

Simulação da Qualidade de Água em Grandes Bacias: Rio Taquari-Antas, RS

Dante Gama Larentis, Walter Collischonn, Carlos E. M. Tucci

Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS

dantelarentis@yahoo.com.br, collischonn@uol.com.br, tucci@iph.ufrgs.br

Recebido: 21/03/06 – revisado: 31/07/08 – aceito: 12/09/08

RESUMO

A gestão dos recursos hídricos envolve a avaliação dos cenários existente e planejados de ocupação da bacia hidrográfica, identificando e estimando os impactos das fontes difusas e pontuais de poluição, além dos efeitos de modificação do regime fluvial por obras hidráulicas. A referida avaliação se insere no planejamento dos recursos hídricos no nível de bacia hidrográfica, dentro de uma visão de comprometimento entre desenvolvimento e sustentabilidade.

É apresentado um modelo hidrológico e de qualidade da água que permite a simulação de cenários de intervenção em bacias de grande porte. O modelo IPH-MGBq permite, a partir de dados de precipitação, o cálculo e a representação da variabilidade temporal da vazão e da concentração de OD, DBO, nitrogênio e fósforo totais e coliformes fecais ao longo da rede de drenagem.

O modelo foi aplicado na bacia do rio Taquari-Antas no Rio Grande do Sul, com área aproximada de 26.000 km², considerando os efeitos da agricultura, urbanização, cargas pontuais dos esgotos domésticos e industriais, além das barragens de energia elétrica previstas para serem construídas e em construção na bacia. Os resultados foram ajustados aos dados hidrológicos e de qualidade de água disponíveis para o cenário atual e o modelo foi utilizado para prognosticar cenários futuros das intervenções, com resultados adequados a este tipo de análise.

Palavras-chave: Qualidade da água; modelo IPH-MGBf.

INTRODUÇÃO

Para a avaliação ambiental de uma bacia hidrográfica, é necessário representar a integração dos efeitos de diferentes agentes naturais e antrópicos situados a montante de qualquer seção de escoamento de um corpo d'água. Na avaliação quantitativa dos recursos hídricos são consideradas o comportamento hidrológico resultante da precipitação e as interferências dos usos da água, obras hidráulicas entre outras ações antrópicas. Na avaliação da qualidade da água é necessário integrar o modelo quantitativo com a representação das fontes de poluição, seu transporte nos rios e reservatórios para representar os efeitos integrados ou sinérgicos dos impactos sobre a qualidade da água dos rios e reservatórios.

O modelo de qualidade da água é uma ferramenta que permite analisar os efeitos das ações naturais e antrópicas integradas sobre diferentes seções do sistema fluvial da bacia, em diferentes cenários de intervenção. Este tipo de modelo possui dois módulos: (a) quantidade: transformação de

precipitação em vazão – os denominados modelos “Precipitação- Vazão” – que determina a vazão nas diferentes seções ou sub-bacias; (b) qualidade: determina a concentração das variáveis de qualidade da água ao longo do sistema de sub-bacias, rios e reservatórios.

Conforme descrito em Tucci (2005), existem diferentes metodologias para representar os referidos módulos (quantidade e qualidade de água), principalmente na formulação espacial, temporal e dos parâmetros dos modelos de qualidade da água. A discretização temporal e espacial depende dos objetivos de uso do modelo nas diferentes fases de planejamento. Um modelo simplificado (unidimensional) é utilizado para representar os processos em toda a bacia hidrográfica, integrando os diferentes sub-sistemas de sub-bacias e suas fontes de poluição, trechos de rios e os vários reservatórios, geralmente, na fase de Plano ou de Inventário de bacia. Modelos mais detalhados, de duas ou três dimensões, são utilizados na fase de viabilidade ou de estudos de alternativa de empreendimento ou sub-trecho da bacia, onde processos específicos necessitam serem representados nas intervenções. Tucci

(2005) apresenta um resumo sobre o uso de modelos nas diferentes fases de planejamento dos empreendimentos hidrelétricos.

Instrumentos de gestão de recursos hídricos como a Outorga de direito de uso da água e o Licenciamento Ambiental são historicamente aprovados de forma pontual, no nível de empreendimento, sem que os efeitos sinérgicos do conjunto de intervenções no nível de bacia sejam avaliados. No entanto, a avaliação ambiental realizada apenas na etapa de licenciamento, quando o foco é o empreendimento, não tem a abrangência requerida para capturar os efeitos integrados na bacia. Recentemente, os inventários de potencial hidrelétrico têm sido submentidos a estudos de Avaliação Ambiental Integrada (AAI), exigindo uma análise do impacto ambiental do conjunto de empreendimentos na bacia, sendo um dos aspectos integradores a qualidade da água.

A vantagem de um estudo de simulação de qualidade da água no nível de bacia, como em um estudo de AAI, é a possibilidade de estimativa de efeitos cumulativos de um conjunto de empreendimentos em diferentes cenários de desenvolvimento. Caso o estudo seja realizado em uma etapa do planejamento em que decisões de projetos específicos ainda não tenham sido tomadas, o produto do estudo pode ser efetivamente incorporado a tomada de decisão técnica e política.

Como dificuldades associadas à simulação da qualidade da água em grandes bacias podem ser citadas:

- grande número de fontes de poluição e usuários de água distribuídos na bacia;
- identificação, quantificação e representação das fontes de poluição difusa;
- incertezas sobre cenários futuros de desenvolvimento das atividades com potencial poluidor;
- ausência de sistemas de monitoramento de qualidade de água de longo prazo no nível de bacia para aferição do modelo.

Nesse artigo é apresentado um modelo distribuído de quantidade e qualidade de água para representar o escoamento e a concentração de algumas substâncias de qualidade água na bacia. O modelo representa a geração de poluição difusa, como devido à atividade agrícola e a ocupação urbana e pontual, como esgoto doméstico e industrial

e o transporte das substâncias poluentes através dos rios e reservatórios existentes e planejados.

O modelo foi aplicado à bacia do rio Taquari – Antas, de área de 26.500 km², onde existem as mais diferentes fontes de cargas difusas e pontuais, além do planejamento de 56 aproveitamentos hidrelétricos.

ESTRUTURA DO MODELO

O IPH-MGBq (Modelo Simulação de Qualidade da Água em Grandes Bacias) é um modelo distribuído de simulação hidrológica e de qualidade de água desenvolvido no IPH (Instituto de Pesquisas Hidráulicas) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Originalmente, o modelo chamado MGB, foi desenvolvido por Collischonn (2001) para a simulação de grandes bacias. Em trabalhos posteriores Tucci e Collischonn (Tucci et al., 2003) implementaram um módulo de simulação da qualidade da água no modelo, originando o IPH-MGBq. Esse modelo é estruturado basicamente em duas partes: uma parte para a simulação hidrológica, denominada de módulo de quantidade e outra para a simulação da qualidade da água na bacia, rios e reservatórios, ou seja, o módulo de qualidade.

A figura 1 apresenta um esquema da estrutura do IPH-MGBq, relacionando os módulos de quantidade e qualidade de água, dados de entrada e as saídas do modelo.

A bacia hidrográfica e os processos descritos pelo modelo em cada módulo são subdivididos em:

Bacia: é a unidade básica de discretização espacial do sistema (sub-bacias ou células quadradas) em que é realizado o balanço da precipitação, evapotranspiração, infiltração, separação dos escoamentos: superficial, sub-superficial e subterrâneo – e a geração de carga difusa de poluição;

Rio: trecho da rede de drenagem que recebe contribuição da respectiva sub-bacias incremental, sub-bacia a montante, efluentes pontuais, como descargas domésticas e industriais e transportam o escoamento através da bacia.

Reservatório: trecho de rio que funciona como reservatório devido ao efeito de um barramento e recebe contribuição de trecho de rio a montante.

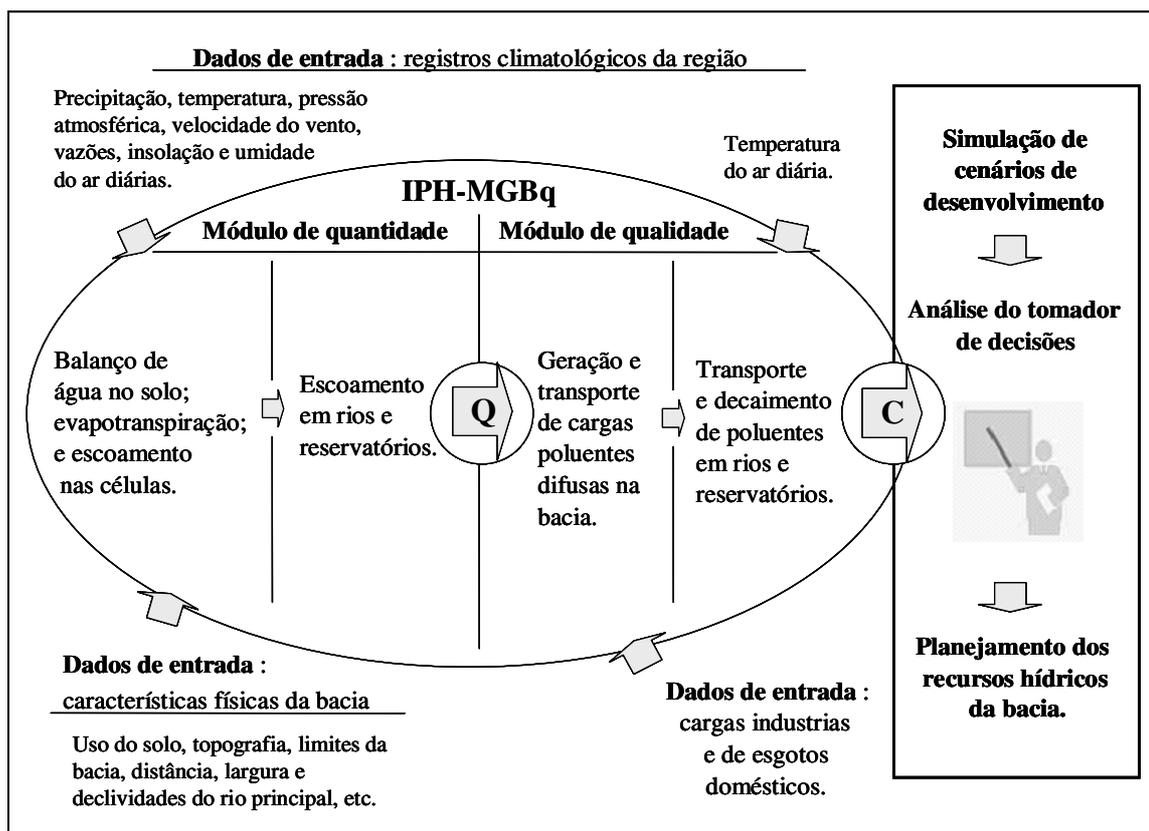


Figura 1 - Esquema geral da estrutura do IPH-MGBq.

