

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE ENGENHARIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL

MARIANNE BUENO DOS PASSOS BRUM

**ANÁLISE DE UMA ABORDAGEM PROBABILÍSTICA PARA
A MODELAGEM E DETERMINAÇÃO DA QUALIDADE DA
ÁGUA DE RIOS**

Avaliador:
Defesa: dia __/__/2014 às _____ horas
Local: UFRGS / IPH Av. Bento Gonçalves, 9500
Anotações com sugestões para qualificar o trabalho são bem-vindas. O aluno fará as correções e lhe passará a versão final do trabalho, se for de seu interesse.

Porto Alegre
dezembro 2017

MARIANNE BUENO DOS PASSOS BRUM

**ANÁLISE DE UMA ABORDAGEM PROBABILÍSTICA PARA
A MODELAGEM E DETERMINAÇÃO DA QUALIDADE DA
ÁGUA DE RIOS**

Trabalho de Diplomação apresentado ao Departamento de
Engenharia Civil da Escola de Engenharia da Universidade Federal
do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do
título de Engenheira Civil

Orientador: Fernando Mainardi Fan

Porto Alegre
dezembro 2017

MARIANNE BUENO DOS PASSOS BRUM

**ANÁLISE DE UMA ABORDAGEM PROBABILÍSTICA PARA
A MODELAGEM E DETERMINAÇÃO DA QUALIDADE DA
ÁGUA DE RIOS**

Este Trabalho de Diplomação foi julgado adequado como pré-requisito para a obtenção do título de ENGENHEIRA CIVIL e aprovado em sua forma final pelo/a Professor/a Orientador/a e pela Coordenadora da disciplina Trabalho de Diplomação Engenharia Civil II (ENG01040) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Porto Alegre, dezembro de 2017

Prof. Fernando Mainardi Fan
Dr. pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Orientador

Profa. Luciani Somensi Lorenzi
Dra. pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Coordenadora

BANCA EXAMINADORA

Prof. Fernando Mainardi Fan (UFRGS)
Dr. pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof. Juan Martín Bravo (UFRGS)
Dr. pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof. Luiz Olinto Monteggia (UFRGS)
Dr. pela Newcastle University

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao professor Fernando Mainardi Fan, por ter aceitado orientar este TCC, mesmo não me conhecendo previamente, por ter me socorrido em diversos momentos de aflição durante a execução deste trabalho, por me dar o estímulo necessário para continuar aprendendo e melhorando, por acreditar na qualidade deste trabalho, e por ser um grande exemplo de professor e engenheiro.

Agradeço ao professor Juan Martín Bravo, por ter aceitado o meu convite para participar deste trabalho em tão curto prazo, pelos esclarecimentos e considerações tecidos, e pela agilidade na resposta e resolução de todas as questões envolvidas neste TCC.

Agradeço ao professor Luiz Olinto Monteggia, pelas aulas extremamente cativantes e pelas conversas motivantes, que inspiraram em mim o desejo de continuar o aprendizado na área de recursos hídricos, e em especial no campo da qualidade da água. Agradeço também ao professor Monteggia por ter me emprestado o meu primeiro livro sobre tratamento de água.

Agradeço também a todos os professores e educadores que fizeram parte da minha formação acadêmica, nomeadamente o professor Nilo Consoli, que é, além de tudo, um grande mentor.

Agradeço a toda a minha família, pelo carinho e por terem sido essenciais à minha formação pessoal. Agradeço em especial à minha mãe, Liz, ao meu irmão, Arthur, e ao meu pai, Dário, pelo apoio inesgotável, e por sempre acreditarem em mim e na minha capacidade, principalmente nos momentos em que eu mais duvidei de mim mesma.

Agradeço a todos os meus amigos, dos que me acompanham desde o colégio, até aqueles que conheci durante a faculdade, pelos momentos vividos juntos.

Agradeço à Manuela Dalla Rosa, por não ter desistido de mim em nenhuma das diversas etapas desse percurso da graduação.

