
Revista Monografias Ambientais - REMOA

Santa Maria, v. 16 n. 2 mai-agos. 2017, p. 68 - 79

Revista do Centro do Ciências Naturais e Exatas - UFSM,

e-ISSN 2236 1308 - DOI:10.5902/2236130830325



PROBLEMAS AMBIENTAIS

Influência do coeficiente de difusão na qualidade da água em trecho de vazão reduzida

Influence of the diffusion coefficient on the water quality in reduced instream flow

Marcio Ricardo Salla, Amanda de Souza Nogueira, Carlos Eugênio Pereira

Universidade Federal de Uberlândia, SP, Brasil

marcio.salla@ufu.br; amanda.souzanog@gmail.com; carloseugenio@ufu.br

RESUMO

Em algumas instalações hidrelétricas existe a formação de trecho de vazão reduzida a jusante do barramento. Normalmente são introduzidas estruturas de barramento com soleiras para aumentar a largura do canal e, conseqüentemente, diminuir os impactos ambientais. Esta configuração hidráulica aumenta a profundidade líquida e reduz a velocidade média do escoamento, o que faz com que o termo difusivo ganhe importância no comportamento dos parâmetros de qualidade da água ao longo do trecho de vazão reduzida. O foco do estudo é o trecho de vazão reduzida da Central Hidrelétrica Capim Branco I, localizado no baixo curso do rio Araguari, Triângulo Mineiro e que possui a extensão de 9 km e cinco pequenos barramentos. As simulações dos parâmetros OD, DBO, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato e fósforo total foram realizadas na ferramenta AQUATOOL, no período de outubro de 2009 até setembro de 2010. As simulações para os coeficientes de difusão E iguais a 5, 10, 15 e 20 m²/s foram comparadas com os simulados para E igual a zero. O valor reduzido de E traz maior influência sobre o comportamento dos parâmetros de qualidade da água. O incremento de carga poluidora do córrego Marimbondo aumentou consideravelmente a variação de DBO, fósforo total e nitrogênio orgânico (para o período seco e chuvoso, respectivamente, 2% e 4% para a DBO, 6% e 7% para o fósforo total e 5% e 6% para o nitrogênio orgânico). A variação de OD foi reduzida no período seco e chuvoso, mantendo-se inferior a 1% na maioria do trecho de vazão reduzida. O processo de nitrificação ocasionou elevadas variações de amônia, com pico de 10% no período seco e de 14% no chuvoso, além de elevada variação de nitrato, com pico de 16% no período seco e 18% no chuvoso. Diante do impacto de E no comportamento dos parâmetros, sugere-se que este coeficiente seja previamente obtido em campo por meio de métodos experimentais com traçadores.

Palavras-chave: Trecho de vazão reduzida, Coeficiente de difusão, Qualidade da água.

ABSTRACT

In some hydroelectric plants, downstream of the dams, there is the formation of reduced instream flow. Normally, dams structures with sills are added to increase the width of the channel and, consequently, reduce environmental impacts. This hydraulic configuration increases the liquid depth and reduces the average velocity, which causes more importance of the diffusive term in the behavior of the water quality parameters along the reduce instream flow. The focus of the study is the Capim Branco I Hydroelectric Power Plant, located in the lower course of the Araguari River, Triângulo Mineiro, which has 9 km of length and five small structures with sills. The simulations of OD, DBO, organic nitrogen, ammonia, nitrate and phosphorus parameters were performed in the AQUATOOL tool, from October 2009 to September 2010. The simulations for the diffusion coefficients E equal to 5, 10, 15 and 20 m²/s were compared with simulations of E equal to zero. The reduced value of E results greater influence on the behavior of water quality parameters. The pollutant load of the Marimbondo stream increased considerably the variation of BOD, phosphorus and organic nitrogen (dry and rainy period, respectively, 2% and 4% for BOD, 6% and 7% for phosphorus and 5% and 6% for organic nitrogen). The DO variation was reduced in the dry and rainy season, remaining less than 1% in the majority of reduce instream flow. The nitrification process resulted in high ammonia variations, with a peak of 10% in the dry period and 14% in the rainy season, and a high nitrate variation, with a peak of 16% in the dry period and 18% in the rainy season. Towards the impact of E coefficient on the behavior of the parameters, it is suggested that this coefficient is previously obtained in the field by experimental methods with tracers.

Keywords: Reduced Instream flow, Diffusion coefficient, Water quality.

Recebido em: 25.11.17 Aceito em: 02.08.18

I INTRODUÇÃO

A construção de barragens para fins hidrelétricos traz impactos positivos e negativos para a população e meio ambiente. Dentre os impactos positivos são citados os empregos diretos e indiretos gerados e maior arrecadação de impostos pelos órgãos públicos. Os impactos negativos ambientais são diversos, tais como as inundações de áreas ribeirinhas, alteração no regime hidráulico, hidrológico e climatológico em função do surgimento de reservatório. De acordo com Salla et al. (2014) e Lopes et al. (2004), a construção de barragens para fins hidrelétricos interfere na qualidade da água a montante e jusante do barramento. Também, conforme La Rovere (1990), esse tipo de empreendimento traz a necessidade de relocação da população residente na área de inundação, além de sobrecarga na infraestrutura urbana, no município mais próximo ao empreendimento, devido ao número acentuado de consumidores.

Em algumas instalações hidrelétricas, a casa de força é posicionada a grandes distâncias a jusante do reservatório de acumulação, a fim de elevar o desnível entre o reservatório e o eixo da turbina. Esta configuração de central hidrelétrica traz a formação de Trecho de Vazão Reduzida – TVR, região onde a descarga líquida é bem inferior a natural. De acordo com Mortari (1997), Engevix (2002) e Silva (2007), a vazão reduzida ocasiona danos na paisagem (com possibilidade de condições anaeróbias em algumas regiões e diminuição de mata ciliar devido ao rebaixamento do lençol freático), mortandade da vida aquática e diminuição/interrupção das captações superficiais para uso consuntivo (irrigação, abastecimento de água, indústria, entre outros).

