido também como uma forma de limpeza da área de coleta. Tomaz (2003), por exemplo, sugere a eliminação de 1 mm de chuva por m² de área de captação. May (2004) descreve algumas das técnicas utilizadas para o descarte da água de limpeza de telhados, considerando o aproveitamento da água da chuva para fins não potáveis em edificações.

Destaca-se que, no presente trabalho, não foram considerados: a diminuição do volume de chuva coletada devido ao descarte da primeira porção de água coletada; os custos relativos ao circuito hidráulico de coleta, condução e distribuição das águas pluviais; e os custos relativos à implantação de alguma técnica para o descarte da água de limpeza do telhado. No entanto, ressalta-se que a inclusão dos mesmos não inviabiliza o procedimento aqui sugerido para o dimensionamento de reservatórios de captação de águas pluviais.

MATERIAIS E MÉTODOS

O método proposto sugere a definição do volume do reservatório (V_R) com base em uma análise financeira realizada sob o ponto de vista do investidor privado, responsável pela implantação do sistema de captação, armazenamento e uso das águas pluviais. A idéia básica é definir V_R a partir da comparação entre duas alternativas:

Alternativa 1 – Edificação sem o sistema de captação, armazenamento e uso das águas pluviais.

Alternativa 2 – Edificação com o sistema de captação, armazenamento e uso das águas pluviais.

A análise financeira é feita pela comparação dos custos relativos às duas alternativas mencionadas. No caso da Alternativa 1, o custo é representado pelo consumo de água tratada. Já no caso da Alternativa 2, o custo é representado pela implantação, manutenção e operação do sistema mais o custo do consumo de água tratada nos episódios em que o reservatório se encontra vazio. Portanto, o método proposto é mais adequado para áreas urbanas que possuem rede de abastecimento de água. Contudo, o mesmo pode ser adaptado para regiões com esquemas alternativos de abastecimento de água.

Considerando-se o exposto, as informações básicas para a análise financeira e conseqüente definição de V_R são:

- Custo de implantação do sistema (R\$);
- Custo anual de manutenção e operação do sistema (R\$/ano);
- Custo unitário da água tratada (R\$/m³);
- Consumo anual médio de água tratada (R\$/ano) para as Alternativas 1 e 2.

A seguir são descritos os procedimentos para a estimativa do consumo anual médio de água tratada, a análise financeira e a determinação de V_R , que constituem as principais etapas do método proposto.

Estimativa do consumo anual médio de água tratada

O procedimento para a estimativa do consumo anual médio de água tratada é baseado na análise de séries diárias de precipitação e no conceito de conservação de massa. A Equação 1, apresentada a seguir, representa a lei de variação do volume de água armazenada em um reservatório hipotético de volume V_R :

$$V_t = V_{t-1} + (VC_t - D_t) \quad (1)$$

onde: V_{t-1} e V_t = volume armazenado no fim dos dias $t-1$ e t , respectivamente (m³);

VC_t = volume coletado pelo sistema a partir da precipitação no dia t (m³);

D_t = demanda do dia t (m³).

A representação da variação do volume armazenado no reservatório ao longo do tempo (V_t) exige o estabelecimento de restrições que representem as condições de reservatório cheio e reservatório vazio.

Na condição de reservatório cheio, qualquer volume excedente deve ser descartado, uma vez que o reservatório não possui volume disponível para o armazenamento. Na condição de reservatório vazio, qualquer *déficit* de volume não pode ser fornecido pelo reservatório, uma vez que o mesmo se encontra vazio.

Considerando-se um reservatório hipotético de volume V_R , estabeleceu-se, por convenção, $V_t = 0$ como condição de reservatório vazio. Deste modo, a condição de reservatório cheio é representada por $V_t = V_R$. Do ponto de vista lógico, as condições de reservatório vazio e reservatório cheio podem ser assim representadas:

Condição de reservatório vazio: Se $V_t < 0$ então $V_t = 0$

Condição de reservatório cheio: Se $V_t > V_R$ então $V_t = V_R$

Além disso, existe a necessidade de se estabelecer uma limitação quanto ao volume coletado em um dia t qualquer (VC_t), respeitando-se o volume do reservatório (V_R) e a demanda (D_t). Como não se tem uma idéia da distribuição da chuva ao longo do dia, adotou-se o volume V_R como limite máximo para o volume coletado (VC_t) pelo sistema. Deste modo, considerando-se o volume precipitado (P_t) em um dia t qualquer, o volume VC_t seria dado pela seguinte condição lógica:

Se $(P_t < V_R)$ então $VC_t = P_t$ senão $VC_t = V_R$

A Equação 1 e as restrições que representam as condições de reservatório vazio, reservatório cheio e limite máximo de volume coletado são utilizadas para permitir a estimativa do consumo de água tratada a partir da rede de abastecimento.

De modo simples, o consumo de água tratada em um dia t (CA_t) ocorrerá na condição de reservatório vazio, já que, para essa condição, a demanda diária deverá ser total ou parcialmente atendida pela rede de abastecimento. O consumo de água tratada (CA_t) é representado logicamente por:

Se $(V_t = 0)$ então $CA_t = (D_t - P_t) - V_{t-1}$

Essa expressão lógica é válida para qualquer condição de armazenamento no reservatório no dia anterior (V_{t-1}). Contudo, também existem restrições que devem ser impostas aos valores de CA_t . Basicamente, o valor de CA_t não pode ser superior à demanda diária (D_t) e nem inferior a zero. Deste modo, tem-se:

Se $(CA_t < 0)$ então $CA_t = 0$ e se $(CA_t > D_t)$ então $CA_t = D_t$

A partir do cálculo do consumo diário de água tratada (CA_t) é possível estimar um consumo anual médio de água tratada para um reservatório hipotético de volume V_R , desde que seja conhecida uma série histórica de precipitações diárias para o local em estudo. Este consumo anual é então usado para o cálculo dos custos relativos às duas alternativas analisadas e cuja comparação constitui a análise financeira do sistema de captação, armazenamento e uso das águas pluviais sob o ponto de vista do investidor privado, como discutida a seguir.

Análise financeira

O método sugerido para a análise financeira é o método do valor presente, no qual valores futuros são descontados e trazidos para valores presentes, através do uso de uma taxa de desconto (i). Considerando-se o método do valor presente, as Equações 2 e 3, apresentadas a seguir, são utilizadas respectivamente para a determinação dos custos relativos às Alternativas 1 e 2:

$$C_1 = \sum_{t=1}^n \frac{C_{u_t} \times CA_t}{\left(1 + \frac{i}{100}\right)^t} \quad (2)$$

onde: C_1 = custo presente da Alternativa 1 (R\$);

C_{u_t} = custo unitário da água tratada no ano t (R\$/m³);

CA_t = consumo anual de água tratada no ano t (m³/ano);

i = taxa de desconto anual (% ao ano);

n = horizonte do projeto (anos).

$$C_2 = C_0 + \sum_{t=1}^n \frac{C_{m_t} + C_{u_t} \times CA_t}{\left(1 + \frac{i}{100}\right)^t} \quad (3)$$

onde: C_2 = custo presente da Alternativa 2 (R\$);

C_0 = custo de implantação do sistema (R\$);

C_{m_t} = custo de manutenção e operação do sistema no ano t (R\$) e demais variáveis já definidas.

Uma diferença fundamental entre as Equações 2 e 3 refere-se ao consumo anual de água tratada em um ano t (CA_t). Na Alternativa 1, o valor de CA_t coincide com a demanda anual de água para um determinado uso ou conjunto de usos, uma vez que toda a demanda é atendida pelo sistema de abastecimento. Já na Alternativa 2, o valor de CA_t não coincide com a demanda anual de água, uma vez que parte da demanda é atendida pelo sistema de captação, armazenamento e uso das águas pluviais.

Ainda em relação às Equações 2 e 3, as mesmas são genéricas o suficiente para permitir analisar diferentes cenários, representados, por exemplo, por variações da demanda de água ao longo do tempo e variações do custo unitário da água ao longo do tempo.

Determinação do volume do reservatório (V_R)

A análise financeira, é baseada na comparação dos custos das alternativas 1 (sem o sistema) e 2

(com o sistema). Destaca-se que os custos de implantação (C_0) e de manutenção e operação do sistema (C_m), presentes na Equação 3, são função principalmente de V_R . Portanto, considerando-se a Equação 3, não se tem inicialmente, uma solução direta do problema.

O procedimento sugerido é o de variar o valor de V_R , obtendo-se para cada V_R , o consumo anual médio de água tratada e o custo da Alternativa 2 para a comparação com o custo da Alternativa 1. Deste modo, é possível definir um intervalo de V_R para o qual a Alternativa 2 apresente menores custos em relação à Alternativa 1. Destaca-se que o custo da Alternativa 1 também pode ser obtido a partir da Equação 3, adotando-se V_R igual a zero.

Os passos da metodologia proposta, podem ser facilmente implantados computacionalmente. No estudo de caso apresentado foram utilizadas planilhas eletrônicas para a determinação do consumo anual médio de água tratada e para a definição dos custos da Alternativa 2 para diferentes valores de V_R .

EXEMPLO DE APLICAÇÃO

Este item visa apresentar um exemplo de aplicação do método proposto que consiste na determinação do volume do reservatório de um sistema de captação, armazenamento e uso de águas pluviais para um posto de abastecimento de combustíveis hipotético, localizado na cidade de Curitiba. Os dados básicos necessários para a análise são: área de coleta da água da chuva; demanda diária de água; custo unitário da água tratada; custos de implantação, manutenção e operação do sistema e série de precipitações diárias.

Descrição da série de dados pluviométricos

Como o estudo de caso refere-se a um posto de abastecimento de combustíveis hipotético localizado em Curitiba, optou-se por utilizar a série de dados de chuva da estação pluviométrica Curitiba (02549006), localizada no Centro Politécnico da Universidade Federal do Paraná (UFPR). A referida série de dados pode ser obtida a partir do sítio da Agência Nacional de Águas (ANA, 2007).

A série de dados diários de chuva compreendeu os anos de 1889 a 2005. De fato foram utilizados 102 anos de observações, uma vez que alguns anos do período de observação foram descartados

em razão da existência de falhas na série de chuvas diárias da estação.

Considerando-se o conjunto de dados utilizados, obtém-se, para a estação pluviométrica Curitiba (02549006), uma precipitação anual média de longo período de 1426,3 mm. As precipitações anuais variaram de 765,5 mm a 2165,2 mm para o período do estudo.

A Tabela 1 e a Figura 1 apresentam as precipitações médias mensais para o período utilizado no estudo com o objetivo de mostrar como as precipitações se distribuem, em termos médios, ao longo do ano. A Tabela 1 apresenta também as precipitações mensais mínimas e máximas para o período considerado no estudo.

Tabela 1 - Características das precipitações mensais para o período utilizado no estudo

Mês	Precipitação Média (mm)	Precipitação Mínima (mm)	Precipitação Máxima (mm)
Jan	189,0	20,9	473,8
Fev	154,0	12,9	421,7
Mar	123,4	22,2	335,8
Abr	80,9	7,7	196,9
Mai	98,0	4,2	365,6
Jun	97,5	2,6	312,7
Jul	79,8	2,7	347,5
Ago	80,1	2,0	271,1
Set	124,6	6,3	358,7
Out	136,0	26,4	405,9
Nov	114,8	15,6	344,1
Dez	148,2	46,6	314,6

Verifica-se, a partir da Figura 1, a tendência, em termos médios, de maiores precipitações nos meses de verão e de menores precipitações nos meses de inverno, sugerindo uma sazonalidade no regime de chuvas. Do ponto de vista climático, Curitiba apresenta clima temperado úmido com verão temperado (Cfb), segundo classificação de Köppen-Geiger, não apresentando estação seca definida. Contudo, como já destacado, existe uma tendência, em termos médios, de ocorrerem menores precipitações nos meses de inverno.

É importante destacar que os dados de precipitações mensais mínimas e máximas, apresentados na Tabela 1, mostram a possibilidade de ocor-

rência de meses de inverno excepcionalmente úmidos e meses de verão excepcionalmente secos.

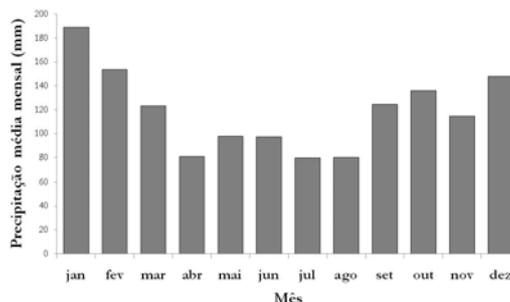


Figura 1 - Precipitação média mensal para o período utilizado no estudo

Uma vez que o presente trabalho adota uma escala temporal diária para a representação da chuva é importante caracterizar o comportamento da precipitação observada na estação pluviométrica Curitiba (02549006) em termos de número de dias de chuva, considerando-se o período de dados utilizado no estudo. A Tabela 2 apresenta um panorama do número mensal de dias de chuva para a estação pluviométrica Curitiba (02549006).

Tabela 2 - Número mensal de dias de chuva para o período utilizado no estudo

Mês	Número médio de dias de chuva	Número mínimo de dias de chuva	Número máximo de dias de chuva
Jan	19	7	28
Fev	18	6	26
Mar	18	7	25
Abr	16	7	25
Mai	17	4	27
Jun	15	1	23
Jul	14	3	30
Ago	13	1	26
Set	15	5	26
Out	15	6	24
Nov	15	6	25
Dez	17	8	28

Verifica-se, a partir dos dados apresentados na Tabela 2, que os meses de verão tendem a apre-

sentar um número maior de dias de chuva relativamente aos meses de inverno. No entanto, observa-se também que existe a possibilidade de um pequeno número de dias de chuva nos meses de verão e um grande número de dias de chuva nos meses de inverno.

A análise do conjunto de dados mostrou um número máximo anual de dias consecutivos sem chuva variando entre 13 dias e 51 dias, com um valor médio de 22 dias. A distribuição da frequência amostral permitiu estimar números máximos anuais de dias consecutivos sem chuva de aproximadamente 26, 30 e 35 dias para os tempos de retorno de 5, 10 e 20 anos, respectivamente.

Obtenção dos dados básicos

A área de coleta da água da chuva foi estabelecida a partir do projeto básico de um posto de combustíveis, sendo avaliada em aproximadamente 590,3 m². A demanda diária para o posto hipotético foi estimada em 2,0 m³/dia. Este consumo refere-se aos usos para os quais é possível utilizar a água da chuva em substituição ao consumo de água tratada. Os custos unitários de água tratada foram definidos a partir das tarifas para abastecimento de água tratada, obtidas a partir de SANEPAR (2005).

A demanda diária de água foi estimada a partir do apresentado em Tomaz (2000) que propõe metodologia para estimativa do consumo médio mensal de água em postos de gasolina, com base em dados obtidos no Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE) de Guarulhos, SP. Adotou-se, por hipótese, que a demanda diária é constante ao longo do mês. No entanto, destaca-se que a estimativa do consumo anual médio de água tratada, a ser discutida no próximo item, é realizada adotando-se uma escala diária, o que permitiria inclusive definir padrões de consumo distintos para os dias da semana.

Os custos de implantação do sistema, como são função do volume do reservatório (V_R), foram definidos a partir da determinação de custos unitários (R\$/m³), com base em PINI (1991) e PINI (2003). Adotou-se, na estimativa dos custos de implantação, reservatório enterrado em concreto armado e bomba de recalque. Por hipótese, definiu-se o reservatório com uma altura padrão de 1 m. Deste modo, independente de V_R , a altura manométrica é constante. Estimou-se um custo unitário de R\$ 1724,81/m³ para implantação do reservatório. Por questão de simplicidade, adotou-se o custo unitário de manutenção e operação do sistema como um

percentual fixo em relação ao custo unitário de implantação e assumiu-se esse valor igual a 5%.

Estimativa do consumo anual médio de água tratada

Conforme mencionado anteriormente, o método proposto para a determinação de V_R requer uma série de dados diários de precipitação.

Segundo o sugerido por Kobiyama e Hansen (2002), foram considerados os valores diários de chuva iguais ou superiores a 1,0 mm. O volume diário de chuva foi calculado a partir do produto da altura diária pela área de cobertura, multiplicado ainda por um coeficiente de *runoff* igual a 0,8, respeitadas as devidas unidades.

A Tabela 3 e a Figura 2 apresentam o consumo anual médio de água tratada para diferentes volumes de reservatório (V_R), considerando-se os dados da estação pluviométrica Curitiba (02549006) e uma demanda diária de 2,0 m³, equivalente a cerca de 60 m³/mês.

Tabela 3 - Consumo anual médio de água tratada para diferentes valores de V_R

V_R (m ³)	Consumo (m ³)	V_R (m ³)	Consumo (m ³)
0,0	730,5	5,5	376,5
0,5	668,3	6,0	364,9
1,0	613,6	8,0	328,8
1,5	567,1	10,0	302,4
2,0	526,4	20,0	228,6
2,5	490,2	30,0	195,8
3,0	460,9	50,0	158,5
3,5	438,5	100,0	117,8
4,0	418,9	150,0	108,9
4,5	403,4	200,0	107,3
5,0	389,2		

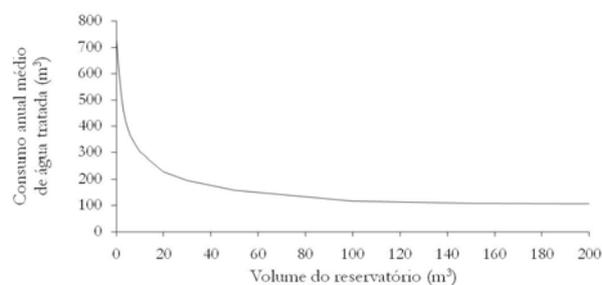


Figura 2 - Variação do consumo anual médio de água tratada em função do volume do reservatório (V_R)

Verifica-se, a partir da Figura 2, que o consumo anual médio de água tratada é decrescente com o aumento do volume do reservatório (V_R), o que representa um comportamento esperado, uma vez que aumentar a capacidade do reservatório implica em atender uma parcela maior da demanda. No entanto, é importante destacar que o consumo anual médio de água tratada tende a um valor limite constante e diferente de zero. Este limite é definido pela disponibilidade natural da precipitação local. Em outras palavras, não adianta aumentar o reservatório, já que não há chuva suficiente para enchê-lo. Este fato fica mais evidente para situações onde a demanda é relativamente alta em comparação à disponibilidade hídrica natural.

Cálculo do volume do reservatório

O volume ótimo para o reservatório foi estimado conforme sugerido anteriormente. Foram adotados diferentes valores de V_R e foram calculados os respectivos custos associados à Alternativa 2. Em relação à Alternativa 1, o seu custo foi estimado pela adoção de um reservatório de volume nulo. A Tabela 4 apresenta os custos da Alternativa 2 para diferentes valores de V_R e a Figura 3 apresenta uma comparação entre os custos relativos às Alternativas 1 e 2. Novamente, destaca-se que o custo da Alternativa 1 é igual ao custo da Alternativa 2 para V_R igual a zero. Os custos apresentados são todos referentes a um valor presente, obtido considerando-se um horizonte de 20 anos e uma taxa de desconto de 10%.

Tabela 4 - Custo da Alternativa 2 para diferentes valores de V_R

V_R (m ³)	Custo (R\$)	V_R (m ³)	Custo (R\$)
0,0	20.585,41	3,0	18.312,61
0,5	19.721,14	3,5	18.568,70
1,0	19.066,04	4,0	18.905,46
1,5	18.643,00	4,5	19.355,26
2,0	18.382,83	5,0	19.843,72
2,5	18.249,91	5,5	20.372,19
2,6	18.245,94	6,0	20.933,34

Verifica-se, a partir dos dados apresentados na Tabela 4, que o menor custo presente é obtido para um valor de V_R igual a 2,6 m³, resultando em R\$ 18.245,94, inferior ao custo presente da Alternativa 1, estimado em R\$ 20.585,41. Além disso, considerando-se a Tabela 4 e a Figura 3, verifica-se a exis-

tência de um intervalo compreendido entre 0 m³ e aproximadamente 5,5 m³, no qual a Alternativa 2 (com o sistema) apresenta um custo presente igual ou inferior ao da Alternativa 1 (sem o sistema). Este intervalo é definido pela relação entre a demanda de água e a disponibilidade hídrica. O custo mínimo representa o ponto no qual um aumento do volume de armazenamento não implica em uma redução do consumo de água tratada que compense os custos associados ao aumento do reservatório.

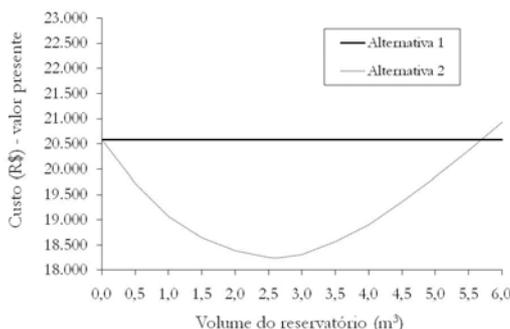


Figura 3 Comparação dos custos relativos às Alternativas 1 e 2

Análise de sensibilidade em relação à demanda de água

A análise de sensibilidade em relação à demanda de água teve por objetivo verificar variações nos resultados em razão de variações na demanda. Foram usados os mesmos dados do estudo de caso e foram analisadas variações de demanda de $\pm 10\%$ e $\pm 20\%$ em relação à demanda diária de 2 m³ usada no estudo de caso. Os resultados obtidos são resumidos na Tabela 5 e nas Figuras 4 e 5, onde são apresentadas as variações do volume ótimo do reservatório e dos custos mínimos em função das variações na demanda.