Agradeço ao Guilherme Dutra, pela amizade de uma década, que perdura mesmo frente à distância. Agradeço pelos momentos conjuntos de descoberta e de apoio mútuo, e por ser um dos meus maiores exemplos profissionais e pessoais.

Agradeço à minha namorada, Anays Antunes, pela companhia essencial à minha sanidade neste final de curso, pelos momentos maravilhosos, e por dividir comigo este amor pela engenharia.

“How inappropriate to call this planet “Earth”, when it is quite clearly “Ocean”.

Arthur C. Clarke

RESUMO

A determinação de indicadores de qualidade da água é essencial para o correto manejo dos corpos d'água e avaliação da possibilidade de utilização destes mananciais para diversas atividades. Neste contexto, modelos de qualidade da água são frequentemente empregados para simular as condições da qualidade da água de um corpo hídrico. Além disso, estes modelos podem ser muito úteis para casos de projeção de cenários futuros, estudo de propostas alternativas para o planejamento dos recursos hídricos, investigação de mudanças no clima e no uso da água e do solo, e suporte técnico para Estudos de Impacto Ambiental. No entanto, há muitas incertezas no processo de modelagem, desde a falta de dados disponíveis, até a insegurança quanto à confiabilidade das medições executadas. Assim, este trabalho trata destas incertezas, objetivando analisar o uso de uma abordagem probabilística para a avaliação do efeito de poluentes sobre a qualidade da água de rios. Para isso, foi elaborada uma modificação em um modelo determinístico de simples utilização, através da utilização do Método de Monte Carlo. Foi simulado um caso real, previamente modelado, na situação atual, e em dois cenários futuros. O modelo probabilístico desenvolvido apresentou ótima conformação ao modelo determinístico, além de bom ajuste aos dados reais. A Análise de Sensibilidade programada se provou eficiente, porém a auto-calibração não pôde ser testada definitivamente. Concluiu-se que, dependendo da variabilidade adotada, a abordagem estatística pode levar a conclusões diferentes de uma determinística em relação à satisfação da legislação ambiental, de modo que a incerteza é um fator importante. Também se verificou que uma abordagem estatística tende a ser mais confiável, e que o modelo probabilístico pode ser uma ferramenta útil na determinação da qualidade da água e no processo de tomada de decisões para planejamento dos recursos hídricos. De maneira complementar, constatou-se que as novas figuras geradas pelo modelo desenvolvido ajudam no processo decisório, ao facilitarem a visualização das incertezas presentes na modelagem.

Palavras-chave: modelagem da qualidade da água; análise probabilística; Método de Monte Carlo; análise de incertezas.

ABSTRACT

Determining water quality indexes is crucial for a correct management of water bodies and evaluation of usage possibilities for many activities. In this context, water quality models are frequently employed to simulate water quality conditions in water bodies. Furthermore, these models can be very useful for future scenarios projection, evaluation of alternatives for water resources management, investigating the impacts of climate change, and different water and soil use, and technical support for Environmental Impact Studies. However, there are many uncertainties in the modelling process, from lacking sufficient data, to insecurity regarding the reliability of the available measurements. Therefore, this research thesis addresses these uncertainties, aiming to investigate the application of a probabilistic approach to the analysis of environmental impacts caused by pollutants on the water quality of rivers. To achieve this, a modification of a simple deterministic model was developed, by making use of the Monte Carlo method. A real, previously simulated, study case was modelled, in a current situation and in two future scenarios. The probabilistic model that was created showed great conformity to the original deterministic model, besides good adjustment to real data. The programmed Sensibility Analysis proved efficient, but the self-calibration algorithm couldn't be tested with certainty. It was inferred that, depending on the adopted variability, a statistical approach can lead to different conclusions than a deterministic one as to satisfying the environmental limits. Consequently, uncertainty is a key factor. It was also verified that a probabilistic methodology tends to be more trustworthy, and that the probabilistic model can be a useful tool in establishing water quality and in the decision-making process for water resources management. Complementarily, it was determined that the new images generated by the developed model can help the judgment procedure, by making visible the uncertainties present in the model.

