

Artigo Técnico

Modelagem da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba (MG)

Water quality modeling in the basin of the Piracicaba River (MG), Brazil

Maytê Maria Abreu Pires de Melo Silva¹, Sérgio Donizete Faria², Priscilla Macedo Moura³

RESUMO

Este trabalho tem como objetivo aplicar um modelo de qualidade da água, o Sistema de Apoio à Decisão/Instituto de Pesquisas Hidráulicas (SAD-IPH), na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba. Os parâmetros de qualidade modelados foram a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), fósforo total, nitrogênio e coliformes termotolerantes. Os dados de vazão foram obtidos através da aplicação do modelo hidrológico Modelo de Grandes Bacias/IPH (MGB-IPH). O modelo de qualidade foi calibrado utilizando dados dos postos de monitoramento da qualidade da água do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM). As curvas de DBO, OD e fósforo total apresentaram boa aderência aos dados das campanhas de monitoramento. Os parâmetros nitrogênio (orgânico, amoniacal, nitrito, nitrato) e coliformes termotolerantes foram subestimados pelo modelo. A maioria dos cursos d'água apresentam a qualidade de suas águas compatíveis com a classe 4 de enquadramento, entretanto as concentrações poluentes atuais estão acima do esperado para a referida bacia, já que o seu enquadramento atual é classe 2.

Palavras-chave: modelo hidrológico; recursos hídricos; qualidade da água.

ABSTRACT

This paper aims to apply a model of water quality, the *Sistema de Apoio à Decisão/Instituto de Pesquisas Hidráulicas* (SAD-IPH), in the Piracicaba River basin. The quality parameters were modeled biochemical oxygen demand (BOD), dissolved oxygen (DO), total phosphorus, nitrogen and thermotolerant coliforms. The flow data were obtained through the application of the hydrological model *Modelo de Grandes Bacias/IPH* (MGB-IPH). The quality model was calibrated using data from stations monitoring the water quality of the *Instituto Mineiro de Gestão das Águas* (IGAM). The curves of BOD, DO and total phosphorus showed good adherence to data from monitoring campaigns. The parameters organic nitrogen, ammonia, nitrite, nitrate, and coliforms were underestimated by the model. Most streams have the quality of its waters compatible with Class 4. Current concentrations are well above what would be ideal for the basin, as its current framework is in Class 2.

Keywords: hydrological model; water resources; water quality.

INTRODUÇÃO

Dentre os diversos recursos naturais existentes, os recursos hídricos constituem um dos mais importantes, por ser indispensável para a sobrevivência. Entretanto, a sua qualidade está comprometida devido ao uso indiscriminado e pelo lançamento continuado de esgotos residenciais, de efluentes das indústrias, de agrotóxicos e rejeitos da agricultura e pecuária, assim como de poluentes de outras atividades humanas, que, direta ou indiretamente, promovem alterações na estrutura e funcionamento dos sistemas hídricos, com consequências finais para o próprio homem.

A gestão dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas tem, historicamente, tratado de forma isolada os aspectos quantitativos e qualitativos. Entretanto, um cenário de degradação ambiental aponta para

a necessidade de um planejamento adequado dos recursos naturais para integrar esses dois aspectos.

Uma forma eficiente de avaliar os impactos do lançamento de cargas poluidoras, bem como de analisar cenários de intervenção e medidas de controles ambientais, é através da utilização de modelos de qualidade das águas, que servem de ferramenta no planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica.

Até a década de 1960 a modelagem da qualidade da água numa bacia hidrográfica era realizada de forma concentrada, considerando as alterações locais devido às cargas pontuais de poluição. Com o avanço dos sistemas computacionais é possível realizar uma análise com um sistema distribuído no espaço (Chapra, 1997). Os modelos espacialmente distribuídos de qualidade da água, que se baseiam em

¹Mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) - Uberaba (MG), Brasil.

²Modelagem da qualidade da água em bacia hidrográfica - Belo Horizonte (MG), Brasil.

³Doutora em Engenharia Civil pelo Institut National des Sciences Appliquées de Lyon - Lyon, França.

Endereço para correspondência: Maytê Maria Abreu Pires de Melo Silva - Rua João Batista Ribeiro, 4.000 - Distrito Industrial II - 38064-790 - Uberaba (MG), Brasil - E-mail: mayte@iftm.edu.br

Recebido: 05/05/14 - **Aceito:** 20/05/16 - **Reg. ABES:** 134420

A escolha da bacia do rio Piracicaba como unidade de estudo se justifica pelo fato dessa bacia apresentar um maior número de postos de monitoramento da qualidade da água em comparação com outras bacias e, também, por apresentar-se bastante antropizada e com um número considerável de atividades econômicas com alto potencial poluidor.

Na Figura 2 é apresentado o mapa de uso e cobertura do solo na bacia, indicando as classes de uso e cobertura do solo.

