



Qualidade e autodepuração da água do Córrego do Sapo na zona urbana de Rio Verde - GO

Márcia Franco de Assis

Mestre, Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, Brasil
marciafrancoassis@gmail.com

Édio Damásio da Silva Júnior

Professor Doutor, Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, Brasil
edio.damasio@ifgoiano.edu.br

RESUMO

O monitoramento da qualidade de corpos hídricos em trechos urbanos é ferramenta essencial de suporte aos municípios para sua adequada gestão sanitária. Esta pesquisa teve por objetivos determinar a qualidade da água no Córrego do Sapo, trecho urbano de Rio Verde - GO, e estimar sua capacidade de autodepuração de matéria orgânica. Desenvolveu-se, durante nove meses, medições de vazões, coletas e análises laboratoriais de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$) da água do corpo hídrico principal e em seus afluentes, para posterior modelagem de qualidade da água, pelo modelo QUAL-UFMG. A capacidade de autodepuração de matéria orgânica foi obtida para quatro cenários de vazões. Os resultados apontaram que o Córrego do Sapo sofreu maior desequilíbrio em suas condições naturais nos cenários de menores vazões, durante o período de estiagem. Ademais, verificou-se que os afluentes do Córrego do Sapo com piores qualidade de água corresponderam ao Córrego Buriti, seguido do Córrego São Tomás de Baixo. O trecho com maior capacidade de reinserção de oxigênio e autodepuração da matéria orgânica está localizado após a confluência do corpo hídrico principal com o Córrego Barrinha. O Córrego do Sapo apresentou satisfatória capacidade de autodepuração até a confluência com o Córrego Buriti, quando apresentou condições de autodepuração reduzidas, não conseguindo reestabelecer seu equilíbrio dentro do trecho estudado. No período de estiagem a qualidade da água do Córrego do Sapo apresentou baixos índices (classe 3 ou 4, na maior parte do tempo), enquanto no período chuvoso, valores superiores (classe 2 principalmente).

PALAVRAS-CHAVE: Modelagem matemática; QUAL-UFMG; Gestão hídrica.

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional acelerado nas últimas décadas tem aumentado a demanda por água, resultando em um considerável aumento da produção de águas residuais (Han et al., 2017). Nesse contexto, os corpos hídricos assumem um papel crucial na recepção, assimilação e transporte de águas residuais municipais, industriais e de escoamento provenientes de áreas urbanas e agrícolas (Castañé et al., 2015).

Na cidade de Rio Verde - GO é possível observar que o Córrego do Sapo e seus afluentes são impactados pela presença de efluentes de origem clandestina provenientes de esgotos sanitários e galerias pluviais, além de poluentes resultantes do escoamento e da lixiviação na bacia hidrográfica. Salienta-se que no Córrego do Sapo são encontradas atividades de pesca, irrigação de hortas, dessedentação de animais, além do mesmo vir a ser um dos afluentes do rio responsável pelo abastecimento da cidade de Santa Helena de Goiás. Dentre as consequência da poluição das águas pode-se citar a mortalidade de peixes e organismos vivos, a deterioração dos aspectos estéticos, o impedimento da balneabilidade, a geração de odores, o risco de contaminação e a propagação de doenças de veiculação hídrica (Chapman, 1996).

Buscando-se evitar a degradação ambiental dos ambientes aquáticos, deve-se conhecer o processo de contaminação e também a capacidade de autodepuração dos corpos hídricos, visto que esta última está diretamente associada a capacidade de assimilação de efluentes que um curso d'água é capaz de receber (Von Sperling, 2011). Sendo a capacidade assimilativa de matéria orgânica determinada pelas concentrações naturais e os padrões de qualidade da água existentes (Jamshidi, 2019), torna-se importante conhecer as condições as quais o corpo hídrico está submetido.

Visando promover a conservação da água do Córrego do Sapo, e permitir o uso adequado do mesmo para as diversas atividades estabelecidas pela Resolução nº 357/2005 do

CONAMA, o estudo de autodepuração apresenta-se como um importante recurso para o gerenciamento do referido corpo hídrico. Através da modelagem matemática realizada no estudo, podem ser observados e simulados locais críticos que exigem intervenção por parte dos gestores públicos, a fim de garantir a qualidade da água e preservar o equilíbrio do ecossistema local.

2 OBJETIVOS

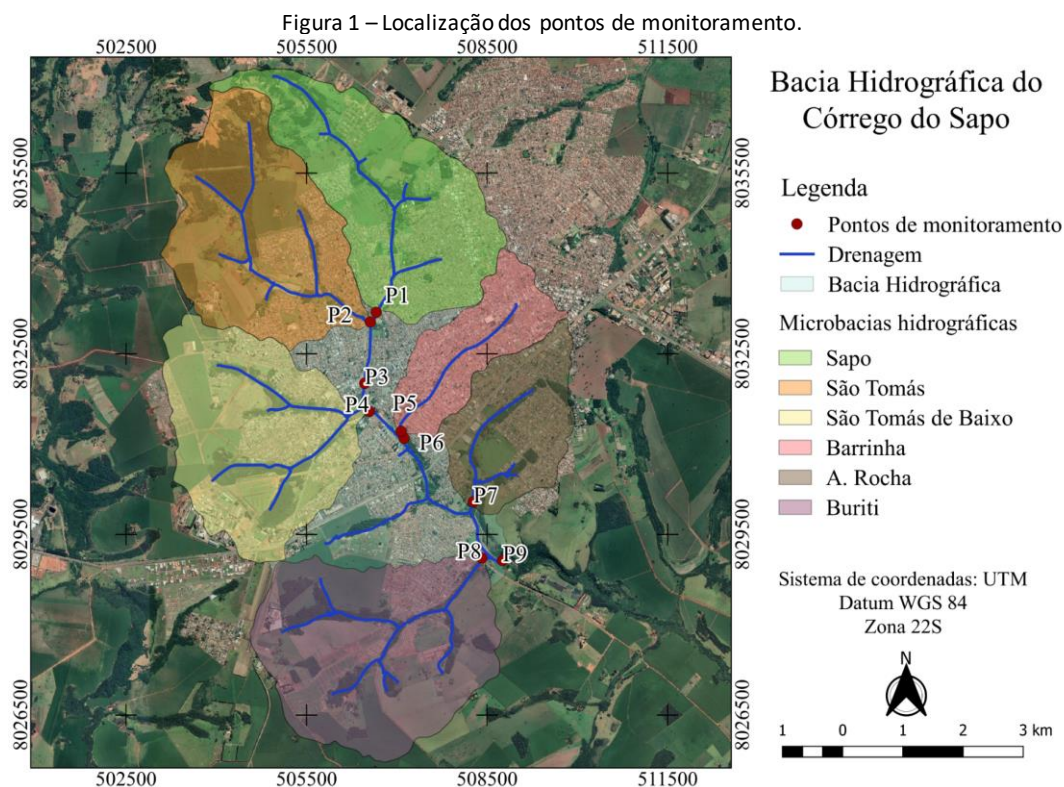
Avaliar o comportamento da qualidade da água do Córrego do Sapo na zona urbana de Rio Verde e sua capacidade de autodepuração de matéria orgânica.