Key-words: water quality modelling; probabilistic analysis; Monte Carlo Method; uncertainty analysis.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fluxograma do delineamento do trabalho.....	33
Figura 2. População urbana afetada por abastecimento insuficiente de água	37
Figura 3. Projeção da evolução da demanda urbana de água.....	38
Figura 4. Exemplo de curva de concentração de OD ao longo do rio pelo modelo de Streeter-Phelps	49
Figura 5. Exemplo de inserção de dados no modelo QUAL-UFGM	52
Figura 6. Exemplo de resultados fornecidos pelo QUAL-UFGM para atendimento do rio à legislação	56
Figura 7. Exemplo de gráficos gerados pelo QUAL-UFGM para concentração de diversos constituintes.....	56
Figura 8. Exemplo ilustrativo da utilização do Método de Monte Carlo. A linha laranja representa um arco de um quarto de circunferência, ou o limite de um quarto de círculo. Os pontos azuis são aqueles cuja distância ao centro (0,0) é menor que o raio do círculo ou circunferência (pontos “dentro”). Os pontos vermelhos são aqueles cuja distância ao centro (0,0) são maiores que o raio do círculo ou circunferência (pontos “fora”).....	60
Figura 9. Fluxograma do Desenvolvimento e Otimização do Modelo.....	64
Figura 10. Fluxograma da Implementação Computacional do Modelo	65
Figura 11: Figuras geradas pelo modelo probabilístico.	74
Figura 12. Exemplo de resultados da Análise de Sensibilidade do modelo probabilístico. As células destacadas em vermelho representam os coeficientes significativos e os respectivos valores de p encontrados.	81
Figura 13. Localização da bacia estudada e dos postos de monitoramento utilizados para coleta de dados.	84
Figura 14. Ilustração do método de obtenção da vazão através da subdivisão do perfil do rio em subáreas.	85
Figura 15. Diagrama unifilar do trecho estudado do Rio Jordão. Em vermelho os postos de monitoramento avaliados, em verde a confluência do córrego Brejo Alegre com o Rio Jordão.....	90
Figura 16. Gráficos obtidos por Salla et al. (2013) para a situação atual do Rio Jordão.	101
Figura 17. Resultados básicos do modelo probabilístico para OD: a) Gráfico das medianas das concentrações do parâmetro OD ao longo do rio – a linha pontilhada indica o limite da legislação; b) Gráfico de barras ao longo do rio, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro OD mínimo em todas as simulações; c) Gráfico de barras em um ponto específico, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro OD a 22km da cabeceira.	104

