



IV-117 – PROGNÓSTICO DE QUALIDADE DA ÁGUA EM CÓRREGO URBANO. ESTUDO DE CASO: CÓRREGO MUMBUCA, MONTE CARMELO (MG)

Caroline Yuka Mori Saito⁽¹⁾

Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária no Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Uberlândia (ICIAG/UFU)

Guilherme Resende Ponce⁽²⁾

Engenheiro Civil e mestrando em Engenharia Civil pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia (PPGEC/UFU)

Maria Lyda Bolanos Rojas⁽³⁾

Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/USP). Professora Associada na Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia (FECIV/UFU).

Roseli Mendonça Dias⁽⁴⁾

Doutora em Ciências pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Uberlândia (PPGEQ/UFU). Professora Adjunta na Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia (FECIV/UFU).

Marcio Ricardo Salla⁽⁵⁾

Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/USP). Professor Titular na Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia (FECIV/UFU).

Endereço⁽⁵⁾: Avenida João Naves de Ávila, 2121 – Santa Mônica – Campus Santa Mônica - Uberlândia - MG - CEP: 38400-902 - Brasil - Tel: (34) 3239-4170 - e-mail: marcio.salla@ufu.br.

RESUMO

O córrego Mumbuca, que atravessa a área urbana de Monte Carmelo, Triângulo Mineiro, é um corpo hídrico receptor de esgoto bruto, cujos problemas estruturais nos sistemas de esgotamento sanitário e drenagem pluvial prejudicam a manutenção do equilíbrio do ecossistema aquático, além do que trazem prejuízos sociais e econômicos para a população. O objetivo do estudo foi calibrar um modelo matemático de autodepuração e, posteriormente, prognosticar a capacidade de suporte desse curso de água natural em período de estiagem para o ano de 2023. Estimou-se a carga máxima de nutrientes (fósforo total e nitrogênio total) e de matéria orgânica carbonácea que o córrego suporta a fim de atender aos limites ambientais definidos em resolução ambiental, para a classe 3, com relação aos parâmetros oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, amônia, nitrato e fósforo total. Dentro do processo de calibração na ferramenta computacional WASP, os termos cinéticos mais sensíveis foram ajustados, resultando em 3,00 dia⁻¹ para constante de reaeração, 0,05 dia⁻¹ para constante de desoxigenação, 0,70 dia⁻¹ para constante de mineralização do nitrogênio orgânico dissolvido, 8,00 dia⁻¹ para constante de nitrificação e 0,25 dia⁻¹ para constante de mineralização do fósforo orgânico dissolvido. Em comparação com as cargas poluentes brutas das ligações clandestinas, o córrego tem a capacidade de suportar apenas 8,1% da carga de DBO (7,0 kgDBO/dia), 46,5% da carga de NO (2,0 kgNO/dia), 15,5% da carga de amônia (1,0 kgNH₃/dia) e apenas 0,9% da carga de fósforo total (0,02 kgP_{total}/dia) que, em termos de equivalência populacional, corresponde a uma carga orgânica de apenas 130 pessoas.

PALAVRAS-CHAVE: Córrego Mumbuca, Qualidade da água, Autodepuração, Ferramenta WASP.



INTRODUÇÃO

O córrego Mumbuca, que atravessa a área urbana de Monte Carmelo (MG), Triângulo Mineiro, é o corpo hídrico receptor de esgoto bruto advindo de ligações clandestinas na rede de drenagem pluvial; apesar da existência de um sistema de esgotamento sanitário na área urbana, as ligações clandestinas prejudicam a manutenção do equilíbrio do ecossistema aquático, além do que traz prejuízos sociais e econômicos para a população local. Para atingir a sustentabilidade no uso das águas superficiais, é fundamental estabelecer o equilíbrio entre a disponibilidade hídrica e a qualidade da água. As alterações quantitativas e qualitativas ocasionam danos nos ecossistemas aquáticos, o que justifica a necessidade de estudos ambientais para diagnosticar e prognosticar a capacidade de transporte, capacidade dispersiva e capacidade autodepuradora do curso de água.

Atualmente o estudo ambiental da capacidade de suporte tem sido utilizado por agências e órgãos ambientais no planejamento e gestão de recursos hídricos em escala local e escala de bacia hidrográfica. O agente poluidor ou consumidor de recursos hídricos deve responsabilizar-se pela identificação e quantificação dos impactos ambientais, sociais e econômicos gerados pelo seu empreendimento, a fim de garantir usos múltiplos em quantidade e qualidade da água para as gerações futuras (WANG et al., 2022; SALLA et al., 2023). Neste contexto, estima-se a máxima carga de nutrientes e matéria orgânica que o recurso hídrico suporta a fim de atender aos limites ambientais definidos por CONAMA (2005).