3 METODOLOGIA

3.1 Bacia hidrográfica e medição de vazão

A presente pesquisa envolveu o monitoramento da qualidade de água do Córrego do Sapo, no trecho urbano de Rio Verde - GO, durante o período de nove meses. O acompanhamento foi exercido de maneira periódica entre os meses de agosto de 2020 a abril de 2021, em intervalos de 14 (catorze) dias, abrangendo o período seco e chuvoso.

O monitoramento do corpo hídrico foi realizado em nove pontos, como exhibe a Figura 1, estando quatro destes localizados no leito principal do Córrego do Sapo (P1, P3, P6, P9), e os outros cinco pontos centrados à montante da confluência com os seus afluentes (P2, P4, P5, P7, P8).



Fonte: Elaboração da autora (2021).

No total, o trecho completo estudado, entre o primeiro e o último ponto de monitoramento, correspondeu a 6,1 km.

A vazão nas seções transversais dos pontos de monitoramento do corpo d'água foi obtida através do fluxímetro Lounchen ZM, exceto nos pontos P3 e P6, que foram usados para calibrar o modelo de qualidade da água. Como o fluxímetro empregado convencionalmente é utilizado para a medição de vazão em condutos fechados, realizou-se a calibração do aparelho para que fosse capaz de medir o fluxo em condutos abertos. Nesse processo utilizou-se uma bancada hidráulica em laboratório, onde foi inserido um vertedor retangular, sem contração lateral, para calcular a velocidade do fluxo da água.

A relação entre a velocidade na bancada hidráulica e a medida no fluxímetro foi expressa por uma equação com um coeficiente de determinação (R-quadrado) de 0,9278. Assim, usando a curva de calibração do fluxímetro, foi possível corrigir todos os valores de velocidade e vazão dos corpos d'água estudados.

Os parâmetros de qualidade de água estudados foram divididos em quatro grupos/faixas, com base nos valores de vazão do exutório do Córrego do Sapo (P9), usando os percentis 25%, 50% e 75% deste conjunto de vazões. Cada faixa apresentou um cenário diferente para análise da qualidade da água.

Os valores de vazão limites dos quartis do ponto P9 foram utilizados para a definir as datas de monitoramento correspondentes a cada uma das quatro faixas de vazões, expostas pela Tabela 1, possibilitando a segmentação dos outros oito pontos estudados.

Tabela 1 – Datas das faixas de vazões estudadas.

| Faixa 1 (0 – 25%) | Faixa 2 (25 – 50%) | Faixa 3 (50 – 75%) | Faixa 4 (75 – 100%) |
|-------------------|--------------------|--------------------|---------------------|
| 22/08/2020 | 08/08/2020 | 12/12/2020 | 09/01/2021 |
| 05/09/2020 | 17/10/2020 | 23/01/2021 | 27/02/2021 |
| 19/09/2020 | 21/11/2020 | 06/02/2021 | 27/03/2021 |
| 03/10/2020 | 05/12/2020 | 13/03/2021 | 10/04/2021 |
| 07/11/2020 | - | - | 24/04/2021 |

Fonte: Elaboração da autora (2021).

Durante a pesquisa, as datas com ocorrência de precipitação foram verificadas através dos dados disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), com base na estação meteorológica 83470. Os valores de precipitação acumulada nos cinco dias anteriores a cada data de monitoramento foram observados.

3.2 Parâmetros de qualidade da água

Foram analisados os valores de demanda bioquímica de oxigênio em cinco dias à temperatura de 20°C (DBO_{5,20}) e oxigênio dissolvido (OD), além da medição dos valores de vazão do Córrego do Sapo e de seus tributários. Para a análise dos parâmetros de DBO_{5,20} e OD, foram utilizados os procedimentos descritos na seção 5210 B e 4500-O G, respectivamente, do livro Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (2017).

A análise estatística dos dados foi realizada no software livre Jamovi, versão 1.6.23. Utilizou-se a análise de variância (ANOVA) para avaliar se havia diferenças significativas entre os grupos amostrais (independentes). O teste de Tukey foi empregado para determinar entre quais grupos estavam as diferenças. Considerou-se um nível de significância (α) de 5%, ou seja, valores-p-tukey abaixo de 0,05 indicaram a rejeição da hipótese nula, que considera os grupos amostrais como iguais.

3.3 Modelagem da qualidade da água e calibração do modelo

Esta pesquisa adotou as planilhas QUAL-UFMG para a realização da modelagem da qualidade da água do Córrego do Sapo quanto aos parâmetros de OD e $DBO_{5,20}$. O QUAL-UFMG, atualmente, é um modelo bastante utilizado no Brasil, graças a sua simplicidade de aplicação e visualização de informações utilizando planilhas eletrônicas (Von Sperling, 2014; Gomes et al., 2018; Lima Neto, 2018; Luz, 2018; Oliveira Filho; Riquieri, 2018; Silva et al., 2018; Medeiros, 2020).

Os coeficientes calibrados para encontrar o melhor ajuste das funções foram: K_1 (coeficiente de desoxigenação), K_2 (coeficiente de reaeração), K_d (coeficiente de decomposição) e K_s (coeficiente de sedimentação). A ferramenta Solver do Excel foi utilizada, maximizando o coeficiente de determinação (CD) para encontrar o melhor ajuste entre os dados observados e estimados pelo modelo. O CD é um indicador estatístico que mede a fração da variância total dos valores observados e quanto mais próximo de “1”, melhor é o ajuste obtido. Segundo Von Sperling (2014), o CD é um dos indicadores estatísticos mais proveitosos no processo de adequação dos dados estimados pela modelagem matemática aos dados observados (reais).

Para a realização da análise de incerteza e de sensibilidade dos quatro cenários de modelagem da qualidade da água, abordados nesta pesquisa, foi utilizada a Simulação de Monte Carlo. A referida técnica é um dos métodos utilizados na literatura para a realização da análise de incerteza em modelos de qualidade de água (Costa et al., 2019).

Este estudo adotou mil rodadas na Simulação de Monte Carlo para cada uma das quatro modelagens de qualidade da água. Em todos os cenários foi escolhido o exutório do Córrego do Sapo, ponto P9, para aplicação do método.