Figura 18. Bandas de incerteza gerados pelo modelo probabilístico para OD, representa o atendimento ou não do parâmetro OD mínimo em cada simulação: cada figura, de a) a d), reproduz 250 simulações rodadas	105
Figura 19. Resultados básicos do modelo probabilístico para DBO: a) Gráfico das medianas das concentrações do parâmetro DBO ao longo do rio – a linha pontilhada indica o limite da legislação; b) Gráfico de barras ao longo do rio, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro DBO máximo em todas simulações; c) Gráfico de barras em um ponto específico, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro DBO a 22km da cabeceira.	106
Figura 20. Bandas de incerteza gerados pelo modelo probabilístico para DBO, representa o atendimento ou não do parâmetro DBO máximo em cada simulação: cada figura, de a) a d), reproduz 250 simulações rodadas	107
Figura 21. Resultados básicos do modelo probabilístico para P_{tot} : a) Gráfico das medianas das concentrações do parâmetro P_{tot} ao longo do rio – a linha pontilhada indica o limite da legislação; b) Gráfico de barras ao longo do rio, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro P_{tot} máximo em todas simulações; c) Gráfico de barras em um ponto específico, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro P_{tot} a 22km da cabeceira.	108
Figura 22. Bandas de incerteza gerados pelo modelo probabilístico para P_{tot} , representa o atendimento ou não do parâmetro P_{tot} máximo em cada simulação: cada figura, de a) a d), reproduz 250 simulações rodadas	109
Figura 23. Resultados básicos do modelo probabilístico para coliformes: a) Gráfico das medianas das concentrações do parâmetro <i>E-Coli</i> ao longo do rio – a linha pontilhada indica o limite da legislação; b) Gráfico de barras ao longo do rio, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro <i>E-Coli</i> máximo em todas simulações; c) Gráfico de barras em um ponto específico, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro <i>E-Coli</i> a 22km da cabeceira.	110
Figura 24. Bandas de incerteza gerados pelo modelo probabilístico para coliformes representa o atendimento ou não do parâmetro <i>E-Coli</i> máximo em cada simulação: cada figura, de a) a d), reproduz 250 simulações rodadas	111
Figura 25. Resultados básicos do modelo probabilístico para nitrito: a) Gráfico das medianas das concentrações do parâmetro nitrito ao longo do rio – a linha pontilhada indica o limite da legislação; b) Gráfico de barras ao longo do rio, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro nitrito máximo em todas simulações; c) Gráfico de barras em um ponto específico, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro nitrito a 22km da cabeceira.	112
Figura 26. Bandas de incerteza gerados pelo modelo probabilístico para nitrito representa o atendimento ou não do parâmetro nitrito máximo em cada simulação: cada figura, de a) a d), reproduz 250 simulações rodadas	113
Figura 27. Resultados básicos do modelo probabilístico para nitrato: a) Gráfico das medianas das concentrações do parâmetro nitrato ao longo do rio – a linha pontilhada indica o limite da legislação; b) Gráfico de barras ao longo do rio, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro nitrato máximo em todas simulações; c) Gráfico de barras em um ponto específico, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro nitrato a 22km da cabeceira.	114

- Figura 28. Bandas de incerteza gerados pelo modelo probabilístico para nitrato representa o atendimento ou não do parâmetro nitrato máximo em cada simulação: cada figura, de a) a d), reproduz 250 simulações rodadas 115
- Figura 29. Resultados básicos do modelo probabilístico para amônia: a) Gráfico das medianas das concentrações do parâmetro amônia ao longo do rio – a linha pontilhada indica o limite da legislação; b) Gráfico de barras ao longo do rio, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro amônia máximo em todas simulações; c) Gráfico de barras em um ponto específico, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro amônia a 22km da cabeceira. 116
- Figura 30. Bandas de incerteza gerados pelo modelo probabilístico para amônia representa o atendimento ou não do parâmetro amônia máximo em cada simulação: cada figura, de a) a d), reproduz 250 simulações rodadas..... 117
- Figura 31. Gráficos dos cenários futuros simulados: a) Gráfico de bandas de incerteza, primeiras 250 simulações, para o parâmetro OD mínimo no cenário 1; b) Gráfico de bandas de incerteza, primeiras 250 simulações, para o parâmetro Amônia máxima no cenário 1; c) Gráfico de barras ao longo do rio para o parâmetro Amônia máxima no cenário 1; d) Gráfico de barras no ponto específico para o parâmetro DBO máximo, cenário 2. 120

