

**MODELOS MATEMÁTICOS PARA AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE
DE ÁGUA: UMA REVISÃO**

**MATHEMATICAL MODELS FOR THE EVALUATION OF THE WATER QUALITY
INDEX: A REVIEW**

**MODELOS MATEMÁTICOS PARA LA EVALUACIÓN DEL ÍNDICE DE LA CALIDAD
DEL AGUA: UNA REVISIÓN**

Daiane Ferreira Batista
Universidade Federal de Goiás
daiane-fb@hotmail.com

João Batista Pereira Cabral
Universidade Federal de Goiás
jbcabral2000@yahoo.com.br

Resumo

A qualidade da água em bacias hidrográficas vem sendo alterada de maneira alarmante nos últimos tempos. Fontes artificiais derivadas das atividades antrópicas são dadas como a principal ameaça de degradação ambiental. Estas alterações necessitam ser avaliadas ao considerar a água como elemento vital para sobrevivência de espécies. Dentre as ferramentas avaliadoras do índice de qualidade da água (IQA), destacam-se modelos matemáticos, considerados ferramentas eficientes no diagnóstico ambiental. O objetivo desta pesquisa foi apresentar as principais características de alguns modelos matemáticos de qualidade da água e alguns exemplos de aplicações no Brasil. A escolha do modelo é parte decisória para que se possa atingir os objetivos proposto pela pesquisa; sua aplicação permite estimar cenários futuros, determinar fontes poluidoras e conduzir tomadas de decisões diante das ações degradantes. Com isso, o conhecimento desta ferramenta auxilia pesquisadores na escolha do modelo que melhor se enquadra nos objetivos da pesquisa, a fim de oferecer informações decisivas a órgão gestores de bacias hidrográficas.

Palavras chave: IQA, modelos matemáticos, água.

Abstract

The water quality in river basins has been changed in an alarming way in the last decades. Artificial sources derived from anthropic activities are given as the main threat to environmental degradation. These alterations need to be evaluated as considering the water as a vital element to the species survival. Among the evaluating tools from the water quality index (WQI), mathematical models stand out, which are considered efficient tools in the environmental diagnosis. The objective of this research was presenting the main characteristics of some mathematical models of water quality and some examples of their applications in Brazil. The choice of the model is the turning point so it's possible to achieve the proposed objectives by the research; its application allows us to estimate future sceneries, to determine polluting sources and lead decision-making regarding degrading actions. Thereby, the acknowledge of this tool helps researchers while choosing the model which best fits the objective of the research, in order to offering decisive information to river basin management organizations.

Keywords: WQI, mathematical models, water.

Resumen

La calidad del agua en las cuencas hidrográficas se ha alterado de manera alarmante en los últimos tiempos. Fuentes artificiales producidas por las actividades antrópicas se dan como la principal amenaza de la degradación ambiental. Estas alteraciones necesitan ser evaluadas considerando el agua como el elemento vital para la sobrevivencia de especies. Dentro de las herramientas que evalúan el índice de la calidad del agua (IQA), destaquen los modelos matemáticos, considerados herramientas eficientes en el diagnóstico ambiental.

El objetivo de esta investigación es presentar las principales características de algunos modelos matemáticos de la calidad del agua y algunos ejemplos de aplicaciones en el Brasil. El modelo seleccionado es una parte decisiva para que sea posible alcanzar los objetivos propuestos por la investigación; su aplicación permite estimar escenarios futuros, determinar las fuentes contaminadoras y conducirá las decisiones con respecto a las acciones degradantes. Considerando esto, el conocimiento de esta herramienta ayuda a los investigadores a escoger el modelo que mejor encuadre en los objetivos de la investigación, al brindar las informaciones cruciales al órgano de gestión de las cuencas hidrográficas.

Palabras claves: IQA, modelos matemáticos, agua.

Introdução

A água é o principal elemento para que se tenha vida no planeta. Sua composição pode ser afetada ao receber poluentes em quantidades superiores à sua capacidade de autodepuração, comprometendo o desenvolvimento ambiental natural da fauna e flora, como também do setor econômico de determinada região. Quanto maior for a produção antrópica, maior será a necessidade de utilização da água e, conseqüentemente, mais vulnerável à contaminação, ela ficará resultando em impactos ambientais (TUNDISI; MATSUMURA TUNDISI, 2008).

O acelerado crescimento populacional e a intensificação das atividades produtivas a partir da década de 60 tornaram-se uma ameaça à saúde humana em todo mundo. A grande quantidade de resíduos gerados por atividades e lançados aos corpos hídricos sem tratamento adequado condiciona a agredir o potencial natural autodepurativo das águas (REN et al., 2013).

Esteves (1998) afirma que o processo de eutrofização das águas dos rios pode ser natural, pelo acúmulo de folhas, galhos e animais, ou artificial, correspondendo aos dejetos depositados pelas atividades humanas relacionadas à agricultura, produção industrial e esgotos domésticos. Tal processo contribui para o envelhecimento e contaminação do corpo d'água, alterando a dinâmica do metabolismo e causando problemas ambientais preocupantes (BRANCO; ROCHA, 1977; ESTEVES, 1998).

A poluição dos cursos hídricos é um dos problemas mais sérios de poluição nos dias atuais, causando a morte de aproximadamente 25 milhões de pessoas todos os anos (PIMPUNCHAT et al., 2009). Na busca por resoluções eficientes para esses problemas ambientais, os gestores deparam-se com um número crescente de tecnologias potenciais e programas de modelagem. Definir qual a alternativa mais apropriada para cada estudo pode ser uma tarefa difícil, com implicações financeiras e ambientais (ZHANG et al., 2012).

O controle e manejo adequado do uso e ocupação das bacias hidrográficas tornaram-se ainda mais necessários para fiscalizar os efeitos danosos da ação antrópica diante das terras e mananciais. O encargo de poluentes nas águas, além de proporcionar riscos à saúde humana, também ocasiona perda da biodiversidade nativa terrestre e aquática, em que as alterações na qualidade das águas comprometem a integridade física, química e/ou biológica do meio natural.

Os estudos voltados à qualidade da água favorecem a compreensão dos impactos gerados pelas atividades antrópicas diante dos corpos hídricos, auxiliando como ferramenta de planejamento e gerenciamento deste bem natural. Para que os objetivos da implementação da Política Nacional dos Recursos Hídrico (PNRH) sejam alcançados com êxito, é de fundamental importância a utilização de ferramentas metodológicas que visem colaborar nas tomadas de decisões acerca da qualidade dos mananciais.

Nessa perspectiva, fortalece a utilização de modelos matemáticos para avaliar a qualidade das águas, sendo eles ferramentas essenciais de controle ambiental (COSTA; TEIXEIRA, 2011). Oppa (2007) e Sardinha et al. (2008) afirmam que já existem diversos modelos que auxiliam no processo de gestão dos corpos hídricos e a escolha adequada é promovida devido às necessidades do pesquisador.

Estes modelos assemelham-se por monitorar uma variedade de parâmetros de análise da qualidade da água tendo como objetivo determinar a concentração máxima de lançamento de matéria orgânica que não ultrapasse seu limite de autodepuração (COX, 2003). A aplicação destes modelos como metodologia não resolve o problema da degradação do corpo hídrico, mas oferece alternativas e simulações reais e futuras das condições do objeto de estudo.

