Serviço Público Federal
Ministério da Educação
Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais

Josiane Barbosa Felipe

PROPAGAÇÃO DE INCERTEZAS NO PROCESSO DECISÓRIO DE ENQUADRAMENTO DE ÁGUAS SUPERFICIAIS

Campo Grande, MS

Março de 2023

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia
Programa de Pós-graduação em Tecnologias Ambientais

Josiane Barbosa Felipe

PROPAGAÇÃO DE INCERTEZAS NO PROCESSO DECISÓRIO DE ENQUADRAMENTO DE ÁGUAS SUPERFICIAIS

Dissertação apresentada para obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais da Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, área de concentração: *Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos*.

Orientador: Prof. Drª. Dulce Buchala Bicca Rodrigues

Aprovada em: 08 de março de 2023

Banca Examinadora

Drª. Dulce Buchala Bicca Rodrigues

Presidente

Drª Angelica Guerra
Instituto Homem Pantaneiro

Drª Larissa Fernanda Rosa de Almeida Carra

Campo Grande, MS
Março de 2023

“A Deus, que tem o poder sobre todas as coisas, que acalma minhas tempestades, que está em meu barco e não permite que eu tenha medo nos momentos de tribulação.”

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por todas as graças recebidas que me fizeram chegar até aqui, por ser minha força diária e por me proporcionar paz nos momentos em que mais precisei.

A minha família, que nunca deixou de acreditar em mim e me apoiou durante todo o processo, minha mãe Doraci, meu pai José, meu irmão Douglas, minha cunhada Daniela, minha sobrinha Alice, minha avó Veronica e minha tia Jeucira, que são minha base e compreenderam a minha ausência enquanto eu me dedicava à realização deste trabalho.

Ao Iago, pelo apoio essencial durante todos os anos e por compartilhar comigo todos os momentos. Não houve um dia que não fosse feita uma piada que me fizesse rir e alegrasse meu dia, não há palavras para dizer o quanto você é importante na minha vida.

À colega do Laboratório HeroS, Jaíza Motta, que além de parceira de estudos se tornou uma grande amiga. Longas foram as horas de estudo no terceiro turno, feriados e finais de semanas, mas a jornada se tornou mais leve quando compartilhada.

Aos meus antigos e fiéis amigos, que sempre estiveram ao meu lado desde a graduação. Em especial à Maria Eduarda, que esteve presente nos momentos de alegria e de dificuldades, que sempre tem uma palavra amiga para oferecer.

Agradeço a orientação da Prof. Dra. Dulce B. B. Rodrigues, pelo suporte, paciência e direções cruciais para o desenvolvimento do trabalho. Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), pelo auxílio financeiro no programa de pós-graduação. À Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, essencial no meu processo de formação profissional.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Esquema de identificação e propagação de incertezas advindas da modelagem de qualidade da água e da previsão de ocupação humana.....5

Figura 2 –Localização da área de estudo e seus atributos. 6

Figura 3 – Diagrama unifilar do talvegue da bacia de estudo e seus contribuintes.....7

Figura 4 – Etapas de propagação e análise de incertezas utilizando a simulação de Monte Carlo. 14

Figura 5 – Intervalo de incerteza resultante da simulação de Monte Carlo para o parâmetro de OD. 16

Figura 6 – Intervalo de incerteza resultante da simulação de Monte Carlo para o parâmetro de DBO.....19

Figura 7 – Distribuição de frequência simples da simulação de Monte Calo por atendimento da classe de enquadramento dos rios 20

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Monitoramento de DBO (mg O_2/L) no talvegue da bacia de estudo. 8
Tabela 2 – Monitoramento da variável OD (mg O2/L) no talvegue da bacia de estudo. 9
Tabela 3 – Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO (K_1 e K_d) (base e, 20°C). ... 11
Tabela 4 – Projeção da evolução das cargas difusas incidentes no Córrego Água Boa ao longo do horizonte de planejamento. 12
Tabela 5 – Síntese dos cenários prováveis no horizonte de planejamento da bacia de estudo 13
Tabela 6 – Resumo de intervalos de amostragempara simulação de Monte Carlo. 15

Sumário

RESUMO 1
1. INTRODUÇÃO 3
2 MATERIAIS E MÉTODOS 5
2.1 Delineamento do estudo 5
2.2 Área de estudo 5
2.3 Esquema de monitoramento da qualidade da água 7
2.4 Modelagem da autodepuração nas águas superficiais 9
2.5 Cenários de avaliação 11
2.6 Identificação e propagação de incertezas no processo de decisório de enquadramento das águas 13
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO 15
3.1 Análise de incertezas da modelagem no curso hídrico principal da bacia de estudo 15
3.2 Incerteza no atendimento às classes do enquadramento de águas superficiais 20
4 CONCLUSÕES 21
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 23

PROPAGAÇÃO DE INCERTEZAS NO PROCESSO DECISÓRIO DE ENQUADRAMENTO DE ÁGUAS SUPERFICIAIS

Em preparação para submissão ao "Journal of Water Resources Planning and Management" (ASCE)

Josiane B. Felipe[1]*, Dulce B. B. Rodrigues[1]

[1]Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, MS 79070–900, Brasil

*Email: josianebarbosa.engenharia@gmail.com

RESUMO

As ferramentas de planejamento e gestão de recursos hídricos são projetadas para garantir que os padrões de qualidade e quantidade da água sejam adequados para os usos propostos pelas presentes e futuras gerações. No entanto, existem incertezas inerentes a tais esforços de planejamento, resultantes da modelagem aplicada e cenarização do futuro. Faz-se necessário, então, quantificar tais incertezas, analisando a variabilidade no sistema previsto, de modo que seja possível comunicá-las claramente, para que as decisões possam ser tomadas com o conhecimento e compreensão das incertezas inerentes. Dessa forma, este estudo busca verificar a propagação de incertezas no processo decisório de enquadramento de águas superficiais através da análise de incertezas da modelagem de qualidade da água e da variabilidade de cenários prováveis de planejamento. Para tanto, foi realizada modelagem matemática , através do Modelo Qual-UFMG, e análise empírica das incertezas advindas dos coeficientes da cinética de desoxigenação e reaeração. Considerou-se, ainda, a implementação de um espectro de cenários prováveis (conservacionista e desenvolvimentista) de ocupação de uma sub-bacia da Bacia do rio Ivinhema, no sul de Mato Grosso do Sul. Os resultados demonstraram que a propagação das incertezas foi refletida no comportamento do parâmetro

Oxigênio Dissolvido, que atingiu variação de até 16,85% em trecho com interferência pontual. As maiores probabilidades de ocorrência correspondem a 61,17% para Classe 4 no cenário conservacionista e 64,26% para concentração ≤2,00 mg/L no cenário desenvolvimentista. Por outro lado, a análise pautada no comportamento do parâmetro Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) não apresentou variabilidade significativa, em virtude da baixa dispersão de valores. Logo, o significativo intervalo de incerteza gerado no comportamento do parâmetro OD ao longo da extensão do curso hídrico incorre em maior variabilidade das possíveis classes de enquadramento. Assim, conclui-se que a propagação de incertezas do modelo de autodepuração pode demandar atenção no processo decisório do enquadramento, influenciando na proposição de classe de qualidade da água e probabilidade de atendimento. Além disso, a incerteza advinda da previsão de ocupação humana na bacia também promove diferentes interpretações da qualidade da água, bem como a variação das classes de enquadramento. Revela-se que o conhecimento das incertezas inerentes à modelagem e planejamento de recursos hídricos, bem como sua transmissão aos *stakeholders* pode conferir maior robustez ao processo de tomada de decisão.

Palavras-Chave: Simulação Monte Carlo, modelo QUAL-UFMG, gestão de bacias hidrográficas.

1. INTRODUÇÃO

Instrumentos de planejamento e gestão de recursos hídricos visam assegurar, à atual e às futuras gerações, padrões de qualidade e quantidade adequados aos usos previstos. No processo decisório de melhores alternativas para utilização dos recursos hídricos, os tomadores de decisão buscam alcançar os melhores resultados econômicos, sociais e ambientais.

Dentre tais instrumentos, o enquadramento de corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes, é previsto na Lei Federal n. 9.433/1997 e visa estabelecer uma meta de qualidade de água a ser mantida ou alcançada. O processo de enquadramento abrange as etapas de diagnóstico, prognóstico, propostas de metas e programa para efetivação (ANA 2020). A modelagem de autodepuração é item basilar do processo, pois a partir dela são elaboradas as propostas que serão votadas em processo deliberativo (ANA 2013).