Os modelos matemáticos possibilitam avaliar os impactos resultantes do lançamento de cargas poluentes, bem como analisar cenários de intervenção e medidas de controle ambiental. Apesar das limitações e incertezas associadas aos modelos matemáticos, eles são frequentemente utilizados na modelagem de sistemas ambientais devido à complexidade dos ciclos naturais. A ferramenta *Water Quality Analysis Simulation Program* (EPA, 2023), de enorme utilização científica em função da sua potencialidade na tomada de decisão, foi utilizada. O objetivo do artigo foi primeiramente calibrar um modelo matemático de qualidade da água em ambiente lótico urbano, especificamente o Córrego Mumbuca, Monte Carmelo (MG), e posteriormente prognosticar a capacidade de suporte do curso de água natural. Para isso estimou-se a carga máxima de nutrientes (fósforo total e nitrogênio total) e de matéria orgânica carbonácea que o córrego suporta a fim de atender aos limites ambientais definidos em CONAMA (2005) com relação aos parâmetros oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, amônia, nitrato e fósforo total.

De uma forma geral, o estudo atende as necessidades do Departamento de Água e Esgoto Municipal, proporcionando uma ferramenta computacional de uso livre para prognosticar cenários de poluição; além disso, visa orientar os gestores públicos na tomada de decisão para redução das ocorrências de ligações clandestinas de esgoto bruto na rede de drenagem pluvial.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A sub-bacia do córrego Mumbuca está localizada no município de Monte Carmelo, Triângulo Mineiro, em região com clima tropical de altitude, caracterizada por estação seca no inverno e chuvosa no verão. A temperatura ambiente média varia de 15°C a 30°C e a intensidade pluviométrica média anual varia de 1300 a 1450 mm (NOVAIS et al., 2018). A região possui relevo plano típico do cerrado brasileiro. Com relação ao uso e ocupação do solo, predominam a vegetação nativa (11,1%), agronegócio/extrativismo (66,2%) e espaço urbano (22,7%) (ver Figura 1). A porcentagem populacional com acesso ao sistema de abastecimento de água é de 99,11%, coleta de esgoto de 98,7% e esgoto tratado de apenas 73,2% (SNIS, 2024). Apesar da ETE da cidade de Monte Carmelo ter capacidade para tratar 100% da carga poluente gerada, a rede de coleta e transporte não contempla toda a área urbana, além do que existem ligações clandestinas de esgoto bruto em galerias de águas pluviais (MARQUES et al., 2019; DMAE, 2021).