MÓDULO DE QUANTIDADE

O módulo de quantidade, ou “precipitação-vazão”, representa os seguintes processos: balanço de água no solo; evapotranspiração; escoamentos superficial, sub-superficial e subterrâneos na bacia; escoamento na rede de drenagem (rio e reservatórios). Cada um destes processos é resolvido com uma discretização temporal de 1 dia, que é o intervalo de tempo com que o modelo fornece os resultados.

A bacia hidrográfica é discretizada espacialmente em células quadradas (figura 2.a). Cada célula, por sua vez, é dividida em blocos (figura 2.b), definidos pelo tipo de cobertura e capacidade de armazenamento no solo. No nível de bloco são representados: o balanço de água no solo e a evapotranspiração. Na célula ocorre o processo de fluxo horizontal (escoamentos superficial, sub-superficial e subterrâneo) até a rede de drenagem onde os volumes são propagados entre as células, ao longo da rede.

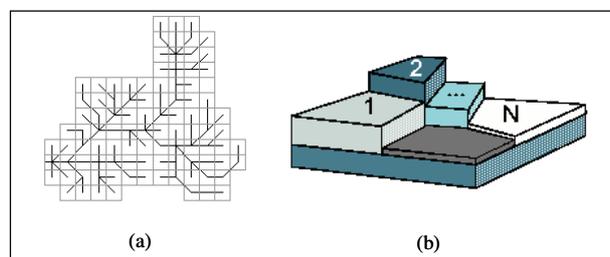


Figura 2 - Subdivisão de uma bacia em células ligadas por linhas que representam a rede de drenagem e da célula em n blocos, de acordo com o uso do solo (Collischonn, 2001)

O balanço hídrico no solo é realizado de maneira independente para cada bloco de uso do solo (figura 3), utilizando as características e os parâmetros do bloco, conforme a equação 1.

$$W^t = W^{t-1} + P - ET - D_{SUP} - D_{INT} - D_{BAS} + D_{CAP} \quad (1)$$

onde W^t (mm) é o armazenamento na camada de solo ao final do intervalo de tempo t ; W^{t-1} (mm) é o armazenamento na camada de solo ao início do intervalo de tempo; P (mm) é a precipitação incidente (PI) menos a interceptação no intervalo de tempo; ET (mm) é a evapotranspiração da água da camada de solo no intervalo de tempo; D_{SUP} (mm) é o escoamento superficial no intervalo de tempo (drenagem rápida); D_{INT} (mm) é o escoamento sub-superficial no intervalo de tempo (drenagem lenta); D_{BAS} (mm) é o escoamento subterrâneo no intervalo de tempo (drenagem muito lenta); D_{CAP} (mm) é o fluxo do reservatório subterrâneo para a camada superficial do solo.

Conforme descrito em Collischonn (2001), o modelo calcula a evaporação e transpiração pela equação de Penman-Monteith. A energia disponível para a evapotranspiração é utilizada, primeiramente, para evaporar a água interceptada, armazenada sobre as folhas, caules e ramos da vegetação e diretamente sobre o solo. Caso ainda haja energia disponível ao final da etapa da evaporação, esta energia vai atender a transpiração. A interceptação é considerada dependente da cobertura do solo, expressa pelo índice de área foliar (IAF) da vegetação. O IAF expressa a relação entre a área das folhas de todas as plantas e da área de uma parcela de solo, e pode ser medido.

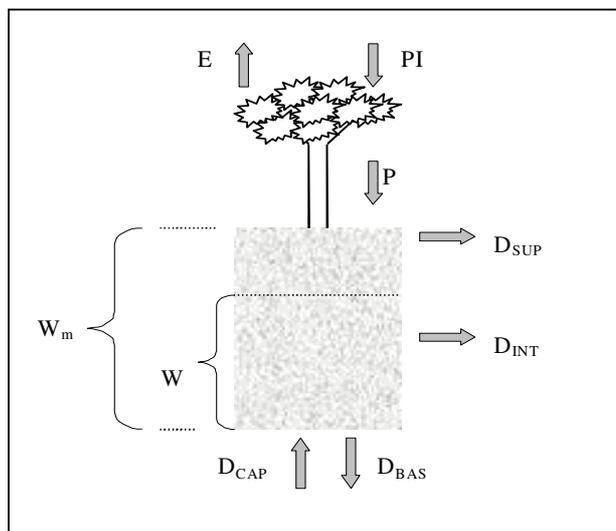


Figura 3 - Esquema do balanço de água vertical na camada de solo. (Collischonn, 2001)

A evapotranspiração é ainda dependente da umidade do solo, através de um parâmetro de resistência superficial. Para valores de umidade do solo

próximos a capacidade de campo a evapotranspiração não é afetada pela umidade do solo. De acordo com o modelo, a diminuição da evapotranspiração com a redução da umidade do solo, ocorre pelo aumento da resistência superficial (Collischonn, 2001).

Os volumes são propagados na bacia através da metodologia do Reservatório Linear Simples, com uma velocidade que depende do parâmetro de tempo de retardo. Os três reservatórios têm tempos de retardo diferentes, sendo que o escoamento superficial (D_{SUP}) é propagado na bacia consideravelmente mais rápido que os escoamentos sub-superficial (D_{INT}) e subterrâneo (D_{BAS}). Uma vez na rede de drenagem, os volumes são propagados, nos trechos de rio, por Muskingum-Cunge, que relaciona a vazão de saída de um trecho de rio em um intervalo de tempo qualquer, às vazões de entrada e saída no intervalo de tempo anterior e à vazão de entrada no intervalo atual.

O modelo utilizado para a propagação do escoamento no reservatório é baseado na equação da continuidade, sendo expresso matematicamente por

$$V_{t+1} = V_t + 10^{-6} \left[\frac{I_{t+1} + I_t}{2} - \frac{Q_{t+1} + Q_t}{2} \right] \Delta t + 10^{-9} (E_{t+1} A_{t+1}) \quad (2)$$

onde o volume V_{t+1} (hm^3) e a vazão de saída do reservatório Q_{t+1} ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) são as incógnitas. Esta última é a soma de três vazões que dependem do nível da água no reservatório: vazão turbinada Q_{TURB} , vazão vertida Q_{VERT} e vazão do descarregador de fundo Q_{FUNDO} . A vazão turbinada Q_{TURB} obedece a um planejamento de geração elétrica e dificilmente pode ser conhecida a priori, porém tem intervalos de variação bem estabelecidos. Para simplificar a análise, o modelo considera a variação da vazão turbinada linearmente proporcional ao volume do reservatório.

A vazão vertida Q_{VERT} depende do nível da água no reservatório, e do comprimento do vertedor. Nos casos de vertedor com comportas, a abertura das comportas e suas características construtivas também influenciam fortemente a vazão vertida, entretanto a operação de comportas em geral não é conhecida a priori. Quando ocorre, a vazão de vertedor tende a ser muitas vezes superior as demais.

A vazão de descarregador de fundo (Q_{FUNDO}) depende das dimensões e do tipo de descarregador (se é um orifício afogado, uma adufa, um orifício livre) e depende do nível da água no interior do reservatório. A regra de operação genérica ado-

tada pelo modelo, para um reservatório qualquer (figura 4) depende do nível h da água no reservatório e pode ser dividida em 3 casos:

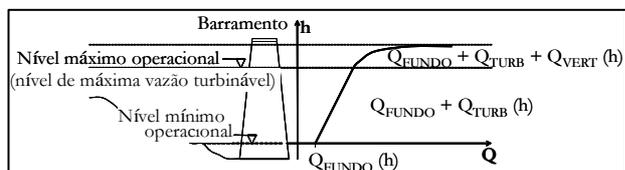


Figura 4 - Esquema de operação dos extravasores de barragens adotado pelo IPH-MGBq

Caso 1: $h \geq$ nível máximo operacional $h_{m\acute{a}x}$ (máxima vazão turbinável).

$$Q_{t+1} = Q_{FUNDO_{t+1}} + Q_{TURB_{t+1}} + Q_{VERT_{t+1}} \quad (3)$$

onde $Q_{FUNDO_{t+1}}$ e $Q_{TURB_{t+1}}$ são constantes e $Q_{VERT_{t+1}}$, representada por uma equação empírica, cresce exponencialmente, no intuito de representar o vertimento em uma planta funcionando a fio d'água.

Caso 2: nível máximo operacional (máxima vazão turbinável) $h_{m\acute{a}x} > h >$ nível mínimo operacional $h_{m\acute{m}n}$.

$$Q_{t+1} = Q_{FUNDO_{t+1}} + Q_{TURB_{t+1}} \quad (4)$$

onde $Q_{FUNDO_{t+1}}$ é constante e $Q_{TURB_{t+1}}$ varia linearmente entre zero e a máxima turbinável.

Caso 3: nível mínimo operacional $h_{m\acute{m}n} > h$.

Neste caso, $Q_{VERT} = Q_{TURB} = 0$ e Q_{FUNDO} é igual a vazão I que aflui ao reservatório no mesmo instante de tempo, ou seja,

$$Q_{t+1} = Q_{FUNDO_{t+1}} = I_{t+1} \quad (5)$$

até um valor máximo de vazão, equivalente a capacidade do descarregador de fundo.