Diante disso, o objetivo deste trabalho foi apresentar as principais características de alguns modelos matemáticos que simulem os índices de qualidade da água de rios, enfocando seus objetivos e métodos de aplicação. São eles:

- STREETER-PHELPS - representa o pioneiro dos modelos com estudos voltados à qualidade da água, caracterizando-se por ter simples equações (FAN et al., 2012);

- IQA-CETESB - uma adaptação realizada pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) do modelo criado pelo National Sanitation Foundation (NSF), em 1970, nos Estados Unidos, e adaptado para ser utilizado no Brasil, nomeando-se como IQA-CETESB (ANA, 2014);
- IQA-CCME - desenvolvido pela Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) (CCME, 2001a);
- QUAL2E - desenvolvido e lançado em 1985 pela USEPA (United States Environmental Agency) e considerado o modelo mais citado em literaturas (SONG; KIM, 2009);
- QUAL-UFGM - baseado nas características do QUAL2E, tendo como característica fácil aplicação (COSTA; TEIXEIRA, 2011);
- MIKE11 - elaborado pelo Instituto de Hidráulica Dinamarquês, propondo prever enchentes e analisar a qualidade das águas (DHI) (LEITE, 2004);
- CE – WAL –W2 - possibilita modelar os índices de qualidade da água de bacias hidrográficas inteiras; no Brasil já se encontram mais de 1000 trabalhos com sua utilização (XU et al., 2007; ZHANG et al., 2008; OPPA, 2007).

Qualidades da água

A demanda por água de boa qualidade é cada vez maior, considerando o desordenado desenvolvimento e crescimento populacional. As atividades humanas nas bacias hidrográficas comprometem as características naturais, modificando o equilíbrio e alterando a dinâmica dos recursos naturais.

A qualidade das águas, segundo Carvalho (2008), também pode ser afetada por influência do clima (distribuição das chuvas, temperatura, insolação e ventos), pela origem dos mananciais (rios, lagos ou água subterrâneas), suas características (solo, vegetação e espécies) e pelas ações antrópicas (atividades poluidoras do ar, água e solo).

Esteves (1998) explica que, antes, acreditava-se que a água tinha total capacidade de autodepuração, mas, a partir dos anos 70, esse conceito se refez, no momento que em várias pesquisas demonstravam o acentuado processo de degradação dos ambientes aquáticos (ESTEVES, 1998).

Os estudos sobre índices de qualidade da água trazem informações que possibilitam diagnosticar e prognosticar bacias hidrográficas, identificando substâncias presentes na água, classificando-a como viável ou não ao uso. Identificar sua qualidade é fator necessário para o desenvolvimento das atividades rurais e aglomerados urbanos (ESTEVES, 1998).

Legislação

Temas voltados aos impactos ambientais, de caráter artificial ou natural, estão presentes nos debates governamentais de todo o mundo, para reforçar o que se prega nas gestões dos recursos hídricos pela efetivação das legislações. A partir de 1990, com as confederações nacionais e internacionais voltadas aos impactos ambientais, o Brasil equacionou medidas objetivas para melhorar os problemas relacionados à crise da qualidade e disponibilidade da água.

Buss et al. (2003) exemplificam o Código das Águas (Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934), a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 20, de 1986 (substituída pela resolução conama 357/2005) e a Lei das Águas (Lei nº 9.433/97) como sendo legislações ligadas exclusivamente aos recursos hídricos brasileiros.

A partir da Lei nº 9.433/97, o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) e o Sistema Nacional de Recursos Hídricos (SINGREH) tornaram-se responsáveis por fiscalizar o manejo dos mananciais, em consórcio com as resoluções do CONAMA nº 357/2005 e o Conselho Nacional dos Recursos Hídricos (CNRH) nº 91/2008, que estabelecem limites potenciais a parâmetros de qualidade das águas (PNQA, 2009). A criação da Agência Nacional das Águas (ANA) foi aderida pela Lei nº 9.984, obtendo requisitos federais para agir na implementação da PNRH e Sistema Nacional dos Recursos Hídricos - SNRH.

Com finalidade de exercer o proposto estabelecido pelas leis, os estudos relacionados ao índice de qualidade da água passaram a ser utilizados, constantemente, em programas de monitoramento dos corpos hídricos, buscando descrever as características de sua deterioração em função do tempo. Para estes trabalhos, destaca-se a aplicação de modelos matemáticos, por serem de fácil compreensão e obter resultados numéricos objetivos (ANDRADE et al., 2005).

Classificação dos modelos matemáticos

Os modelos matemáticos, segundo Christofolletti (1999), são abstrações no sentido de substituir objetos que contém variáveis, parâmetros e constantes matemáticas, podendo subdividirem-se em três classes: determinísticos, probabilísticos ou estocásticos e de otimização.

Para os determinísticos, ele afirma ser fundamentado nas noções matemáticas clássicas que correspondem com relações previsíveis das variáveis dependentes ou independentes, obtendo valores exatos. Os modelos estocásticos ou probabilísticos

representam as variáveis, parâmetros e constantes matemáticas que se relacionam com os componentes aleatórios, assim fornecendo uma probabilidade de um determinado valor para a variável. Os de otimização procuram apresentar algoritmos com pontuações máximas e mínimas que estabeleçam o objetivo do sistema (CHRISTOFOLETTI, 1999).

Von Sperling (2007), ao classificar os modelos matemáticos em função do tempo, descreve-os em: permanentes, quando considera a mudança do tempo em função das variáveis, e não permanentes, quando as análises destas variações são realizadas.

Ao considerar os parâmetros de análises dos modelos matemáticos, Tucci et al. (2001) classificam-nos em conservativos e não conservativos. Se não ocorrem alterações das variáveis quando há presença de reações químicas e biológicas internas ele é considerado conservativo, mas, se as variáveis são alteradas ao serem expostas a processos químicos ou biológicos internos, é classificado como não conservacionista.

Outra classificação para os tipos de modelos matemáticos, segundo Nogueira et al. (1991) e Chapra (2006), segue os detalhamentos temporais, espaciais e do tipo de ecossistema, que podem ser: modelos permanentes e hidrodinâmicos unidimensionais para rios e arroios, modelos hidrodinâmicos (vertical), bidimensional e tridimensional para lagos e reservatórios.

No caso deste trabalho, serão destacados alguns modelos que se enquadram na avaliação de rios.

Considerações sobre a aplicação de modelos matemáticos

Uma série de pesquisas científicas vem sendo realizada nos últimos anos para avaliar matematicamente, por modelo os processos biodegradáveis da água, enquadrando os mecanismos químicos, físicos e biológicos (MARTIN; AYESA, 2010). A efetivação de modelos matemáticos é dada como ferramenta chave na avaliação de parâmetros da qualidade da água, como também gerar cenários futuros (SONG; KIM, 2009).

Christofoletti (1999) afirma que a modelagem é fundamental para distinguir diferentes características do corpo hídrico, suas mudanças e é utilizada como ferramenta de apoio para apresentar alternativas e proposta de controle e recuperação. Essas técnicas fazem parte do fortalecimento dos processos preditivos do novo gerenciamento dos recursos hídricos do século XXI (TUNDISI, 2005).

Para que essa ferramenta possa ser utilizada como tomada de decisão diante das legislações, é preciso que seja feita uma análise de incerteza e sensibilidade sobre os resultados alcançados. A calibração do modelo é outro importante passo ao aplicar esta

metodologia, tendo uma definição clara do objeto e dos parâmetros a serem analisados, oferecendo permissão ao usuário ajustar os parâmetros das equações matemáticas à realidade física, química e biológica dos recursos hídricos. Somente assim poderá se obter resultados precisos e decisórios (PAULA, 2011).

As críticas voltadas à utilização destes modelos para avaliação da qualidade da água estão presentes nas literaturas nacionais e internacionais. Isso ocorre no momento da validação do modelo (consiste em confirmar o ajuste dos parâmetros obtidos em sua calibração), devido à complexidade inerente aos sistemas abertos e à obtenção de dados corretos no momento da coleta de informações e da avaliação das amostras. Os cursos naturais hídricos estão em constantes processos de modificação, fazendo com que a descrição e validação dos modelos sejam constantemente alteradas, como também os valores predestinados à avaliação requerida pela metodologia (RAMIN et al., 2012).