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Síntese dos constituintes modelados por alguns dos principais programas computacionais	51
Quadro 2. Variáveis do Modelo QUAL-UFMG.	53
Quadro 3. Continuação: Variáveis do Modelo QUAL-UFMG.	54
Quadro 4. Parâmetros e coeficientes de entrada no Modelo QUAL-UFMG.	55
Quadro 5. Dados linkados ou não no modelo probabilístico.....	80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Concentrações típicas de constituintes para o esgoto produzido em diversas atividades.....	41
Tabela 2. Valores limite para alguns parâmetros de interesse de acordo com as legislações ambientais.....	42
Tabela 3. Resultados obtidos para o exemplo de utilização do Método de Monte Carlo	60
Tabela 4. Parâmetros de entrada medidos e estimados pelos autores.	87
Tabela 5. Parâmetros estimados pelos autores para o lançamento de efluentes do município de Araguari nos cenários propostos.	88
Tabela 6. Coeficientes adotados na modelagem.....	89
Tabela 7. Parâmetros determinados para o modelo probabilístico, pontos A a C.....	92
Tabela 8. Parâmetros determinados para o modelo probabilístico, pontos D a E, e afluentes.	92
Tabela 9. Parâmetros, coeficientes e intervalos de variação adotados nas simulações com o modelo probabilístico para o lançamento de esgoto e afluentes, na situação atual....	95
Tabela 10. Parâmetros, coeficientes e intervalos de variação adotados nas simulações com o modelo probabilístico para o rio principal, na situação atual.....	96
Tabela 11. Parâmetros, coeficientes e intervalos de variação adotados nas simulações com o modelo probabilístico para o lançamento de esgotos, nos cenários futuros.....	97
Tabela 12. Resultados obtidos por Salla et al. (2013) para os cenários futuros simulados....	102
Tabela 13. Síntese dos resultados obtidos nas simulações para a situação atual com o modelo probabilístico.	118
Tabela 14. Síntese dos resultados obtidos nas simulações para os cenários futuros com o modelo probabilístico.	119
Tabela 15. Resultados da Análise de Sensibilidade realizada para as três situações modeladas.	122

LISTA DE SIGLAS

ANA – Agência Nacional de Águas

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

COPASA – Companhia de Saneamento de Minas Gerais

DBO – Demanda bioquímica de oxigênio

DBO₅ – Demanda bioquímica de oxigênio, medida com um tempo de incubação de 5 dias

DQO – Demanda química de oxigênio

EPA – *United States Environmental Protection Agency*, Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América

OD – Oxigênio dissolvido

OD_{mín} – Valor mínimo em uma simulação para o parâmetro oxigênio dissolvido

QUAL-UFMG – Modelo de Qualidade da Água desenvolvido por von Sperling, professor da Universidade Federal de Minas Gerais

QUAL2E-UNCAS – Modelo avançado de qualidade de água para rios

VBA – Visual Basic for Applications

NMP – Número mais provável de microrganismos em uma amostra

HIDROTEC – Ferramenta desenvolvida na Universidade Federal de Viçosa que permite estimar dados hidrológicos para as bacias do estado de Minas Gerais

ETE – Estação de Tratamento de Esgotos

CD – Coeficiente de Determinação

LISTA DE SÍMBOLOS

K_1 – Coeficiente de desoxigenação (1/d)

K_2 – Coeficiente de reaeração (1/d)

K_{2max} – Valor máximo admitido para o coeficiente de reaeração (1/d)

t – Tempo qualquer

Q – Vazão do rio no trecho considerado

v – Velocidade média de escoamento

h – Profundidade média do rio

α – Porcentagem de confiabilidade

$Q_{7,10}$ – Menor média de vazão em 7 dias consecutivos para um período de retorno de 10 anos

Q_{esgoto} – Vazão de esgotos

$Q_{estiagem}$ – Vazão do rio na condição de estiagem no início do trecho considerado

B – Largura média da seção transversal

$P_{inorgânico}$ – Concentração de fósforo inorgânico no início do trecho considerado

$P_{orgânico}$ – Concentração de fósforo orgânico no início do trecho considerado

$E-Coli$ – Concentração de coliformes termotolerantes (NMP/100 mL)

P_{tot} – Concentração de fósforo total, somatório de fósforo orgânico e inorgânico

K_D – Coeficiente de decomposição da DBO (1/d)

a – Coeficiente de cálculo da velocidade do rio

b – Coeficiente de cálculo da velocidade do rio

K_{so} – Coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico (1/d)

k_{nitr} – Coeficiente de inibição da nitrificação devido ao baixo teor de oxigênio dissolvido (1/d)