Em relação ao enquadramento de acordo com a DN-COPAM 9/1994 (COPAM, 1994), a bacia do rio Piracicaba está totalmente enquadrada na classe 2, na qual as suas águas são destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional; proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário (esqui aquático, natação e mergulho); irrigação de hortaliças e plantas frutíferas; criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

Modelagem da qualidade da água

A modelagem da qualidade da água foi realizada utilizando o SAD-IPH (Kayser, 2011). Esse modelo é integrado a um sistema de informações geográficas disponibilizado gratuitamente na internet, o MapWindowGIS, onde a topologia e outras características da bacia a ser simulada são obtidas a partir de imagens de satélite.

Para a obtenção dos dados de vazão nos trechos de drenagem foi aplicado um modelo hidrológico, o Modelo de Grandes Bacias do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (MGB-IPH) (COLLISCHONN, 2001), caracterizado como um modelo distribuído e desenvolvido para simular o processo de transformação da chuva em vazão em grandes bacias (maiores que 10.000 km²). A aplicação do modelo foi verificada pelo Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe, dado pela Equação 1:

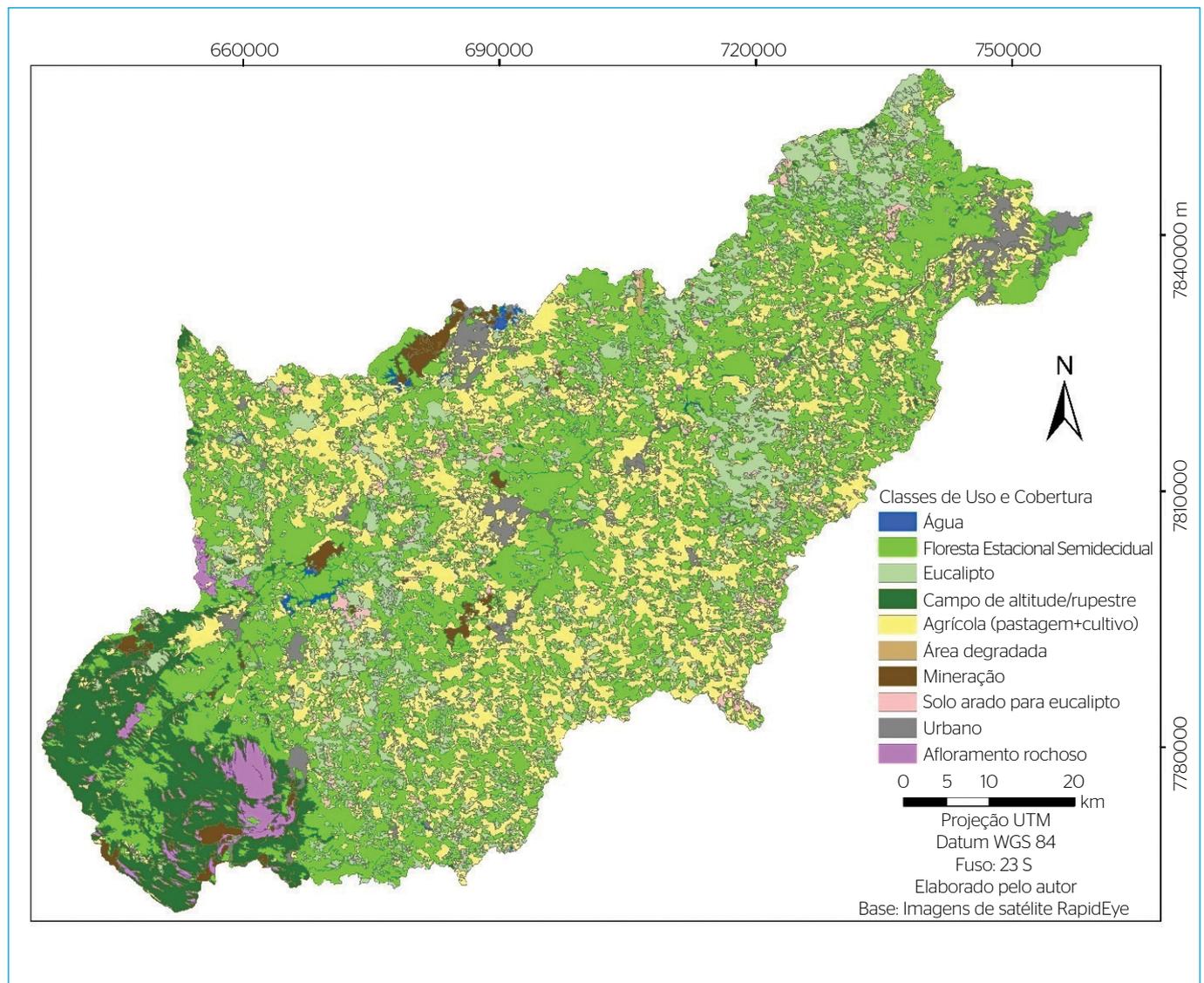


Figura 2 - Mapa de uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do Rio Piracicaba (MG).

$$E = 1 - \frac{\sum (Q_{obs} - Q_{est})^2}{\sum (Q_{obs} - \overline{Q_{obs}})^2} \quad (1)$$

Em que:

Q_{obs} = vazão ou deflúvio observado,

Q_{est} = vazão ou deflúvio estimado, e

$\overline{Q_{obs}}$ = vazão ou deflúvio observado médio.