MÓDULO DE QUALIDADE

O módulo de qualidade foi adaptado ao modelo hidrológico por Tucci e Collischonn (Tucci et al, 2003) possibilitando a representação da gera-

ção de cargas poluentes difusas e pontuais na bacia e seu transporte e reações cinéticas ao longo de rios e reservatórios, para os parâmetros OD, DBO, nitrogênio e fósforo totais e coliformes fecais.

Bacia hidrográfica

Na bacia hidrográfica são geradas as cargas pontuais e difusas de poluição e é realizado o transporte das cargas difusas até a rede de drenagem.

Cargas pontuais: as cargas pontuais de poluentes podem ser estimadas através da vazão efluente e da concentração do parâmetro analisado, o que pode ser expresso por

$$W = \bar{C} \times Q, \quad (6)$$

sendo W a carga [$M T^{-1}$], \bar{C} a concentração média do evento [ML^{-3}] e Q a vazão de efluentes [L^3T^{-1}].

As fontes pontuais de poluição consideradas pelo modelo são os efluentes industriais e esgotos domésticos urbanos. As cargas poluentes geradas por descargas de indústrias, das quais é possível se obter dados de concentração e vazão de efluentes e de centros urbanos cuja população é conhecida ou pode ser estimada, são consideradas e incluídas no modelo como fontes pontuais.

Os valores de \bar{C} e Q de indústrias consideradas mais importantes segundo o potencial poluidor podem ser conhecidos através do monitoramento e cadastramento, quando realizado pelos órgãos ambientais responsáveis. A classificação da concentração de poluentes por tipologia industrial é apresentada na tabela 1, que pode usada quando não existirem dados específicos.

Tabela 1 - Concentração média \bar{C} de poluentes (mg.L⁻¹) por tipologia industrial (Lima, 1998)

Tipo	DBO ₅	Nitrogênio Total	Fósforo Total	Coliformes Fecais*
Couros	210	3,3	2	1,0
Bebidas	350	10	1	0,1
Têxtil	22	27,5	1,2	8,0
Alimentos	260	30	5	7,0
Química	146	27,5	1,1	0,001
Metal	10	2,6	0,6	0,001
Papel	250	10	1,2	0,001
Utilidade Pública	300	30	10	7,0

Para a quantificação das cargas poluentes provenientes de redes de esgoto doméstico, podem ser usados valores de carga unitária ou concentração média de poluentes (tabela 2) e vazão per capita,

encontrados na literatura e dados censitários. O consumo de água é uma variável disponível nas concessionárias de água e saneamento. Valores típicos são de 200 l/pessoa, nas cidades. A vazão do esgoto é estimada como 80% do vazão abastecida.

Com base nas coordenadas geográficas, as fontes de poluição pontual são situadas na bacia, se definido no modelo a localização de sua contribuição na rede de drenagem. A localização destas fontes dentro da célula é considerada a montante no trecho de rio da própria célula.

Tabela 2 - Cargas e concentrações típicas de poluentes em efluentes de redes combinadas de esgoto doméstico (Novotny, 2003)

Poluentes	Carga W (Kg.ano ⁻¹ .cap ⁻¹)	Concentração \bar{C} (mg.L ⁻¹)
DBO ₅	(18,25 – 21,90)	(60 – 200)
Nitrogênio total	5,66	(3 – 24)
Fósforo total	1,1	(1 – 11)
Coliformes fecais	10.000 *	(10 ⁵ – 10 ⁷) **

* carga em 10⁶ organismos

** concentração de coliformes totais em nmp.100.mL⁻¹

O local exato de descarga dos efluentes industriais e domésticos, em cidades onde não há coleta e tratamento destes efluentes, normalmente se dá em tributários do rio principal. Desta forma, alguns processos de decaimento de poluentes de origem pontual que ocorrem na rede de microdrenagem, ou mesmo em pequenos córregos, podem não estar sendo representados pelo modelo de grandes bacias por não serem captados pela sua resolução espacial. Ao não considerar estes processos, o IPH-MGBq pode estar superestimando, no nível de célula, a concentração de poluentes provenientes de indústrias e esgotos domésticos. Por outro lado, em pequenas cidades, a carga doméstica pode estar diluída através da disposição em fossa séptica, desta forma a carga estimada acima poderá estar superestimada, quando se considera que a vazão total retorna ao rio através da rede de drenagem. Estes valores podem ser corrigidos, mas exigem um detalhamento que não foi encontrado na dimensão do estudo realizado.

Cargas difusas: a geração de cargas difusas está associada aos volumes de escoamento superficial (D_{SUP}) calculados no módulo de quantidade em cada instante de tempo. Para cada um dos blocos em que são divididas as células foi atribuída uma concentração de poluentes, de acordo com o uso do solo. Já

aos volumes dos escoamentos sub-superficial (D_{INT}) e subterrâneo (D_{SUB}), calculados pelo módulo de volume, é atribuída uma concentração nula. Desta forma, baseando-se na equação 6, cada bloco j de cada célula i do modelo, gera, para cada tipo de poluente k , uma carga $W_{ij}(k)$ (Kg.dia⁻¹) dada por

$$W_{ij}(k) = 86,4 \times \bar{C}(k) \times Q_{SUPi,j} \quad (7)$$

sendo $\bar{C}(k)$ a concentração média anual para um poluente k (mg.L⁻¹), $Q_{SUPi,j}$ a vazão superficial para cada bloco j de cada célula i (m³.s⁻¹) e 86,4 um fator de conversão de unidades. $Q_{SUPi,j}$ é o volume de escoamento superficial D_{SUP} (equação 1) em cada intervalo de tempo. As concentrações médias de cada poluente $\bar{C}(k)$ são obtidas através de valores de carga por unidade de área (tabela 3) e da área de cada bloco de uso do solo.

A carga poluente de origem difusa que aflui aos mananciais, expressa pela equação 7, é intermitente. Isto é, o aporte só ocorre no momento em que chove o suficiente para gerar escoamento superficial na bacia. Sendo assim, quando não há chuva, a única carga externa que chega a rede de drenagem são as pontuais.

Na metodologia apresentada são adotadas as seguintes simplificações:

- o decaimento dos poluentes durante o escoamento superficial nas células é desprezado. Isto pode ser compensado no ajuste dos parâmetros;
- ao admitir a concentração dos poluentes no escoamento superficial constante ao longo do tempo, o que não ocorre na realidade. Porém, como o intervalo de tempo definido pela discretização do modelo (1 dia) é normalmente maior que o tempo de duração de um evento de chuva, esta simplificação é adequada;
- ao considerar que todas as cargas, pontuais e difusas, geradas em uma determinada célula, contribuam sempre a montante do trecho de rio na própria célula. A análise do impacto de uma indústria ou centro urbano específico sobre a qualidade da água, a jusante da célula em que estejam inseridos, é restringida por esta metodologia. Por exemplo, mesmo que uma indústria esteja localizada próxima da saída de uma célula, seus efluentes entrarão no sistema a mon-

tante e sofrerão decaimento ao longo do trecho de rio. Este fato estaria subestimando o potencial poluidor da indústria.

- ao considerar que os reservatórios (quando for o caso) estejam localizados, em uma determinada célula, sempre a jusante de um trecho de rio, conforme discutido anteriormente. Neste caso, as cargas de poluição que aportariam diretamente ao reservatório estariam sofrendo o efeito de decaimento ao longo do curso d'água na célula, comentado acima. Assim, uma análise criteriosa das cargas que afluem a um determinado reservatório não é possível através do IPH-MGBq.

Tabela 3 - Limites de variação e médias (valores entre parêntesis) de cargas unitárias (Kg.ha⁻¹.ano⁻¹) de poluentes em eventos de escoamento superficial por tipo de uso do solo

	fonte	DBO	NT	FT	Coli. fecais *
floresta	a	-	2,1 – 2,7	0,1 – 0,4	-
	b	2 – 7 (5)	3 - 13	0,03 – 0,9 (0,1)	-
	c	-	1,3 – 10,2	0,01 – 0,9 (0,4)	-
Campo	a	-	1,5	0,9	-
	b	6 – 17 (11,5)	2 – 12 (6,2)	0,1 – 2,1 (0,5)	2,6E9
Urbano	a		0,2 – 0,18	0,3 – 4,8	-
	b	28 – 96 (50)	3,2 – 18 (8,5)	1,1 – 5,6 (2)	1,5E3
	c	5 – 100	2 – 12	0,2 – 2,2	-
	d	28 - 112	4 – 10	0,3 – 0,9	-
	e	-	1 – 20 (5)	0,3 – 10 (1)	-
Agrícola	a		2,7 – 5,1	0,03 – 3	
	b	4 - 31 (18)	0,1 – 13	0,18 – 1,62 (1,05)	2,5E7
	c		0,5 – 50 (5)	0,1 – 5 (0,5)	

* unidades em IE6 NMP.ha⁻¹.ano⁻¹

(Fontes: a – Novotny, 2003; b – Lima, 1998; c – Claphan et al, 1999; d – Wurbs e James, 2002; e – Thomann e Muller, 1987)

Em que pesem as simplificações mencionadas acima, no modelo de grandes bacias, o interesse maior está sobre o efeito global verificado em alguns pontos de controle e na saída da bacia hidrográfica.

Rio

Considera-se no modelo que todas as cargas de poluentes que atingem a rede de drenagem são misturadas de forma instantânea. Da mesma maneira, considera-se que a mistura de dois cursos de água em uma confluência ocorra também instantaneamente. Esta é uma simplificação aceitável quando o objeto de análise não é exatamente o efeito de uma contribuição pontual na qualidade da água, mas todo um conjunto de fontes de poluição e fenômenos naturais que ocorrem na bacia que contribui a determinada seção do rio.

Para representar o processo de transporte ao longo da rede de drenagem é utilizada a equação de transporte de massa não-permanente, sem o termo de dispersão longitudinal (Tucci, 2005)

$$\frac{\partial(A\bar{C})}{\partial t} + \frac{\partial(A\bar{u}\bar{C})}{\partial x} = S(k) \quad (8)$$

Na equação acima, A é a área da seção de escoamento, \bar{C} a concentração média do parâmetro analisado, \bar{u} é a velocidade média do fluxo na seção, x a distância e t o tempo, e S(k) representa, para cada constituinte k, as perdas e ganhos (processos cinéticos) ao longo do rio.