Q_t – Vazão de um tributário ou afluente qualquer no início do trecho considerado

Q_r – Vazão do rio principal no início do trecho considerado

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	25
2 DIRETRIZES DA PESQUISA.....	29
2.1 QUESTÃO DA PESQUISA.....	29
2.2 OBJETIVOS DA PESQUISA	29
2.2.1 Objetivo principal.....	29
2.2.2 Objetivos secundários	29
2.2.3 Objetivos Complementares.....	30
2.3 PREMISAS	30
2.4 PRESSUPOSTOS.....	30
2.5 HIPÓTESES	30
2.6 DELIMITAÇÕES.....	31
2.7 LIMITAÇÕES	31
2.8 DELINEAMENTO.....	32
3 QUALIDADE DA ÁGUA	35
3.1 CONTEXTO GERAL	35
3.2 PARÂMETROS DE DETERMINAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA	39
3.3 AUTODEPURAÇÃO DO RIO	42
4 MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	45
4.1 CONTEXTO GERAL	45
4.2 MODELAGEM MATEMÁTICA	46
4.2.1 Balanço de Oxigênio Dissolvido	46
4.2.2 Modelo de Streeter-Phelps.....	47
4.2.3 Modificações do modelo e modelagem de outras variáveis	50
4.3 MODELAGEM COMPUTACIONAL	50
4.3.1 Modelo QUAL-UFMG	51
4.4 MODELAGEM PROBABILÍSTICA	57
4.4.1 Método de Monte Carlo	59
5 METODOLOGIA DE PESQUISA	63
5.1 PESQUISA E REFERÊNCIAS.....	63
5.2 DESENVOLVIMENTO DO MODELO.....	63
5.2.1 Concepção	64
5.2.2 Calibração	64
5.2.3 Implementação computacional do modelo	65
5.2.4 Simulação de um caso previamente modelado e análise de sensibilidade.....	66
5.3 ANÁLISES.....	66

5.3.1	Análise dos resultados.....	66
5.3.2	Comparação entre modelos.....	67
5.4	CONSIDERAÇÃO FINAIS	67
6	DESENVOLVIMENTO DO MODELO PROBABILÍSTICO	69
6.1	GERAÇÃO DE DADOS ATRAVÉS DO MÉTODO DE MONTE CARLO.....	69
6.2	TRATAMENTO DOS DADOS BRUTOS.....	71
6.3	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE	75
6.4	CALIBRAÇÃO DO MODELO.....	75
6.5	OUTRAS CONSIDERAÇÕES.....	77
7	UTILIZAÇÃO DO MODELO PROBABILÍSTICO.....	79
8	APRESENTAÇÃO DO ESTUDO DE CASO	83
8.1	DESCRIÇÃO GERAL.....	83
8.2	OBTENÇÃO DE DADOS	85
8.3	DADOS DISPONÍVEIS	87
8.4	MODELAGEM COM QUAL-UFMG.....	88
8.4.1	Variáveis e Coeficientes Adotados.....	89
8.4.2	Esquema Final do Estudo de Caso	89
8.5	MODELAGEM COM O MODELO PROBABILÍSTICO	91
9	RESULTADOS.....	99
9.1	MODELO QUAL-UFMG.....	99
9.1.1	Situação Atual	99
9.1.2	Cenários Futuros.....	101
9.2	MODELO PROBABILÍSTICO	103
9.2.1	Situação Atual	103
9.2.2	Cenários Futuros.....	118
9.2.3	Análise de Sensibilidade	120
10	DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	123
11	CONSIDERAÇÕES FINAIS	129
12	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	133
APÊNDICE A – RELATÓRIO GERADO PELO MODELO PROBABILÍSTICO PARA O CENÁRIO 1 DO CASO SIMULADO.....		
		139
APÊNDICE B – RELATÓRIO GERADO PELO MODELO PROBABILÍSTICO PARA O CENÁRIO 2 DO CASO SIMULADO.....		
		157