O desempenho de um modelo é considerado adequado e bom se o valor de E supera 0,75, e é considerado aceitável se o valor de E fica entre 0,36 e 0,75 (Collischonn, 2001).

A seguir são apresentados os dados de entrada necessários para o modelo hidrológico e de qualidade da água:

- relevo — obtido através de imagens SRTM, geradas em 2000 pela *Shuttle Radar Topography Mission*, da *National Geospatial-Intelligence Agency* (NGA) e *National Aeronautics and Space Administration* (NASA), com resolução espacial de 90 metros (www.eros.usgs.gov/#/Home);
- uso e cobertura do solo — obtidos a partir de imagens *RapidEye*, do ano de 2011, que apresentam resolução espacial de cinco metros, e visita a campo;
- solo — os dados referentes aos tipos de solos foram obtidos do Mapa de Solos do Estado de Minas Gerais, disponibilizado na escala de 1:650.000, no formato *raster* (UFV/CETEC/UFLA/FEAM, 2010);
- dados climatológicos e hidrológicos — a precipitação, a temperatura do ar, a velocidade do vento, a pressão atmosférica, a insolação e a umidade do ar foram obtidos da Agência Nacional de Águas (ANA), por meio do Sistema de Informações Hidrológicas (Hidroweb) na sua página na internet (<http://hidroweb.ana.gov.br>), que disponibiliza informações fluvio-pluviométricas de estações do território nacional;
- dados de monitoramento da qualidade da água — foram obtidos dados das campanhas trimestrais de coletas de água, realizadas pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), das 12 estações de monitoramento da qualidade da água existentes na bacia do Rio Piracicaba; foram utilizados os dados dos parâmetros físico-químicos e biológicos de interesse para o presente trabalho — temperatura, DBO, OD, fósforo total, nitrogênio (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato) e coliformes termotolerantes.

As imagens SRTM após serem mosaicadas e recortadas para a área de estudo, utilizando o conjunto de ferramentas do *ArcHydro Tools* do *ArcGIS*, são gerados o modelo digital de elevação (MDE), as direções de escoamento, as mini-bacias (bacias por trechos de rio) e a rede de drenagem.

Os mapas de solos e de uso e cobertura do solo são combinados para representar áreas de comportamento hidrológico similares dentro de cada minibacia, denominadas unidades de resposta hidrológica (URH). Em cada URH são simulados os processos hidrológicos verticais, incluindo interceptação, evapotranspiração, balanço de água no solo, geração de escoamentos superficial e subsuperficial e percolação ao aquífero. Os volumes gerados nas URH são somados e propagados nas minibacias, sendo posteriormente propagados pela rede de drenagem representando os processos hidrológicos horizontais do sistema.

Para a simulação hidrológica, na etapa de calibração dos parâmetros do modelo, utilizou-se a série de dados climatológicos e hidrológicos de janeiro de 1990 a dezembro de 1998. A escolha desse período se deve à disponibilidade de dados de vazão observados.

No SAD-IPH, o transporte do poluente ao longo do trecho simulado segue uma relação definida pelo modelo de Streeter-Phelps (Chapra, 1997), a qual estabelece que a variação da concentração do poluente remanescente ($C_{j,i}$) em um infinitésimo de tempo (dt) é igual a concentração do poluente multiplicada por uma constante de decaimento (K), podendo ser escrita como mostrado na Equação 2 (KAYSER, 2011).

$$\frac{d(C_{j,i})}{dt} = -K * C_{j,i} \quad (2)$$

A equação diferencial (Equação 2) tem solução analítica, considerando a variação da concentração do espaço e regime permanente, dada pela Equação 3 (KAYSER, 2011):

$$C_{f,i} = C_{j,i} * \exp\left(\frac{-K_r L_i}{U_i}\right) \quad (3)$$

Em que:

$C_{f,i}$ = concentração ao fim do trecho i ;

$C_{j,i}$ = concentração do poluente remanescente;

K_i = taxa de decaimento que pode variar por segmento;

L_i = comprimento do trecho de rio i em metros; e

U_i = velocidade média, em m/s.

O modelo pode realizar a simulação dos seguintes parâmetros de qualidade da água: DBO, OD, nitrogênio (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo total e coliformes termotolerantes.