Em bacias com rios lentos de planície ou em estuários a dispersão não pode ser desprezada e, conseqüentemente, o modelo utilizar o termo de dispersão (Thomann e Mueller, 1987).

A equação 8 é resolvida numericamente através de um esquema implícito progressivo no tempo e no espaço, aplicado trecho a trecho, de montante para jusante.

Cada variável de qualidade da água possui uma equação específica para representar os termos de perdas e ganhos S(k), que ocorrem ao longo do curso d'água (equações 9 a 13) (Tucci *et al.*, 2003).

$$\text{DBO} \quad S_{k_{i+1}}^{t+1} = -(K_1 + K_3) \cdot C_{i+1}^{t+1} \cdot A_{i+1}^{t+1} \quad (9)$$

$$\text{N Total} \quad S_{k_{i+1}}^{t+1} = 0 \quad (10)$$

$$\text{F Total} \quad S_{k_{i+1}}^{t+1} = -K_{\text{phos}} \cdot C_{i+1}^{t+1} \cdot A_{i+1}^{t+1} \quad (11)$$

$$\text{OD} \quad S_{k_{i+1}}^{t+1} = -K_1 \cdot C_{\text{DBO}_{i+1}}^{t+1} \cdot A_{i+1}^{t+1} + K_2 \cdot (C_{\text{ODsat}_{i+1}}^{t+1} - C_{\text{OD}_{i+1}}^{t+1}) \cdot A_{i+1}^{t+1} \quad (12)$$

$$\text{Coliformes fecais} \quad S_{k_{i+1}}^{t+1} = -K_{\text{col}} \cdot C_{i+1}^{t+1} \cdot A_{i+1}^{t+1} \quad (13)$$

onde K_1 é o coeficiente de decaimento da DBO (dia^{-1}), K_3 é o coeficiente de sedimentação da matéria orgânica (DBO) (dia^{-1}), K_2 é o coeficiente de reoxigenação (dia^{-1}), K_{phos} é o coeficiente de sedimentação do fósforo (dia^{-1}), K_{col} é o coeficiente de decaimento dos coliformes totais (dia^{-1}), C_{i+1}^{t+1} é a concentração de cada parâmetro (mg.L^{-1}) e A_{i+1}^{t+1} a área da seção transversal (m^2) em cada intervalo de tempo $t + 1$ na seção $i + 1$.

Os coeficientes de sedimentação do fósforo e da DBO foram considerados de forma independente para permitir uma maior flexibilidade no ajuste do modelo.

A equação de perdas e ganhos do oxigênio dissolvido torna este parâmetro de qualidade dependente da temperatura T da água do rio conforme a concentração de saturação do oxigênio dissolvido C_{ODsat} , calculado para cada célula em que é discretizada a bacia em cada Δt , função da temperatura. A temperatura T da água é adotada igual a temperatura do ar. A temperatura do ar apresenta uma variação em torno da média de amplitude maior que a da água e, normalmente, também um maior gradiente na direção da nascente à foz em grandes bacias. Este último fator é parcialmente representado pelo modelo ao se calcular o C_{ODsat} em cada célula.

Alguns coeficientes do modelo variam com a temperatura, como K_1 e K_{col} , e são corrigidos por

$$K_T = K_{20} \cdot 1,047^{(T-20)} \quad (14)$$

onde K_{20} é o coeficiente para a temperatura de 20°C , K_T é o coeficiente corrigido pela temperatura T ($^\circ\text{C}$).

Para uma estimativa inicial dos coeficientes K_1 , K_3 e K_{col} podem ser utilizados os intervalos de valores da Tabela 4.

Tabela 4 - Valores típicos de coeficientes de decaimento (dia^{-1}) (Thomann e Mueller, 1987)

K_1 (20°C)	K_3	K_{col} (20°C)
0,1 – 3,0	0,05 – 0,6	0,8 – 5,5

Para determinação o coeficiente de reaeração K_2 , o modelo utiliza uma relação direta com a declividade I (m/m) conforme:

$$K_2 = 100 \cdot I \quad (15)$$

A equação 15 foi ajustada para a bacia em estudo com base em valores típicos de reaeração diária obtidos na literatura, em função das características físicas e de velocidade do fluxo de rios. A declividade é considerada constante no trecho de rio de cada célula em que é discretizada a bacia.

Reservatório

O modelo assume a hipótese de mistura completa no reservatório, considerando a concentração de uma dada substância constante em todo o seu volume. Esta é uma simplificação utilizada para simulação do conjunto da bacia hidrográfica integrada pelos diferentes reservatórios. A avaliação detalhada da qualidade da água no reservatório e à jusante do reservatório pode ser realizada nas etapas seguintes do planejamento (viabilidade). As consequências da simplificação são mais importante em reservatórios estratificados devido a variabilidade vertical das concentrações em função da temperatura e densidade.

A propagação do OD e dos poluentes DBO, fósforo total, nitrogênio total e coliformes fecais no reservatório é realizada com base no balanço de massas, sendo expressa por

$$\frac{d(CV)}{dt} = I \cdot C_i - Q \cdot C + S(k) \quad (16)$$

onde Q é a vazão de saída C é a concentração e V o volume do reservatório, $S(k)$ é a função de perdas e ganhos para cada parâmetro k de qualidade de água e I e C_i são a vazão e a concentração do parâmetro na entrada do reservatório.

Os processos de perdas e ganhos de cada parâmetro k de qualidade durante o transporte em reservatórios são representados através do termo $S(k)$, específico para cada variável de qualidade de água são

$$\text{DBO} \quad S_{k_{i+1}}^{t+1} = -(K_1 + K_3) \cdot V^{t+1} \cdot C^{t+1} \quad (17)$$

$$\text{N Total} \quad S_{k_{i+1}}^{t+1} = 0 \quad (18)$$

$$\text{F Total} \quad S_{k_{i+1}}^{t+1} = -K_{\text{phos}} \cdot V^{t+1} \cdot C^{t+1} \quad (19)$$

$$\begin{aligned}
 \text{OD} \quad S_k^{t+1} &= -K_1 \cdot V^{t+1} \cdot C_{\text{DBO}}^{t+1} + \\
 &+ K_2 \cdot V^{t+1} \cdot (C_{\text{ODsat}} - C^{t+1}) \quad (20)
 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
 \text{Coliformes} \quad S_k^{t+1} &= -K_{\text{col}} \cdot V^{t+1} \cdot C^{t+1} \quad (21) \\
 \text{fecais}
 \end{aligned}$$

Os coeficientes K_1 , K_2 , K_3 , K_{col} e K_{phos} nas equações 17 a 21 tem o mesmo significado que no caso do transporte em rios, sendo expressos na mesma unidade (dia^{-1}).

A estimativa inicial dos coeficientes K_1 , K_3 e K_{col} podem ser obtidas da mesma forma que no caso do decaimento em rios, através da tabela 4. No caso da reoxigenação, o cálculo do K_2 é realizado através da seguinte equação empírica (O'Connor-Dobbins, 1956 *apud* Chapra, 1997):

$$3,93 \frac{U^{0,5}}{H^{1,5}}, \quad (22)$$

função da velocidade do vento U (m/s) e da profundidade da lâmina d'água H (m).

O SISTEMA TAQUARI-ANTAS

Descrição geral

A bacia do rio Taquari-Antas situa-se a nordeste do Rio Grande do Sul, limitando-se ao Norte com a bacia do rio Uruguai, a Oeste com a bacia do rio Jacuí, ao Sul com as bacias dos rios Jacuí e Caí e a Leste com as escarpas da Serra Geral (figura 5). O rio das Antas nasce no extremo Leste da bacia hidrográfica e tem uma extensão de 390 Km até a confluência com o rio Guaporé, de onde segue por mais 140 Km com o nome de Taquari, até desembocar no rio Jacuí. Os seus principais afluentes são os rios Camisas, Tainhas, Lajeado Grande, da Prata, Carreiro, Guaporé, Forqueta e Taquari-Mirim.

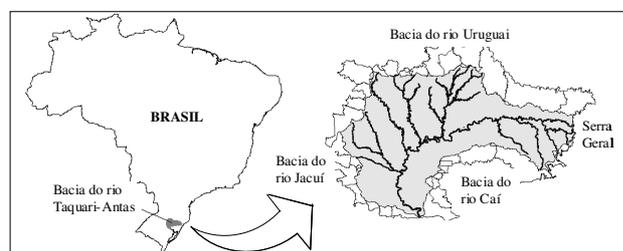


Figura 5 - Situação e localização da bacia do Taquari-Antas.

A vazão média de longo período no rio Taquari-Antas, medida no posto mais próximo a foz, é $633 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ou $744 \text{ mm} \cdot \text{ano}^{-1}$, com a descarga específica respectiva sendo de $23 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^2$ (DRH/SEMA, 2002).

A bacia do Taquari-Antas tem uma área de drenagem de 26.500 Km^2 , população em torno de 1,17 milhões de habitantes, 18% da população do Estado e abrange totalmente ou parcialmente 119 municípios.

Potencial poluidor na bacia: o rio das Antas nasce em uma região de baixa densidade populacional e percorre uma região cujas atividades básicas são a pecuária e a agricultura. Entretanto, a bacia conta com pólos industriais altamente desenvolvidos, como o conglomerado urbano do nordeste, formado por municípios como Caxias do Sul, Farroupilha, Bento Gonçalves e Garibaldi e, já no vale do Taquari, Lajeado e Estrela, concentrando a maior parte da população e das indústrias da bacia (Figura 6).

A qualidade das águas do rio Taquari-Antas é afetada, principalmente, por alguns de seus formadores, os rios Forqueta, Guaporé, Carreiro e Prata (ou Turvo), que percorre uma zona industrial de alto potencial poluidor e por arroios que drenam importantes áreas urbanas, como o Burati (Bento Gonçalves e Farroupilha), Tega (Caxias do Sul), Biazus (Farroupilha) e Marrecão (Garibaldi).