Também, o barramento transversal em um ambiente lótico traz a instabilidade no bioma local em função da presença de plantas e animais lacustres juntamente com a fauna e flora típicas de um rio (NOGUEIRA, 1991).

São inúmeros os estudos sobre os impactos de reservatórios de acumulação em trechos de rio (ENSINK et al., 2006; ALBIZURI e BIACO, 1997; VON SPERLING, 2007, entre outros). Contudo, a literatura da área traz poucos estudos sobre os impactos que estruturas de barramentos (soleiras) trazem ao longo do TVR.

Neste contexto, existem três estudos no TVR da Central Hidrelétrica Capim Branco I, localizada no médio curso do rio Araguari, Triângulo Mineiro, que foram fundamentais para o presente estudo, basicamente pelo fornecimento dos dados de entrada. Silva (2007) avaliou a influência da redução da vazão sobre a qualidade da água no TVR. O estudo focou-se na interferência das soleiras sobre a qualidade da água no TVR em função de aportes pontuais de cargas poluentes advindas de córregos poluídos. De Paulo (2007) definiu a vazão ecológica no TVR com base no método do perímetro molhado, utilizando as seções batimétricas, a variação da vazão e a abundância de peixes como variáveis de estado. Já Silva (2011) realizou o diagnóstico ambiental das sub-bacias afluentes ao TVR, com foco na pluviosidade, morfometria, uso e ocupação do solo e monitoramento fluviométrico e de qualidade da água.

O presente estudo focou-se na análise da influência do coeficiente de difusão na qualidade de água no TVR da Central Hidrelétrica Capim Branco I, onde foram instalados cinco barramentos (com soleiras). Esses obstáculos transversais ocasionam a elevação da largura superficial e aumento da lâmina líquida, com consequente diminuição da velocidade média do escoamento. A ausência de artigos científicos na literatura sobre o tema justifica o estudo.

A modelagem de qualidade da água foi realizada por meio da ferramenta computacional AQUA-TOOL, que é amplamente utilizada na modelagem matemática de qualidade da água em ambientes lênticos e lóticos (SALLA et al., 2013; FERREIRA, 2014; SALLA et al., 2014; PAREDES-ARQUIOLA et al., 2015; COSTA, 2015; JHÚNIOR, 2017). Os parâmetros de qualidade da água analisados foram oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), fósforo total (P_{total}), nitrogênio orgânico (N_{org}), amônia e nitrato.

O estudo auxiliará o pessoal técnico envolvido com consultoria e projeto nesta área de conhecimento, visto que existem diversas centrais hidrelétricas no país em fase de projeto, construção e operação.

2 METODOLOGIA

2.1. ÁREA DE ESTUDO

VISÃO GERAL DA BACIA DO RIO ARAGUARI

A bacia hidrográfica do rio Araguari possui uma área de 22 mil km², com aproximadamente 1,2 milhões de habitantes distribuída em 18 municípios. Está localizada na região oeste do Estado de Minas Gerais, entre

Figura 1 – Localização das centrais hidrelétricas na bacia hidrográfica do rio Araguari



as coordenadas 18°20' e 20°10' de latitude Sul e 46°00' e 48°50' de longitude Oeste. A nascente encontra-se no Parque Nacional da Serra da Canastra, no município de São Roque de Minas, percorrendo 475 km até a sua foz no rio Paranaíba (afluente do Rio Grande, que integra a Bacia Transnacional do Rio Paraná) (SALLA et al., 2014). As cotas altimétricas na bacia variam entre 465 e 1350 m, as precipitações são superiores a 1600 mm/ano e o clima é quente, com estação seca entre os meses de maio e setembro e estação úmida entre os meses de outubro e abril (ROSA et al., 2004; FERREIRA et al., 2005). De acordo com Salla et al. (2014), as principais atividades econômicas na bacia são a agropecuária, aquicultura, cultivo de café, cultivos de ciclo anual, cultivo de hortícolas, mineração de sub-solo, mineração de camada superficial seca, mineração de camadas em leito de mananciais, geração de energia, indústria de transformação, agroindústrias e turismo.

A bacia possui quatro centrais hidrelétricas em cascata no rio Araguari, conforme ilustra a Figura 1. O primeiro reservatório, situado no alto rio Araguari, é de regularização com capacidade de armazenamento de 12.792 hm³ (Central hidrelétrica de Nova Ponte) e os outros três reservatórios, situados no baixo rio Araguari são de fio de água (na seqüência, centrais hidrelétricas Miranda, Capim Branco 1 e Capim Branco 2).

A central hidrelétrica de Capim Branco I, que é o foco deste estudo, está localizada no baixo curso do rio Araguari, entre os reservatórios de Miranda e o remanso do reservatório Capim Branco II (ver Figura 1). De acordo com De Paulo (2007), a área de drenagem do rio Araguari até o barramento de Capim Branco I é de 18.300 km², o que equivale a aproximadamente 83% da área de drenagem em toda a bacia.

TRECHO DE VAZÃO REDUZIDA

O TVR na Central Hidrelétrica Capim Branco I tem a extensão aproximada de 9 km e possui cinco pequenos barramentos ao longo de seu trecho para elevar a largura e profundidade do canal. De acordo com Silva (2007) e De Paulo (2007), o TVR recebe uma vazão fixa de 7 m³/s ao longo de todo o ano, bem inferior à vazão média anual de 359 m³/s e a mínima média mensal de 67 m³/s (para a série histórica anterior ao barramento).