Tabela 5 - Análise de sensibilidade em relação à demanda de água

Demanda diária (m ³)	Volume ótimo (m ³)	Custo mínimo (R\$)	Variação volume (%)	Variação custo (%)
1,6	2,15	14.258,90	-17,3	-21,9
1,8	2,40	16.237,16	-7,7	-11,0
2,0*	2,60	18.245,94	0,0	0,0
2,2	2,75	20.272,46	5,8	11,1
2,4	2,90	22.314,28	11,5	22,3

Obs: *Cenário-base

Verifica-se, a partir dos resultados apresentados na Tabela 5 e nas Figuras 4 e 5, que o volume ótimo e os custos mínimos são crescentes com a demanda, o que representa um resultado esperado. Além disso, os custos mínimos se mostraram mais sensíveis a variações da demanda do que os volumes ótimos. Destaca-se que os custos variaram de modo aproximadamente linear. Estas observações são válidas considerando-se os dados do estudo de caso e as variações impostas à demanda.

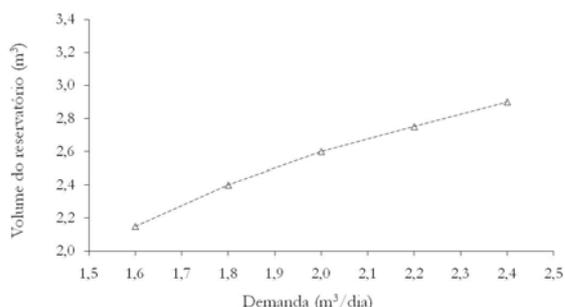


Figura 4 - Análise da sensibilidade dos volumes ótimos à demanda de água

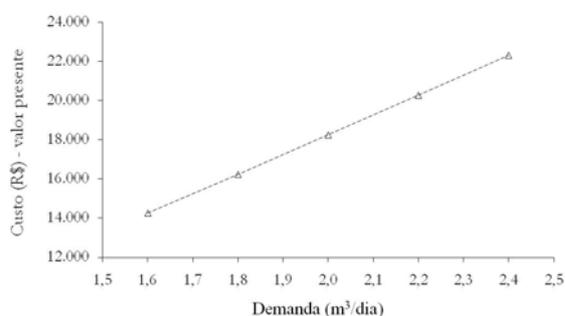


Figura 5 - Análise da sensibilidade dos custos mínimos à demanda de água

Análise de sensibilidade em relação à disponibilidade hídrica

A análise de sensibilidade em relação à disponibilidade hídrica teve por objetivo verificar a modificação nos resultados obtidos em razão de variações nos valores de precipitação. Foram utilizados os mesmos dados do estudo de caso descrito anteriormente e foram analisadas variações na precipitação diária de ±10% e ±20% em relação à série histórica utilizada no estudo de caso. Os resultados

obtidos são resumidos na Tabela 6 e nas Figuras 6 e 7, onde são apresentadas as variações do volume ótimo do reservatório e dos custos mínimos em função de variações na precipitação.

Tabela 6 - Análise de sensibilidade em relação à disponibilidade hídrica

Porcentagem da chuva original	Volume ótimo (m³)	Custo mínimo (R\$)	Varição volume (%)	Varição custo (%)
80	2,35	18.759,58	-9,6	2,8
90	2,50	18.524,09	-3,8	1,5
100*	2,60	18.245,94	0,0	0,0
110	2,65	18.060,93	1,9	-1,0
120	2,65	17.868,99	1,9	-2,1

Obs: *Cenário-base

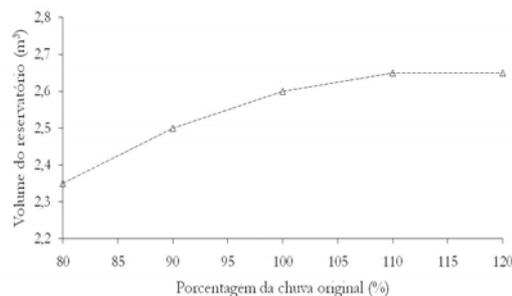


Figura 6 - Análise da sensibilidade dos volumes ótimos à disponibilidade hídrica

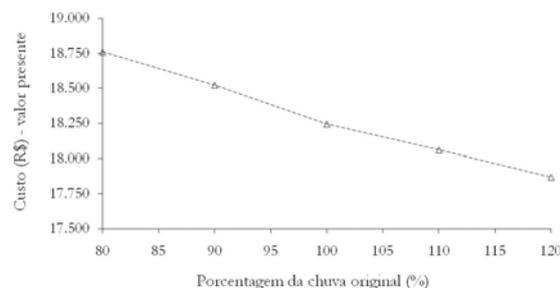


Figura 7 - Análise da sensibilidade dos custos mínimos à disponibilidade hídrica

Verifica-se, a partir dos resultados apresentados na Tabela 6 e nas Figuras 6 e 7, que o volume ótimo é crescente com a disponibilidade hídrica, enquanto os custos mínimos são decrescentes. Este comportamento também pode ser considerado esperado, uma vez que uma maior disponibilidade hídrica permitiria o armazenamento de um volume maior de água da chuva e conseqüente diminuição no uso da água tratada.

Além disso, neste caso, os volumes ótimos se mostraram mais sensíveis a variações da disponibilidade hídrica do que os custos mínimos. Destaca-se, no entanto, que as variações observadas nos volumes ótimos e nos custos mínimos foram inferiores às variações impostas sobre a precipitação. Novamente, deve-se ter em mente, que estas observações são válidas considerando-se os dados referentes ao estudo de caso analisado e as variações impostas à disponibilidade hídrica.

Análise de sensibilidade em relação à taxa de desconto (i)

A análise de sensibilidade em relação à taxa de desconto (i) teve por objetivo verificar a modificação nos resultados obtidos em razão de variações nos valores de i . Foram utilizados os mesmos dados do estudo de caso descrito anteriormente e foram analisadas variações de i em relação à taxa utilizada no estudo de caso. Os resultados obtidos são resumidos na Tabela 7 e nas Figuras 8 e 9, onde são apresentadas as variações do volume ótimo do reservatório e dos custos mínimos em função de i .

Verifica-se, a partir dos resultados apresentados na Tabela 7 e nas Figuras 8 e 9, que o volume ótimo e os custos mínimos são decrescentes com i . A influência da taxa de desconto (i) sobre os custos mínimos é óbvia, uma vez que os mesmos são calculados utilizando-se diretamente a própria taxa de desconto. Já em relação aos volumes ótimos, a adoção de taxas de desconto maiores tende a fazer com que os custos iniciais sejam preponderantes em relação aos demais, fazendo com que o custo de instalação do sistema se torne um fator de maior peso na comparação das alternativas.

Além disso, os custos mínimos se mostraram bem mais sensíveis a variações da taxa de desconto do que os volumes ótimos, o que pode ser novamente explicado pelo fato de que os custos são calculados utilizando-se diretamente a taxa de desconto. Uma vez mais, destaca-se que estas observações são válidas considerando-se os dados do estudo de caso analisado e as variações impostas à taxa de desconto na análise de sensibilidade.

Tabela 7 - Análise de sensibilidade em relação à taxa de desconto

Taxa desconto (% a.a)	Volume ótimo (m ³)	Custo mínimo (R\$)	Variação volume (%)	Variação custo (%)
6	3,00	23.374,72	1,5	28,1
8	2,80	20.530,82	0,8	12,5
10*	2,60	18.245,94	0,0	0,0
12	2,40	16.389,34	-0,8	-10,2
14	2,05	14.853,25	-2,1	-18,6

Obs: *Cenário-base

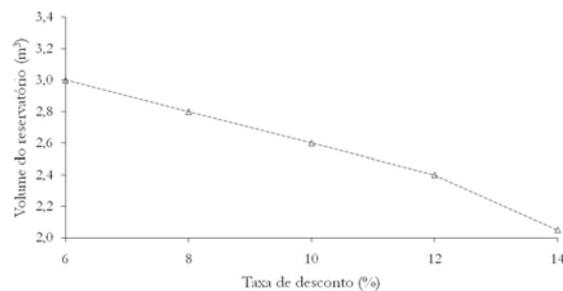


Figura 8 - Análise da sensibilidade dos volumes ótimos à taxa de desconto

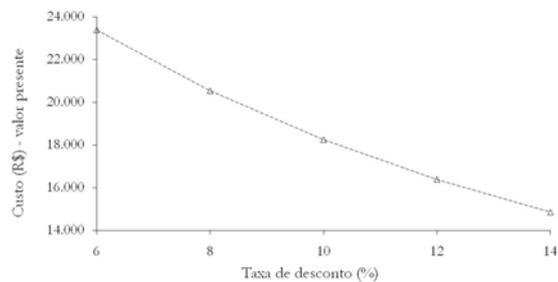


Figura 9 - Análise da sensibilidade dos custos mínimos à taxa de desconto

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O método proposto para o dimensionamento de reservatórios de armazenamento de águas pluviais é conceitualmente embasado no princípio de conservação de massa e é de fácil uso. Apresenta como característica exigir informações de obtenção relativamente simples, como: precipitação diária, custos de implantação, manutenção e operação do sistema e o custo da água tratada. Destaca-se ainda

que o método é suficientemente genérico para permitir mudanças nas suas diferentes etapas sem que haja uma alteração significativa na sua essência. Por exemplo, diferentes abordagens para a estimativa da demanda de água e dos custos unitários de implantação, manutenção e operação do sistema, bem como, para a análise financeira podem ser usadas sem alterar sua estrutura. Variações da demanda de água no tempo também podem ser incorporadas sem alterações do método.

Do ponto de vista de implantação do método, as várias fases do estudo de caso foram desenvolvidas através de planilhas do programa computacional EXCEL, inclusive sem a necessidade da definição de macros, o que confirma a simplicidade da sua aplicação. O desenvolvimento de modelos computacionais específicos pode inclusive permitir o uso de técnicas mais sofisticadas, como, por exemplo, a geração sintética de precipitação. O fundamental nesse aspecto é encontrar um equilíbrio entre a sofisticação teórica e a necessidade prática.

Os resultados obtidos mostraram que o consumo de água tratada diminui com o aumento do volume do reservatório. Embora, esta conclusão pareça óbvia, a análise da relação entre o volume do reservatório e o consumo de água tratada mostrou que esta relação apresenta um comportamento assintótico em relação ao consumo de água tratada. Em outras palavras, à medida que o volume do reservatório aumenta, o consumo de água tratada tende a um valor mínimo diferente de zero. A disponibilidade hídrica (regime de chuvas) do local em estudo é um dos fatores que definem o valor mínimo para o consumo de água tratada, independentemente do tamanho do reservatório. O volume do reservatório pode até ser aumentado, mas não existe chuva disponível para encher o reservatório. Este comportamento assintótico, inclusive, poderia ser melhor explorado ao serem estudados locais que apresentassem regimes de chuvas distintos, tanto em termos de quantidade, quanto de sazonalidade (distribuição ao longo do ano).

A comparação entre as duas alternativas representadas pela utilização ou não do sistema de captação, armazenamento e uso da água pluvial permite a definição de um intervalo de volumes de reservatório no qual a alternativa *com* o sistema é mais vantajosa em relação à alternativa *sem* o sistema, o que confere flexibilidade ao projeto do sistema.

A análise de sensibilidade procurou avaliar a sensibilidade dos resultados dos volumes ótimos e custos mínimos (em valores presentes) em razão de variações na demanda de água, na disponibilidade

hídrica e na taxa de desconto, considerando-se a alternativa *com* a existência do sistema. Os resultados obtidos mostraram que os custos mínimos são mais sensíveis do que os volumes ótimos em relação a variações na demanda e na taxa de desconto. Já em relação a variações na disponibilidade hídrica, os volumes ótimos mostraram-se mais sensíveis.

É importante destacar que os resultados obtidos devem ser analisados, de modo relativo, a partir do estudo de caso utilizado para a verificação do uso do método proposto e para a sua análise de sensibilidade. Novamente, sugere-se a aplicação do método para locais com diferentes regimes de precipitação.

REFERÊNCIAS

- ANA. *HidroWeb: Sistemas de Informações Hidrológicas: Séries Históricas*. Brasília: ANA, 2007. Disponível em <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Acesso em 01/05/2007
- BRASIL. *Plano Nacional de Recursos Hídricos: panorama e estado dos recursos hídricos do Brasil*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente: Secretaria de Recursos Hídricos, 2006a. Vol. I.
- BRASIL. *Programas nacionais e metas*. Brasília: MMA: Secretaria de Recursos Hídricos, 2006b. Volume IV.
- FENDRICH, R. *Dimensionamento de reservatórios de detenção e utilização das águas pluviais*. Curitiba, 2004. 28p.
- GROUP RAINDROPS. *Aproveitamento da água da chuva*. Curitiba: Organic Trading, 2002a. Tradução de Masato Kobiyama, Cláudio Tsuyoshi Ushiwata e Manoela dos Anjos Afonso. Tradução do original japonês "Yatte Miyo Amamizu Riyo".
- GROUP RAINDROPS. *Manual de utilização das águas pluviais (100 maneiras práticas)*. Curitiba: Livraria Chain, 2002b. 167p. Tradução de Roberto Fendrich e Rogério Oliynik. Tradução da versão inglesa de Nichibei Kaiwa Gakuin do original japonês "Yatte Miyo Amamizu Riyo".
- KOBIYAMA, M.; HANSEN, S. Vantagens da utilização do sistema de coleta da água da chuva sob o ponto de vista dos aspectos hidrológico e econômico: estudo de caso em Florianópolis – SC. In: GROUP RAINDROPS. *Aproveitamento da água da chuva*. Curitiba: Organic Trading, 2002a. Tradução de Masato Kobiyama, Cláudio Tsuyoshi Ushiwata e Manoela dos Anjos Afonso. Tradução do original japonês "Yatte Miyo Amamizu Riyo".
- MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. *Reuso de água*. São Paulo: Manole, 2003. 579 p.

- MAY, S. *Estudo da viabilidade do aproveitamento de água de chuva para consumo não potável em edificações*. São Paulo: EPUSP, 2004. Dissertação de mestrado apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.
- PINI. *Manual técnico de instalações hidráulicas e sanitárias*. 2. ed. São Paulo: PINI, 1991. 96 p.
- PINI. *TCPO: tabelas de composições de preços para orçamentos*. 12.ed. São Paulo: PINI, 2003. 441p.
- SANEPAR. *Tabelas de tarifas de saneamento*. Curitiba: SANEPAR, 2005. Disponível em www.sanepar.com.br. Acesso em 10/04/2007.
- SILVA, A. R. V.; TASSI, R. *Dimensionamento e simulação do comportamento de um reservatório para aproveitamento de água de chuva: Resultados preliminares*. In: XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2005, João Pessoa. Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Porto Alegre: ABRH, 2005. Anais em CD.
- TOMAZ, P. *Previsão de consumo de água: interface das instalações prediais de água e esgoto com os serviços públicos*. São Paulo: Navegar, 2000. 250 p.
- TOMAZ, P. *Economia de água para empresas e residências: um estudo atualizado sobre o uso racional da água*. São Paulo: Navegar, 2001. 112 p.
- TOMAZ, P. *Aproveitamento de água da chuva: aproveitamento de água de chuva para áreas urbanas e fins não potáveis*. São Paulo: Navegar, 2003. 182 p.
- VIANA, A. N. C.; CERQUEIRA, R. J. *Captação de água de chuva para aproveitamento não potável: uma proposta de modelo em residências na cidade de Itajubá – MG*. In: XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2005, João Pessoa. Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Porto Alegre: ABRH, 2005. Anais em CD.
- ZORTEA, M.; et al. *Simulação numérica do comportamento de sistema coletor de água de chuva residencial: estudo de caso*. In: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2003, Curitiba. Anais do XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Porto Alegre: ABRH, 2003. Anais em CD.

reducing the consumption of treated water. The financial analysis is performed considering only the private investor's point of view. The use of the proposed method is illustrated by a case study which presents a reservoir design for a hypothetical gas station located in the city of Curitiba. It also presents a sensitivity analysis of the optimal volumes and costs, considering variations in water demand, water availability and discount rate.

Keywords: *rainwater use, reservoir design, rainwater*

Reservoir Design for Rainwater use Based on a Financial Criterion

ABSTRACT

The present paper aims to propose a reservoir design method for rainwater use based on hydrological and financial criteria. The hydrological criterion is related to the local rainfall pattern and the financial criterion is related to system implementation costs and benefits from

Análise da Vulnerabilidade do Lençol Freático à Contaminação por Hidrocarbonetos em Cenário de Vazamentos na Área do Oleoduto Orsul II, Refap-Copesul, RS

Ricardo Giumelli Marquezan Nelson Oswaldo Luna Caicedo

Instituto de Pesquisas Hidráulicas, UFRGS
rgmarquezan@yahoo.com.br, caicedo@iph.ufrgs.br

Artur Cezar Bastos Neto

Instituto de Geociências, UFRGS
artur.bastos@ufrgs.br

Nilo Chagas de Azambuja Filho

High Resolution Technology & Petroleum, RJ
nilo@hrt.com.br

Recebido: 07/05/09 - revisado: 28/10/09 - aceito: 08/01/10

RESUMO

Este estudo usou conceitos derivados da metodologia DRASTIC (Aller *et al.*, 1987) para proceder à avaliação do potencial de vulnerabilidade natural (PVN) à contaminação do lençol freático no trajeto do oleoduto ORSUL II que liga a Refinaria Alberto Pasqualini (REFAP) ao Complexo Petroquímico do Sul (COPESUL), região metropolitana de Porto Alegre, RS. O sistema de informações geográficas (SIG) foi empregado para gerar os planos de informações referentes as variáveis utilizadas na avaliação, executar o cruzamento destes planos e obter o índice do potencial de vulnerabilidade (IPV). A aplicação da modelagem do fluxo permitiu a geração do mapa de recarga do aquífero a partir das cargas hidráulicas observadas e a criação de cenários de vazamentos no duto mostrando o deslocamento advectivo da contaminação. O modelo de avaliação do potencial de vulnerabilidade natural foi testado considerando-se as hipóteses de pequenos vazamentos e de grandes derrames de curta duração. Neste último, o potencial de vulnerabilidade do aquífero foi avaliado invertendo-se os escores do fator profundidade do N.A., obtendo-se o mapa da oportunidade de contaminação por injeção de massa. A abordagem empregada neste trabalho identificou uma diversidade de situações hidrogeológicas ao longo do duto, cujo conhecimento é fundamental para o planejamento de medidas de prevenção, planos de contingência e monitoramento.

Palavras-chave: oleoduto, água subterrânea, vulnerabilidade de aquífero.

INTRODUÇÃO

O oleoduto é o meio de transporte mais seguro para petróleo e derivados, mas também está sujeito a acidentes acarretando em contaminação das águas subterrâneas. Não obstante, os critérios prioritários para escolha das rotas dos dutos relacionam-se à obra de engenharia, a fatores econômicos e à distribuição da ocupação humana, sem preocupação com os mananciais subterrâneos. Mesmo para um duto implantado, a vulnerabilidade dos aquíferos no seu entorno deveria ser investigada para pla-

nejamento de medidas de prevenção e ações de remediação, entretanto, isto não ocorre. Este fato deve-se, em parte, à não existência de metodologias específicas.

O presente estudo usou conceitos derivados da metodologia DRASTIC (Aller *et al.*, 1987), desenvolvida para avaliação do potencial de vulnerabilidade natural (PVN) de aquíferos em escala regional, para avaliar a vulnerabilidade do lençol freático em relação ao sistema de dutos ORSUL II que liga a Refinaria Alberto Pasqualini (REFAP) ao Complexo Petroquímico do Sul (COPESUL), região metropolitana de Porto Alegre, RS, Figura 1.

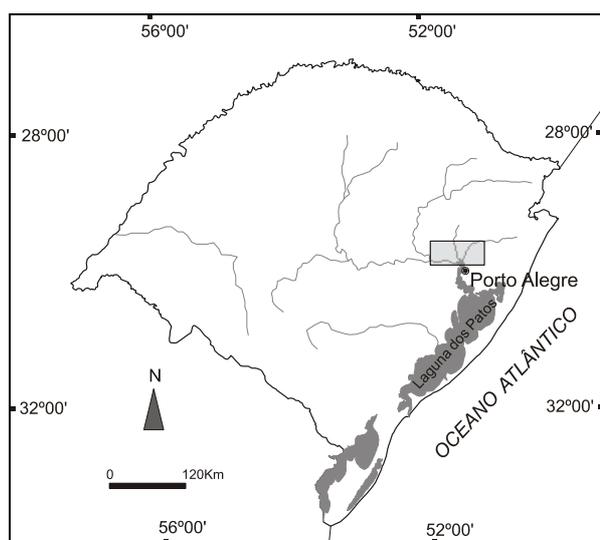


Figura 1 - Mapa de localização da área

METODOLOGIA

O sistema de dutos ORSUL II tem 25 km de comprimento e uma faixa de domínio com 20 metros de largura. Em toda sua extensão encontra-se enterrado a profundidades variando entorno de 2 m. Como área de estudo no seu entorno, definiu-se uma faixa com 32 km de comprimento por 14 km de largura. O levantamento de dados foi efetuado junto a órgãos e empresas públicas, centros de pesquisas e empresas privadas. Os trabalhos de campo consistiram no georeferenciamento dos dados com GPS, em reconhecimento geológico e de solo (com apoio de fotografias aéreas e imagens de satélite) e na execução de testes de permeabilidade. O banco de dados (Marquezan, 2000, 2008) foi composto por: mapas topográficos (1:50.000) folhas São Leopoldo (SH.22-V-D-VI-4) e Morretes (SH.22-V-D-VI-3); fotografias aéreas (1:40.000), voo 090 FAB/METROPLAN; imagens TM-LANDSAT, bandas 3, 4 e 5, órbita 221.081; mapas de solos de IBGE (1986); mapas geológicos de Frank (1989) e Nowatzki (1992); seções geológicas de 88 poços tubulares obtidas junto às empresas HIDROGEO e CORSAN; descrições e planilhas de dados de 499 locais com informações provenientes de sondagens elétricas verticais, geotécnicas (SPT) e a trado e de piezômetros, obtidas junto às empresas SERKI, ESTASUL e CIENTEC; dados de condutividade hidráulica de 60 piezômetros (*slug* tests) e de 34 sondagens geotécnicas obtidas junto às empresas COPESUL e

REFAP; 26 furos de trado e *slug* tests efetuados para este trabalho.