Os valores de entrada selecionados para a análise de incerteza foram os dos coeficientes K_1 , K_d , K_s e K_2 e suas respectivas faixas de variação foram obtidas seguindo distribuição uniforme. Para K_1 e K_s adotou-se 10% de variação; para K_d utilizou-se 20% de variação, e por fim para K_2 empregou-se 80% de variação. Os valores fixos adotados foram aqueles obtidos em cada um dos modelos na posição do ponto P9, enquanto o percentual de variação em torno dos mesmos foi estipulado com base nos valores propostos por Von Sperling (2014) e no risco de variação associado a cada coeficiente, sendo o maior grau de incerteza relativo ao coeficiente K_2 .

A determinação dos valores mínimos, máximos e de entrada da simulação são dados pela Equação 1, Equação 2 e Equação 3, respectivamente.

$$\text{Valor mínimo} = \text{Valor fixo} \times (1 - \text{Percentual de variação} \div 100) \quad (1)$$

$$\text{Valor máximo} = \text{Valor fixo} \times (1 + \text{Percentual de variação} \div 100) \quad (2)$$

$$Valor = Valor\ mínimo + Valor\ aleatório \times (Valor\ máximo - Valor\ mínimo) \quad (3)$$

Buscando analisar os dados de saída, influenciados pela variação dos coeficientes K_1 , K_d , K_s e K_2 , foram examinadas as mil respostas dos parâmetros OD e $DBO_{5,20}$ no ponto P9, para cada faixa de vazão trabalhada pela pesquisa.

4 RESULTADOS

4.1 Análise das faixas de vazões e parâmetros de qualidade da água

Segundo a classificação Köppen- Geiger, o município de Rio Verde possui como clima predominante o tropical, apresentando duas estações bem definidas, uma de chuvas e outra de seca (Castro; Santos, 2021). Os meses de maior predominância do período chuvoso em Rio Verde, geralmente ocorrem de novembro a abril, enquanto o período seco ocorre predominantemente entre maio e outubro (Parreira et al., 2019; Brito et al., 2020; Lopes Sobrinho et al., 2020).

Considerando os dados de precipitação acumulada disponibilizados pelo INMET, identificou-se que os menores volumes de chuva foram encontrados entre agosto e início de dezembro 2020, enquanto as maiores precipitações acumuladas ocorreram entre meados de dezembro 2020 a abril de 2021.

Com relação aos dados de qualidade da água obtidos pelas campanhas de monitoramento realizadas, os valores médios referentes aos parâmetros de $DBO_{5,20}$ e OD, obtidos para cada ponto e faixa analisada, são exibidos pela Tabela 2.

Tabela 2 – Valores médios por ponto e faixa de monitoramento.

| Faixa | 1 | | 2 | | 3 | | 4 | |
|-------|------------------------|--------------|------------------------|--------------|------------------------|--------------|------------------------|--------------|
| Ponto | $DBO_{5,20}$ (mg/L) | OD (mg/L) | $DBO_{5,20}$ (mg/L) | OD (mg/L) | $DBO_{5,20}$ (mg/L) | OD (mg/L) | $DBO_{5,20}$ (mg/L) | OD (mg/L) |
| P1 | 11,52 | 5,30 | 5,95 | 4,68 | 1,86 | 5,33 | 1,89 | 4,56 |
| P2 | 7,05 | 4,48 | 3,03 | 4,33 | 1,24 | 5,20 | 1,27 | 4,58 |
| P3 | 11,38 | 5,78 | 3,82 | 5,15 | 2,35 | 5,50 | 2,61 | 4,96 |
| P4 | 32,70 | 3,56 | 15,23 | 4,65 | 2,19 | 4,35 | 2,79 | 4,72 |
| P5 | 13,37 | 9,18 | 6,26 | 8,20 | 2,84 | 6,75 | 2,15 | 6,26 |
| P6 | 7,81 | 7,46 | 6,77 | 7,55 | 2,18 | 5,85 | 2,75 | 5,80 |
| P7 | 24,36 | 4,75 | 7,34 | 5,60 | 3,33 | 5,80 | 4,85 | 5,48 |
| P8 | 137,22 | 2,46 | 139,63 | 2,58 | 38,59 | 1,58 | 33,90 | 2,06 |
| P9 | 36,24 | 5,00 | 31,80 | 5,15 | 7,14 | 4,15 | 7,31 | 3,60 |

Fonte: Elaboração da autora (2021).

Utilizando-se a análise de variância (ANOVA) para comparar os resultados entre as amostras de $DBO_{5,20}$, obteve-se que o valor-p entre as faixas de vazão foi inferior ao nível de significância (α) de 5%, indicando que a hipótese dos tratamentos (faixas) serem iguais poderia ser descartada. Através do teste de Tukey, verificou-se que houve diferença significativa entre os

valores de $DBO_{5,20}$ entre as faixas: 1 e 3 (ptukey<0,001); 1 e 4 (ptukey<0,001); 2 e 3 (ptukey=0,013); 2 e 4 (ptukey=0,008). Portanto, a análise apontou que houve diferença significativa entre os períodos secos (faixas 1 e 2) e chuvosos (faixas 3 e 4).

Perante os resultados obtidos, verificou-se que os valores médios mais elevados de $DBO_{5,20}$ foram apresentados majoritariamente na faixa 1, seguida da faixa 2. Dessa maneira, notou-se que as faixas a exibirem menores valores de vazão, no período com ausência de chuvas ou com baixa precipitação, foram as mesmas a mostrarem as maiores concentrações de $DBO_{5,20}$. Tal fato ocorre pela baixa diluição dos poluentes pelas águas fluviais no período de seca, contrastando com o período chuvoso, em que os corpos hídricos, devido a suas maiores vazões possuem maior capacidade de diluição da matéria orgânica (Von Sperling, 2014).

De modo semelhante, para análise dos valores de OD empregou-se a análise de variância (ANOVA), e novamente obteve-se que o valor-p entre as faixas de vazão foi inferior ao nível de significância (α) de 5%, possibilitando que a hipótese nula fosse descartada. Aplicando-se o teste de Tukey averiguou-se que houve diferença significativa entre os valores de OD, somente entre as faixas 1 e 4 (ptukey<0,049). Assim, para todas as outras comparações entre as faixas, tomadas aos pares, não houve discrepâncias significativas entre os comportamentos exibidos de OD.

Com relação as variações de OD apresentadas entre as faixas 1 e 4, acredita-se que elas possam ter sido influenciadas pelas características do uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica. O carreamento de sedimentos para o leito do corpo hídrico no período de chuva, provocando menor OD pela decomposição da matéria orgânica.