A redução da concentração de DBO se dá segundo uma equação de decaimento de primeira ordem, apresentado na Equação 4, na qual

Kd é o coeficiente de decaimento, Kr a taxa de sedimentação da matéria orgânica, x o comprimento e u a velocidade do escoamento no trecho.

$$C_{DBO,d} = C_{DBO,ms} \cdot e^{\left(-Kd+Kr\right)\frac{x}{u}} \quad (4)$$

O OD depende dos processos de reaeração, através da superfície da água, e da redução de concentração para atender a DBO. A Equação 5 é baseada no modelo de Streeter-Phelps e foi adaptada para utilização no modelo SAD-IPH, sendo o OD_{SAT} o oxigênio dissolvido de saturação e Ka o coeficiente de reaeração.

$$C_{OD,d} = OD_{sat} - \left((OD_{sat} - OD_{OD,ms}) \cdot e^{\left(-Ka\right)\frac{x}{u}} \right) + \frac{Kd \cdot C_{DBO,ms}}{Ka - Kr} \cdot \left(e^{-Kr\frac{x}{u}} - e^{-Ka\frac{x}{u}} \right) \quad (5)$$

Os processos de transformação dos compostos nitrogenados assumem uma reação de primeira ordem e foram descritas por Chapra (1997). As Equações 6 a 9, descrevem as transformações, onde os subscritos o , a , i e n denotam nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato, respectivamente.

$$\frac{dN_o}{dt} = -K_{oa} N_o \quad (6)$$

$$\frac{dN_a}{dt} = K_{oa} N_o - K_{ai} N_a \quad (7)$$

$$\frac{dN_i}{dt} = K_{ai} N_a - K_{in} N_i \quad (8)$$

$$\frac{dN_n}{dt} = K_{in} N_i \quad (9)$$

Com relação ao fósforo, considera-se para esse parâmetro que ocorra uma sedimentação de acordo com uma reação de primeira ordem dada pela Equação 10, onde K_{sp} representa a taxa de sedimentação do fósforo.

$$C_{Pt,d} = C_{Pt,ms} \cdot e^{\left(-K_{sp}\right)\frac{x}{u}} \quad (10)$$

O processo de transformação do número de coliformes termotolerantes é estabelecido por uma reação de primeira ordem, dada pela Equação 11, na qual K_{col} é a taxa de decaimento bacteriano.

$$C_{Coli,d} = C_{Coli,ms} \cdot e^{\left(-K_{col}\right)\frac{x}{u}} \quad (11)$$

Para realizar o cálculo da mistura dos lançamentos no trecho, levando em consideração as taxas cinéticas que ocorreram ao longo do segmento, o modelo considera que todos os lançamentos localizados dentro da minibacia correspondente ao trecho simulado estejam localizados no ponto mais a montante do segmento. Sendo assim, é feito o cálculo da mistura das vazões e concentrações totais efluentes com as vazões e concentrações que aportam a esse trecho, de acordo com as Equações 12 e 13.

$$Q_{ms} = Q_i + Q_{ef,T} \quad (12)$$

$$C_{x,ms} = \frac{(Q_i \cdot C_{x,i}) + (Q_{ef,T} \cdot C_{ef,T})}{Q_i + Q_{ef,T}} \quad (13)$$

Os coeficientes cinéticos utilizados na calibração do modelo foram os seguintes: oxigênio dissolvido de saturação (Cs), coeficiente de reaeração (Ka), coeficiente de remoção da DBO (Kd), coeficiente de decaimento bacteriano (K_{col}), coeficiente de decaimento do fósforo total (Kp); e os coeficientes de reação dos compostos nitrogenados — coeficiente de hidrólise do nitrogênio orgânico em amônia (Koa), coeficiente de conversão da amônia em nitrito (Kai), e o coeficiente de transformação do nitrito em nitrato (Kin).

A definição do oxigênio de saturação foi dada como uma função da temperatura da água no local, conforme descrito por Chapra (1997), segundo a relação estabelecida na Equação 14, na qual Cs é a concentração de saturação em $mg.L^{-1}$ e T_a é a temperatura do corpo hídrico em °C. A temperatura adotada foi 20°C.

$$Cs = -139,34411 + \frac{1,575701 \cdot 10^5}{T_a} - \frac{6,642308 \cdot 10^7}{T_a^2} + \frac{1,243800 \cdot 10^{10}}{T_a^3} - \frac{8,621949 \cdot 10^{11}}{T_a^4} \quad (14)$$

Para o cálculo do coeficiente de reaeração, foi utilizada a relação apresentada por Larentis (2004), a qual relaciona a reaeração com a declividade do canal, de acordo com a Equação 15.

$$Ka = \frac{\text{declividade} \left(\frac{m}{m} \right)}{100} \quad (15)$$

O coeficiente de remoção da DBO (Kd), apresentado na Equação 16, representa a concentração de DBO remanescente que é reduzida ao longo do tempo, o qual representa a parcela da concentração existente

que é oxidada por reação carbonácea (TUCCI, 2005). Esse coeficiente foi estimado por trecho da rede de drenagem, pela relação entre Kd e a profundidade H (CHAPRA, 1997). A profundidade é aquela que pode ser estimada a partir da equação de Manning (Equação 17), reorganizada para obter H (em metros) em função de Q (vazão), B (largura), S (declividade) e n (coeficiente de Manning). Os dados referentes à vazão, largura e declividade foram calculados pelo modelo para cada trecho e o coeficiente de Manning adotado foi 0,035.

$$Kd = 0,3 \left(\frac{H}{2,4} \right)^{-0.434} \tag{16}$$

$$H = \left(\frac{n \cdot Q}{B^{2/3} \cdot S^{1/2}} \right)^3 \tag{17}$$

Para a definição do coeficiente de decaimento bacteriano (K_{col}) assumiu-se valores fixos encontrados na literatura, que variam entre 0,5 e 1,5/dia (VON SPERLING, 2007). Adotou-se o coeficiente igual a um.