Modelos matemáticos para avaliação da qualidade da água

No objetivo de identificar e antecipar parte dos problemas ambientais e da saúde pública relacionados à qualidade da água, surgiu, a partir do século XX, a modelagem matemática como ferramenta técnica na análise da água, que vem sendo aprimoradas até os dias atuais (OPPA, 2007).

Os objetivos de cada modelo matemático variam ao decorrer da espécie do corpo hídrico (rio, lago, reservatório). Alguns englobam índices da qualidade da água e outros são mais incorporados com critérios mais elaborados (FAN et al., 2012).

Gastaldini e Seffrin (2002) explicam que o proposto pela avaliação do índice de qualidade das águas se resume em agrupar as variáveis analisadas em um só número, facilitando a interpretação de inúmeras análises, o que possibilita compreender a evolução da degradação hídrica numa escala espaço-temporal.

O primeiro modelo matemático para avaliação da qualidade da água foi desenvolvido por Streeter e Phelps, em 1925, chamando-se modelo de Streeter-Phelps, com o objetivo de analisar o comportamento do oxigênio dissolvido na água (VON SPERLING, 2007). Ao passar dos anos, vários outros modelos foram sendo aprimorados; estes avanços deram-se devido à acentuação da má qualidade da água e à necessidade de estudos que oferecessem medidas para tomada de decisões (GASTALDINI; SEFFRIN, 2002).

Segundo Silva (2003), os avanços dos modelos matemáticos tiveram fases decisórias envolvendo a evolução dos processos computacionais e informacionais. A primeira fase caracteriza-se pelos trabalhos entre 1925 até 1960, relacionadas ao clássico modelo Streeter-

Phelps. Dos anos 60 a 70 do século XX, os movimentos ecológicos ganharam palco, focando nos limites naturais e suas disponibilidades de ferramentas diante das informações de eutrofização hídrica. Já as pesquisas atuais têm como foco principal os impactos ambientais voltados à qualidade da água por resíduos com substâncias tóxicas.

A escolha do modelo matemático é a principal e mais importante decisão a ser tomada para a avaliação de um corpo hídrico. Cabe ao pesquisador determinar qual modelo se enquadra melhor nos parâmetros e área de estudo a ser analisada, englobando todas as necessidades da bacia hidrográfica e não apenas trechos isolados.

A seguir, são citados alguns modelos matemáticos que avaliam o índice de qualidade da água em rios.

- **Streeter-Phelps**

Esse modelo é o pioneiro dos estudos voltados à qualidade da água, caracterizando-se por ter simples equações (FAN et al., 2012). É um modelo determinístico, estatístico, analítico e unidimensional. Mesmo com a evolução de novos modelos, as equações de Streeter-Phelps continuam sendo utilizadas como base para os modelos mais modernos (GOTOVTSEV, 2010).

Os parâmetros principais de análise neste modelo são a demanda bioquímica de oxigênio (DOB), pela oxidação da parte biodegradável da matéria orgânica, e o Oxigênio dissolvido (OD), pelo fluxo de oxigênio proveniente da reaeração atmosférica, constituindo duas equações diferenciais ordinárias (GOTOVTSEV, 2010). Os resultados vão apresentar como o consumo de oxigênio varia ao longo do corpo hídrico em escala espaço temporal após o lançamento de determinada carga de poluentes. Por isso, é necessário que informações como a DBO do rio principal e afluentes, OD, vazão do sistema estudado, coeficiente de desoxidação (K_1), coeficiente de reaeração (K_2), e as características da carga poluente sejam de conhecimento efetivo.

Ao levantar todas estas informações, o processo do cálculo do modelo ocorre em função do tempo, pela equação:

$$C_t = C_s - \left[\frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} \cdot (e^{-K_1 \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}) + D_0 \cdot e^{-K_2 \cdot t} \right]$$

Onde:

C_t : concentração de oxigênio ao longo do tempo (mg.L-1);

C_s : Concentração de saturação de oxigênio (mg.L-1);

L_0 : DBO remanescente em $t=0$ (mg.L-1);

D_0 : Déficit de oxigênio inicial (mg.L-1).

Para o trabalho feito por Teles e Silveira (2006), a utilização do modelo matemático Streeter-Phelps não foi adequada, ao objetivar a simulação da capacidade de autodepuração em um trecho do Ribeirão Preto (Ribeirão Preto – SP). Os autores afirmaram que, para análise da qualidade da água em trechos urbanos com elevados índices de poluição, este modelo não apresenta os resultados esperados; com isso, justificam-se as adaptações do modelo com o passar dos anos.

Ricciardone, Pereira e Pereira (2011) utilizou o modelo em três locais no Rio das Mortes no estado do Rio de Janeiro. Os autores concluíram que o modelo é simples, e para se ter melhores resultados é necessário localizar todas as fontes poluidoras a montante do trecho avaliado.

Já no trabalho realizado por Bezerra et al. (2008), a utilização do modelo Streeter-Phelps para projeção de cenários futuros em curso de águas foi positiva ao realizar a calibração do modelo diante dos coeficientes de desoxigenação e reaeração.

Para Vargas e Marques (2015), este modelo também se mostrou eficiente em pesquisas que buscam comparar e criar cenários. Pela sua aplicação foi possível oferecer material informativo sobre as condições da qualidade das águas e subsídios para o planejamento e tomada de decisões.

Sales, Araújo e Santos aplicaram o modelo em curso de água que recebe agentes poluidores de fontes pontuais e difusas. Os autores concluem que a carga de DBO diminui ao instante que se afasta do ponto de lançamento, e que a carga difusa lateral possui maior influência no consumo de OD. Tais resultados alegam a satisfatória aplicação do modelo.

• IQA – CETESB

O IQA foi elaborado pelo National Sanitation Foundation (NSF), em 1970, nos Estados Unidos. Suas características foram definidas por um grupo de pesquisadores que discutiram entre si as possíveis variáveis que seriam levadas em consideração para o cálculo matemático, o peso relativo de cada uma delas e as condições determinantes da qualidade da água ao defini-las. Durante o estudo, foram selecionadas 35 variáveis que, dentre elas, somente 09 compõem o IQA-NSF (PNMA II, 2003).

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) verificou a eficácia do modelo e promoveu a adaptação do mesmo às necessidades dos corpos hídricos brasileiros. Hoje, ele é o principal modelo utilizado para avaliar e classificar a qualidade das águas utilizado no Brasil (ANA, 2014).

Dentre as finalidades impostas pela análise do IQA, é considerada, principalmente, a contaminação da água por lançamento de efluentes domésticos e industriais. É de relevância salientar que a criação deste índice e sua modelagem matemática foram desenvolvidas para oferecer informações da qualidade da água para o abastecimento público, considerando o processo de tratamento das águas (CETESB, 2003).

Cada um dos nove parâmetros determinados para classificação do índice de qualidade das águas possui pesos relativos ao cálculo matemático (Tabela 1).

Tabela 1 - Parâmetros e pesos relativos ao IQA. Fonte: CETESB (2013).

PARÂMETROS	PESOS RELATIVOS (Wi)
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
pH	0,12
DBO ₅	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo Total	0,10
Temperatura	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos totais	0,08

O IQA-NSF considera o índice de nitrogênio nitrato em suas avaliações e a CETESB o adaptou para o nitrogênio orgânico e amoniacal que estabelece a curva de nitrogênio total. Isso se ocorreu devido ao fato dos rios brasileiros mostrarem grande presença de esgoto doméstico, assim conseguindo definir a refletância destes efluentes como também outros materiais orgânicos, nutrientes e sólidos (CETESB, 2003).