A área incremental no TVR é de 75,9 km², que corresponde a apenas 2% da extensão total do rio Araguari (DE PAULO, 2007). Os dois principais afluentes na área incremental são os córregos Terra Branca e Marimbondo, cujas cabeceiras estão localizadas na área urbana de Uberlândia, Minas Gerais. O córrego Terra Branca recebe efluente de uma Estação de Tratamento de Esgoto - ETE, a qual trata a carga poluidora de aproximadamente 5% da população de Uberlândia (aproximadamente 34000 pessoas, de acordo com o IBGE, 2017). De acordo com HOLOS (2006), o lançamento da ETE está localizado a 7,2 km da confluência do córrego Terra Branca com o córrego Marimbondo.

2. 2. FERRAMENTA AQUATOOL

Segundo Paredes-Arquiola et al. (2010), Sulis e Sechi (2013) e Salla et al. (2014), a ferramenta computacional AQUATOOL atua como um sistema suporte à decisão no planejamento e gestão de recursos hídricos em escala de bacia hidrográfica, a qual vincula a modelagem quantitativa (módulo SIMGES) com a modelagem qualitativa (módulo GESCAL) em ambientes lênticos e lóticos.

MÓDULO SIMGES

É utilizado na simulação da vazão em rios, córregos e reservatórios em escala de bacia hidrográfica, a partir da definição espacial e quantitativa das descargas (retiradas pontuais para irrigações, indústrias, mineradoras, consumo humano, entre outros), das recargas (afluentes pontuais e difusos superficiais e subterrâneos) e dos requisitos ambientais definidos pelos órgãos ambientais.

MÓDULO GESCAL

Com o propósito de simular a qualidade da água vinculada ao gerenciamento quantitativo em ambientes lênticos e lóticos previamente definidos no módulo SIMGES, Paredes et al. (2009) desenvolveram o módulo de qualidade da água GESCAL. Os parâmetros de qualidade que o módulo permite simular incluem temperatura, sólidos suspensos, oxigênio dissolvido, matéria orgânica carbonácea, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato, fósforo total e fitoplâncton – clorofila a. No processo de modelagem adotado neste artigo, foi considerada a relação do ciclo do nitrogênio e da matéria orgânica carbonácea entre si e o efeito sobre o oxigênio dissolvido, além do fósforo total como um parâmetro arbitrário.

As principais características assumidas pelo módulo GESCAL foram:

- - escoamento unidimensional com concentração de qualquer constituinte constante na seção transversal e condições estacionárias de qualidade da água afluentes ao curso de água em escala mensal;
- - escoamento permanente e uniforme, não considerando os remansos formados pela introdução dos barramentos ao longo do TVR;
- - relações potenciais para associar a vazão escoada Q (m³/s) com a velocidade média u (m/s), com a profundidade média h (m) e com a largura da seção transversal b (m), de acordo com as equações (1), (2) e (3).

$$u = \alpha_1 \cdot Q^{\beta_1} \quad (1)$$

$$h = \alpha_2 \cdot Q^{\beta_2} \quad (2)$$

$$b = \alpha_3 \cdot Q^{\beta_3} \quad (3)$$

Nas quais: $\alpha_1, \beta_1, \alpha_2, \beta_2, \alpha_3$ e β_3 são coeficientes de ajustes.

- ausência de interligação entre as águas superficiais e subterrâneas.

De uma forma geral e independente do parâmetro estudado, por meio do balanço de massa dentro de um trecho de rio, chega-se na equação diferencial de simulação, conforme equação (4).

$$\frac{d(u \cdot C_i)}{dx} = \frac{d}{dx} \left(E \cdot \frac{dC_i}{dx} \right) + \frac{Sd_i}{V} + \sum W_i \quad (4)$$

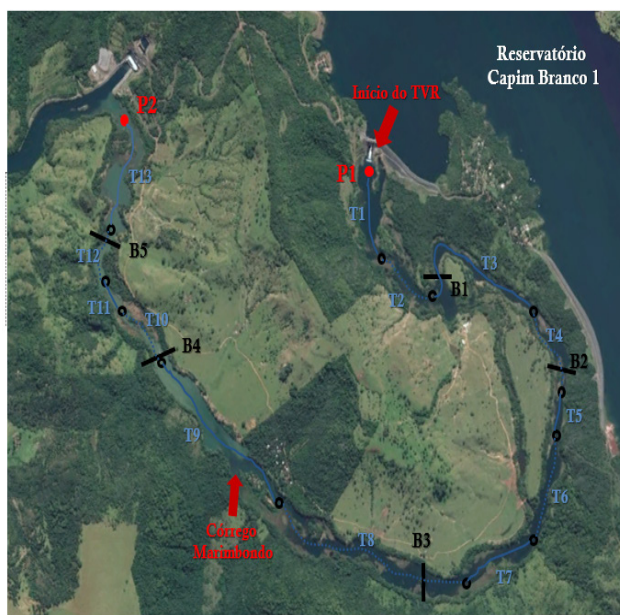
Na equação (4), E é o coeficiente de difusão longitudinal (m²/dia); C é a concentração do parâmetro (mg/L); i é um parâmetro qualquer (neste estudo, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total, nitrogênio orgânico, amônia e nitrato); x é a distância longitudinal do trecho de rio estudado (m); u é a velocidade média da água (m/dia); V é o volume líquido do trecho estudado (m³); Sd é a carga de entrada do parâmetro de qualidade de forma difusa no trecho de rio (g/dia); $\sum W$ representa o conjunto de processos que aumenta ou diminui a carga do parâmetro na massa líquida (g/m³.dia).

