

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

IZADORA SANT'ANA BAYER POTON

**SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO PARDO COM
INCORPORAÇÃO DE ANÁLISE DE INCERTEZA**

VITÓRIA

2022

IZADORA SANT'ANA BAYER POTON

**SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO PARDO COM
INCORPORAÇÃO DE ANÁLISE DE INCERTEZA**

Projeto de Graduação apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr José Antônio Tosta dos Reis

VITÓRIA

2022

RESUMO

Para se definir os níveis de tratamento das estações de tratamento no âmbito de uma bacia hidrográfica, onde há múltiplos lançamentos em corpos hídricos que apresentam diferentes capacidade de autodepuração é necessário entender as características que o corpo hídrico de interesse apresenta. Neste contexto, a principal perspectiva do presente projeto de pesquisa é a simulação matemática das transformações de Oxigênio Dissolvido e Demanda Bioquímica de Oxigênio no rio Pardo (Espírito Santo, Brasil). As referidas simulações incorporaram Análise de Incerteza conduzida pelo método de Monte Carlo. Para a aplicação do método de Monte Carlo, os dados de vazão mínima de referência, condições iniciais de qualidade do rio Pardo e efluentes e constantes cinéticas do modelo de qualidade de água foram gerados aleatoriamente com auxílio das distribuições de probabilidade Normal e Uniforme. Os resultados obtidos indicaram que, para o curso d'água estudado, as concentrações mínimas de OD variaram predominantemente entre 6,0 mg/L e 6,5 mg/L tanto para o conjunto de 1.000 simulações quanto para o conjunto com 5.000 simulações e, em nenhuma das simulações, foram estimados valores inferiores ao padrão de qualidade ambiental. As concentrações de DBO, por sua vez, permaneceram acima do padrão de qualidade ambiental máximo na maior parte da porção intermediária do rio Pardo, com valores máximos entre 16,0 mg/L e 17,75 mg/L para ambos os conjuntos de simulações. Os resultados indicaram também que o emprego de diferentes distribuições de probabilidade para a geração aleatória de variáveis hidrodinâmicas, constantes cinéticas e concentrações dos parâmetros de qualidade de água não produziu variações consideradas relevantes, quando da análise de frequência das concentrações críticas dos parâmetros de qualidade de água simulados.

Keywords: Qualidade de água, Streeter-Phelps, Modelagem matemática, Análise de Incerteza, Monte Carlo

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Progressão temporal da oxidação da matéria orgânica em um rio.	22
Figura 2 - Etapas para Condução da Análise de Incerteza com Auxílio do Método de Monte Carlo.....	25
Figura 3 - Distribuições empíricas obtidas por geração de números aleatórios com distribuição normal para 50 simulações.	27
Figura 4 - Distribuições empíricas obtidas por geração de números aleatórios com distribuição normal para 10.000 simulações.	27
Figura 5 - Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim.	30
Figura 6 - Enquadramento proposto dos afluentes da bacia do Rio Itapemirim.....	31
Figura 7 - Perfil longitudinal do Rio Pardo.....	32
Figura 8 - Diagrama unifilar da bacia do Rio Pardo.....	40
Figura 9 - Fluxograma das etapas para condução da análise de incerteza com auxílio do Método de Monte Carlo utilizada na presente pesquisa.....	44
Figura 10 - Variação espacial de Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L) e Oxigênio Dissolvido (mg/L) no trecho simulado do Rio Pardo.....	45
Figura 11 - Diagramas tipo Box Plot para as concentrações mínimas e máximas de DBO considerando-se o emprego da distribuição Uniforme para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado em um conjunto de 1.000 simulações.	47
Figura 12 - Distribuição de frequência para a concentração máxima de DBO (mg.L-1) considerando-se o emprego da distribuição Uniforme para a geração aleatória das constantes cinéticas, variáveis hidrodinâmicas e de qualidade de água para o conjunto de 1.000 simulações.	47
Figura 13 - Diagramas tipo Box Plot para as concentrações mínimas e máximas de DBO considerando-se o emprego da distribuição Uniforme para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado em um conjunto de 5.000 simulações.	48
Figura 14 - Distribuição de frequência para a concentração máxima de DBO (mg.L-1) considerando-se o emprego da distribuição Uniforme para a geração aleatória das constantes cinéticas, variáveis hidrodinâmicas e de qualidade de água para o conjunto de 5.000 simulações.	48
Figura 15 - Diagramas tipo Box Plot para as concentrações mínimas e máximas de OD considerando-se o emprego da distribuição Uniforme para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado para o conjunto de 1.000 simulações.	50

Figura 16 - Distribuição de frequência para a concentração mínima de OD (mg.L-1) considerando-se o emprego da distribuição Uniforme para a geração aleatória das constantes cinéticas, variáveis hidrodinâmicas e de qualidade de água para o conjunto de 1.000 simulações.	50
Figura 17 - Diagramas tipo Box Plot para as concentrações mínimas e máximas de OD considerando-se o emprego da distribuição Uniforme para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado para o conjunto de 5.000 simulações.	51
Figura 18 - Distribuição de frequência para a concentração mínima de OD (mg.L-1) considerando-se o emprego da distribuição Uniforme para a geração aleatória das constantes cinéticas, variáveis hidrodinâmicas e de qualidade de água para o conjunto de 5.000 simulações.	51
Figura 19 - Diagramas tipo Box Plot para as concentrações mínimas e máximas de DBO considerando-se o emprego da distribuição Normal para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado para o conjunto de 1.000 simulações.	54
Figura 20 - Distribuição de frequência para as concentrações máximas de DBO (mg.L-1) considerando-se o emprego da distribuição Normal para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado para o conjunto de 1.000 simulações.	54
Figura 21 - Diagramas tipo Box Plot para as concentrações mínimas e máximas de DBO considerando-se o emprego da distribuição Normal para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado para o conjunto de 5.000 simulações.	55
Figura 22 - Distribuição de frequência para as concentrações máximas de DBO (mg.L-1) considerando-se o emprego da distribuição Normal para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado para o conjunto de 5.000 simulações.	55
Figura 23 - Diagramas tipo Box Plot para as concentrações mínimas e máximas de OD considerando-se o emprego da distribuição Normal para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado para o conjunto de 1.000 simulações.	57
Figura 24 - Distribuição de frequência para as concentrações mínimas de OD (mg.L-1) considerando-se o emprego da distribuição Normal para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado para o conjunto de 1.000 simulações.	57
Figura 25 - Diagramas tipo Box Plot para as concentrações mínimas e máximas de OD considerando-se o emprego da distribuição Normal para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado para o conjunto de 5.000 simulações.	58

Figura 26 - Distribuição de frequência para as concentrações mínimas de OD (mg.L-1) considerando-se o emprego da distribuição Normal para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado para o conjunto de 5.000 simulações.58

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais poluentes da água e suas respectivas fontes.	18
Tabela 2 - Parâmetros fisiográficos da bacia do Rio Pardo.	32
Tabela 3 - Valores iniciais de vazões e condições de qualidade de água para a área de estudo.....	41
Tabela 4 - Valores iniciais de constantes cinéticas, temperatura e concentração de saturação de OD para a área de estudo	42
Tabela 5 - Valores máximos e mínimos de DBO obtidos para os conjuntos de 1.000 e 5.000 simulações realizadas com auxílio da distribuição Uniforme.....	46
Tabela 6 - Valores máximos e mínimos de OD obtidos para os conjuntos de 1.000 e 5.000 simulações realizadas com auxílio da distribuição Uniforme.....	49
Tabela 7 - Valores máximos e mínimos de DBO obtidos para os conjuntos de 1.000 e 5.000 simulações realizadas com auxílio da distribuição Normal.....	53
Tabela 8 - Valores máximos e mínimos de OD obtidos para os conjuntos de 1.000 e 5.000 simulações com auxílio da distribuição Normal.....	56

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AGERH	Agência Estadual de Recursos Hídricos
ANA	Agência Nacional de Águas
CESAN	Companhia Espírito Santense de Saneamento
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBOu	Demanda Última de Oxigênio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
OD	Oxigênio Dissolvido
PMSB	Plano Municipal de Saneamento Básico
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
PROATER	Programa de Assistência Técnica e Extensão Rural

LISTA DE SÍMBOLOS

C	Concentração de OD em um tempo
C₀	Concentração de oxigênio inicial
C_S	Concentração de saturação de oxigênio
D	Déficit de oxigênio dissolvido
DBO_u	Concentração da demanda última de oxigênio, DBO última
DBO₅	Concentração da DBO5
f_c	Constante para transformação de DBO ₅ em DBO _u
H	Profundidade do corpo d'água
k_d	Coefficiente de decomposição da matéria orgânica no rio
k₁	Coefficiente de desoxigenação
K_{(1,d)T}	K ₁ ou K _d a uma temperatura T
K_{(1,d)20}	K ₁ ou K _d a uma temperatura T=20°C
k₂	Coefficiente de reaeração (base e)
L	Concentração de DBO remanescente em um tempo t qualquer
L₀	Concentração de DBO remanescente em t = 0
t	Tempo
t_c	Tempo crítico
θ	Coefficiente de temperatura
Q_r	Vazão de rio
Q_e	Vazão de esgoto

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	OBJETIVOS	15
2.1	GERAL.....	15
2.2	ESPECÍFICOS.....	15
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
3.1	GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS.....	16
3.2	POLUIÇÃO DOS CORPOS D'ÁGUA.....	17
3.3	MODELAGEM MATEMÁTICA DE QUALIDADE DE ÁGUA.....	18
3.3.1	Modelo de qualidade de água de Streeter-Phelps	20
3.4	ANÁLISE DE INCERTEZA.....	23
3.4.1	Método de Monte Carlo	24
4	METODOLOGIA	29
4.1	Área de estudo.....	29
4.1.1	Ibatiba	33
4.1.2	Irupi	34
4.1.3	Iúna	34
4.1.4	Muniz Freire	35
4.2	Simulação de Streeter-Phelps.....	36
4.3	Simulação de Streeter-Phelps com incorporação de análise de incerteza...42	
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
5.1	Modelagem de qualidade de água com uso do modelo de Streeter-Phelps	45
5.2	Modelagem de qualidade de água com incorporação da análise de incerteza	46
5.2.1	Distribuição Uniforme	46
5.2.2	Distribuição Normal	52

6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	60
7	REFERÊNCIAS	62

1 INTRODUÇÃO

Segundo informações disponibilizadas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a população brasileira registrada em 2021 foi de cerca de 213 milhões de habitantes, e a projeção para 2050 é de cerca de 233 milhões. Esse aumento populacional e crescimento da sociedade impacta diretamente na demanda pelos recursos hídricos e na capacidade de autodepuração dos corpos d'água. A água é um insumo essencial à vida, às atividades industriais, agrícolas, para geração de energia e é um meio de transporte. Seu uso pode ser classificado como consuntivo (que consome água) e não consuntivo (não consome diretamente, mas depende da manutenção de condições naturais ou de operação da infraestrutura hídrica).

Por ser um recurso natural limitado, dotado de valor econômico e essencial para a vida, é de extrema importância que sua gestão seja adequada. Como a água é um bem de domínio público, o Governo Federal e os governos estaduais e distrital são os agentes responsáveis por regular o seu acesso e implementar instrumentos de gestão, promovendo o uso múltiplo e sustentável em benefício das atuais e futuras gerações. A gestão das águas é normatizada pela Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) – Lei nº 9.433/1997, que dispõe sobre conceitos, fundamentos, diretrizes, instrumentos de gestão e a estrutura de governança instituída para tal.

Dentre os instrumentos estabelecidos pela PNRH, tem-se o enquadramento dos corpos d'água em classes, cuja finalidade é assegurar aos cursos d'água qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas e diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas. Os principais instrumentos normativos associados ao enquadramento são a Lei 9.984/2000, Resolução CONAMA 357 (Brasil, 2005) e a Resolução CNRH 91/2008 (Ferreira et al., 2021). A Resolução CONAMA N° 357/2005 traz em seu Artigo 26 que:

Art. 26°. Os órgãos ambientais federal, estaduais e municipais, no âmbito de sua competência, deverão, por meio de norma específica ou no licenciamento da atividade ou empreendimento, estabelecer a carga poluidora máxima para o lançamento de substâncias passíveis de estarem presentes ou serem formadas nos processos produtivos, listadas ou não no art. 34, desta

Resolução, de modo a não comprometer as metas progressivas obrigatórias, intermediárias e final, estabelecidas pelo enquadramento para o corpo de água.

Neste contexto, a modelagem matemática de qualidade de água surge como uma ferramenta de auxílio para o enquadramento e para a gestão dos recursos hídricos, e como uma ferramenta de apoio à tomada de decisão. No Brasil, diversos modelos matemáticos têm sido utilizados como ferramenta no gerenciamento das bacias hidrográficas, dentre os mais usuais estão os modelos de Streeter-Phelps, QUAL2E, QUAL2K e QUAL-UFMG.

A poluição orgânica de um corpo d'água pode ser avaliada pelo decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido e/ou pela concentração de matéria orgânica em termos de concentração de oxigênio requerido para sua metabolização (BRAGA et al., 2005; RIBEIRO, 2006). Nesse sentido, Eiger (2003a) sugere que, dentre os constituintes mais relevantes em termos de avaliação do impacto na qualidade de água, destacam-se a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e o oxigênio dissolvido (OD).

Contudo, para que um modelo matemático de qualidade de água produza respostas satisfatórias, é necessário que os parâmetros que descrevem o sistema modelado sejam obtidos de forma apropriada. A definição destes parâmetros de forma confiável é uma tarefa complexa, que depende de coleta de dados, de ensaios de laboratório e de medições de campo, que podem ser fontes de imprecisões e incertezas. Como consequência, valores simulados por modelos podem apresentar diferentes graus de incerteza. Adicionalmente, os parâmetros determinados em certo momento podem não ser representativos do processo que ocorre durante um longo período de tempo (SALAS; SHIN, 1999).

Dessa forma, em função da variabilidade, aleatoriedade e incertezas associadas ao emprego de modelos matemáticos, o comportamento de dados de entrada e coeficientes de modelos de qualidade de água pode ser tratado como um processo estocástico, sujeito a análise de incertezas.

Vários métodos de análise de incertezas têm sido desenvolvidos e aplicados em Engenharia de Recursos Hídricos. Dentre os métodos mais amplamente utilizados está o Método de Monte Carlo (SALAS; SHIN, 1999), como ilustram os trabalhos de Lindenschmidt, Fleischbein e Baborowski (2007), Mannina e Viviani (2010), Jiang, Nan e Yang (2013), Holguin-Gonzalez et al. (2013) e Shojaei, Nazif e Kerachian (2015) e Menezes et al. (2016).

No Método de Monte Carlo, diferentes variáveis de entrada são aleatoriamente geradas em intervalos pré-estabelecidos, simulando-se os valores de saída correspondentes (CLEMEN; REILLY, 2013). Com esta técnica, todas as incertezas sobre os fatores de entrada podem ser consideradas simultaneamente ou individualmente (SAISANA et al., 2005). As respostas geradas são então analisadas estatisticamente para quantificação das incertezas.

O presente Projeto de Graduação tem como principal objetivo simular, com incorporação da análise de incerteza conduzida por meio do Método de Monte Carlo, o comportamento das concentrações de OD e DBO no rio Pardo, afluente do rio Itapemirim, principal curso d'água da porção sul do estado do Espírito Santo.

2 OBJETIVOS

2.1 GERAL

O objetivo geral desta pesquisa é conduzir a modelagem matemática das transformações de DBO e OD no rio Pardo com incorporação de Análise de Incerteza.

2.2 ESPECÍFICOS

Para a consecução do objetivo geral foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- Simular, a partir de modelo clássico e determinístico de qualidade de água, a variação espacial das concentrações de DBO e OD no rio Pardo;
- Simular a variação espacial das concentrações de DBO e OD no curso d'água a partir da incorporação de Análise de Incerteza com auxílio método de Monte Carlo;
- Avaliar a influência do número de simulações, quando da avaliação da variação espacial das concentrações de DBO e OD no curso d'água a partir da incorporação de Análise de Incerteza com auxílio método de Monte Carlo.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

O atual modelo de desenvolvimento socioeconômico, aliado ao crescimento populacional acelerado e a necessidade de atendimento às diversas atividades humanas, têm produzido um panorama complexo em relação à degradação dos recursos naturais, especialmente evidenciado nos aspectos qualitativos e quantitativos dos recursos hídricos; neste contexto, tem sido cada vez mais necessárias ferramentas que quantifiquem, direta ou indiretamente, os impactos ambientais, como passo inicial para a tomada de decisões que estejam direcionadas à manutenção e recuperação da qualidade dos sistemas hídricos (COSTA; TEIXEIRA, 2010).

A PNRH estabelece, como um de seus fundamentos, que a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas. Os vários usos da água possuem diferentes requisitos de qualidade. Para a preservação de comunidades aquáticas, por exemplo, é necessária a disponibilidade de água com certo nível de oxigênio dissolvido, temperatura, pH e nutrientes; já com relação à navegação, os requisitos de qualidade da água são bem menores. Portanto, os usos da água são condicionados pela sua qualidade (ANA, 2022).

No Brasil, os corpos d'água superficiais são extremamente afetados pelo despejo de efluentes domésticos e industriais e, de acordo com dados da ANA (2022), apenas 43% da população tem o esgoto coletado e tratado, 12% possuem solução individual, 18% o esgoto é coletado, mas não é tratado e 27% da população não possuem coleta e nem tratamento do esgoto. Isso significa que os rios brasileiros estão submetidos a um aporte de carga orgânica considerável.

A Resolução nº 357, editada pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) em 17 de março de 2005, estabelece, em seus Artigos 24 e 28, que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos d'água, após o devido tratamento, não podendo conferir ao curso d'água características em desacordo com as metas obrigatórias do seu enquadramento. Na referida Resolução, também é estabelecido que valores limites de DBO_{5,20} para as

águas doces de Classes 2 e 3 poderão ser ultrapassados, desde que estudos da capacidade de autodepuração do corpo receptor comprovem que as concentrações mínimas de OD previstas não serão desobedecidas, nas condições de vazão de referência, com exceção da zona de mistura. Na referida norma, é estabelecido que para cursos de água doce classe 2, o limite máximo de DBO é de 5 mg/L e para OD o limite mínimo é de 5 mg/L.

Com a edição da Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, a Resolução CONAMA nº 357 foi complementada.

Neste contexto de regulação, ganha relevância o uso de modelos matemáticos de qualidade de água como instrumentos tecnológicos capazes de avaliar os impactos gerados pelo lançamento de carga poluidora em um corpo d'água destacando-se, no atual nível de cobertura dos serviços de coleta e tratamento de esgoto, a avaliação da evolução espacial e temporal das concentrações de matéria orgânica (usualmente estimada a partir das concentrações de DBO) e do oxigênio dissolvido (CUNHA; FERREIRA, 2019).