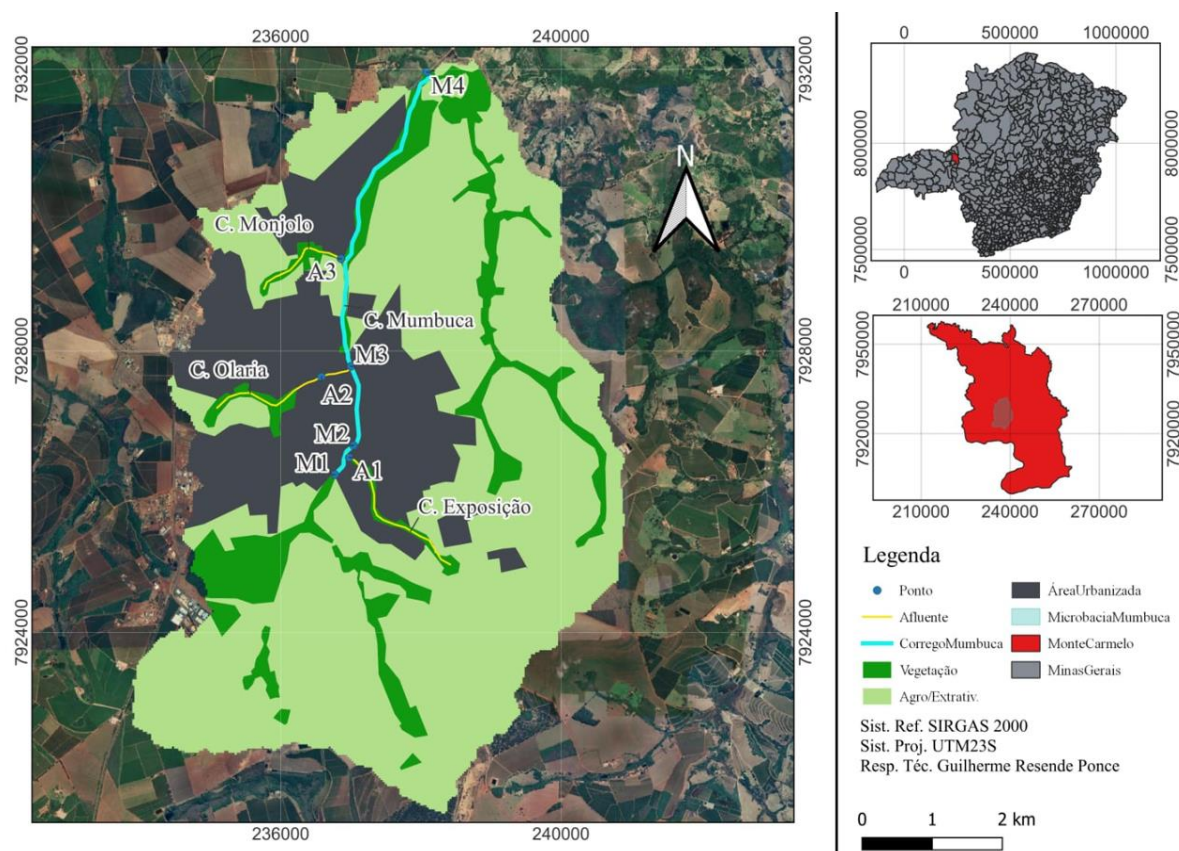


Figura 1: Uso e ocupação do solo e identificação dos pontos de amostragens

Topologia hídrica

O trecho do córrego Mumbuca analisado possui 9730 m, desde o início de ocupação urbana de Monte Carmelo (MG) (ponto M1) até a sua foz no rio Perdizes (ver Figura 1). Os pontos M2, M3 e M4 foram utilizados no processo de calibração do modelo, enquanto os pontos A1 (córrego Exposição), A2 (Córrego Olaria) e A3 (Córrego Monjolo) representam os principais tributários urbanos; com relação às cargas poluentes afluentes, foram inseridas cinco ligações clandestinas de esgoto bruto via galeria de água pluvial entre os pontos M2 e M3, além da afluência da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) entre M3 e M4; em função do pequeno porte do curso de água, assumiu-se modelagem 1D longitudinal para a camada sobrenadante.

A segmentação longitudinal permite visualizar a variação longitudinal da profundidade líquida e das variáveis de estado e representar corretamente as entradas pontuais (tributários, ligações clandestinas e ETE). Para cada um dos 14 trechos longitudinais foi adicionada uma camada bentônica de mesma área superficial e espessura fixa de 0,05 m; essa espessura foi simplesmente adotada, sem nenhuma medição de campo do perfil litológico de fundo; no módulo EUTRO da ferramenta WASP, a camada bentônica atuou como depósito de material orgânico e inorgânico sedimentado (com densidade superior à água).

Dados de entrada

Descarga líquida

A descarga líquida é crucial para o modelo WASP, pois a quantidade de água que aflui no corpo hídrico afeta diretamente a dinâmica da qualidade da água. O modelo matemático utiliza essas informações para simular o



transporte, diluição e transformação dos poluentes ao longo do corpo hídrico. As vazões provenientes das afluências no córrego Mumbuca incluem o ponto de monitoramento M1 no próprio córrego, que indica o ponto inicial das simulações, os tributários A1 (córrego Exposição), A2 (córrego Olaria) e A3 (córrego Monjolo), o esgoto sanitário tratado pela ETE e as cinco ligações clandestinas.

A vazão do esgoto sanitário tratado foi obtida junto aos relatórios de monitoramento ambiental disponibilizados pelo DMAE (2023). Já as vazões em M1, A1, A2 e A3 foram medidas com equipamento micro-molinete fluviométrico. O micro-molinete é constituído de palheta na parte frontal (que gira em função do escoamento de água, fornecendo o número de rotações por segundo) e por um contador de giro digital. A velocidade pontual do escoamento é obtida pela equação ajustada em função do número de rotações por segundo Nrps, conforme equações (1) e (2).

$$v_{\text{pontual}} \text{ (m/s)} = 0,02193995 + 0,12384899 * \text{Nrps, se Nrps} \leq 0,9733 \quad (1)$$

$$v_{\text{pontual}} \text{ (m/s)} = 0,00270963 + 0,14360696 * \text{Nrps, se Nrps} > 0,9733 \quad (2)$$

A vazão em cada ponto de monitoramento é a soma das subvazões obtidas nas diferentes subáreas. A subvazão por subárea é obtida a partir da multiplicação da velocidade pontual pela respectiva subárea. O número de subáreas por ponto de monitoramento depende da largura do canal.

A vazão em M4, também medida com equipamento micro-molinete fluviométrico, possibilitou estimar as vazões das ligações clandestinas na área urbana, de acordo com a equação (3); cada uma das 5 ligações clandestinas recebeu a mesma parcela de vazão, igual a $Q_{LC}/5$.

$$Q_{LC} = [Q_{M4} - (Q_{M1} + Q_{A1} + Q_{A2} + Q_{A3} + Q_{ETE})] \quad (3)$$

Na qual: Q_{LC} é a vazão total estimada nas cinco ligações clandestinas de esgoto bruto na rede de drenagem pluvial (m^3/s); Q_{M4} é a vazão monitorada no ponto M4 (m^3/s); Q_{M1} é a vazão monitorada no ponto M1 (m^3/s); Q_{A1} é a vazão monitorada no ponto A1 (m^3/s); Q_{A2} é a vazão monitorada no ponto A2 (m^3/s); Q_{A3} é a vazão monitorada no ponto A3 (m^3/s); Q_{ETE} é a vazão monitorada na ETE (m^3/s).

Qualidade da água

Nos pontos de monitoramento M1 até M4 e A1 até A3 (ver Figura 1), o planejamento das amostragens, preparo dos frascos, coleta e preservação das amostras seguiram as orientações contidas em ABNT (1987a, 1987b); o parâmetro oxigênio dissolvido (OD) foi analisado em campo, por meio sonda multiparamétrica; para os outros parâmetros, foram utilizadas as metodologias definidas pela APHA (2017): método 5210 D. *Respirometric Method* para Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO); método 4500- NO_3^- B. *Ultraviolet Spectrophotometric Screening Method* para nitrato; 4500-P B. *Sample Preparation* e 4. *Sulfuric Acid-Nitric Acid Digestion* para fósforo total (P_{total}).