Para a modelagem dos parâmetros foram considerados os seguintes processos: OD (reaeração, degradação da matéria orgânica, sedimentação da matéria orgânica e nitrificação); DBO (degradação da matéria orgânica e sedimentação da matéria orgânica); N_{org} (amonificação e sedimentação do nitrogênio orgânico); Amônia (amonificação e nitrificação); Nitrato (nitrificação); P_{total} (conversão de fósforo orgânico em inorgânico e sedimentação do fósforo orgânico).

2.3 Modelagem quantitativa

O procedimento inicial foi definir a topologia do sistema hídrico no TVR a partir da ferramenta AQUATOOL, na qual estão incluídas, sem escala, os elementos do modelo (Figura 2).

Figura 2 – Topologia do sistema hídrico no TVR



De acordo com a Figura 2, o TVR simulado tem como limite os pontos P1 e P2. A topologia é constituída por 13 trechos de rio (T1 até T13), duas entradas pontuais (no início do TVR e córrego Marimbombo), além de cinco sub-trechos com dimensões baixas arbitrárias (igual a 5 m) logo a jusante de cada barramento (não identificados na Figura 2). Estes sub-trechos foram adicionados para representar a reaeração natural em função do desnível líquido causado pelo barramento. Nesta topologia não foram consideradas possíveis contribuições difusas e demandas consuntivas.

As simulações quantitativas no módulo SIMGES foram realizadas no período de outubro de 2009 até setembro de 2010, baseado em Silva (2011), após introduzir os dados fluviométricos em P1 (igual a $7 \text{ m}^3/\text{s}$ ao longo de todo o ano) e na foz do córrego Marimbombo (mínimo de $0,21 \text{ m}^3/\text{s}$, em setembro de 2010, e máximo de $1,35 \text{ m}^3/\text{s}$, em fevereiro de 2010).

2.4 MODELAGEM DE QUALIDADE DA ÁGUA

Esta modelagem também foi realizada no período de outubro de 2009 até setembro de 2010. Os parâmetros de qualidade da água simulados foram OD, DBO, N_{org} , amônia, nitrato e P_{total} . Dentro da ferramenta AQUATOOL, a modelagem qualitativa por meio do módulo GESCAL foi posterior à modelagem quantitativa, após a alimentação dos dados de qualidade de água em P1 e na foz do córrego Marimbombo. Os dados de qualidade estão ilustrados no Quadro 1. Silva (2011) forneceu os valores para OD, amônia, nitrato e fósforo total na foz do córrego Marimbombo. Os valores de DBO e N_{org} seguiram recomendações de Silva (2011). Os valores dos parâmetros em P1 foram adotados considerando uma água de boa qualidade (classe 2, de acordo com a CONAMA 357/2005).

Quadro 1 – Dados de entrada de qualidade da água

Parâmetro (mg/L)	P1	Foz do córrego Marimbondo
OD	7,0	4,7±1,2 ^a
		3,2-7,3 ^b
DBO	2,0	4,0
N _{org}	1,3	4,0
Amônia	0,05	0,34±0,21 ^a
		0,10-0,9 ^b
Nitrato	0,1	3,0
Ptotal	0,02	0,2±0,12 ^a
		0,04-0,45 ^b
^a média±desvio padrão; ^b mínimo-máximo		

Fonte: Silva (2011) e CONAMA 357/2005

DADOS MORFOMÉTRICOS E DISTÂNCIAS DOS TRECHOS

De acordo com Silva (2007), os dados morfométricos (obtidos por meio das relações hidráulicas descritas nas equações 1, 2 e 3) foram obtidos por meio de levantamento topobatimétricos realizados por Potamos (1998). O Quadro 2 traz os coeficientes de ajustes para as relações hidráulicas descritos nas equações (1), (2) e (3) e as distâncias dos trechos.

Quadro 2 – Coeficientes de ajustes para as relações hidráulicas e distâncias dos trechos

Trecho	d (km)	$\alpha 1$	$\beta 1$	$\alpha 2$	$\beta 2$	$\alpha 3$	$\beta 3$
1	0,6	0,001	1,000	6,115	0,000	131,880	0,001
2	1,2	0,009	0,976	2,211	0,014	53,221	0,011
3	2,4	0,006	0,877	2,245	0,081	79,392	0,042
4	3,1	0,086	0,634	0,762	0,118	15,221	0,249
5	3,2	0,429	0,257	0,233	0,348	10,003	0,395
6	4,0	0,429	0,257	0,233	0,348	10,003	0,395
7	4,6	0,007	0,900	1,471	0,036	91,841	0,064
8	6,3	0,002	0,979	5,214	0,003	126,170	0,018
9	7,6	0,007	0,942	3,298	0,035	46,006	0,023
10	8,0	0,007	0,908	1,329	0,046	109,986	0,046
11	8,2	0,197	0,477	0,221	0,362	23,037	0,162
12	8,6	0,002	0,923	3,573	0,033	173,847	0,044
13	8,7	0,001	0,983	16,922	0,014	78,791	0,003

Fonte: Silva (2007)

COEFICIENTES DAS REAÇÕES BIOQUÍMICAS E DE SEDIMENTAÇÃO

Conforme já descrito anteriormente, foram considerados diversos processos na modelagem dos diversos parâmetros de qualidade da água. Cada processo é representado matematicamente por um coeficiente de primeira ordem de reação multiplicado pela concentração do parâmetro. O presente estudo é uma reprodução da modelagem realizada por Silva (2007), com a adoção do TVR com 5 soleiras em série, cujos coeficientes relacionados aos diversos processos são descritos na sequência.