3.2 POLUIÇÃO DOS CORPOS D'ÁGUA

No Brasil, a qualidade dos cursos d'água é recorrentemente afetada por fontes pontuais de poluição, como lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais, muitas vezes sem o tratamento adequado, além das fontes de poluição difusas decorrentes da drenagem de solos urbanos e agrícolas, atividades mineradoras e disposição inadequada de resíduos sólidos. A Tabela 1 indica as principais fontes de poluição, tanto pontuais quanto difusas, dos cursos hídricos brasileiros.

Tabela 1 - Principais poluentes da água e suas respectivas fontes.

Tipo de Poluente	Fontes Pontuais		Fontes Difusas	
	Esgoto Doméstico	Esgoto Industrial	Escoamento Agrícola	Escoamento Urbano
Material orgânico	X	X	X	X
Nutrientes	X	X	X	X
Organismos Patogênicos	X	X	X	X
Sólidos Suspensos/ Sedimentos	X	X	X	X
Sais	-	X	X	X
Materiais Tóxicos	-	X	-	X
Materiais Orgânicos Tóxicos	-	X	X	-
Temperatura	-	X	-	-

Fonte: Lima, 2001.

Os tipos de poluentes descritos na Tabela 1 afetam direta e significativamente a qualidade de água e, conseqüentemente a qualidade de vidas dos organismos vivos nos rios. A poluição orgânica de um corpo d'água pode ser avaliada pelo decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido e/ou pela concentração de matéria orgânica em termos de concentração de oxigênio requerido para sua metabolização (BRAGA et al., 2005). A qualidade de vida de um rio, por sua vez, pode ser expressa em termos de quantidade de oxigênio dissolvido no meio líquido e por sua capacidade em minimizar os teores de matéria orgânica por meio de processos naturais, físicos e bioquímicos (CALMON et al., 2016).

3.3 MODELAGEM MATEMÁTICA DE QUALIDADE DE ÁGUA

De acordo com Panagopoulos, Makropoulos e Mimikou (2012), os modelos matemáticos de qualidade da água consistem em ferramentas essenciais para a avaliação do impacto nos ecossistemas aquáticos e na gestão de recursos hídricos

em bacias hidrográficas. Os modelos permitem a compreensão e descrição do comportamento de sistemas, auxiliam na previsão de resultados de alterações introduzidas no sistema e dessa forma são muito úteis para auxílio nas tomadas de decisões no contexto da bacia hidrográfica.

Um corpo d'água que tenha recebido lançamentos de matéria orgânica biodegradável sofre um processo natural de recuperação denominado autodepuração, que é realizado por meio de processos físicos (diluição e sedimentação), químicos (oxidação) e bioquímicos (oxidação da matéria orgânica por organismos heterotróficos). À medida que a carga de poluentes é incrementada, ultrapassando sua capacidade de autodepuração, o corpo hídrico tende a tornar-se poluído e impróprio para determinados usos. Nesse contexto, a modelagem da qualidade possibilita uma abordagem holística sobre os principais processos e interações que se desenvolvem em um ecossistema aquático, além de prever suas reações a estímulos externos e estimar a sua capacidade de assimilação de efluentes. Com a utilização dessas ferramentas é possível antever os impactos decorrentes de inúmeros cenários, possibilitando fundamentar as decisões de gestão e manejo de bacias hidrográficas tomadas por seus responsáveis legais (GUEDES, 2009). Os modelos matemáticos são classificados segundo o transporte de massa, as condições de escoamento e características dos parâmetros de qualidade de água utilizados. Diferem entre si por esses níveis de complexidade, a depender dos objetivos, que refletem na estruturação a partir de variáveis e parâmetros relativos a cada um (VON SPERLING, 2007).

O modelo de qualidade de água simula as mudanças (trocas) de concentração considerando os processos químicos, físicos e biológicos. O entendimento e a descrição desses processos (ou reações) são importantes na construção do modelo; em sua maior parte, os processos que ocorrem em cursos d'água são modelados usando reações de primeira ordem ou de saturação (FRANZ et al., 2007).

A modelagem de qualidade da água tem como marco a elaboração de uma formulação matemática para modelagem de oxigênio dissolvido em corpos d'água – o modelo de Streeter-Phelps – originalmente apresentada em 1925. Para a conformação do balanço de oxigênio dissolvido em um curso d'água funcionando em regime

permanente e uniforme, o modelo de Streeter-Phelps relaciona o consumo de oxigênio para a conversão da matéria orgânica e a reaeração atmosférica. Constitui, portanto, um modelo simplificado por não considerar outros fatores que também interferem no balanço de oxigênio, como reações de nitrificação, fotossíntese ou demanda bentônica, por exemplo. A partir da estrutura conceitual do modelo de Streeter-Phelps outros modelos foram estabelecidos, expandindo a quantidade de processos considerados e de variáveis de qualidade de água modeladas (VON SPERLING, 2007).

No Brasil, o modelo de Streeter-Phelps é o mais utilizado quando se trata de simulação de variação espacial de oxigênio dissolvido, uma vez que é um modelo simples e apresenta significativa contribuição ao adequado gerenciamento dos recursos hídricos em países em desenvolvimento (VON SPERLING, 2007).

3.3.1 Modelo de qualidade de água de Streeter-Phelps

O modelo de Streeter-Phelps, desenvolvido inicialmente para o rio Ohio no Estados Unidos da América, é um dos modelos mais utilizados para a simulação de oxigênio dissolvido, uma vez que é um modelo que apresenta uma certa simplicidade conceitual e exige uma baixa quantidade de parâmetros de entrada, se comparado com outros modelos mais complexos. Von Sperling (2007) apresenta detalhadamente o modelo de Streeter-Phelps para as condições de lançamento pontual único, lançamentos múltiplos (esgotos ou tributários) e considera contribuições por drenagem direta ou por diluição difusa.

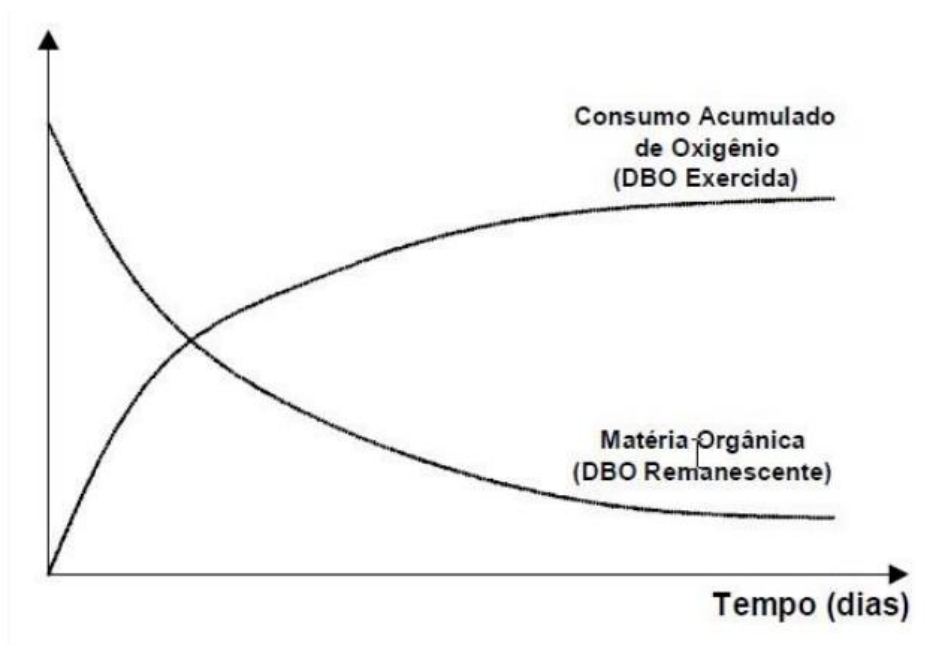
Para que se possa aplicar corretamente o modelo de Streeter-Phelps, torna-se necessário o conhecimento de alguns aspectos importantes, tais como a vazão do sistema estudado e da carga poluente, demanda bioquímica de oxigênio e oxigênio dissolvido do sistema estudado, demanda bioquímica de oxigênio do efluente, coeficiente de desoxigenação (K_1), coeficiente de decomposição da matéria orgânica no rio (K_d), coeficiente de reaeração (K_2), características do sistema estudado e temperatura da água (TELES; SILVEIRA, 2006).

A vazão do corpo hídrico influencia significativamente as características hidráulicas do rio, pois é importante no processo de dispersão e mistura das cargas poluidoras,

estando diretamente associada à capacidade de diluição dos lançamentos recebidos ao longo da bacia (MELO, 2006). Já a vazão de lançamento das cargas poluentes influenciará na determinação da concentração dos constituintes no corpo hídrico. A DBO é utilizada na modelagem por ser um dos parâmetros que melhor representa a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar a matéria orgânica carbonácea, presente numa amostra. Sua concentração é determinada por meio de processos bioquímicos, após um determinado período de tempo, sendo convencional o emprego da DBO padrão, DBO que corresponde ao consumo de oxigênio exercido durante os cinco primeiros dias, mantida a temperatura de 20°C (DBO_{5,20}). Já a Demanda Última de Oxigênio (DBO_u) representa a quantidade máxima de OD necessário para a completa assimilação de material carbonáceo numa dada parcela de água (MOLENAAR, 1988; JORDÃO; PESSOA, 2009). Com relação aos coeficientes cinéticos, os coeficientes K_1 e K_d representam a taxa de decomposição da matéria orgânica carbonácea, sendo a determinação do primeiro realizada em laboratório e, do segundo, a partir de observações em campo; já o coeficiente K_2 , que é a constante cinética que regula o processo de reaeração atmosférica, é estimada através de métodos estatísticos baseados, principalmente, na análise de regressão. É relevante observar que todos os coeficientes são influenciados pela temperatura do corpo hídrico, os fatores hidráulicos e a geometria do curso d'água (CALMON et al., 2016).

De forma a quantificar os impactos causados devido às fontes de poluição pontuais e difusas, a modelagem matemática de qualidade de água por meio do modelo de Streeter-Phelps tem como perspectiva analisar a forma como o consumo de oxigênio se comporta ao longo do tempo. Para tal, o modelo propõe utilizar a DBO para representar tanto a matéria orgânica quanto o consumo de oxigênio, sendo a DBO remanescente a concentração de matéria orgânica remanescente na massa líquida em um dado instante, e a DBO exercida o oxigênio consumido para estabilizar a matéria orgânica até este instante (VON SPERLING, 2007). A Figura 1 indica o comportamento da DBO remanescente e exercida ao longo do tempo.

Figura 1 – Progressão temporal da oxidação da matéria orgânica em um rio.



Fonte: Von Sperling (2007).

Por meio da Figura 1 é possível observar que, inicialmente, há a maior concentração de matéria orgânica (DBO remanescente) e, à medida que o tempo passa, a DBO remanescente diminui, o que implica no aumento do consumo acumulado de oxigênio (DBO exercida). Com o passar dos dias, a matéria orgânica é estabilizada, com o correspondente acúmulo de oxigênio consumido.

Diversos são os trabalhos que empregam o modelo de Streeter-Phelps, tanto para fins acadêmicos quanto para trabalhos práticos aplicados em empresas de estudos e monitoramentos ambientais e recursos hídricos.

Guedes (2009) desenvolveu um trabalho cujo foco foi contribuir, no âmbito da gestão dos recursos hídricos e ambientais, para o conhecimento da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do rio Pomba, utilizando modelos matemáticos como subsídio para a tomada de decisão nos processos de planejamento e gestão dos recursos hídricos. Os modelos de Streeter-Phelps, o QUAL-UFMG e o QUAL2Kw foram utilizados para avaliar a qualidade da água e a capacidade de autodepuração, em termos espaciais e temporais, no médio rio Pomba. A partir de seu trabalho, Guedes (2009) constatou que a utilização de modelos matemáticos na avaliação da qualidade da água e nos estudos de autodepuração em rios pode constituir importante

ferramenta no subsídio para a tomada de decisão nos processos de planejamento, monitoramento e gestão dos recursos hídricos.

Bezerra (2008), por sua vez, desenvolveu um programa usando Object Pascal e Matlab, para o modelo de Streeter-Phelps, no qual foram incorporadas condições de contorno que permitem a simulação dos perfis de OD e $DBO_{5,20}$ considerando várias entradas de efluentes ao longo do curso d'água e a correção para condições de anaerobiose. No trabalho desenvolvido também foi incorporada uma metodologia de calibração automática, baseada na minimização dos erros quadráticos entre as concentrações calculadas e observadas, para obtenção e escolha dos valores dos coeficientes de desoxigenação e reaeração. De acordo com o autor, para o teste do programa, foram feitas várias simulações: uma para testar o método de calibração automática e outras duas para testar as condições de contorno. Os resultados da pesquisa de Bezerra (2008) indicaram que, em todos os casos, o aplicativo executável poderá servir como ferramenta auxiliar no meio acadêmico, como recurso didático, em aulas de saneamento ambiental, e como ferramenta de gestão da qualidade das águas.

Melo (2006) desenvolveu um estudo que teve como objetivo realizar uma análise crítica dos critérios e modelos adotados para a outorga de lançamento de efluentes no Brasil, bem como buscar critérios adequados à realidade dos estados brasileiros, de modo a subsidiar as análises técnicas conduzidas pelos diversos órgãos gestores. De acordo com a autora, os resultados evidenciaram que o modelo de Streeter-Phelps deve ser utilizado para análise de outorga para lançamento, uma vez que leva em conta a capacidade de autodepuração e, dessa forma, aproxima-se da real condição do corpo d'água. Melo (2006) também concluiu que a escolha da vazão de referência, assim como o seu percentual máximo reservado para a diluição do efluente, deve ser precedida de uma análise adequada das condições climáticas e geomorfológicas da região de estudo considerada.

3.4 ANÁLISE DE INCERTEZA

Segundo Renard et al. (2010), a modelagem hidrológica [incluindo-se aqui a modelagem da qualidade de água] é afetada por 4 (quatro) fontes de incerteza, sendo elas: (1) incerteza de entrada, como os erros de amostragem e medição nas

estimativas de precipitação e vazão da bacia; (2) incerteza de saída, por exemplo, os erros de curva de classificação que afetam as estimativas de escoamento; (3) incerteza estrutural, que é decorrente da representação concentrada e simplificada de processos hidrológicos e (4) incerteza paramétrica, que reflete a incapacidade de especificar valores exatos dos parâmetros do modelo devido ao comprimento finito e incertezas nos dados de calibração, compreensão do processo imperfeito, aproximações do modelo, etc.

Diante do conhecimento insuficiente e da aleatoriedade natural, a incerteza torna-se uma parte inerente da modelagem de qualidade da água em bacias hidrográficas (BEVEN; BUYTAERT; SMITH, 2012). Existem diferentes técnicas para a realização da análise de incerteza e de sensibilidade de modelos. Uma delas é o Método de Monte Carlo, por meio do qual são consideradas aleatoriamente diferentes variáveis de entrada num intervalo pré-estabelecido, simulando os valores de saída correspondentes. Segundo Saisana et al.(2005), com o Método de Monte Carlo todas as incertezas sobre os fatores de entrada podem ser consideradas simultaneamente ou individualmente.

Conforme conclusões de Von Sperling (2007), a análise de incerteza utilizando como ferramenta o método de Monte Carlo é simples, robusta e eficaz, permitindo uma análise probabilística dos resultados do modelo e não uma simples avaliação de valores determinísticos isolados, sendo assim amplamente utilizada.

3.4.1 Método de Monte Carlo

Os métodos baseados na teoria da probabilidade para representação da incerteza são característicos de situações em que não é possível obter soluções analíticas para quantificar a incerteza associada a cada um dos componentes de um modelo de sistema ambiental (como entrada e saída, parâmetros e estrutura do modelo), que geralmente é de natureza não linear, ou a incerteza preditiva. Dentre as técnicas com tais atributos, as de grande aplicabilidade na modelagem hidrológica e hidráulica são as baseadas em experimentos de Monte Carlo (CAMACHO et al., 2015).

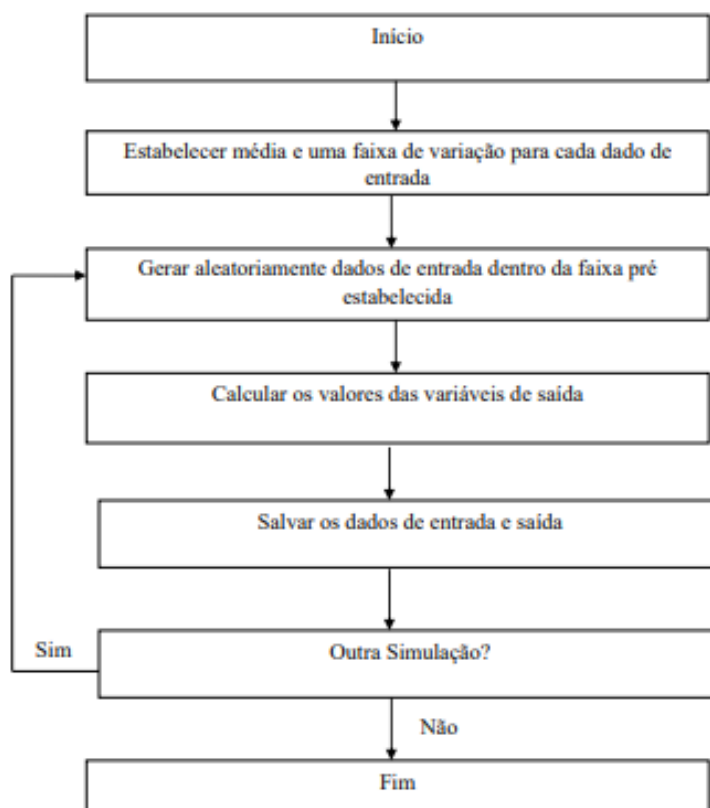
O método de Monte Carlo, ou simulações de Monte Carlo, é um conjunto de algoritmos cujo objetivo é utilizar a incerteza inerente a qualquer sistema para resolvê-lo através

de uma amostragem aleatória, de forma solucionar problemas aparentemente determinísticos de maneira estatística.

O funcionamento do método depende da distribuição de probabilidades adotada para o problema enfrentado, que irá determinar seu bom funcionamento ou não. As funções de probabilidade adotadas podem ser simples, como a distribuição uniforme, em que todos os coeficientes têm a mesma probabilidade de acontecer, ou complexas, em que as probabilidades variam de acordo com uma função pré-estabelecida, como a distribuição Normal, que geralmente aparece quando se estudam situações em que a variável de estudo é resultado de uma amostra de fatores independentes.

Na Figura 2 estão apresentadas as etapas para condução da modelagem matemática utilizando o método de Monte Carlo como ferramenta para análise de incerteza.

Figura 2 - Etapas para Condução da Análise de Incerteza com Auxílio do Método de Monte Carlo



Fonte: Von Sperling (2007).