Foram assumidas as recomendações de VON SPERLING (2007) para a caracterização do esgoto bruto advindo de ligações clandestinas e os relatórios de monitoramento ambiental do DMAE (2023) para a caracterização do esgoto tratado.

Características hidrogeométricas

São dados de entrada no modelo que descrevem as propriedades físicas e geométricas do corpo hídrico. Essas características incluem a formato da seção transversal, largura, comprimento, profundidade, coeficiente de rugosidade de Manning e declividade longitudinal; esses dados afetam diretamente a dinâmica da água e, consequentemente, a qualidade da água; por exemplo, a largura e profundidade de um rio influenciam a velocidade da água e a quantidade de luz solar que penetra na água, o que, por sua vez, pode afetar a vida aquática e os processos biogeoquímicos; as características hidrogeométricas também influenciam a capacidade do corpo de água de diluir poluentes, a taxa de sedimentação e a circulação de nutrientes.

A ferramenta WASP utiliza os valores de largura e comprimento do trecho de córrego discretizado para calcular o volume de água por trecho, com consequente obtenção da massa de poluente. As larguras médias dos trechos foram obtidas a partir de imagens do Google Earth para os trechos rurais e medidas de campo para



os urbanos. Na estimativa da largura considerou-se a média das larguras de montante e jusante de cada trecho. Os comprimentos dos trechos foram obtidos a partir de imagens do Google Earth. Foram assumidas duas geometrias para a seção transversal do córrego Mumbuca; para os trechos urbanos não retificados foi assumido o formato tipo “U”, que traz uma variação da largura superficial com a profundidade líquida; já nos trechos urbanos retificados e trechos rurais foram assumidos o formato retangular, onde a largura superficial não altera com a variação da profundidade líquida.

A declividade longitudinal foi obtida a partir da divisão da diferença das cotas topobatimétricas de fundo das seções de montante e jusante de cada trecho pelo comprimento do respectivo trecho. As cotas topobatimétricas de fundo foram obtidas em três seções transversais na área urbana com equipamento topográfico de precisão. A declividade longitudinal obtida para esse trecho urbano foi assumida fixa para todo o córrego Mumbuca.

Quanto ao coeficiente de rugosidade de Manning, dentre a diversidade de metodologias para estimativa, optou-se por utilizar o método Cowan (CHOW, 1959). Este método permite uma análise conjunta dos diversos fatores que influenciam na resistência ao escoamento a partir da Equação (4).

$$\eta = (\eta_0 + \eta_1 + \eta_2 + \eta_3 + \eta_4) \cdot m \quad (4)$$

Na qual: η_0 é o valor básico do coeficiente de rugosidade para um canal retilíneo, uniforme e com superfícies planas, de acordo com o material associado a superfície de contato; η_1 é o valor adicional correspondente as irregularidades presentes no curso de água, tais como erosões, assoreamentos, saliências e depressões na superfície; η_2 é o valor correspondente à frequência de ocorrência de variações de forma no curso de água, analisada segundo as possibilidades de causar perturbações no fluxo; η_3 é o valor baseado nas presenças de obstruções presentes no curso de água, tais como deposições de matacões, raízes, troncos, entre outros, avaliados segundo sua extensão no sentido da redução da seção e sua possibilidade de causar turbulência no escoamento; η_4 é o valor baseado na influência da vegetação no escoamento, devendo ser avaliado segundo o tipo, densidade e altura da vegetação nas margens, bem como a obstrução acarretada na seção de vazão; m representa o grau de meandrização do curso de água, avaliado pela razão entre o comprimento efetivo do trecho e a distância retilínea percorrida.

Calibração do modelo

O processo de calibração ajustou os dados monitorados de qualidade da água com as estimativas simuladas na ferramenta WASP, a partir da otimização dos termos cinéticos físicos e bioquímicos. A calibração ocorreu no período seco do ano de 2023 (meses de abril, junho e agosto), que corresponde ao período com menor capacidade de diluição, transporte e autodepuração.

Os termos cinéticos físicos e bioquímicos inseridos no equacionamento de cada variável de estado foram inicialmente estimados a partir de limites e equacionamentos empíricos definidos por CHAPRA (1997), VON SPERLING (2007) e EPA (2023) e consulta em SALLA et al. (2014). Após esta estimativa inicial, uma análise prévia permitiu avaliar os principais termos cinéticos a serem calibrados, incluindo a constante de reaeração ou reoxigenação, constante de desoxigenação, constante de mineralização do nitrogênio orgânico dissolvido, constante de nitrificação e constante de mineralização do fósforo orgânico dissolvido. A calibração final foi possível a partir da comparação visual, em um mesmo gráfico, dos dados monitorados na estação M2 com as simulações no trecho 2, dos dados monitorados na estação M3 com as simulações no trecho 8 e dos dados monitorados na estação M4 com as simulações no trecho 13.