De acordo com o relatório da CETESB (2004), a equação para o cálculo do IQA corresponde a:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

Onde:

IQA: Índice de Qualidade das Águas. Um número entre 0 e 100;

Qi: qualidade do i-ésimo parâmetro. Um número entre 0 e 100, obtido do respectivo gráfico de qualidade, em função de sua concentração ou medida (resultado da análise);

W_i: peso correspondente ao i-ésimo parâmetro fixado em função da sua importância para a conformação global da qualidade, isto é, um número entre 0 e 1, de forma que:

$$\sum_{i=1}^n W_i = 1$$

Sendo *n* o número de parâmetros que entram no cálculo do IQA.

No caso de não se dispor de um dos nove parâmetros selecionados para o cálculo matemático, a análise do IQA é invalidada (CETESB, 2003). O resultado varia de 0 – 100 (Tabela 02) para classificar o corpo hídrico.

Tabela 2 – Classificação da qualidade das águas. Fonte: CETESB (2013).

VALOR	QUALIFICAÇÃO
80 - 100	Ótima
52 - 79	Boa
37 - 51	Aceitável
20 - 36	Ruim
0 - 19	Péssima

Segundo Brasil (2005), os resultados encontrados devem ser comparados aos padrões requeridos na classificação da Resolução CONAMA n° 357/2005.

Pinto et al. (2009) consideram este modelo uma ferramenta eficaz aos monitoramentos dos corpos hídricos. Em sua pesquisa, foi analisada a qualidade da água do Ribeirão Lavrinha, na região do Alto Rio Grande (MG), concluindo que o principal fator de contaminação é a elevada presença de coliformes termotolerantes na água associados pela pecuária.

No trabalho realizado por Perini et al. (2012), os resultados alcançados pela aplicação do IQA-CETESB foram positivos, pois, foi possível classificar a qualidade da água do corpo hídrico analisado. Sua pesquisa foi realizada na bacia hidrográfica do município de São Francisco do Sul (SC) e contou com boa qualidade dos mananciais continentais, porém, contendo contaminação das águas por alguns parâmetros oriundos da matéria orgânica.

Os autores Alves et al. (2012) utilizara IQA-CEETESB para avaliação das águas no Rio Arari ao norte do Brasil. Os autores alegam que este modelo não alcançou resultado

satisfatório para a pesquisa, afirmando que alguns parâmetros avaliados se mostraram restritos, necessitando adaptações.

Em algumas pesquisas, o IQA é considerado insuficiente para determinar a qualidade das águas. Pimenta et al. (2012) avaliaram a qualidade das águas de dois reservatórios do sul do Brasil. Os autores julgarem necessário utilizar além do IQA e o índice de estado trófico (IET), juntos abordariam uma quantidade maior de informações que para atingir os objetivos da pesquisa.

- IQA – CCME

O modelo matemático desenvolvido pelo Canadian Council of Ministers of the Environment, IQA-CCME é uma ferramenta utilizada para apresentar resultados de qualidade das águas. O modelo IQA-CCME deixa a critério do pesquisador a escolha dos parâmetros, padrões e períodos que serão analisados adequando-se melhor na área de estudo. Entretanto, por se tratar de um índice estatístico, é exigido que as campanhas ocorram, no mínimo, quatro vezes ao ano e com a escolha de, no mínimo, quatro parâmetros para cada amostragem (CCME, 2001a).

Após as definições dos parâmetros, padrões e período de análises, devem-se calcular três fatores que se inserem na fórmula do IQA-CCME, sendo eles: F1, escopo correspondendo ao número de variáveis cujos objetivos não são cumpridos; F2, a frequência da porcentagem das análises que não atingem os objetivos de qualidade; e, F3, a amplitude derivada da soma normalizada da discrepância entre o valor medido e o padrão pelo qual os objetivos não foram alcançados.

A tabela 3 apresenta os cálculos, equações e descrições necessárias para a avaliação do modelo IQA- CCME:

Tabela 3 – Cálculo, equação e descrição do índice IQA-CCME. Fonte: Jerônimo e Souza (2013), adaptado por Batista (2016).

Cálculo	Equação	Descrição
F ₁ (Escopo)	$F_1 = \frac{N^\circ \text{ de variáveis falhas}}{N^\circ \text{ total de variáveis}} \times 100$	Representa a porcentagem de parâmetros em não conformidade com os seus objetivos, em relação ao número total de variáveis medidas.
F ₂ (Frequência)	$F_2 = \frac{N^\circ \text{ de testes falhos}}{N^\circ \text{ total de testes}} \times 100$	Representa a porcentagem de testes individuais que não atendem aos seus objetivos.
F ₃ (Amplitude)	Representa o valor pelo qual os testes falhos não alcançam os seus objetivos (ou amplitude) e é calculada em três passos: discrepância; soma normalizada das discrepâncias e a amplitude. A discrepância é calculada tantas vezes quando uma concentração individual é maior do que o objetivo (ou, menor que, quando o objetivo é um mínimo) (CCME, 2001b, f.3):	
Discrepância	$Discrepância_i = \left(\frac{Valor \text{ do teste falho}_i}{Objetivo_i} \right) - 1$	Usa-se quando o valor de teste não deve exceder o objetivo (mas excedeu).
Discrepância	$Discrepância_i = \left(\frac{Objetivo_i}{Valor \text{ do teste falho}_i} \right) - 1$	Usa-se quando o valor do teste não deve ser inferior ao objetivo (mas foi inferior).
NSD	$NSD = \sum_{i=1}^n \frac{Discrepância_i}{N^\circ \text{ total de testes}}$	A soma normalizada das discrepâncias mede o impacto dos testes individuais não conformes. É calculado somando-se as discrepâncias dos testes individuais dividida pelo número total de testes.
F ₃	$F_3 = \left(\frac{NSD}{0,01 NSD + 0,01} \right)$	É calculado utilizando-se uma função assintótica para a soma normalizada das discrepâncias (N _{se}) que permite obter uma variação numérica entre 0 e 100 (CCME, 2001b, f.4).
IQA-CCME	$IQA - CCME = 100 - \left[\frac{\sqrt{(F_1)^2 + (F_2)^2 + (F_3)^2}}{1,732} \right]$	Toma-se a soma dos quadrados de cada fator para o cálculo do quadrado do índice, como se fossem vetores, corrigindo-se para o fator 3 do radicando. Com este modelo, as mudanças no índice ocorrerão em proporção direta com alterações em todos os três fatores (CCME, 2001b).

Os valores resultantes das análises são, respectivamente, comparados com as categorias estabelecidas pelo IQA-CCME (Tabela 4), classificando a qualidade da água.

Tabela 4 - Escala de Categorias do CCME WQI.
Fonte: El-Jabi (2014), adaptado por Batista (2016).

QUALIDADE	VALORES
Excente	90 - 100
Boa	80 - 94
Mediana	65 - 79
Marginal	45 - 64
Ruim	0 - 44

Junior et al. (2011) utilizaram o modelo matemático IQA-CCME para avaliação da qualidade da água de uma bica do Povoado Minante, em Sergipe. Ao concluir sua análise, verificaram que quase todos os parâmetros apresentaram coerentes com o estipulado pela

Portaria nº 518/04/MS e excelente segundo os das RDC nº 54/2000 e RDC nº 27 4/2005 da ANVISA. Isso afirma que a utilização deste modelo foi viável aos objetivos propostos, por ter sido versátil no momento das datações dos parâmetros.