No estudo realizado por Luz, Tomazoni e Pokrywiecki (2019), verificou-se que as situações mais críticas quanto aos parâmetros de qualidade da água ocorreram durante o inverno, nas campanhas de menor vazão, ao passo que as melhores condições foram identificadas durante o outono, nas campanhas de maior vazão. A pesquisa feita por Oliveira Filho e Lima Neto (2018) também apontou a vulnerabilidade da qualidade da água nos corpos hídricos para diferentes condições de vazões, sendo o pior comportamento, em termos de OD e DBO, encontrados pelo modelo de qualidade para baixos valores de vazão.

Segundo Gomes et al.(2018) os maiores valores de DBO no local de estudo (Rio Grande do Sul) também foram notados durante períodos de menores vazões das estações primavera/verão, sendo encontrados maiores concentrações de OD nas estações em que ocorreram as menores concentrações de matéria orgânica, outono/inverno.

Dessa forma, nota-se que a presente pesquisa apresentou resultados semelhantes no que se refere ao pior desempenho das concentrações de $DBO_{5,20}$ nas campanhas de menor vazão. Com relação ao comportamento de OD, a diferença estatística entre as faixas não foi significativa, com exceção da comparação entre a faixa 1 e 4, como já justificado.

Verificando-se as discrepâncias estatísticas entre os pontos, independente das faixas de vazões, notou-se que para ambos os parâmetros, $DBO_{5,20}$ e OD, o P8 apresentou diferenças significantes quando comparado, aos pares, a todos os outros oito pontos pelo teste de Tukey, exibindo ptukey<0,001 em todas as análises. O local apresentou os mais elevados valores de $DBO_{5,20}$ e menores concentrações de OD, indicando, em função do desequilíbrio do meio aquático, o lançamento de matéria orgânica. Destacando-se que após o despejo de efluentes no corpo hídrico tem-se a zona de degradação, região com maiores concentrações de carga

orgânica, e maior consumo de OD pelos microrganismos que aumentam sua população nesta região (Von Sperling, 2011; Molinari, 2015).

Quanto as diferenças das médias de OD apresentadas entre os outros pontos, com exceção de P8, percebeu-se que P5 e P6 apresentaram diferenças estatísticas significantes quando comparados a quase todos os outros pontos, pelo teste de Tukey, exibindo $p_{tukey} \leq 0,001$. O ponto P5 só não foi diferente, de forma significativa, de P6 ($p_{tukey} = 0,332$), enquanto P6 só não foi diferente, significativamente, de P5 e P7 ($p_{tukey} = 0,070$).

Salienta-se que os maiores valores de OD foram exibidos por P5 e P6, respectivamente, e que estes não apresentaram diferenças relevantes do parâmetro, sendo os pontos mais próximos entre si, não havendo prováveis fontes de poluição pontual entre eles.

4.2 Modelagem da qualidade da água

Os resultados da calibração dos coeficientes K_1 , K_2 , K_d e K_s , obtidos pelo modelo QUAL-UFMG, são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Coeficientes de qualidade da água obtidos por cenário analisado.

| Cenário/Faixa | Coef. (dia^{-1}) | Trecho | | | | | | | |
|---------------|-------------------------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | P1-P2 | P2-P3 | P3-P4 | P4-P5 | P5-P6 | P6-P7 | P7-P8 | P8-P9 |
| 1 | K_1 | 0,45 | 0,45 | 0,45 | 0,45 | 0,34 | 0,34 | 0,30 | 0,28 |
| | K_d | 1,00 | 0,95 | 0,95 | 1,67 | 1,21 | 1,21 | 1,57 | 1,90 |
| | K_s | 0,50 | 0,50 | 0,50 | 0,50 | 0,50 | 0,50 | 0,50 | 0,50 |
| | K_2 (20°C) | 7,97 | 7,62 | 7,62 | 5,85 | 58,94 | 58,94 | 47,75 | 37,84 |
| 2 | K_1 | 0,45 | 0,45 | 0,45 | 0,45 | 0,45 | 0,45 | 0,45 | 0,45 |
| | K_d | 1,68 | 1,47 | 1,47 | 2,12 | 1,83 | 1,83 | 2,04 | 2,26 |
| | K_s | 0,50 | 0,50 | 0,50 | 0,50 | 0,50 | 0,50 | 0,50 | 0,50 |
| | K_2 (20°C) | 4,69 | 4,61 | 4,61 | 5,26 | 49,51 | 49,51 | 43,59 | 34,94 |
| 3 | K_1 | 0,08 | 0,08 | 0,08 | 0,08 | 0,08 | 0,08 | 0,08 | 0,08 |
| | K_d | 0,08 | 0,08 | 0,08 | 0,33 | 0,69 | 0,69 | 0,97 | 1,24 |
| | K_s | 0,04 | 0,04 | 0,04 | 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,06 |
| | K_2 (20°C) | 1,66 | 1,58 | 1,58 | 1,39 | 1,36 | 1,36 | 1,31 | 1,27 |
| 4 | K_1 | 0,08 | 0,08 | 0,08 | 0,08 | 0,08 | 0,08 | 0,08 | 0,08 |
| | K_d | 0,08 | 0,08 | 0,08 | 0,40 | 0,72 | 0,72 | 1,07 | 1,41 |
| | K_s | 0,04 | 0,04 | 0,04 | 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,12 | 0,19 |
| | K_2 (20°C) | 2,21 | 1,99 | 1,99 | 2,83 | 2,60 | 2,60 | 2,36 | 2,12 |

Fonte: Elaboração da autora (2021).

Conforme proposto por Von Sperling (2014), os valores dos coeficientes de remoção de DBO carbonácea, K_1 , K_d e K_s , estiveram dentro da faixa de valores propostas pelo autor para corpos hídricos rasos, com profundidade inferior a 1,0 m ou 1,5 m. Destacando que todos os pontos de monitoramento apresentaram altura máxima da lamina d’água inferiores a 1,0 m.

O coeficiente de decomposição (K_d) mostrou-se maior que o coeficiente de desoxigenação (K_1) para todos os oito trechos estudados da faixa 1 e faixa 2. Na faixa 3 e faixa 4 eles foram superiores ou apresentaram os mesmos valores de K_1 . Ressalta-se que o coeficiente de desoxigenação sofre influência da temperatura, das características da matéria orgânica e da

presença de substâncias capazes de reduzir a velocidade das reações químicas (Von Sperling, 2014).