As incertezas são inerentes a tais esforços de planejamento orientados para o futuro e faz-se necessário quantificá-las, analisando a sensibilidade ou mudanças no sistema previsto, de modo que seja possível comunicá-las claramente para que as decisões possam ser tomadas com esse conhecimento e compreensão das incertezas residuais (Loucks e Beek 2005).

No âmbito da ciência hidrológica, Nearing e Gupta (2018) apresentam a incerteza como a diferença entre o valor real (desconhecido) e o valor de alguma proposição. Pode-se dizer que as fontes de incerteza na modelagem de recursos hídricos estão associadas a dados de calibração, imprecisão na estimativa de parâmetros e estrutura do modelo (Beck, 1987; Liu e Gupta, 2007). Do viés estrutural, tem-se a incerteza associada ao modelo em si, ou seja, a incerteza da sua precisão para descrever o sistema simulado, uma vez que sistemas dinâmicos da natureza podem não ser descritos perfeitamente de maneira determinística (Beven, 2016).

A análise de incerteza pode ser definida como um método quantitativo de avaliação de

modelos, conforme apresentado por Matott et al (2009), cujo propósito é quantificar a incerteza de saída causada por fontes que se propagaram através do modelo. No campo de estudo de recursos hídricos, a análise de incerteza tem sido aplicada em diversas áreas, como por exemplo, previsão de enchentes (Aronica et al., 1998; Blazkova e Beven, 2009; Zhou et al., 2015), segurança hídrica (Rodrigues et al., 2015; Chen et al., 2018), modelagens qualitativas (Lindenschmidt, 2006; Moreno-Rodenas et al., 2019) e apoio à gestão hídrica (Linhoss e Jeff Ballweber, 2015; Yang et al. 2021).

A estimativa de incerteza pode ser realizada a partir de diferentes métodos, como por exemplo, o método de confiabilidade de primeira e segunda ordem (Montanari, 2007), o Generalized Likelihood Uncertainty Estimation (GLUE) (Beven e Binley, 1992) e a simulação de Monte Carlo (Metropolis e Ulam 1949). A análise de incerteza via simulação de Monte Carlo trata-se de uma análise empírica, baseada em dados reais, resultantes de observações diretas ou experimentos. O método é um dos mais versáteis e tem sua popularidade atribuída a sua capacidade de lidar com a não linearidade de modelos complexos (Vrugt et al., 2003).

No que tange à interpretação e aplicação dos resultados dos estudos de incertezas, Montanari (2007) afirma que a transferência de *know-how* dos cientistas para o público final ainda é um desafio para implementação. Apesar disso, acredita-se que a compreensão e comunicação das incertezas pode contribuir de maneira positiva nos processos de elaboração e de tomada de decisão dos instrumentos de planejamento de recursos hídricos.

Assim, este estudo busca verificar a propagação de incertezas no processo decisório de enquadramento de águas superficiais, através da análise de incertezas de parâmetros de qualidade da água inerentes ao processo e da variabilidade de cenários prováveis. Para tanto, utilizou-se a técnica de simulação de Monte Carlo, implementada em linguagem de programação *Python*, com variações prováveis nos coeficientes da cinética de desoxigenação e

reaeração durante o processo de autodepuração em cursos d'água, bem como nos cenários pertinentes ao planejamento da bacia em questão e, assim, discutir qual o reflexo de tais incertezas na proposição de classes, que incorrem em tomada de decisão do enquadramento de águas superficiais.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Delineamento do estudo

O presente estudo foi desenvolvido em etapas de identificação e propagação de incertezas ao longo do processo decisório de enquadramento dos trechos de curso d´água da bacia de estudo. Nesse sentido, o seguinte delineamento norteou as referidas etapas.

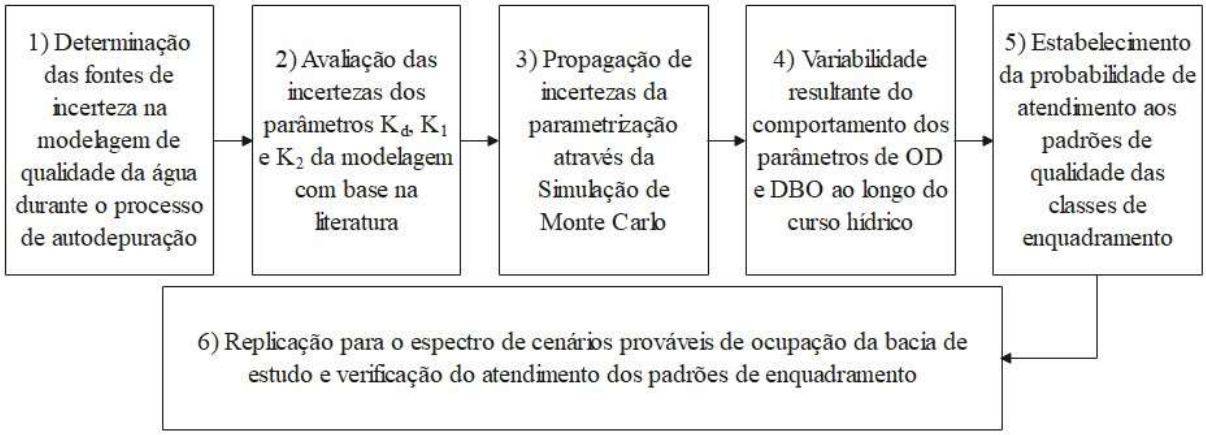

Figura 1 – Esquema de identificação e propagação de incertezas advindas da modelagem de qualidade da água e da previsão de ocupação humana

2.2 Área de estudo

A proposta metodológica tomou por base a microbacia hidrográfica do córrego Água Boa, que está inserida integralmente no município de Dourados, localizado no Estado de Mato Grosso do Sul. Hidrograficamente, a microbacia pertence à Unidade de Planejamento e Gerenciamento (UPG) do Ivinhema e possui área de drenagem de 113,37 km². O principal curso hídrico é o Córrego Água Boa e os afluentes de destaque são o córrego Paragem e Rêgo d'Água

(Figura 2).