Ferreira (2009) aplicou este modelo em três ambientes costeiros no litoral norte de Santa Catarina. Os resultados demonstraram que a qualidade da água é aceitável, conforme a tabela estabelecida pelo modelo, e concluíram que a aplicação do índice foi útil ao monitoramento dos corpos hídricos, por ser suscetível a adaptações.

Menzes, Silva Jr e Prado (2013) avaliou a qualidade de alguns aquíferos no estado do Rio de Janeiro, e afirmaram que o modelo é uma ferramenta poderosa. Mas, devido a elevada gama de parâmetros existentes para analisar a qualidade das águas, é necessário ter-se claramente o conhecimento das áreas analisadas e os objetivos da pesquisa, caso contrário, a pesquisa poderá ser invalidade.

Damodhar e Reddy (2013) explicam que, o IQA CCME é considerado um modelo universal por ser versátil na escolha dos parâmetros de análise. Mas seus resultados podem ser imprecisos, sendo necessário uma avaliação minuciosamente do processo. Os autores discorrem ser essencial que os parâmetros passem pelo processo de correlação, ou até mesmo que seja utilizado outras metodologias complementares ou comparativas. Em sua pesquisa optaram por acrescentar outro modelo, sendo ele o IQA_{BAR}.

- QUAL2E

Segundo os autores Song e Kim (2009), o modelo QUAL2E foi desenvolvido e lançado em 1985, pela USEPA (United States Environmental Agency), sendo um dos mais citados nas literaturas pela sua popularidade e aplicabilidade, além de ser unidimensional, de estado permanente e disponível como software livre.

Este modelo é uma versão recente do QUAL-II (COX, 2003), que tem como objetivo avaliar o impacto gerado ao corpo hídrico pela deposição de cargas poluidoras. Permite também avaliar o efeito das variações meteorológicas e as mudanças da concentração de oxigênio dissolvido (PALMIERI e CARVALHO, 2006).

Este modelo consiste em três etapas básicas antes de alcançar a simulação, que são: a discretização (divisão do rio em trechos), a calibração (reajuste da equação para dados reais) e a validação (confirmação da validação) (REIS, 2009).

As variáveis analisadas são: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura, algas, amônia, nitrito, nitrato, nitrogênio orgânico, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, coliformes, três substâncias conservativas e uma arbitrária não conservativa (OPPA, 2007). O QUAL2E resolve equação básica de transporte de massa unidimensional,

sendo o método de resolução numericamente integrado no espaço e no tempo para cada um dos componentes de qualidade de água. Esta equação inclui os efeitos de advecção, dispersão, diluição, reações e interações entre os componentes, além das fontes e sumidouros.

Para cada componente, a equação pode ser descrita da seguinte forma:

$$\underbrace{V \frac{\partial C}{\partial t}}_{\text{Acumulação}} = \underbrace{\frac{\partial (AcD_L \frac{\partial C}{\partial x})}{\partial x}}_{\text{Dispersão}} dx - \underbrace{\frac{\partial (A_x \bar{u} \cdot C)}{\partial x}}_{\text{Advecção}} dx + \underbrace{V \frac{dc}{dt}}_{\text{Cinética dos constituintes}} + \underbrace{s}_{\text{Ganhos ou perdas externas e diluição}}$$

Onde:

M = massa (M);

X = distância (L);

t = tempo (T);

C = concentração (ML⁻³);

Ax = área da seção transversal (L²);

DL = coeficiente de dispersão longitudinal (L²T⁻¹);

u = velocidade média (LT⁻¹);

s = fonte ou sumidouro externo (MT⁻¹).

Oppa (2007) utilizou o QUAL2E como modelo matemático para avaliar propostas de enquadramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Vacacaí Mirim. Os resultados obtidos foram satisfatórios, apresentando a qualidade da água em boas condições (classe 1 e 2), exceto nos trechos iniciais do rio, que apresentaram valores na concentração de DBO superiores às classes de 2 e 3 da Resolução nº 357/05 do CONAMA.

Reis (2009) fez o uso dessa ferramenta em seu trabalho de dissertação, concluindo que a utilização deste modelo matemático foi positiva aos gestores. Mas deve-se considerar as limitações encontradas no processo dificultoso de calibração e validação da precisão do mesmo. O prognóstico encontrado foi uma elevação da concentração de DOB em alguns trechos no rio analisado, segundo a Resolução CONAMA, devido ao lançamento de esgoto doméstico.

Siqueira e Cunha (2013) afirmam que, para ter-se uma melhor aplicabilidade do QUAL2E foi necessária uma melhoria ao calcular o coeficiente de reaeração. Para isto, os autores criaram uma metodologia simples que fosse possível quantificar este coeficiente,

sendo um dos ajustes, a necessidade de pelo menos três batimetrias em campo, seguida de análises estatísticas.

- QUAL-UFMG

Este modelo foi desenvolvido para ambiente computacional da planilha do Excel, oferecendo ferramentas que modelam a qualidade da água de um rio. Considerado um modelo simplificado, o programa em Excel QUAL-UFMG foi baseado nas características do QUAL2.

Ao aplica-lo, é possível simular rapidamente as variáveis: OD, DBO, Nitrogênio total e suas funções (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo total e suas frações (orgânico e inorgânico), coliformes termotolerantes (fecais) ou E. coli. (PASSOS, 2012).

É classificado como um modelo unidimensional e de fácil aplicação, adequado para rios com vazão baixa e regime de escoamento permanente que não oferece alterações longitudinais (COSTA; TEIXEIRA, 2011). Júnior (2010) discorre que a simplificação resume-se nas equações numéricas oferecidas pelos cálculos nas planilhas do Excel, sendo: 1° - FórmulasCoefic: contêm as fórmulas e valores usuais dos coeficientes utilizados nas equações do modelo; 2° - DiagramaUnifilar: planilha para detalhar o diagrama unifilar do rio analisado; 3° - Rio Principal: modelagem do rio principal, em que serão calculados os resultados; 4° - Tributário1: planilha de dados de rio tributário; caso algum seja levado em consideração, seus dados serão transportados para a planilha do rio principal.

O QUAL-UFMG enquadra o escoamento uniforme dos condutos livres, fazendo com que a área transversal molhada, a profundidade e velocidade do rio tornem-se constantes (JÚNIOR, 2010). Levando em consideração a utilização do Coeficiente de Rugosidade, temos as equações:

$$U = 1/n(R_h^{2/3}i^{1/2})$$

Combinado com a Equação da Continuidade:

$$U = Q/A$$

Obtém-se a fórmula de Manning, uma das bases do modelo:

$$Q = 1/n(AR_h^{2/3}i^{1/2})$$

Onde:

Q= vazão (m³s⁻¹);

A= área da seção transversal (m²);

Rh= Raio hidráulico (m);

i= declividade (m/m);

n= Coeficiente de Rugosidade de Manning.

O modelo incorpora as alterações do OD modelando as condições anaeróbicas (tipo de vida que ocorre na ausência de ar ou de oxigênio), dada pela sedimentação da matéria orgânica, o consumo do DBO pela nitrificação e as cargas internas e externas sem vazão (PAULA, 2011). Todos os resultados são apresentados em forma de tabelas do Excel.

Os resultados alcançados por Perin (2013) na aplicação do modelo matemático QUAL-UFMG para avaliação da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do rio km119 – Mourão-PR, foram satisfatórios, ao visar à simulação de cenários futuros, A água analisada foi classificada como de boas condições, ao compará-la com a resolução CONAMA nº 430/11 para rios de classe 2, mas obteve algumas variações de porcentagens entre as variáveis pelo percurso analisado. Dessa forma, o modelo aplicado mostrou-se eficiente e os resultados irão servir para o processo de gerenciamento dos recursos hídricos da região.