1 INTRODUÇÃO

O acesso à água de qualidade, seja ela para potabilidade, dessedentação de animais, ou atividades de lazer, é de importância inegável. A garantia dos padrões de qualidade da água é obtida através de um monitoramento rigoroso dos corpos hídricos e das atividades econômicas que podem gerar cargas poluidoras – a experiência mundial determina que é necessário um esforço a longo prazo para que países consigam desenvolver redes de monitoramento suficientes (DAVIES-COLLEY et al., 2011). No Brasil, o acesso à água de qualidade é deficitário de duas maneiras: o saneamento, tratamento e abastecimento de água são insuficientes (ANA, 2011) e o monitoramento é insatisfatório (ANA, 2017).

De 2009 a 2015 foram alocados mais de R\$11 bilhões em obras de esgoto e mais de R\$10 bilhões em obras de água (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2016), porém os esforços foram, até o momento, insuficientes: de acordo com o Instituto Trata Brasil (2017), mais de 35 milhões de brasileiros não têm acesso à água tratada; 42,67% do esgoto não é tratado no país; e mais de 100 milhões de pessoas não têm acesso à coleta de esgoto, além de outros dados alarmantes. O custo para universalização da água e dos esgotos seria de R\$303 bilhões em 20 anos, porém este valor é atrelado à qualidade da água atual nos mananciais – quanto maior é a sua deterioração devido à má administração dos recursos hídricos, maior será o dispêndio necessário para tratamento.

Desta maneira, há dinheiro sendo investido para melhoria das condições de abastecimento, porém a rede de monitoramento continua extremamente deficitária. Neste contexto, a modelagem surge como forma para melhor gerenciamento dos fundos disponíveis: através desta ferramenta, se pode analisar cenários futuros de utilização dos recursos hídricos, estimar parâmetros de qualidade, elaborar estudos de aproveitamento dos mananciais disponíveis, entre outras possíveis utilidades. No entanto, o déficit de monitoramento também dificulta a obtenção de dados de entrada confiáveis para os modelos de qualidade, de modo que há grande variabilidade e incerteza nas previsões e avaliações geradas com modelos determinísticos tradicionais. Conseqüentemente, seria útil a existência de um modelo simples e de fácil utilização, que levasse em consideração a incerteza dos parâmetros de entrada, e gerasse resultados de interpretação facilitada, independentes do valor escolhido dentro do intervalo de referência para cada variável.

Devido à importância do acesso à água adequada e da medição dos parâmetros de qualidade; da utilidade de modelos computacionais para avaliação de qualidade dos recursos hídricos no Brasil; e da variabilidade de resultados devido à inconsistência e insuficiência de dados de entrada, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a viabilidade de um modelo de abordagem probabilística. Pretendeu-se desenvolver um modelo de qualidade de água que levasse em consideração a incerteza dos parâmetros de entrada e gerasse uma resposta estatística, através da modificação de outro modelo de baixa complexidade e simples operação – o QUAL-UFGM (VON SPERLING, 2014). Esta modificação foi feita através da Simulação de Monte Carlo, em que são realizadas diversas repetições do modelo para geração de dados suficientes para uma análise probabilística – o objetivo é utilizar a incerteza inerente ao sistema para a sua resolução. Objetivou-se que os resultados obtidos fossem de mais fácil interpretação e de maior confiabilidade, especialmente quanto à modelagem de rios com poucos dados disponíveis, gerando subsídios para um melhor planejamento dos recursos hídricos no Brasil.