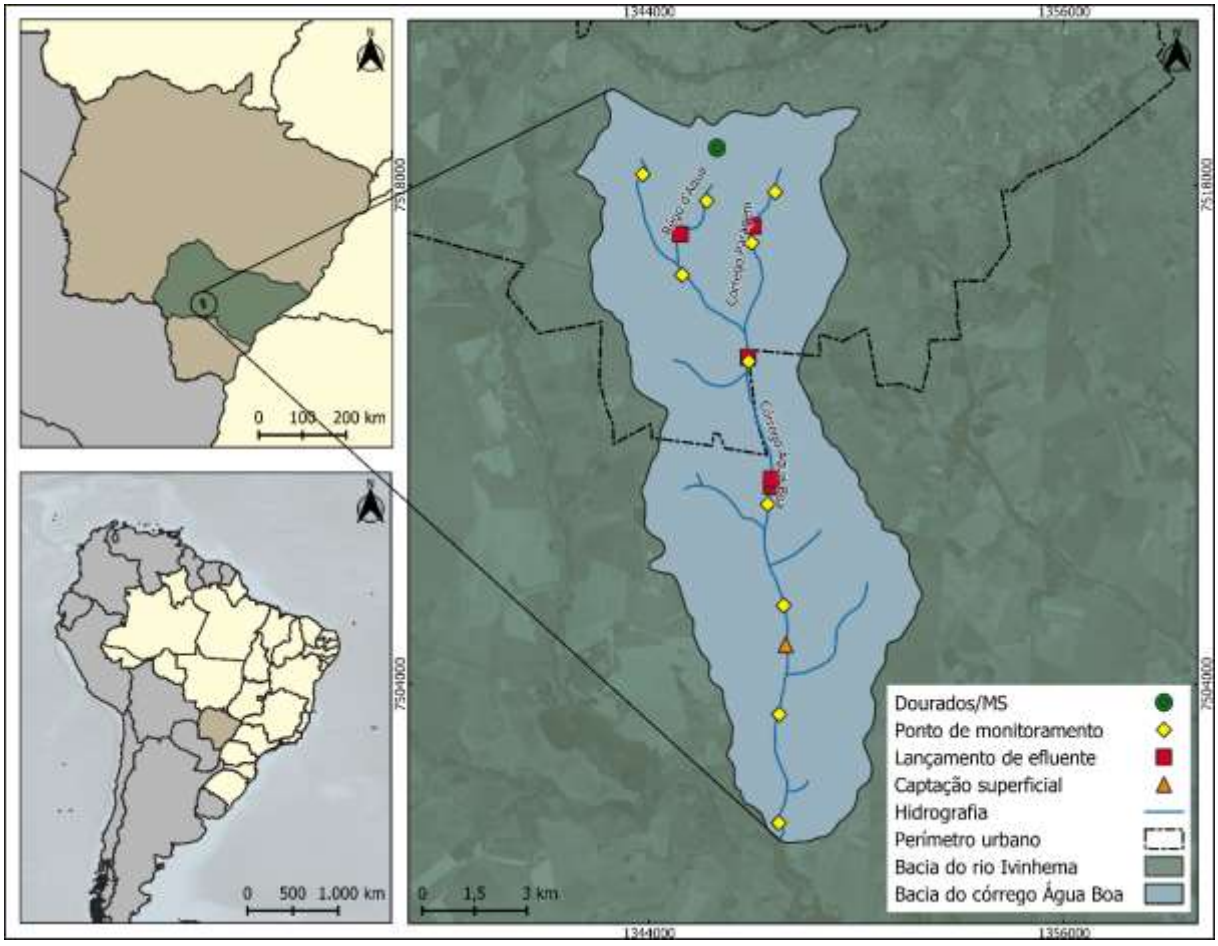

Figura 2 –Localização da área de estudo e seus atributos.

A área de estudo possui relevância econômica regional, onde a área urbana ocupa 27,78% da microbacia hidrográfica e conta com três indústrias do setor de frigorífico, curtume e de processamento de soja. A porção inserida em área rural representa 71,22% da microbacia e as atividades de destaque são o plantio de soja, milho e cana-de-açúcar (Deméter Engenharia, 2018).

Assim, este estudo contemplou a extensão integral do córrego Água Boa, totalizando 21,70 km da sua nascente até a confluência com o Rio Dourados. Ao longo de seu percurso têm-se cinco interferências pontuais, sendo uma captação superficial para irrigação e quatro lançamento de efluentes. Conforme ilustrado no diagrama unifilar (Figura 3), os pontos de

lançamento consistem em efluentes de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) doméstico e de três indústrias, sendo um curtume, uma indústria de processamento de soja e um frigorífico.

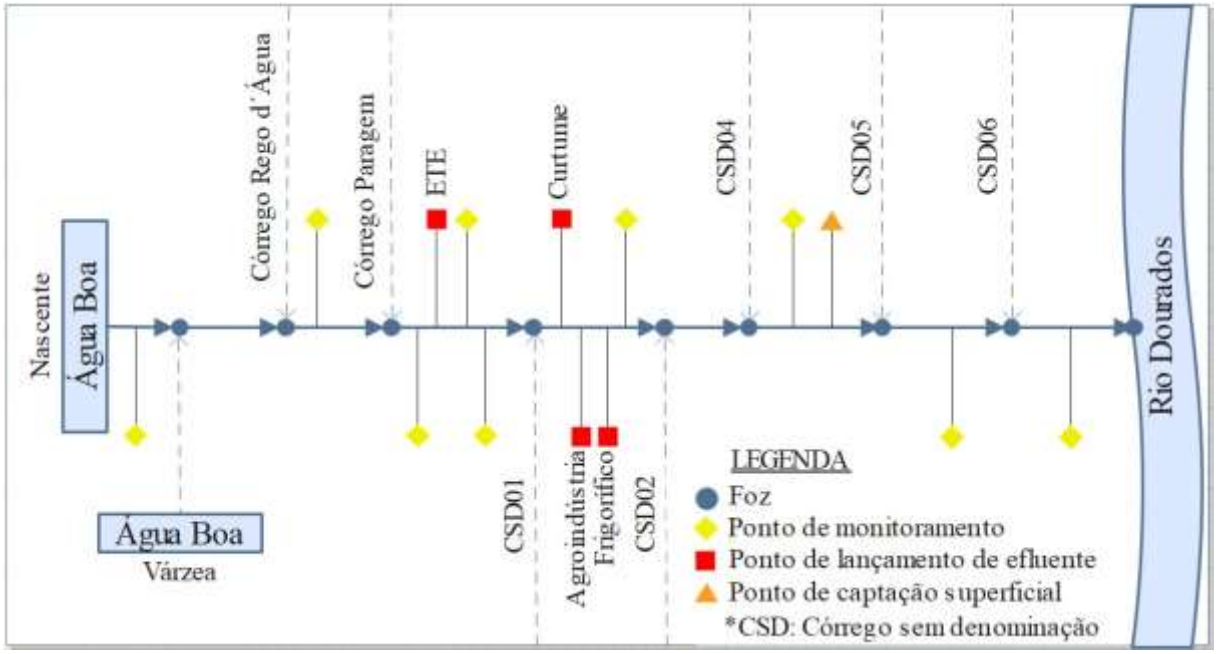

Figura 3 – Diagrama unifilar do talvegue da bacia de estudo e seus contribuintes.
Fonte: Adaptado de Deméter Engenharia (2018).

Tendo em vista a análise dos impactos da ocupação da bacia hidrográfica e a qualidade da água resultante do percurso ao longo curso d'água principal, foi realizado um levantamento de diversos parâmetros de qualidade da água em dados secundários.

2.3 Esquema de monitoramento da qualidade da água

O conjunto de dados qualitativos é proveniente de seis campanhas realizadas ao longo de um ano hidrológico no ano de 2014, no período chuvoso e de seca, em sete pontos de monitoramento localizados no curso hídrico principal, conforme a execução de monitoramento por empresa local (Deméter Engenharia, 2018). A localização dos pontos de monitoramento seguiu critérios técnicos pertinentes à análise de influência, como a proximidade da área urbana sujeita à poluição difusa, dos pontos de jusante de confluências e de lançamentos de efluentes (Figura 2).

O monitoramento incluiu o levantamento de diversos parâmetros de qualidade da água, conforme a preconização das classes de enquadramento dos corpos de água doce (Res. Conama 357/05): Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrogênio Amoniacal ($N\text{-}NH_3$), Nitrato (NO_3), Nitrito (NO_2), Nitrogênio total (N), Oxigênio Dissolvido (OD), Coliformes termotolerantes, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Potencial hidrogeniônico (pH), turbidez, sólidos totais, sólidos dissolvidos totais, sólidos suspensos totais, condutividade elétrica e temperatura da amostra. No entanto, este trabalho analisou especificamente o comportamento da DBO e OD, indicando a decomposição da matéria orgânica ao longo do percurso de escoamento do curso d'água. Assim, os dados de qualidade de DBO e OD por Ponto de Monitoramento (PM) no diagnóstico de 2014 para o córrego Água Boa são apresentados na Tabela 1 e Tabela 2, respectivamente.

Tabela 1 – Monitoramento de DBO (mg O_2/L) no talvegue da bacia de estudo.

PM	Período de cheia			Período de seca		
	Jan	Fev	Mar	Jun	Jul	Ago
PM 01	2,80	4,40	4,90	2,00	7,20	2,50
PM 02	10,20	9,20	7,80	10,80	17,90	10,60
PM 06	6,90	7,00	6,90	4,20	5,00	12,20
PM 07	8,80	9,20	15,00	6,40	7,30	11,10
PM 08	7,30	8,40	9,60	5,20	6,10	5,00
PM 09	6,20	7,60	7,70	3,20	4,00	2,00
PM 10	6,20	7,40	6,30	3,00	3,50	2,00

Fonte: Deméter Engenharia (2018).

Tabela 2 – Monitoramento da variável OD (mg O_2/L) no talvegue da bacia de estudo.

PM	Período de cheia			Período de seca		
	Jan	Fev	Mar	Jun	Jul	Ago
PM 01	3,00	4,90	4,70	6,80	4,90	5,60
PM 02	6,80	3,60	4,40	2,10	3,80	3,80
PM 06	2,30	3,80	3,30	3,30	4,00	4,00
PM 07	1,30	1,50	0,50	0,60	3,80	2,00
PM 08	2,40	3,10	1,60	3,50	5,80	3,80
PM 09	2,80	4,40	2,80	3,70	4,20	4,80
PM 10	2,50	4,20	2,60	3,60	4,40	3,00

Fonte: Deméter Engenharia (2018)

As características da bacia hidrográfica de estudo e os dados de monitoramento qualitativo serviram de base para a execução do modelo de autodepuração em rios.