O coeficiente de decaimento do fósforo total (Kp) foi estimado em função da sedimentação, a qual é estimada pela definição de um coeficiente de sedimentação, dado pela relação entre a velocidade de sedimentação e a profundidade.

Os valores dos coeficientes dos compostos nitrogenados foram definidos de acordo com dados de literatura, segundo valores de referência adotados por Von Sperling (2007). Para o coeficiente de hidrólise do nitrogênio orgânico em amônia (Koa) foi adotado 0,5; para o coeficiente de conversão da amônia em nitrito (Kai) foi adotado 0,25; e para o coeficiente de transformação do nitrito em nitrato (Kin) foi adotado 0,65.

A modelagem da qualidade da água possibilita a representação da geração de cargas poluentes difusas e pontuais na bacia e seu transporte e reações cinéticas ao longo da rede de drenagem.

As cargas pontuais (efluentes industriais e esgotos domésticos urbanos) são estimadas através da vazão efluente e da concentração do parâmetro analisado, expresso pela Equação 18.

$$W = C * Q \tag{18}$$

Em que:

W = carga (mg.dia⁻¹);

C = concentração média do evento (mg.L⁻¹);

Q = vazão de efluentes (L.dia⁻¹).

Para a quantificação das cargas poluentes provenientes da rede de esgoto doméstico são utilizadas a concentração média dos poluentes e a vazão *per capita*. Na Tabela 1 estão apresentadas as concentrações médias de poluentes adotados no presente trabalho. O consumo de água típico,

segundo dados da literatura é de 200 L.pessoa⁻¹ nas cidades. A vazão *per capita* do esgoto gerado é considerado como 80% do consumo de água.

As concentrações e vazões dos efluentes industriais são determinadas utilizando a concentração de poluentes por tipologia industrial (Tabela 2) e os efluentes industriais, que segundo a ANA (2013) corresponde a 86% do consumo de água (Tabela 3). Essa metodologia é proposta quando há falta de dados de monitoramento e cadastramento industrial.

As fontes de poluição pontual são situadas na bacia de acordo com as suas coordenadas geográficas, definindo a localização de sua contribuição na rede de drenagem. Os pontos de lançamento dos efluentes domésticos tratados e *in natura* foram obtidos da Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM, 2013). Com os dados censitários de população do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010), foi estimada a carga poluidora lançada em cada ponto, de acordo com a concentração do efluente lançado.

Tabela 1 - Concentrações (mg.L⁻¹) médias de poluentes em efluentes de redes de esgoto doméstico sem tratamento adotados.

Poluentes	Concentração (mg.L ⁻¹)	Concentração (NMP/100 mL)
Fósforo Total	5	-
Nitrogênio Total	15	-
DBO	150	-
Coliformes Termotolerantes	-	10 ⁶

Fonte: Adaptado de Novotny (2003).

Tabela 2 - Concentração média de poluentes por tipologia industrial.

Tipologia Industrial	Concentração Média (C)			
	DBO (mg.L ⁻¹)	Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL)
Couro	210	3,3	2,0	1,000
Bebida	350	10,0	1,0	0,100
Têxtil	22	27,5	1,2	8,000
Alimento	260	30,0	5,0	7,000
Química	146	27,5	1,1	0,001
Metal	10	2,6	0,6	0,001
Papel	250	10,0	1,2	0,001
Utilidade Pública	300	30,0	10,0	7,000

Fonte: Lima (1998).

DBO: demanda bioquímica de oxigênio.

Para determinar as indústrias existentes na bacia do Rio Piracicaba e os pontos de lançamento, utilizou-se os dados disponibilizados no Cadastro Industrial da Federação das Indústrias de Minas Gerais (FIEMG), disponíveis no *site* <<http://www.cadastroindustrialmg.com.br/Cadastro.aspx>>, onde constam o endereço e o porte da indústria.

As cargas difusas são estimadas através de cálculos que se baseiam nas cargas obtidas com coeficientes de exportação (CE), que indicam quanto uma determinada área com atividade exportará de poluentes para a rede de drenagem principal através do escoamento superficial. Os valores dos CE, descritos pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SMA, 2003) e adotados no presente estudo para a simulação das cargas difusas, estão apresentados na Tabela 4.

As cargas difusas diárias produzidas são calculadas multiplicando os coeficientes de exportação pela área de cada classe proposta de uso e cobertura do solo.

O modelo de qualidade, implementado no SAD-IPH, foi calibrado com base em séries de variáveis de concentração monitoradas pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) em diferentes pontos da bacia do Rio Piracicaba. Foram utilizados os dados de monitoramento da qualidade da água do período 2008 a 2012, para a calibração do modelo de qualidade.