A aplicação do modelo QUAL-UFMG na bacia do rio Piracicaba-MG, por Júnior (2010), foi avaliada como aceitável. Os resultados encontrados pela calibração do modelo indicaram que os índices de nitrogênio total e de potássio não foram favoráveis ao compará-los com a resolução CONAMA, e para os valores da DBO, enquadraram-se na classe 2. O autor descreve o modelo como uma ferramenta de “fácil manuseio e entendimento” e afirma que irá realizar novos trabalhos de simulações utilizando esta ferramenta.

Para Teorodo et al. (2013) o modelo é uma ferramenta de fácil aplicabilidade, mas para que houvesse uma melhor integração dos resultados para o gerenciamento de recursos hídricos, foi necessário incorporar novas equações para determinação de outros parâmetros de análise. Os autores explicam que o modelo inicial foi complementado com objetivo de adquirir mais informações sobre o corpo hídrico.

Costa e Teixeira (2010) aplicaram o modelo no Ribeirão do Ouro em Minas Gerais, e afirma ter obtido resultados que serviriam aos órgãos gestores, para subsidiar de forma preventiva os danos ambientais. Mas, destacam que, em função das incertezas dos valores encontrados pelo modelo, seria interessante a aplicação de métodos estatísticos e simulações probabilísticas.

- MIKE11

Segundo Leite (2004), o modelo Mike11 foi elaborado pelo Instituto de Hidráulica Dinamarquês (DHI), utilizado pelos países europeus e por profissionais da Agência ambiental da Inglaterra e Gales, na intenção de prever enchentes, mas também se usa o modelo para

analisar a qualidade da água, pelas descargas de poluentes em rios como fator de gerenciamento urbano. Modelo unidimensional, permite a simulação de fluxos dinâmicos em circuitos fechados e redes ramificadas e mesmo considerando fluxos homogêneos, ele consegue simular a modelagem sobre represas.

Oppa (2007) afirma que, na utilização desse modelo, é possível ter a aproximação versátil e abrangente do módulo de hidrodinâmica unidimensional, com amplo campo de aplicabilidade sobre a modelagem de um rio. Ele pode ser aplicado para avaliar índices de risco de inundação e sua previsão em tempo real, qualidade da água e prevenção de poluentes em rios, como também em áreas alagadas e reservatórios, transporte de sedimentos e morfologia de rios e análise da interação das águas superficiais com a subterrânea.

Lucas et al. (2010) dizem que este modelo permite avaliar, pelo módulo chuva-vazão, as variações do nível de água pelas precipitações, com entradas e saídas de água da bacia hidrográfica. Seus cálculos são feitos automaticamente para simular a previsão, utilizando números individuais do módulo que é determinístico, simples e conceitual. Para o módulo hidrodinâmico, os cálculos contêm a diferença finita implícita de fluxos dinâmicos dos rios, com as equações:

$$\frac{\partial h}{\partial t} + u \frac{\partial h}{\partial x} + h \frac{\partial u}{\partial x} = 0$$

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + g \frac{\partial h}{\partial y} = g(S_0 - S_f)$$

Onde:

t= variável independente relativa ao tempo (s);

x= variável independente relativa à direção do escoamento (m);

u= velocidade média de escoamento (m.s-1);

g= aceleração da gravidade (m.s-2);

h= espessura da lâmina líquida (m);

S₀= declividade média da calha fluvial ou do fundo do canal (m.m-1);

S_f= declividade da linha de energia (m.m-1).

Na aplicação do modelo matemático MIKE11, por Lucas et al. (2010), foi necessária a adaptação do mesmo para analisar a vazão da sub-bacia do Rio Piautinga (Sergipe), correspondendo como principal parâmetro o coeficiente de rugosidade Mannig. Os resultados apresentaram que, ao calibrar o modelo, ajustando-o, é possível utilizá-lo para estimar a qualidade da água com bom desempenho.

- CE-QUAL-W2

Este modelo é utilizado para avaliar a qualidade da água de rios, lagos, estuários e reservatórios em geral. É bidimensional (longitudinal/vertical) e hidrodinâmico, o que permite a previsão da elevação da superfície da água, velocidade e temperatura. Suas versões mais recentes possibilitam modelar bacias hidrográficas inteiras, com capacidade de analisar 21 variáveis (DOB, OD, Nitrito, Fósforo dissolvido, Coliformes termotolerantes, PH, Demanda de Oxigênio pelo sedimento DOS...), levando em consideração parâmetros como nutrientes, algas, temperatura, oxigênio dissolvido e matéria orgânica, na simulação do processo de eutrofização dos corpos hídricos (OSTFELD; SALOMONS, 2005; OPPA, 2007).

Novas versões foram aprimorando o modelo; a versão 3.2 do CE-QUAL-W2 utiliza as equações para o módulo hidrodinâmico, derivadas dos princípios de conservação de massa e quantidade do movimento, necessários para descrever os fenômenos de transporte (SOUZA, 2006), sendo:

$$\frac{\partial ub}{\partial t} = \frac{\partial uub}{\partial x} + \frac{\partial wub}{\partial z} = 1 \frac{1}{\rho} \frac{\partial bp}{\partial x} + \frac{\partial \left(bA_x \frac{\partial u}{\partial x} \right)}{\partial x} + \frac{\partial \left(bA_z \frac{\partial u}{\partial z} \right)}{\partial z}$$

Onde:

u= velocidade média longitudinal (L.t-1);

x= coordenadas cartesianas longitudinais (L);

w= velocidade média vertical (L.t-1);

z= coordenadas cartesianas verticais (L);

t= tempo (t);

b= largura do curso hídrico (L);

ρ = densidade (m.L-3);

p= pressão (m.L-1.t);

A_x = viscosidade turbulenta na direção longitudinal (L2.t-1);

A_z = viscosidade turbulenta na direção vertical (L2.t-1).

Para a equação de transporte das variáveis de qualidade da água, tem-se:

$$\frac{\partial b\phi}{\partial t} = \frac{\partial ub\phi}{\partial x} + \frac{\partial wb\phi}{\partial z} - \frac{\partial \left(bD_x \frac{\partial \phi}{\partial x} \right)}{\partial x} + \frac{\partial \left(bD_z \frac{\partial \phi}{\partial z} \right)}{\partial z} = q_\phi b + S_\phi b$$

Onde:

Φ = concentração média transversal do elemento ($m.L^{-3}$);

u = velocidade média longitudinal ($L.t^{-1}$);

x = coordenadas cartesianas longitudinais (L);

w = velocidade média vertical ($L.t^{-1}$);

z = coordenadas cartesianas verticais (L);

t = tempo (t)

b = largura do corpo hídrico (L);

D_x = coeficiente longitudinal de dispersão do constituinte e temperatura ($L^2.t^{-1}$);

D_z = coeficiente vertical de dispersão do constituinte e temperatura ($L^2.t^{-1}$);

$q\Phi$ = taxa de carga de entrada e saída lateral do constituinte ($m.L^{-3}.t^{-1}$);

$S\Phi$ = taxa de perdas ou ganhos das médias laterais do constituinte ($m.L^{-3}.t^{-1}$);

Os cálculos baseiam-se na solução numérica de diferença finita (mapeado numa grade computacional, que descreve o curso hídrico em camadas em relação à profundidade dos trechos) das equações que norteiam os processos de constituintes dissolvidos, temperatura e transporte. Para entrada do modelo, são constatados os dados da declividade, condições de contorno não permanente, dados meteorológicos, parâmetros cinéticos e hidráulicos (SOUZA, 2006).

Xu et al. (2007) e ZHANG et al. (2008) discorrem sobre a eficácia do modelo matemático CE – WAL –W2, afirmando que existem mais de 1.000 trabalhos que utilizaram este modelo por todo mundo, que tiveram como um dos principais objetivos analisar a qualidade da água na recepção de cargas poluidoras.