A partir desta metodologia, podem ser formados diversos conjuntos de simulações e, ao final do processo, podem ser realizadas diversas análises estatísticas, sendo que a mais simples delas é reportar o percentual de simulações que conduziram ao atendimento de determinado padrão de qualidade (VON SPERLING, 2007).

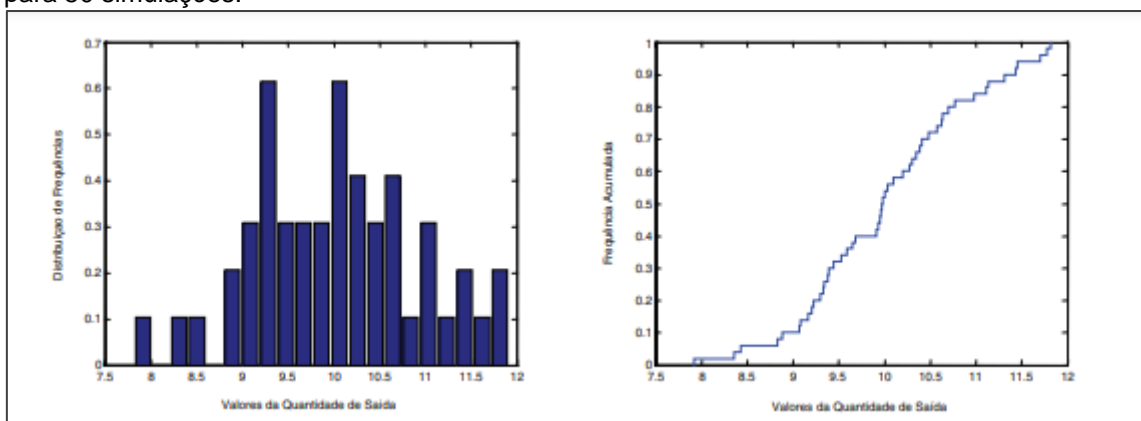
Por meio da análise de incerteza observa-se que as dúvidas persistirão; no entanto, os resultados da simulação se apresentarão não mais como um valor único determinístico, oriundo de uma única simulação, mas sim em termos probabilísticos, de forma que se incorpora a incerteza, inferindo assim uma probabilidade de que o padrão seja descumprido, fato que na simulação determinística ficava encoberto (VON SPERLING, 2007).

Von Sperling (2007) observa, adicionalmente, que quanto mais complexo e com maior número de variáveis o modelo, maior deve ser o número de simulações associadas ao emprego do método de Monte Carlo, de forma a aumentar a probabilidade de que todas as combinações entre as variáveis estejam ocorrendo. Isto reflete também na determinação do atendimento à legislação, já que com o maior número de simulações, pode-se ver a probabilidade de as variações dos resultados atenderem ou não a legislação.

Donatelli e Konrath (2005) ao empregarem o Método de Monte Carlo na avaliação de incertezas de medição, avaliaram a relevância da quantidade de simulações, descrevendo aspectos críticos a respeito da qualidade dos resultados, em particular, sobre o número de eventos de medição simulados. Segundo os autores, o número de medições possui forte influência no erro amostral esperado para as estimativas obtidas pelo Método, perspectiva avaliada a partir de dois conjuntos com quantidades substancialmente de simulações (conjuntos com 50 e 10.000 simulações). Utilizando a distribuição normal de probabilidade, Donatelli e Konrath (2005) chegaram aos resultados apresentados na Figura 3 e Figura 4, onde observaram que a distribuição de frequências acumuladas fica fortemente afetada com a redução do tamanho da amostra. Os autores afirmaram também que o fenômeno é similar quando se trata de uma variável originada da combinação matemática de várias variáveis aleatórias (entre outras, o valor do mensurando). Assim, o aumento do número de simulações

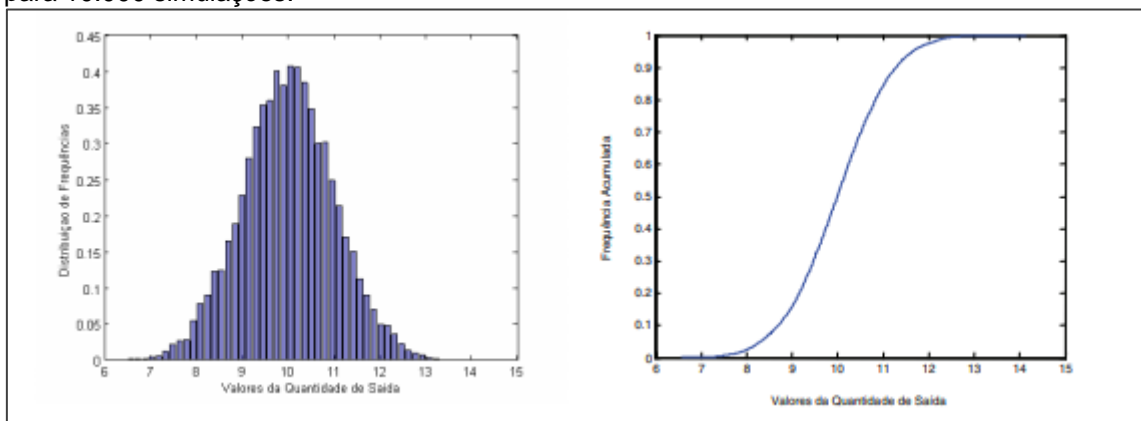
produz uma diminuição do ruído amostral, resultando em estimativas mais confiáveis do valor mensurado e da incerteza de medição associada.

Figura 3 - Distribuições empíricas obtidas por geração de números aleatórios com distribuição normal para 50 simulações.



Fonte: Donatelli e Konrath (2005).

Figura 4 - Distribuições empíricas obtidas por geração de números aleatórios com distribuição normal para 10.000 simulações.



Fonte: Donatelli e Konrath (2005).

De acordo com estudos de Carvalho (2017), a base do método Monte Carlo é a utilização de funções de probabilidade obtidas a partir da teoria apropriada. Assim, para se conduzir a aplicação do Método Monte Carlo, os principais componentes de uma simulação são:

- a) Função densidade de probabilidade;
- b) Um Gerador de números aleatórios;

- c) Amostragem dos dados a serem simulados;
- d) Contagem dos dados: os resultados de interesse são armazenados;
- e) Estimativa de erro: uma estimativa de erro estatístico como função do número de testes pode ser avaliada;
- f) Paralelismo e vetorização: algoritmos que permitem que o método Monte Carlo seja implementado com mais eficiência e rapidez podem ser avaliados.

Ainda de acordo com Carvalho (2017), o sucesso nos resultados pela simulação por meio do Método Monte Carlo dependerá de alguns fatores, tais como:

- a) o modelo matemático escolhido tem que ser adequado para o problema;
- b) um bom Gerador dos números pseudo-aleatórios;
- c) as variáveis de entrada com boa caracterização;
- d) quantidade de simulações feitas para a análise final;
- e) um intervalo de abrangência com o máximo de confiança.

Diversos são os autores que utilizam o Método de Monte Carlo como ferramenta de auxílio para o gerenciamento de recursos hídricos.

Menezes et al. (2016) realizaram a análise de incertezas sobre a modelagem matemática de qualidade da água da bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho, em Minas Gerais, utilizando o modelo de Streeter-Phelps. Os autores identificaram as variáveis de entrada que afetam diretamente a incerteza dos resultados de saída do modelo de simulação, de forma que realizaram uma análise de sensibilidade a partir da utilização de um método estocástico sobre um modelo determinístico de simulação da autodepuração de curso de água em uma bacia hidrográfica urbana. Neste contexto, utilizaram o método de análise Monte Carlo e os resultados foram então interpretados com relação ao atendimento dos padrões de qualidade de águas regulamentados pela legislação vigente. Dessa forma, foi verificado que as variáveis de entrada mais afetadas do modelo foram a concentração de OD e o coeficiente de

reaeração. De acordo com os autores, o uso do método estocástico para a análise de incertezas se mostrou fundamental na verificação de quais parâmetros demandam maior cuidado na sua determinação para que as respostas do modelo de simulação da autodepuração não sofram grandes variações nas respostas, quando comparadas com os dados monitorados.

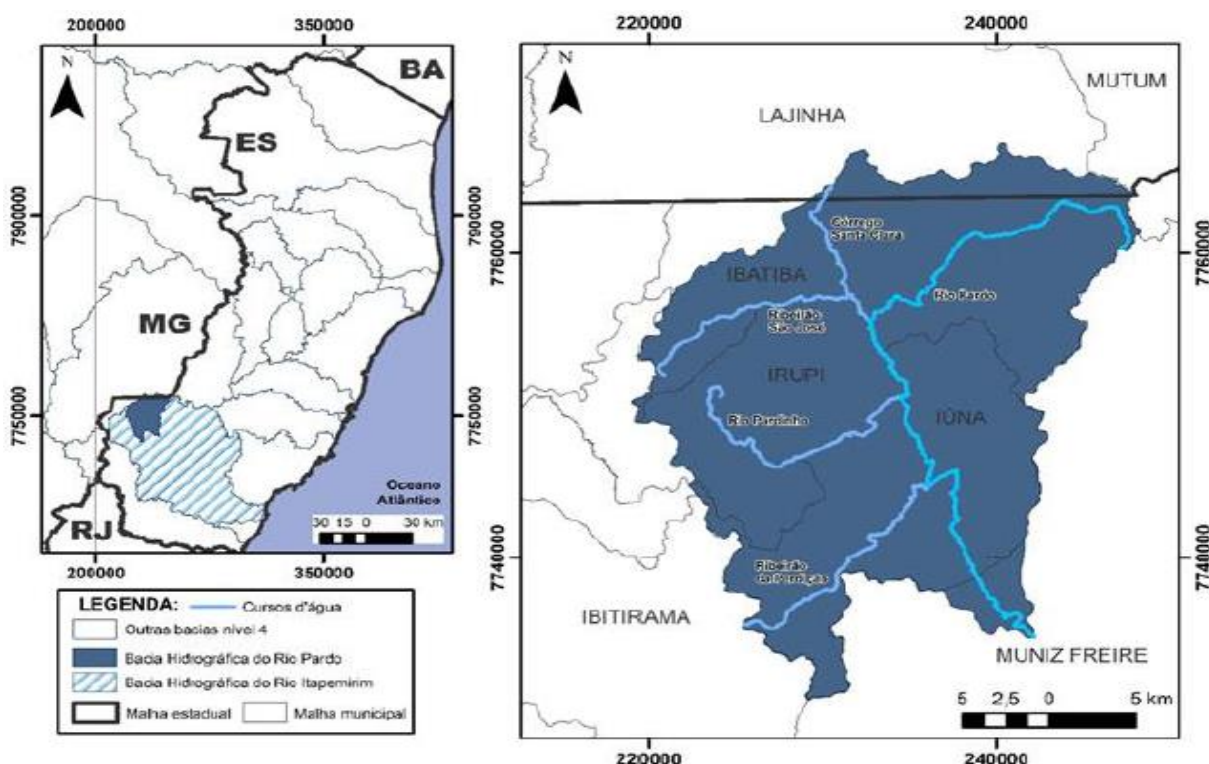
Fortunato et al. (2020) simularam transformações dos compostos de nitrogênio em rios com incorporação da análise de incerteza conduzida pelo Método de Monte Carlo em um trecho do Rio Piracicaba, afluente do Rio Doce em território mineiro. Os autores aplicaram análise de incerteza envolvendo gerações aleatórias de variáveis hidrodinâmicas, condições iniciais de qualidade de água e constantes cinéticas. De acordo com os autores, as gerações aleatórias das constantes cinéticas que regularam o decaimento do nitrogênio amoniacal e do nitrito, considerando coeficientes de variação iguais ou superiores a 50%, produziram alterações relevantes nos valores e formas dos histogramas de frequência das concentrações máximas de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. Em determinadas simulações, foi também observada a inibição da produção das formas mais oxidadas de nitrogênio.

4 METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

O curso d'água que constituiu o objeto de estudo do presente trabalho foi o rio Pardo. A bacia hidrográfica do rio Pardo possui uma área de 611 km², está inserida na área de drenagem da bacia hidrográfica do rio Itapemirim (Figura 5), apresenta uma altitude que varia de 0 a 1.580 m e perímetro de 114 Km. Abrange, total ou parcialmente, os municípios de Ibatiba, Irupi, Iúna e Muniz Freire. Em Minas Gerais abrange apenas parte do município de Lajinha. A nascente do rio Pardo, principal curso d'água da bacia e objeto central de avaliação, está localizada no município de Ibatiba e o curso d'água principal possui 57,9 quilômetros de extensão até a foz (CALMON et al., 2016).

Figura 5 - Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim.

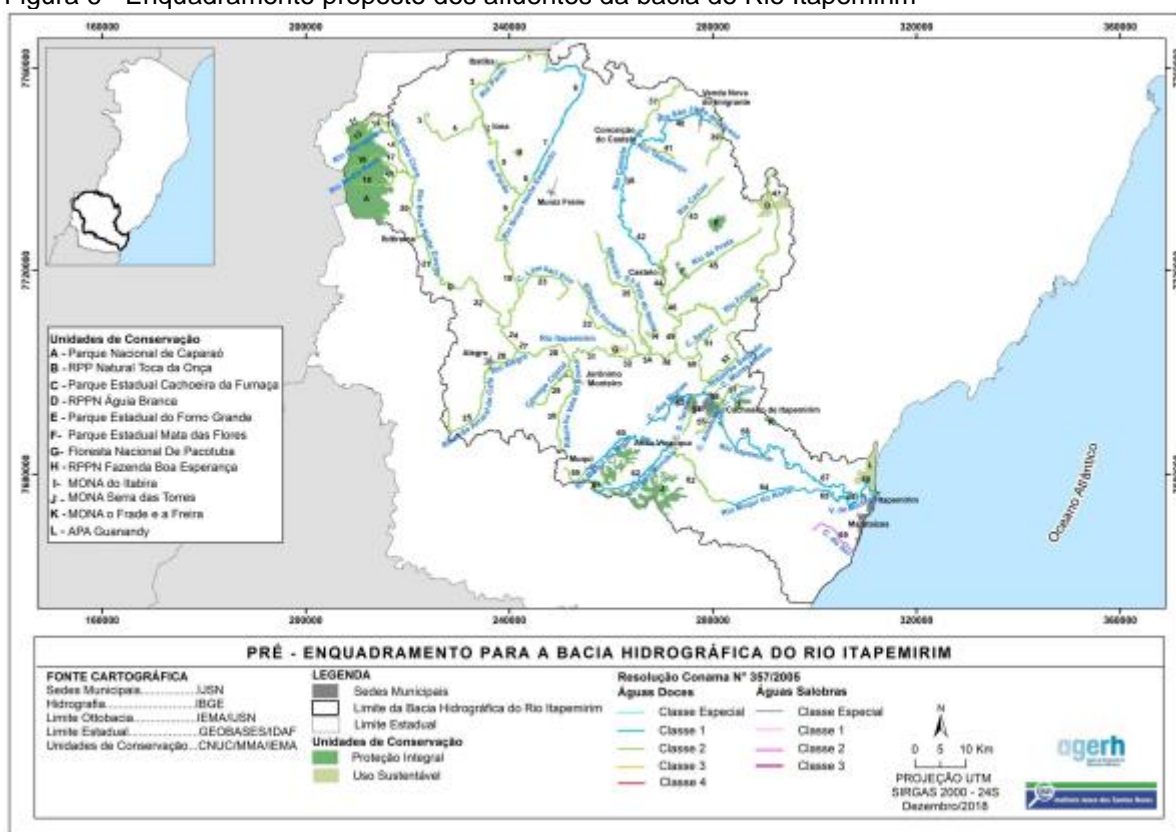


Fonte: Calmon et al.(2016).

Três tributários principais (Ribeirão São José, Rio Pardinho e Ribeirão da Perdição) e dois lançamentos de efluentes diretos referentes aos municípios de Ibatiba e Iúna compõem o Rio Pardo. O Rio Pardinho, por sua vez, recebe os esgotos gerados no núcleo urbano do município de Irupi, de forma que para o presente trabalho, os valores referentes aos parâmetros de qualidade de água do Rio Pardinho foram obtidos já considerando a diluição do efluente de Irupi. Já o Ribeirão Perdição recebe os esgotos gerados nas localidades de Santíssima Trindade e Nossa Senhora das Graças, de forma que se fez necessário, assim como para o Rio Pardinho, obter os valores de parâmetros de qualidade de água considerando a diluição dos referidos efluentes. Em função da ausência de informações consistentes sobre os sistemas de coleta de tratamento de esgotos nos municípios da área de estudo ou da precariedade do funcionamento dos sistemas existentes, assumiu-se que todo o esgoto gerado nos municípios da área de estudo é disposto *in natura* nos corpos d'água.

De acordo com um estudo realizado para elaboração do Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim (2019), o Rio Pardo pode ser enquadrado como corpo hídrico de água doce Classe 2, conforme indicado na Figura 6.

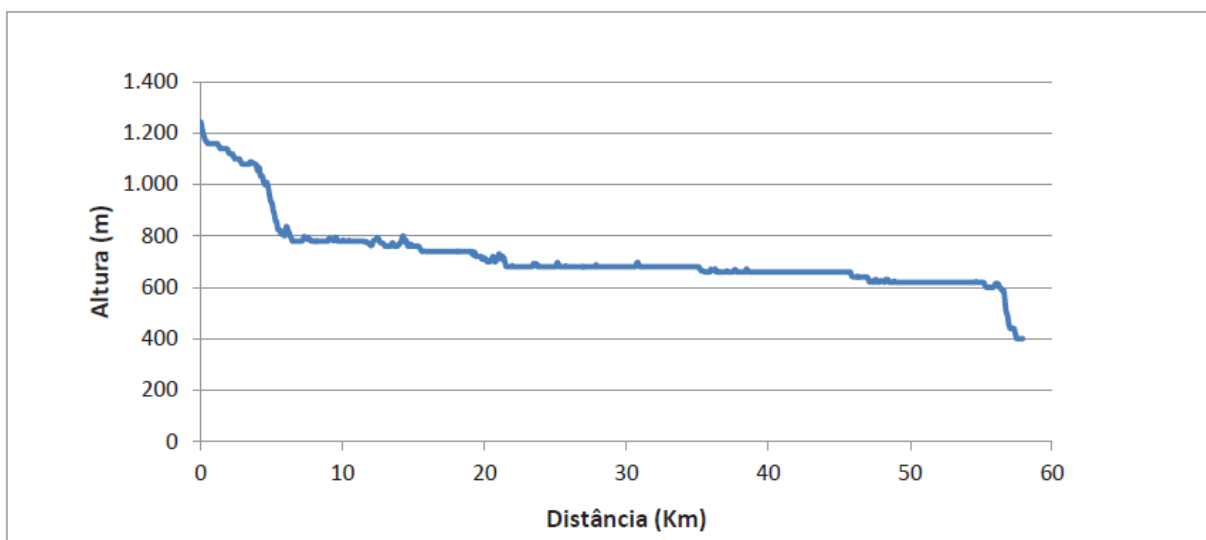
Figura 6 - Enquadramento proposto dos afluentes da bacia do Rio Itapemirim



Fonte: AGERH (2019)

O perfil longitudinal do Rio, desenvolvido por Calmon (2015) e apresentado na Figura 7, foi gerado a partir de dados de elevação da região (carta hipsométrica). Parâmetros fisiográficos apropriados para a região de estudo, como área, perímetro, variação média de altitude e declividade estão apresentados na Tabela 2

Figura 7 - Perfil longitudinal do Rio Pardo.