Para comparar os resultados simulados pelo modelo de qualidade da água com os dados das campanhas de monitoramento da qualidade da água, são calculados o erro médio quadrático (*Root Mean Square Error* – RMSE) e o desvio padrão geral dos erros (*Standard Deviation* – STD), por meio das Equações 19 e 20.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2}{n}} \cdot \frac{1}{\bar{O}} \quad (19)$$

$$STD = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2}}{n \cdot \bar{O}} \quad (20)$$

Em que:

S_i = valores simulados no tempo i ;

O_i = valores observados (em campo) no tempo i ;

\bar{O} = média aritmética dos valores observados no tempo i ;

n = número de valores observados.

Esses parâmetros avaliam a diferença entre o observado e o simulado. Quanto mais próximo de zero são os seus valores, mais os dados observados e simulados se assemelham (CHUNG; BOMBARDELLI; SCHLADOW, 2009).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A aplicação do modelo hidrológico MGB-IPH para a obtenção das vazões nos trechos da rede de drenagem apresentou coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe com valores iguais a 0,821 e 0,486 para dois postos de monitoramento, o que permite classificar o desempenho do modelo como satisfatório.

Na calibração do modelo de qualidade, os valores obtidos foram comparados com a série histórica de dados de campanhas de monitoramento da qualidade da água de 12 estações. Foram utilizados os dados de 2009 a 2012: do mês de julho para representar condições de estiagem (Q_{90}) e, do mês de janeiro para representar o período chuvoso (Q_{10}).

Na Figura 3 são apresentados os resultados obtidos com a calibração do modelo para os parâmetros DBO, OD, fósforo total, compostos

Tabela 3 - Consumo de água por tipologia industrial.

Tipologia Industrial	Unidade Produzida	Consumo de Água (m³/unidade produzida)
Laticínio	1.000 L de leite	8,000
Têxtil	1 tonelada	500,000
Couro (Curtume)	1 tonelada de pele	30,000
Química	1 tonelada	25,000
Metal	1 tonelada	2,000
Papel	1 tonelada	53,000
Abatedouro de Bovinos	1 cabeça	1,500
Abatedouro de Aves	1 cabeça	0,025
Bebidas	1.000 L	5,000
Siderurgia	1 tonelada	4,500
Carvão	1 tonelada	10,000
Mineração	1 m³ de minério	16,000

Fonte: Adaptada de Rebouças, Braga e Tundisi (1999) e ANA (2013).

Tabela 4 - Coeficientes de exportação para fósforo total, nitrogênio total, demanda bioquímica de oxigênio e coliformes termotolerantes [kg/(km².dia)] para cada tipo de área de uso e cobertura do solo.

Uso e cobertura do solo	Coeficiente de Exportação			
	Fósforo total	Nitrogênio total	DBO	Coliformes termotolerantes
Floresta	0,039	0,60	1,20	1×10^9
Eucalipto	0,039	0,60	1,20	1×10^8
Campos de Altitude e Rupestre	0,028	0,50	1,06	1×10^8
Atividade Agrícola	0,346	2,95	7,32	1×10^{11}
Área Degradada	0,034	1,27	5,54	1×10^9
Área Urbana	0,034	1,27	5,64	1×10^9

DBO: demanda bioquímica de oxigênio.

Fonte: SMA (2003)