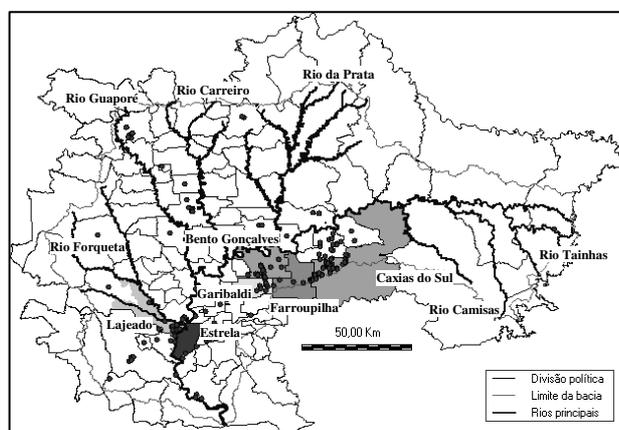


Figura 6 - Principais rios e centros urbanos da bacia

Exploração do potencial hidrelétrico: em 1993 foi realizado um inventário, pela Companhia Estadual de Energia Elétrica, que vem delineando a configuração atual de divisão de quedas da bacia. Deste inventário foi selecionada uma alternativa final apresentando 56 usinas hidrelétricas com uma potência instalada total de 1100 MW (CEEE, 1993). O estudo

de Diagnóstico Ambiental da Bacia do Taquari-Antas (FEPAM/SEMA, 2001) teve como um de seus objetivos específicos a identificação de quais das 56 usinas inventariadas produziram os maiores impactos ambientais e quais seriam as áreas mais impactadas na bacia. A partir de critérios que levassem em conta os impactos sobre os ecossistemas terrestres e a ictiofauna (meio biótico), a qualidade da água (meio físico) e os usos do recurso pelo homem (meio antópico), 17 empreendimentos foram considerados inviáveis. Atualmente, das 56 pequenas e grandes usinas hidrelétricas inventariadas pela CE-EE na bacia, duas estão em fase adiantada de licenciamento ambiental (Complexo Ceran) e duas estão operando no rio das Antas, Passo do Meio (Brascan/Azaléia) e Monte Claro (Ceran), em destaque na figura 7.

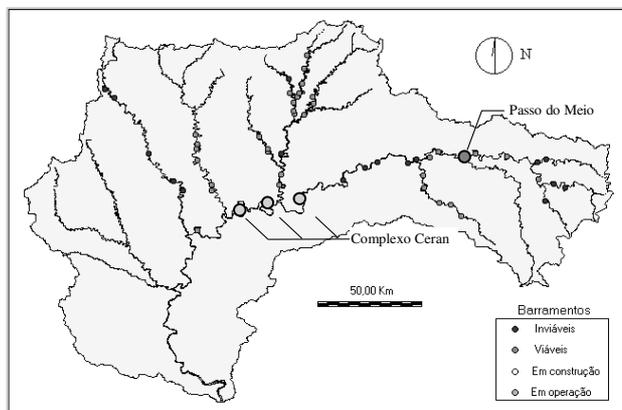


Figura 7 - Localização das usinas e situação da exploração hidrelétrica na bacia do Taquari-Antas

Simulação da bacia

Discretização espacial do modelo: a bacia foi discretizada em uma malha de 269 células quadradas com resolução de aproximadamente 10 Km (100 Km²). A topografia da região e a representação da hidrografia para fins de modelagem foram obtidas a partir de um modelo numérico do terreno (MNT) desenvolvido pelo USGS (United States Geological Survey), com uma resolução de 1km² e de cartas do Exército na escala de 1:250000 (figura 8).

Os dados de chuva pontuais são espacializados a partir do inverso do quadrado da distância entre os postos pluviométricos e os centros das células. O IPH-MGBq recebe a informação de chuva na forma de lâmina de precipitação (mm) em cada intervalo de tempo em cada célula.

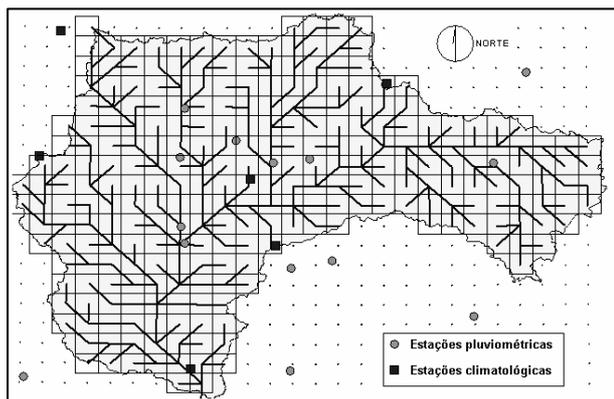


Figura 8 - Discretização da bacia, rede de drenagem artificial e localização de estações pluviométricas e climatológicas

As informações climatológicas (insolação, velocidade do vento, temperatura, etc.) são distribuídas na bacia em função do posto que apresenta a menor distância até cada célula. A distribuição das estações pluviométricas e climatológicas na bacia pode ser observada na figura 8.

Modelo de cargas: a partir da discretização da bacia é possível localizar a geração de cargas difusas e as entradas de cargas pontuais no Taquari-Antas e em seus principais afluentes. As fontes pontuais de poluição consideradas neste estudo foram indústrias e redes de esgoto sanitário urbano.

As indústrias, totalizando 322 unidades, reconhecidas de maior potencial poluidor, estão localizadas na bacia a partir de suas coordenadas geográficas (figura 6). Estas unidades foram classificadas em função da tipologia industrial, conforme a tabela 1, obtendo-se as concentrações dos poluentes modelados. As informações que possibilitaram esta classificação, as vazões efluentes e as coordenadas geográficas de cada unidade industrial foram obtidas de dados de cadastro.

Todos os centros urbanos da bacia contribuíram com geração de esgoto doméstico e foram localizados em função das coordenadas geográficas de suas sedes. Foi adotada a vazão de demanda de água potável de 245 L.hab⁻¹.dia⁻¹, obtida de um diagnóstico da bacia, realizado por DRH/SEMA (1997), e um coeficiente de retorno de 0,8. Apenas a população urbana de cada município foi considerada, obtida de dados censitários.

A cada célula de discretização da bacia corresponde um número, através do qual o modelo associa, além das fontes pontuais de poluição, algumas características físicas como área da bacia de

contribuição, declividade e comprimento do trecho de rio.

Foram consideradas fontes pontuais de poluição os 55 reservatórios inventariados, localizados na bacia em função das coordenadas de seus barramentos (figura 7). As informações sobre as características de cada usina, como as relações cota-volume e cota-área alagada, cota do vertedor e vazão máxima turbinável, foram obtidas do inventário da CEEE (1993).

A vazão ecológica (Q_{FUND} das equações 3 a 5) foi definida como a vazão de permanência de 90% do tempo.. Para cada uma das barragens a vazão ecológica foi calculada com base na Q_{90} da seção do Taquari correspondente ao posto fluviométrico de Muçum (86510000), corrigida pela relação de áreas de drenagem entre o posto e a barragem.

O modelo de cargas difusas de poluentes, geradas pelo escoamento superficial utilizou valores típicos de concentração de poluentes em função do uso do solo da bacia, conforme a tabela 3. Não havia informação específica para a bacia do Taquari-Antas e região.

Ajuste e verificação do modelo: diferentemente de modelos de qualidade de água que consideram o escoamento em estado permanente e assumem uma vazão de referência (por exemplo, a $Q_{7,10}$), o IPH-MGBq realiza as simulações a partir séries de vazão diária de entrada. O hidrograma é calculado e fornecido ao módulo de qualidade pelo modelo hidrológico, uma vez que este esteja calibrado.

O ajuste e as verificações do módulo hidrológico na bacia do Taquari-Antas foram realizados em função do coeficiente de correlação e a diferenças de volume entre os hidrogramas observados e calculados pelo modelo. Os resultados foram considerados bastante satisfatórios, principalmente para bacias superiores a 1000 km².

O ajuste do módulo de qualidade foi realizado com base em séries de variáveis de concentração monitoradas em diferentes pontos da bacia do Taquari-Antas (figura 9). A FEPAM monitora hoje dez pontos ao longo do rio Taquari-Antas através de campanhas trimestrais, registrando valores de 33 parâmetros de qualidade, dentre eles, OD, DBO, nitrogênio e fósforo totais e coliformes fecais. Os dados de qualidade disponíveis compreendem o período de 1993 a 2002.

Dos 10 postos de monitoramento da qualidade da água do Taquari-Antas apenas 6 foram utilizados na calibração do modelo. O posto TA 491, situado mais a montante da bacia, possui uma área de contribuição inferior a unidade de discretização

adotada e foi descartado. Os postos TA 265, TA 196 e TA 133 apresentam séries curtas (6 valores) e de período não coincidente com os demais postos. Desta forma os postos utilizados como pontos de controle foram: TA 451, TA 275, TA 166, TA 125, TA 077 e TA 004.

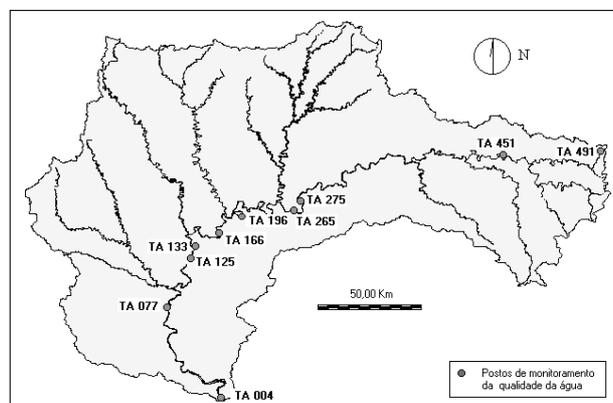


Figura 9 - Localização dos pontos de monitoramento da qualidade da água da bacia pela FEPAM

O ajuste das séries de concentração de poluentes geradas pelo modelo as séries observadas, foi realizado pelo método de tentativas. A realização de algumas simulações em uma etapa prévia do ajuste apontou uma grande sensibilidade dos resultados a alteração dos valores de alguns parâmetros e fontes pontuais e difusas de poluição. Os parâmetros do modelo utilizados no ajuste foram: K_1 , K_2 , K_{phos} e K_{col} . O coeficiente de reaeração K_2 não foi utilizado no ajuste por ser representado por equacionamento específico (equação 15) pelo modelo. Todas as concentrações típicas de poluentes (DBO, N, P e Coliformes) no esgoto cloacal urbano e no escoamento superficial foram utilizadas no ajuste.