Fonte: Calmon (2015).

Tabela 2 - Parâmetros fisiográficos da bacia do Rio Pardo.

Parâmetros da bacia hidrográfica do Rio Pardo		Valor	Unidade
Área da bacia		611	Km ²
Comprimento do rio principal		57,9	Km
Declividade média da bacia		30,2	%
Declividade média do rio principal		0,038	m/m
Altitude máxima do rio principal		1243,9	m
Altitude média	Área drenagem do rio Pardo	846,4	m
	Área de drenagem do ribeirão São José	843,7	m
	Área de drenagem do rio Pardinho	802,4	m
	Área de drenagem do ribeirão da Perdição	811,8	m

Fonte: Adaptado de Calmon (2015).

O clima da região, bem como o uso e ocupação do solo, tem influência direta na disponibilidade hídrica e nas características que os rios apresentam, de forma que influenciam diretamente na capacidade de autodepuração. A ocorrência de chuvas influencia no volume e vazão dos rios; a temperatura, por sua vez, tem impacto direto nas reações químicas e microbiológicas que ocorrem nos corpos d'água e, conseqüentemente, na capacidade de autodepuração dos mesmos. A depender do uso do solo, o aumento na carga orgânica de um determinado corpo hídrico pode ocorrer por fontes pontuais, como lançamento de esgotos domésticos e industriais, e

também por fontes distribuídas, no caso de regiões predominantemente rurais, onde os maiores impactos são decorrentes do carreamento de fertilizantes utilizados em solo para agricultura e do incremento de vazões e cargas orgânicas oriundas dos esgotos produzidos pela população rural. A sumária caracterização dos municípios e distritos que estão incluídos na área da bacia hidrográfica do Rio Pardo é apresentada nas seções subsequentes.

4.1.1 Ibatiba

Segundo informações do IBGE, em 2010 a cidade de Ibatiba apresentava 22.346 habitantes, sendo a população urbana 13.363 e rural 8.983. A estimativa para 2022 é de 28.087 habitantes, com uma população urbana de 16.796 e população rural de 11.291 (PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO, 2018).

As atividades econômicas do município de Ibatiba concentram-se em seu setor agropecuário, sendo que as principais atividades rurais agrícolas e não agrícolas são: cultivo de café arábica, milho, feijão, bovinocultura de leite e bovinocultura de corte, agroindústria e turismo rural. O município tem na agropecuária a sua principal atividade, que é responsável por mais de 53% dos postos de trabalho (PROATER, 2020).

O município possui diversas nascentes bem distribuídas em seu território, dando origem a vários mananciais, dentre os quais se encontram o rio Pardo (principal curso d'água da bacia e objeto de estudo do presente projeto de graduação), além de cursos d'água menores como o rio São José, ribeirão Santa Clara, córrego Santa Maria, córrego dos Rodrigues, córrego Perdido e córrego Criciúma. Em função do relevo da região e a riqueza de mananciais, o local apresenta forte potencial para exploração de quedas d'água por usinas hidroelétricas de pequeno porte.

Ainda com relação aos recursos hídricos regionais, de acordo com CESAN (2017), os principais fatores de degradação dos rios no local são as altas cargas de esgotos domésticos e industriais, além do lançamento de lixo e resíduos, efluentes e resíduos de atividades agropecuárias, processos erosivos, aterros e drenagem de alagadiços e lagoas marginais (região estuarina), ocupação de margens de rios e lagoas, retirada de matas marginais e extração de areia.

4.1.2 Irupi

De acordo com o IBGE a população de Irupi em 2010 era de 11.273 habitantes, com uma estimativa de 13.672 habitantes para 2021.

Assim como em Ibatiba, as atividades econômicas do município de Irupi concentram-se em seu setor agropecuário, sendo que as principais atividades rurais são o cultivo de: café arábica, milho, feijão, banana, cana, mandioca e tomate (PROATER, 2020). A estrutura econômica municipal demonstra também participação expressiva do setor de Serviços, que responde por 55,98% do PIB municipal. Cabe destacar o setor secundário ou industrial, cuja participação no PIB é de 7,71%.

Com relação aos recursos hídricos, o município de Irupi abarca o ribeirão São José do Sacuí e porções dos rios Pardo e Pardinho e os córregos Recreio Esquerdo e Santa Rosa.

Segundo informações do Plano Municipal de Saneamento Básico de Irupi (2015), o município conta com rede coletora de esgoto que atende a 90,3% da população urbana, implantado pela Prefeitura Municipal. O sistema existente possui 4.087 m de rede coletora, 03 (três) estações elevatórias e 03 (três) estações de tratamento de esgoto (ETEs), compostas por Fossa Séptica e Filtros. No entanto, partes das redes estão entupidas ou com baixa declividade, o que dificulta que o esgoto chegue ao tratamento, indicando assim que as unidades existentes estão funcionando precariamente e que parte do esgoto está sendo lançado *in natura* no Rio Pardinho. Neste contexto, buscando abordagem conservadora do ponto de vista ambiental, assumiu-se que todo o esgoto do município é lançado *in natura* no Rio Pardinho.

4.1.3 Lúna

De acordo com o IBGE, a população de Lúna no último censo era de 27.328 habitantes em 2010, com um percentual de 57,6% da população urbana. As estimativas para 2021 era de 29.417 habitantes, com aumento populacional no município de forma predominantemente urbana. No distrito de Nossa Senhora das Graças, em 2010 a população urbana era de 547 habitantes, enquanto que a população rural era de 1.688 habitantes. Já no distrito de Santíssima Trindade, a população urbana era de 275

habitantes e na zona rural de 2.258 habitantes. Dessa forma, observa-se que na sede de Lúna há uma predominância de população urbana, enquanto que nos distritos, a maior parcela corresponde a população rural.

Com relação à hidrografia da região, o município de Lúna abrange partes dos rios Pardo e Pardinho.

As atividades econômicas do município de Lúna concentram-se no setor agropecuário, sendo que as principais atividades rurais agrícolas e não agrícolas são o cultivo do café, pecuária, silvicultura e fruticultura, culturas alimentares e tradicionais (feijão, milho, mandioca e cana-de-açúcar), agroindústria e turismo (PROATER, 2020). De acordo com o Plano Municipal de Saneamento Básico de Lúna (2015), o setor agrícola contribui, isoladamente, com 29,4% do PIB do Município; no entanto, essa contribuição torna-se mais significativa pelos reflexos diretos nos outros setores da economia municipal, quando se observa que existe uma rede de relações e interações sociais e comerciais que a cadeia dos produtos da agropecuária representa para o município.

4.1.4 Muniz Freire

De acordo com o IBGE, a população de Muniz Freire em 2010 era de 18.397 habitantes, sendo 47,13% população urbana. De acordo com estimativas para 2021, a população do município era de 17.176 habitantes.

Com relação aos recursos hídricos da região, o município está totalmente inserido na bacia hidrográfica do Rio Itapemirim. A nível de sub-bacia ou interbacia, é cortado pelas interbacias do Rio Pardinho, objeto de estudo do presente trabalho, e o Córrego Lambari Frio e pelas sub-bacias do Rio Braço Norte Esquerdo e do Rio Castelo, que não foram considerados nas simulações de qualidade de água da presente pesquisa.

As atividades econômicas de Muniz Freire concentram-se em atividades agropecuárias, com 58,35% da população do município ocupada em atividades deste ramo.

De acordo com informações disponibilizadas pelo Plano Municipal de Saneamento Básico de Muniz Freire (2017), o município e a Cesan firmaram contrato de concessão

para exploração de dos serviços de coleta, transporte, tratamento e disposição de esgotos sanitários na Sede e em quaisquer localidades situadas em sua área territorial que apresentem viabilidade técnica e econômica, com validade indeterminada. No entanto, ainda se verifica a existência de lançamentos diretos das residências em mananciais e em galerias de águas pluviais. Neste contexto, em função da ausência de informações complementares sobre o nível de tratamento e a qualidade de operação dos sistemas de coleta e tratamento de efluentes, para o presente trabalho considerou-se que 100% dos efluentes gerados no município são descartados diretamente nos cursos d'água.

4.2 Simulação de Streeter-Phelps

Para a simulação das variações espaciais das concentrações de OD e DBO foram empregadas equações diferenciais ordinárias de primeira ordem, envolvendo os processos de desoxigenação associada a oxidação da matéria orgânica e reaeração atmosférica. Além dos aportes pontuais dos efluentes associados aos núcleos urbanos da bacia, as simulações de qualidade de água também consideraram o aporte difuso de vazão.

As simulações de qualidade de água assumiram o fluxo pistão como modelo hidráulico e a descrição das concentrações de OD e DBO ocorreu por meio de soluções analíticas das referidas equações diferenciais, reproduzindo-se as representações conceituais e funcionais estabelecidas pelo modelo clássico de Streeter-Phelps. A simulação foi realizada para cada trecho do rio principal, de quilômetro em quilômetro.

A desoxigenação ao longo do tempo no meio aquático ocorre devido à metabolização bioquímica da matéria orgânica. Desta forma, pode ser expressa por meio do decaimento da DBO, que é representado por uma reação cinética de primeira ordem (EPA, 1985). A equação (1) representa o decaimento da DBO.

$$\frac{dL}{dt} = -k_d \cdot L \quad (1)$$

Na equação (1):

- L = DBO última (mg/L);

- k_d = coeficiente de decomposição da matéria orgânica no rio (1/dia);
- t = tempo (dias).

A equação (1) pode ser integrada num intervalo de tempo entre $t = 0$ e um tempo qualquer t , de forma a obter a equação (2):

$$L = L_0 \cdot e^{-k_d \cdot t} \quad (2)$$

Na última expressão, L_0 representa a concentração de DBO remanescente para $t = 0$ (mg/L), também conhecido como DBO última (DBO_u).

Vale destacar que os cálculos utilizados para modelagem de OD tomam como base a demanda última de oxigênio, sendo necessário a conversão da $DBO_{5,20}$ para DBO_u , que é realizada por meio do fator de conversão f_c , obtido com auxílio da equação (3):

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

Na equação (3):

- f_c = constante para transformação de DBO_5 em DBO_u ;
- K_1 = coeficiente de desoxigenação.

A temperatura tem grande influência nas taxas de conversão da matéria orgânica, uma vez que é um fator limitante e determinante para o metabolismo microbiano. Dessa forma, estabeleceu-se uma relação entre a temperatura e a taxa de desoxigenação, conforme equação (4).

$$K_{(1,d)_T} = K_{(1,d)_{20}} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (4)$$

Na última expressão:

- $K_{(1,d)_T} = K_1$ ou K_d a uma temperatura T (1/dia);
- $K_{(1,d)_{20}} = K_1$ ou K_d a uma temperatura $T = 20^\circ\text{C}$ (1/dia);
- T = temperatura do líquido ($^\circ\text{C}$);
- θ = coeficiente de temperatura (-).

Com relação à cinética de reaeração, o comportamento também pode ser descrito por meio de uma reação de primeira ordem, conforme indicado na equação (5).

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 \cdot D \quad (5)$$

Na equação (5):

- D = déficit de oxigênio dissolvido;
- t = tempo (d);
- K_2 = coeficiente de reaeração (1/dia).

O déficit de oxigênio dissolvido pode ser expresso pela diferença entre a concentração de saturação (C_S) e a concentração de OD em um tempo t (C) (VON SPERLING, 2007). Dessa forma, integrando-se a equação 5 e substituindo-se D, tem-se:

$$C = C_S - \left\{ \left[\left(\frac{k_d \cdot L_0}{K_2 - K_d} \right) \cdot (e^{-K_d \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}) \right] + (C_S - C_0 \cdot f_c) \cdot (e^{-K_2 \cdot t}) \right\} \quad (6)$$

Os valores de L_0 na equação (1) e de C_0 na equação (6) podem ser obtidos através das equações (7) e (8), respectivamente.

$$L_0 = f_c \cdot \frac{Q_r \cdot \text{DBO}_r + Q_e \cdot \text{DBO}_e}{Q_e + Q_r} \quad (7)$$

$$C_0 = \frac{Q_r \cdot \text{OD}_r + Q_e \cdot \text{OD}_e}{Q_e + Q_r} \quad (8)$$

A curva de OD apresenta um ponto no qual a concentração de oxigênio atinge o valor mínimo, ou seja, o tempo crítico que corresponde à concentração crítica de oxigênio. Esse ponto é fundamental pois é através da concentração crítica que se estabelece a necessidade ou não do tratamento de esgoto (VON SPERLING, 2007).

A concentração crítica, ou mínima, de oxigênio C_c a jusante do lançamento do efluente é obtida por meio da equação (9).

$$C_c = C_S - \left[\frac{K_1}{K_2} \cdot L_0 \cdot e^{-K_1 \cdot t_c} \right] \quad (9)$$

Na última expressão t_c representa o tempo crítico, tempo entre o lançamento do efluente e a ocorrência de concentração mínima de OD. O t_c , por sua vez, é fornecido com auxílio da equação (12).

$$t_c = \frac{1}{K_2 - K_d} \cdot \ln \left\{ \frac{K_2}{K_d} \left[1 - \frac{D_0(K_2 - K_d)}{L_0 \cdot K_d} \right] \right\} \quad (10)$$

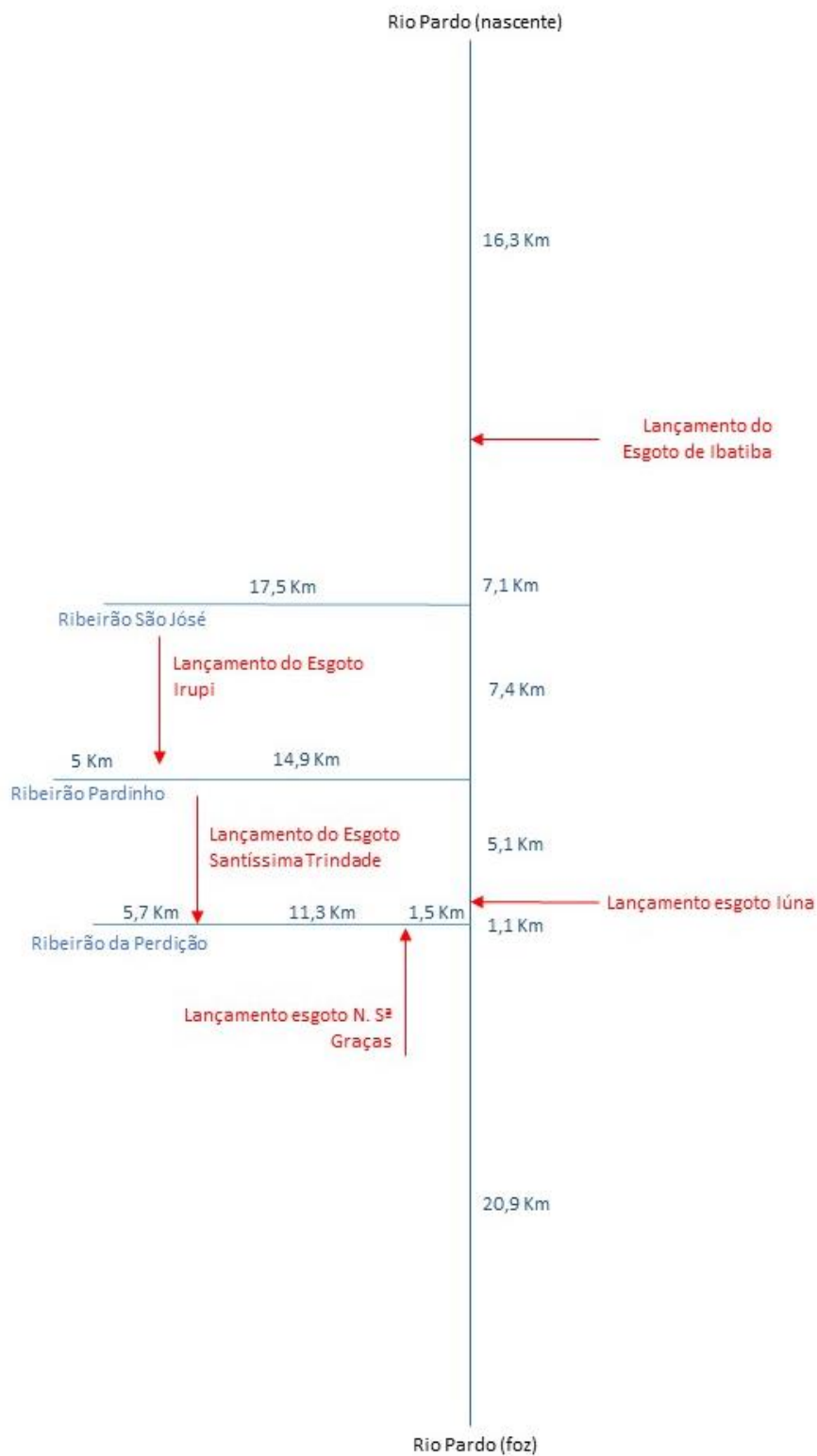
Na equação (10)

- K_2 = coeficiente de reaeração (1/dia);
- K_d = coeficiente de decomposição da matéria orgânica no rio (1/dia);
- D_0 = déficit inicial de oxigênio (mg/L);
- L_0 = concentração de DBO remanescente para $t=0$ (mg/L).

Dessa forma, para utilização do modelo de Streeter-Phelps descrito por Von Sperling (2007), foram obtidas informações a partir do trabalho realizado por Calmon (2015), no qual foram reunidas informações referentes à vazão mínima de referência e condições iniciais de qualidade do rio Pardo e seus principais tributários, vazões de efluentes produzidas pelos diferentes núcleos populacionais, concentração de saturação de oxigênio dissolvido, constante cinéticas e relações funcionais entre vazão, velocidade e profundidade no curso d'água obtidas a partir de medições de descarga da estação fluviométrica Terra Corrida - Montante.

O trecho da bacia simulado apresenta uma extensão de 57,9 Km, sendo caracterizado pela contribuição de fontes pontuais e distribuídas. As fontes pontuais foram constituídas pelos tributários do rio Pardo (ribeirão São José, rio Pardinho e ribeirão da Perdição, com extensões, respectivamente, de 17,5 Km, 19,9 Km e 18,5 Km) e os efluentes domésticos de 02 (dois) núcleos urbanos situados na bacia do rio Pardo (Ibatiba e Lúna), ressaltando aqui que os efluentes de Irupi, Santíssima Trindade e de Nossa Senhora das Graças não foram considerados diretamente na modelagem do presente trabalho, uma vez que deságuam em tributários e não no rio principal, objeto de estudo do presente trabalho. As fontes distribuídas foram compostas pelas vazões incrementais e cargas de $DBO_{5,20}$ decorrentes dos esgotos produzidos pela população rural situada na bacia do rio Pardo. O diagrama unifilar do trecho do rio Pardo objeto de simulação é apresentado por meio da Figura 8.