O comportamento de valores superiores de K_d em relação a K_1 , pode ser associado à ocorrência de sedimentação de matéria orgânica e à remoção de DBO pelo lodo no fundo no curso da água (Chapra, 1997). Ademais, no período chuvoso as águas pluviais escoam sobre o solo provocando a dissolução e o arraste de sedimentos para o corpo hídrico (Molinari, 2015; Tsuji, 2018; Rocha et al., 2019), favorecendo o incremento do coeficiente de decomposição, visto que ele contempla as decomposições da carga orgânica pela biomassa presente no curso hídrico (Von Sperling, 2014).

Enfatiza-se que os valores mais elevados de K_1 e K_d foram exibidos nas faixas 1 e 2, as quais apresentaram os menores valores de vazão. Devendo-se destacar que os corpos hídricos rasos estão mais propensos a possuírem maior decomposição de DBO, em decorrência da biomassa nesses canais ser mais influente por causa dos menores valores de vazão (Von Sperling, 2014).

Quanto ao coeficiente de sedimentação (K_s), que se refere ao quociente entre a velocidade de sedimentação do material particulado e a altura de lâmina d'água (Von Sperling, 2014), este se mostrou superior nas faixas 1 e 2 aos valores propostos por Von Sperling (2014), para cursos de água recebendo esgoto bruto concentrado. Em ambas as faixas de vazão, obteve-se 0,50 para K_s , valor coerente com o apresentado por Chapra (1997) para rios rasos, com profundidade inferior a 1 m, recebendo efluente bruto. Segundo Von Sperling (2014), corpos hídricos com menores profundidades possuem valores mais elevados de K_s .

Com relação aos valores de K_s obtidos pelas faixas 3 e 4, percebe-se que eles foram consideravelmente menores do que nas outras faixas de vazão. Os menores valores foram observados na faixa 3, a qual obteve os maiores valores de vazão. Enquanto na faixa 4, segunda a apresentar os maiores valores de vazão, o máximo valor do referido coeficiente foi verificado no trecho final da pesquisa “P8-P9”. Local, este último, em que se identificou, por meio de visita em campo, a existência de lançamentos clandestinos de efluentes sanitários.

No que se refere ao coeficiente de reaeração (K_2), que está associado à produção de oxigênio pela reaeração do corpo hídrico (Von Sperling, 2014), este foi corrigido para a temperatura média de cada ponto de monitoramento, portanto, os valores apresentados já são os ajustados. Assim, os mais altos valores de K_2 do estudo foram apresentados nas faixas 1 e 2 (menores valores de vazão), após a confluência do Córrego do Sapo com o corpo hídrico afluente do P5 (Barrinha), o qual apresentava pequena lâmina da água durante a realização da pesquisa, e ainda possuía escadas hidráulicas em seu percurso.

As faixas 3 e 4 obtiveram baixos valores para o coeficiente de reaeração, podendo estar associado aos seus maiores valores de vazão e a menor criação de turbulências na superfície da água. Os corpos hídricos mais velozes e com menores profundidades possuem tendência a exibirem maiores coeficientes de reaeração, em decorrência da maior propensão à mistura e da existência de turbulências na porção superficial do líquido (Von Sperling, 2014).

Os valores obtidos para o coeficiente de determinação (CD), utilizado para a calibração do modelo matemático, são exibidos pela Tabela 4.

Tabela 4 – Coeficiente de determinação para cada faixa de vazão.

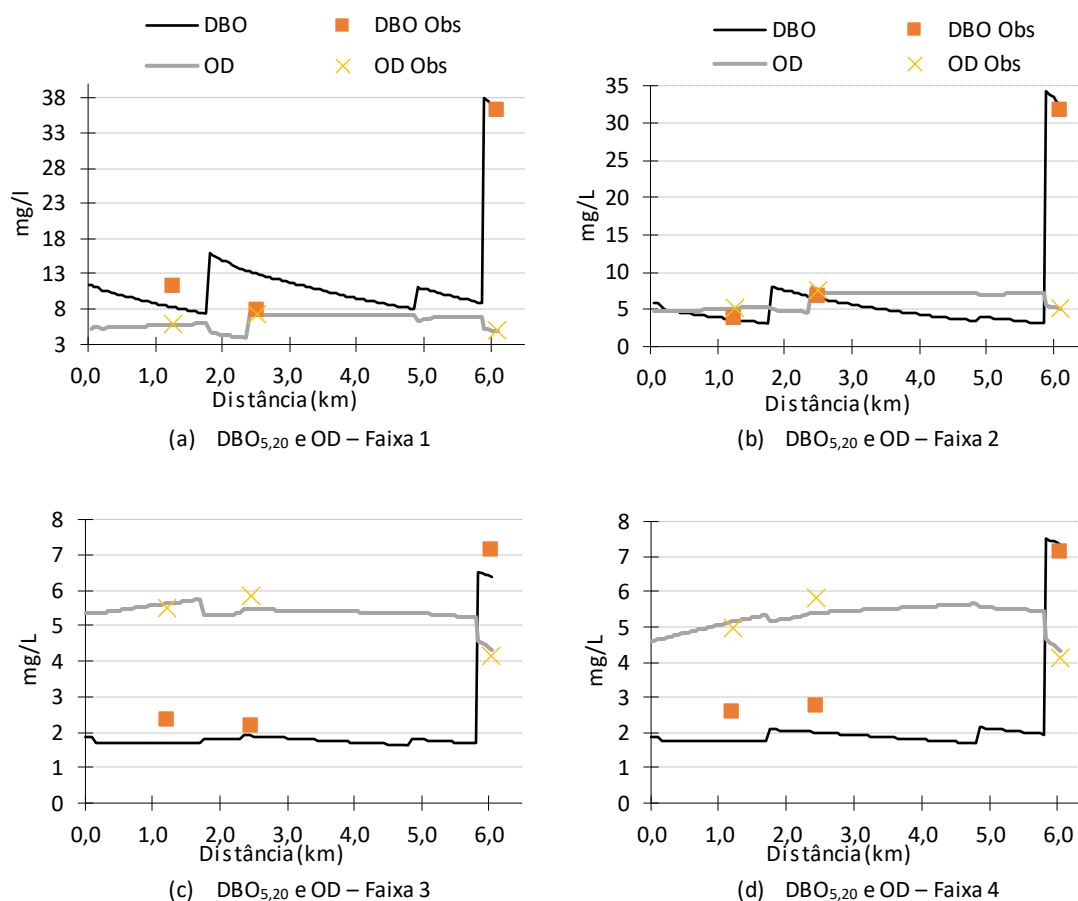
| Faixa | CD _{DBO} | CD _{OD} | CD _{Médio} |
|-------|-------------------|------------------|---------------------|
| 1 | 0,92 | 0,98 | 0,95 |
| 2 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |
| 3 | 0,93 | 0,89 | 0,91 |
| 4 | 0,90 | 0,84 | 0,87 |

Fonte: Elaboração da autora (2021).