- OD ($0,15 \text{ dia}^{-1}$ para a degradação da matéria orgânica, $0,05 \text{ dia}^{-1}$ para a sedimentação da matéria orgânica e $0,20 \text{ dia}^{-1}$ para a nitrificação). Para os 13 trechos de curso de água (T1 até T13), o coeficiente da reaeração foi obtido por meio do método de Covar (VON SPERLING, 2007; PAREDES et al., 2009). Este método engloba equações empíricas que dependem da velocidade média do escoamento e da profundidade líquida. Para os cinco sub-trechos (ST1 até ST5), para representar a reaeração natural em função do desnível líquido causado pelo barramento, foram adotados valores fixos para o coeficiente da reaeração em 40 dia^{-1} ;

- DBO ($0,15 \text{ dia}^{-1}$ para a degradação da matéria orgânica e $0,05 \text{ dia}^{-1}$ para a sedimentação da matéria orgânica);

- N_{org} ($0,20 \text{ dia}^{-1}$ para a amonificação e $0,1 \text{ dia}^{-1}$ para a sedimentação do nitrogênio orgânico);

- Amônia ($0,20 \text{ dia}^{-1}$ para a amonificação e $0,20 \text{ dia}^{-1}$ para a nitrificação);

- Nitrato ($0,20 \text{ dia}^{-1}$ para a nitrificação);

- P_{total} ($0,25 \text{ dia}^{-1}$ para a conversão de fósforo orgânico em inorgânico e $0,05 \text{ dia}^{-1}$ para a sedimentação do fósforo orgânico).

De acordo com Silva (2007), Salla et al. (2013), Salla et al. (2014), entre outros, a temperatura da água interfere nas reações bioquímicas e na sedimentação. O perfil de temperatura anual da água em cada trecho de rio é solicitado pelo módulo GESCAL. As temperaturas médias mensais da água consideradas neste estudo foram obtidas por Silva (2007) e iguais a: $22,4^{\circ}\text{C}$ em outubro de 2009, $23,0^{\circ}\text{C}$ em novembro de 2009, $23,5^{\circ}\text{C}$ em dezembro de 2009, $23,8^{\circ}\text{C}$ em janeiro de 2010, $24,5^{\circ}\text{C}$ em fevereiro de 2010, $24,0^{\circ}\text{C}$ em março de 2010, $19,0^{\circ}\text{C}$ em abril de 2010, $15,0^{\circ}\text{C}$ em maio de 2010, $16,0^{\circ}\text{C}$ em junho de 2010, $17,0^{\circ}\text{C}$ em julho de 2010, $16,0^{\circ}\text{C}$ em agosto de 2010 e $19,0^{\circ}\text{C}$ em setembro de 2010.

2. 4. Variação do coeficiente de difusão longitudinal

De acordo com a equação de advecção-difusão (ver a equação 4), o termo difusivo traz a parcela de conversão do poluente em função da variação da concentração da região mais concentrada para a menos concentrada no trecho do rio. A influência do termo difusivo aumenta com a diminuição da velocidade média do escoamento. A inclusão dos barramentos ao longo do TVR na Central Hidrelétrica Capim Branco I diminui a velocidade média do escoamento, o que justifica a avaliação da influência do termo difusivo sobre a modelagem de qualidade da água. De acordo com a equação (4), esta influência é avaliada pela variação do coeficiente de difusão longitudinal E .

As modelagens de qualidade da água foram realizadas para coeficientes de difusão longitudinal E iguais a 0, 5, 10, 15 e $20 \text{ m}^2/\text{s}$. A fim de facilitar a interpretação dos resultados, os valores dos parâmetros de qualidade da água ao longo do TVR simulados para E iguais a 5, 10, 15 e $20 \text{ m}^2/\text{s}$ foram comparados (em porcentagem de variação) com os valores simulados para E igual a zero (situação em que o termo difusivo é desconsiderado).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As Figuras 3 e 4 trazem, respectivamente, os resultados das variações dos parâmetros de qualidade da água ao longo do TVR para o mês mais seco e mais chuvoso no período analisado, a partir das comparações das modelagens entre 0 e $5 \text{ m}^2/\text{s}$ (Comparação 1), 0 e $10 \text{ m}^2/\text{s}$ (Comparação 2), 0 e $15 \text{ m}^2/\text{s}$ (Comparação 3) e 0 e $20 \text{ m}^2/\text{s}$ (Comparação 4).

De acordo com Pereira et al. (2016), o coeficiente de difusão E em córregos varia entre $0,05$ a $0,90 \text{ m}^2/\text{s}$ (vazão entre $0,06$ e $0,45 \text{ m}^3/\text{s}$) e alcança valores próximos a $2,0 \text{ m}^2/\text{s}$ em rios de baixo porte (vazão média de $7,5 \text{ m}^3/\text{s}$). Segundo Ribeiro et al. (2010), o coeficiente E em rios de médio porte varia entre $8,5$ e $35,0 \text{ m}^2/\text{s}$ para vazão entre $16,2$ e $98,0 \text{ m}^3/\text{s}$. Os valores da literatura justificam os intervalos considerados no presente estudo

para o coeficiente E.

Uma visão geral nas Figuras 3 e 4 mostra que a comparação 1 sofreu maior impacto na variação da concentração dos parâmetros de qualidade da água (neste raciocínio, como exemplo, na avaliação da variação da comparação 2 deve ser descontada a variação gerada pela comparação 1). Contudo, para as configurações hidráulicas no TVR, os resultados confirmam uma relação exponencial entre a variação da concentração dos parâmetros com as quatro comparações, com a maior influência para valores reduzidos de E. Neste contexto, para a vazão fixa de 7 m³/s no TVR, valores de E inferiores a 5 m²/s causam maior impacto sobre a qualidade da água. Pereira et al. (2016) também obtiveram valores de E próximos a 2,0 m²/s para vazão média de 7,5 m³/s.