Souza (2006) buscou analisar a qualidade da água da sub-bacia do Arroio Demétrio pela aplicação do modelo matemático CE-QUAL-W2. As análises apresentaram boa precisão na simulação de futuros cenários, com sugestão aos próximos trabalhos de acrescentarem novos parâmetros com intervalos menores entre os trechos de análises. Foi confirmado em sua pesquisa que este modelo encontra dificuldade em ser aplicado em rio com alta declividade, como também confirmou a sensibilidade do mesmo a alguns parâmetros de qualidade da água devido às oscilações da dinâmica do modo hidráulico em algumas sessões. Os resultados da projeção de cenários futuros mostraram que o crescimento populacional oferece ameaça à qualidade da água.

Conclusão

A utilização da metodologia baseada em modelos matemáticos é vista hoje como uma das principais ferramentas nas análises de qualidade da água. Em alguns casos, sua aplicação requer um curto intervalo de tempo e custos. Com isso, seus principais objetivos estão relacionados ao levantamento da real qualidade da água, com intenção de prevenir impactos ambientais gerados pelas atividades antrópicas e fatores naturais.

Diante das pesquisas realizadas, prova-se que ainda não foi criado um modelo matemático que se enquadre em todos os cursos hídricos existentes, definindo a complexidade e diversidade encontradas no mundo. A modelagem matemática é uma ferramenta computacional recente que vem sendo aprimorada ao longo da história e tais modificações contribuem para seu aperfeiçoamento.

Pelos resultados apresentados em estudos específicos de degradação ambiental, os impactos gerados pelas descargas de efluentes por redes domésticas e industriais nos corpos hídricos apresentam-se catastróficas. Com isso, cresce a necessidade de estudos que avaliem o índice de qualidade das águas, para contribuir como ferramenta de apoio aos órgãos públicos no processo de gerenciamento destes impactos.

A escolha do modelo deve atingir os objetivos propostos pelo pesquisador, de maneira individualizada, salientando enquadrar as características e objetivos mensurados diante da área de estudo.

Todos os modelos descritos neste trabalho apresentaram resultados positivos ou com poucas limitações, sendo que, para alcançar maior confiabilidade dos dados, faz-se necessário realizar pesquisas contínuas. Os resultados encontrados são fortes indicativos para auxiliar no manejo do uso e ocupação de bacias hidrografias, oferecendo informações a órgãos gestores na criação e suporte de monitoramento das áreas degradadas e alterações ambientais negativas.

Referencial

ANA, *Portal de Qualidade das águas. Indicadores De Qualidade - Índice De Qualidade Das Águas*. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/IndicadoresQA/IndexQA.aspx>> Acesso em: 10 jul. 2016.

ANDRADE, E. M. [et al.]. Índice de qualidade de água, uma proposta para o vale do rio Trussu, Ceará. *Revista Ciência Agronômica*, Ceará, v.36, n.2, p.135-142, 2005.

ALVES, I. C. C. [et al.]. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). *Acta amazônica* [online], vol.42, n.1, pp. 115-124. ISSN 0044-5967 – 2012.

BEZERRA, I., S., de O.; MENDONÇA, L., A., R.; FRISCHKORN, H. Autodepuração de cursos d'água: um programa de modelagem Streeter Phelps com calibração automática e correção de anaerobiose. Rem: *Rev. Esc. Minas* [online], vol.61, n.2, pp. 249-255, ISSN 0370-4467, 2008.

BRANCO, S., M.; ROCHA, A., A. *Proteção e Uso Múltiplos de Represas*. CETESB, São Paulo: Blucher, 1977.

BRASIL. *Resolução CONAMA n. 357 de 17 de março de 2005*. Dispõe sobre a classificação e enquadramento dos corpos de água. Brasília, DF, 2005. Disponível em: <<http://www.crq4.org.br/downloads/resolucao357.pdf>>. Acesso em: 10 jul 2016.

BUSS, D., F.; BAPTISTA, D., F.; NESSIMIAN, J., L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Caderno de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v.19, n.2, p.465-473, 2003.

CARVALHO, N., O. *Hidrossedimentologia prática*. 2. ed.Rev., atual. E ampliada. . Rio de Janeiro: Interciência, 2008.

CCME - *Canadian Council of Ministers of the Environment* (2001a). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index 1.0, Technical Report. Canada, 13 f. Disponível em: <http://www.ccme.ca/assets/pdf/wqi_techrprtftsht_e.pdf>. Acesso em: 05 jul. 2016a.

CETESB. *Companhia Ambiental do Estado de São Paulo*. Variáveis de qualidade das águas. 2013 Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/rios/variaveis.asp#condutividade>> Acesso em: 10 ago. 2014.

CETESB, Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2003 – São Paulo: *CETESB*, 2004. 2 v.: il. ; 30 cm (Série Relatórios / Secretaria de Estado do Meio Ambiente, ISSN 0103-4103).

CHAPRA, S., C., A. *Modelling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.04: Documentation and Users Manual*. Civil and Environmental Engineering Dept., *Tufts University*, Medford, MA, 101p. 2006.

CHRISTOFOLETTI, A. *Modelagem de sistemas ambientais*. São Paulo:Edgard Blucher Ltda., 1999.

COSTA, D., J., L.; TEIXEIRA, D. Análise de incerteza em um modelo matemático de qualidade da água aplicado ao Ribeirão do Ouro, Araraquara, SP, Brasil. *Revista Ambiente e Água*. v.6, n.2, p.232-245, 2011.

COX, B., A. A. Review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. *The Science of the Total Environmental*, n.1, v.314-316, p.335-377, 2003.

DAMODHAR, U.; REDDY, M. V. Impact of pharmaceutical industry treated effluents on the water quality of river Uppanar, South east coast of India: A case study. *Appl Water Sci* 3:501–514, DOI 10.1007/s13201-013-0098-x, 2013.

- EL-JABI, N., [et al.]. Water Quality Index Assessment under Climate Change. *Journal of Water Resource and Protection*. 533-542. <http://dx.doi.org/10.4236/jwarp.201466052>, 2014.
- ESTEVEZ, F., A. *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 1998.
- FAN, C., [et al.]. Sensitivity analysis and water quality modeling of a tidal river using a modified Streeter-Phelps equation with HEC-RAS-Calculated hydraulic characteristics. *Environmental Modeling & Assessment*, n.1, v.17, p.639-651, 2012.
- FERREIRA, N. *Aplicação de índice de qualidade de água (IQA) como apoio a carcinicultura marinha*. 61 f – Dissertação de mestrado – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Aquicultura, 2009.
- GASTALDINI, M. C. C.; SEFFRIN, G. F. F.; PAZ, M. F. Diagnóstico atual e previsão futura da qualidade das águas do rio Ibicuí utilizando o modelo QUAL2E. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 7, n. 4, p. 129-138, 2002.
- GOTOVTSEV, A., V. Modification of the Streeter-Phelps system with the aim to account for the feedback between dissolved oxygen concentration and organic matter oxidation rate. *Water Resources*, n.2, v.37, p.245-251, 2010.
- JERÔNIMO, C., E., de M.; SOUZA, F., R., S., de. Determinação do índice de qualidade da água da lagoa de Extremozrn: série temporal e correlação a índices pluviométricos. *Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental* (e-ISSN: 2236-1170), 2013.
- JÚNIOR, M., P., R. *Aplicação do modelo de autodepuração de qualidade das águas QUAL-UFMG*. 144f. Dissertação (Mestrado Sustentabilidade Sócio-Econômica e Ambiental) - Universidade Federal de Ouro Preto, 2010.
- JUNIOR, R., C. [et al.]. Aplicação de um índice para avaliar a qualidade da água potável. Um estudo de caso: A bica do Povoado Minante em Sergipe. *IV Encontro de Recursos Hídricos em Sergipe*, Aracaju (SE), 2011.
- LEITE, E., B. *Simulação do lançamento de esgotos domésticos em rios usando um modelo de qualidade da água, SisBAHIA*. 86f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro, 2004.
- LUCAS, A. A. T. [et al.]. Calibração do modelo hidrodinâmico MIKE11 para a sub-bacia hidrográfica do Rio Piauitinga, Sergipe, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, n.3, v.5, p. 195-207, 2010.
- MARTIN, C.; AYESA, E. An Integrated Monte Carlo Methodology for the calibration of water quality models. *Ecological Modelling*, n.22, v.221, p.2656-2667, 2010.
- MENEZES, J. M.; SILVA JR, G. C. DA.; PRADO, R. B. Índice de qualidade de água (IQACCME) aplicado à avaliação de aquíferos do estado do Rio de Janeiro. *Águas Subterrâneas* 27(2): 79-92, 2013.
- NOGUEIRA, V., P., Q. Qualidade da água em lagos e reservatórios. In: PORTO, R. L. (org), *Coleção ABRH de Recursos hídricos*. Editora do Estado de São Paulo, v. 3. Parte I, c. 2., São Paulo, 1991.