Analisando os valores apresentados por CD, verifica-se que as modelagens para as quatro faixas de vazão tiveram ajuste satisfatório, visto que todas exibiram valores superiores a 0,84, tanto em relação a DBO_{5,20} como ao OD. Devendo-se lembrar que segundo Von Sperling (2014), valores próximos de 1 conduzem a melhores ajustes do modelo.

A capacidade de autodepuração do Córrego do Sapo, no trecho urbano de Rio Verde, relativa aos parâmetros de OD e DBO_{5,20}, para cada cenário de vazão, é exibida na Figura 2.

Figura 2 – Perfis de concentração ao longo do percurso estudado.



Fonte: Elaboração da autora (2021).

Analisando os perfis de concentração de matéria orgânica, percebeu-se que em todos os cenários analisados, houve incrementos elevados da DBO_{5,20} próximo ao quilômetro 6,0 do trecho estudado (P8), e também redução do OD. Esse comportamento sugere a existência lançamentos de cargas poluentes no local, provocando o início da zona de degradação, havendo

maior concentração da carga orgânica e máximo consumo de OD. Segundo Von Sperling (2011) e Molinari (2015), quando há a perturbação das condições do meio aquático, através dos lançamentos de efluentes, forma-se distintas zonas de sucessão ecológica do processo de autodepuração do corpo hídrico.

Durante as campanhas de monitoramento, identificou-se na bacia hidrográfica do P8 (Buriti) o lançamento de esgoto sanitário dos moradores da região, além do possível lançamento de esgoto industrial com tratamento ineficiente, advindo de um laticínio que despeja seus efluentes no corpo hídrico. Ressaltando-se que o P8 exibiu, durante toda a pesquisa, água turva, com coloração acinzentada e mau cheiro. Mesmo no período chuvoso (faixas 3 e 4), em que se costuma ter maior diluição da matéria orgânica, as concentrações de $DBO_{5,20}$ apresentaram considerável crescimento quando comparadas aos outros pontos de monitoramento.

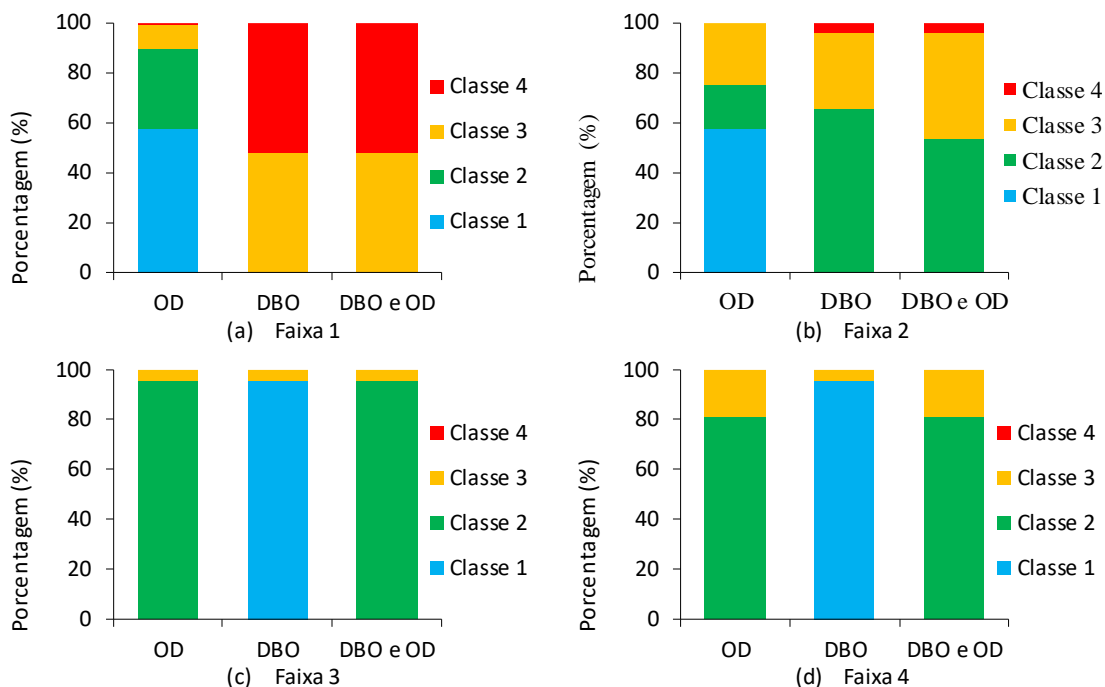
Outro ponto que se destacou negativamente, havendo aumento da $DBO_{5,20}$ e redução do OD, foi o P4 localizado próximo ao quilômetro 2,0. Os piores valores dos parâmetros de qualidade da água nesse local foram exibidos nas faixas 1 e 2, período mais seco da pesquisa. O referido ponto está situado a jusante uma indústria de grãos e de um barramento de água, podendo ambos terem contribuído para o aumento de nutrientes no meio aquático, favorecendo o aparecimento de algas e o processo de eutrofização (Blaas; Kroeze, 2016).

As faixas 1 e 2 tiveram ordem de grandeza, com relação a $DBO_{5,20}$, cerca de seis vezes maior na região crítica identificada do que as faixas 3 e 4. Adicionalmente, notou-se que nas faixas com menores valores de vazão, entre os quilômetros 2,0 e 3,0 (P5), existiu relevante acréscimo do OD, indicando que, no período de estiagem e baixa ocorrência de chuvas, este local possuía grande capacidade de reinserção de oxigênio em suas águas, o que pode ser relacionado com a baixa lâmina d'água e com a presença de escadas hidráulicas na extensão do Córrego Barrinha.

Avaliando-se os valores de $DBO_{5,20}$ e OD em todo o Córrego do Sapo, nas quatro faixas de vazão, verifica-se que ele possui boa capacidade de autodepuração até o momento que recebe o afluente do ponto P8 (Córrego Buriti), e as curvas sofrem saltos nas concentrações de $DBO_{5,20}$ e decréscimos de OD. Antes da confluência com o P8, o corpo hídrico principal apresenta valores razoavelmente equilibrados dos parâmetros, e mesmo apresentando prejuízos de qualidade da água após a mistura com o ponto 4, ele consegue se recuperar dos danos causados, retornando para condições semelhantes a que estava antes da mistura. No entanto, devido aos impactos da mistura com o tributário do ponto P8 serem mais proeminentes, a capacidade de autodepuração do Córrego do Sapo é reduzida e ele só voltaria às condições naturais a jusante da área de estudo.