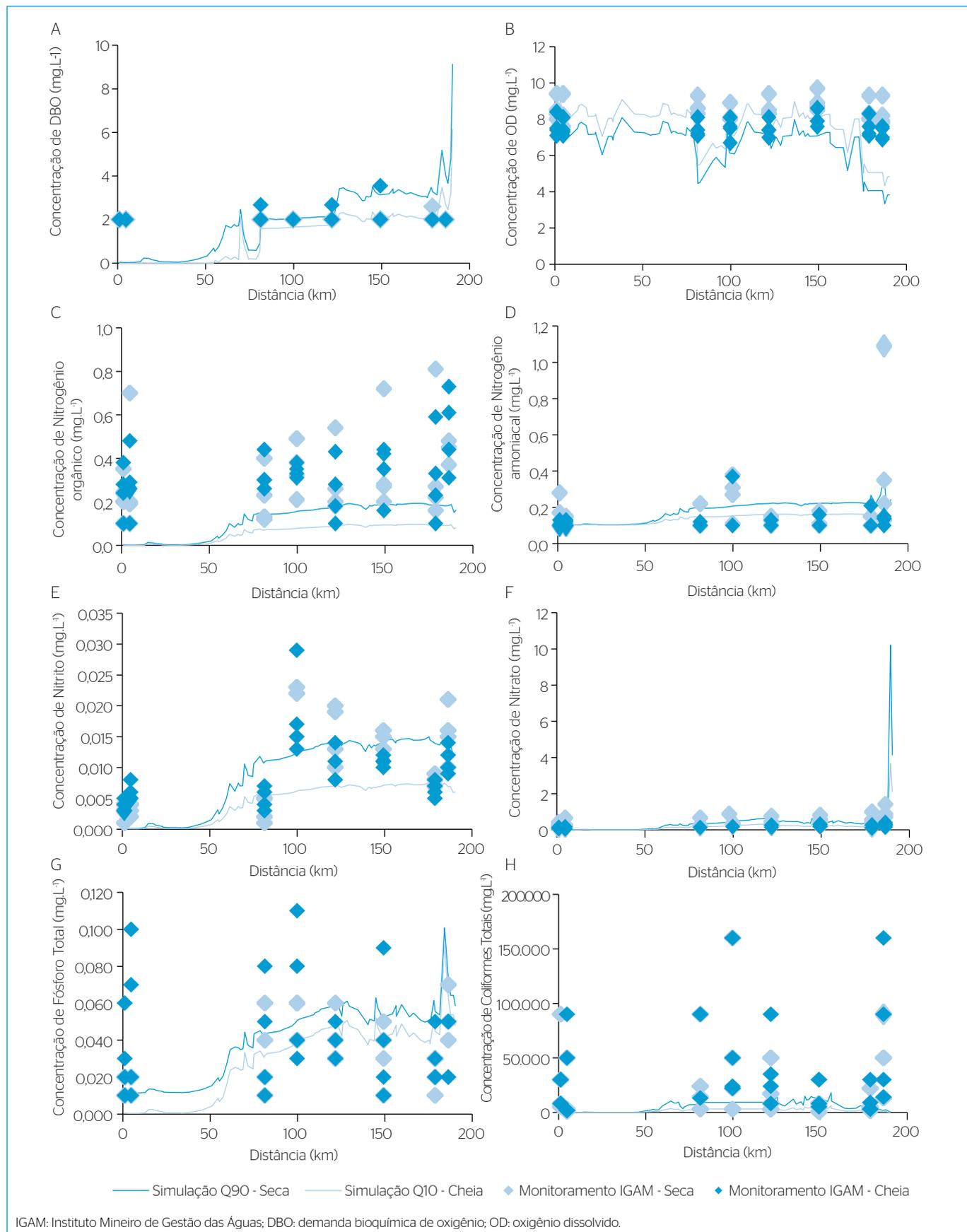


Figura 3 - Concentração de poluentes simulados para o período de seca (Q90) e cheia (Q10) e dados de monitoramento do Instituto Mineiro de Gestão das Águas no Rio Piracicaba dos parâmetros: (A) demanda bioquímica de oxigênio, (B) oxigênio dissolvido, (C) nitrogênio orgânico, (D) nitrogênio amoniacal, (E) nitrito, (F) nitrato, (G) fósforo total, e (H) coliformes termotolerantes.

nitrogenados e coliformes termotolerantes, em toda a extensão do rio principal da bacia, o Rio Piracicaba. Os gráficos apresentados facilitam a visualização entre os dados simulados e observados nos oito postos de monitoramento do IGAM desde a nascente até a foz do Rio Piracicaba.

Com base nos gráficos da Figura 3 pode-se dizer que foi alcançado um bom grau de ajuste das curvas referentes aos dados simulados, para Q_{10} e Q_{90} , com os dados observados nas campanhas de monitoramento realizadas pelo IGAM. Os resultados das simulações dos parâmetros de qualidade da água DBO, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, fósforo total e coliformes termotolerantes apresentaram valores inferiores no período chuvoso em comparação com o período seco, possivelmente em função do efeito de diluição das chuvas. Estes resultados indicam que nesta bacia houve pouca influência da carga difusa, proveniente de moléculas poluentes que são carregadas em grande quantidade e velocidade no período chuvoso para a rede de drenagem.

Como a concentração de poluentes foi maior no período seco, pode-se concluir que as cargas pontuais de poluentes que são lançadas na bacia do Rio Piracicaba são significativas, provavelmente devido à entrada de descargas de esgotos em maiores quantidades e menor diluição desses esgotos no período seco. Os picos de DBO observados estão relacionados à descarga concentrada de efluentes sanitários e industriais nos trechos. O pico de DBO observado no quilômetro 180, localizado próximo à foz da bacia, está associado à entrada de efluentes de indústrias de laticínios e couros, situados na cidade de Ipatinga.

As concentrações de OD, obtidas na simulação, foram superiores no período chuvoso em comparação com a época seca, diferente dos dados de medições de campo do IGAM, no qual os maiores valores observados foram no período seco. O OD é um dos principais parâmetros para se avaliar o efeito da poluição dos lançamentos orgânicos; entretanto, as cargas poluentes inseridas no modelo foram superestimadas, devido à menor concentração de OD obtidas na simulação. O nitrogênio na sua forma orgânica foi subestimado pelo modelo, ou seja, esse parâmetro apresentou valores maiores nas campanhas de monitoramento em comparação com os valores simulados. Já para os demais parâmetros (nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato), o resultado da simulação apresentou um bom ajuste aos dados de campo.

A modelagem do fósforo total apresentou valores compatíveis com os dados das campanhas de monitoramento. No seu trecho final há um pico na concentração de fósforo total devido à grande quantidade de lançamentos de esgoto *in natura* próximo às cidades de Coronel Fabriciano e Timóteo. A simulação dos coliformes termotolerantes não apresentou aderência em relação aos dados de campo de monitoramento, os valores simulados foram subestimados pelo modelo.