Foram então testadas diferentes combinações de valores dos parâmetros K e valores de concentração de poluentes até se alcançar o resultado que se julgasse satisfatório. A avaliação da qualidade do ajuste, para cada variável de qualidade de água, foi baseada em estatísticas (média, variância, valores máximos e mínimos), relação $Q \times C$ e análise visual.

Observa-se, através das figuras 10 a 12, os bons resultados obtidos no ajuste das variáveis fósforo total, OD e coliformes fecais em diferentes seções do rio Taquari-Antas.

Os ajustes da DBO e do nitrogênio total foram bastante prejudicados em função dos baixos valores destas variáveis presentes nas águas rio Taquari-Antas no período de análise. A maioria dos valores observados, em torno de 70 %, foi menor ou

igual ao limite de detecção adotado pela FEPAM, tanto para a DBO quanto para o nitrogênio total.

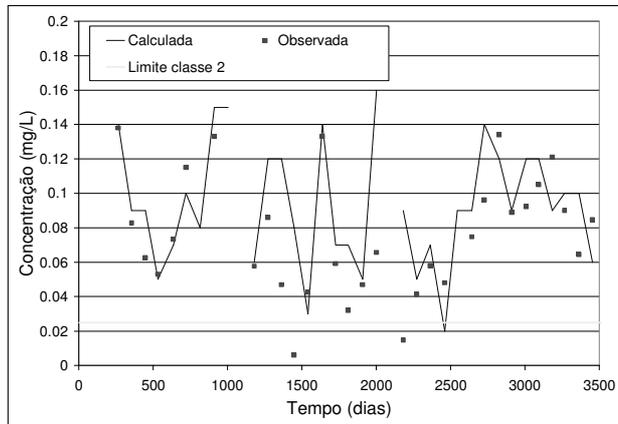


Figura 10 - Ajuste dos fosfatos totais no TA 004 (foz do Taquari)

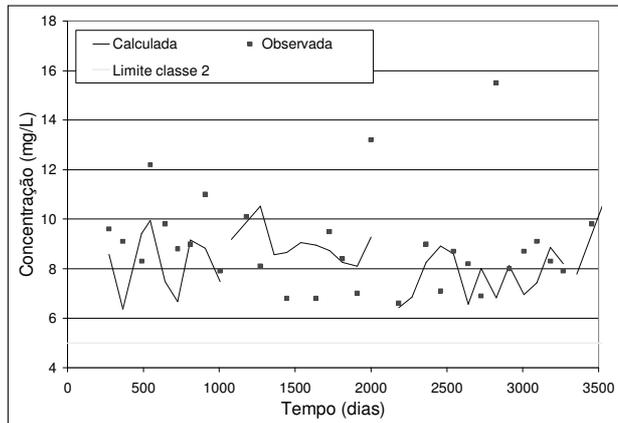


Figura 11 - Ajuste do oxigênio dissolvido no TA 451 (Bom Jesus)

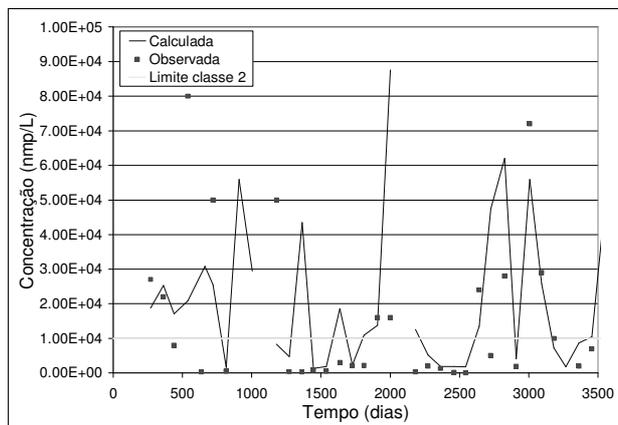


Figura 12. Ajuste dos coliformes fecais no TA 275 (Nova Roma do Sul/Nova Pádua)

O modelo apresentou resultados satisfatórios também em termos de valores médios de concentração de variáveis de qualidade de água ao longo do Taquari-Antas. Pode-se observar na figura 13, no caso específico do OD, que o modelo representa bem a tendência de decréscimo na concentração média ao longo do Taquari-Antas, no sentido de montante para jusante, verificada na série de valores observados.

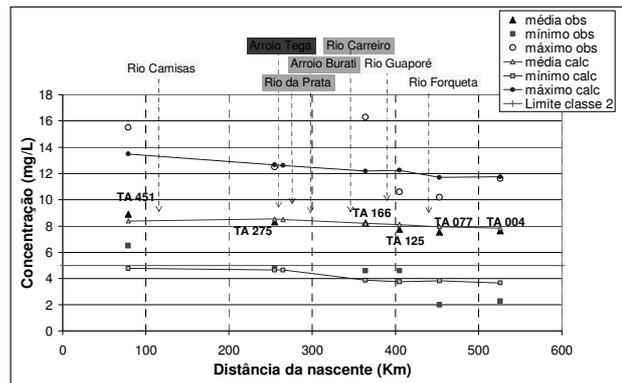


Figura 13 - Valores médio, máximos e mínimos de concentração de OD ao longo do curso do Taquari-Antas no período de 1993 a 2002

Simulação dos cenários: os cenários simulados da bacia do Taquari-Antas basearam-se em projeções de crescimento da população, do setor industrial e na implementação de usinas hidrelétricas na bacia.

Assim, estimou-se o crescimento da população e do setor industrial para os mesmos horizontes em que foram definidos os cenários de exploração do potencial hidrelétrico na bacia. Foram definidos, para a bacia do Taquari-Antas, os seguintes cenários:

Cenário 1: ajuste do modelo (1993-2002), sem usinas hidrelétricas. Correspondente aos anos subsequentes ao inventário da CEEE e ao início do monitoramento dos parâmetros de qualidade da água da bacia por parte da Fepam, compreendendo o período de 1993 a 2002. Este cenário, foi o de ajuste do modelo e considera a bacia sem qualquer usina instalada ou em operação. A população de cada município foi obtida a partir de dados censitários do IBGE e a situação das principais indústrias foi obtida de dados cadastrais da FEPAM.

Cenário 2: projeção de curto prazo, com 4 hidrelétricas. Considera a usina existente (Passo do Meio) e os três empreendimentos, hoje em fase de implantação (14 de Julho, Monte Claro e Castro Alves), ope-

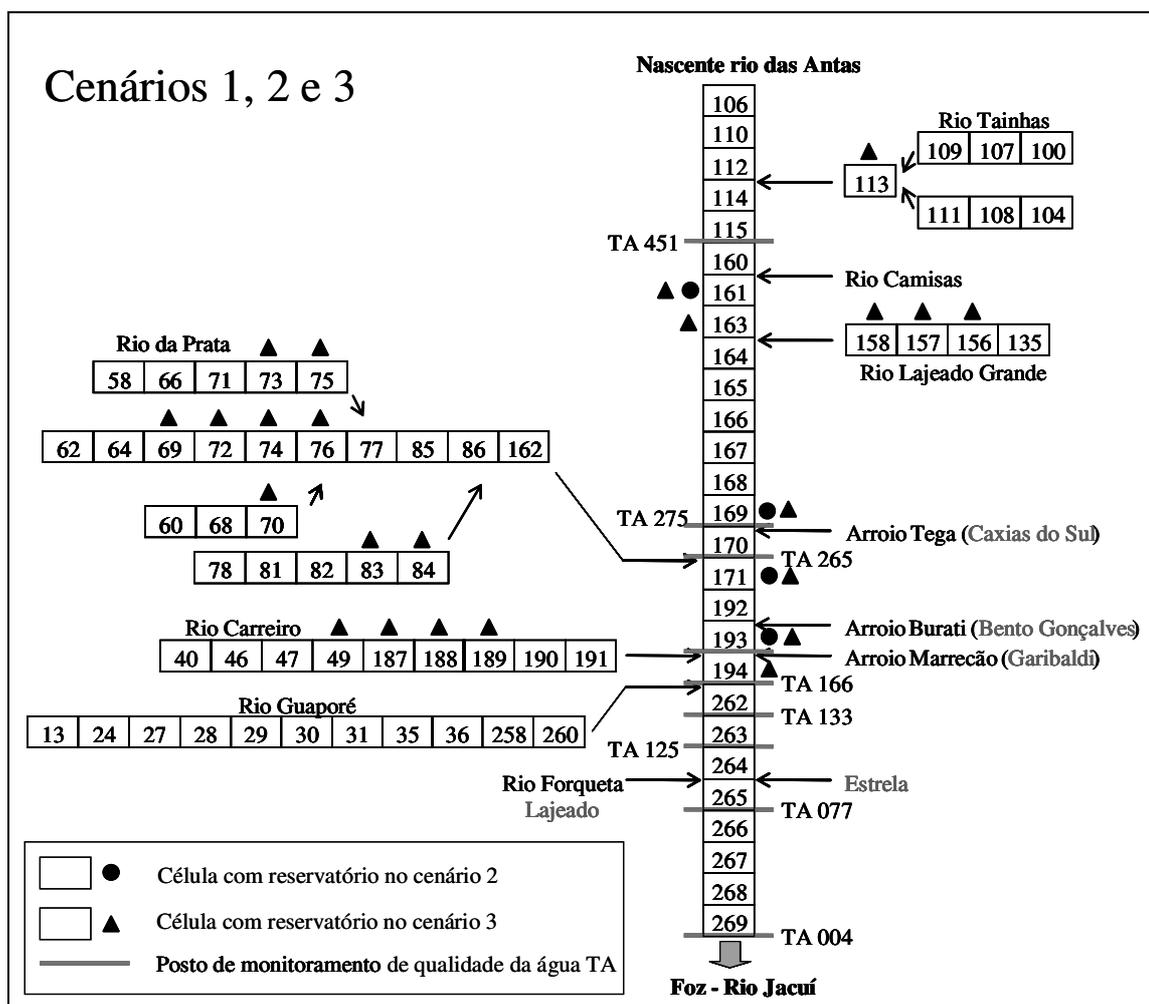


Figura 14 - Esquema dos cenários estudados: entrada de cargas pontuais e localização dos reservatórios no Taquari-Antas

rando, para um horizonte de dez anos (até o ano de 2013).