Figura 8 - Diagrama unifilar da bacia do Rio Pardo.



Fonte: Adaptado de Calmon (2015).

Ainda de acordo com informações reunidas por Calmon (2015), para o presente trabalho foi adotado o valor de 400 mg/l para a concentração de DBO_{5,20} no esgoto doméstico bruto, valor correspondente ao limite superior da faixa de concentração de DBO_{5,20} característica de esgoto doméstico bruto. O valor assumido para a concentração de saturação de oxigênio foi de 8,11 mg/L, estimado por meio da fórmula proposta por Popel (1979) a partir dos valores médios de altitude e temperatura na bacia. O valor de altitude média da bacia do rio Pardo foi estimado em 846,36 metros. O valor médio adotado para a temperatura foi de 20,6°C, obtido por meio de média dos valores de temperatura apresentados em relatório produzido pela Companhia Espírito Santense de Saneamento (CESAN) reunidos por Calmon (2015).

A Tabela 3 e Tabela 4 resumizam as informações hidrológicas e de qualidade de água iniciais empregadas para a condução do presente trabalho. Os valores reunidos nas referidas tabelas indicam os valores que seriam empregados numa simulação determinística da qualidade de água e no entorno dos quais são aleatoriamente gerados os valores empregados na condução da análise de incerteza.

Tabela 3 - Valores iniciais de vazões e condições de qualidade de água para a área de estudo.

Corpo d'água ou afluente	Vazão (m³/s)	DBO (mg/L)	OD (mg/L)
Rio Pardo*	0,5719	2,00	7,68
Ribeirão São José	0,6180	2,00	7,68
Rio Pardinho	0,7077	9,90	6,29
Ribeirão Perdição	0,6540	2,50	7,61
Esgoto bruto do município de Ibatiba	0,0250	400,00	0,00
Esgoto bruto do município de Lúna	0,0200	400,00	0,00
Aporte difuso	0,0353	2,00	7,50

*Nota: Valores associados a seção imediatamente à montante da disposição final dos esgotos da cidade de Ibatiba

Fonte: Calmon (2015).

Tabela 4 - Valores iniciais de constantes cinéticas, temperatura e concentração de saturação de OD para a área de estudo

Variável	Valor
Coeficiente de decomposição (K_d , 20°C, dia ⁻¹)	0,75
Coeficiente de reaeração (K_2 , 20°C, dia ⁻¹)	3,52
Temperatura (°C)	20,60
Concentração de saturação de OD (mg.L ⁻¹)	8,11

Fonte: Calmon (2015).

4.3 Simulação de Streeter-Phelps com incorporação de análise de incerteza

A presente pesquisa envolveu a análise de incerteza com o Método de Monte Carlo utilizando tanto a aplicação da distribuição Uniforme, quanto a partir do emprego da distribuição Normal, foram gerados inicialmente 1.000 (mil) perfis de concentração para OD e DBO e, posteriormente, foram gerados 5.000 (cinco mil) perfis de concentração dos referidos parâmetros de qualidade. Os dois conjuntos de perfis foram produzidos a partir dos valores médios de condições de qualidade, variáveis hidrodinâmicas e constantes cinéticas originalmente empregados por Calmon (2015). Após a realização dos dois conjuntos de simulações, foi possível obter histogramas de frequência para as concentrações máximas e mínimas de DBO e de OD, de forma a se fornecer um elemento gráfico que permitiu associar frequência de ocorrência aos valores extremos das variáveis modeladas e comparar os resultados obtidos para ambos os conjuntos de simulações.

A geração de valores segundo a distribuição uniforme dentro da faixa previamente especificada foi realizada conforme indicada na equação (11).

$$\text{Valor} = \text{Valor mínimo} + \text{Aleatório} () * (\text{Valor máximo} - \text{Valor mínimo}) \quad (11)$$

A faixa de variação dos valores pode ser explicitada através de uma variação percentual em torno do valor médio, conforme indicam as equações (12) e (13).

$$\text{Valor mínimo} = \text{Média} * (1 - \text{Percentual de variação} / 100) \quad (12)$$

$$\text{Valor máximo} = \text{Média} * (1 + \text{Percentual de variação} / 100) \quad (13)$$

Nas três últimas expressões:

- Valor: novo valor para o dado de entrada ou coeficiente do modelo, a ser usado em cada simulação;
- Valor mínimo: valor mínimo da faixa de valores para cada dado de entrada ou coeficiente do modelo;
- Valor máximo: valor máximo da faixa de valores para cada dado de entrada ou coeficiente do modelo;
- Aleatório: número aleatório gerado segundo uma distribuição Uniforme, com valor variando de 0 a 1;
- Valor médio: valor médio dos dados de entrada;
- Percentual de variação: percentual de variação em torno da média.

Para a geração aleatória das constantes cinéticas assumiu-se um percentual de variação de 20%, conforme sugerido por Fortunato et al. (2020). Para as variáveis Vazão, DBO, OD, OD de Saturação e Temperatura do rio e do efluente, o percentual de variação adotado foi de 5%, conforme sugerido por Von Sperling (2007).

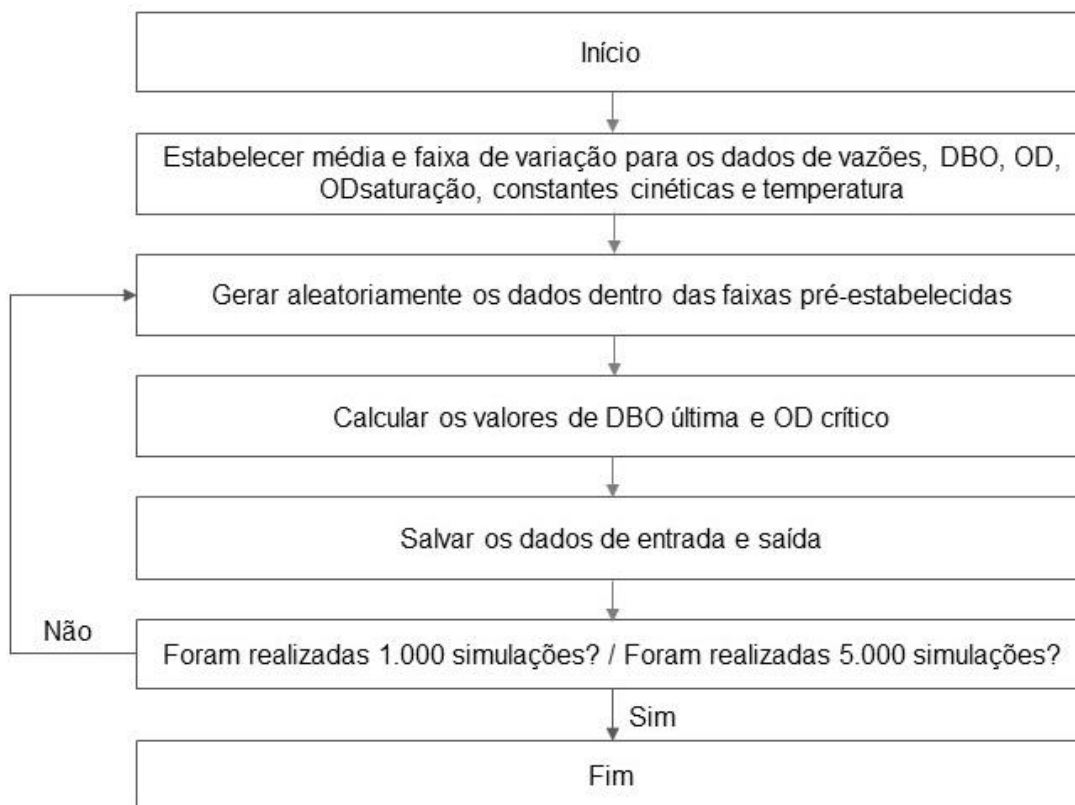
A geração aleatória dos dados de entrada segundo a distribuição de probabilidade normal foi feita através da equação (14).

$$\text{Valor} = \text{Média} * (1 + \text{ALEATÓRIO}() * \text{coeficiente de variação}) \quad (14)$$

Para as constantes cinéticas (variáveis para as quais há maior incerteza), foram utilizados os valores de modelagem determinística (valores estabelecidos a partir do trabalho de Calmon et al.(2016)) com coeficiente de variação de 20%, conforme sugerido por Fortunado et al. (2020). Para os demais dados de entrada (variáveis hidrodinâmicas e concentrações dos parâmetros de qualidade de água no rio e efluentes) considerou-se uma variação de 5%, conforme sugerido por Von Sperling (2007).

Na Figura 9 estão apresentadas as etapas para obtenção dos resultados de DBO e OD com a incorporação da análise de incerteza.

Figura 9 - Fluxograma das etapas para condução da análise de incerteza com auxílio do Método de Monte Carlo utilizada na presente pesquisa.



Fonte: Adaptado de Von Sperling (2007).

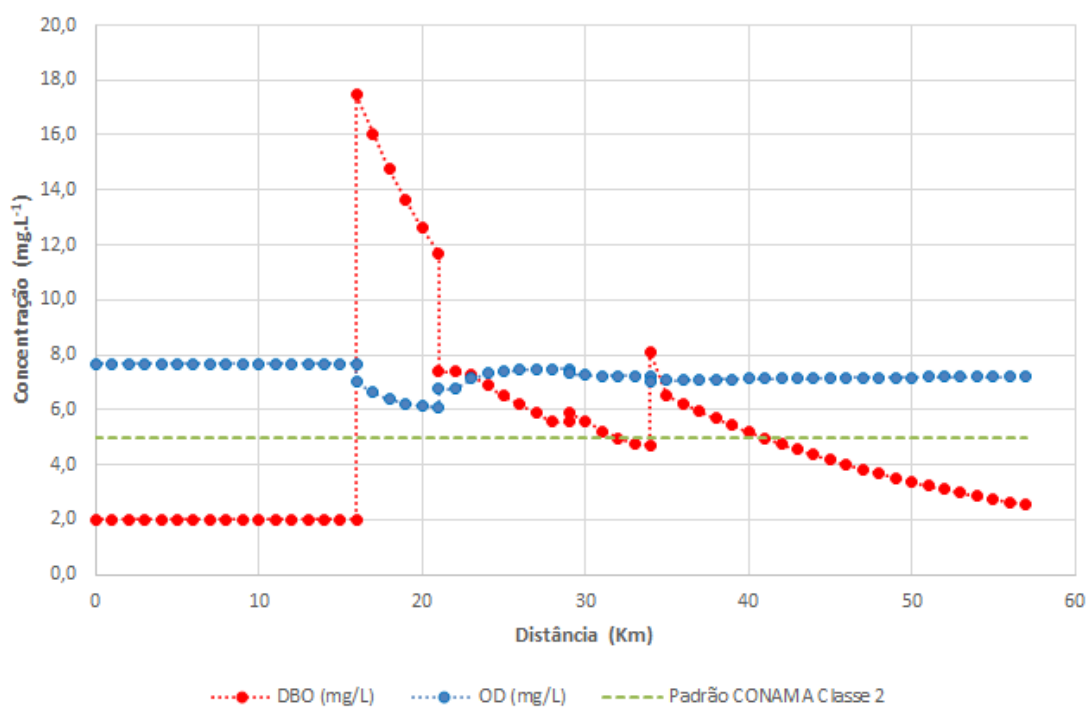
Para a condução das simulações computacionais de qualidade de água sem e com a incorporação da análise de incerteza através do método de Monte Carlo, e posterior tratamento dos resultados produzidos em ambas as atividades, foi empregada a planilha eletrônica Microsoft Excel®.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Modelagem de qualidade de água com uso do modelo de Streeter-Phelps

Na Figura 10 apresenta-se a variação espacial das concentrações médias de OD e DBO no rio Pardo, obtidas a partir dos valores definidos por Calmon (2015) para as constantes cinéticas, características hidrodinâmicas e concentrações iniciais de DBO e OD no curso d'água e efluentes. Nas simulações conduzidas pelos referidos autores, a concentração máxima estimada para a DBO foi 17,5 mg/L, com concentração mínima de OD de 6,2 mg/L. Ainda que as concentrações de OD atendam ao padrão de qualidade estabelecido para cursos d'água classe 2 (5,0 mg/L), as concentrações de DBO apresentaram valores superiores ao padrão de qualidade (5,0 mg/L) entre a seção em que ocorre a disposição final do esgoto de Ibatiba e o quilômetro 40. Relevante o registro de que a confrontação com os parâmetros fixados para cursos d'água classe 2 foi conduzida em função do enquadramento estabelecido para o rio Pardo no trecho objeto de simulação.

Figura 10 - Variação espacial de Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L) e Oxigênio Dissolvido (mg/L) no trecho simulado do Rio Pardo.



5.2 Modelagem de qualidade de água com incorporação da análise de incerteza

A incorporação da análise de incerteza com auxílio do Método de Monte Carlo envolveu a realização de conjuntos de 1.000 (mil) e de 5.000 (cinco mil) simulações para descrição da variação espacial dos parâmetros OD e DBO. Os conjuntos foram conformados a partir da geração aleatória de constantes cinéticas, variáveis hidrodinâmicas e concentrações iniciais de DBO e OD nos cursos d'água e efluentes com auxílio das distribuições de probabilidade Uniforme e Normal.

5.2.1 Distribuição Uniforme

A partir dos valores de variação espacial de DBO ao longo do rio Pardo obtidos por meio dos conjuntos de 1.000 simulações e de 5.000 simulações, realizadas por meio da geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado conduzida com auxílio da distribuição Uniforme, foi elaborado os diagramas tipo *Box Plot* para ambos os conjuntos, conforme indicado na Figura 11 (1.000 simulações) e Figura 13 (5.000 simulações). A partir dos referidos conjuntos de simulações, foi possível a conformação das distribuições de frequências, conforme Figura 12 e Figura 14.

A Tabela 5 sumariza as concentrações máximas e mínimas de DBO, obtidas para os conjuntos de 1.000 e 5.000 simulações.

Tabela 5 - Valores máximos e mínimos de DBO obtidos para os conjuntos de 1.000 e 5.000 simulações realizadas com auxílio da distribuição Uniforme.

	Conjunto de 1.000 simulações		Conjunto de 5.000 simulações	
	DBO mínima (mg/L)	DBO máxima (mg/L)	DBO mínima (mg/L)	DBO máxima (mg/L)
Valor mínimo	1,9	15,7	1,8	15,5
Valor máximo	3,4	19,7	3,4	20,0

Figura 11 - Diagramas tipo Box Plot para as concentrações mínimas e máximas de DBO considerando-se o emprego da distribuição Uniforme para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado em um conjunto de 1.000 simulações.

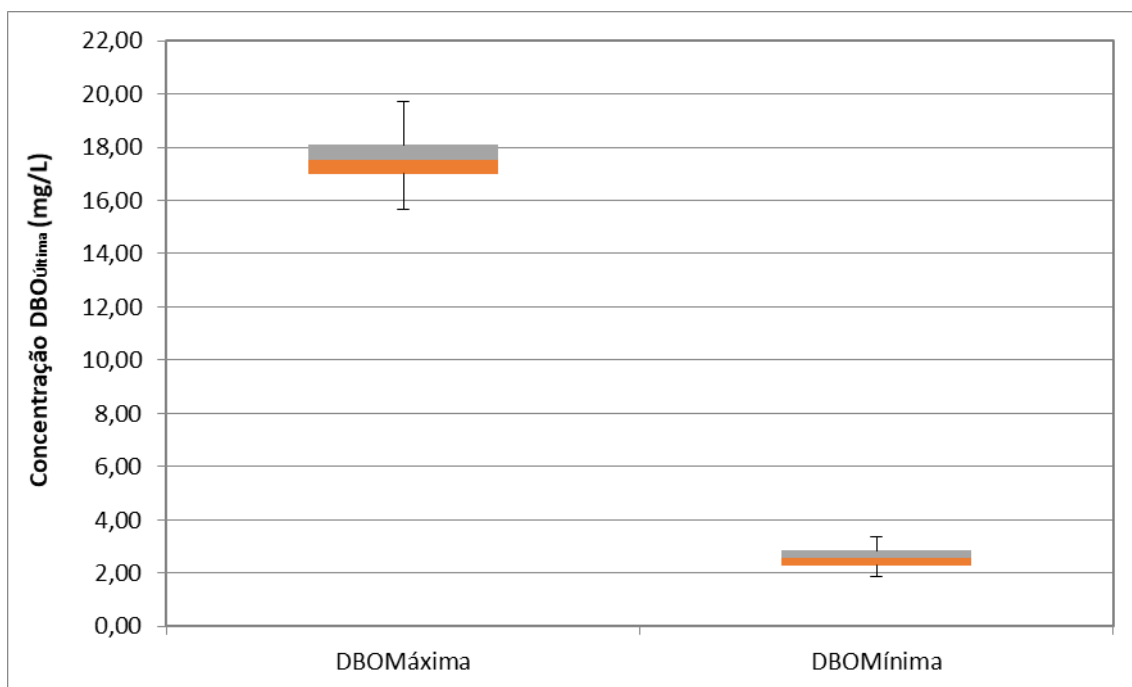


Figura 12 - Distribuição de frequência para a concentração máxima de DBO (mg.L-1) considerando-se o emprego da distribuição Uniforme para a geração aleatória das constantes cinéticas, variáveis hidrodinâmicas e de qualidade de água para o conjunto de 1.000 simulações.