2.4 Modelagem da autodepuração nas águas superficiais

A avaliação do comportamento qualitativo do processo de autodepuração no curso hídrico em questão foi realizada por meio do modelo QUAL-UFMG (Von Sperling, 2014), derivado do QUAL2E (Brown e Barnwell, 1987), versão antecessora ao atual QUAL2K (Chapra e Pelletier, 2003) distribuído pela USEPA (United States Environmental Agency). Tal modelagem é unidimensional e considera o estado de escoamento permanente e não uniforme, bem como a solução de equações diferenciais de advecção-dispersão (Knapik, Fernandes e Bassanesi, 2011). As simplificações do QUAL-UFMG em relação ao QUAL2E consistem na integração numérica pelo método de Euler, a desconsideração da dispersão longitudinal e a não inclusão da modelagem de algas (Von Sperling, 2014).

O modelo QUAL-UFMG simula o comportamento das variáveis OD e DBO ao longo do percurso do rio, baseando-se na modelagem matemática clássica de Streeter-Phelps, que

combina os processos de reaeração e decomposição durante a autodepuração da matéria orgânica no ambiente aquático (Streeter e Phelps, 1925). Assim, a concentração de OD em um instante de tempo t (Ct) é modelada pela equação 1, tendo como dados de entrada a concentração de saturação de oxigênio (Cs), a concentração inicial de oxigênio logo após a mistura (Co) e a demanda última de oxigênio (Lo), também conhecida como DBO remanescente, que representa a concentração de matéria orgânica remanescente na massa líquida em um dado instante. Os parâmetros desse processo são representados por K_1 e K_2, coeficientes de desoxigenação e reaeração, respectivamente (Von Sperling, 2014).

$$C_t = C_s - \{\frac{K_1 - L_0}{K_2 - K_1} \times (e^{-K_1 \times t} - e^{-K_2 \times t}) + (C_s - C_0) \times e^{-K_2 \times t}\} \quad (1)$$

Enquanto a estimativa da concentração de DBO, que representa a demanda de oxigênio necessária para a oxidação dos compostos orgânicos no ponto de mistura do meio aquoso, é modelada ao longo do percurso pela equação diferencial (2), que considera além do decaimento, a sedimentação (K_s) e carga difusa (L_{rd}). Utiliza-se também o fator de conversão K_T para conversão da DBO_5 à DBO última. O K_t é calculado a partir do coeficiente de desoxigenação K_1, conforme apresentado na equação (3) (Gomes et al., 2018; von Sperling, 2014).

$$\frac{dL}{dt} = K_d \times L - K_s \times L + L_{rd} \quad (2)$$

$$K_T = \frac{DBO_u}{DBO_5} = \frac{1}{1 - e^{-5 \times K_1}} \quad (3)$$

Parâmetros se diferenciam das variáveis de entrada por não variarem ao longo da simulação. Os parâmetros podem ser físicos, que representam características que podem ser medidas ou inferidas diretamente ou podem ser parâmetros de processos, que não podem ser medidos ou inferidos diretamente (Kan et al. 2019), como por exemplo, os coeficientes das equações do modelo de autodepuração

Os coeficientes de desoxigenação (K_1) e de decomposição de DBO (K_d) dependem das características da matéria orgânica. Além disso, o K_d é associado às características hidráulicas do curso hídrico. Os coeficientes podem ser determinados em laboratório e através de fórmulas matemáticas, entretanto, comumente utiliza-se valores típicos da literatura (Tabela 3).

Tabela 3 – Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO (K1 e Kd) (base e, 20°C).

Origem	K_1 (laboratório)	K_d (rio)	
		Rios rasos	Rios profundos
Curso d'água recebendo esgoto bruto concentrado	0,35-0,45	0,50-1,00	0,35-0,50
Curso d'água recebendo esgoto de baixa concentração	0,30-0,40	0,40-0,80	0,30-0,45
Curso d'água recebendo efluente primário	0,30-0,40	0,40-0,80	0,30-0,45
Curso d'água recebendo efluente secundário	0,12-0,24	0,12-0,24	0,12-0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08-0,20	0,08-0,20	0,08-0,20

Fonte: Arceivala (1981); Fair et al. (1941); von Sperling (2014).

A presente proposta de análise de incertezas da classificação de uso das águas considerou, além da parametrização da modelagem, também a variabilidade do planejamento de ocupação da bacia hidrográfica.

2.5 Cenários de avaliação

A etapa de cenarização foi utilizada para verificação de um conjunto de circunstâncias plausíveis de ocorrência no futuro. Isto significa que a criação e análise de cenários não se trata de previsões determinísticas, mas sim de um espectro representativo de alternativas razoáveis de ocorrer. Os cenários podem contribuir para a gestão adaptativa, pois subsidiam tomadores de decisão no planejamento e gestão de recursos hídricos (Mahmoud et al. 2009).

Para a análise de incerteza foram utilizadas as premissas dos cenários do enquadramento, que considerou horizonte de planejamento de 20 anos, com início em 2019 e término em 2039 , quando se prevê a total efetivação do enquadramento (Deméter Engenharia,

2018). Baseado nisso, foram então definidos cenários de ocupação da bacia, que possuem variáveis que poderão impactar quali-quantitativamente os cursos hídricos no futuro. Cabe salientar que foram considerados os projetos de investimento previstos pelos empreendimentos de interferência pontual para serem executados ao longo do horizonte de planejamento, conforme descrito pelo processo oficial de enquadramento (Deméter Engenharia 2018). A poluição de fonte difusa para ambos os cenários é baseada na projeção da evolução das cargas de determinados parâmetros.

Tabela 4 – Projeção da evolução das cargas difusas incidentes no Córrego Água Boa ao longo do horizonte de planejamento.

Parâmetro	2019	2039
$DBO_{5,20}$ (kg/dia)	241,66	354,57
N (kg/dia)	137,39	201,59
P (kg/dia)	1,50	2,21
Coliformes Termotolerantes (NMP/dia)	$2{,}51.10^{12}$	$3{,}69.10^{12}$

Fonte: (Deméter Engenharia 2018).

Em relação aos cenários, têm-se o cenário denominado “Desenvolvimentista”, que considera maior crescimento urbano, com aumento populacional e maior crescimento de rebanhos, resultando em maior incremento de cargas difusas provenientes do ambiente urbano e rural. Além disso, supõe-se aumento de vazão e concentração dos lançamentos pontuais dos empreendimentos da área (Tabela 5).

Em contrapartida, o cenário denominado “Conservacionista” aponta para ajustes nos lançamentos pontuais, de forma a atender os critérios de outorga do órgão gestor e presumindo também melhorias na qualidade do lançamento. Tais ajustes são realizados por meio da alteração da vazão de diluição e essa então é utilizada para estimativa da vazão indisponível e vazão remanescente, utilizadas pelo órgão gestor. O resumo das variações dos cenários é

apresentado na Tabela 5.

Tabela 5 – Síntese dos cenários prováveis no horizonte de planejamento da bacia de estudo

Pontos de interferência	Cenário desenvolvimentista	Cenário conservacionista
Córrego Rego d'Água	Q = 143.00 L/s DBO = 16.10 mg/L	Q = 35.00 L/s DBO = 4.80 mg/L
Córrego Paragem	Q = 240.00 L/s DBO = 12.10 mg/L	Q = 149.00 L/s DBO = 3.50 mg/L
ETE	Q = 200.00 L/s DBO = 30.00 mg/L	Q = 152.00 L/s DBO = 9.00 mg/L
Curtume	Q = 0.20 L/s DBO = 85.00 mg/L	Q = 0.20 L/s DBO = 17.00 mg/L
Indústria de processamento de soja	Q = 3.00 L/s DBO = 142.00 mg/L	Q = 3.00 L/s DBO = 142.00 mg/L
Frigorífico	Q = 0.57 L/s DBO = 55.00 mg/L	Q = 0.57 L/s DBO = 11.00 mg/L

Sendo a cenarização uma das fontes de incerteza no planejamento de bacias, esta foi agregada à análise do processo decisório como um todo.