O potencial de vulnerabilidade natural (PVN) à contaminação das águas subterrâneas refere-se à relativa facilidade com que um contaminante aplicado na superfície do terreno possa migrar até o freático face às propriedades do meio físico. Nesta avaliação, consideram-se as características intrínsecas dos materiais geológicos da zona vadosa. Os fatores hidrogeológicos empregados foram: profundidade do nível d'água, taxa de recarga, característica geológica do aquífero, característica da cobertura do solo, declividade do terreno e condutividade hidráulica do aquífero. Cada um destes fatores hidrogeológicos constituiu um plano de informação georeferenciado (Datum WGS-84) dentro do sistema de informações geográficas, permitindo que se efetuassem operações com os mesmos. Os atributos de cada um dos fatores hidrogeológicos foram classificados recebendo valores entre 1 e 10. A cada fator atribuiu-se um peso, de 1 a 5, conforme sua importância relativa na avaliação do PVN (Tabela 1). O PVN é representado por um índice de potencial de vulnerabilidade (IPV) obtido pelo somatório dos produtos dos fatores por seus pesos.

Tabela 1 - Fatores hidrogeológicos adotados na avaliação do potencial de vulnerabilidade

FATORES	Pesos*
Profundidade do nível de água	5
Recarga do aquífero	4
Meio geológico do aquífero	3
Tipo de Solo	2
Declividade do terreno	1
Condutividade Hidráulica	3

* Pesos definidos no DRASTIC.

Os planos de informação dos fatores meio geológico, tipo de solo e recarga foram gerados no AutoCAD®. Os planos de informação de propriedades contínuas (declividade do terreno, profundidade do nível d'água e condutividade hidráulica) foram gerados no SURFER®. Utilizou-se o IDRISI® para transformação dos planos para o formato *raster* e efetuar as operações de sobreposição e cruzamento. As informações adicionais sobre os dois últimos aplicativos supracitados são encontradas, respectivamente, em Keckler (1995) e Eastman (1995)..

Neste trabalho, ajustou-se um modelo de simulação do fluxo para obtenção do mapa de taxas de recarga dos aquíferos e criação de cenários de

vazamentos. O modelo foi testado considerando-se que a contaminação por hidrocarbonetos transportados pelo duto pode ser ligada a pequenos vazamentos constantes ou a grandes acidentes de curta duração.

OS FATORES HIDROGEOLÓGICOS E A VULNERABILIDADE NATURAL

Quanto maior a profundidade do freático, maior é a possibilidade de atuação de processos de atenuação. Na avaliação do PVN, a profundidade do N.A. recebe o maior peso. Este fator hidrogeológico varia na área (Figura 2) entre 0 e 15 m. A classificação consta na Tabela 2.

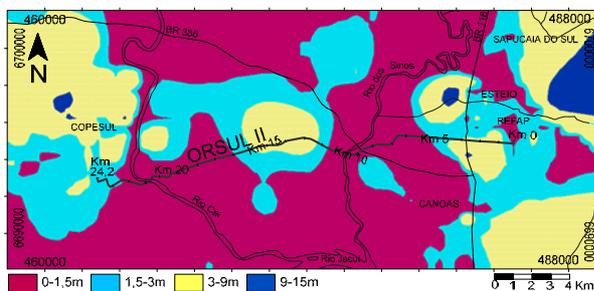


Figura 2 - Mapa da profundidade do nível d'água.

Tabela 2 - Profundidade do nível d'água

Intervalos (m)	Score	Área (km ²)	%
0 -1,5	10	218,75	49,75
1,5 -3	9	110,63	25,16
3 - 9	7	100,04	22,75
9 -15	5	10,21	2,32

A recarga natural do aquífero, traduzida pela quantidade de água proveniente das precipitações que efetivamente alcança o aquífero, é caracterizada para cada região e a taxa com que esta se processa. Quanto maior a recarga de uma área, mais vulnerável será o aquífero.

Para o cálculo do mapa de recarga foi primeiramente simulado o fluxo subterrâneo (Figura 3) usando-se o modelo FLOWPATH® (Waterloo Hydrogeologic, Inc.). O modelo foi calibrado com base no mapa da superfície piezométrica observada

através de informações de sondagens elétricas e piezômetros. As taxas de recarga utilizadas para calibrar o modelo foram classificadas obtendo-se, assim, o mapa de taxas de recarga (Figura 4). Os valores obtidos são compatíveis com os valores de recarga calculada por balanço hídrico para a região de Porto Alegre (Hausman, 1995). Para classificação em intervalos percentuais (Tabela 3), considerou-se como limite superior o valor de 105 mm/ano correspondendo a 8% da precipitação média anual de 1322 mm da Grande Porto Alegre.

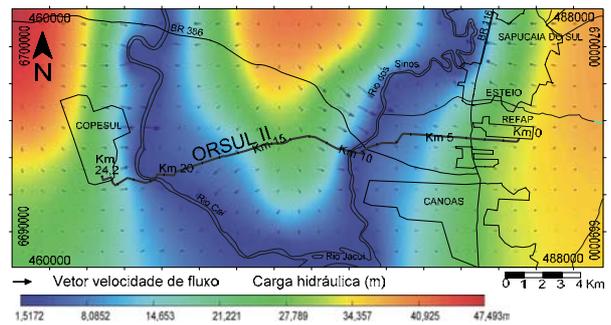


Figura 3 - Mapa piezométrico obtido na simulação do fluxo da água subterrânea na área do oleoduto ORSUL II.

Tabela 3 - Recarga do aquífero

Intervalos (mm/ano)	Score	Área (km ²)	%
>53	7	62,25	14,16
32-53	5	72,47	16,48
11-32	3	26,58	6,05
<11	1	278,38	63,31

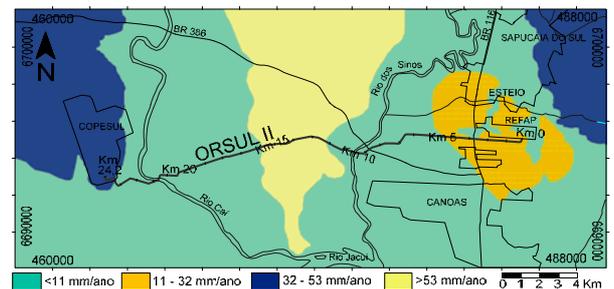


Figura 4 - Mapa de recarga.

Na área de estudo ocorrem rochas sedimentares da Bacia do Paraná e sedimentos aluviais e coluviais (Figura 5) A avaliação do meio geológico

focalizou a porção superior dos aquíferos, considerando-os como inteiramente livres, embora aquíferos semi-confinados possam ocorrer (CPRM, 1997). Na atribuição dos escores (Tabela 4), consideraram-se os aspectos composicionais, texturais (granulometria, seleção e empacotamento) e estruturais (estratificação, fraturas), o relacionamento intergranular (dissoluções) e o fraturamento das litologias dos sistemas de aquíferos. Estas características exercem controle sobre o fluxo, influenciando no tempo de atuação dos processos de atenuação. O deslocamento mais fácil no meio poroso aumenta o PVN. Os maiores escores foram atribuídos às formações predominantemente arenosas (Tabela 4). Os depósitos aluviais e colúviais, onde níveis de argila são mais frequentes, receberam os escores mais baixos.

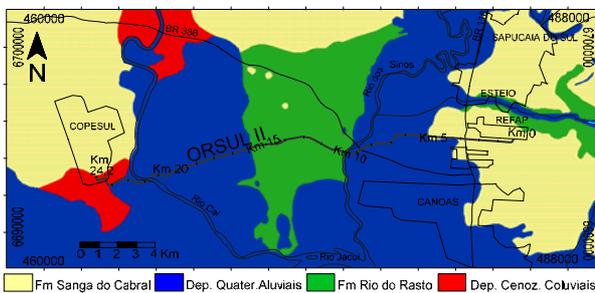


Figura 5 - Meio geológico

Tabela 4 - Unidades geológicas

Unidades	Escore	Área (km ²)	%
Fm. Sanga do Cabral	7	147,91	33,64
Formação Rio do Rasto	6	59,33	13,49
Depósitos Aluviais	5	214,56	48,80
Depósitos Colúviais	4	17,84	4,05

Características do solo como relação finos/arenosos, composição química, presença de argila (expansiva ou não), matéria orgânica e espessura dos horizontes influenciam no tempo de atenuação, permitindo a atuação de mecanismos, como, troca iônica, sorção, diluição etc, que podem diminuir a concentração do contaminante (Domenico e Schwartz, 1990). A cobertura de solos (Figura 6 e Tabela 5) foi separada em: PVa1 (Podzólicos vermelho amarelo e vermelho escuro álicos; textura arenosa/média), PVa2 (Podzólico vermelho amarelo álico; solos colúviais álicos e distróficos; textura

areno-argilosa), PLe1 (Planossolo eutrófico, textura arenosa média), PLe2 (Planossolo eutrófico e Glei pouco húmico eutrófico; textura média/argilosa), GPH (Glei pouco húmico eutrófico.; Horizonte A moderado, textura média e argilosa).

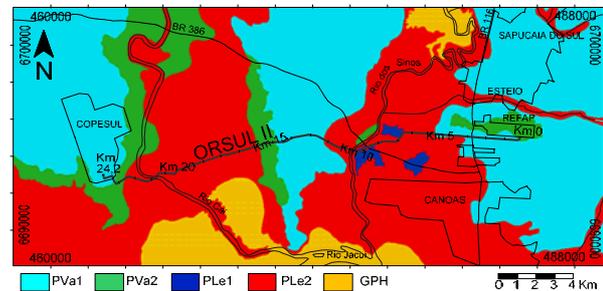


Figura 6 - Mapa de solos.

Tabela 5 - Tipos de solos

Unidades	Escore	Área (km ²)	%
Pva1	9	182,25	41,45
Pva2	6	36,65	8,34
PLe1	5	2,59	0,59
PLe2	4	183,08	41,64
GPH	3	35,07	7,98

Uma baixa declividade do terreno tende a favorecer a infiltração do contaminante, aumentando o PVN. Os intervalos de declividade (Tabela 6), expressos em porcentagem da declividade máxima, foram estabelecidos com base na classificação do Soil Conservation Service (in Aller *et al.*, 1987), relacionando declividade e escoamento superficial/erosão. A partir do modelo numérico do terreno, foi obtido o mapa final de declividade (Figura 7).

Tabela 6 – Declividade

Intervalos (%)	Escore	Área (km ²)	%
0-2	10	383,24	87,52
2-6	9	33,94	7,84
6-12	5	15,77	3,60
12-18	3	4,89	1,12
>18	1	1,80	0,41

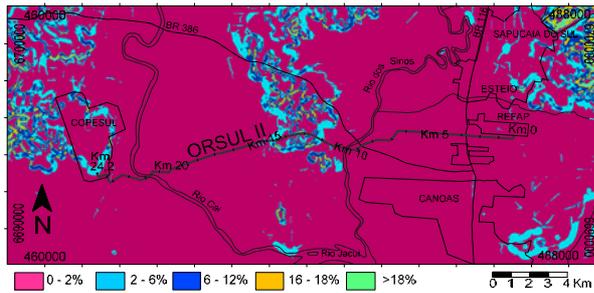


Figura 7 - Mapa de declividade

A condutividade hidráulica (Figura 8) é controlada, principalmente, pela quantidade de espaços porosos interconectados decorrente das características texturais (tamanho de grão, arredondamento, esfericidade e seleção) e estruturais (estratificação, juntas e fraturas) dos materiais geológicos. A condutividade hidráulica varia tanto verticalmente como horizontalmente. Os dados de condutividade hidráulica se referem aos materiais geológicos da zona não-saturada no entorno da superfície do N.A. A distribuição dos valores de condutividade hidráulica foi obtida a partir da interpolação dos dados pontuais, variando entre 10^{-3} m/dia e 1 m/dia. A classificação (Tabela 7) foi efetuada com base na adoção de proporções do desvio padrão em relação a média.

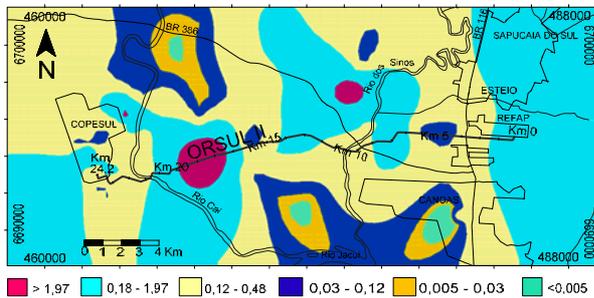


Figura 8 - Mapa de condutividade hidráulica.

Tabela 7 - Escores atribuídos à condutividade hidráulica

Intervalos (m/dia)	Escore	Área (km ²)	%
>1,97	10	7,08	1,61
0,48-1,97	9	181,98	41,39
0,12-0,48	7	181,01	41,17
0,03-0,12	5	49,78	11,32
0,005-0,03	3	15,14	3,44
<0,005	1	4,65	1,06

Tentativas de subdivisão dos IPV em mais de três intervalos resultaram em resoluções incompatíveis com as características da área e a densidade de informações. Assim, os IPV obtidos foram subdivididos em três classes de potencial (Tabela 8) definidas com base na proporção do desvio padrão, estabelecendo as classes centradas na média (Burrough, 1986).

As zonas de PVN alto (Figura 9) situam-se dentro dos domínios de afloramento das Formações Sanga do Cabral e Rio do Rasto (Figura 5). Mas, a superposição dos diversos fatores hidrogeológicos arrolados no modelo acarretou na identificação, dentro destes domínios, de zonas com PVN médio. Do mesmo modo, nos domínios aluvionares, que possuem, caracteristicamente, PVN médio, foram identificadas diversas zonas de PVN baixo por influência, principalmente, dos solos, dos baixos valores de condutividade hidráulica ou, mais localmente, por maiores profundidades do N.A.

Tabela 8 - Classes do potencial de vulnerabilidade natural e distribuição areal.

PVN	Intervalo de classe dos IPVs	Área km ²	%
Baixo	< 103	69,5	15,8
Médio	103-130	276,9	62,9
Alto	>130	93,2	21,2

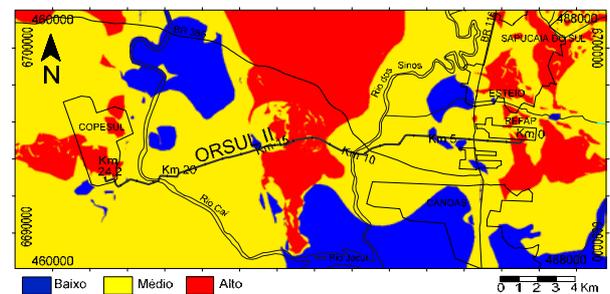


Figura 9 - Mapa do potencial de vulnerabilidade.

DISCUSSÃO DOS RESULTADOS E APLICAÇÃO PARA OS DUTOS

O método DRASTIC considera fatores hidrogeológicos que são, em sua maioria, inter-relacionados pela litologia. A resolução do mapa dependerá da densidade de informações sobre os demais fatores hidrogeológicos. O que se espera do

modelo é que ele possa distinguir, dentro de cada domínio geológico, áreas com diferentes PVNs, numa escala com definição suficiente para trazer implicações sobre a localização do duto. Este objetivo foi atingido com a classificação dos IPV's em três intervalos (Figura 9), onde observa-se que dos 6 km atravessados pelo duto em terrenos da Formação Rio do Rasto (Figura 5), 2,5 km correspondem a áreas com PVN alto (Figura 9). O trecho atravessando áreas de PVN alto poderia ter sido menor se o traçado do duto fosse mais ao sul, onde a zona de PVN alto tem uma largura de apenas 1 km.

A metodologia DRASTIC objetiva a análise da vulnerabilidade natural dos aquíferos, ou seja, independentemente da fonte de contaminação. Ao considerar-se a presença do duto, introduz-se o conceito de risco e, conseqüentemente, a composição do contaminante(s), seu(s) comportamento(s) face ao meio poroso e a forma de liberação no meio ambiente devem ser considerados. No presente trabalho, fizeram-se necessárias simplificações com relação à composição do contaminante e à forma de liberação, sendo esta abordada em dois casos extremos: pequenos vazamentos não perceptíveis aos equipamentos de controle e derrame de grandes proporções.

No caso de pequenos vazamentos, os mecanismos de proteção ao aquífero são os mesmos considerados na análise do PVN. Por exemplo, os fatores hidrogeológicos declividade da superfície do terreno e cobertura de solo, mesmo tratando-se de um duto enterrado, continuam exercendo influência na quantidade de água infiltrada, cujo movimento descendente contribui no transporte do contaminante até o freático e, principalmente, porque neste caso o oleoduto acompanha razoavelmente a superfície do terreno. A massa de contaminante liberada é relativamente pequena em relação às condições do meio e, geralmente, pode ser parcialmente dissolvida na água. Portanto, o mapa de PVN (Figura 9) traduz, também, o potencial de vulnerabilidade à contaminação de pequenos vazamentos.

No caso de derrame de volume expressivo de óleo em tempo relativamente curto, a contaminação do freático ocorre por processo de injeção de massa em uma área. O óleo só tem oportunidade de infiltrar-se em grande volume em locais com N.A. profundo e baixa saturação de água no solo. Tal situação foi constatada no vazamento da REPAR (Araucária, PR), onde a infiltração de óleo em grande volume ocorreu nas áreas com N.A. profundo, apesar de situadas em encosta e das condutividades hidráulicas serem baixas; a infiltração de óleo foi extremamente dificultada nas áreas com N.A.

raso e maior saturação de água no solo, mesmo sendo planas e com alta condutividade hidráulica (Bastos Neto *et al.*, 2001). Diante do exposto, foram atribuídos pesos maiores às profundidades menores, proseguindo-se ao cruzamento dos planos de informação. O mapa obtido (Figura 10) traduz a oportunidade de contaminação por injeção de massa. O duto atravessa, na parte central da área, uma zona de alta oportunidade de contaminação que teria sido evitada por um traçado mais ao sul. Por outro lado, há que se considerar que zonas com freático excessivamente raso devem ser evitadas por questões de engenharia.

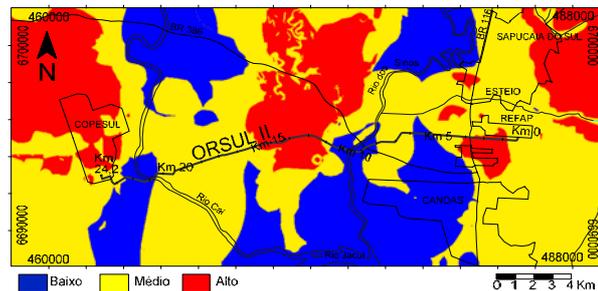


Figura 10 - Mapa de oportunidade de contaminação por injeção de massa.

A partir do modelamento do fluxo da zona saturada efetuaram-se simulações em condições de fluxo permanente, com contaminante conservativo e transporte advectivo (Figura 11). As simulações de pequenos vazamentos (pontos 1, 2 e 4) evidenciam a diversidade de situações ao longo do duto, com relação à direção e velocidade de propagação do contaminante. Pequenos vazamentos seriam pouco significativos como contaminação para os recursos hídricos superficiais, mas poderiam ser muito prejudiciais à qualidade das águas subterrâneas nos diversos pontos de captação existentes ao longo dos trajetos representados na Figura 11. A partir desta simulação, poder-se-ia posicionar uma rede de monitoramento e estabelecer os pontos para instalação de poços de bombeamento para interceptação do fluxo do contaminante evitando que ele atinja pontos críticos. A simulação do ponto 3 representa um vazamento de grandes proporções onde o duto atravessa a área de maior oportunidade de contaminação por injeção de massa. Esta área coincide com o divisor do fluxo das águas subterrâneas, o que acarreta no agravamento da situação em caso de acidente, visto o grande espalhamento da contaminação.

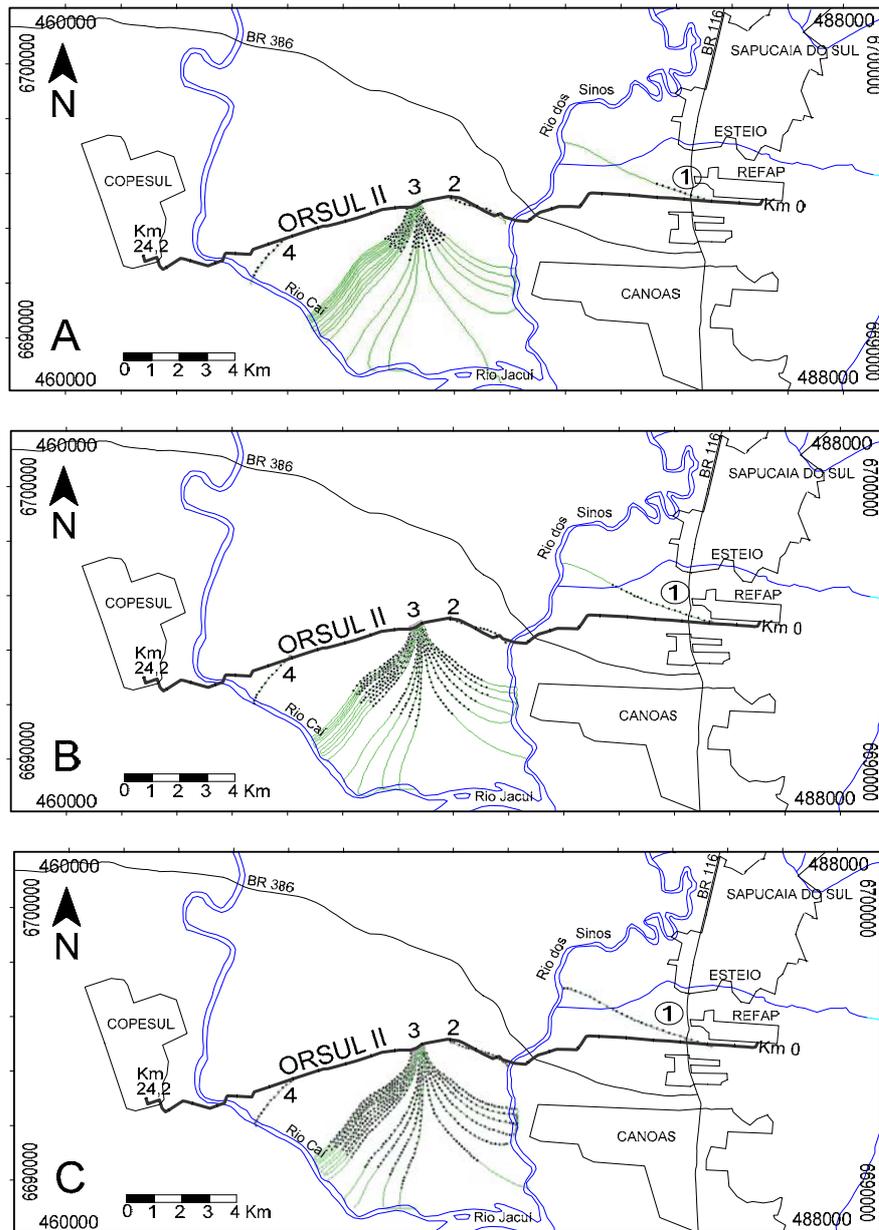


Figura 11 - Trajetória e deslocamento progressivo das partículas: (A) após 1000 dias; (B) após 2000 dias; (C) após 3000 dias. Ao longo de cada trajetória, a distância entre dois pontos marca o intervalo de 100 dias.