Foi suposto um crescimento habitacional proporcional das áreas urbanas e rurais através considerando a mesma taxa ocorrida na última década, de 1,23% ao ano, ou 13% para o período futuro.

DRH/SEMA (1997) estimou com base em dados de PIB e consumo d'água industrial e do Índice de Desempenho Industrial, uma taxa anual de crescimento do consumo de água para abastecimento industrial na bacia de 6,23%. Por forma de representação simplificada, o número de indústrias não se altera de um cenário para outro, apenas a majoração da vazão de consumo

(Qind) é que configura o desenvolvimento industrial.

Cenário 3: projeção de longo prazo, com 38 hidrelétricas. Situação que contempla todas as 38 usinas do inventário da CEEE, consideradas viáveis pela FEPAM, implantadas e operando, com um horizonte estimado de 30 anos.

As mesmas taxas anuais de crescimento populacional (1,23%) e de crescimento do consumo de água para abastecimento industrial (6,23%) do cenário anterior foram adotadas.

A tabela 5 resume os cenários descritos acima. Para todos os cenários foi adotado 245 l.hab⁻¹.dia⁻¹ para o consumo de água tratada para

abastecimento da população e um coeficiente de retorno de 0,80.

Tabela 5 - Resumo dos cenários de desenvolvimento

Cenário	Horizonte	Nº de UHE's	Taxa de crescimento da pop. (%)	Coef. de majoração da Qindustria
1	Últimos 10 anos	0	-	-
2	2013	4	13,0	1,83
3	2033	38	44,3	5,13

As cargas difusas permanecem as mesmas em todos os cenários, em função de não ter se alterado a configuração do uso do solo na bacia. A única fonte de poluição em função de alterações na bacia considerada pelo modelo foi a questão da distribuição dos reservatórios das usinas hidrelétricas, diferente para cada cenário. A inclusão de reservatórios no sistema (cenários 2 e 3) faz com que ocorra uma regularização de vazões de pequena magnitude (aprox. Q_{50}) no rio Taquari-Antas, o que pode ser observado em todos os pontos de controle da bacia.

A representação esquemática da distribuição das UHE's e da entrada de cargas poluentes no rio Taquari-Antas, para os cenários descritos acima, é apresentada na figura 14.

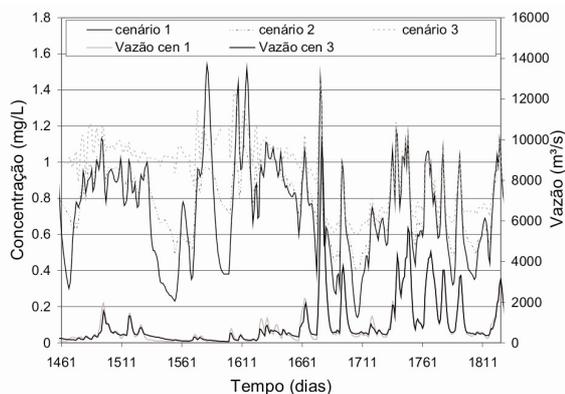


Figura 15 - Hidrogramas dos C1 e C4 e concentração de nitrogênio total no TA 004 para todos os cenários no período de janeiro a dezembro de 1997

Entre as variáveis de qualidade de água, o nitrogênio total é a que apresentou maior alteração de sua série de concentrações em função do

desenvolvimento da bacia. Pode-se observar, através da figura 15, a alteração sobre a variância e a média das concentrações de nitrogênio que ocorre nos demais cenários, principalmente no C3, em relação ao C1. A implantação dos reservatórios há um aumento na capacidade de armazenamento da bacia. Devido à hipótese de mistura completa, assumida para os reservatórios, há proporcionalmente um maior efeito de diluição da concentração de nitrogênio nos volumes armazenados.

Observa-se que a primeira metade do período observado na figura 15 é caracterizada pela estiagem e que pequenas elevações na vazão do rio ocasionam picos de nitrogênio no cenário 1, com a bacia sem reservatórios. Na comparação com o cenário 3, com todas as hidrelétricas, os efeitos de armazenamento, diluição e regularização da concentração de nitrogênio são facilmente verificados, para esta situação de estiagem. Já em períodos chuvosos há uma grande produção de nitrogênio na bacia, somando-se às cargas constantes do esgoto doméstico às cargas devidas ao escoamento superficial. Neste caso, quando os reservatórios estão com sua capacidade de armazenamento esgotada, são liberadas altas cargas de nitrogênio a jusante das barragens. Desta forma há uma maior proximidade entre o perfil de concentração de nitrogênio no tempo entre todos os cenários, como se verifica na segunda metade do período apresentado figura 15.

O efeito de aumento de disponibilidade de nitrogênio total no sistema, em função da implantação das hidrelétricas, não foi verificado para os outros poluentes modelados, o que provavelmente se deve ao fato do decaimento do nitrogênio ter sido considerado nulo pelo modelo. Os fosfatos sedimentam no reservatório, o que conseqüentemente abate sua concentração no efluente da usina. A DBO, além da sedimentação sofre ainda degradação por bactérias. Em função da hipótese de mistura completa este abatimento acontece em qualquer parcela do volume extravasado da usina, seja pelo descarregador de fundo, seja pelo vertedor principal.

O comportamento do parâmetro oxigênio dissolvido é praticamente o mesmo em todos os pontos de controle da bacia, inclusive nos locais sob maior influência dos reservatórios. As concentrações de OD sofrem uma pequena diminuição na variância com o acréscimo do número de reservatórios, mas a média é pouco alterada para ambos os cenários. Este fato pode ser observado na figura 16 na seção do TA 125 e se

verifica para os demais pontos de controle no Taquari-Antas.

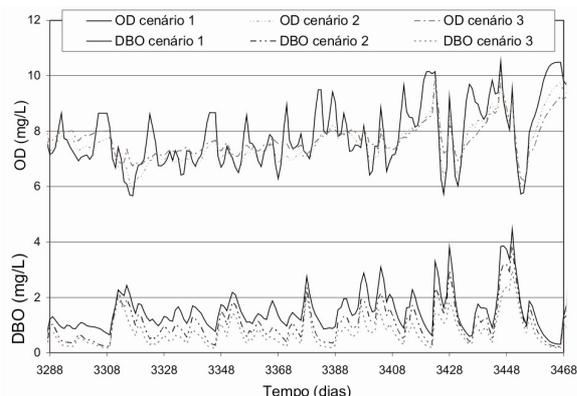


Figura 16 - Comportamento das séries de concentração de OD e DBO com a alteração dos cenários de desenvolvimento na seção do TA 125, no período de janeiro a junho de 2002

A figura acima permite observar também o que ocorre em cada cenário na relação entre o consumo de matéria orgânica e a concentração de oxigênio dissolvido na água em um ponto da bacia. Há uma relação de proporcionalidade inversa entre as médias das séries de concentração de DBO e o número de hidrelétricas em operação na bacia. Os picos de DBO são maiores no C1 do que nos demais cenários, mesmo estes tendo considerado um aumento nas cargas poluidoras em relação ao primeiro. Assim, os valores mínimos de OD no C1 são os mais críticos. Entretanto, durante o processo de consumo da matéria orgânica, o cenário 3 é o que apresenta a menor capacidade de recuperação dos níveis de OD anteriores, só atingindo a concentração do C1 quando a DBO chega a valores bastante baixos. Este fato pode estar associado a maior inércia do sistema quando sua capacidade de armazenamento é aumentada com a construção de reservatórios. O cenário 1 tem uma capacidade de renovação dos volumes armazenados superior aos demais cenários, ou seja, um tempo de detenção hidráulica menor.

Os perfis longitudinais de concentrações médias (de 1993 a 2002) das variáveis de qualidade da água ao longo do rio Taquari-Antas, nos cenários 2 e 3 em relação ao C1 (ajuste), apresentados nas figuras 17 e 18, facilitam a visualização do que foi discutido neste item.

Através do perfil longitudinal de concentrações pode-se observar com mais facilidade a

importância das fontes pontuais de poluição na bacia. Os casos mais evidentes são o da afluição do Tega (entre os TAs 275 e 265) e do Tainhas (montante do TA 451) e as contribuições pontuais das cidades de Lajeado e Estrela (entre os TAs 125 e 077), situadas as margens do Taquari.

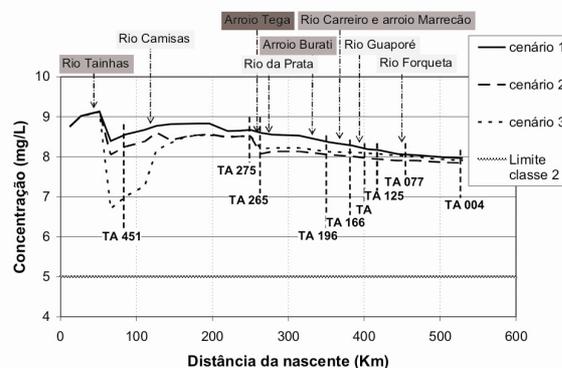


Figura 17 - Perfil longitudinal de concentrações médias de OD do período de 1993 a 2002 para os cenários 1, 2 e 3

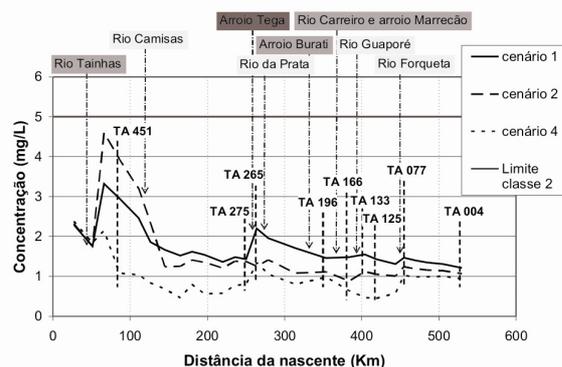


Figura 18 - Perfil longitudinal de concentrações médias de DBO do período de 1993 a 2002 nos cenários 1, 2 e 3

A figura 17 possibilita a verificação do efeito dos reservatórios sobre a concentração média de OD no rio. A concentração no cenário 3 atinge valores críticos logo após a entrada do rio Tainhas. No trecho a jusante há uma forte recuperação da concentração de OD destes cenários, superando o perfil do cenário 2. Ocorre que com o aumento dos volumes armazenados nas cabeceiras do Antas e seus afluentes há um maior consumo de matéria orgânica neste locais, possibilitando a recuperação dos níveis de OD mais próximos da saturação ao longo do rio.