Ainda nas Figuras 3 e 4, existem duas regiões bem distintas no TVR quanto à variação dos parâmetros, sendo a primeira região a montante da confluência com o córrego Marimbondo e a segunda região a jusante desta confluência. Neste contexto, o incremento de carga poluidora do córrego Marimbondo aumentou consideravelmente a variação de DBO, P_{total} e N_{org} para as quatro configurações simuladas (para o período seco e chuvoso, respectivamente, aumento de aproximadamente 2% e 4% para a DBO, 6% e 7% para o P_{total} e 5% e 6% para o N_{org}). Igual constatação foi obtida por Silva (2007).

A variação de OD foi reduzida no período seco e chuvoso, mantendo-se inferior a 1% na maioria do TVR. Exceção é feita ao trecho a jusante do barramento B5, região onde existe a influência de remanso do canal de fuga, com conseqüente alargamento da seção transversal do rio (ver Figuras 3b e 4b).

Figura 3 – Variações dos parâmetros de qualidade da água ao longo do TVR para o mês mais seco (setembro de 2010): (a) DBO; (b) OD; (c) P_{total}; (d) N_{org}; (e) Amônia; (f) Nitrato

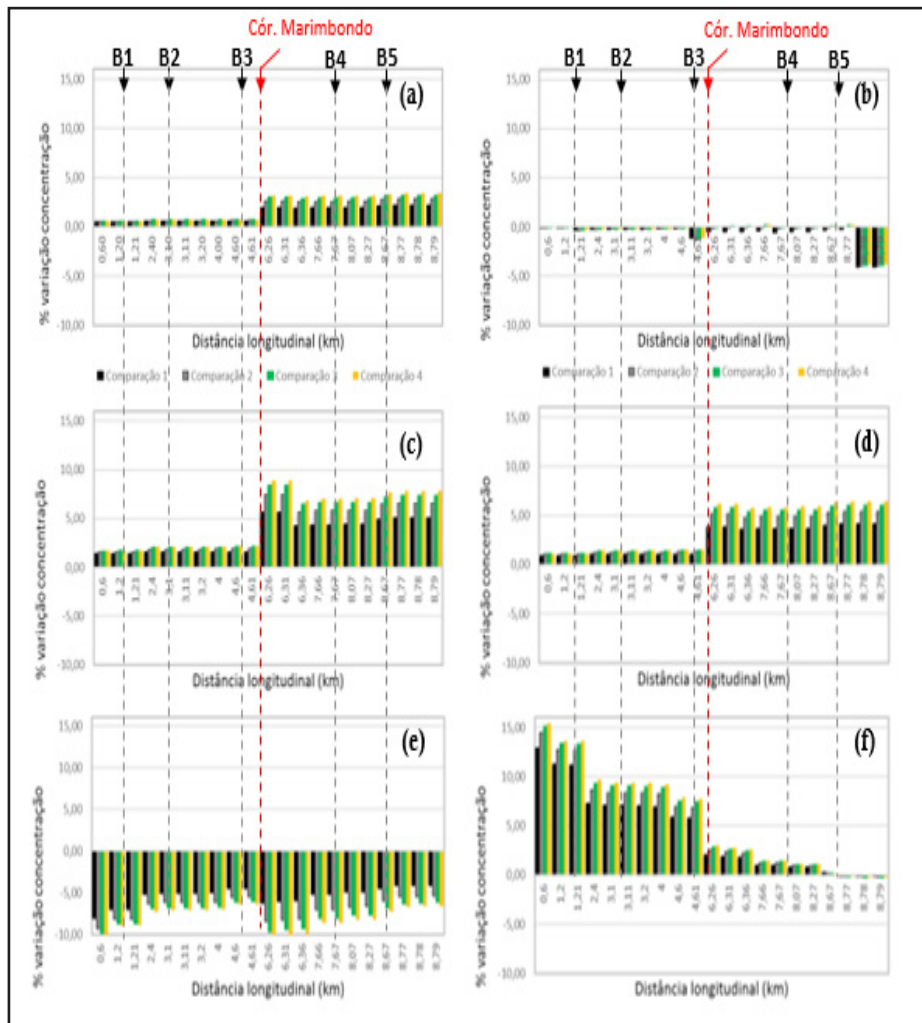
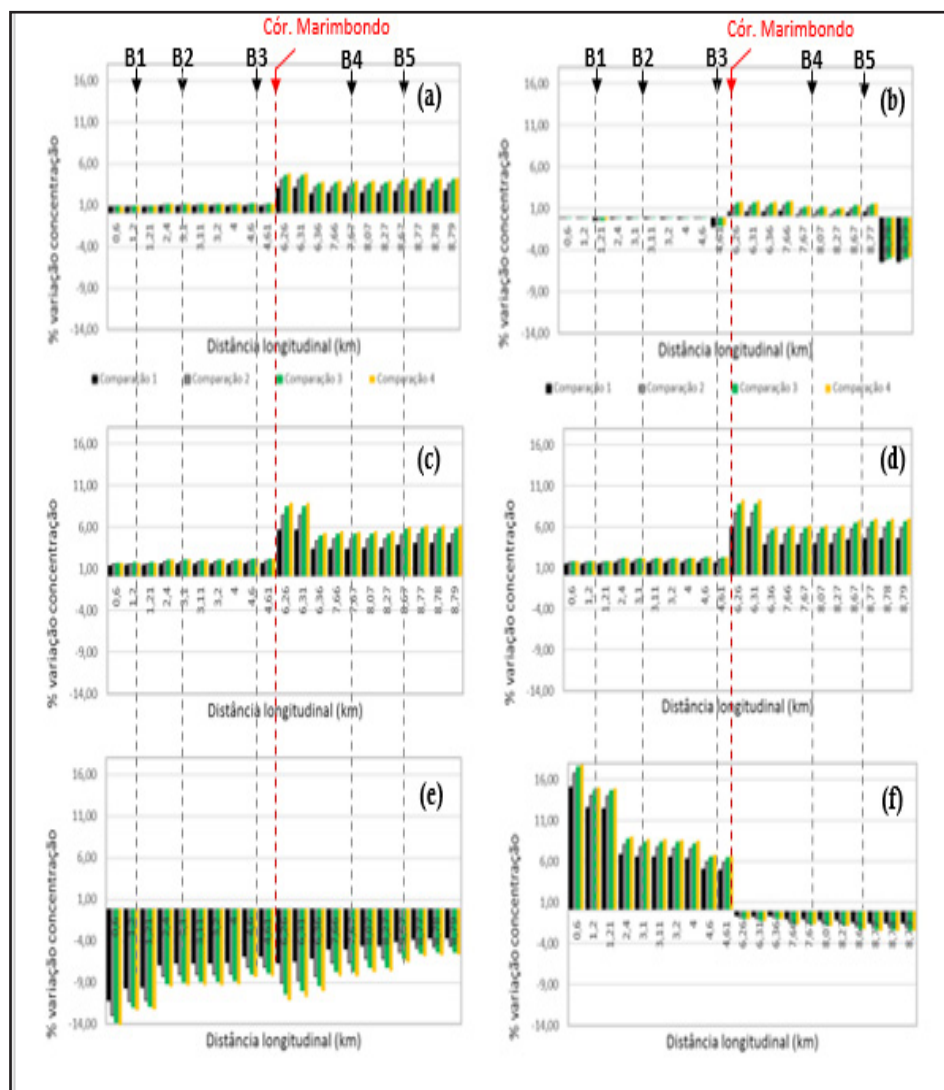