Duas restrições importantes estão relacionadas intrinsecamente a esta metodologia: o caráter subjetivo do sistema de pesos e valores atribuídos, respectivamente, aos parâmetros e atributos; não permitindo a validação dos resultados. O aspecto da subjetividade incluído no sistema de índices deste tipo de avaliação é a principal limitação desta metodologia. Porém, a restrição à validação dos resultados pode ser tentativamente contornada. A alterna-

tiva comumente empregada consiste em efetuar a validação dos resultados tomando por base o conhecimento que se dispõe sobre a região analisada. Ou ainda, a tentativa de validação poder ser confrontada com os resultados de algum tipo de avaliação regional disponível (ex: avaliação da qualidade da água).

Considerando as limitações da metodologia, a avaliação da vulnerabilidade à contaminação, efetuada neste estudo, deve ser compreendida como a

avaliação inicial de um conjunto de práticas que podem ser executadas para auxiliar na proteção dos mananciais subterrâneos no trajeto de oleodutos. Esta participação pode ocorrer ainda na etapa da avaliação do traçado do oleoduto. Neste caso, o resultado da avaliação de vulnerabilidade, pode, também, ser empregado como plano de informação ou parâmetro a ser analisado junto com outros parâmetros de engenharia. No caso do oleoduto implantado, o resultado da avaliação pode ser usado para selecionar locais que justifiquem a execução de estudos adicionais.

CONCLUSÕES

Este estudo usou conceitos derivados da metodologia DRASTIC (Aller *et al.*, 1987), aplicados dentro do sistema de informações geográficas (SIG), para proceder à avaliação do potencial de vulnerabilidade dos aquíferos no trajeto do oleoduto ORSUL II que liga a Refinaria Alberto Pasqualini (REFAP) ao Complexo Petroquímico do Sul (COPEL), região metropolitana de Porto Alegre, RS.

A área de estudo compreende dois domínios geológicos principais, o de arenitos da Bacia do Paraná, de vulnerabilidade mais alta, e o de sedimentos aluvionares, de vulnerabilidade mais baixa. A metodologia utilizada mostrou-se hábil em distinguir dentro de cada domínio áreas com diferentes PVNs numa escala com definição suficiente para trazer implicações sobre a localização do duto. Este tem, de modo geral, um traçado adequado atravessando, principalmente, áreas com PVN médio e baixo. Apenas na porção central da área, atravessa uma faixa de rochas arenosas favoráveis à contaminação do freático. Entretanto, a influência dos demais fatores hidrogeológicos arrolados no modelo faz com que o PVN seja atenuado em grande parte desta faixa.

Os conceitos utilizados na análise de PVN podem ser mantidos em determinadas situações. O mapa de PVN representa, também, o potencial de vulnerabilidade dos aquíferos em relação ao duto no caso de pequenos vazamentos. Já no caso de grandes vazamentos, o potencial de vulnerabilidade natural do aquífero passa a ser traduzido pelo mapa de oportunidade de contaminação por injeção de massa, no qual o parâmetro profundidade do N.A. é considerado de forma inversa ao mapa anterior. No entanto, a inversão no conceito de proteção ao aquífero associada a este parâmetro não torna os dois mapas incompatíveis, sendo possível identificar traça-

dos adequados segundo ambas abordagens. No caso estudado, este traçado deveria ser deslocado cerca de 3km mais ao sul, onde a faixa de alta vulnerabilidade natural é mais estreita (Figura 9) e a zona de alta oportunidade de contaminação por injeção de massa desaparece (Figura 10). O modelamento do fluxo subterrâneo revelou-se uma ferramenta poderosa para o planejamento de redes de monitoramento e de ações de remediação, permitindo a localização de poços e o dimensionamento de parâmetros de bombeamento para retirada do contaminante. A abordagem empregada neste trabalho permitiu salientar a existência, ao longo do duto, de uma diversidade de situações hidrogeológicas cujo conhecimento é fundamental para o planejamento de monitoramento, medidas de prevenção e planos de contingência.

Estudos mais detalhados poderiam incluir dois planos de informação adicionais. O de condutividade do óleo no solo, a ser elaborado, na medida do possível, a partir de ensaios de campo considerando as direções vertical e horizontal. E o plano de saturação do solo, considerando as diferentes estações do ano e condições climáticas específicas.

Finalmente, observa-se que os dados levantados para o estudo direcionado aos aquíferos representam uma importante base para estudos de previsão do escoamento superficial relacionado a um vazamento.

AGRADECIMENTOS

A PETROBRÁS financiou a parte inicial deste trabalho, realizada no quadro de uma dissertação de mestrado junto ao Programa de Pós-Graduação em Geociências da UFRGS. A continuidade do trabalho, no quadro de uma tese de doutoramento em desenvolvimento junto ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos da UFRGS foi assegurada pelo projeto FINEP-CTPETRO, processo 6500002600. Os autores agradecem ao Dr. Nelson Lisboa e aos estudantes de geologia Maurício Prado, Marcelo Schwarz e Maicol da Rosa.

REFERÊNCIAS

- ALLER, L.; BENNETT, T.; LEHR, J.H.; PETTY, R.J. (1985) DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeo-

- logic Settings. EPA/600/2-85/018. R.S.Kerr Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Ada, Oklahoma, 163 p.
- BASTOS NETO, A.C.; CAICEDO, N.O.L.; MELO, C.L. (2000) Contaminação do lençol freático na área do Ponto Zero (município de Araucária, PR) Relatório REPAR, 93 p.
- BURROUGH, P.A. (1986) *Principles of Geographical Information Systems for Land Assessment*. Oxford University Press. Oxford, 191 p.
- COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS, CPRM (1997) *Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil*. Porto Alegre. Folha SH-22-Y-B. Estado do Rio Grande do Sul. Brasília, 250 p.
- DOMENICO, P.A.; SCHWARTZ, F.W., (1990) *Physical and Chemical Hydrogeology*. John Wiley & Sons. EUA. 822 p.
- EASTMAN, R.J. (1995) *Idrisi for Windows. User's Guide*. Clark University, MA. EUA.
- FRANK, H. T. (1989) *Geologia e Geomorfologia das Folhas de Morretes, São Leopoldo, São Jerônimo, Guaíba e Arroio dos Ratos, RS*. Curso de Pós-Graduação em Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Dissertação de Mestrado, 160 p.
- HAUSMAN, A. (1995) *Províncias Hidrogeológicas do Estado do Rio Grande do Sul-RS*. Acta Geológica Leopoldensia. Série Mapas, Nº2, 127 p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, IBGE (1986) Folha SH.22 Porto Alegre e Parte das Folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirim. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. *Levantamento de Recursos Naturais* Volume 33. Rio de Janeiro, 796 p.
- KECKLER, D. (1995) *Surfer for Windows. Version 6. User's Guide*. Golden Software, Inc. CO. EUA.
- MARQUEZAN, R.G. (2000) *Avaliação do potencial de vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas na área do sistema de dutos REFAP-COPESUL, Triunfo, RS*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Dissertação de Mestrado. 167 p.
- MARQUEZAN, R.G. (2008) *Análise de Recursos Digitais como Ferramentas de Avaliação em Ações de Proteção de Aquíferos no Trajeto de Oleodutos*. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Tese de Doutorado. 158p.
- NOWATZKI, C.H ; CASTRO PAULA, C. & ZELTZER, F. (1992) *Mapa Geológico da Folha de São Leopoldo, RS*. Acta Geológica Leopoldensia. Série Mapas, Nº1, 14 p.

Analysis of Groundwater Vulnerability to Hydrocarbon Contamination in a Scenario of Leakages in the Area of Orsul II Pipeline, Refap-Copesul, RS

ABSTRACT

This study used concepts derived from the DRASTIC methodology (Ailer et al. 1987) to evaluate the potential of natural vulnerability (PNV) for groundwater contamination on the route of the ORSUL II pipeline which connects Alberto Pasqualini Refinery (REFAP) to the Petrochemical Complex of the South (COPESUL), in the metropolitan region of Porto Alegre, Rio Grande do Sul. The geographic information system (GIS) was used to generate information plans for the variables used to evaluate and cross-match these plans and obtain the potential vulnerability index (PVI). The use of a flux model allowed the generation of the aquifer recharge map from the hydraulic loads observed and the creation of scenarios of leaks in the pipe, showing the advective displacement of contamination. The evaluation model for the potential of natural vulnerability was tested considering the hypotheses of small leaks and large short duration spills. In the latter, the potential vulnerability of the aquifer was evaluated inverting the scores of the depth factor of the N.A., obtaining the map of contamination opportunities by mass injection. The approach used in this study identified different hydrogeological situations along the pipeline. They must be known in order to plan preventive measures, contingency plans and monitoring.

Keywords: *pipeline, groundwater, aquifer vulnerability.*

Um Modelo Numérico para a Previsão da Trajetória de Óleo à Deriva no Mar Utilizando uma Configuração Inicial Ótima

Paulo Sérgio Dias da Silva, Priscila Henriques Gomes Oliveira, Gudelia Morales
LCMAT/LEPROD/UENF

paulosd@uenf.br, phgomesoliveira@gmail.com, gudelia@uenf.br

Recebido: 25/05/09 - revisado: 06/11/09 - aceito: 11/12/09

RESUMO

Assimilação Variacional de Dados e Equações Adjuntas são dois métodos que, combinados, produzem uma metodologia capaz de fornecer uma condição inicial bastante realística de um sistema em estudo para simulações computacionais, a um custo computacional e temporal razoáveis, quando apenas algumas observações e a dinâmica do sistema são conhecidas. Neste artigo, os fundamentos matemáticos e os procedimentos para se obter o adjunto de um dado programa computacional, uma tarefa fundamental para a aplicação da metodologia, são examinados.

Palavras-chave: Assimilação Variacional de Dados, Equações Adjuntas, Ajuste de Trajetórias.

INTRODUÇÃO

Situações envolvendo o derrame acidental de óleo no mar não são em absoluto incomuns num país onde a maior parte de seu petróleo provém de atividades *off-shore*, realizadas a um ritmo que tornou a nação auto-suficiente quanto à produção desse importante insumo. Na década de 1990, foram 17 os acidentes maiores com vazamentos no mar e em rios do Brasil; nesta década, este número já está em 21, segundo o INPE (www.dsr.inpe.br)

Um problema comum a vazamentos em corpos de água, mais particularmente àqueles no mar, é a extrema dificuldade em obter-se a configuração da mancha produzida pelo óleo após um determinado intervalo de tempo, a fim de tomar-se qualquer decisão que vise a minimizar as consequências do vazamento. Neste artigo, apresenta-se uma metodologia para, uma vez ocorrido um derramamento de óleo no mar, determinar-se a trajetória da mancha do óleo derramado, como um primeiro passo no processo de atenuar os efeitos nocivos do acidente. Para que a previsão computacional seja de fato útil às tarefas subseqüentes, deve ser fornecida com uma rapidez e precisão só possível recorrendo-se a modelos matemáticos e computacionais eficientes

Escoamentos geofísicos, por exemplo, fluxos atmosféricos, oceânicos e em sua superfície, águas subterrâneas, constituem um domínio bastante complexo da modelagem computacional. Os mode-

los numéricos empregados na simulação do comportamento desses escoamentos são representações na forma discreta das leis físicas que os governam, em geral, um sistema evolutivo de equações diferenciais parciais. Portanto, a condição inicial, descrevendo o estado ou a configuração inicial do sistema em estudo, tem de ser conhecida, a fim de se controlar a evolução da trajetória do sistema no espaço e no tempo. No entanto, nem sempre está disponível uma configuração do sistema analisado que sirva adequadamente como condição inicial a simulações computacionais, devido ao tamanho do domínio espacial do problema e à escassez de instrumentos para coleta de dados que, em geral, a própria natureza desse domínio acarreta. Como esses escoamentos estão sujeitos a uma série de fenômenos de difícil inclusão em um modelo numérico e até mesmo em modelos analíticos, sendo ainda, em certas situações, extremamente sensíveis a variações em suas condições iniciais, uma boa maneira de estabelecer-se a condição inicial para simulações computacionais é considerar, além da dinâmica do escoamento, todo o conjunto de informações por observação disponível sobre o sistema em estudo.

Dado um sistema, conciliar todas as informações disponíveis a seu respeito, que, na situação a ser considerada, são sua dinâmica e um conjunto de observações do mesmo, com o objetivo de gerar uma configuração numérica que, ao ser empregada como a condição inicial em uma simulação da dinâmica do sistema, produza estados do modelo numérico que reproduzem com um grau de precisão

pré-estabelecido as observações disponíveis, é o que realiza o método da Assimilação Variacional de Dados. Esse método vem exercendo um papel de importância crescente nas rotinas de previsão numérica do tempo (Talagrand, 1977), área em que foi descoberto o primeiro sistema dinâmico caótico, na década de 1960 (Lorenz, 1963), o que explica o grande volume de trabalhos teóricos e numérico-experimentais na busca por métodos para a determinação de uma condição inicial adequada aos modelos numéricos de previsão do tempo. Como consequência, um método variacional para Modelos Numéricos de Previsão do Tempo foi pela primeira vez implementado em 1991 nos EUA (Parrish, Derber, 1992).

Um problema envolvendo escoamentos geofísicos, em sua forma discreta, produz um número muito elevado de variáveis, de tal forma que a Assimilação Variacional de Dados é, de imediato, uma metodologia computacionalmente intratável. Uma solução para esta dificuldade é obtida com o emprego do método das Equações Adjuntas, que adequadamente insere o problema da determinação de uma condição inicial no domínio da Teoria do Controle Ótimo (Lions, 1971), e que terá seus fundamentos matemáticos aqui analisados com o necessário rigor.

A aplicação dos métodos da Assimilação Variacional de Dados e das Equações Adjuntas a problemas envolvendo derrame de óleo no mar se deve ao fato de, em geral, não se ter, em qualquer momento do intervalo de tempo determinado para a coleta de informações sobre o derrame, uma observação completa da mancha de óleo a partir dos instrumentos que fazem seu registro. Daí, se utilizar uma metodologia bem sucedida na previsão numérica do tempo também na previsão da trajetória de poluentes à deriva no mar. Alguns trabalhos, empregando basicamente o mesmo formalismo, têm surgido nos últimos 5 anos, principalmente relacionados a problemas de poluição atmosférica (Elbern, Strunk, Schimdt, Talagrand, 2007). A eficácia da metodologia é incontestável, possibilitando o tratamento computacional de problemas ambientais cujo número de variáveis de controle é da ordem de 10^5 a 10^7 , sendo já utilizado numa gama considerável de problemas, indo desde previsões em finanças (Kamien, Schwartz, 1991) a projetos de estruturas aerodinâmicas ótimas (Reuther, Jamenson, Farmer *et al*, 1996).

Na segunda seção deste trabalho são apresentados os fundamentos matemáticos dos dois métodos aqui utilizados: a Assimilação Variacional de Dados e o Método das Equações Adjuntas. Na ter-

ceira seção, a título de ilustração, trabalha-se com um modelo unidimensional que permite explorar vários aspectos dos métodos mencionados e desenvolver explicitamente a adjunta de uma dada equação. Finalmente, na terceira seção, descreve-se um experimento numérico bidimensional simplificado (embora sua dinâmica, bastante realista, já contenha os termos que trazem dificuldades às simulações computacionais), cujos resultados promissores levaram os autores a prosseguir em suas pesquisas.

FORMULAÇÃO MATEMÁTICA

Inicia-se revendo um resultado da Análise Funcional que desempenha um papel crucial no desenvolvimento matemático que permite a redução de ordem no número de variáveis de controle no processo de Assimilação Variacional de Dados.

Definição: Sejam V um aberto em \mathbb{R}^n e $f:V \rightarrow \mathbb{R}$ uma função diferenciável. Então, $\forall x \in V$, a diferencial de f em x é o funcional linear tal que,

$$\forall v \in \mathbb{R}^n, df(x) \cdot v = \lim_{t \rightarrow 0} \frac{f(x+tv) - f(x)}{t}.$$

Como $df(x)$ é um funcional linear de $(\mathbb{R}^n)^*$, o espaço vetorial dual de \mathbb{R}^n , decorrem de um resultado básico da Álgebra Linear a existência e a unicidade do vetor do \mathbb{R}^n , $\nabla f(x)$, tal que

$$df(x) \cdot v = \langle \nabla f(x), v \rangle, \quad (1)$$

sendo \langle, \rangle o produto interno canônico de \mathbb{R}^n .

Nas subseções seguintes, apresentam-se a formulação matemática dos dois métodos empregados numa metodologia eficaz ao tratamento computacional de problemas cuja dinâmica é complexa e que envolvem um número muito elevado de variáveis.

O método da Assimilação de Dados

Considere-se a seguinte situação: um sistema evolutivo S é analisado e, para tanto, dispõe-se de um conjunto de observações do sistema, coletadas no intervalo de tempo $[t_1, t_2]$, distribuídas no espaço e no tempo, ou seja, uma rede de instrumentos para a obtenção de dados sobre o sistema está disposta na região espacial onde reside o foco de interesse e colige informações durante o intervalo de tempo

arbitrado, embora nem todos os instrumentos façam, ao mesmo tempo, seus registros. Além disso, tem-se um modelo numérico capaz de simular a dinâmica do sistema. O objetivo é, com base nessas informações, determinar o estado ou a configuração de S em qualquer instante de tempo $t_1 > t_2$, processo conhecido como Assimilação de Dados, entre aqueles que estudam os problemas relacionados com a dinâmica de fluxos geofísicos, e que, conceitualmente, é semelhante à Melhor Estimativa Linear Não Tendenciosa (Sorensen, 1980).

Pelo enfoque determinístico, tenta-se resolver o problema combinando-se em um modelo numérico todas as informações que se tem sobre S, tanto as provenientes de suas observações quanto às fornecidas pelo conhecimento de sua dinâmica, que gere uma condição inicial (isto é, a representação numérica da configuração inicial de S) tal que os estados do sistema fornecidos pelo modelo estejam em acordo, num sentido técnico aceitável e a ser definido a seguir, com as observações conhecidas.

Operacionalmente há duas classes de algoritmos capazes de realizar a Assimilação de Dados: seqüenciais e variacionais. Nos algoritmos seqüenciais, a cada instante de tempo em que há observações disponíveis, estas são utilizadas para corrigir a predição do modelo para aquele instante, produzindo um estado do sistema corrigido e a partir do qual será feita uma nova predição do estado do sistema. Este método está intimamente relacionado com o formalismo conhecido como filtro de Kalman (Kalman, 1960).

Nos algoritmos variacionais, busca-se um estado do sistema num instante de tempo, por exemplo, t_1 , tal que, se $X_1 = X(t_1)$ é a configuração do sistema no instante considerado, então os estados do sistema nos instantes de tempo posteriores a t_1 e produzidos pelo modelo a partir de X_1 estejam próximos (num sentido a ser bem definido posteriormente) das observações do sistema nos instantes de tempo correspondentes. Esse último método de resolução do problema é conhecido como Assimilação Variacional de Dados. É claramente iterativo, e nele, ao contrário dos algoritmos seqüenciais, as informações sobre o sistema em estudo propagam-se para a frente e para trás no tempo, visando um ajuste global da evolução do modelo aos dados observados.

Neste trabalho optou-se pelo método da Assimilação Variacional de Dados, uma vez que este permite correções nas configurações do sistema para trás no tempo, o que é conveniente, quando se quer determinar uma configuração inicial ótima.

Considera-se, a seguir, a versão contínua do problema da Assimilação Variacional de Dados. Neste caso, os objetos matemáticos disponíveis são:

- i. as observações do sistema S, $Z: [t_1, t_2] \times V \rightarrow V$, tal que, $\forall t \in [t_1, t_2]$, $Z_t : V \rightarrow V$ é um operador diferenciável definido no espaço vetorial V munido do produto interno \langle, \rangle , sendo $[t_1, t_2]$ o intervalo de assimilação.
- ii. a dinâmica do sistema S, dada por

$$\frac{\partial X}{\partial t} = F(X), \tag{2}$$

sendo $X: [t_1, t_2] \times V \rightarrow V$ a trajetória do sistema S durante o intervalo de assimilação, $E = \{Y: [t_1, t_2] \times V \rightarrow V\}$, conjunto de trajetórias, e $F: E \rightarrow E$ um operador diferenciável.

- iii. $W: [t_1, t_2] \rightarrow L(V)$ é a função "peso", sendo $L(V)$ o espaço vetorial dos operadores lineares em V, que resulta das informações estatísticas dos instrumentos utilizados na coleta de informações sobre S e que, a cada $t \in [t_1, t_2]$, associa o operador linear injetivo

$$W(t): V \rightarrow V$$

- iv. o funcional quadrático

$$J: E \rightarrow \mathbb{R} \\ \bar{x} \mapsto \frac{1}{2} \int_D \langle W(t)(X(\bar{x}) - Z(t\bar{x})), W(t)(X(\bar{x}) - Z(t\bar{x})) \rangle dD \tag{3}$$

sendo $D = \{(t, \bar{x}); t \in [t_1, t_2], \bar{x} \in V\}$.