2.6 Identificação e propagação de incertezas no processo de decisório de enquadramento das águas

A análise de incertezas envolve etapas desde a identificação de fontes de erro até sua propagação nos processos inerentes do sistema em questão. Diversas fontes de erro podem ser apontadas ao longo da gestão de recursos hídricos, dada a dificuldade de representação de um sistema ambiental com variáveis aleatórias. A parametrização de modelos de autodepuração, bem como a etapa de cenarização da ocupação de bacias durante seu planejamento, foram selecionados como fontes de incertezas propagadas através de metodologia empírica, denominada simulação de Monte Carlo. A qual trata-se de um método probabilístico utilizado para estimar possíveis resultados incertos, envolvendo amostragens aleatórias da distribuição de frequência adotada (Metropolis e Ulam 1949).

A partir das amostragens aleatórias um elevado número de repetições da simulação é gerado, permitindo mostrar como a incerteza dos parâmetros se propaga pelo sistema. Assim, um intervalo provável de ocorrência das saídas do sistema em funcionamento é obtido, diferindo-se dos resultados únicos obtidos a partir de modelos determinísticos (Basil e Jamieson, 1999).

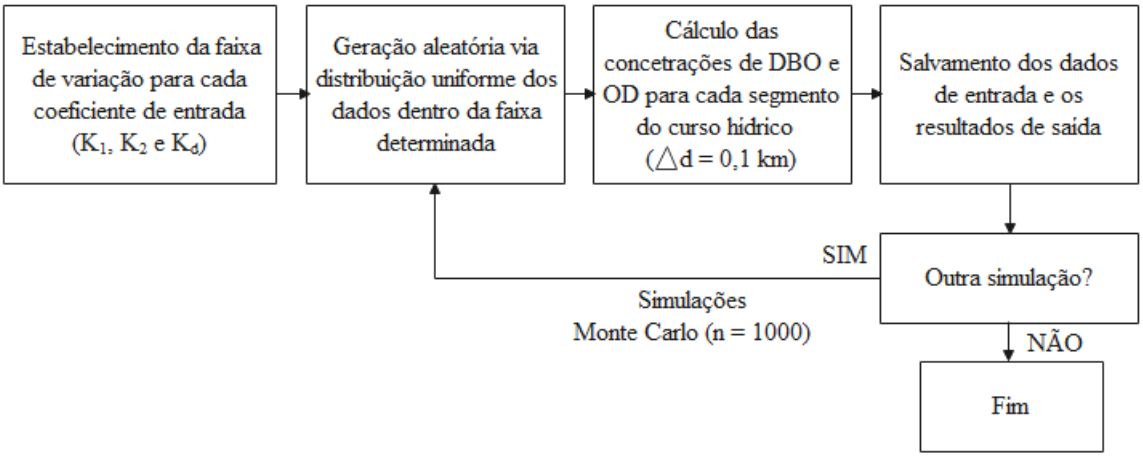

Figura 4 – Etapas de propagação e análise de incertezas utilizando a simulação de Monte Carlo.
Fonte: adaptado de Von Sperling (2014).

Para implementar a simulação de Monte Carlo utilizou-se a linguagem de programação *Python*, com inserção das equações do modelo QUAL-UFMG no editor de código-fonte *Visual Studio Code*. No que se refere ao número de repetições, o curso hídrico principal teve sua extensão de 21,70 km dividida em trechos de 0,1 km, totalizando 217 trechos. Para cada trecho, foram realizadas 1000 rodadas da simulação de Monte Carlo com base na amostragem aleatória e uniforme do intervalo provável de valores dos parâmetros selecionados (Tabela 6) repetidos em cada cenário (Desenvolvimentista e Conservacionista). Para análise estatística, as métricas de dispersão analisadas consistem no desvio padrão e Coeficiente de Variação (C.V.). Para estimar os intervalos de confiança, foi utilizado o método de percentil fixando o percentual de 95%, com os percentis 0,025 e 0,975 (Buckland, 1984).

Cabe ressaltar que não foram adotados valores únicos ao longo da bacia para os

coeficientes de decomposição da DBO (K_d) e desoxigenação (K_1), uma vez que estão relacionados às condições particulares de cada trecho, como tipo de efluente recebido e profundidade do curso hídrico. Dessa forma, os valores de referência dos coeficientes foram definidos por trechos do curso hídrico para aplicação da variação, de acordo com as particularidades locais.

Tabela 6 – Resumo de intervalos de amostragem para simulação de Monte Carlo.

Dados de entrada	Trecho (km)	Valores adotados	Variabilidade provável*
Coeficiente de decomposição da $DBO_{5,20}$ (K_d)	0,10-3,90	0,35	20%
	4,00-6,40	0,38	
	6,50-10,80	0,33	
	10,90-14,60	0,58	
	14,70-17,80	0,32	
	17,90-21,70	0,28	
Coeficiente de desoxigenação (K_1)	0,10-3,90	0,35	10%
	4,00-6,40	0,38	
	6,50-10,80	0,33	
	10,90-14,60	0,43	
	14,70-17,80	0,32	
	17,90-21,70	0,28	
Coeficiente de reaeração (K_2)	-	Obtido a partir da vazão (Equação de Owens)	50%

*A porcentagem de variação adotada baseia-se em valores adotados por Melching e Yoon (1996); Paliwal, Sharma e Kansal (2007); Vinícius Mateus et al. (2015) e Von Sperling (2014).

Os resultados da simulação de Monte Carlo foram utilizados para análise de incerteza da modelagem de qualidade de água e para analisar a incerteza do atendimento às classes do enquadramento de águas superficiais.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análise de incertezas da modelagem no curso hídrico principal da bacia de estudo

Os resultados da simulação de Monte Carlo foram analisados estatisticamente em todos os pontos de interferência e ao longo do curso hídrico principal. Para observar os

resultados ao longo do perfil longitudinal do curso hídrico, analisou-se a extensão e amplitude do intervalo de incerteza resultante da simulação de Monte Carlo. Assim, na Figura 5 pode-se observar o perfil longitudinal do curso hídrico, onde a linha contínua representa a mediana das concentrações da simulação de Monte Carlo. Já o intervalo de incerteza, ou seja, o intervalo de valores prováveis, é indicado pelas linhas verticais e é composto pelo intervalo de confiança pelo método percentil para o conjunto de 1000 iterações de cada segmento de 0,1 km.