OPPA, L., F. *Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do Rio Vacacaí Mirim*. 129 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, 2007.

OSTFELD, A.; SALOMONS, S. A hybrid genetic—instance based learning algorithm for CE-QUAL-W2 calibration. *Journal of Hydrology*, n.1-4, v.310, p.122-142, 2005.

PALMIERI, V.; CARVALHO, R., J. Qual2e model for the Corumbataí River. *Ecological Modelling*, n.1-2, v.198, p.269-275, 2006.

PASSOS, R. L. *Seleção de eficiências de tratamento de esgotos a partir da utilização combinada de modelo de qualidade da água e de técnica meta-heurística de otimização*. 2012. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2012.

PAULA, L., M. *Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Rio Jordão, Araguari (MG)*. 2011. 196 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Uberlândia, 2011.

PERIN, L., T. *Uso do Modelo QUAL-UFMG no estudo da qualidade da água e da capacidade de Autodepuração do Rio Km119 – Campo Mourão - PR*. 44f. Trabalho de conclusão de curso (bacharelado em engenharia ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2013.

PERINI, B. [et al.]. Índice de Qualidade de Água – IQA de Bacias Hidrográficas do Município de São Francisco do Sul – Sc. Universidade da Região de Joinville – UNIVILLE, Trabalho Apresentado: *III Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental*, Goiânia/GO. 2012.

PIMPUNCHAT, B., [etal.]. A mathematical model for pollution in a river and its remediation by aeration. *Applied Mathematics Letters* 22304–308, 2009.

PINTO, D. B. F. [et al.]. Qualidade da água do Ribeirão Lavrinha na região Alto Rio Grande – MG, Brasil. *Rev. Ciência e Agrotecnologia*, v. 33, n. 4, p 1145 – 1152, 2009.

PNMA II - *PROGRAMA NACIONAL DO MEIO AMBIENTE II*. Monitoramento da qualidade da água como instrumento de controle ambiental e gestão de recursos hídricos no Estado de Pernambuco. Recife, PE, 2003. Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/pnma2/qualidade-agua/capa.pdf>>. Acesso em 10 jun. 2016.

PNQA – *Programa Nacional de Avaliação da Qualidade da Água*. Agência Nacional das Águas (ANA), - Diagnóstico das Redes de Monitoramento de Qualidade de Água no Brasil. Out. 2009.

RAMIN, M. [et al.]. A Bayesian synthesis of predictions from different models for setting water quality criteria. *Ecological Modelling*, n.1, v.242, p.127-145, 2012.

REIS, J., S., A., dos. *Modelagem Matemática de água para o Alto Rio das Velhas/MG*. Dissertação de Mestrado UFOP/MG. 2009.

- REN, Z. [et al.]. Modeling macrozooplankton and water quality relationships after wetland construction in the Wenyuhe River Basin, China. *Ecological Modelling*, n.1, v.252, p.97-105, 2013.
- SALES, R. J. de.; ARAÚJO, J. A. de.; SANTOS, S. H. Aplicação das equações de streeter-phelps em rios que recebem fontes de poluentes pontuais e difusas, para avaliar o comportamento das concentrações de oxigênio dissolvido. *X Fórum Ambiental da Alta Paulista*, v. 10, n. 12, pp. 112-123, 2014.
- SARDINHA, D., S. [et al.]. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme (SP). *Engenharia Sanitária Ambiental*, n.3, v.13, p.329-338, 2008.
- RICCIARDONE, P. PEREIRA, O. DOS S.; PEREIRA, C. de S. S. Avaliação da Capacidade de Autodepuração do Rio das Mortes no Município de Vassouras/RJ. *Revista Eletrônica TECCEN*, Vassouras, v. 4, n. 3, p. 63-76, set./dez., 2011.
- SILVA, A., C. *A utilização do modelo WinHSPF no estudo das cargas difusas de poluição da bacia do Ribeirão da Estiva, SP*. 2003. 179 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária)- Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.
- SIQUEIRA, E. Q.; CUNHA, A. C. O coeficiente de reoxigenação no modelo qual2e: metodologia de previsão. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental V – 020, 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2013.
- SONG, T.; KIM, K. Development of a water quality loading index based on water quality modeling. *Journal of Environmental Management*, n.3, v.90, p.1534-1543, 2009.
- SOUZA, R. S. *Simulação hidrodinâmica da qualidade da água. Estudo de caso: Ajuste do modelo CE-QUAL-W2 à sub-bacia do Arroio Demétrio, Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí/RS*. 2006. 156f. Dissertação (Mestrado em Recursos hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.
- TELES, R., B.; SILVEIRA, A. Autodepuração de Escoamentos Naturais de Água - Estudo de Caso: de Modelagem Matemática em um Trecho do Ribeirão Preto, Ribeirão Preto- SP. *XXX Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Punta del Este*, 2006.
- TEORODO, A. [et al.]. Implementação do conceito Capacidade de Diluição de Efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFMG: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS). *Eng Sanit Ambient* | v.18 n.3 | 275-288| jul/set 2013.
- TUCCI, C., E., M. HESPANHOL, I., CORDEIRO, N., O. *Gestão da Água no Brasil. Brasília: UNESCO*. Pag-192, 2001.
- TUNDISI, J., G. *Água do Século XXI: enfrentando a escassez*. 2. ed. São Carlos: Rima: 2005.
- TUNDISI, J., G.; MATSUMURA TUNDISI, T. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.
- VARGAS, E. H. de.; MARQUES, F. S. Análise da Autodepuração do Curso D'água Pomba Cuê Utilizando o Modelo Streeter Phelps. *Pleiade*, 09(17): 83-92, Jan./Jun., 2015.

VON SPERLING, M. *Estudos e modelagem da qualidade da água*. 1. ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Minas Gerais: 2007.

XU, Z.; GODREJ, A., N.; GRIZZARD, T., J. The hydrological calibration and validation of a complexly-linked watershed– reservoir model for the Occoquan watershed, Virginia. *Journal of Hydrology*, n.3-4, v.345, p. 167-183, 2007.

ZHANG, H.; CULVER, D., A.; BOEGMAN, L., A. two-dimensional ecological model of Lake Erie: Application to estimate dreissenid impacts on large lake plankton populations. *Ecological Modelling*. n.2-4, v.214, p.219-241. 2008.