O problema da Assimilação Variacional de Dados é, então, encontrar a trajetória dos estados do sistema S, $X: [t_1, t_2] \times V \rightarrow V$ tal que X seja a solução de (2) que minimize o funcional (3).

Essencialmente, portanto, X tem de ser tal que, a cada $t \in [t_1, t_2]$, se a norma do operador $\|W(t)\|$ for grande, a norma do operador erro no instante correspondente, $\|X(t, \bar{x}) - Z(t, \bar{x})\|$, tem de ser pequena, ou seja, se as informações estatísticas de que se dispõe sobre os instrumentos empregados indicam que as observações num certo instante t, $Z(t, \bar{x})$ são de alta qualidade, então o erro entre o estado do sistema gerado pelo modelo, $X(t, \bar{x})$, e as observações $Z(t, \bar{x})$, no mesmo instante t, deve ser pequeno. Neste sentido se diz que os esta-

dos X do sistema gerados pelo modelo devem estar próximos das observações Z .

Como se busca a solução numérica da versão discreta do problema anterior, seria computacionalmente muito econômico se, em lugar da solução X , se procurasse a solução $X_1: V \rightarrow V \in O(V)$, conjunto dos operadores em V , que minimizasse a restrição do funcional J a $O(V)$, sendo $O(V)$ adequadamente chamado o espaço das configurações iniciais de S . A dificuldade aqui é não existir uma relação explícita entre J e X_1 , pois J é uma função de X . No entanto, se o problema (2) for bem posto, então o conhecimento de X e o de X_1 são equivalentes, e esta é uma informação matemática (e não apenas do particular sistema em estudo) preciosa. Para minimizar a restrição do funcional J ao espaço das configurações iniciais $O(V)$ do sistema S , usa-se o método das equações adjuntas.

O método das Equações Adjuntas

O método das equações adjuntas é empregado para se obter a diferencial da restrição do funcional J ao espaço das configurações iniciais $O(V)$ de S , seguindo uma argumentação matematicamente bem definida, desenvolvida pelos autores.

Reescreve-se o funcional (3) como

$$J: E \rightarrow \mathbb{R} \\ X \mapsto \int_D T(X(t, \bar{x})) dD \quad (4)$$

sendo

$$T: E \rightarrow \mathbb{R} \\ X(t, \bar{x}) \mapsto \frac{1}{2} \langle W(t)(X(t, \bar{x}) - Z(t, \bar{x})), W(t)(X(t, \bar{x}) - Z(t, \bar{x})) \rangle$$

Como a diferencial de J em $X \in E$ é um funcional linear no espaço de Hilbert E com o produto interno

$$\langle X(t, \bar{x}), Y(t, \bar{x}) \rangle_E = \int_D \langle W(t)(X(t, \bar{x}) - Y(t, \bar{x})), W(t)(X(t, \bar{x}) - Y(t, \bar{x})) \rangle dD$$

é possível empregar-se um resultado da Análise Funcional, conhecido como o Teorema da Representação de Riesz (Kreyszig, 1989), obtendo-se, $\forall H \in E$,

$$dJ(X) \cdot H = \langle \nabla_X J(X), H \rangle_E = \int_D \langle \nabla_X T(X(t, \bar{x})), H(t) \rangle dD, \quad (5)$$

sendo $\nabla_X J$ e $\nabla_X T$, respectivamente, o gradiente de J e o de T .

Considera-se, a seguir, a versão linear da equação (2):

$$\frac{\partial X}{\partial t} - \frac{\partial F}{\partial X} X = 0, \quad (6)$$

que resulta da substituição do operador F pela sua aproximação de primeira ordem em torno de um ponto de equilíbrio, omitido na equação, e na qual empregou-se a notação $(\frac{\partial F}{\partial X})$ para sua diferencial neste ponto, e a seguinte equação adjunta

$$\frac{\partial X}{\partial t} + (\frac{\partial F}{\partial X})^* X + \nabla_X T = 0 \quad (7)$$

sendo $(\frac{\partial F}{\partial X})^*$ o adjunto do operador $(\frac{\partial F}{\partial X})$.

Sejam $Y: [t_1, t_2] \times V \rightarrow V$ a solução de (7) tal que $Y(t_1) = 0 \in O(V)$ e X uma solução qualquer de (6). Tem-se, então que

$$\langle \frac{\partial X}{\partial t} - \frac{\partial F}{\partial X} X, Y \rangle + \langle \frac{\partial Y}{\partial t} + (\frac{\partial F}{\partial X})^* Y + \nabla_X T, X \rangle = 0$$

$$\frac{\partial}{\partial t} \langle Y, X \rangle + \langle \nabla_X T, X \rangle = 0$$

$$\therefore \frac{\partial}{\partial t} \langle Y, X \rangle = - \langle \nabla_X T, X \rangle$$

$$\langle Y, X \rangle \Big|_{t_1}^{t_2} = - \int_{t_1}^{t_2} \langle \nabla_X T, X \rangle dt = - \langle \nabla_X J, X \rangle$$

$$\therefore \langle Y_1, X_1 \rangle = \langle \nabla_X J, X \rangle \quad (8)$$

O significado de (8) deve ficar claro: seu lado direito é a expressão da diferencial de J (em relação a X), $dJ(X)$. Como X_1 é a projeção sobre $O(V)$ de X , o lado esquerdo de (8) é a expressão da diferencial da restrição de J (em relação a X_1). Pela unicidade do vetor gradiente, que permite a representação da última diferencial como um produto interno em $O(V)$, tem-se que Y_1 é precisamente o gradiente da restrição do funcional J a $O(V)$, ou seja, Y_1 é a projeção de $\nabla_X J$ sobre $O(V)$, isto é,

$$Y_1 = \nabla_{X_1} J. \quad (9)$$

Uma vez obtido $\nabla_{X_1} J$, e com uma configuração inicial X_1 escolhida, é possível buscar-se a perturbação $H \in V_1$ de X_1 tal que a trajetória X , solução de (2) e determinada pela configuração inicial $(X_1 + H)$, minimize (3). Para tanto, o conhecimento de

$\nabla_{x_i} J$ será utilizado juntamente com o de $J(X)$ e de X_1 , numa rotina de minimização baseada em gradientes, como, por exemplo, a L-BFGS (Liu, Nocedal, 1989), empregada em problemas de larga escala, a fim de determinar-se a configuração inicial com as propriedades requeridas. Note-se que o gradiente da restrição do funcional J a V_1 , $\nabla_{x_i} J$, passado à rotina de minimização, nada mais é que a solução da equação adjunta (7) com a condição $Y(t_2) = 0$.

UM EXEMPLO UNIDIMENSIONAL

Considera-se a seguinte situação: fluido (água) escoando em um rio ou canal de comprimento $l = x_2 - x_1$, durante um intervalo de observação $[t_1, t_2]$. Uma certa quantidade de poluente é derramada acima da entrada do canal no instante t_1 . Admite-se que o transporte do poluente é descrito pela equação de advecção-difusão unidimensional.

$$\frac{\partial c}{\partial t} + a \frac{\partial c}{\partial x} - k \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} = 0, \tag{10}$$

com as condições inicial e de contorno:

$$\begin{cases} c(x, t_1) = f(x), & x_1 < x < x_2 \\ c(x_1, t) = g(t), & t_1 < t < t_2 \\ c(x_2, t) = h(t), & t_1 < t < t_2 \end{cases}$$

sendo $a: D \rightarrow \mathbb{R}$ a velocidade, k o coeficiente de difusividade e $c: D \rightarrow \mathbb{R}$ a concentração do poluente em $D = \{(x, t) \in \mathbb{R}^2; x_1 < x < x_2 \text{ e } t_1 < t < t_2\}$, que minimiza o funcional J , cuja fronteira é Γ .

Supondo que esteja disponível um conjunto de observações $\tilde{c}: D \rightarrow \mathbb{R}$ do canal durante o intervalo de tempo $[t_1, t_2]$, o problema da Assimilação de Dados consiste em encontrar uma solução de (10) que minimize o funcional

$$J: \mathbb{IE} \rightarrow \mathbb{R} \\ c \mapsto \frac{1}{2} \int_D (c - \tilde{c})^2 dD \tag{11}$$

sendo $\mathbb{IE} = C^2(D, \mathbb{R}) = \{f: D \rightarrow \mathbb{R} \mid f \text{ é duas vezes diferenciável}\}$, ou seja:

$$\begin{aligned} \text{Min } J &= \frac{1}{2} \int_D (c - \tilde{c})^2 dD \\ \text{s.a. } \frac{\partial c}{\partial t} + a \frac{\partial c}{\partial x} - k \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} &= 0 \end{aligned} \tag{12}$$

Obtida a solução do problema, pode-se determinar em que instante de tempo o poluente atingirá um ponto x , sendo $x > x_2$.

Suponha-se ser de interesse apenas a posição x da frente da mancha de óleo com relação a um ponto de referência em uma das margens do canal. A geometria espacial do problema é, neste caso, unidimensional.

Sejam

$$\begin{aligned} \Gamma_e &= \{(x, t) \in \mathbb{R}^2; x = x_1 \text{ e } t_1 < t < t_2\} \\ &\cup \{(x, t) \in \mathbb{R}^2; x = x_2 \text{ e } t_1 < t < t_2\} \\ &\cup \{(x, t) \in \mathbb{R}^2; t = t_1 \text{ e } x_1 < x < x_2\}, \text{ a fronteira de entrada, ou seja, o lugar geométrico dos dados de entrada de } D \text{ e} \\ \Gamma_s &= \{(x, t) \in \mathbb{R}^2; x = x_1 \text{ e } t_1 < t < t_2\} \\ &\cup \{(x, t) \in \mathbb{R}^2; x = x_2 \text{ e } t_1 < t < t_2\} \\ &\cup \{(x, t) \in \mathbb{R}^2; t = t_2 \text{ e } x_1 < x < x_2\}, \text{ a fronteira de saída, ou seja, o lugar geométrico dos dados de saída de } D. \end{aligned}$$

Nos conjuntos $\{(x, t) \in \mathbb{R}^2; x = x_1 \text{ e } t_1 < t < t_2\}$ e $\{(x, t) \in \mathbb{R}^2; x = x_2 \text{ e } t_1 < t < t_2\}$, estabelecem-se as condições de fronteira do problema, enquanto que em $\{(x, t) \in \mathbb{R}^2; t = t_1 \text{ e } x_1 < x < x_2\}$ determinam-se as condições iniciais do problema. No conjunto $\{(x, t) \in \mathbb{R}^2; t = t_2 \text{ e } x_1 < x < x_2\}$, tem-se o comportamento da solução de (12) no instante t_2 , final do intervalo em estudo.

Em $\mathbb{IE} = C^2(D, \mathbb{R})$, define-se o produto escalar

$$\text{como: } \langle u, v \rangle_{\mathbb{IE}} = \int_D u(x, t)v(x, t)dD.$$

Para todo c e $\delta c \in C^2(D, \mathbb{R})$, sendo δc uma perturbação de c , seja J o funcional definido em (11). Então, por definição, obtém-se:

$$dJ(c) \cdot \delta c = \langle \nabla J(c), \delta c \rangle_{\mathbb{IE}} = \lim_{t \rightarrow 0} \frac{J(c + t\delta c) - J(c)}{t} =$$

$$\begin{aligned}
 &= \lim_{t \rightarrow 0} \frac{1}{2t} \int_D (2tc\delta c + t^2(\delta c)^2 - 2t\tilde{c}\delta c) dD \\
 &= \int_D \lim_{t \rightarrow 0} \frac{1}{2t} (2t\delta c(c - \tilde{c}) + t^2(\delta c)^2) dD \\
 &= \int_D \delta c(c - \tilde{c}) dD \tag{13}
 \end{aligned}$$

Portanto, pelo Teorema da Representação de Riesz

$$\nabla_{\mathbb{IE}} J(c) = c - \tilde{c} \tag{14}$$

Para u e $v \in \mathbb{IE}$, consideram-se as restrições $u_e = u|_{\Gamma_e}$ e $v_e = v|_{\Gamma_e}$, e $\mathbb{IE}_0 = \{u|_{\Gamma_e}; u \in \mathbb{IE}\}$. Portanto, Γ_e é um espaço vetorial real, pois se u_e e $v_e \in \mathbb{IE}_0$, então u e $v \in \mathbb{IE}$, que é um espaço vetorial real, logo $u + \alpha v \in \mathbb{IE}$, donde $(u + \alpha v)_e \in \mathbb{IE}_0, \forall \alpha \in \mathbb{R}$. Em \mathbb{IE}_0 define-se o produto interno:

$$\langle u_e, v_e \rangle_{\mathbb{IE}_0} = \int_{\Gamma_e} u(x,t)v(x,t) d\Gamma_e,$$

de modo que o gradiente da restrição do funcional J à fronteira de entrada de D, Γ_e , $J_e = J|_{\Gamma_e}$, é dado por uma expressão da forma:

$$dJ_e(u_e)\delta u_e = \langle \nabla J_e(u_e), \delta u_e \rangle_{\mathbb{IE}_0} = \int_{\Gamma_e} \nabla J(u_e)\delta u_e d\Gamma_e \tag{15}$$

Mostra-se agora que o processo pelo qual se obtém (15), a partir de (13), não é outro senão o método de integração por partes, com as condições de fronteiras adequadas ao presente objetivo.

Utilizando em (15) o fato de que $\nabla J(c) = c - \tilde{c}$, tem-se para uma solução c de (12) e uma perturbação δc de c , que:

$$dJ(c) \cdot \delta c = \int_D (c - \tilde{c})(x,t)\delta c(x,t) dD$$

Definindo

$$L: C^2(D, \mathbb{R}) \rightarrow C(D, \mathbb{R})$$

$$c \mapsto \frac{\partial c}{\partial t} + a \frac{\partial c}{\partial x} - k \frac{\partial^2 c}{\partial x^2},$$

tem-se que, para toda $\delta c \in \mathbb{IE}$ perturbação de $c \in \mathbb{IE}$ tal que $L(c) = 0$,

$$L(\delta c) = \frac{\partial \delta c}{\partial t} + a \frac{\partial \delta c}{\partial x} - k \frac{\partial^2 \delta c}{\partial x^2} = 0.$$

Seja $\delta'c \in \mathbb{IE}$. Então,

$$dJ(c) \cdot \delta c = \int_D (c - \tilde{c})(x,t)\delta c(x,t) dD =$$

$$\int_D [(c - \tilde{c})\delta c - (\frac{\partial \delta c}{\partial t} + a \frac{\partial \delta c}{\partial x} - k \frac{\partial^2 \delta c}{\partial x^2})\delta'c] dD \therefore$$

$$\begin{aligned}
 \therefore dJ(c) \cdot \delta c &= \int_{t_1}^{t_2} \int_{x_1}^{x_2} (c - \tilde{c})\delta c dx dt - \\
 &- \int_{t_1}^{t_2} \int_{x_1}^{x_2} (\frac{\partial \delta c}{\partial t} + a \frac{\partial \delta c}{\partial x} - k \frac{\partial^2 \delta c}{\partial x^2})\delta'c dx dt \tag{16}
 \end{aligned}$$

Integrando por partes os termos da segunda parcela de (16), tem-se

$$\begin{aligned}
 \int_{t_1}^{t_2} \int_{x_1}^{x_2} \frac{\partial \delta c}{\partial t} \delta'c dx dt &= \int_{x_1}^{x_2} \delta c \delta'c \Big|_{t_1}^{t_2} dx - \int_{t_1}^{t_2} \int_{x_1}^{x_2} \frac{\partial \delta'c}{\partial t} \delta c dx dt \\
 a \int_{t_1}^{t_2} \int_{x_1}^{x_2} \frac{\partial \delta c}{\partial x} \delta'c dx dt &= a \int_{t_1}^{t_2} \delta c \delta'c \Big|_{x_1}^{x_2} dt - a \int_{t_1}^{t_2} \int_{x_1}^{x_2} \frac{\partial \delta'c}{\partial x} \delta c dx dt \\
 -k \int_{t_1}^{t_2} \int_{x_1}^{x_2} \frac{\partial^2 \delta c}{\partial x^2} \delta'c dx dt &= -k \int_{t_1}^{t_2} \frac{\partial \delta c}{\partial x} \delta'c \Big|_{x_1}^{x_2} dt + \\
 &+ k \int_{t_1}^{t_2} \int_{x_1}^{x_2} \frac{\partial \delta c}{\partial x} \frac{\partial \delta'c}{\partial x} dx dt = \\
 &= -k \int_{t_1}^{t_2} \frac{\partial \delta c}{\partial x} \delta'c \Big|_{x_1}^{x_2} dt + k \int_{t_1}^{t_2} \frac{\partial \delta'c}{\partial x} \delta c \Big|_{x_1}^{x_2} dt - \\
 &- k \int_{t_1}^{t_2} \int_{x_1}^{x_2} \frac{\partial^2 \delta'c}{\partial x^2} \delta c dx dt
 \end{aligned}$$

Portanto,

$$\begin{aligned}
 dJ(c) \cdot \delta c &= \int_{t_1}^{t_2} \int_{x_1}^{x_2} (c - \tilde{c})\delta c dx dt - \int_{x_1}^{x_2} \delta c \delta'c \Big|_{t_1}^{t_2} dx - a \int_{t_1}^{t_2} \delta c \delta'c \Big|_{x_1}^{x_2} dt \\
 &+ k \int_{t_1}^{t_2} \frac{\partial \delta c}{\partial x} \delta'c \Big|_{x_1}^{x_2} dt - k \int_{t_1}^{t_2} \frac{\partial \delta'c}{\partial x} \delta c \Big|_{x_1}^{x_2} dt + \\
 &+ \int_{t_1}^{t_2} \int_{x_1}^{x_2} \delta c \left(\frac{\partial \delta'c}{\partial t} + a \frac{\partial \delta'c}{\partial x} + k \frac{\partial^2 \delta'c}{\partial x^2} \right) dx dt \\
 \therefore dJ(c) \cdot \delta c &= - \int_{x_1}^{x_2} \delta c \delta'c \Big|_{t_1}^{t_2} dx - a \int_{t_1}^{t_2} \delta c \delta'c \Big|_{x_1}^{x_2} dt + \\
 &+ k \int_{t_1}^{t_2} \frac{\partial \delta c}{\partial x} \delta'c \Big|_{x_1}^{x_2} dt - k \int_{t_1}^{t_2} \frac{\partial \delta'c}{\partial x} \delta c \Big|_{x_1}^{x_2} dt + \\
 &+ \int_{t_1}^{t_2} \int_{x_1}^{x_2} \delta c \left(\frac{\partial \delta'c}{\partial t} + a \frac{\partial \delta'c}{\partial x} + k \frac{\partial^2 \delta'c}{\partial x^2} + (c - \tilde{c}) \right) dx dt
 \end{aligned}$$

Tomando-se, então, $\delta'c$ como solução da equação adjunta não-homogênea

$$\frac{\partial \delta'c}{\partial t} + a \frac{\partial \delta'c}{\partial x} + k \frac{\partial^2 \delta'c}{\partial x^2} + (c - \tilde{c}) = 0, \text{ a condição inicial } \delta'c(t_2, x) = 0, \forall x \in [x_1, x_2], \text{ e condições de fronteira } \delta'c(t, x_1) = \delta'c(t, x_2) = 0, \forall t \in [t_1, t_2], \text{ obtém-se:}$$

$$\begin{aligned} dJ(c) \cdot \delta c &= \int_{x_1}^{x_2} \delta c(t_1, x) \delta'c(t_1, x) dx + \\ &+ k \int_{t_1}^{t_2} \frac{\partial \delta'c(t, x_1)}{\partial x} \delta c(t, x_1) dt \\ &- k \int_{t_1}^{t_2} \frac{\partial \delta'c(t, x_2)}{\partial x} \delta c(t, x_2) dt \\ dJ(c) \cdot \delta c &= \\ &= \left\langle \delta'c(t_1, x) + k \left(\frac{\partial \delta'c(t, x_1)}{\partial x} - \frac{\partial \delta'c(t, x_2)}{\partial x} \right), \delta c(t, x) \right\rangle_{\mathbb{E}_0} \end{aligned} \quad (17)$$

Logo, o gradiente de J com relação às condições iniciais e de fronteira, ou seja, restrito ao espaço Γ_e , dado por (11), é:

$$\nabla_{\mathbb{E}_0} J = \delta'c(t_1, x) + k \left(\frac{\partial \delta'c(t, x_1)}{\partial x} - \frac{\partial \delta'c(t, x_2)}{\partial x} \right) \quad (18)$$

Portanto, em vez de resolver-se iterativamente o problema (11), por meio de uma rotina de minimização, considera-se o problema:

$$\text{Min}_{\delta'c \in \mathbb{E}_0} \langle \nabla_{\mathbb{E}_0} J, \delta'c \rangle,$$

que representa um ganho considerável nas computações necessárias.

EXPERIMENTO NUMÉRICO

Estudou-se o problema da determinação da evolução de uma mancha produzida por um derrame de óleo em uma região do mar cuja hidrodinâmica é conhecida, dispondo-se também de um conjunto de observações da mancha no intervalo de tempo $[t_1, t_2]$. Supôs-se que as observações eram todas incompletas, de modo que, em qualquer instante $t_1 < t < t_2$, a configuração disponível $Z(t)$ não reproduzindo integralmente a mancha de óleo, não poderia, portanto, ser utilizada como condição inicial para a integração do modelo numérico no instante t .

O primeiro passo do experimento foi produzir um derrame artificial de óleo em um domínio espacial de $6000m \times 4400m$, discretizado por uma malha bidimensional de 21×21 nós, sendo $\Delta x = 300m$, $\Delta y = 220m$ e o intervalo de tempo para a análise $[0, 30000]$ em segundos, com $\Delta t = 300s$. Tomou-se a velocidade do meio como $\vec{u} = (u, v)$, sendo $u = 1 \cdot 10^{-2} \text{ ms}^{-1}$ e $v = 0$ e k o coeficiente de difusividade variável. O transporte do óleo foi descrito pela equação de advecção-difusão bidimensional

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} - k \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \right) = 0, \quad (19)$$

que é o modelo de transporte de óleo na superfície do mar universalmente empregado (Lehr, Cekirge, 1980).