Prognóstico de qualidade da água

Em função da dificuldade de eliminação de ligações clandestinas de esgoto bruto em rede de drenagem pluvial a um curto prazo, possivelmente haja a permanência da poluição hídrica no córrego Mumbuca. A avaliação da máxima carga poluente (matéria orgânica e nutrientes) que o córrego suporta, para a vazão média dos meses de estiagem do ano de 2023, auxilia os gestores ambientais na quantificação de ligações clandestinas a serem eliminadas; nesta análise, as concentrações dos parâmetros podem alcançar o limite crítico deliberado em



resolução ambiental para a classe três (CONAMA, 2005), com OD mínimo de 4,0 mg/L, DBO máximo de 10,0 mg/L, nitrogênio amoniacal máximo de 3,3 mg/L (para $\text{pH} \leq 7,5$), nitrato máximo de 10,0 mg/L e fósforo total (P_{total}) máximo de 0,15 mg/L.

RESULTADOS

Qualidade da água

O monitoramento de qualidade da água em período de estiagem permite avaliar a amplitude máxima da degradação do ecossistema aquático local; neste período, cuja vazão média no córrego Mumbuca (no ponto M1) manteve-se entre 0,04 e 0,26 m³/s e nos tributários entre 0,01 e 0,07 m³/s, a massa líquida sobrenadante tem uma capacidade limitada de transporte, dispersão e autodepuração da matéria orgânica e de nutrientes.

No ponto de monitoramento M1, localizado imediatamente a jusante do barramento do reservatório de abastecimento de água, não existe a influência das ligações clandestinas de esgoto bruto e dos tributários poluídos; neste ponto a qualidade da água de enquadra na classe 2 (CONAMA, 2005), com OD entre 6,7 e 7,1 mg/L, DBO inferior a 2,0 mg/L, amônia inferior a 3,7 mg/L (para $\text{pH} \leq 7,5$), nitrato inferior a 10,0 mg/L e fósforo total (P_{total}) inferior a 0,05 mg/L.

Já as variações das concentrações dos parâmetros ao longo dos pontos M2, M3 e M4 mostram enorme impacto das cargas poluentes das ligações clandestinas na rede de drenagem pluvial (c1 até c5, na Figura 2), do esgoto tratado pela ETE e dos tributários poluídos A1 (córrego Exposição) e A2 (córrego Olaria). No período de estiagem, o córrego Mumbuca não se enquadra na classe 3 (CONAMA, 2005). O parâmetro OD manteve-se acima do mínimo de 4,0 mg/L (CONAMA, 2005) apenas em uma campanha no ponto M2, o qual recebe carga poluente apenas do tributário A1 (córrego Exposição) e de uma ligação clandestina. O parâmetro DBO manteve-se abaixo do valor limite de 10,0 mg/L (CONAMA, 2005) apenas em duas campanhas no ponto M2. O parâmetro fósforo total (P_{total}) manteve-se abaixo do valor limite de 0,15 mg/L (CONAMA, 2005) apenas em uma campanha em M2 e uma campanha em M4. Em contrapartida, os parâmetros amônia e nitrato se mantiveram abaixo dos valores limites de 13,3 mg/L (para $\text{pH} \leq 7,5$) e 10,0 mg/L (CONAMA, 2005), respectivamente, em todos os pontos de monitoramento. A presença de nitrogênio e fósforo em elevadas concentrações é indicativo de contaminação do curso de água por esgoto doméstico e/ou industrial (LOURES et al., 2006; OLIVEIRA et al., 2023). As concentrações elevadas de amônia (1,8 a 7,3 mg/L) e fósforo total (1,0 a 1,3 mg/L) no ponto M3 evidenciam o lançamento de esgoto bruto recente no corpo hídrico.

Calibração do modelo

No processo de calibração foram assumidos valores médios para os dados de entrada de vazão e concentração dos parâmetros e também para as condições iniciais. As simulações baseadas em valores médios permitiram trabalhar em regime estacionário em escala diária. De acordo com a Figura 2, os perfis longitudinais simulados foram comparados com as séries monitoradas nos pontos M2, M3 e M4.

Apesar da discrepância entre a simulação e dados monitorados em M4, a calibração do modelo na área urbana (M2 e M3) foi satisfatória; este trecho recebe todas as ligações clandestinas de esgoto bruto; uma análise geral dos perfis simulados evidencia que as ligações clandestinas foram mais impactantes do que a ETE para os parâmetros OD e DBO, enquanto os impactos foram similares para os nutrientes; a diminuição na concentração de OD entre M2 e M3 ocorre pois o processo de degradação da matéria orgânica prevalece sobre a reaeração natural; as ligações clandestinas de esgoto bruto nos tributários e no trecho entre M2 e M3, além do lançamento de esgoto tratado pela ETE no trecho entre M3 e M4, fazem com que as concentrações de DBO, amônia, nitrato e fósforo total aumentem entre os pontos de amostragem M2 e M4 (ver Figura 2).