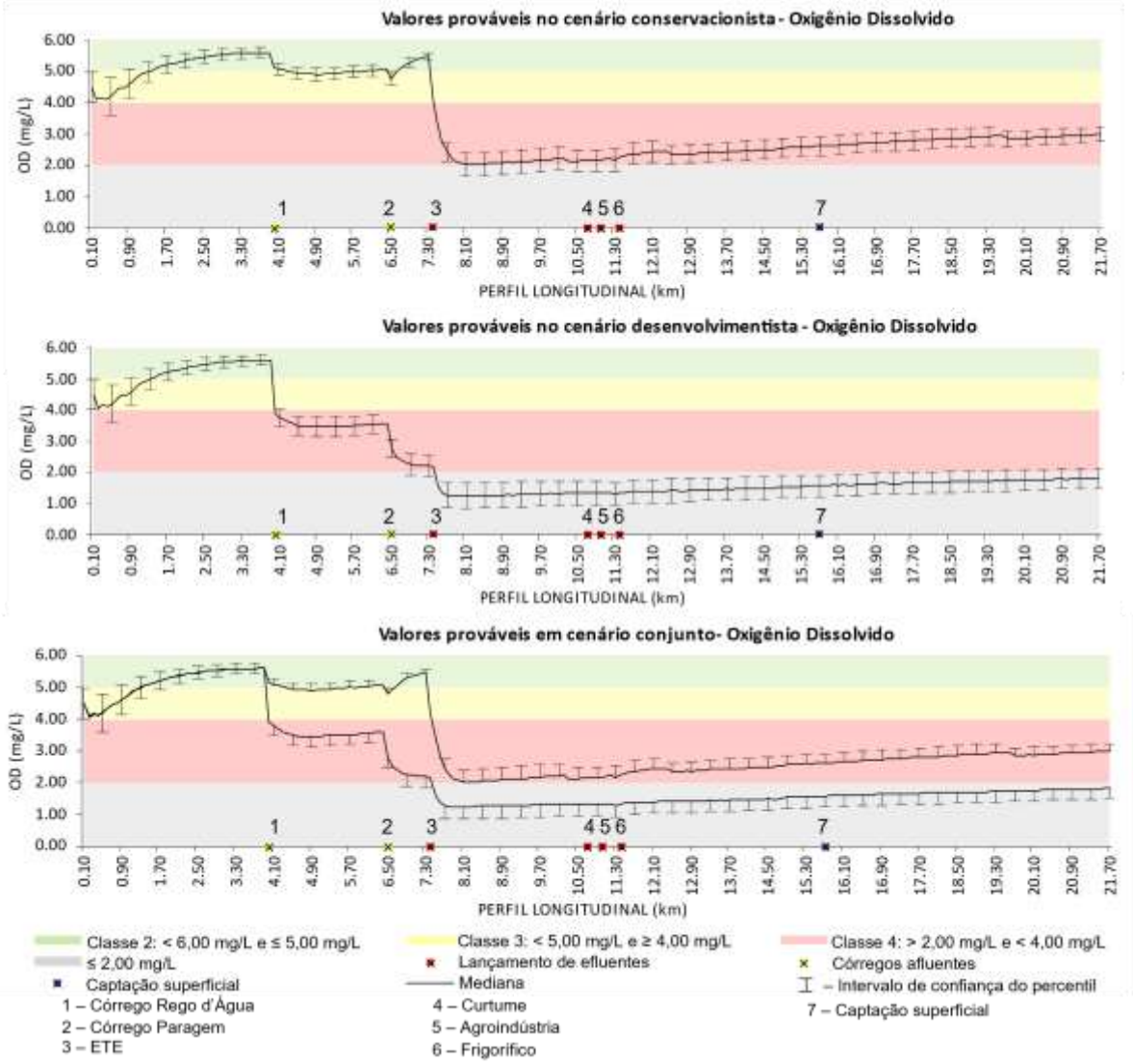

Figura 5 – Intervalo de incerteza resultante da simulação de Monte Carlo para o parâmetro de OD.

Em análise do perfil longitudinal, observa-se que a incerteza representada pelo intervalo de confiança do percentil acompanha toda a extensão de todo o curso hídrico. Na

região de nascente, nota-se que o curso hídrico se inicia com baixa qualidade, que ocorre devido ao trecho localizar-se dentro do perímetro urbano, com área de várzea que recebe interferência de poluição difusa de drenagem e possíveis pontos de lançamentos clandestino de efluente sanitário (Deméter Engenharia, 2018).

Cabe ressaltar, a grande amplitude do intervalo de incerteza encontrada no início do curso hídrico, com diferença de 1,39 mg/L entre as concentrações extremas de OD no intervalo de confiança, indicando que a incerteza simulada abrange possíveis mudanças de classe. Para explicação, toma-se como exemplo o trecho do km 0,80, onde a mediana indica que o trecho corresponde à Classe 3 (<5,00 mg/L e ≥4,00 mg/L). Entretanto, a incerteza simulada para esse trecho indica concentrações que podem atingir a Classe 4 (> 2,00 e mg/L e < 4,00 mg/L).

Percebe-se também, o decaimento da concentração de OD nos pontos de confluência dos córregos tributários (Pontos 1 e 2). Isso ocorre, pois, esses tributários recebem aporte de efluente tratado de ETEs, elevando a matéria orgânica diluída no curso hídrico e resultando em maior consumo de OD para autodepuração dos poluentes. Situação similar ocorre no trecho do km 10,70 a km 11,40, que possui três emissários de efluentes industriais tratados. Para esse trecho, o cenário desenvolvimentista apresenta maior amplitude do intervalo de incerteza (0,77 mg/L), porém permanece com concentração correspondente à ≤2,00 mg/L. Já para o cenário conservacionista, apesar de menor amplitude (0,73 mg/L), o intervalo de incerteza abrange concentrações correspondentes à Classe 4 (> 2,00 e mg/L e < 4,00 mg/L). e ≤2,00 mg/L.

Em uma comparação entre os pontos de interferência, no ponto de lançamento efluente de indústria frigorífica ocorre maior dispersão e variabilidade independente do cenário considerado. Para esse ponto, no cenário conservacionista, o Coeficiente de Variação (C.V.) obtido foi de 9,43%. No cenário desenvolvimentista, o mesmo ponto atinge C.V. de 16,85%,

isso significa que independente do cenário, é maior o intervalo de valores prováveis para esse ponto de lançamento de efluente de indústria frigorífica.

O empreendimento em questão possui estação de tratamento de efluente composta por sistema de Lodo Ativado e é requerido pelo órgão gestor alto índice de remoção de DBO (98,50%). Apesar disso, esse tipo de efluente é característico por possuir altas concentrações de Fósforo Total (PT), Nitrogênio Total (NT), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Carbono Orgânico Total (COT), que influenciam de maneira significativa na autodepuração e simulação da qualidade de água do trecho (Bustillo-Lecompte e Mehrvar, 2015; Thebaldi et al., 2011).

Em todos os pontos de interferência pontual, a dispersão é maior no cenário desenvolvimentista, indicando que a incerteza pontual aumenta conforme aumenta a carga orgânica e vazão do efluente, pois esse cenário caracteriza-se como mais permissível em relação aos lançamentos de efluentes. Os resultados obtidos para os dois cenários vão de encontro aos resultados de Paliwal, Sharma e Kansal (2007), que em estudo de incerteza via Monte Carlo para OD e DBO com o QUAL2E-UNCAS obtiveram C.V. de aproximadamente 13% em modelagem do rio Yamuna (Índia). Em avaliação de incerteza via Monte Carlo com o uso do modelo de Streeter-Phelps, Mateus et al., (2015) também encontraram valores na ordem de 10% para o parâmetro de OD em modelagem do rio Uberaba (Brasil), reafirmando assim a validade das métricas encontradas neste estudo para OD. Em relação ao parâmetro de DBO, os resultados da simulação são apresentados na Figura 6.