A fim de compreender a execução computacional dos procedimentos anteriormente descritos, examine-se o fluxograma do programa para a Assimilação Variacional de Dados via o Método das Equações Adjuntas, conforme a Figura 1.

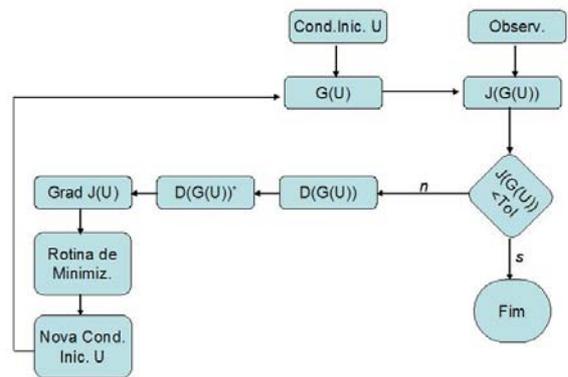


Figura 1 - Fluxograma para a Assimilação Variacional

Integrou-se, então, a equação (19) em $G(U)$ com uma condição inicial arbitrária, conforme a figura 2, e foram, então, armazenadas, como observações do sistema, as configurações obtidas nos instantes $t = 10 \times i$, $i = 1, \dots, 9$. São mostradas as configurações parciais da mancha de óleo para $t = \Delta t \times 50$ e $t = \Delta t \times 90$, respectivamente, nas Figura 3 e Figura 4. Perturbou-se, então, a configuração inicial aleatoriamente, utilizando-se a função RAND da biblioteca do FORTRAN 90, obtendo-se a configuração perturbada, conforme a Figura 5. A partir daí se inicia o processo da Assimilação Variacional de Dados, sen-

do que em $G(U)$ a equação (19) é integrada com uma condição inicial obtida da rotina de minimização, e o erro entre as configurações geradas pelo modelo e as observações é avaliado em $J(G(U))$. Se o erro estiver acima da tolerância estabelecida, o programa principal chama a sub-rotina $D(G(U))^*$ para obter a integração para trás no tempo da equação adjunta não-homogênea de (19)

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + k \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \right) = 0, \dots \quad (20)$$

a qual fornece o gradiente do funcional J com relação às condições iniciais do problema, e que é passado à rotina de minimização, fornecendo uma nova configuração inicial U que, ao ser integrada em $G(U)$, diminuirá o valor de $J(G(U))$. Quando o erro entre as configurações geradas pelo modelo e as observações, avaliado em $J(G(U))$, estiver abaixo da tolerância estabelecida, o programa termina com a condição inicial ótima determinada, conforme Figura 6. No exemplo considerado, como as configurações geradas pelo modelo computacional foram tomadas como as observações do sistema (procedimento conhecido na literatura como "identical twins"), a condição inicial ótima recupera a condição inicial do problema, conforme Figura 6.

Observe-se que não há problema em integrar a equação de advecção-difusão (19) e sua adjunta não-homogênea (20) em um mesmo programa, uma vez que cada uma dessas etapas é realizada em diferentes sub-rotinas.

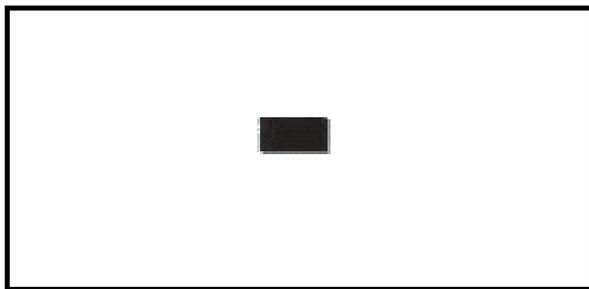


Figura 2 - Condição inicial do sistema

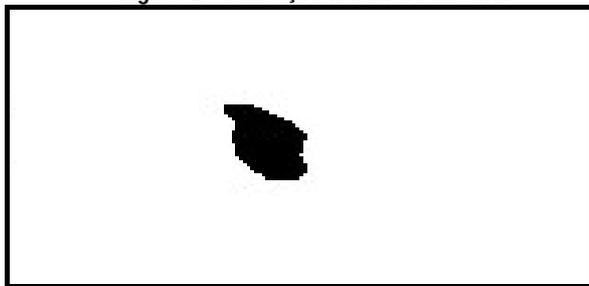


Figura 3 - Configuração parcial do sistema em $t = \Delta t \times 50$

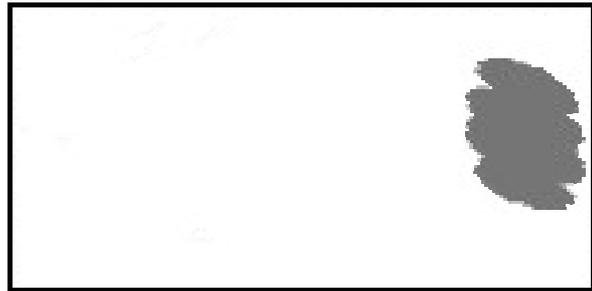


Figura 4 - Configuração parcial do sistema em $t = \Delta t \times 90$



Figura 5 - Configuração inicial perturbada aleatoriamente

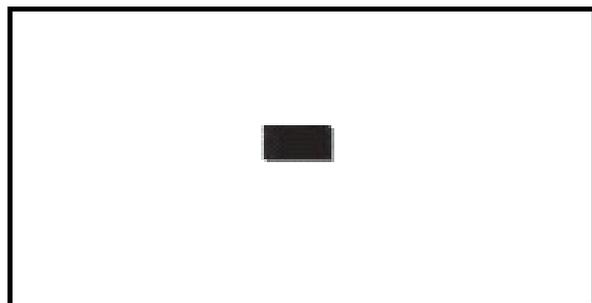


Figura 6 - Configuração inicial do sistema recuperada (compare-se com a figura 2)

CONCLUSÕES

A utilização da Assimilação de Dados, em que as observações do sistema estudado agem como uma condição à qual a simulação computacional do sistema também tem de satisfazer, combinada com o Método das Equações Adjuntas, fornece uma estratégia para a obtenção de configurações computacionais do sistema estudado bastante confiáveis e com alta precisão, a um custo computacional baixo e num intervalo de tempo que permite tomadas de decisão durante um derrame acidental de óleo em rios ou no mar.

Neste trabalho, foram apresentados e discutidos aspectos matemáticos e numéricos que permitem analisar a metodologia desenvolvida e sua implementação. A aplicação a problemas reais exige,

deste modo, a disponibilidade de dados para a assimilação e o desenvolvimento da adjunta ao sistema de equações que descreve a dinâmica do sistema considerado.

Uma questão posterior, que pode ser ainda abordada com o formalismo aqui desenvolvido, é a da localização ótima de instrumentos de observação (Daescu, Navon, 2004) suplementando uma rede de observação já existente ou para sua implantação.

Pretende-se que os resultados aqui apresentados motivem a interação com grupos de pesquisa no Brasil.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao suporte financeiro da CAPES.

REFERÊNCIAS

- DAESCU, D., NAVON, I.M. Adaptive observations in the context of 4D-Var data assimilation. *Meteorological Atmospheric Physics*, 85, p.205-226, 2004
- ELBERN, H., STRUNK, A., SCHIMDT, H., TALAGRAND, O. Emission rate and chemical state estimation by 4-dimensional variational inversion. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7, p.3749-3769, 2007.
- FAURE, C., PAPEGAY, Y. *Odyssée User's Guide*, Version 1.7, INRIA, 1998.
- KALMAN, R.E. A new approach to linear filtering and prediction problems. *Transaction of the ASME – Journal of Basic Engineering*, 82 (Series D), p.33-45, 1960.
- KAMIEN, M.I., SCHWARTZ, N.L. *Dynammic optimization: the calculus of variation and optimal control in economics and management*. 2. ed. Cambridge: Elsevier Science, 1991. 396p.
- KREYSZIG, E. *Introductory Functional Analysis with Applications*. New York: John Wiley and Sons, 1989. 704p.
- LEHR, W.J., CEKIRGE, H. M. Oil slick movements in the Arabian Gulf. *Proceeds of Petroleum and Marine Environment*, Monaco, 1980. 18p.
- LIONS, J.L. *Optimal Control of Systems Governed by Partial Differential Equations*. Berlin Heidelberg New York: Springer-Verlag, 1971. 396p.
- LIU, D., NOCEDAL, J. On the limited memory BFGS method for large scale minimization. *Mathematical Programming*, 45, p.503-528, 1989.
- LORENZ, E.N. Deterministic non-periodic flows. *Journal of Atmospheric Sciences*, 20, p.130-141, 1963.
- REUTHER, J., JAMESON, A., FARMER, J., MARTINELLI, L., SAUNDERS, D. Aerodynamic shape optimization of complex aircraft configurations via an adjoint formulation. *AIAA*, p.96-94, 1996.
- PARRISH, D.F., DERBER, J.D. The National Meteorological Center spectral statistical interpolation analysis system. *Mon. Wea. Rev.*, 120:1747–1763, 1992.
- SORENSEN, H.W. *Parameter estimation: principles and problems*. United Kingdom.: Marcel Dekker, 1980. 382p.
- TALAGRAND, O. Assimilation of observations, an introduction. *Journal of Meteorological Society of Japan*, v. 75, n. 1B, p.191-209, 1997.

Numerical Model to Forecast the Trajectory of Drifting Oil at Sea Using an Optimal Initial Configuration

ABSTRACT

Variational Data Assimilation and Adjoint Equations are two methods which can be combined in order to produce a methodology able to generate, at a reasonable computational and temporal cost, a very realistic initial configuration of a system under examination to be used in computational simulations, in particular when only a set of observations and the dynamics of the systems are known. In this paper, the mathematical foundations and the algorithmical procedures to obtain the adjoint of a given computational program, an essential task in order to apply the methodology, are examined.

Keywords: *Variational Data Assimilation, Adjoint Equations, Adjustment of Trajectories.*

Previsão de Vazões com a Metodologia DPFT e com Redes Neurais Artificiais

Marcus Felipe Matos Cruz, Lucas Daniel Rodrigues e Bruno Rabelo Versiani

Centro de Pesquisas Hidráulicas e Recursos Hídricos – UFMG

marcus.felipe@terra.com.br, lucasdr.ufmg@gmail.com, versiani@ehr.ufmg.br

Recebido: 15/09/09 - revisado: 09/02/10 - aceito: 05/03/10

RESUMO

Neste artigo apresenta-se a comparação de duas metodologias de previsão de cheias, utilizando-se modelos com poucos parâmetros a calibrar. Na metodologia DPFT (Diferenças Primeiras da Função de Transferência) usa-se uma amostra de observações de eventos precipitação-vazão e um algoritmo iterativo para a identificação simultânea do Hidrograma Unitário (Função de Transferência) médio da bacia e de uma série de precipitações efetivas associadas a cada evento. Esta última particularidade permite a calibração e comparação de diferentes modelos de Função de Produção, representando a transformação precipitação observada – precipitação efetiva. No caso em questão, foi utilizado um modelo simples de Função de Produção, o modelo GR3. A metodologia DPFT é comparada com um modelo simples de Redes Neurais Artificiais, onde as não-linearidades inerentes ao processo de transformação precipitação-vazão são representadas por uma estrutura de rede MLP com 4 neurônios representativos das vazões e precipitações. Os resultados de aplicação e comparação dos métodos em duas bacias hidrográficas de médio porte são apresentados e analisados. Nos estudos de caso analisados, a metodologia DPFT apresentou um desempenho ligeiramente superior ao modelo de redes neurais artificiais, mostrando, entretanto, menor regularidade nos resultados.

Palavras-chave: modelagem precipitação-vazão, metodologia DPFT, redes neurais artificiais.

INTRODUÇÃO

A grande maioria da rede brasileira de estações de monitoramento hidrológico dispõe somente de dados de precipitação e de vazão, com dados de observação diários. Esta carência de dados hidrológicos sempre dificulta a adoção de metodologias de previsão de cheias que utilizam modelos mais sofisticados, onde em geral há necessidade de calibração de grande número de parâmetros, relacionados, por exemplo, à caracterização de perdas por evapotranspiração e interceptação vegetal, umidade do solo, separação dos escoamentos superficial e subterrâneo, tempo de esvaziamento dos reservatórios superficial e subterrâneo, capacidade de infiltração e tempo de concentração da bacia. Além do mais, o processo de calibração de parâmetros, quando manual, pode ser uma tarefa tediosa para usuários pouco experientes e, quando automática, é dependente da eficácia e eficiência de um algoritmo de calibração automática (Collischonn e Tucci, 2003).

Portanto, tratando-se de simulação hidrológica, métodos globais mais simples, que usam modelos concentrados empíricos, podem ser usados em

estudos e aplicações tecnológicas. Dentre os métodos mais simples, baseado apenas em dados de precipitação e de vazão, destaca-se o método do Hidrograma Unitário, extensivamente analisado e utilizado ao longo de décadas, em simulação e previsão de cheias. O uso da metodologia DPFT (Diferenças Primeiras da Função de Transferência), Duband et al (1993), para identificação do Hidrograma Unitário médio de uma bacia hidrográfica e das precipitações efetivas, através de amostras de precipitações e vazões observadas, torna possível a escolha da melhor Função de Produção relativa à bacia hidrográfica em estudo.

Estudos realizados por Cruz (2007) e Cruz et al (2006) permitiram a análise de vários modelos de Função de Produção em bacias do Estado de Minas Gerais, pela metodologia DPFT, e um modelo simples, com 1 parâmetro calibrável, o modelo GR3 (Edijatno e Michel, 1989), que apresentou um melhor desempenho. Assim sendo, neste estudo de caso apresentado, adotou-se o modelo GR3, cujos parâmetros foram calibrados, evento por evento, tendo-se como paradigma as precipitações efetivas geradas pelo método DPFT.

Por outro lado, Redes Neurais Artificiais (RNA) tem sido atualmente apresentadas como uma alternativa aos métodos tradicionais na solução de problemas de previsão de séries temporais, como é o caso das vazões. No caso em questão, o uso desta técnica é interessante, na medida em que não é necessário ter-se um conhecimento físico-matemático prévio das complexas relações não-lineares que descrevem a transformação precipitação-vazão na bacia hidrográfica, pois não se dispõe de dados hidrológicos mais detalhados, tais como fisiografia, estado e constituição do solo e umidade antecedente. Neste trabalho, este tipo de modelo caixa-preta é usado na comparação com a metodologia DPFT, em estudo para 2 bacias de médio porte no Estado de Minas Gerais.

MODELOS DE SIMULAÇÃO PRECIPITAÇÃO-VAZÃO

Uma classificação completa de modelos hidrológicos ou sistemas é dada por Tucci (2005), que caracteriza modelos contínuos ou discretos, concentrados ou distribuídos, estocásticos ou determinísticos, conceituais ou empíricos.

O processo da relação precipitação-vazão em uma bacia hidrográfica é conhecido como fortemente não-linear, variável no tempo, espacialmente distribuído e, em geral, não pode ser descrito por modelos matemáticos simples (Singh, 1964; Pilgrim, 1976). Duas abordagens para modelagem do processo precipitação-vazão tem sido exploradas na literatura: modelagem conceitual (física) e modelagem sistêmica, por vezes designadas, respectivamente 'caixa-branca' e 'caixa-preta' (Sorooshian, 1983; O'Connell e Clarke, 1981; Young e Wallis, 1985).

Os modelos conceituais geralmente incorporam formas simplificadas de leis físicas, com parâmetros que são representativos das características das bacias hidrográficas. Por razões práticas (disponibilidade de dados, problemas de calibração, etc.) alguns modelos assumem representações globais para os parâmetros. São exemplos largamente conhecidos o modelo de Sacramento (Burnash et al., 1973), o modelo de Stanford (Crawford e Linsley, 1966) e os modelos IPH (Tucci, 2005).

O método do Hidrograma Unitário introduzido por Sherman (1932), reformulado por Nash (1957) e Dooge (1959,1973), inaugurou uma classe de modelos empíricos globais, e sofreu várias atualizações e adaptações que são adotadas hoje em pes-

quisas ou aplicações tecnológicas, tais como projetos de obras hidráulicas e sistemas de previsão de cheias. Exemplos recentes mostram ainda o interesse de pesquisadores por este método: Yang e Han (2006) propõem uma nova estrutura para o modelo, através da transformada em Z, que reduz a instabilidade numérica e é parcimoniosa na identificação das ordenadas discretizadas do Hidrograma Unitário. Bárdossy et al (2006), considerando o número de incertezas relacionadas à própria concepção do modelo e à aquisição de dados, propõem uma nova abordagem para identificação do Hidrograma Unitário, onde as precipitações efetivas são consideradas uma série difusa (*fuzzy*) aplicada à integral de convolução, obtendo-se faixas de vazões difusas.

A metodologia denominada DPFT (Duband et al, 1993) é um método de identificação conjunta do Hidrograma Unitário (ou Função de Transferência) e das precipitações efetivas, cuja principal vantagem é fornecer como sub-produto uma série de precipitações efetivas que podem ser usadas na calibração a *posteriori* de modelos não-lineares de transformação de precipitações totais em precipitações efetivas, ou Funções de Produção.

Na abordagem sistêmica em hidrologia, modelos de equações de diferenças ou de equações diferenciais são usados para identificar uma relação entre entradas e saídas (ou precipitações e vazões), sem considerações detalhadas sobre a estrutura interna dos processos físicos que ocorrem na bacia hidrográfica. O modelo de série temporal linear ARMAX (Box et al, 1994) é um exemplo muito utilizado, porque é relativamente fácil de desenvolver e implementar. Mais recentemente, a modelagem sistêmica por redes neurais tem sido adotada com sucesso, comparando-se com a formulação ARMAX e outros modelos estocásticos lineares (Hsu *et al.*, 1995; Shamseldin, A. Y., 1997; Valença, M., 2005; Valença, M. e Ludermit, T., 2005).

O HIDROGRAMA UNITÁRIO E A METODOLOGIA DPFT

Esquemáticamente, o método do Hidrograma Unitário, aqui designado HU, propõe que, para uma dada bacia hidrográfica, a vazão é resultado de (figura 1):

1. Uma Função de Produção (FP) fortemente não-linear, que transforma a precipitação

total medida, média aritmética ou ponderada, (P), em precipitação efetiva (Pe), a qual produz o escoamento superficial. Esta transformação depende do tipo e uso do solo e das suas condições de umidade, antes do evento chuvoso.

2. Uma Função de Transferência linear, aqui designada FT, que é o próprio Hidrograma Unitário (H), que propaga ao longo do tempo a chuva efetiva Pe, para se obter a vazão superficial. A FT é apresentada aqui por suas ordenadas discretizadas H_i , conforme a equação (1).

$$Q_j = \sum_{i=1}^k H_i \cdot Pe_{j-i+1} \quad (1)$$

onde:

Q_j = vazão superficial no tempo j

H_i = ordenada discretizada da FT no tempo i

Pe_j = chuva efetiva no tempo j

k = número de ordenadas da FT ("memória" do sistema "bacia hidrográfica", em número de intervalos de tempo unitário)

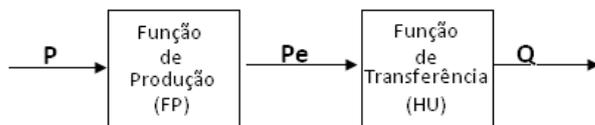


Figura 1 – Transformação precipitação-vazão

O método do Hidrograma Unitário clássico exige que se conheçam previamente as precipitações efetivas, ou seja, uma regra de transformação da precipitação total em precipitação efetiva (Função de Produção). Conforme descrito em Duband et al (1993), Maia et al (2006) e Cruz (2007), ao contrário dessa abordagem clássica, a metodologia DPFT (Diferenças Primeiras da Função de Transferência), através de um processo iterativo, estima o Hidrograma Unitário e as precipitações efetivas, a partir de uma amostra de pares de observações de vazões e de precipitações totais (eventos precipitação-vazão).

Na metodologia DPFT trabalha-se com diferenças de vazão, ou seja:

$$q_j = Q_j - Q_{j-1} \quad (2)$$

e

$$h_i = H_i - H_{i-1} \quad (3)$$

onde q_j representa a variação da vazão no instante j e h_i são os coeficientes da DPFT.

O mecanismo da metodologia divide-se em 2 etapas (Cruz,2007):

1. Identificação do Hidrograma Unitário médio da bacia (ordenadas H_i) e das precipitações efetivas (Pe_j) para todos os eventos, utilizando-se a formulação ARMAX (equações 4 e 5) e a equação de deconvolução (equação 6) abaixo discriminadas.

$$q_t = -\sum_{i=1}^v c_i q_{t-i} + b_0 Pe_t + \sum_{i=1}^w b_i Pe_{t-i} \quad (4)$$

$$H(z^{-1}) = \frac{B(z^{-1})}{C(z^{-1})} \quad (5)$$

e

$$[Pe] = \left\{ [H^*]^T [H^*] \right\}^{-1} [H^*]^T [q] \quad (6)$$

onde q_t é a variação de vazão entre os intervalos de tempo t-1 e t; Pe_t é a chuva efetiva no tempo t; c_i , b_0 e b_i são os coeficientes de regressão múltipla da relação multilinear entre q_t e Pe_t ; z^{-1} é o operador "retardo"; B e C são polinômios formados pelos v coeficientes c_i e w coeficientes b_i e $[H^*]$ é uma matriz formada pelos coeficientes h_i da DPFT.

2. A etapa 2 da metodologia DPFT consiste na calibração de modelos de Função de Produção a partir dos pares precipitação total-precipitação efetiva calculada. As precipitações efetivas calculadas são aquelas obtidas na última iteração do algoritmo iterativo da metodologia, de acordo com a etapa 1. A calibração dos parâmetros dos modelos de Função de Produção é realizada, evento por evento, através da minimização do erro quadrático médio entre as precipitações totais (observadas) e as precipitações efetivas calculadas (Cruz,2007).