Figura 4 – Variações dos parâmetros de qualidade da água ao longo do TVR para o mês mais chuvoso (fevereiro de 2010): (a) DBO; (b) OD; (c) P_{total} ; (d) N_{org} ; (e) Amônia; (f) Nitrato.



O processo de nitrificação ocasionou elevadas variações de amônia nas duas regiões (pico de 10% na primeira e segunda região no período seco e pico de 14% na primeira região e 12% na segunda região no período chuvoso, conforme Figuras 3e e 4e), além de elevada variação de nitrato na primeira região (igual a 16% no período seco e 18% no período chuvoso, conforme as Figuras 3f e 4f).

4 CONCLUSÕES

Conforme já mencionado anteriormente, a literatura da área traz poucos estudos sobre os impactos que estruturas de barramentos trazem ao longo do TVR. Tampouco traz estudos sobre a influência do coeficiente de difusão no comportamento dos parâmetros de qualidade da água, o que justifica a realização neste trabalho.

Os nutrientes P_{total} e N_{org} , responsáveis diretamente pelo processo de eutrofização em ambiente lântico, sofreram impactos consideráveis pela variação do coeficiente de difusão E , o que mostra a importância do termo difusivo no processo de modelagem de qualidade da água em TVR.

Neste contexto, para uma modelagem matemática bem-sucedida de qualidade da água em TVR, sugere-se que o coeficiente de difusão seja obtido em campo por meio de métodos experimentais com traçadores.

REFERÊNCIAS

- ALBIZURI, R.G & BIANCO, C. A qualidade da água em reservatórios do setor elétrico. In: Anais do XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 1997 Novembro 16-20; Vitória/ES, Brasil. 1997.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução N° 358, de 29 de abril de 2005. **Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências.** Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35805.pdf>. Acesso em: 05 dez. 2017.
- COSTA, E. S. **Estudo de otimização do aproveitamento hídrico superficial no alto curso do rio Uberaba, UPGRH-GD8** [dissertação]. Uberlândia: Faculdade de Engenharia Civil/UFU; 2015. 172 p. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/14217/1/EstudoOtimizacaoAproveitamento.pdf>. Acesso em: 03 dez. 2017.
- DE PAULO, R. G. F. **Ferramentas para a determinação de vazões ecológicas em trechos de vazão reduzida: destaque para aplicação do método do perímetro molhado no caso de Capim Branco I** [dissertação]. Belo Horizonte: Escola de Engenharia/UFMG; 2007. 114 p. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/handle/1843/REPA-7BSEDC>. Acesso em: 01 dez. 2017.
- ENGEVIX. Programa de Garantia das Condições Hidrológicas e Ambientais no Trecho de Vazão Reduzida, **Plano de Controle Ambiental – Capim Branco I**, 2002.
- ENSINK, J.H.J.; BROOKER, S.; CAIRNCROSS, S. & SCOTT, C.A. Wastewater use in India: the impact of irrigation weirs on water quality and farmer health. In: **32° Water, Engineering and Development Centre (WEDC) international conference – sustainable development of water resources, water supply and environmental sanitation**, 2006 Novembro 13-17. Colombo, Sri Lanka. 2006.
- FERREIRA, A. M. **Capacidade de autodepuração nos cursos médio e baixo do rio Uberaba, UPGRH-GD8** [dissertação]. Uberlândia: Faculdade de Engenharia Civil/UFU; 2014. 134 p. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/14202/1/CapacidadeAutodepuracaoMedio.pdf>. Acesso em: 01 dez. 2017.
- FERREIRA, A.B.; SANTOS, C.R.; BRITO, J.L.S. & ROSA, R. Análise comparativa do uso e ocupação do solo na área de influência da usina hidrelétricas Capim Branco I a partir de técnicas de geoprocessamento. In: **Anais do XII Simpósio brasileiro de sensoriamento remoto**, 2005 Abril 16-21; Goiânia/GO, Brasil. Goiânia: INPE, 2005. Disponível em: <http://marte.sid.inpe.br/col/Itid.inpe.br/sbsr/2004/11.18.13.55/doc/2997.pdf>. Acesso em: 01 dez. 2017.
- HOLOS. **Rio Araguari no trecho de vazão reduzida do AHE Capim Branco I: Simulação da qualidade da água.** Atendimento à condicionante de Licença de Operação, Fundação Estadual do Meio Ambiente – FEAM. 2006.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Estimativas da população residente no Brasil e unidades da federação com data de referência em 1° de julho de 2017.** Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html?&t=resultados>. Acesso em: 05 dez. 2017.
- JHUNIOR, H.C.S. **Otimização do aproveitamento hídrico superficial na bacia hidrográfica do rio Araguari, Triângulo Mineiro** [dissertação]. Uberlândia: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Faculdade de Engenharia Civil. Universidade Federal de Uberlândia; 2017. 258 p. Disponível em: https://repositorio.ufu.br/?locale=pt_BR. Acesso em 02 dez. 2017.