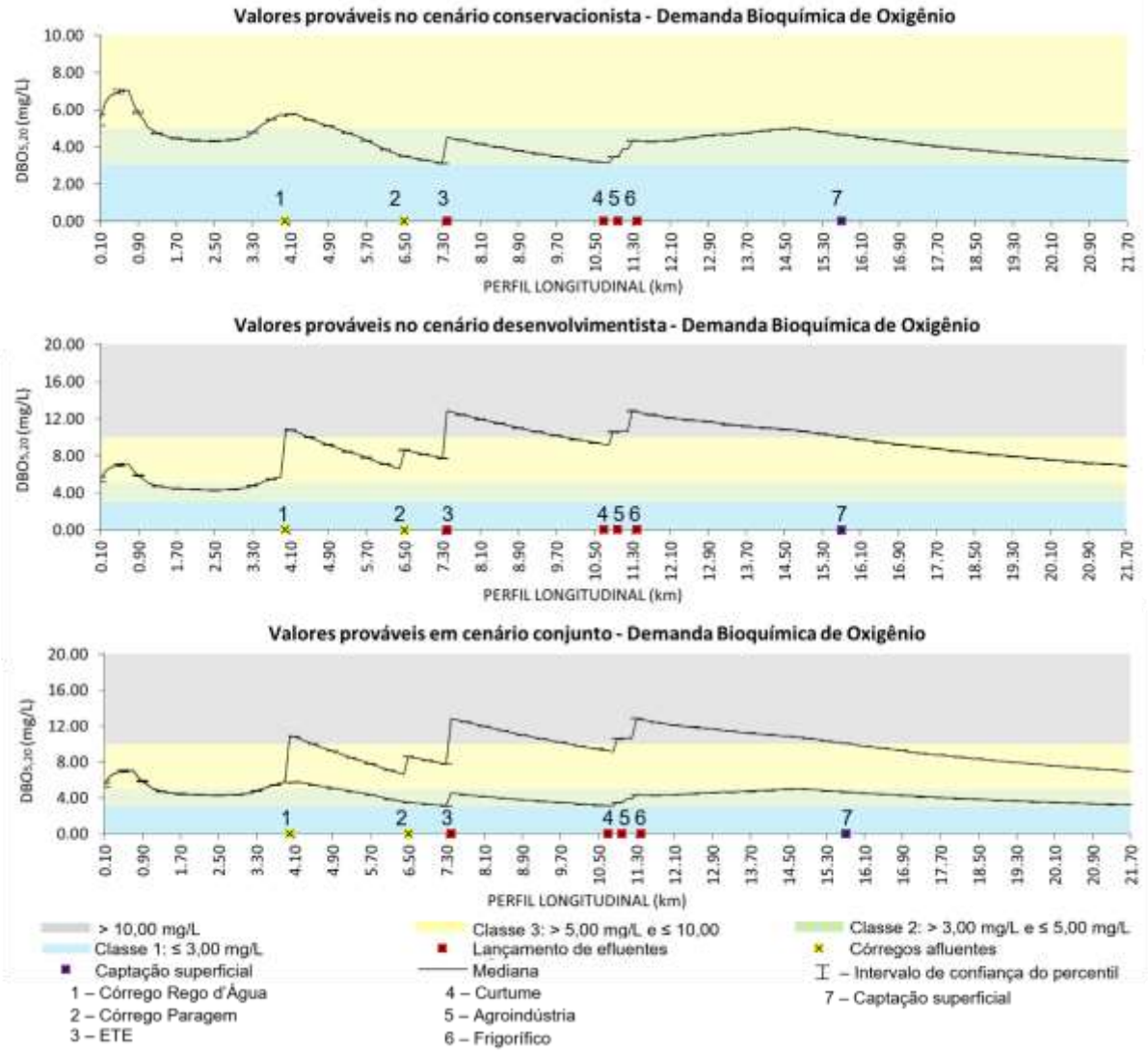

Figura 6 – Intervalo de incerteza resultante da simulação de Monte Carlo para o parâmetro de DBO.

A simulação de Monte Carlo para DBO apresentou resultados menos perceptíveis que OD. Todos os pontos de interferência apresentaram medidas de dispersão mínimas, percebendo-se maior concentração dos dados da simulação em torno da mediana. Isto também foi observado por Melching e Yoon (1996), que em estudo de incerteza na modelagem do rio Passaic (Estados Unidos), utilizando o QUAL2E-UNCAS, encontrou desvios-padrão pequenos nas estimativas de DBO, com efeitos insignificantes na previsão de incerteza. Os autores reiteram o fato de que isso não indica total confiabilidade da simulação, uma vez que outros parâmetros como nitrogênio e amônia, por exemplo, poderiam afetar significativamente a

simulação da incerteza geral.

3.2 Incerteza no atendimento às classes do enquadramento de águas superficiais

O resultado da análise de incerteza em termos probabilísticos pode ser observado na Figura 7, que apresenta no histograma de distribuição de frequência simples da probabilidade de atendimento às classes de qualidade de água, cujos padrões são estabelecidos na Resolução CONAMA n. 357/2005.

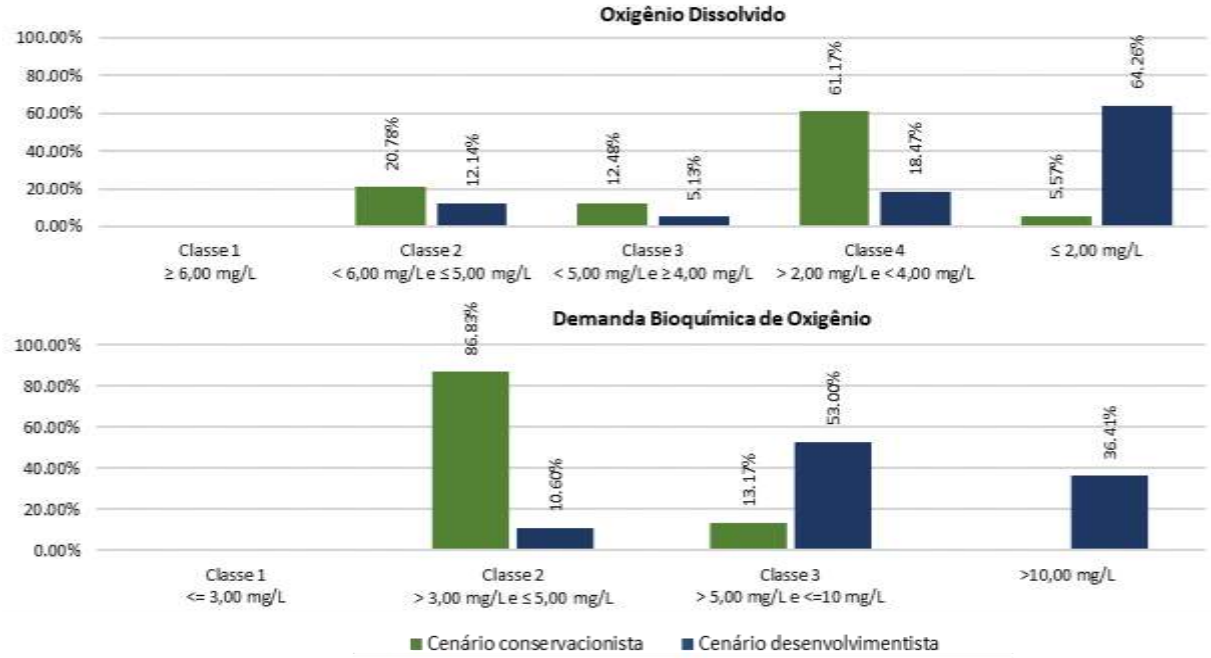

Figura 7 – Distribuição de frequência simples da simulação de Monte Calo por atendimento da classe de enquadramento dos rios .

Para DBO, é possível relacionar o resultado da simulação de Monte Carlo à probabilidade de atendimento à legislação, uma vez que a Resolução CERH/MS n. 56/2018, que aprova o enquadramento do córrego Água Boa, possui metas de DBO para o curso hídrico em questão. O normativo propõe para trechos do curso hídrico Classe 2 e 3 como meta de qualidade de longo prazo. Assim, observa-se de maneira geral que há alta probabilidade de atendimento à legislação no cenário conservacionista, pois os resultados permanecem com qualidade correspondente apenas às Classes 2 e 3. O cenário desenvolvimentista não atenderia

a legislação, uma vez que a análise de incerteza mostrou probabilidade significativa (36,41%) de ocorrência de concentrações > 10mg/L.

O parâmetro de OD não possui metas de qualidade definidas no normativo de enquadramento. Porém, pôde-se observar nos resultados a baixa probabilidade de atendimento às classes mais restritivas, como Classe 2 ou Classe 3. As maiores probabilidades são compatíveis com Classe 4 (61,17%) para o cenário conservacionista e ≤2,00 mg/L (64,26%) para o cenário desenvolvimentista, o que indica que esforços devem ser direcionados no controle das fontes poluidoras. Para atendimento de classes mais restritivas seriam necessárias estratégias de melhoria da qualidade de água, como por exemplo, aumento da eficiência das ETEs, utilização de tratamentos terciários, controle da poluição difusa urbana e fiscalização de ligações clandestinas de esgoto.

4 CONCLUSÕES

A análise de incerteza aplicada neste trabalho proporciona um complemento aos estudos de proposição de classes de qualidade e ao processo de enquadramento de águas superficiais. A propagação de incertezas, a partir dos parâmetros de modelagem, foi refletida no comportamento fluvial do parâmetro OD. A simulação do processo de recuperação dos teores de OD ao longo percurso analisado atingiu variação de até 16,85% em trecho com interferência pontual e apresentou a probabilidade de 20,78% de atendimento à Classe 2 no cenário conservacionista e 12,14% do cenário desenvolvimentista. Pôde-se observar que a análise de incerteza pode complementar a tomada de decisão, pois os resultados influenciam na proposição de classe de qualidade e probabilidade de atendimento.

Semelhantemente a partir das incertezas dos parâmetros de modelagem, a propagação de incerteza aplicada ao processo de decaimento da DBO não apresentou resultados

significativos, uma vez que foram encontradas métricas de dispersão mínimas. Como potencial desdobramento do estudo, sugere-se a realização da análise de incerteza de tal variável de qualidade da água a partir de outras fontes no mesmo modelo (Qual-UFMG) ou utilizando outros que simulam o processo de autodepuração da matéria orgânica.