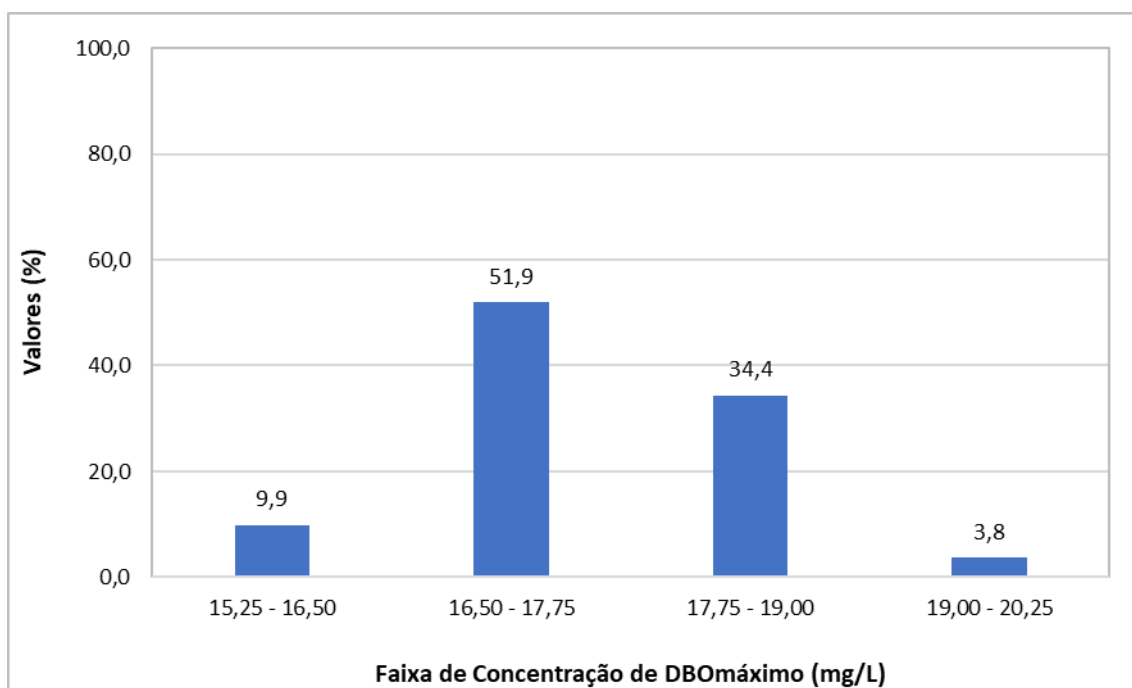


Figura 13 - Diagramas tipo Box Plot para as concentrações mínimas e máximas de DBO considerando-se o emprego da distribuição Uniforme para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado em um conjunto de 5.000 simulações.

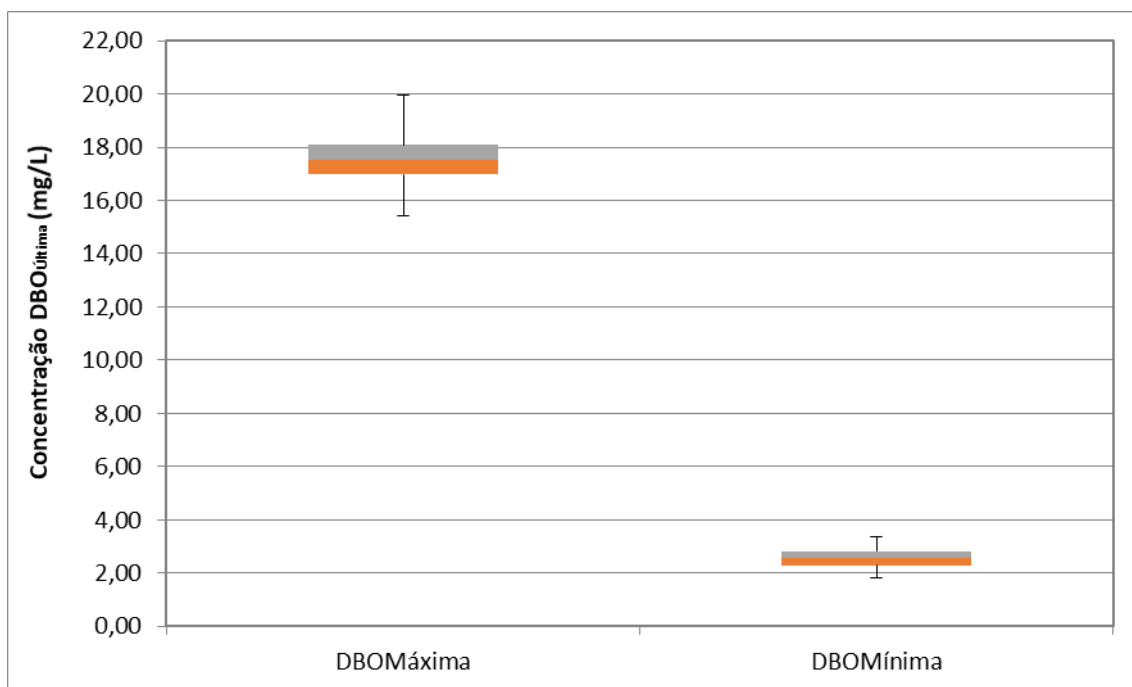
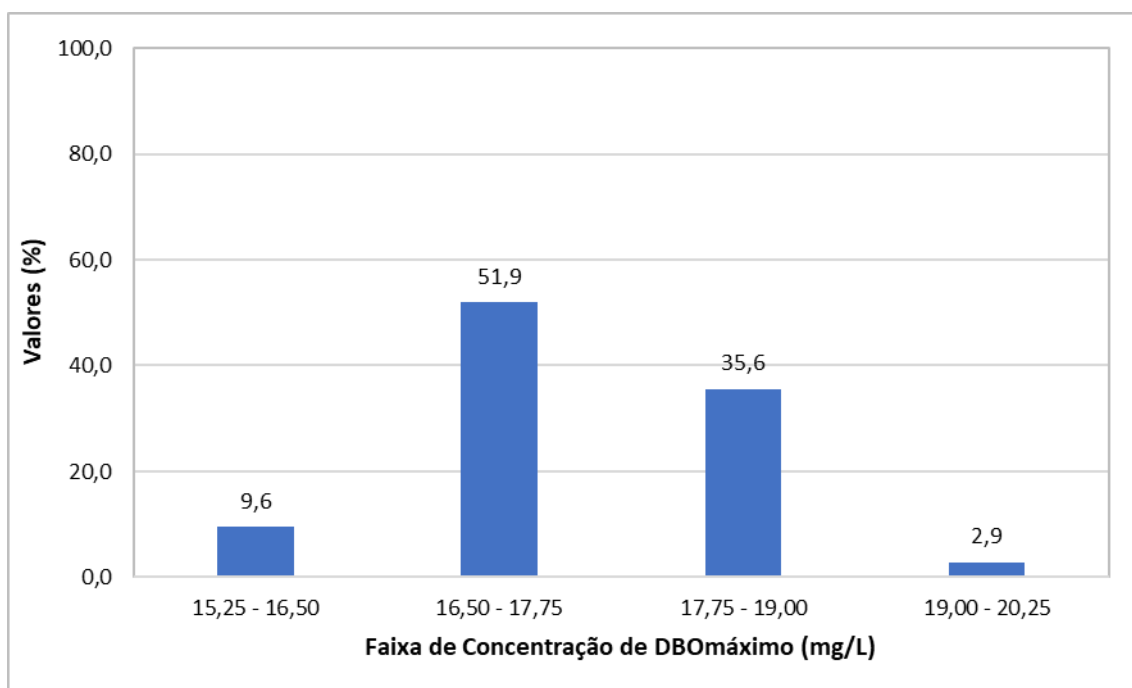


Figura 14 - Distribuição de frequência para a concentração máxima de DBO (mg.L-1) considerando-se o emprego da distribuição Uniforme para a geração aleatória das constantes cinéticas, variáveis hidrodinâmicas e de qualidade de água para o conjunto de 5.000 simulações.



A Figura 15 e Figura 16 indicam, respectivamente, o diagrama tipo *Box Plot* para as concentrações de OD e as distribuição de frequências das concentrações mínimas de OD obtidas por meio do conjunto de 1.000 simulações realizadas com a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado conduzida com auxílio da distribuição Uniforme. Já a Figura 17 e Figura 18 apresentam o diagrama tipo *Box Plot* e as distribuições de frequências dos valores de variação espacial de OD obtidos para o conjunto de 5.000 simulações.

Na Tabela 6 são apresentados os valores extremos obtidos para as concentrações máximas e mínimas de OD para os conjuntos de 1.000 e 5.000 simulações.

Tabela 6 - Valores máximos e mínimos de OD obtidos para os conjuntos de 1.000 e 5.000 simulações realizadas com auxílio da distribuição Uniforme.

	Conjunto de 1.000 simulações		Conjunto de 5.000 simulações	
	OD mínima (mg/L)	OD máxima (mg/L)	OD mínima (mg/L)	OD máxima (mg/L)
Valor mínimo	5,2	7,1	5,3	7,1
Valor máximo	6,8	7,9	6,9	7,9

Figura 15 - Diagramas tipo Box Plot para as concentrações mínimas e máximas de OD considerando-se o emprego da distribuição Uniforme para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado para o conjunto de 1.000 simulações.

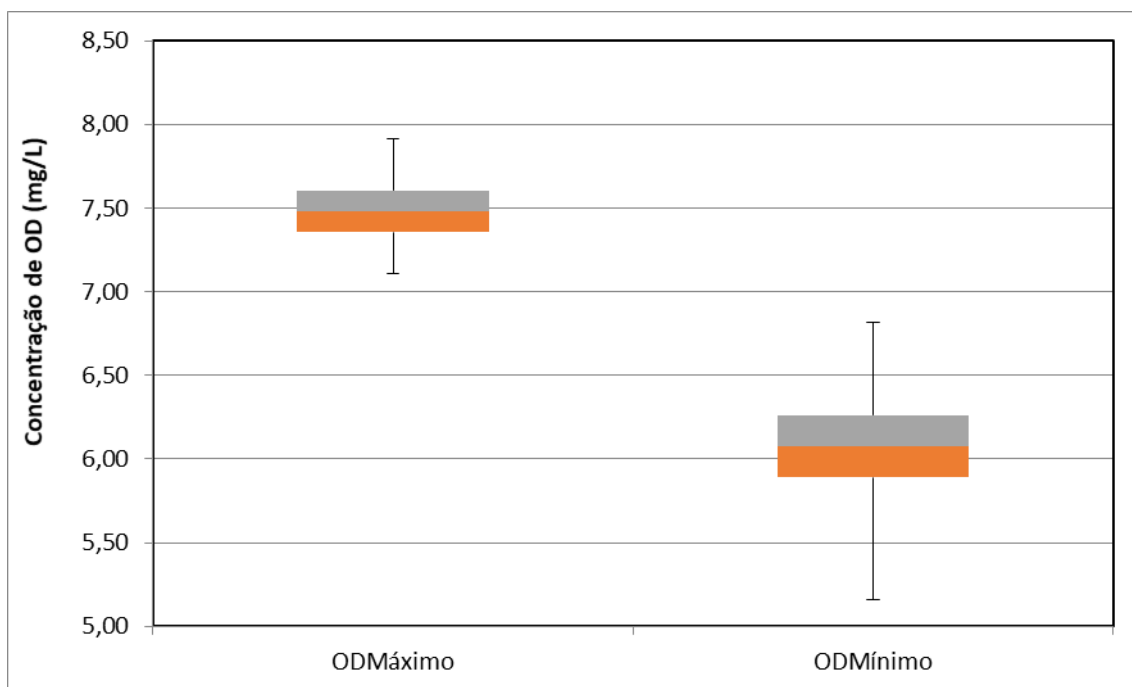


Figura 16 - Distribuição de frequência para a concentração mínima de OD (mg.L-1) considerando-se o emprego da distribuição Uniforme para a geração aleatória das constantes cinéticas, variáveis hidrodinâmicas e de qualidade de água para o conjunto de 1.000 simulações.

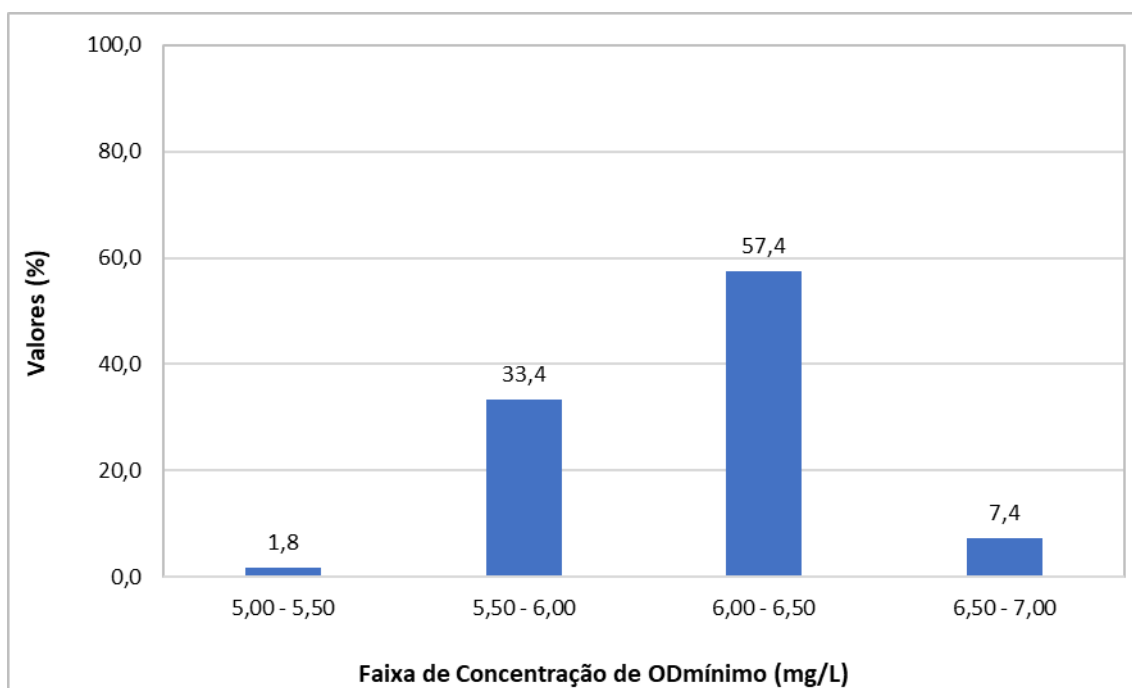


Figura 17 - Diagramas tipo Box Plot para as concentrações mínimas e máximas de OD considerando-se o emprego da distribuição Uniforme para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado para o conjunto de 5.000 simulações.

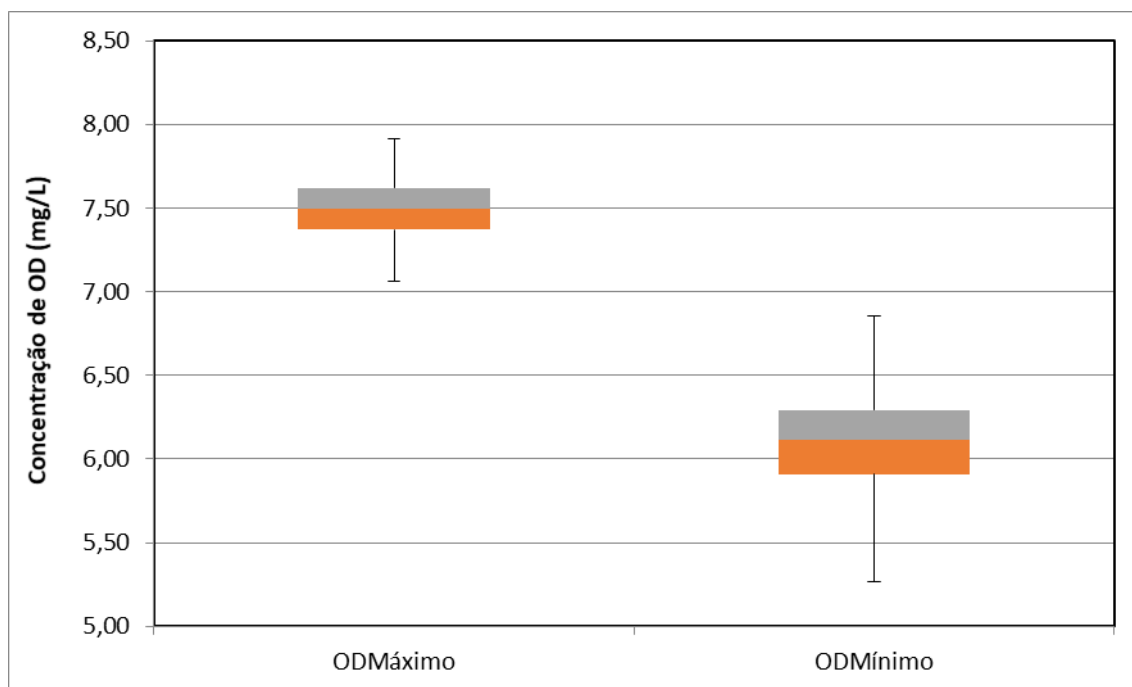
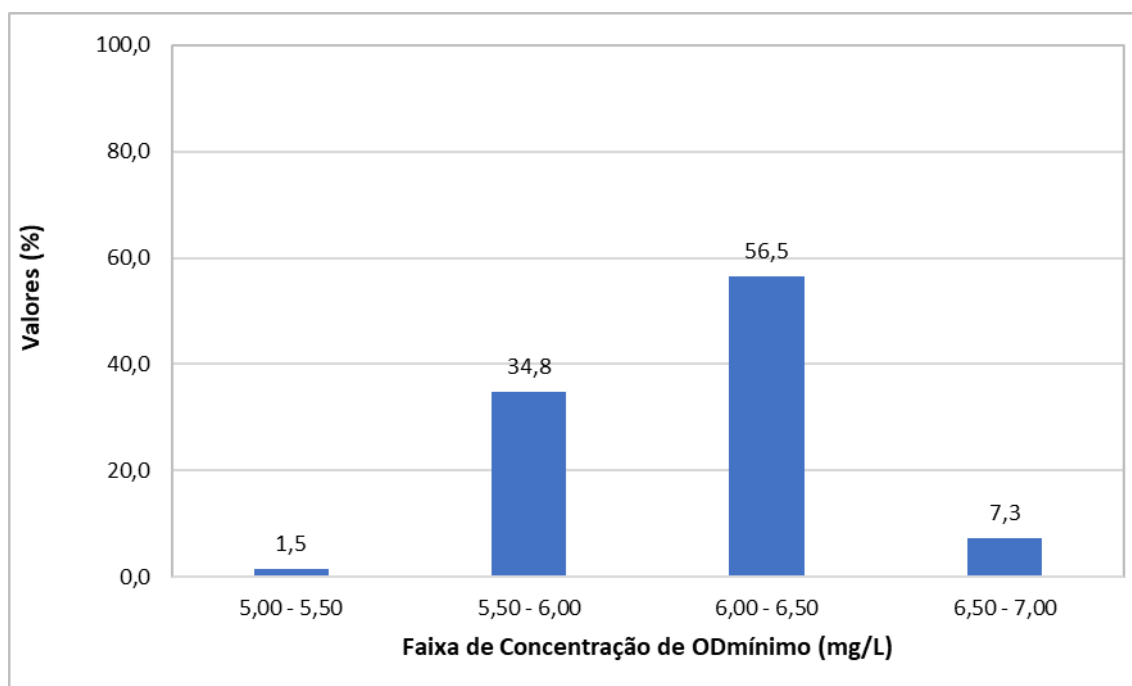


Figura 18 - Distribuição de frequência para a concentração mínima de OD (mg.L-1) considerando-se o emprego da distribuição Uniforme para a geração aleatória das constantes cinéticas, variáveis hidrodinâmicas e de qualidade de água para o conjunto de 5.000 simulações.