Os termos cinéticos físicos e bioquímicos mais sensíveis foram ajustados e resultaram nos seguintes valores, por parâmetro:



- Oxigênio dissolvido: 3,00 dia⁻¹ para a constante de reaeração global; zero para a demanda de fundo de oxigênio dissolvido (em g.m⁻².dia⁻¹);
- Demanda bioquímica de oxigênio: 0,05 dia⁻¹ para a constante de desoxigenação global;
- Nitrogênio: 0,70 dia⁻¹ para constante de mineralização do nitrogênio orgânico dissolvido; 8,00 dia⁻¹ para constante de nitrificação (dia⁻¹);
- Fósforo total: 0,25 dia⁻¹ para constante de mineralização do fósforo orgânico dissolvido (dia⁻¹).

De acordo com GUIMARÃES et al. (2019), a turbulência da superfície líquida ocasionada pela declividade de fundo e variação da vazão gera discrepância no valor da constante de reaeração global. Neste contexto, o porte do curso de água, com alterações nas características geométricas e hidrodinâmicas, influencia no ajuste da constante de reaeração global. Por exemplo, em um curso de água de médio porte (vazão entre 5,4 e 5,9 m³/s no período de estiagem), com lançamento de carga orgânica poluente de uma cidade com 110 mil habitantes, SALLA et al. (2013) alcançaram 2,4 a 6,4 dia⁻¹ para a constante de reaeração global. Já FERREIRA (2014) alcançou 1,6 a 4,0 dia⁻¹ no rio Uberaba (MG), para uma vazão no rio entre de 2,5 a 5,0 m³/s. Dentro desta ordem de grandeza, OLIVEIRA FILHO (2014), para uma vazão de 5,5 m³/s no rio Poti (PI), obteve 3,44 dia⁻¹.

A constante de desoxigenação global tem uma relação direta com a carga de matéria orgânica existente no corpo hídrico, geralmente ocasionada pelo esgoto doméstico e industrial. Por exemplo, o lançamento de esgoto sanitário bruto no curso de água proporciona um maior valor para a constante de desoxigenação, quando comparado ao esgoto tratado. A constante de desoxigenação de 0,05 dia⁻¹ obtida neste artigo encontra-se na mesma ordem de grandeza de 0,05 a 0,07 dia⁻¹ obtida por SALLA et al. (2014), 0,10 a 0,12 dia⁻¹ obtida por FERREIRA (2014) e 0,12 a 0,24 dia⁻¹ obtida por PAULA (2011) e SALLA et al. (2013), cujas cargas de matéria orgânica nos corpos hídricos são próximas. Para cargas maiores de matéria orgânica, a constante de desoxigenação global alcançou 0,21 a 0,80 dia⁻¹ em FERNANDES (2016) e 0,85 dia⁻¹ em OLIVEIRA FILHO (2014).

A constante de mineralização do nitrogênio orgânico dissolvido de 0,70 dia⁻¹ obtida no artigo encontra-se na mesma ordem de grandeza de 0,40 dia⁻¹ obtida por SALLA et al. (2013); a discrepância para a constante de nitrificação, igual a 0,10 dia⁻¹ em SALLA et al. (2013), 0,15 a 0,20 dia⁻¹ em GUIMARÃES et al. (2019) e 8,0 dia⁻¹ neste artigo, é motivada pela elevada carga afluyente de amônia no córrego Mumbuca. Já a constante de mineralização do fósforo orgânico dissolvido igual a 0,25 dia⁻¹ está próxima de valores obtidos em outros estudos, tais como 0,2 a 0,3 dia⁻¹ em PAULA (2011), 0,40 dia⁻¹ em SALLA et al. (2013) e 0,25 a 0,30 dia⁻¹ em GUIMARÃES et al. (2019).