Avaliando-se a simulação obtida pela modelagem QUAL-UFMG juntamente com os padrões de OD e $DBO_{5,20}$, estabelecidos para a classificação da qualidade de águas doces pela Resolução nº 357 de 2005 do CONAMA, observa-se, conforme Figura 3, que as duas faixas de vazão apresentaram maior trecho em extensão linear com melhores classes de qualidade da água foram as faixas 3 e 4.

Figura 3 – Percentual de extensão em cada classe de qualidade de água no Córrego do Sapo.



Fonte: Elaboração da autora (2021).

A faixa 1 foi a mais negativa, ela não apresentou nenhum trecho que pudesse ser classificado como classes 1 ou 2, quando utilizados os critérios de análise de $DBO_{5,20}$ e OD simultâneos. Além disso, a faixa possuiu maior extensão classificada como classe 4 (52,46%), seguida da classe 3 (47,54%). Enquanto a faixa 2 foi melhor em termos de qualidade do que a faixa 1, visto que apresentou menor extensão classificada como classe 4 (4,10%) e maior trecho como classe 2 (53,28%) e 3 (42,62%).

As faixas 3 e 4 não foram classificadas como classe 4, e ambas possuíram maiores trechos atendendo os requisitos da classe 2 (95,90% e 81,15% respectivamente), quando utilizados os parâmetros de $DBO_{5,20}$ e OD juntos. Portanto, evidencia-se que nas faixas de maiores vazões o corpo hídrico possuiu melhor qualidade, e que se estas condições se mantivessem nos períodos de seca, usos mais exigentes da água poderiam ser realizados.

Estudos mais recentes que abordam a qualidade da água em corpos hídricos, por meio de modelos matemáticos, podem ser encontradas em trabalhos desenvolvidos por Jamshidi et al. (2018); Soares (2018); Jamshidi (2019); Nagisetty, Flynn e Uecker (2019).

4.2.1 Análise de incerteza e sensibilidade

A análise de incerteza e de sensibilidade, dos quatro cenários de modelagem da qualidade da água, foi realizada com base nos dados de saída da Simulação de Monte Carlo, expostos pela Tabela 5.

Tabela 5 – Dados de saída da Simulação de Monte Carlo.

| Faixa | Parâmetro | Média | Desvio Padrão (sd) | Valor mínimo | Valor máximo |
|-------|---------------------|-------|--------------------|--------------|--------------|
| 1 | OD | 5,00 | 0,20 | 4,57 | 5,40 |
| | DBO _{5,20} | 36,13 | 0,04 | 36,06 | 36,21 |
| 2 | OD | 5,14 | 0,15 | 4,82 | 5,45 |
| | DBO _{5,20} | 32,47 | 0,04 | 32,39 | 32,55 |
| 3 | OD | 4,32 | 0,01 | 4,29 | 4,34 |
| | DBO _{5,20} | 6,38 | < 0,01 | 6,37 | 6,39 |
| 4 | OD | 4,32 | 0,02 | 4,28 | 4,36 |
| | DBO _{5,20} | 7,33 | 0,01 | 7,32 | 7,34 |

Fonte: Elaboração da autora (2021).

Observa-se que em nenhum dos quatro cenários a DBO_{5,20} apresentou alteração relevante de sua concentração, exibindo em todos os casos desvio padrão inferior a 0,04 mg/L. Com relação ao OD, nota-se que as faixas 1 e 2 apresentaram maior influência pela variação dos coeficientes de entrada. A análise de incerteza mostra que nas faixas 3 e 4, os resultados foram pouco influenciados pelas alterações nos valores de entrada.

Analisando os dados expressos pela Tabela 5 e a redação disposta pela legislação nº 357/2005 do CONAMA, nota-se que todas as simulações das faixas 1 e 2 seriam pertencentes à classe 4, apresentando DBO_{5,20} mínima superior à 10 mg/L, enquanto as faixas 3 e 4 permaneceriam atendendo ao preconizado para a classe 3, apresentando DBO_{5,20} entre 5 mg/L e 10 mg/L, e OD mínimo superior à 4 mg/L.

Realizando a análise sensibilidade das quatro faixas de vazão por meio da Simulação de Monte Carlo, separou-se o conjunto de dados de cada modelo em dois grupos de amostras. Os valores de entrada variados novamente foram dos coeficientes K_1 , K_d , K_s e K_2 . O critério adotado para separar as amostras foi a grandeza do parâmetro OD. Dessa forma, o primeiro grupo de amostras foi constituído com os quinhentos menores valores de OD (abaixo do percentil 50%), e o segundo foi formado com os quinhentos maiores valores de OD (acima do percentil 50%).

Como as faixas 1 e 2 foram as mais influenciadas pelos parâmetros de entrada do modelo, analisou-se a variação de cada coeficiente para estas faixas a partir do teste t (bicaudal) de Student, adotando o nível de significância (α) de 5%. Portanto, os parâmetros importantes para o modelo foram aqueles que apresentaram valores-p abaixo de 0,05, indicando que a hipótese de que as médias dos dois grupos de amostras são iguais deveria ser rejeitada.

Nas faixas 1 e 2, os coeficientes de entrada que se mostraram relevantes na determinação da concentração de saída de OD, apresentando diferenças significativas nos dois grupos amostrais da Simulação de Monte Carlo, foram K_d e K_2 , visto que os dois exibiram valores-p menores que 0,05.

Pesquisas nos últimos anos, relacionadas ao estudo de recursos hídricos que adotaram a Simulação de Monte Carlo foram realizadas por Mahjouri e Abbasi (2015), Jamshidi et al. (2018) e Soares (2018).

5 CONCLUSÃO

O trecho urbano do Córrego do Sapo no município de Rio Verde (GO) apresentou satisfatória capacidade de autodepuração de matéria orgânica em quase toda sua extensão. A exceção foi após a confluência deste corpo hídrico com o Córrego Buriti que se mostrou altamente poluído por matéria orgânica e baixos níveis de oxigênio dissolvido. Após a confluência destes córregos, a capacidade de autodepuração do Córrego do Sapo foi bastante reduzida, não voltando às suas condições naturais no trecho estudado.

Em termos de qualidade da água, houve considerável variação ao longo dos meses estudados, devido principalmente à sazonalidade das precipitações chuvosas e sua influência no corpo hídrico. No período de estiagem ou de baixo índice pluviométrico, a qualidade da água do Córrego do Sapo apresentou baixos índices (classe 3 ou 4, na maior parte do tempo), enquanto no período chuvoso, valores superiores (classe 2 principalmente).