O MODELO DE FUNÇÃO DE PRODUÇÃO GR3

Estudos realizados por Cruz *et al* (2006) em bacias do Estado de Minas Gerais mostraram que um modelo simples de Função de Produção, tal como o modelo GR3, pode representar bem a transformação precipitação total-precipitação efetiva, motivo pelo qual esse modelo foi aqui adotado.

O modelo GR3 é um modelo empírico global desenvolvido por Edijatno e Michel (1989), com 2 parâmetros e intervalo de tempo diário. Foi desenvolvido com o objetivo de obter uma representação mais simples possível do processo precipitação-vazão. A figura 2 mostra o diagrama do modelo, adaptada de Nascimento (1995).

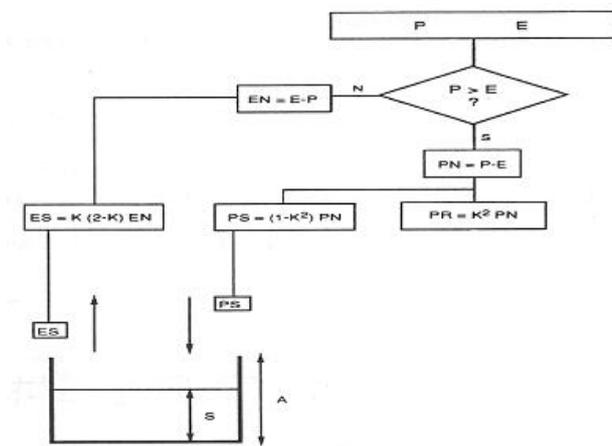


Figura 2 – Diagrama do modelo GR3 adaptado de Nascimento(1995).

O diagrama do modelo simboliza a condição de um reservatório onde é previsto o efeito de abatimento entre a precipitação P e a evapotranspiração E diárias, de modo que, com esta condição, haverá no modelo somente 1 entrada. Se $P \geq E$, a entrada será $P_n = P - E$; se $E > P$, a entrada será $E_n = E - P$, negativa e $P_n = 0$, onde P_n é a precipitação efetiva.

Os parâmetros a serem calibrados são A, que caracteriza a capacidade máxima do reservatório e S_1 , que simula a condição inicial de umidade média da bacia, para cada episódio considerado. O nível inicial do reservatório, S_1 , muda para o valor genérico S, conforme as ações de P_n ou de E_n , originando o valor $K = S/A$.

Na prática, os dois parâmetros calibráveis (S_1 e A) originam um único parâmetro $K = S_1/A$,

equivalente ao estado de umidade do solo, no início de cada evento precipitação-vazão.

A sequência de programas necessários para desenvolvimento e aplicação da metodologia DPFT foi desenvolvida pelos autores em códigos FORTRAN e MATLAB.

MODELOS DE REDES NEURAIS ARTIFICIAIS PARA A RELAÇÃO PRECIPITAÇÃO-VAZÃO

O modelo de neurônio artificial mais simples é o modelo MCP (McCulloch e Pitts, 1943, *apud* Braga *et al*, 2006), que é uma simplificação do que se conhece sobre o neurônio biológico. O modelo consta de n terminais de entrada, que recebem os valores x_1, x_2, \dots, x_n e somente um terminal de saída y_1 . Um arquitetura de rede mais aperfeiçoada pode apresentar m terminais de saída y_1, y_2, \dots, y_m como mostra figura 3. Para representar o comportamento das sinapses, os terminais de entrada do neurônio tem os respectivos pesos sinápticos w_1, w_2, \dots, w_n . A ativação do neurônio é obtida pela aplicação de uma função de ativação, que pode ativar ou não a saída, dependendo do valor da soma $x_i w_i$, comparada com um limiar de ativação do neurônio. Uma rede neural artificial (RNA) de uma camada tem a limitação de resolver apenas problemas lineares.

As não-linearidades são incorporadas em modelos neurais por intermédio de funções de ativação não-lineares para cada neurônio da rede e por uma composição estrutural em camadas sucessivas (Braga *et al*, 2006). À RNA de múltiplas camadas, composta por neurônios com funções de ativação sigmoidais nas camadas intermediárias dá-se o nome de *Multilayer Perceptron* (MLP's).

O treinamento de uma rede MLP é feito com exemplos (amostras de calibração dos pesos sinápticos) usando-se um algoritmo de retropropagação do erro (*backpropagation*) (Braga *et al*, 2006).

A figura 3 ilustra uma rede MLP típica, com uma camada intermediária (camada escondida).

A estrutura da rede mostrada na figura 3 mostra uma similaridade com o diagrama de transformação precipitação-vazão da figura 1. Na figura 3, as entradas x_i e as saídas y_i do sistema não-linear correspondem, respectivamente, às precipitações totais P_i e às vazões Q_i na bacia hidrográfica. Ao invés de se verificar primeiramente qual o melhor modelo não-linear de Função de Produção e depois

Tabela 1- Eventos de calibração e de validação

Rio das Velhas				Rio Abaeté			
Calibração	data	Validação	data	Calibração	data	Validação	data
1_HB	09/01/78	12_HB	19/12/89	1_A	17/02/70	11_A	09/03/73
2_HB	12/02/78	13_HB	09/01/92	2_A	31/01/79	12_A	04/12/74
4_HB	11/12/80	14_HB	19/01/92	3_A	14/02/79	13_A	11/01/78
6_HB	19/11/83	16_HB	22/12/94	4_A	13/02/80	14_A	09/02/83
7_HB	06/12/83	17_HB	12/12/95	5_A	10/01/81	15_A	13/02/86
9_HB	06/03/87	18_HB	23/12/95	6_A	20/01/82	16_A	19/03/91
10_HB	09/02/88	19_HB	07/01/96	7_A	29/02/92	17_A	05/03/94
11_HB	10/12/89			8_A	08/01/98	18_A	30/03/97
				9_A	07/03/99	19_A	17/12/00
				10_A	17/01/02	20_A	25/02/05

identificar-se o Hidrograma Unitário (linear) da bacia, a modelagem do processo precipitação-vazão por redes neurais artificiais considera a transformação direta (não-linear) entre as precipitações e as vazões observadas.

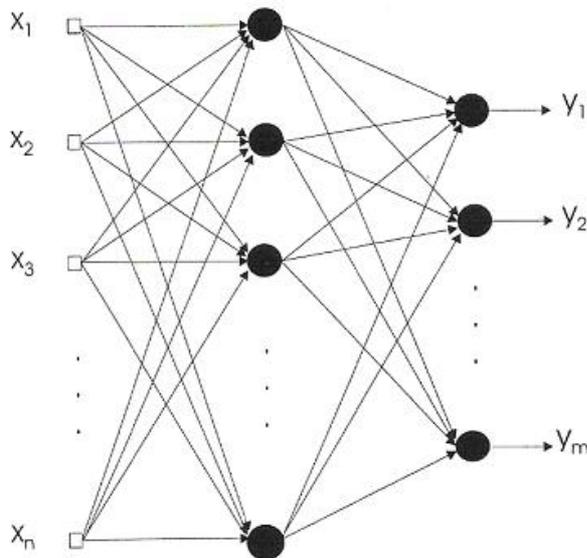


Figura 3 – Rede Neural MLP com uma camada escondida

O modelo estocástico ARMAX dado pela equação 4 é capaz de bem representar o comportamento de um sistema cujas características são aproximadamente lineares. Este comportamento pode ser simulado por uma versão simplificada de uma RNA com uma função de ativação linear sem uma camada escondida. No caso em estudo neste traba-

lho é de se esperar que uma rede MLP com uma camada escondida e função de ativação não-linear represente efetivamente as não-linearidades do processo estocástico precipitação-vazão.

Neste trabalho, o programa usado para aplicação das RNA foi o NeuroHidro (Valença,2005). A arquitetura de rede usada neste software é similar a de uma MLP, composta por blocos (NSRBN – *Non-linear Sigmoidal Regression Blocks Network*). É usado um algoritmo de retropropagação, que ajusta os pesos sinápticos entre a camada de entrada e a camada escondida, assim como entre a camada escondida e a de saída, através do método do gradiente descendente (Valença,2005).

O índice utilizado para comparação entre as metodologias foi o coeficiente de eficiência de Nash (Nash e Sutcliffe, 1970) dado pela equação 7.

$$F = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{calc} - Q_{obs})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs} - \overline{Q_{obs}})^2} \quad (7)$$

Onde Q_{obs} é a vazão observada, Q_{calc} a vazão calculada pelo modelo e n o número de observações.

Área de Estudo e Calibração de Parâmetros dos Modelos

A figura 4 mostra a área de estudo, localizada no Estado de Minas Gerais. Dados de descarga média diária e de precipitação diária, para eventos precipitação-vazão intensos, isolados, foram usados

para calibração do Hidrograma Unitário médio das bacias e das precipitações efetivas. A precipitação média, para a bacia hidrográfica do rio das Velhas, foi estimada pelo método de Thiessen, usando-se dados de 4 estações, relativamente à estação fluviométrica de Honório Bicalho, onde a área da bacia é de 1.655 km², correspondente às nascentes do rio das Velhas, a montante da cidade de Belo Horizonte.

A segunda região estudada corresponde à bacia hidrográfica do rio Abaeté, afluente da margem esquerda do rio São Francisco, a jusante da represa de Três Marias, na estação fluviométrica Ponte BR-040, onde a área da bacia é de 5.320 km². A precipitação foi estimada por médias aritméticas de 7 estações pluviométricas. Neste caso, o método de estimativa por médias aritméticas foi usado por questão de disponibilidade de arquivos de dados já consistidos.

Para ambas as bacias estudadas, 2 amostras de eventos precipitação-vazão foram selecionadas: uma para calibração e outra para validação dos modelos analisados. A tabela 1 mostra a relação desses eventos, com as respectivas datas, para as bacias do rio das Velhas e do rio Abaeté. O critério de seleção de eventos chuva-vazão para as duas bacias baseou-se na escolha dos eventos de maior pico de vazão, presentes no histórico disponível, fornecido pela CEMIG (Companhia Energética de Minas Gerais), independentemente da data de ocorrência. Supõe-se que as amostras de calibração e de validação sejam representativas de eventos de vazão máxima.

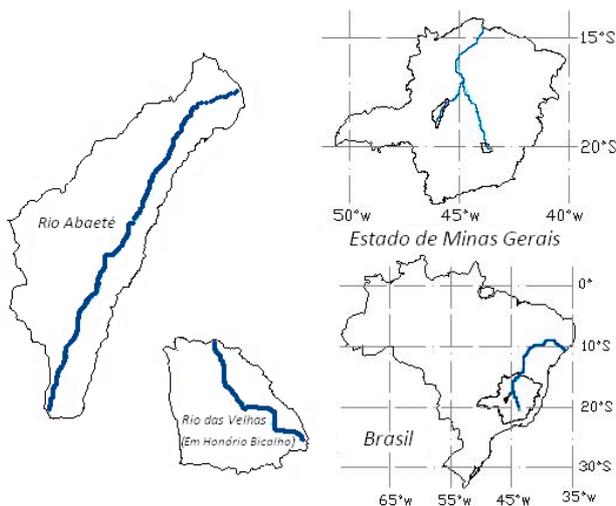


Figura 4 – Localização das bacias no estado de Minas Gerais

Por questão de convergência na calibração e validação do método DPFT, principalmente na bacia do rio das Velhas, onde se dispunham inicialmente de duas amostras de 10 eventos chuva-vazão, foi necessária a eliminação de alguns eventos, originando-se 8 eventos de calibração e 7 de validação, como mostra a tabela 1.

Hidrograma Unitário

De acordo com a etapa 1 da metodologia DPFT, foram calibrados os Hidrogramas Unitários (adimensionais) para as 2 bacias analisadas, que são apresentados nas figuras 5 e 6.

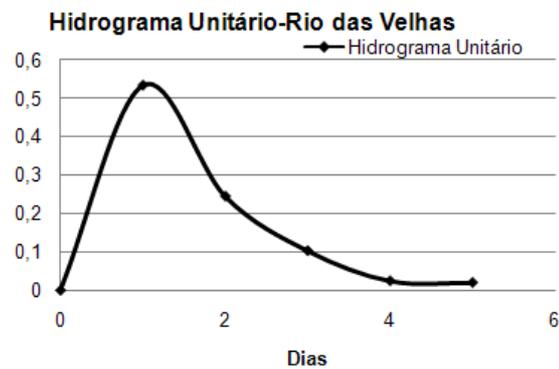


Figura 5-Hidrograma Unitário adimensional do Rio das Velhas

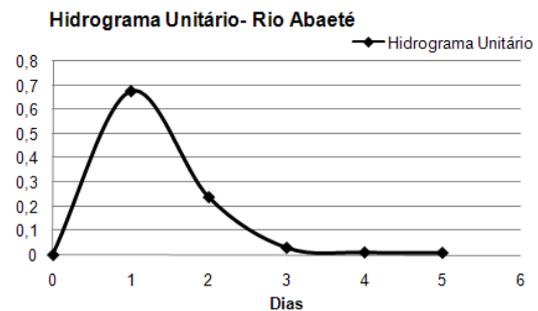


Figura 6-Hidrograma Unitário adimensional do Rio Abaeté

Função de Produção

Na ausência de dados de evapotranspiração para os eventos respectivos do histórico de vazões disponível para as duas bacias, adotou-se um valor de evapotranspiração diária de 5 mm para todos os eventos.

De acordo com a etapa 2 da metodologia DPFT, os resultados encontrados na calibração dos parâmetros $k=S_1/A$ do modelo GR3, para os eventos precipitação-vazão nas duas bacias são dados na tabela 2.

Tabela 2- Parâmetros S_1/A calibrados

Evento	Rio das Velhas	Evento	Rio Abaeté
	S_1/A		S_1/A
1_HB	0.33	1_A	0.01
2_HB	0.29	2_A	0.51
4_HB	0.24	3_A	0.42
6_HB	0.38	4_A	0.52
7_HB	0.41	5_A	0.36
9_HB	0.19	6_A	0.59
10_HB	0.40	7_A	0.46
11_HB	0.17	8_A	0.27
-	-	9_A	0.01
-	-	10_A	0.17

Os valores médios dos parâmetros obtidos para o modelo GR3, que serão usados posteriormente para validação dos modelos são: $S_1=298$ mm, $A=946$ mm, ($S_1/A = 0.32$), e $S_1=364$ mm, $A=794$ mm, ($S_1/A = 0.46$), respectivamente para as bacias do rio das Velhas e do rio Abaeté.

Validação metodologia DPFT e dos modelos de Redes Neurais Artificiais e comparação dos métodos

Dispondo-se dos Hidrogramas Unitários respectivos das duas bacias, obtidos pela metodologia DPFT, para os eventos de calibração (tabela 1) e dos valores médios de S_1/A da tabela 2, foi possível portanto calcular as respectivas chuvas efetivas, a partir das chuvas totais, para cada evento de validação, e, através da equação (1) de convolução, obte-

rem-se as vazões calculadas de previsão, para a amostra de validação.

Analogamente à equação 4 (modelos AR-MAX), em termos de redes neurais, a vazão no instante t (Q_t) corresponde aos neurônios da camada de saída (y_t), enquanto as vazões e precipitações concomitantes e anteriores correspondem aos neurônios da camada de entrada da rede neural artificial ($x_t, x_{t-1}, x_{t-2}, \dots$), como mostrado na figura 3.

Para os eventos precipitação-vazão das amostras de validação, referentes respectivamente às bacias do rio das Velhas e Abaeté, foram previstas as vazões, utilizando-se os melhores modelos de redes neurais das amostras de calibração, do ponto de vista do coeficiente de Nash.

Foi feita uma comparação de 3 tipos de modelos de redes neurais (respectivamente com 10, 6 e 4 neurônios) e o melhor resultado foi obtido usando-se o modelo de 4 neurônios, que corresponde à rede com camada de saída com 1 neurônio (Q_t) e camada de entrada com 3 neurônios (Q_{t-1}, P_t, P_{t-1}).

Conforme Valença (2005), alguns aspectos relacionados ao treinamento das redes neurais, usando-se o software NeuroHidro, são: (i) cada evento chuva-vazão é dividido em 3 sub-conjuntos: um sub-conjunto que é responsável pelo ajuste dos pesos sinápticos da rede neural (treinamento), um sub-conjunto para validação cruzada, cuja função é determinar o ponto de parada do treinamento da rede, para que essa não perca a sua capacidade de generalização, e o sub-conjunto de verificação (para a rede já treinada), que serve para avaliar o desempenho do modelo empregado; (ii) alguns parâmetros importantes nos processos de treinamento são: taxa de aprendizagem, que está diretamente relacionada com o incremento dos pesos sinápticos durante o processo de aprendizagem (treinamento) e o fator momentum, que tem por objetivo minimizar a possibilidade de o algoritmo ficar preso a mínimos locais; (iii) a função de ativação usada na calibração dos pesos sinápticos é a sigmoideal.

Em seguida foram comparadas as duas metodologias, ou seja, a metodologia DPFT (Hidrograma Unitário com modelo de Função de Produção GR3), com o modelo de Redes Neurais Artificiais com 4 neurônios. A tabela 3 mostra os valores do coeficiente de Nash referentes às amostras de previsão para as duas bacias estudadas.

As figuras 7 e 8 mostram, respectivamente para as bacias dos rios das Velhas e Abaeté, as vazões observadas e previstas, usando-se a metodologia DPFT, com modelo GR3, e o modelo de RNA com 4 neurônios.

Tabela 3-Comparação entre os coeficientes de Nash (F) do modelo de RNA e metodologia DPFT, com o modelo de função de produção GR3 – Previsão.

Eventos	Rio das Velhas		Eventos	Rio Abaeté	
	RNA	DPFT		RNA	DPFT
13_HB	0.7228	0.6108	11_A	0.4518	0.7259
14_HB	0.7479	0.8104	12_A	0.2954	0.7678
16_HB	0.3425	-1.8113	13_A	0.6012	0.8321
17_HB	0.7967	0.7989	14_A	0.6691	0.7105
18_HB	0.1414	0.4782	15_A	0.6639	0.7379
19_HB	0.4890	0.2415	16_A	0.6524	-2.7528
-	-	-	17_A	0.2287	0.0530
-	-	-	18_A	0.4248	-0.7360
-	-	-	19_A	0.7827	0.8826
-	-	-	20_A	0.3273	-0.6265

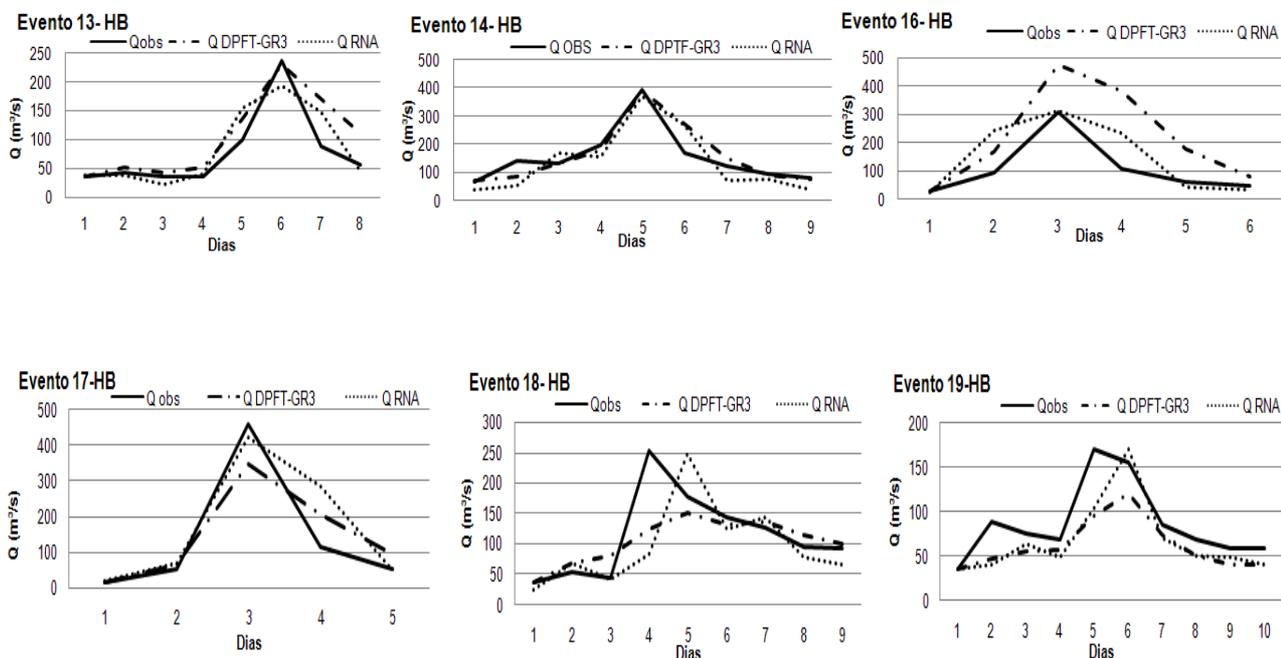


Figura 7 – Vazões observadas e previstas utilizando o método DPFT (com a função de Produção GR3) e o modelo de Redes Neurais Artificiais - Rio das Velhas.