Os resultados da análise estatística das diferenças entre valores observados e simulados pelo modelo, para cada parâmetro de qualidade de água, estão apresentados na Tabela 5: o erro médio quadrático (RMSE) e o desvio padrão geral dos erros (STD).

A análise estatística dos parâmetros de qualidade indica baixa dispersão dos erros calculados a partir dos dados observados e simulados. Quanto mais próximos de zero são os valores do RSME e STD, mais os dados observados e simulados se assemelham. Levando isso em consideração, obteve-se uma melhor simulação dos parâmetros OD e DBO. Os parâmetros nitrito, coliformes termotolerantes e nitrogênio amoniacal, apresentaram, respectivamente, os piores valores tanto para o RSME e STD, indicando que os dados observados e simulados apresentaram baixa aderência.

No mapa da Figura 4 é apresentado a classificação geral do enquadramento dos trechos da rede hidrográfica com base nos dados simulados, utilizando a Q_{90} como vazão de referência e considerando a pior classificação para os parâmetros analisados (DBO, OD, Nitrogênio Amoniacal, Nitrito, Nitrato, Fósforo Total e Coliformes Termotolerantes).

Considerando os dados resultantes da simulação tem-se uma situação crítica para a bacia do rio Piracicaba, uma vez que a maioria dos cursos d'água apresentam a qualidade de suas águas compatíveis com a classe 4. As concentrações simuladas de acordo com os lançamentos difusos e pontuais atuais estão acima do que seria o ideal para a referida bacia, já que está totalmente enquadrada na classe 2 de acordo com a DN-COPAM 9/1994 (COPAM, 1994).

Tabela 5 - Erro médio quadrático e desvio padrão entre os valores observados e os simulados pelo modelo, dos parâmetros de qualidade de água analisados.

Parâmetro	RSME	STD
DBO	0,44	0,13
OD	0,40	0,12
Nitrogênio Orgânico	0,87	0,26
Nitrogênio Amoniacal	0,98	0,30
Nitrito	1,87	0,56
Nitrato	0,74	0,22
Fósforo Total	0,53	0,16
Coliformes Termotolerantes	1,14	0,34

RSME: Erro médio quadrático; STD: desvio padrão; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; OD: oxigênio dissolvido.

REFERÊNCIAS

- Agência Nacional de Águas - ANA. (2013) *Manual de procedimentos técnicos e administrativos de outorga de direito de uso de recursos hídricos*. Brasília: Agência Nacional de Águas - ANA.
- CHAPRA, S.C. (1997) *Surface water-quality models*. Chicago: Springer-Verlag, 424 p.
- CHUNG, E.G.; BOMBARDELLI, F.A.; SCHLADOW, S.G. (2009) Modeling linkages between sediment resuspension and water quality in a shallow, eutrophic, wind-exposed lake. *Ecological Modeling*, v. 220, n. 9, p. 1251-1265.
- COLLISCHONN, W. (2001) *Simulação hidrológica de grandes bacias*. 270 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL - COPAM. (1994) *Deliberação Normativa nº 9, de 19 de abril de 1994*. Dispõe sobre o enquadramento da bacia do Rio Piracicaba. Diário Executivo de Minas Gerais. Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM).
- Fundação Estadual do Meio Ambiente - FEAM. (2013) *Plano para incremento do percentual de tratamento de esgotos sanitários na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba*: sumário executivo. Belo Horizonte: FEAM, 55 p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. (2010) *Censo demográfico 2010*. Disponível em: <www.censo2010.ibge.gov.br>. Acesso em: 12 nov. 2013.
- KAYSER, R.H.B. (2011) *Sistema de suporte à decisão para gerenciamento de recursos hídricos integrado a um SIG*: desenvolvimento e aplicação na Bacia do Rio dos Sinos. 2011. 123 p. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- LIMA, L.C.T.M. (1998) *Simulação da qualidade da água em uma bacia hidrográfica: aplicação a bacia do rio Curu (CE)*. 1998. 171 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- NOVOTNY, V. (2003) *Water quality: diffuse pollution and watershed management*. New York: John Wiley & Sons. 888 p.
- REBOUÇAS, A.C.; Braga, B.; Tundisi, J.G. (1999) *Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. São Paulo: Editora Escrituras. 717 p.
- SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE - SMA. (2003) *Versão 1.5 do modelo de correlação uso do solo/qualidade de água - MQUAL*. São Paulo: SMA-SP.
- TUCCI, C.E.M. (2005) *Modelos hidrológicos*. 2. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS. 678 p.
- Universidade Federal de Viçosa - UFV; FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE Minas Gerais - CETEC; UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS - UFLA; FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE - FEAM. (2010) *Mapa de solos do Estado de Minas Gerais*. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010. Disponível em: <<http://www.feam.br/noticias/1/949-mapas-de-solo-do-estado-de-minas-gerais>> Acesso em: 27 jun. 2013.
- VON SPERLING, M. (2007) *Estudos e modelagem da qualidade da água dos rios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais - DESA-UFMG, 588 p.