Na estimativa de incerteza via simulação de Monte Carlo, notou-se que a implementação do modelo em *Python* resultou em ágil processamento computacional, frente ao elevado número de iterações necessárias e complexidade do modelo de qualidade de água. Para estudos futuros sugere-se maior quantidade de fontes de incerteza a serem analisadas, devido ao caráter complexo do sistema simulado. Recomenda-se também, a investigação da adoção de diferentes distribuições probabilísticas de amostragem empírica dos parâmetros e variáveis em análise.

Conclui-se que a análise de incerteza não invalida a confiabilidade das simulações, mas mostra-se como uma análise complementar para o enquadramento de cursos hídricos. Entende-se que tomar o conhecimento das incertezas inerentes à modelagem e planejamento de recursos hídricos e transmiti-las aos *stakeholders*, pode conferir maior robustez ao processo e à tomada de decisão.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA. 2013. “Planos de recursos hídricos e enquadramento dos corpos de água / Agência Nacional de Águas.” *Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos*. Brasília. Accessed February 20, 2023. https://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2013/planoDeRecursosHidricosEnquadramento.pdf.

ANA. 2020. “Enquadramento dos corpos d’água em classes.” Brasília: Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Accessed February 15, 2023. http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/encarte_enquadramento_conjuntura2019.pdf.

Arceivala, S. J. 1981. *Wastewater treatment and disposal : engineering and ecology in pollution control*. New York, NY, USA: Marcel Dekker.

Aronica, G., B. Hankin, and & K. Beven. 1998. “Uncertainty and equifinality in calibrating distributed roughness coefficients in a flood propagation model with limited data.” *Adv Water Resour*, 1998.

Basil, M., and A. Jamieson. 1999. “Uncertainty of complex systems by Monte Carlo simulation.” *Measurement and Control*, 1999.

Beck, M. B. 1987. “Water Quality Modeling’ A Review of the Analysis of Uncertainty.” *Water Resour Res*, 1987.

Beven, K. 2016. “Facets of uncertainty: Epistemic uncertainty, non-stationarity, likelihood, hypothesis testing, and communication.” *Hydrological Sciences Journal*, July 3, 2016.

Beven, K., and A. Binley. 1992. “The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction.” *Hydrol Process*, 1992.

Blazkova, S., and K. Beven. 2009. “Uncertainty in flood estimation.” *Structure and Infrastructure Engineering*, August 2009.

Brown, L. C., and T. Barnwell. 1987. “The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual.” Athens: United States Environmental Protection Agency.

Buckland, S. T. 1984. “Monte Carlo Confidence Intervals.” *Biometrics*, 1984.

Bustillo-Lecompte, C. F., and M. Mehrvar. 2015. “Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances.” *J Environ Manage*, September 5, 2015.

Chapra, S., and G. Pelletier. 2003. “A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality: Documentation and Users Manual.” Medford, MA.

Chen, Y., L. He, H. Lu, J. Li, and L. Ren. 2018. “Planning for Regional Water System Sustainability Through Water Resources Security Assessment Under Uncertainties.” *Water Resources Management*, July 1, 2018.

Deméter Engenharia. 2018. “Estudos para subsidiar o enquadramento da Microbacia Hidrográfica do Córrego Água Boa até a confluência com o Rio Dourados.” Campo Grande/MS. Accessed February 15, 2023.

https://enq11mbhs.wixsite.com/recursoshidricos.

Fair, G. M., E. W. Moore, and H. A. Thomas. 1941. “The Natural Purification of River Muds and Pollutional Sediments.” *Source: Sewage Works Journal*, 1941.

Gomes, S. H. R., H. A. S. Guedes, T. M. Siqueira, L. B. Corrêa, R. Andreazza, and A. N. Hüffner. 2018. “Seasonal modeling of water quality in sinos river/RS using the QUAL-UFMG model.” *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, March 1, 2018.

Kan, G., X. He, J. Li, L. Ding, Y. Hong, H. Zhang, K. Liang, and M. Zhang. 2019. “Computer Aided Numerical Methods for Hydrological Model Calibration: An Overview and Recent Development.” *Archives of Computational Methods in Engineering*, January 15, 2019.

Lindenschmidt, K. E. 2006. “The effect of complexity on parameter sensitivity and model uncertainty in river water quality modelling.” *Ecol Modell*, January 10, 2006.

Linhoss, A., and J. D. Jeff Ballweber. 2015. “Incorporating Uncertainty and Decision Analysis into a Water-Sustainability Index.” *J Water Resour Plan Manag*, December 2015.

Liu, Y., and H. v. Gupta. 2007. “Uncertainty in hydrologic modeling: Toward an integrated data assimilation framework.” *Water Resour Res*, July 2007.

Loucks, P. D., and E. van Beek. 2005. “Water Resources Systems Planning and Management.” 2005.

Mahmoud, M., Y. Liu, H. Hartmann, S. Stewart, T. Wagener, D. Semmens, R. Stewart, H. Gupta, D. Dominguez, F. Dominguez, D. Hulse, R. Letcher, B. Rashleigh, C. Smith, R. Street, J. Ticehurst, M. Twery, H. van Delden, R. Waldick, D. White, and L. Winter. 2009. “A formal framework for scenario development in support of environmental decision-making.” *Environmental Modelling and Software*, July 2009.

Matott, L. S., J. E. Babendreier, and S. T. Purucker. 2009. “Evaluating uncertainty in integrated environmental models: A review of concepts and tools.” *Water Resour Res*, June 2009.

Melching, C. S., and C. G. Yoon. 1996. “Key Sources of Uncertainty in QUAL2E Model of Passaic River.” *J Water Resour Plan Manag*, March 1996.

Metropolis, N., and ; S Ulam. 1949. “The Monte Carlo Method.” *J Am Stat Assoc*, 1949.

Montanari, A. 2007. “What do we mean by ‘uncertainty’? The need for a consistent wording about uncertainty assessment in hydrology.” *Hydrol Process*, March 15, 2007.

Moreno-Rodenas, A. M., F. Tscheikner-Gratl, J. G. Langeveld, and F. H. L. R. Clemens. 2019. “Uncertainty analysis in a large-scale water quality integrated catchment modelling study.” *Water Res*, July 1, 2019.

Nearing, G. S., and H. v. Gupta. 2018. “Ensembles vs. information theory: supporting science under uncertainty.” *Front Earth Sci*, December 1, 2018.

Paliwal, R., P. Sharma, and A. Kansal. 2007. “Water quality modelling of the river Yamuna (India) using QUAL2E-UNCAS.” *J Environ Manage*, April 2007.

Papadopoulos, C. E., and H. Yeung. 2001. “Uncertainty estimation and Monte Carlo simulation method.” *Flow Measurement and Instrumentation*, 2001.

Rodrigues, D. B. B., H. v. Gupta, E. M. Mendiondo, and P. T. S. Oliveira. 2015. “Assessing uncertainties in surface water security: An empirical multimodel approach.” *Water Resour Res*, November 1, 2015.

von Sperling, M. 2014. *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. Belo Horizonte: Editora UFMG.

Streeter, H. W., and E. B. Phelps. 1925. “A study of the pollution and natural purification of the Ohio River.”

Thebaldi, M. S., D. Sandri, A. B. Felisberto, M. S. da Rocha, and S. A. Neto. 2011. “Qualidade da água de um córrego sob influência de efluente tratado de abate bovino.” *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 2011.

Vinícius Mateus, M., J. Cesar de Souza Inácio Gonçalves, G. Barbosa Lopes Júnior, and M. Hitomi Okura. 2015. “Análise de incerteza e modelagem de qualidade da água do Rio Uberaba, Minas Gerais.” *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)*, September 2015.

Vrugt, J. A., H. v. Gupta, W. Bouten, and S. Sorooshian. 2003. “A Shuffled Complex Evolution Metropolis algorithm for optimization and uncertainty assessment of hydrologic model parameters.” *Water Resour Res*, 2003.

Wagener, T., and H. v. Gupta. 2005. “Model identification for hydrological forecasting under uncertainty.” *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, December 2005.

Yang, Z., Y. Wang, and T. Peng. 2021. “Uncertainty propagation and risk analysis oriented stochastic multi-criteria decision making for unconventional water resources management.” *J Hydrol (Amst)*, April 1, 2021.

Zhou, Y., S. Guo, J. Xu, X. Zhao, and L. Zhai. 2015. “Risk analysis for seasonal flood-limited water level under uncertainties.” *Journal of Hydro-Environment Research*, December 1, 2015.