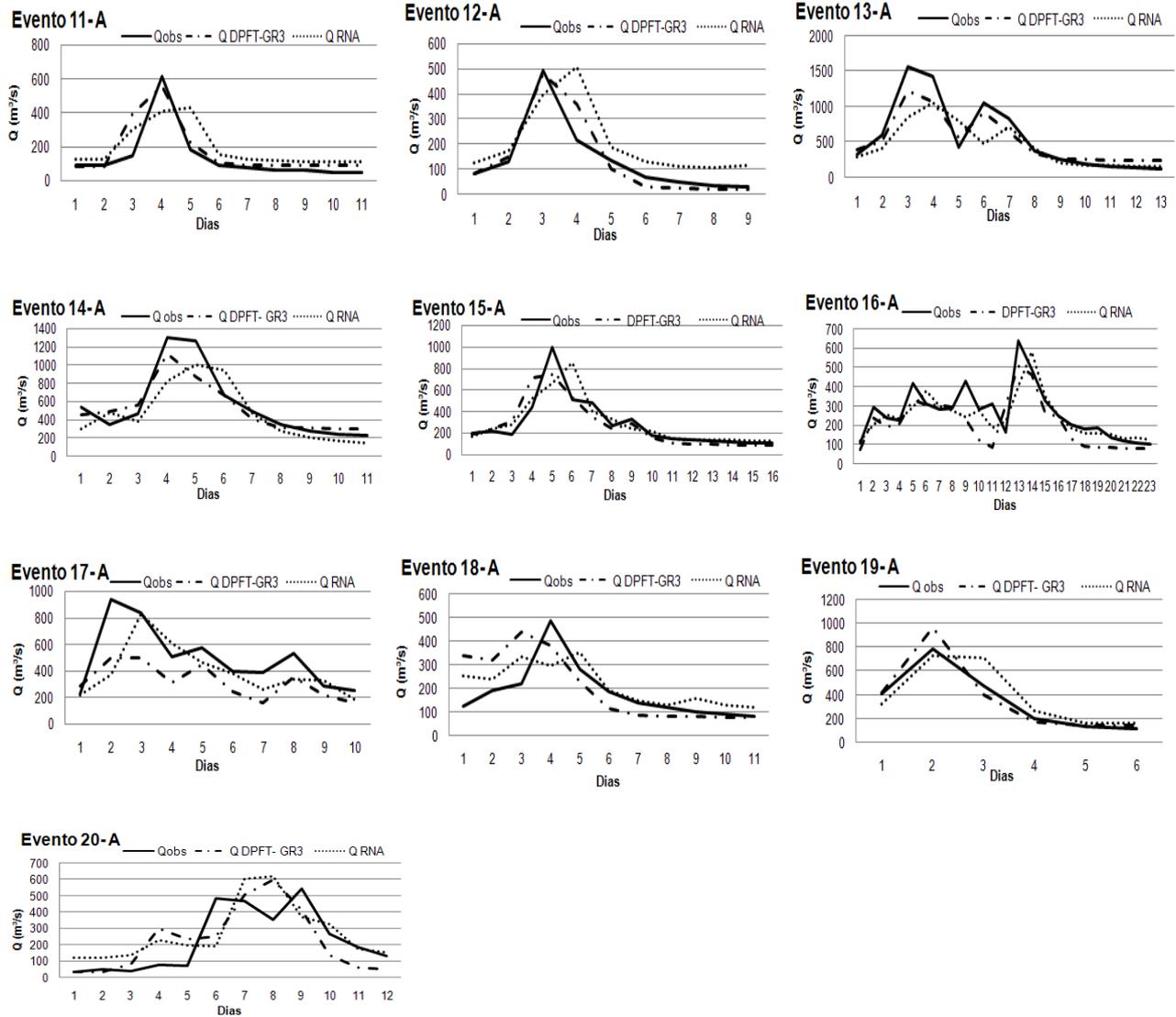


Figura 8 – Vazões observadas e previstas utilizando o método DPFT (com a função de Produção GR3) e o modelo de Redes Neurais Artificiais – Rio Abaeté

Para estes resultados do estudo de caso, destacam-se os seguintes comentários:

- De acordo com as figuras 5 e 6, verifica-se que, para ambas bacias, o tempo de resposta às precipitações é bastante rápido, pois os picos dos respectivos Hidrogramas Unitários ocorrem no primeiro dia ($t=1$), para tempos de base entre 3 e 4 dias.

- Os valores médios dos parâmetros calibrados do modelo GR3 ($S_1/A = 0.32$ e $S_1/A = 0.46$), respectivamente para as bacias dos rios das Velhas e Abaeté correspondem a estados de umidade inicial dos solos relativamente baixa; estes valores usados na previsão forneceram bons ajustes aos valores iniciais das vazões, exceto para o evento 18_A, onde as vazões iniciais foram superestimadas (figuras 7 e 8).

- Alguns autores (Coulibaly *et al*, 2000) recomendam o valor limite inferior do coeficiente de Nash igual a 0,70 para estabelecimento da qualidade do ajuste de modelos. De acordo com a tabela 3 e as figuras 7 e 8, para o rio das Velhas, comparando-se os resultados em previsão, do total de 6 eventos, $F > 0,70$ para 3 eventos (RNA) e para 2 eventos (método DPFT); para o rio Abaeté, do total de 10 eventos, $F > 0,70$ para 6 eventos (método DPFT) e 1 evento (RNA). Pode-se observar que os resultados são similares no caso da bacia do rio das Velhas, mas os resultados obtidos com a metodologia DPFT são melhores do que os obtidos com o modelo de redes neurais, no caso do rio Abaeté. Entretanto, em termos de valores médios do coeficiente de Nash, verifica-se que, para os 10 eventos da bacia do Abaeté, temos, respectivamente para os modelos de RNA e DPFT, 0,51 e 0,06; e para os 6 eventos da bacia do rio das Velhas, temos respectivamente para os modelos de RNA e DPFT, 0,54 e 0,19. Em termos de valores de desvio padrão, respectivamente para os rios das Velhas e Abaeté, temos 0,26 e 0,19 para RNA, contra 1,00 e 1,16 para DPFT. Estes resultados relativos à média e desvio padrão mostram uma maior dispersão de resultados para a metodologia DPFT, sendo que a RNA obteve uma maior regularidade de resultados, o que por vezes é mais importante na ótica da confiabilidade do modelo.
- No caso do modelo de RNA, principalmente para o rio Abaeté, as previsões apresentam defasagem de um dia, apesar dos valores dos picos de vazão observada e calculada serem, em alguns casos, aproximadamente os mesmos.
- Para o rio das Velhas, os melhores ajustes foram para os eventos 14_HB (DPFT, com $F=0,81$) e 17_HB (RNA, com $F=0,80$); para o rio Abaeté, os melhores ajustes foram para o evento 19_A (DPFT, com $F=0,88$ e RNA, com $F=0,78$).

CONCLUSÕES

Este trabalho apresentou a comparação de dois métodos globais de previsão de vazões, aplicados a 2 bacias hidrográficas de médio porte, locali-

zadas no Estado de Minas Gerais, onde somente dados diários de precipitação e de vazão, relativos a eventos intensos, são disponíveis.

O primeiro procedimento utilizado é baseado no método do Hidrograma Unitário, mas aqui apresentado através de uma abordagem alternativa, a metodologia DPFT, proposta nos anos 1980. A principal vantagem desta metodologia é que ela permite o estudo de modelos de Função de Produção, sem se impor *a priori* a transformação não-linear entre a precipitação total e a precipitação efetiva na bacia hidrográfica. Adotou-se como Função de Produção um modelo mais simples possível, com um parâmetro calibrável. Os resultados alcançados na fase de validação (previsão das vazões), para as duas bacias analisadas mostram desempenho bastante satisfatório, considerando-se as hipóteses básicas de aplicação do método do Hidrograma Unitário. Estas hipóteses referem-se à uniformidade espacial da precipitação sobre toda a bacia, ou que, a precipitação média seja uniformemente distribuída sobre a região. Esta é a principal limitação dos modelos concentrados globais, pois é evidente que, para grandes bacias, esta hipótese não é mais válida. Destaque-se também que o Hidrograma Unitário determinado pelo método DPFT é um hidrograma unitário *médio*, pois foi estimado a partir de uma amostra de eventos precipitação-vazão isolados. Se, por acaso, nesta amostra de calibração houver algum evento de precipitação não uniformemente distribuído sobre a bacia, ou muito heterogêneo, as respectivas precipitações efetivas estimadas pelo método (pela equação 6, de deconvolução) não serão representativas, comprometendo-se assim a segunda etapa do método, ou seja, a calibração do modelo de Função de Produção.

O segundo procedimento utilizado, com o objetivo de comparação com a metodologia DPFT, é baseado numa classe de modelos caixa-preta, empregando-se redes neurais artificiais. A arquitetura de rede utilizada é baseada numa rede MLP, com 1 camada escondida e função de ativação não linear, para representação das não-linearidades do processo precipitação-vazão. Entre os modelos de redes neurais analisados, verificou-se que um modelo de 4 neurônios (3 entradas e 1 saída) mostrou melhor desempenho.

Finalmente, considerando-se os critérios de Nash e ajustes gráficos das vazões calculadas às observadas, a análise das figuras 7 e 8 e da tabela 3 permite concluir que, neste estudo de caso, ambas as metodologias demonstraram resultados satisfatórios em previsão, levando-se em conta a escassez de informação hidrológica disponível em cada bacia

hidrográfica e as limitações relacionadas à simplificação dos processos hidrológicos, evidenciada pela utilização de um modelo de Função de Produção com somente 1 parâmetro. Ao verificarmos esses resultados, em termos de número de eventos com boa reconstituição em previsão, a metodologia DPFT apresentou aparentemente um desempenho ligeiramente superior ao modelo de redes neurais artificiais. Mas analisando-se globalmente para o conjunto de eventos, para cada bacia, percebe-se uma maior dispersão de valores do coeficiente de Nash, o que mostra menor regularidade de resultados, comparando-se com o modelo de RNA. Estas conclusões referem-se evidentemente aos casos particulares das duas bacias analisadas, sugerindo-se estudos futuros, para maior número de casos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à CEMIG (Companhia Energética de Minas Gerais) pelo fornecimento de dados hidrológicos e à CAPES, CNPq e FAPEMIG pelo apoio ao desenvolvimento deste trabalho, através de bolsas de mestrado, pesquisa e iniciação científica. Agradecem também aos revisores anônimos, que, através de suas correções e sugestões, contribuíram para a qualidade final do artigo.

REFERÊNCIAS

- BÁRDOSSY, A.; MASCELLANI, G. e FRANCHINI, M. (2006). Fuzzy unit hydrograph, *Water Resources Research*, v.42., n.2.
- BOX, G.E.P.; JENKINS, G.M.; REINSEL, G.C. (1994). *Time Series Analysis, Forecasting and Control* – Prentice Hall, Inc., 3ª ed., USA.
- BRAGA, A.P.; CARVALHO, A.P.L.F. e LUDERMIR, T.B. (2006). *Redes Neurais Artificiais: Teoria e Aplicações* – Ed. UFMG, Universidade Federal de Minas Gerai, 1ª ed., Belo Horizonte.
- BURNASH, R. J. E.; FERRAL, R. L. e McGUIRE, R. A. (1973). A generalized streamflow system, *Rep. 220, Jt. Fed.-State River Forecast. Cent.*, Sacramento, California.
- COULIBALY, P.; ANCTIL, F. e BOBÉE, B. (2000). Daily reservoir inflow forecasting using artificial neural networks with stopped training approach. *Journal of Hydrology*, **230**, 244-257.
- COLLISCHONN, W. e TUCCI, C.E.M. (2003). Ajuste Multiobjetivo dos Parâmetros de um Modelo Hidrológico. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **8**(3), 27-39.
- CRAWFORD, N. H. e LINSLEY, R. K. (1966). Digital simulation in hydrology: Stanford Watershed Model IV, *Tech. Rep. 39, Dep. Of Civ. Eng., Stanford Univ.*, Stanford, California.
- CRUZ, M. F. M.; (2007). *Análise de Modelos de Função de Produção Identificados pela Metodologia DPFT: aplicação para bacias do alto São Francisco, em Minas Gerais. Dissertação de Mestrado. UFMG, Belo Horizonte*.
- CRUZ, M. F. M.; CUNHA, B. T. A. e VERSIANI, B. R. (2006). *Análise de Modelos de Função de Produção Identificados pela Metodologia DPFT: aplicação para bacias do alto São Francisco, em Minas Gerais. Anais, I Simpósio de Recursos Hídricos do Sul- Sudeste- Curitiba*.
- DOOGE, J.C.I. (1959). A general theory of the unit hydrograph, *Journal of Geophysical Research*. **64**(1), 242-256.
- DOOGE, J.C.I. (1973). The linear theory of hydrologic systems. *US Dept. of Agriculture Tech. Bull.*, 1468.
- DUBAND, D.; OBLED, C. e RODRIGUEZ, J.Y. (1993). Unit hydrograph revisited: an alternative approach to UH and effective precipitation identification. *Journal of Hydrology*, **150**, 115-149.
- EDIJATNO; MICHEL, C. (1989). Un modèle plui-débit journalier à trois paramètres, *La Houille Blanche*, **2**, 113-121.
- HSU, K.; GUPTA, H.V. e SOROOSHIAN, S. (1995). Artificial neural network modeling of the rainfall-runoff process, *Water Resources Research*, v.31, n. 10, 2517-2530.
- MAIA, A.L.; AMARAL, I.R. e VERSIANI, B.R. (2006). Metodologia DPFT de identificação do Hidrograma Unitário e das Precipitações Efetivas: Estudo de caso para a bacia hidrográfica de Juatuba – MG. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **11**(1), 79-90.
- McCULLOCH, W.S. e PITS, W. (1943). A logical calculus of the ideas immanent in nervous activity. *Bulletin of Mathematical Biophysics*, 5:115-133.
- NASCIMENTO, N.O. (1995). *Appréciation à l'aide d'un modèle empirique des effets d'actions anthropiques sur la relation pluie-débit à l'échelle d'un bassin versant*. PhD thesis, École Nationale des Ponts et Chaussées, France.
- NASH, J. E. (1957). The form of instantaneous unit hydrograph, *Hydrologica Sciences Bulletin*. **3**, 114-121.
- NASH, J. E. e SULCLIFFE, J.V.:(1970) River flow forecasting through conceptual models, 1.A discussion of principles, *J. Hydrology* 10, 282-290.
- O'CONNELL, P. E. e CLARKE, R. T. (1981). Adaptive hydrological forecasting – a review, *Hydrol. Sci. Bull.*, **26**(2), 179-205.

- PILGRIM, D. H. (1976). Travel times and nonlinearity of flood runoff from tracer measurements on a small watershed, *Water Resources Research*, 12(3), 487-496.
- SHAMSELDIN, A.Y. (1997). Application of a neural network technique to rainfall-runoff modeling. *Journal of Hydrology*, **199**, 272-294.
- SHERMAN, L. K. (1932). Stream flow from rainfall by the unit-hydrograph method. *Eng. News. Rec.*, **108**, 801-805.
- SINGH, V. P. (1964). Non-linear instantaneous unit hydrograph theory, *J. Hydraulic. Soc. Civ. Eng.*, 90(HY2), 313-347.
- SOROOSHIAN, S. (1983). Surface water hidrology: on-line estimation, *Rev. Geophys.*, 21(3), 706-721.
- TUCCI, C. E. M. (2005). Modelos Hidrológicos. Editora da UFRGS. 2ª edição.
- YANG, Z. e HAN, D. (2006). Derivation of unit hydrograph using a transfer function approach, *Water Resources Research*, v.42, n. 1.
- YOUNG, P. e WALLIS, S. (1985). Recursive estimation: a unified approach to the identification, estimation and forecasting of hydrological systems, *Applied Math. Comput.*, 17, 299-334.
- VALENÇA, M. (2005). *Aplicando Redes Neurais: um guia completo*. Ed. do Autor, 1ª ed., Olinda, Pernambuco.
- VALENÇA, M. e LUDERMIR, T. (2005). Neurodiário – um modelo multivariado para previsão de vazões médias diárias, in *Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, João Pessoa (Paraíba).

application and comparison of the methods in two medium sized watersheds are presented and analysed. In this study case, the DPFT methodology showed a slightly better fitting than the ANN model, despite more irregular results.

Keywords: rainfall-runoff modeling, methodology DPFT, artificial neural networks.

Predicting Floods With the DPFT Methodology and With Artificial Neural Networks

ABSTRACT

The comparison of two flood forecasting methodologies, using models with few parameters to calibrate is presented. In DPFT method (First Differences of the Transfer Function) one uses a multi-events rainfall-runoff set and an iterative algorithm for the simultaneous identification of the average Unit Hydrograph (Transfer Function) of the watershed and of a series of effective precipitations associated to each event. This last particularity allows to the calibration and comparison of different Loss Function models, relating observed precipitations to calculated effective precipitations identified by the methodology. In this case a simple Loss Function model is used, the GR3 model. The DPFT methodology is compared with a simple Artificial Neural Network (ANN) model approach, where the non-linearities inerent to the rainfall-runoff process are represented by a MLP structure with 4 neurons concerning to the discharges and the precipitations. The results of

APRESENTAÇÃO DE ARTIGOS

Os artigos devem ser encaminhados à ABRH no link abaixo. Devem ser escritos preferentemente em português. Os artigos são enviados a dois revisores para avaliação e devem ser inéditos e apresentar contribuição técnico-científica à comunidade. O tamanho máximo é de dez páginas incluindo tabelas, figuras, etc.

Será cobrado R\$ 150,00 por página excedente, até o limite total de 20 páginas por artigo.

<http://www.abrh.org.br/servicos/rbrh>

Para enviar o artigo de forma on-line o autor deve se cadastrar no sistema da Revista. Para tanto basta seguir as orientações constantes no item “ajuda”.

Formato do arquivo

- **Importante:** numerar as páginas e não usar cabeçalhos, rodapés ou notas de rodapé;
- **Tamanho do papel:** A4 (210x297 mm);
- **Margens:**
 - espelho;
 - superior: 2,8 cm;
 - inferior: 4,0 cm;
 - interna: 2,4 cm;
 - externa: 1,6 cm;
- **Colunas:** duas colunas iguais com 8,1 cm de largura e espaçamento interno de 0,8 cm;
- **Espaçamento entre linhas:** simples;
- **Fonte:** Nebraska 10pt (inclusive nas figuras);

Equações

- Não exceder a largura de uma coluna (se necessário, dividir em duas ou mais partes);
- No meio de um parágrafo, preferir os recursos "inserir símbolos" e "sobre/subscrito" ao invés do editor de equações;
- Não usar itálico ou negrito;
- **No editor de equações do Microsoft Word:**
 - Estilo:

Texto:	Nebraska
Função:	Nebraska
Variável:	Nebraska
Grego minúsculo:	Symbol
Grego maiúsculo:	Symbol
Símbolo:	Symbol
Matriz/vetor:	Nebraska
Número:	Nebraska
 - Tamanho:

Inteiro:	10pt
Subscrito/sobrescrito:	7pt
Sub-subscrito/sobrescrito:	6pt
Símbolo:	11pt
Subsímbolo:	8pt

Figuras

- Sem bordas ao redor;
- Não devem ser maiores do que meia página;
- Evitar linhas muito finas ou muito espessas;
- Evitar fonte muito pequena ou muito grande;
- Não dispor figuras verticalmente;
- Todas em preto e branco ou tons de cinza com legendas inteligíveis;
- Poderão ser impressas em cores se o autor arcar com os custos adicionais de impressão;
- Evitar o excesso de informações ou figuras repetitivas;
- **Na versão final**, todas as figuras devem ser enviadas separadamente em formato TIFF (opcionalmente em JPEG, PCX, GIF ou BMP) com boa resolução (300dpi ou mais) e sem serrilhado.

Tabelas

- Não devem ser maiores do que meia página;
- Evitar tabelas muito extensas ou repetitivas;
- Não dispor tabelas verticalmente;
- Devem ser criadas no mesmo editor usado para o texto (Ex. Microsoft Word).

Referências

- Todas devem estar citadas no texto e vice-versa;
- Citações no texto em letras minúsculas e nas referências, em maiúsculas;
- Títulos das publicações em itálico.

Sumário

- 5 **Modelo Baseado na Técnica de Redes Neurais para Previsão de Vazões na Bacia do Rio São Francisco**
Luana Ferreira Costa Gomes e Suzana Maria Gico Lima Montenegro, Mêuser Jorge da Silva Valença
- 17 **Gestão Adaptativa e Sustentável para a Restauração de Rios: Parte I Enfoques Teóricos sobre Capacitação Social**
Maria Cemeira Maroja Limeira, Tarciso Cabral da Silva, Gesinaldo Ataíde Cândido
- 27 **Gestão Adaptativa e Sustentável para a Restauração de Rios: Parte II O Tema Desenho do Programa de Capacitação Social**
Maria Cemeira Maroja Limeira; Tarciso Cabral da Silva, Gesinaldo Ataíde Cândido
- 39 **Análise Qualitativa do Assoreamento do Reservatório de Promissão (SP)**
Adelena Gonçalves Maia, Swami Marcondes Villela
- 47 **Tendências na Análise de Impactos da Implementação de Barragens: Lições do Estudo de Caso das Barragens de Uso Múltiplo da Bacia do Rio Santa Maria**
Rafael Cabral Cruz, Jussara Cabral Cruz, Geraldo Lopes da Silveira, Fábio Silveira Villela
- 67 **Avaliação da Contaminação por Pesticidas Organoclorados em Recursos Hídricos do Estado de Goiás**
Maria Isabel Ribeiro Alves, Nelson Roberto Antoniosi Filho, Leandro Gonçalves Oliveira, Sandra Teresinha de Farias Furtado
- 75 **Modelos Empíricos e Semi-Empíricos para a Obtenção do Coeficiente de Dispersão Longitudinal de Pequenos Cursos de Água**
Julimara Alves Devens, Antenor Rodrigues Barbosa Júnior, Gilberto Queiroz da Silva, Marcius Fantozzi Giorgetti
- 89 **Dimensionamento de Reservatórios de Armazenamento de Águas Pluviais, usando um Critério Financeiro**
Júlio Gomes, Daniele Cruz Weber, Carolina Melissa Delong
- 101 **Análise da Vulnerabilidade do Lençol Freático à Contaminação por Hidrocarbonetos em Cenário de Vazamentos na Área do Oleoduto Orsul II, Refap-Copesul, RS**
Ricardo Giunelli Marquezan Nelson Oswaldo Luna Caicedo, Artur Cezar Bastos Neto, Nilo Chagas de Azambuja Filho
- 111 **Um Modelo Numérico para a Previsão da Trajetória de Óleo à Deriva no Mar Utilizando uma Configuração Inicial Ótima**
Paulo Sérgio Dias da Silva, Priscila Henriques Gomes Oliveira, Gudelia Morales
- 121 **Previsão de Vazões com a Metodologia DPFT e com Redes Neurais Artificiais**
Marcus Felipe Matos Cruz, Lucas Daniel Rodrigues e Bruno Rabelo Versiani