A partir da análise dos conjuntos de simulações nas quais as constantes cinéticas, características hidrodinâmicas e concentrações iniciais de DBO e OD no curso d'água e efluentes foram aleatoriamente geradas com o auxílio da distribuição de probabilidade Uniforme são adicionalmente consideradas relevantes as seguintes observações:

- Os padrões para DBO não são atendidos em nenhuma das simulações realizadas, mesmo para o conjunto com 5.000 simulações. Independentemente do conjunto de simulações realizadas, existe probabilidade superior a 85% de que os valores máximos de DBO se encontrem entre 16,5 mg/L e 19,0 mg/L, concentrações que superam em mais de 3 vezes o padrão de qualidade admitido para cursos d'água classe 2;
- Os padrões para OD definidos para classe 2 são invariavelmente atendidos, independentemente da quantidade de simulações realizadas;
- As distribuições de frequência entre as classes de concentrações apresentaram-se similares para os diferentes conjuntos de simulações realizadas (1.000 e 5.000 simulações), tanto para os valores mínimos de OD quanto para os máximos de DBO.

5.2.2 Distribuição Normal

A partir dos conjuntos de 1.000 e de 5.000 simulações realizadas por meio da geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado conduzida com auxílio da distribuição Normal, foram obtidos os diagramas tipo *Box Plot* e as distribuições de frequência das concentrações mínimas de OD e máximas de DBO.

A Figura 19 e Figura 20 indicam, respectivamente, o diagrama tipo *Box Plot* e a distribuição de frequências das concentrações de DBO resultantes do conjunto de 1.000 simulações. A Figura 21 e Figura 22, por sua vez, indicam o diagrama tipo *Box Plot* e a distribuição de frequências das concentrações de DBO resultantes do conjunto de 5.000 simulações.

Na Tabela 7 estão indicadas as faixas de variação dos valores máximos e mínimos obtidos para DBO e OD para ambos os conjuntos de simulações (1.000 e 5.000 simulações).

Tabela 7 - Valores máximos e mínimos de DBO obtidos para os conjuntos de 1.000 e 5.000 simulações realizadas com auxílio da distribuição Normal.

	Conjunto de 1.000 simulações		Conjunto de 5.000 simulações	
	DBO mínima (mg/L)	DBO máxima (mg/L)	DBO mínima (mg/L)	DBO máxima (mg/L)
Valor mínimo	1,9	15,9	1,9	15,4
Valor máximo	3,3	20,0	3,4	19,9

Figura 19 - Diagramas tipo Box Plot para as concentrações mínimas e máximas de DBO considerando-se o emprego da distribuição Normal para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado para o conjunto de 1.000 simulações.

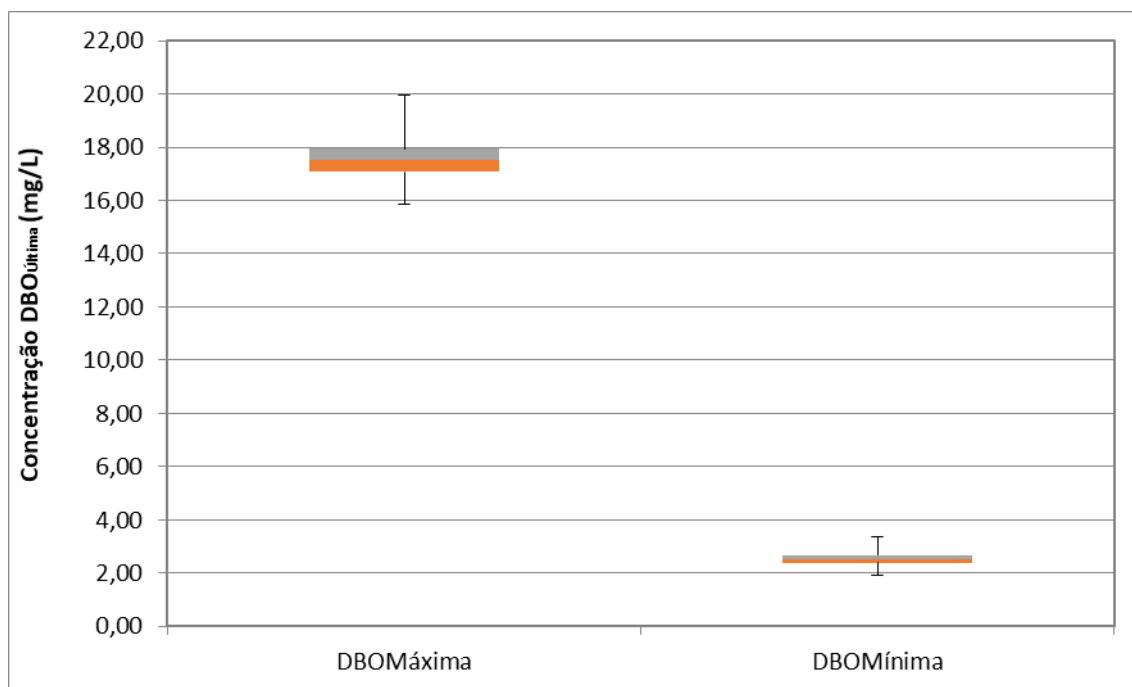


Figura 20 - Distribuição de frequência para as concentrações máximas de DBO (mg.L-1) considerando-se o emprego da distribuição Normal para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado para o conjunto de 1.000 simulações.

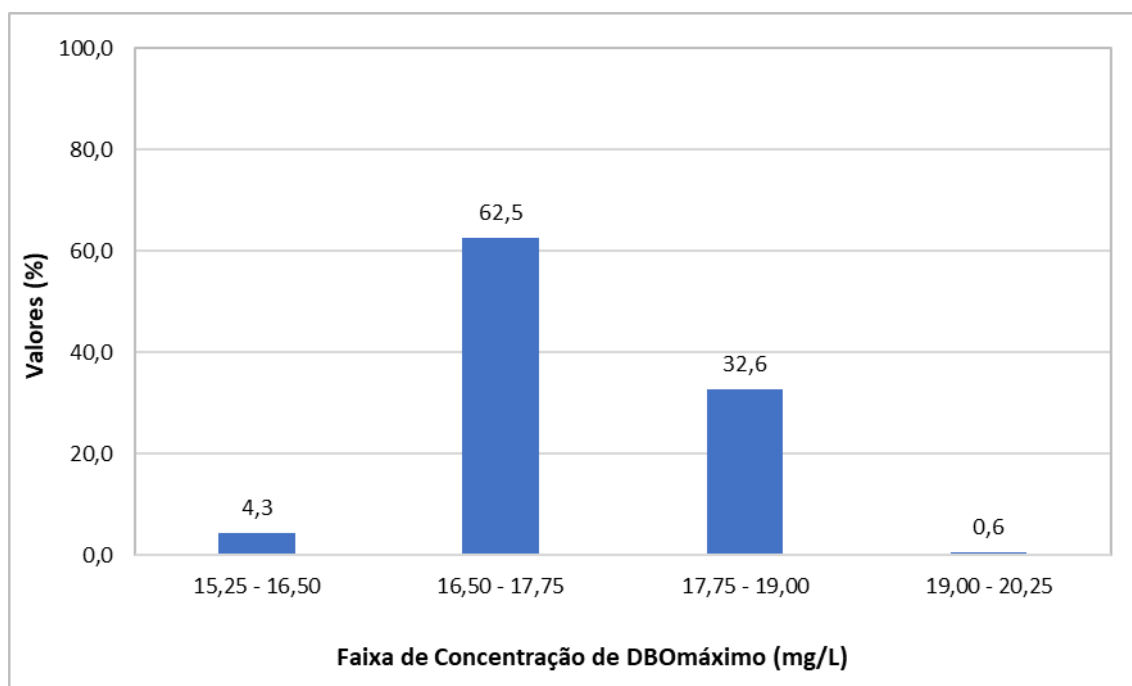


Figura 21 - Diagramas tipo Box Plot para as concentrações mínimas e máximas de DBO considerando-se o emprego da distribuição Normal para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado para o conjunto de 5.000 simulações.

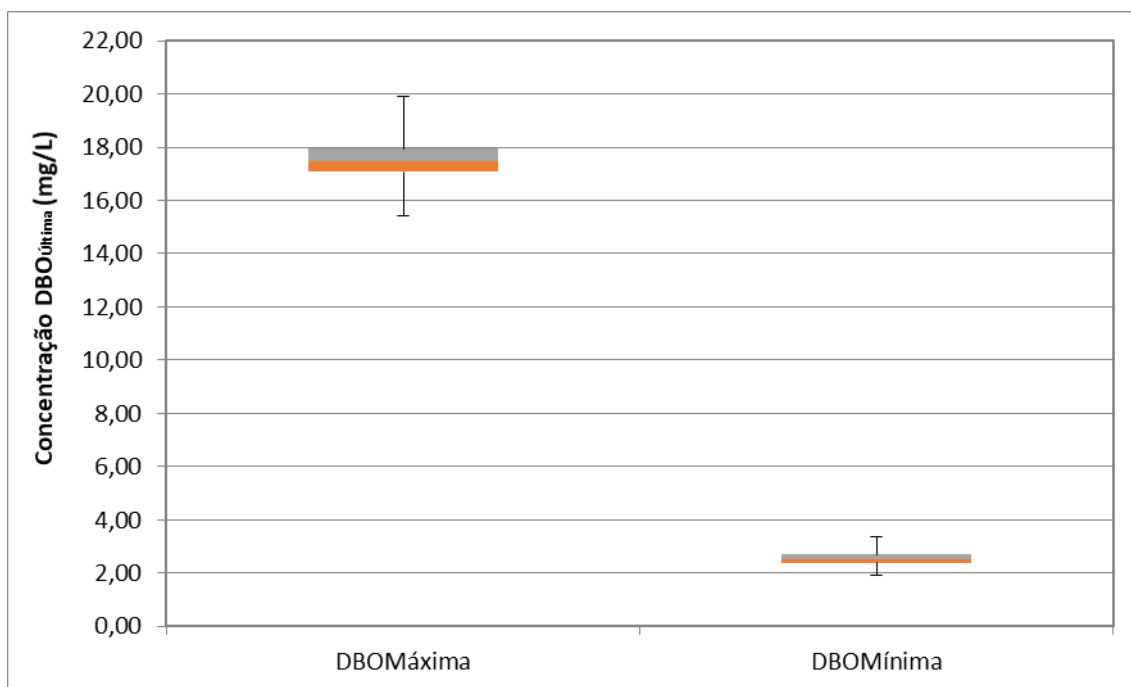
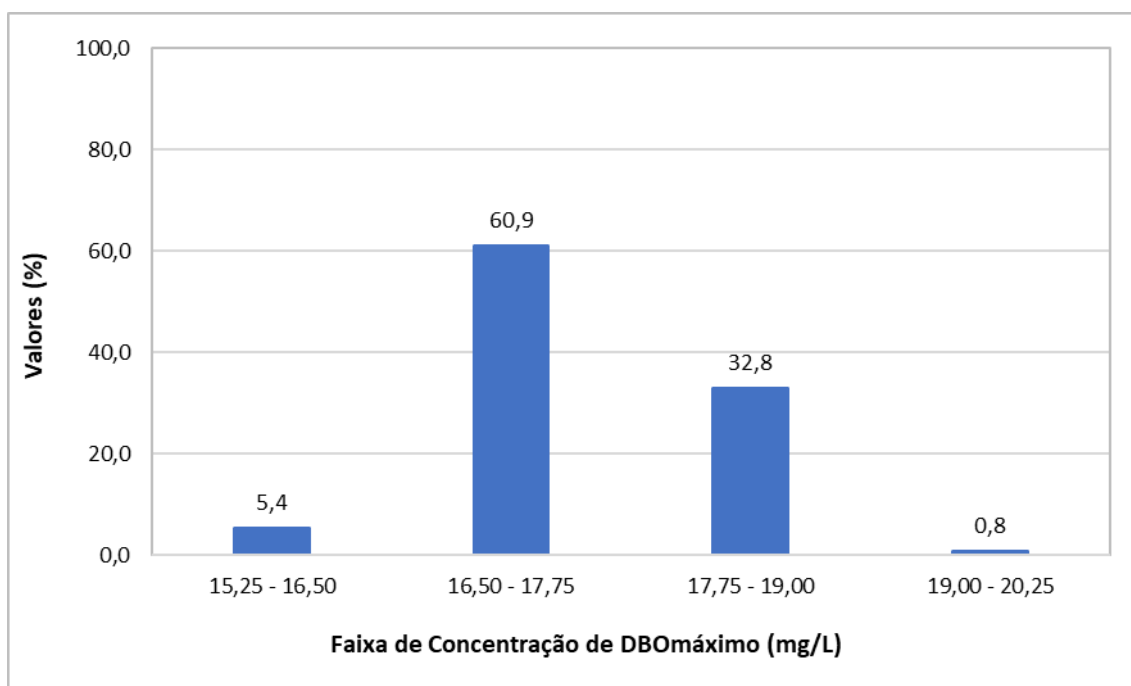


Figura 22 - Distribuição de frequência para as concentrações máximas de DBO (mg.L-1) considerando-se o emprego da distribuição Normal para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado para o conjunto de 5.000 simulações.



As concentrações de OD obtidas por meio dos diferentes conjuntos de simulações (1.000 e 5.000 simulações) com a incorporação da análise de incerteza por meio da distribuição Normal apresentaram-se semelhantes aquelas obtidas com auxílio da distribuição Uniforme. A Figura 23 e Figura 24 indicam, respectivamente, o diagrama tipo *Box Plot* e as distribuição de frequências das concentrações de OD para o conjunto de 1.000 simulações. Já a Figura 25 e Figura 26 indicam, respectivamente, o diagrama tipo *Box Plot* e as distribuição de frequências de concentrações de OD para os resultados obtidos a partir do conjunto de 5.000 simulações.

Tabela 8 - Valores máximos e mínimos de OD obtidos para os conjuntos de 1.000 e 5.000 simulações com auxílio da distribuição Normal.

	Conjunto de 1.000 simulações		Conjunto de 5.000 simulações	
	OD mínima (mg/L)	OD máxima (mg/L)	OD mínima (mg/L)	OD máxima (mg/L)
Valor mínimo	5,3	7,1	5,3	7,1
Valor máximo	6,7	7,9	6,9	7,9

Figura 23 - Diagramas tipo Box Plot para as concentrações mínimas e máximas de OD considerando-se o emprego da distribuição Normal para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado para o conjunto de 1.000 simulações.

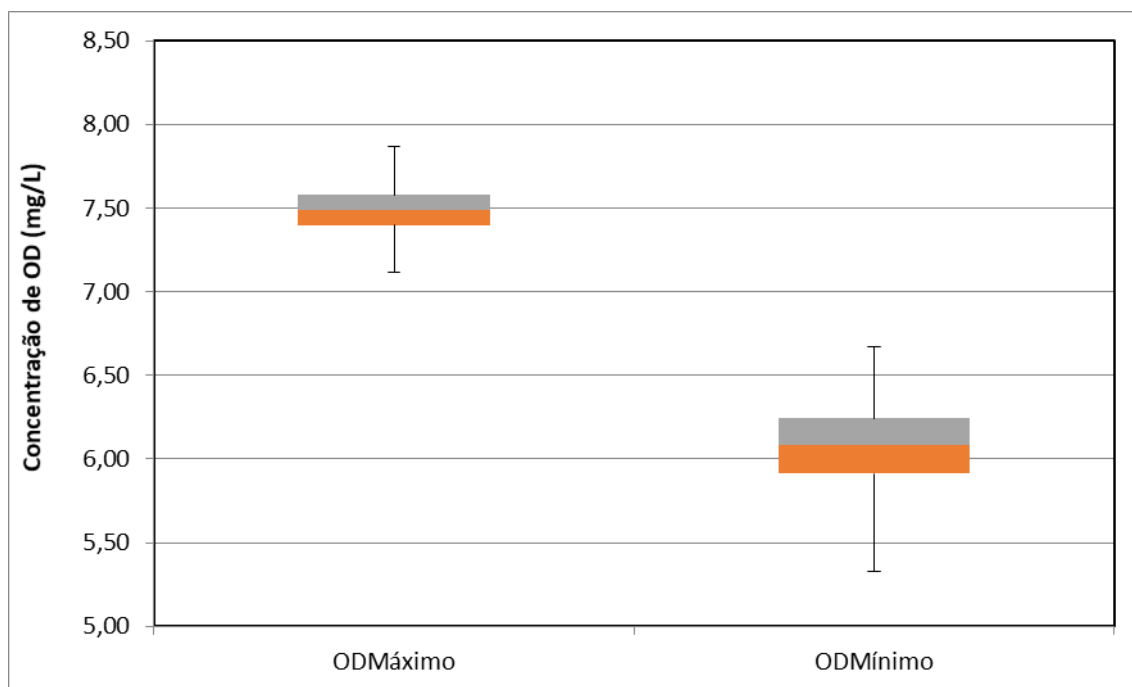


Figura 24 - Distribuição de frequência para as concentrações mínimas de OD (mg.L-1) considerando-se o emprego da distribuição Normal para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado para o conjunto de 1.000 simulações.

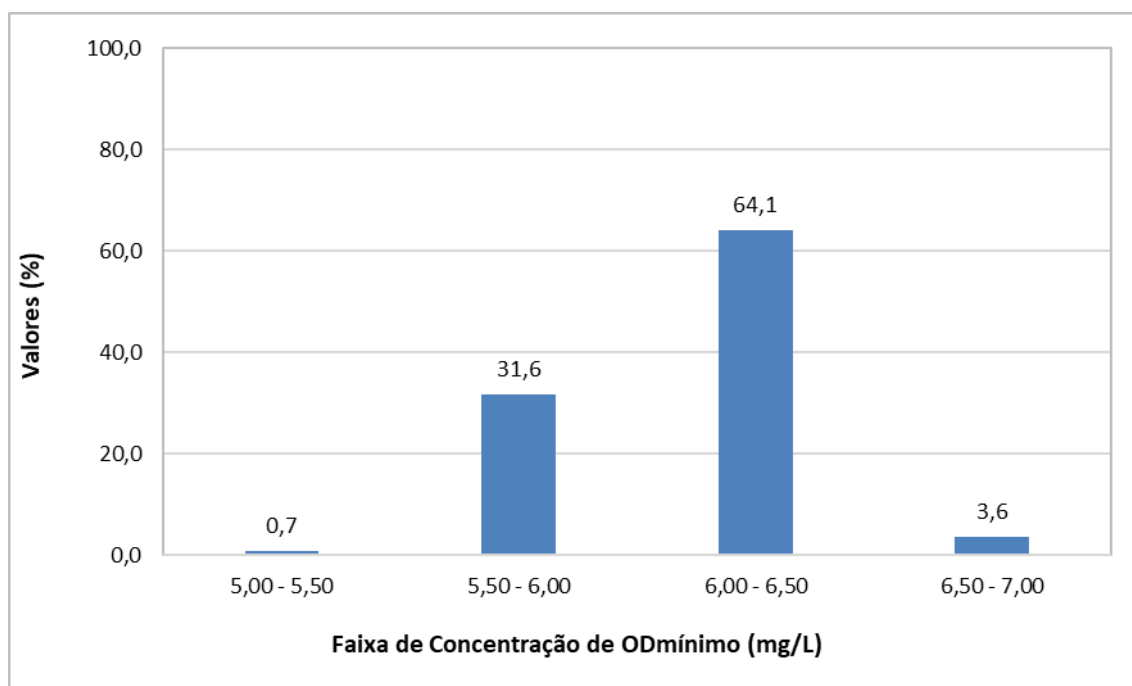


Figura 25 - Diagramas tipo Box Plot para as concentrações mínimas e máximas de OD considerando-se o emprego da distribuição Normal para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado para o conjunto de 5.000 simulações.