6 REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

BLAAS, H.; KROEZE, C. Excessive nitrogen and phosphorus in European rivers: 2000-2050. *Ecological Indicators*, v. 67, p. 328–337, 2016.

BRITO, N.; SANTOS, G. O.; RODRIGUES, G. A. Sistema de reuso de água da chuva para residências pequenas (70 m²) no município de Rio Verde, Goiás, centro-oeste, Brasil. *Ciência & Tecnologia*, v. 12, n. 1, p. 56–66, 2020.

CASTAÑÉ, P. M.; SÁNCHEZ-CARO, A.; SALIBIÁN, A. Water quality of the Luján river, a lowland watercourse near the metropolitan area of Buenos Aires (Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 187, n. 10, p. 1–14, 30 out. 2015.

CASTRO, P. A. L.; SANTOS, G. O. Condições climáticas como ferramenta de planejamento agrícola e urbano, o caso do município de Rio Verde, Goiás. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente, Maringá (PR)*, v. 14, n. 3, 2021.

CHAPMAN, D. V. *Water quality assessments - a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. 2ª ed. Londres: UNESCO/WHO/UNEP, 1996.

CHAPRA, S. C. *Surface water-quality modeling*. New York: McGraw-Hill, 1997.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). *Resolução nº 357, de 17 de março de 2005*. Brasil: Diário Oficial da União, 2005

COSTA, C. M. da S.; DA SILVA MARQUES, L.; ALMEIDA, A. K.; LEITE, I. R.; DE ALMEIDA, I. K. Applicability of water quality models around the world—a review. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 26, n. 36, p. 36141–36162, 2019.

GOMES, S. H. R.; GUEDES, H. A. S.; SIQUEIRA, T. M.; CÔRREA, L. B.; ANDREAZZA, R.; HÜFFNER, A. N. Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFMG. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 23, p. 275–285, 2018.

HAN, D.; CURRELL, M. J.; CAO, G.; HALL, B. Alterations to groundwater recharge due to anthropogenic landscape change. *Journal of Hydrology*, v. 554, p. 545–557, 2017.

JAMSHIDI, S. An approach to develop grey water footprint accounting. *Ecological Indicators*, v. 106, 2019.

JAMSHIDI, S.; NIKSOKHAN, M. H.; ARDESTANI, M.; IMANI, S. Operation-based uncertainties in river waste load allocation and their impacts on controlling discharges. *Civil Engineering and Environmental Systems*, v. 35, n. 1–4, p. 223–240, 2018.

LOPES SOBRINHO, O. P.; SANTOS, L. N. S.; SANTOS, G. O.; CUNHA, F. N.; SOARES, F. A. L.; TEIXEIRA, M. B. Balanço hídrico climatológico mensal e classificação climática de Köppen e Thornthwaite para o município de Rio Verde, Goiás. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 27, p. 19–33, 2020.

LUZ, E. da. **Monitoramento da qualidade da água da bacia hidrográfica do Rio Ligeiro no município de Pato Branco - PR**. 2018. Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Pato Branco, 2018.

LUZ, E. da; TOMAZONI, J. C.; POKRYWIECKI, T. S. Monitoramento da qualidade da água e avaliação da capacidade de autodepuração do Rio Ligeiro no município de Pato Branco –PR. **Geociências**, v. 38, n. 3, p. 755–768, 2019.

MAHJOURI, N.; ABBASI, M. R. Waste load allocation in rivers under uncertainty: application of social choice procedures. **Environmental monitoring and assessment**, v. 187, n. 2, 1 fev. 2015.

MEDEIROS, D. L. R. de. **Análise da qualidade da água do Riacho das Piabas para o reúso agrícola**. 2020. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Campina Grande, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Campina Grande, 2020.

MOLINARI, B. S. **Modelagem espacial da qualidade de água na bacia do Rio Piabanha/RJ**. 2015. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Rio de Janeiro, 2015.

NAGISETTY, R. M.; FLYNN, K. F.; UECKER, D. Dissolved oxygen modeling of effluent-dominated macrophyte-rich Silver Bow Creek. **Ecological Modelling**, v. 393, p. 85–97, 2019.

OLIVEIRA FILHO, A. A. de; LIMA NETO, I. E. Modelagem da qualidade da água do rio Poti em Teresina (PI). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 3–14, 2018.

PARREIRA, A. G. B.; MARASCA, I.; SOLINO, A. J. da S.; SANTOS, G. O. Balanço Hídrico Climatológico Para O Município De Rio Verde, Goiás. **Cientific@ - Multidisciplinary Journal**, v. 6, n. 1, p. 26–33, 2019.

RIQUIERI, J. C. **Comparação entre ferramentas computacionais de modelagem da qualidade da água em ambiente lótico**. 2018. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Uberlândia-MG, 2018.

ROCHA, H. M.; CABRAL, J. B. P.; BATISTA, D. F.; OLIVEIRA, L. G. Vista do Avaliação físico-química e microbiológica das águas da bacia hidrográfica do rio Paraíso Jataí-GO. **Geosul**, v. 34, n. 72, p. 51–74, 2019.

RODGER B. BAIRD, CHAIR EUGENE W. RICE, A. D. E. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. Whashington: Water Environment Federation, American Public Health Association, American Water Works Association, 2017.

SANTOS, G. O.; RIBEIRO, R. de L.; PARREIRA, T. P.; SILVA, D. F.; SILVA, K. A.; AZEREDO, C. F. Monitoramento da água em bacia hidrográfica com diferentes usos do solo no município de Rio Verde (GO). **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente, Maringá (PR)**, v. 12, n. 1, p. 249–271, 2019.

SILVA, S. R.; SILVA JUNIOR, M. A. B.; LIMA, E. E. S. de. Analysis and modeling of water quality as a contribution to the preliminary framework proposal for the Una River (Pernambuco/Brazil). **Revista Ambiente e Agua**, v. 13, n. 6, 2018.

SIÖSTRAND, K.; LINDHE, A.; SÖDERQVIST, T.; ROSÉN, L. Cost-Benefit Analysis for Supporting Intermunicipal Decisions on Drinking Water Supply. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 145, n. 12, p. 1–12, 2019.

SOARES, S. S. **Modelagem da qualidade da água em um trecho do Rio dos Bois, Goiás**. 2018. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, Goiânia, 2018.

TSUJI, T. M. **Monitoramento e modelagem das águas de drenagem pluvial no núcleo urbano da bacia do ribeirão Riacho Fundo, Brasília – DF**. 2018. Dissertação (Mestrado) - Universidade Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, 2018.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2ª ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014.



VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ª ed. Belo Horizonte: UFMG, 2011.