Segundo a resolução 357 do CONAMA (Brasil, 2005), houve pouca alteração ao se comparar os cenários. A mudança de comportamento mais significativa ocorreu com a entrada do rio Tainhas no Antas. Neste local, o cenário 3 colocaria o Antas na classe 3, enquanto que no cenários 1 e 2 como classe 2, no que diz respeito ao parâmetro DBO.

CONCLUSÕES

O ajuste do modelo com base nos dados observados de concentração, tomando em conta a limitação da informação disponíveis na bacia do Taquari-Antas, foi considerado satisfatório, principalmente em termos de valores médios do período simulado (1993 a 2002). De maneira geral, os valores médios de concentração observados no perfil longitudinal rio foram bem representados pelo IPH-MGBq. Para todas estas estatísticas, os resultados do modelo apresentaram coerência com os perfis observados, do ponto de vista da resposta do sistema às cargas pontuais de poluição.

Os valores máximos e mínimos observados, por serem valores singulares, obtidos em um determinado instante, em geral, não foram alcançados pelo modelo. No intuito de melhorar a representação de valores de concentração considerados extremos, ocorrendo fora da tendência média, tem sido incorporado um algoritmo de “*buildup-washoff*” ao módulo de qualidade de água. A representação do acúmulo de carga poluente na superfície da bacia em períodos secos (*buildup*) e da lavagem e carreamento dos poluentes para a drenagem (*washoff*) pode conferir maior flexibilidade na representação de picos de concentração, principalmente em eventos de chuva entre períodos secos. A metodologia do modelo de *buildup-washoff* incorporado ao IPH-MGBq e uma aplicação na bacia do rio Corumbá são apresentadas em Larentis *et al.* (2007).

O aumento da concentração de poluentes observada no Taquari-Antas na confluência do arroio Tega, que drena parte da cidade de Caxias do Sul, e no trecho em que estão localizadas as cidades de Lajeado e Estrela foi bem representada pelo modelo. Da mesma forma, o perfil de concentrações de oxigênio dissolvido ao longo do Taquari-Antas calculado pelo modelo acompanhou os comportamentos observados, apresentando uma tendência de decréscimo nos valores

de concentração no sentido da nascente para a foz.

Na análise de cenários de desenvolvimento foram analisados três situações representativas de horizontes de planejamento: atual, intermediário e de longo prazo - levando em consideração a geração de energia hidrelétrica, o crescimento da população e da produção industrial.

Sob o ponto de vista da classificação das águas conforme a resolução 357 do CONAMA (Brasil, 2005) houve pouca alteração da qualidade dos recursos hídricos na bacia do Taquari-Antas frente aos cenários definidos. Entretanto, notou-se comportamento distinto para cada variável de qualidade de água e grandes alterações sobre as concentrações em trechos específicos da bacia.

O nitrogênio total foi a substância mais afetada pelos barramentos, apresentando uma elevação nas médias de concentração em função da implantação das usinas. Observou-se neste estudo, que a construção de reservatórios na bacia do Taquari-Antas aumentaria a disponibilidade de nitrogênio na bacia. Como o decaimento da substância foi considerado nulo no modelo, a carga de nitrogênio gerada na bacia seria, pelo efeito de acumulação, maior no cenário com os reservatórios. A implementação de um modelo de eutrofização no IPH-MGBq, com a representação dos reservatórios no perfil vertical poderia alterar os resultados obtidos para o nitrogênio. O consumo do nitrato pelo fitoplâncton pode ser importante em reservatórios com tempo de detenção elevados. Alguns reservatórios incluídos nas simulações realizadas neste estudo apresentam potencial de eutrofização e tempo de detenção considerado elevado (DRH/SEMA, 1997).

Para o fósforo total e a DBO, em que houve a hipótese de decaimento durante o transporte, houve decréscimo nas concentrações médias na bacia nos cenários com hidrelétricas, em função do aumento do tempo disponível para o consumo e sedimentação nos reservatórios. O mesmo ocorreu com os coliformes fecais nos locais sob maior influência do conjunto de barragens, nas seções entre os municípios de Encantado e Muçum.

O efeito do aumento das cargas pontuais devido ao crescimento da população e do setor industrial foi menos importante que o da implantação de reservatórios na bacia, sendo notado apenas em alguns pontos do Taquari-Antas, como a jusante do rio Tainhas e das cidades de Estrela e Lajeado. Nas referidas seções as concentrações

médias de poluentes sofreram grandes elevações para praticamente todos os cenários e as concentrações de OD atingiram valores críticos à jusante da confluência com o rio Tainhas no cenário 3.

Em resumo, termos como “melhor”, “pior”, “bom” ou “ruim”, ao serem aplicados à análise de cenário de desenvolvimento, devem ser acompanhados de ressalvas, uma vez que as consequências advindas das ações e alterações empreendidas pelo homem sobre o sistema hídrico se refletem de formas distintas em cada período de tempo e em cada local da bacia.

O IPH-MGBq permite a simulação e análise do impacto sobre a qualidade da água da bacia decorrente da implantação de um conjunto de reservatórios juntamente com outras fontes de poluição pontuais e não pontuais e demonstra ser uma ferramenta útil para a simulação de cenários de desenvolvimento, fornecendo resultados coerentes com a realidade da bacia, principalmente em termos de valores médios de concentração.

REFERÊNCIAS

- BRASIL 2005. Resolução CONAMA n° 357 de 17 de março de 2005.
- CEEE 1993. Inventário Hidrelétrico da Bacia do Rio Taquari-Antas – Relatório Final. Companhia Estadual de Energia Elétrica, RS.
- CLAPHAN, W. B. et al., 1999. *Human Activities in the drainage basin as sources of nonpoint pollutants*. In: THORNTON, J. A., RAST, W., HOLLAND, M. M., JOLAKAI, G., RYDING, S.-O. (Eds.), *Assessment and Control of Nonpoint Source Pollution of Aquatic Ecosystems*. Ed. UNESCO e Parthenon Publishing, Paris, França.
- COLLISCHONN, W. Simulação Hidrológica de Grandes Bacias. Porto Alegre: 2001. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- DRH/SEMA 1997. Avaliação Quali-Quantitativa das Disponibilidades e Demandas de Água na Bacia Hidrográfica do Sistema Taquari-Antas, RS. V.1, Memorial Descritivo, tomos I e II.
- DRH/SEMA 2002. Relatório Anual Sobre a Situação dos Recursos Hídricos no Estado do Rio Grande do Sul. Secretaria Estadual do Meio Ambiente, RS. Disponível online: www.sema.rs.gov.br
- FEPAM/SEMA 2001. Diagnóstico Ambiental da Bacia do Taquari-Antas. Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Fundação de Proteção ao Meio Ambiente, RS.
- LARENTIS, D. G.; COLLISCHONN, B.; COLLISCHONN, W. *Pollutant buildup-washoff modeling in large river basins*. Anais da 11th diffuse pollution conference. International Water Association (IWA), Belo Horizonte, 2007.
- LIMA, L. C. T. M. Simulação da Qualidade da Água em uma Bacia Hidrográfica: Aplicação a Bacia do Rio Curu (CE). Porto Alegre: 1998. Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- NOVOTNY, V., 2003. *Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management*. Ed. John Wiley & Sons Inc., NY, EUA.
- O'CONNOR-DOBBINS, 1956 *apud* CHAPRA, 1997. *Surface Water-Quality Models*. Editora McGraw-Hill, Inc., EUA.
- THOMANN, R. V. e MUELLER, J. A., 1987. *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*. Harper & Row Publishers, Inc., NY, EUA.
- TUCCI, C. E. M., COLLISCHONN, W. e LARENTIS, D. G., 2003. Desenvolvimento e Aplicação de Modelo Matemático com Base para Gerenciamento dos Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Taquari-Antas. IPH-UFRGS, rp. 2., Porto Alegre, RS.
- TUCCI, C. E. M., 2005. Modelos Hidrológicos. Editora da Universidade, Porto Alegre, RS.
- WURBS, R. A. e JAMES, W. P., 2002. *Water Resources Engineering*. Ed. Prentice Hall, 2002.

Water Quality Simulation in Large Basins: Taquari-Antas River, RS

ABSTRACT

Water resources management involves the evaluation of existing and planned scenarios for the occupation of the hydrographic basin, identifying and estimating the impacts of non-point and point sources of pollution, besides the effects of modification of the fluvial regime by hydraulic works. The aforementioned evaluation is part of planning water resources at the hydrographic basin level, from the perspective of a compromise between development and sustainability. A hydrologic and water quality model is presented which allows the simulation of intervention scenarios in large basins. The IPH-MGBq model, using precipitation data, allows the calculation and representation of time variability of discharge and concentration of DO, BOD,

total nitrogen and phosphorous and fecal coliforms along the drainage network.

The model was used in the Taquari-Antas river in Rio Grande do Sul, with an approximate area of 26,000 km² considering the effects of agriculture, urbanization, point loads of domestic and industrial sewage, besides hydropower dams to be built and currently being built in the basin. The results were adjusted to the hydrological and water quality data available for the current scenario, and the model was used to prognosticate future scenarios of the interventions, with results appropriate to this type of analysis.

Key-words: Water quality; IPH-MGBq model.