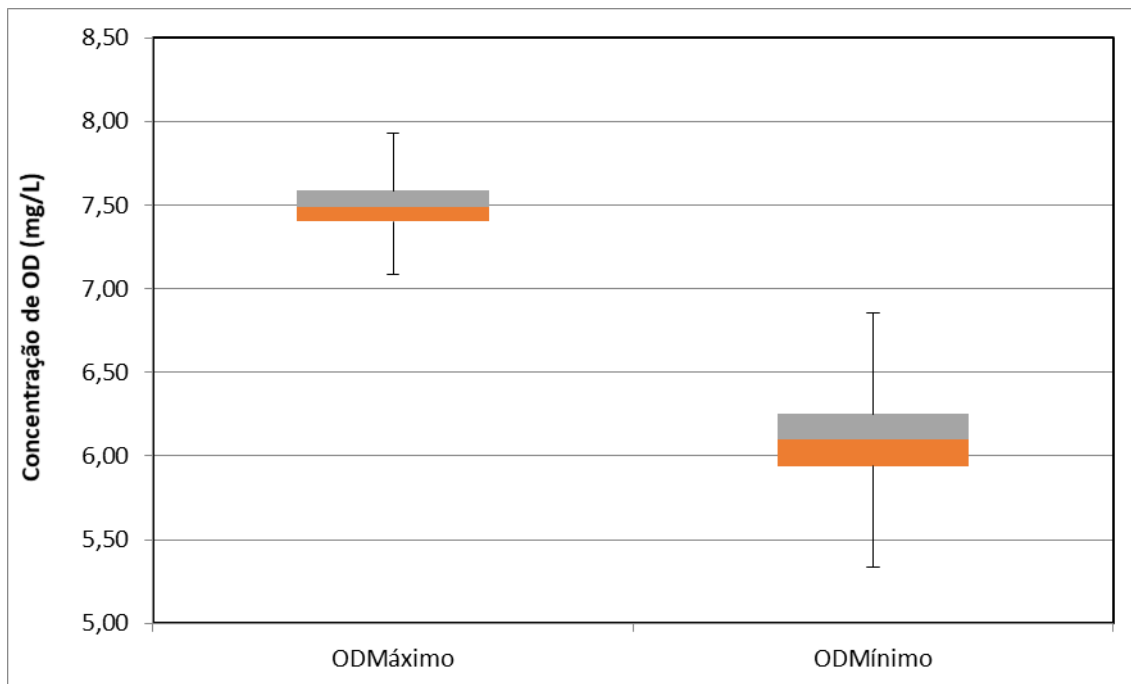
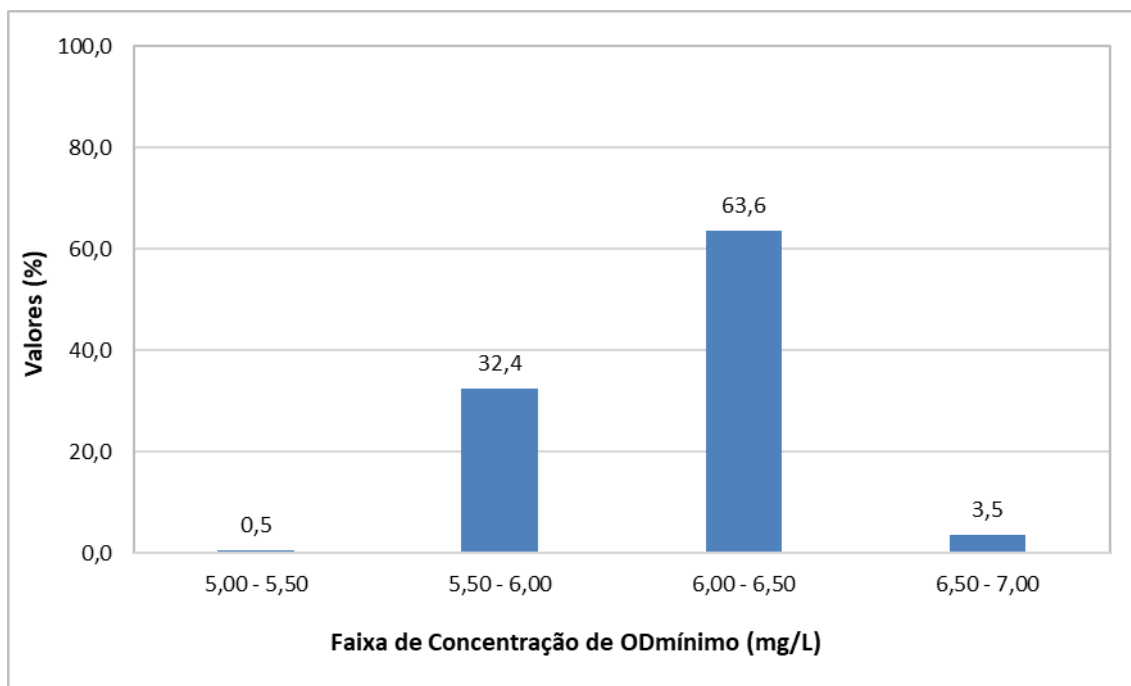


Figura 26 - Distribuição de frequência para as concentrações mínimas de OD (mg.L-1) considerando-se o emprego da distribuição Normal para a geração aleatória de parâmetros e variáveis de estado para o conjunto de 5.000 simulações.



A simples inspeção dos resultados associados aos diferentes conjuntos de simulações (1.000 e 5.000 simulações), conduzidas com o auxílio da distribuição de probabilidade Normal para a geração aleatória de condições iniciais de qualidade, constantes cinéticas e variáveis hidrodinâmicas, permitiram as seguintes considerações:

- Os valores máximos de DBO apresentaram-se invariavelmente superiores ao padrão de qualidade ambiental estabelecido para cursos d'água classe 2, concentram-se entre 16,5 e 19,0 mg/L;
- Os valores críticos das concentrações de OD, tanto para o conjunto de 1.000 simulações quanto para o conjunto de 5.000 simulações, apresentaram-se acima do padrão de qualidade estabelecido para cursos d'água doce classe 2;
- As distribuições de frequência entre as classes de concentrações apresentaram-se similares para os diferentes conjuntos de simulações realizadas (1.000 e 5.000 simulações), tanto para os valores mínimos de OD quanto para os máximos de DBO.

Relevante observar que o emprego de diferentes distribuições de probabilidade para a geração aleatória de constantes cinéticas, variáveis hidrodinâmicas e concentrações dos parâmetros de qualidade de água não produziu, para o curso d'água objeto de análise, variações significativas nas concentrações críticas de OD ou concentrações máximas de DBO. Também os histogramas de frequência associados às concentrações mínimas de OD e máximas de DBO apresentaram conformação similar com variações ligeiramente mais pronunciadas para os histogramas produzidos a partir do emprego da distribuição Normal.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

No ambiente computacional da planilha eletrônica Microsoft Excel, a realização de simulações de qualidade de água utilizando o modelo de Streeter-Phelps com a incorporação da análise de incerteza pelo método de Monte Carlo puderam ser conduzidas de forma ágil e simples.

Para o rio Pardo, o emprego das distribuições de probabilidade Normal e Uniforme para a geração aleatória de constantes cinéticas, variáveis hidrodinâmicas e concentrações dos parâmetros de qualidade de água produziu concentrações críticas de OD majoritariamente entre 6,0 mg/L e 6,5 mg/L e concentrações máximas de DBO predominantemente entre 16,50 mg/L e 17,75 mg/L, tanto para o conjunto de 1.000 simulações quanto para o conjunto de 5.000 simulações. Relevante observar que, nos conjuntos de simulações de qualidade de água conduzidos, o padrão de qualidade de água para OD em cursos d'água classe 2 foi invariavelmente atendido. As concentrações de DBO, no entanto, superaram o padrão de qualidade ambiental a partir da disposição final do esgoto do município de Ibatiba, independentemente do conjunto de valores assumidos para as variáveis hidrodinâmicas, constantes cinéticas e condições qualidade de curso d'água e efluentes.

Os histogramas de frequência associados às concentrações mínimas de OD e máximas de DBO apresentaram-se similares quando do emprego das distribuições de probabilidade Normal e Uniforme para a geração aleatória de constantes cinéticas, variáveis hidrodinâmicas e concentrações dos parâmetros de qualidade de água, independentemente da quantidade de simulações realizadas. A distribuição das frequências entre as diferentes classes de concentrações apresentou comportamento semelhante, ainda que com variações ligeiramente mais pronunciadas para os histogramas produzidos a partir do emprego da distribuição Normal.

Adicionalmente, são consideradas como recomendações interessantes para trabalhos futuros:

- Desenvolver estudos para a bacia hidrográfica do rio Pardo que considerem a incorporação da análise de incerteza quando da modelagem matemática de

outros parâmetros de qualidade de água como, por exemplo, compostos de nitrogênio, compostos de fósforo e coliformes termotolerantes;

- Aplicar a metodologia proposta neste estudo para outras bacias hidrográficas, com bases consistentes de dados hidrológicos e de monitoramento da qualidade da água, perspectiva que permitiria melhor calibração do modelo de qualidade da água e, eventualmente, aprimoramentos metodológicos.

7 REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Portal da qualidade das águas**. Brasília: ANA. 2022.

BEVEN, K.; BUYTAERT, W.; SMITH, L. A. On virtual observatories and modelled realities (or why discharge must be treated as a virtual variable). **Hydrological Processes**, v. 26, n. 12, p. 1905-1908, 2012.

BEZERRA, I. S. O., MENDONÇA, L. A. R., FRISCHKORN, H. **Autodepuração de cursos d'água: um programa de modelagem Streeter Phelps com calibração automática e correção de anaerobiose**. R. Esc. Minas, Ouro Preto, 61(2):249-255, abr. jun. 2008.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; BARROS, Mário T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Prentice, 2005.

BRASIL. Lei Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei Nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei Nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 9 jan. 1997.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 17 mar. 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução Nº 357, de

17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 16 mai. 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CNRH. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução Nº 91, de 5 de novembro de 2008. Dispõe sobre procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 06 fev. 2009.

CALMON, A. P. S. **Metodologia para suporte ao processo de enquadramento dos cursos d'água superficiais considerando curvas de permanência de qualidade e processo de autodepuração**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2015.

CALMON, A. P. S.; SOUZA, J. C. S.; REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. Uso combinado de curvas de permanência de qualidade e modelagem da autodepuração como ferramenta para suporte ao processo de enquadramento de cursos d'água superficiais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 1, p. 118-133, 2016.

CAMACHO, R. A.; MARTIN, J. L.; MCANALLY, W.; DÍAZ- RAMIREZ, J.; RODRIGUEZ, H.; SUCSY, P.; ZHANG, S. A comparison of Bayesian methods for uncertainty analysis in hydraulic and hydrodynamic modeling. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 51, n. 5, p. 1372-1393, 2015. <http://dx.doi.org/10.1111/17521688.12319>.

CARVALHO, A. R. de. **Método Monte Carlo e Suas Aplicações**. Dissertação (Mestrado em Matemática) – Programa de Pós-Graduação em Matemática em Rede Nacional - PROFMAT, da Sociedade Brasileira de Matemática - SBM e Universidade Federal de Roraima, Boa Vista, 2017.

CESAN - Companhia Espírito Santense de Saneamento. **Relatório Anual De Qualidade Da Água Distribuída em 2017**. Vitória: CESAN, 2017.

CLEMEN, R. T.; REILLY, T. **Makin hard Decisions With Decision Tools**. Mason: Cengage Learning, 2013.

COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Aplicação de modelo de autodepuração para avaliação da qualidade da água do Ribeirão do Ouro, Araraquara-SP. **Revista Uniara**, n.1, v.13, p.49-62, 2010.

CUNHA, C. L. da N.; FERREIRA, A. P. Análise crítica por comparação entre modelos de qualidade de água aplicados em rios poluídos: contribuições à saúde, água e saneamento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2019. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/GNW7NpmJPnGM8znsXCVMpDt/?lang=pt>. Acesso em: 08 jan. 2022.

CUNHA, C. L. da N.; FERREIRA, A. P.; ROSMAN, P. C. C. Contribuições para o Desenvolvimento da Capacidade de Previsão de um Modelo de Qualidade de Água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 2, p. 71-83, abr/jun 2006.

DONATELLI, G. D.; KONRATH, A. C. Simulação de Monte Carlo na Avaliação de Incertezas de Medição. **Revista de Ciência e Tecnologia**, v.13, n. 25/26, p. 5-15, jan/dez 2005.

EIGER, S. Autodepuração dos cursos d'água. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H.F.dos (Ed.). **Reúso de Água**. Barueri, SP: Manole, 2003a. p. 233-259.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Rates, Constants and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling**. Athens: EPA, 1985.

FERREIRA, A. H. R., FERREIRA, D.M., & FERNANDES, C. V. S. (2021). Modelagem hidrodinâmica e de qualidade da água como ferramenta para avaliação de enquadramento de corpos d'água. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, 18, e20. Disponível em: <https://doi.org/10.21168/rega.v18e20>.

FORTUNATO, T. C. S.; REIS, J. A.T.; MENDONÇA, A. S. F.; SILVA, F. G. B. Nitrogen compounds behavior simulation in rivers with Uncertainty Analysis. **Revista Ambiente e Água**, v. 15, n. 3, p. 1-15, 2020.

FRANZ, G. A. S.; CUNHA, C. L. N.; GOBBI, M. F. Eutrofização em um Reservatório Destinado ao Abastecimento Público: O Caso do Reservatório do Iraí-Pr. **Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. São Paulo, 2007.

GUEDES, H. A. S. **Modelagem da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do rio Pomba**. Dissertação (Magister Scientiae). Programa de pós-graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, 2009.

HOLGUIN-GONZALEZ, J. E.; EVERAERT, G.; BOETS, P.; GALVIS, A.; GOETHALS, P. L. Development and application of an integrated ecological modelling framework to analyze the impact of wastewater discharges on the ecological water quality of rivers. **Environmental Modelling & Software**, v. 48, p. 27-36, 2013.

IBATIBA. **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Ibatiba: 2018. 162 p. Disponível em <http://saneamentomunicipal.com/dpd-ftp/iba/Produto%20K%20-%20PMSB/2018-ES-PMSBIBA-02.pdf>. Acesso em 19 de maio de 2022.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Projeções e estimativas da população do Brasil e das Unidades da Federação**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022.

INCAPER - Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural. Programa de Assistência Técnica e Extensão Rural - PROATER 2020 – 2023. Vitória: Incaper, 2020.

IRUPI. **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Irupi: 2018. 164 p. <http://saneamentomunicipal.com/dpd-ftp/iru/Produto%20K%20-%20PMSB/2018-ES-PMSBIRU-02.pdf>. Acesso em 19 de maio de 2022.

IÚNA. **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Iúna: 2017. 371 p. Disponível em https://iuna.es.gov.br/arquivos/files/2017/07/arquivo/plano_de_saneamento_basico_de_iuna_596cb41e670bb.pdf. Acesso em 19 de maio de 2022.

JIANG, Y.; NAN, Z.; YANG, S. Risk assessment of water quality using Monte Carlo simulation and artificial neural network method. **Journal of Environmental Management**, v. 122, p. 130-136, 2013.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

LIMA, E.B.N. **Modelação Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá**. Tese de Doutorado. Rio de Janeiro, RJ: UFRJ. 184 p. 2001.

LINDENSCHMIDT, K.; FLEISCHBEIN, K.; BABOROWSKI, M. Structural uncertainty in a river water quality modelling system. **Ecological Modelling**, v. 204, n. 3-4, p. 289-300, 2007.

MANNINA, G.; VIVIANI, G. Water quality modelling for ephemeral rivers: Model development and parameter assessment. **Journal of Hydrology**, v. 393, n. 3-4, p. 186-196, 2010.

MELO, M. C. **Avaliação e Proposição de Critérios de Outorga para Lançamento de Efluentes em Corpos d'Água**. Dissertação (Mestrado) do Programa de pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

MENEZES, J. P. C.; OLIVEIRA, L. F. C.; SALLA, M. R. Incertezas Sobre A Modelagem Matemática De Qualidade Da Água Em Curso De Água Urbano. **Ciência e Engenharia**, v.25, n.2, p.01-08. 2016

MOLENAAR, D. **The Spokane Aquifer, Washington: Its Geologic Origin and Water-Bearing and Water-Quality Characteristics**. Denver: U.S. Government Printing Office, 1988.

MUNIZ FREIRE. **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Muniz Freire: 2017. 393 p. Disponível em <https://sedurb.es.gov.br/Media/sedurb/PDF/Etapa%206%20-%20Plano%20Municipal%20de%20Saneamento%20B%C3%A1sico%20de%20Muniz%20Freire.pdf>. Acesso em 19 de maio de 2022.

PANAGOPOULOS, Y.; MAKROPOULOS, C.; MIMIKOU, M. Decision support for diffuse pollution management. **Environmental Modelling & Software**, v. 30, p. 57-70, 2012.

RENARD, B.; KAVETSKI, D.; KUCZERA, G.; THYER, M.; FRANKS, S. W. Understanding predictive uncertainty in hydrologic modeling: The challenge of identifying input and structural errors. **Water Resources Research**, v. 46, n. 5, 2010.

SAISANA, M.; SALTELLI, A.; TARANTOLA, S. Uncertainty and sensitivity analysis techniques as tools for the quality assessment of composite indicators. **Journal of the Royal Statistical Society: Series A (Statistics in Society)**, v. 168, n. 2, p. 307-323, 2005.

SALAS, J. D.; SHIN, H. Uncertainty Analysis of Reservoir Sedimentation. **Journal of Hydrological Engineering**, v. 125, n. 4, p. 339-350, 1999.

SHOJAEI, M.; NAZIF, S.; KERACHIAN, R. Joint uncertainty analysis in river water quality simulation: a case study of the Karoon River in Iran. **Environmental Earth Sciences**, v. 73, n. 7, p. 3819-3831, 2015.

TELES, R. B.; SILVEIRA, A. “Autodepuração de Escoamentos Naturais de Água” Estudo de Caso: de Modelagem Matemática em um Trecho do Ribeirão Preto, Ribeirão Preto SP. **XXX Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental**. Punta del Este, 2006.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de Rios**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2007.