- LA ROVERE, E.L. Energia e Meio Ambiente. In: MARGULIS, S. **Meio Ambiente: Aspectos técnicos e econômicos**. Brasília: IPEA/PNUD; 1990. p. 11-34.
- LOPES, L. F. G.; CARMO, J. S. A.; CORTES, R. M. V. & OLIVEIRA, D. Hydrodynamics and water quality modelling in a regulated river segment: application on the instream flow. **Ecological Modelling**, v. 17, n. 3, p. 197-218, 2004.
- MORTARI, D. Uma abordagem geral sobre a vazão remanescente, em trechos “curtocircuitados”, de usinas hidrelétricas. In: Anais do **XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 1997 Novembro 16-20; Vitória/ES, Brasil. 1997.
- NOGUEIRA, V.P.Q. Qualidade da água em lagos e reservatórios. In: PORTO, R.L. (Org.) Hidrologia ambiental. **Coleção ABRH de Recursos Hídricos**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo; 1991. p. 165-210.
- PAREDES J.; ANDREU J. & SOLERA A. A decision support system for water quality issues in the Manzanares River. **Science of the Total Environment**, vol. 408, n. 12, p. 2576–2589, mai. 2010.
- PAREDES-ARQUIOLA, J.; ÁLVAREZ, J. A.; MONERRIS, M. M. & SOLERA, A. Water quantity and quality models applied to the Jucar River Basin, Spain. **Water Resource Management**, vol. 24, n. 11, p. 2759–2779, set. 2010.
- PAREDES-ARQUIOLA, J.; ÁLVAREZ, J. A. & SOLERA, A. 2009. AQUATOOL +: Entorno de desarrollo de sistemas de ayuda a la decisión en materia de planificación de la gestión de cuencas hidrográficas incluyendo utilización conjunta y criterios de calidad de aguas. **Manual del usuario**. Versión 1.0. Valencia: Universidad Politécnica de Valencia, 2015. 81 p.
- PEREIRA, C. E.; SALLA, M. R.; FRASSON, V. M.; ALAMY, J. E. F. & LIMA, G. Dispersion of pollutants in water-courses intercepted by highway BR-050, in the Triângulo Mineiro region, Minas Gerais, Brazil. **Acta Scientiarum: Technology**, vol. 38, n. 2, p. 153-161, abri./jun. 2016.
- POTAMOS. Estudo aprofundado para caracterização e indicações de manejo sustentado do trecho de vazão reduzida entre a barragem e a casa de força: Estudos de Viabilidade – Usina Hidrelétrica Capim Branco I. Belo Horizonte: CEMIG, 1998.
- RIBEIRO, C. B. M.; SILVA, D. D.; SOARES, J. H. P. & GUEDES, H. A. S. Desenvolvimento e validação de equação para determinação do coeficiente de dispersão longitudinal em rios de médio porte. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 4, p. 393-400, 2010.
- ROSA, R.; BRITO, J.L.S.; LIMA, E.F.; SIQUEIRA, A.C. & MACEDO, D. Elaboração de uma base cartográfica e criação de um banco de dados georreferenciados da bacia do rio Araguari - MG. In: LIMA, S. do C., SANTOS, R. J. (Org.). **Gestão Ambiental da Bacia do Rio Araguari Rumo ao desenvolvimento sustentável**. Uberlândia, IG-UFU; Brasília: CNPq, 2004. p. 69 – 87. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=000149&pid=S1982-4513201200020001400015&lng=pt.
- SALLA, M.R.; PEREIRA, C.E.; ALAMY FILHO, J.E.; DE PAULA, L.M. & PINHEIRO, A.M. Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 105-114, 2013.
- SALLA, M. R.; PAREDES-ARQUIOLA J.; SOLERA, A.; ÁLVAREZ, J. A.; PEREIRA, C. E. & ALAMY FILHO, J. E. Integrated modeling of water quantity and quality in the Araguari River basin, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Research**, Valparaíso, vol. 42, n. 1, p. 224-244, 2014.
- SILVA, J. F. **Diagnóstico ambiental das bacias hidrográficas que desaguam no trecho de vazão reduzida da usina hidrelétrica Amador Aguiar I, Uberlândia – MG** [dissertação]. Uberlândia: Instituto de Geografia/UFU; 2011. 181 p. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/16120>. Acesso em: 01 dez 2017.

SILVA, N. G. M. **Modelagem da qualidade da água no trecho de vazão reduzida (TVR) do aproveitamento hidrelétrico de Capim Branco I do rio Araguari-MG** [dissertação]. Belo Horizonte: Escola de Engenharia/UFMG; 2007. 134 p. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/handle/1843/ENGD-7A9PLB?mode=full>. Acesso em: 01 dez. 2017.

SULIS, A & SECHI, G. M. Comparison of generic simulation models for water resource systems. **Environmental Modelling & Software**, vol. 40, n. 1, p. 214-225, fev. 2013.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, vol. 7, 2007. 588 p.