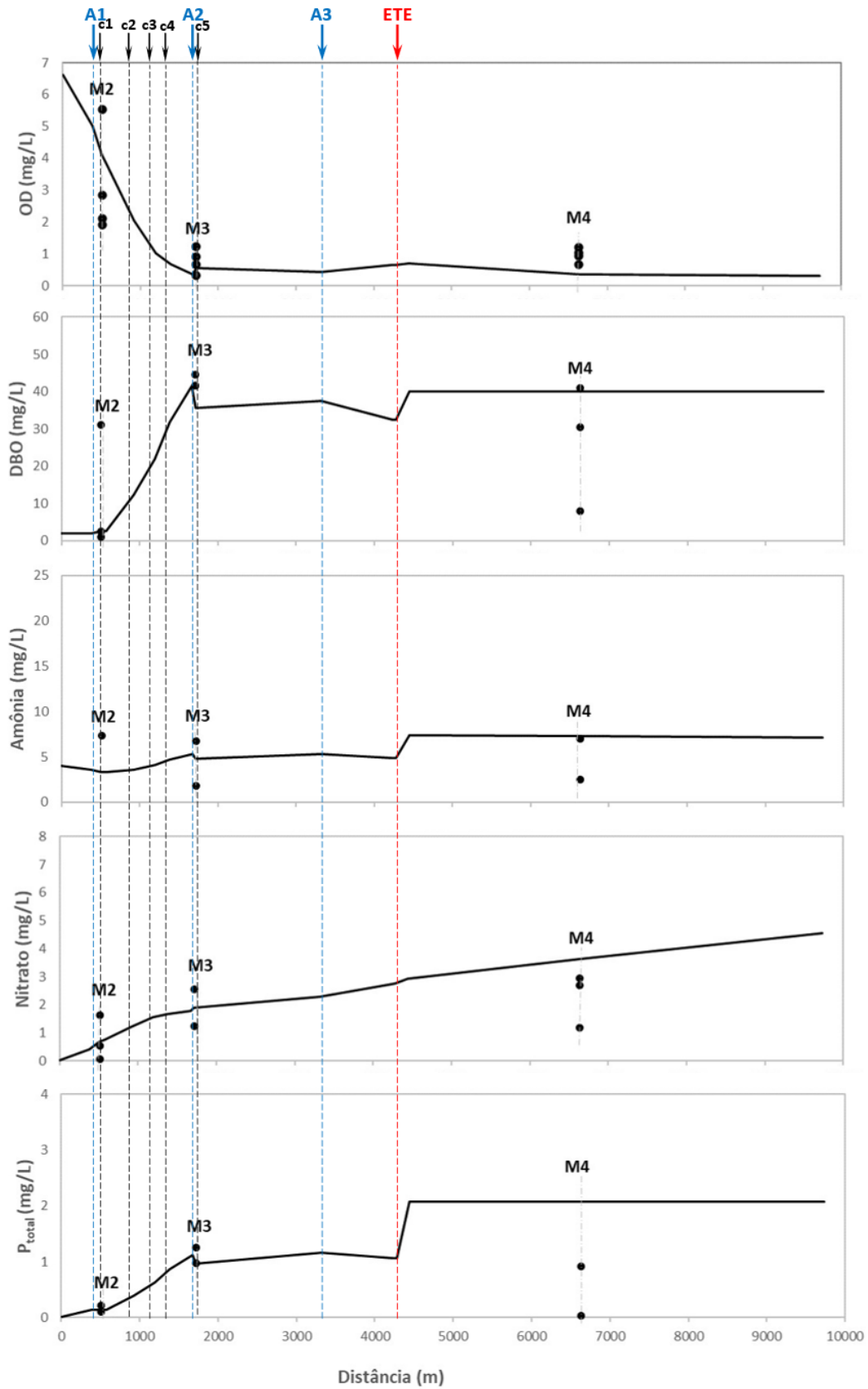


Figura 2: Comparações entre perfis simulados e dados monitorados em período seco



Prognóstico de qualidade da água

É notório que as cargas poluentes brutas advindas de ligações clandestinas nos tributários urbanos e no próprio córrego Mumbuca são superiores à capacidade de autodepuração do corpo hídrico. Os prognósticos mostram que as cargas máximas admissíveis para cada uma das cinco ligações clandestinas (c1 até c5) são de 7,0 kgDBO/dia, 2,0 kgNO/dia, 1,0 kgNH₃/dia e 0,02 kgP_{total}/dia que, em comparação com as cargas poluentes brutas utilizadas no processo de calibração do modelo, correspondem à 8,1% da carga de DBO, 46,5% da carga de NO, 15,5% da carga de amônia e apenas 0,9% da carga de fósforo total.

Estima-se que as cinco ligações clandestinas de esgoto bruto acumulem uma carga de matéria orgânica total equivalente à carga poluente produzida por aproximadamente 1592 pessoas; dentro das metodologias utilizadas no estudo, o córrego Mumbuca tem a capacidade de suportar uma carga de matéria orgânica de, no máximo, 130 pessoas; é importante mencionar que esta análise considerou apenas as ligações clandestinas no próprio córrego Mumbuca, assumindo valores limites dos parâmetros de qualidade da água para a classe 2 do corpo hídrico (CONAMA, 2005) nos tributários A1 (córrego Exposição), A2 (córrego Olaria) e A3 (córrego Monjolo).

CONCLUSÕES

No período crítico de disponibilidade hídrica, o córrego Mumbuca não possui capacidade de diluição, transporte e autodepuração para as cargas poluentes advindas das ligações clandestinas de esgoto bruto na rede de drenagem pluvial em área urbana de Monte Carmelo (MG); esta situação foi comprovada pelo programa de monitoramento de qualidade da água.

A calibração do modelo foi satisfatória no trecho de córrego na área urbana, que corresponde à região que recebe todas as ligações clandestinas; uma série histórica mais consistente de dados de qualidade da água em M2, M3 e M4 permite um melhor ajuste entre as simulações e os dados monitorados.

O Plano Municipal de Saneamento Básico de Monte Carmelo (PMSB, 2013) faz menção à existência de ligações clandestinas de esgoto bruto na rede de drenagem pluvial e à necessidade de investimentos públicos para eliminação do problema; apesar das simulações apontarem que o córrego Mumbuca tem capacidade de suportar uma carga de matéria orgânica produzida por 130 pessoas, os gestores públicos precisam trabalhar com a proposta de eliminação completa dessas ligações clandestinas; esta ação e o prazo de execução devem ser apontados na revisão do PMSB.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo financiamento da pesquisa (processo APQ01699-17 Demanda Universal), ao Laboratório de Saneamento (LABSAN) e Laboratório de Mecânica dos Fluidos, Hidráulica e Hidrologia (LABHIDRO) da Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia (UFU), ao Laboratório de Química do Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Uberlândia (UFU) e ao Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE) de Monte Carmelo, Triângulo Mineiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. 1987a. Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. NBR 9897. Rio de Janeiro.
2. ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. 1987b. Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. NBR 9898. Rio de Janeiro.
3. APHA. American Public Health Association. 2017. Standard methods for examination of water and wastewater. 23 ed.: Washington.



SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO
DE ENGENHARIA SANITÁRIA
E AMBIENTAL



4. CHAPRA, S. C. 1997. Surface water-quality modeling. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering. Editora: McGraw-Hill.
5. CHOW, Ven Te, 1959. Open-Channel Hydraulics. McGraw-Hill civil engineering series. United States: Blackburn Press, pp. 680.
6. CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 18 de junho de 2005.
7. DMAE. Departamento Municipal de Água e Esgoto. 2021. Plano Municipal de Saneamento Básico de Monte Carmelo.
8. DMAE. Departamento Municipal de Água e Esgoto. 2023. Relatório de Monitoramento Ambiental.
9. EPA. United States Environmental Protection Agency. 2023. Water Quality Analysis Simulation Program. WASP.
10. FERNANDES, L.E. 2016. Ajuste de coeficientes integrantes de processos físicos e bioquímicos na autodepuração em curso de médio porte. Uberlândia, 145 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia.
11. FERREIRA, A.F. 2014. Capacidade de autodepuração nos cursos médio e baixo do rio Uberaba, UPRH-GD8. Uberlândia, 134 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia.
12. GUIMARÃES, T.M.H.; SALLA, M.R.; PEREIRA, C.E.; JUSTO, B.B.; RIQUEIRI, J.C. 2019. Interferência do uso e ocupação do solo na qualidade da água em bacia hidrográfica com disponibilidade hídrica crítica. Revista Geociências, v. 38, n. 1, p. 229-240.
13. LOURES, A.P.S.; SOARES, A.A.; MATOS, A.T.; CECOM, P.R.; PEREIRA, O.G. 2006. Remoção de fósforo em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 10, p. 706-714.
14. MARQUES, J.G.B.; COSTA, E.S.; MATSUOKA, J.V. 2019. Diagnóstico do sistema de esgotamento sanitário de Monte Carmelo de acordo com o plano municipal de saneamento básico. Revista GeTeC. 8(20).
15. NOVAIS, G.T.; BRITO, J.L.S.; SANCHES, F.O. 2018. Unidades climáticas do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba. Revista Brasileira de Climatologia. v. 23, 223-243.
16. OLIVEIRA FILHO, A.A. 2014. Modelagem da qualidade da água do rio Poti. Fortaleza, 93p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.
17. OLIVEIRA, A.V.L.; CATIB, A.P.V.; MARTINS, R.G.; SAITO, C.Y.M.; MAIA, J.S.; DOMINGOS, I.F.; OLIVEIRA, V.F.; SOUZA, I.B.A.; PONCE, G.R.; RIBEIRO, D.G.; MELO, E.I.; DIAS, R.M.; SALLA, M.R.; ROJAS, M.L.B. 2023. Nitrogênio e Fósforo na bacia hidrográfica do córrego Mumbuca, área urbana de Monte Carmelo/MG. In: Simpósio da Pós-graduação em Qualidade Ambiental. Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia.
18. PAULA, L.M. 2011. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do rio Jordão, Araguari (MG). Uberlândia, 196 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia.
19. PMSB. Plano Municipal de Saneamento Básico de Monte Carmelo. Departamento Municipal de Água e Esgoto. 2013.
20. SALLA, M.R.; PEREIRA, C.E.; ALAMY-FILHO, J.E.; PAULA, L.M.; PINHEIRO, A.M. 2013. Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 18, n. 2, p. 105-114.
21. SALLA, M.R.; PAREDES-ARQUIOLA, J.; SOLERA, A.; ÁLVAREZ, J. A.; PEREIRA, C.E.; ALAMY-FILHO, J.E.; OLIVEIRA, A. L. 2014. Integrated modeling of water quantity and quality in the Araguari River basin, Brazil. Latin American Journal Aquatic Research, v. 42, n. 1, p. 224-244.
22. SALLA, M.R.; ALAMY FILHO, J.E.; PEREIRA, C.E. 2023. Modeling of Aquatic Ecosystem Dynamics in a Run-of-River Reservoir in the Brazil. Clean-Soil Air Water. v. 51 n. 5.
23. SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Ministério das Cidades, 2024. Painel de Informações sobre Saneamento. Brasília.
24. VON SPERLING, M. 2007. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, UFMG, v. 7, 588 p.
25. WANG, X.Y.; LIU, L.; ZHANG, S.L.; GAO, C. 2022. Dynamic simulation and comprehensive evaluation of the water resources carrying capacity in Guangzhou city, China. Ecological Indicators. 135.