Assim, o modelo probabilístico desenvolvido no presente trabalho pretendeu, como vários outros modelos matemáticos e computacionais, ser uma ferramenta de auxílio para estudo ou tomada de decisões em relação ao planejamento de recursos hídricos, para modelagem de cenários futuros, para produção de documentação requerida pela legislação ambiental, ou para investigação dos efeitos de mudanças no clima ou no uso do solo. Ademais, também visou dar suporte ao controle da qualidade da água em situações reais e atuais, ajudando a suprir carências em redes de monitoramento deficientes ou ainda, como explica Larentis (2004, p.2), “apontar deficiências na abrangência espacial da rede de monitoramento em operação na bacia”.

O modelo probabilístico também teve como objetivo melhor se adequar a circunstâncias de baixa confiabilidade nos dados de entrada, o que é o caso em grande parte das situações simuladas no Brasil ou em outros países em desenvolvimento, onde há pouco investimento no monitoramento dos corpos hídricos e imprecisões nas análises laboratoriais: Salla et al. (2013, p. 107) explica que “no Brasil, devido ao alto custo de implantação e manutenção, existem deficiências de redes hidrométricas e, conseqüentemente, de dados históricos e, na maioria das vezes, as redes existentes dificilmente cobrem os locais de interesse necessários para o planejamento hídrico de uma região”. Muitas vezes, decisões envolvendo recursos financeiros significativos são tomadas com base em resultados incertos, advindo de modelos alimentados com parâmetros duvidosos (VON SPERLING, 2014). Desta forma, o modelo desenvolvido também pretendeu otimizar questões de custo, além de procurar ser uma ferramenta de mais

ampla interpretação, já que a incerteza é explicitamente incluída nos resultados finais – não há necessidade de maiores explicações para que o usuário leigo possa corretamente utilizar e compreender os dados gerados.

2 DIRETRIZES DA PESQUISA

Este capítulo apresenta e descreve sucintamente as diretrizes que guiaram a pesquisa desenvolvida. Nos itens a seguir, estão descritos os elementos: questão de pesquisa; objetivos; premissas; pressupostos; hipóteses; delimitações; limitações; e delineamento.

2.1 QUESTÃO DA PESQUISA

A questão da pesquisa é: para casos de poucos dados confiáveis, é útil o emprego de um modelo de qualidade de água baseado na incerteza de parâmetros?

2.2 OBJETIVOS DA PESQUISA

Os objetivos da pesquisa estão descritos a seguir.

2.2.1 Objetivo principal

Analisar o uso de uma abordagem probabilística na avaliação do efeito de poluentes sobre a qualidade da água de um manancial, através da adaptação de um modelo de qualidade de água, baseada na incerteza de parâmetros.

2.2.2 Objetivos secundários

Os objetivos secundários do trabalho são:

- a) Testar uma modificação do modelo QUAL-UFMG para gerar uma resposta probabilística.
- b) Analisar a viabilidade deste método de representação de resultados através da aplicação em um caso real previamente modelado; estudar vantagens e desvantagens.
- c) Fornecer subsídios para um melhor aproveitamento de estudos de qualidade de água que usam modelagem.

2.2.3 Objetivos Complementares

- a) Verificar a adequação da implementação de uma metodologia automática de análise de sensibilidade e calibração do modelo computacional desenvolvido.

2.3 PREMISSAS

O trabalho tem por premissa que há grande incerteza na quantificação dos parâmetros utilizados em modelos matemáticos de qualidade de água, e que os erros decorrentes da falta de confiabilidade nos dados de entrada prejudicam expressivamente os resultados gerados. Supõe-se que imprecisões significativas nas simulações podem impactar negativamente o planejamento dos recursos hídricos disponíveis.

Ademais, o presente trabalho assume que o modelo QUAL-UFGM simula adequadamente os fenômenos que influenciam a qualidade da água de rios submetidos à poluição, e que as simplificações adotadas não afetam significativamente os resultados gerados pelo modelo. Além disso, presume-se que o número de repetições adotado é suficiente para gerar resultados probabilísticos satisfatórios, de erro estatístico desprezível, através da Simulação de Monte Carlo. Enfim, admite-se que a distribuição uniforme de probabilidades gera resultados adequados para os parâmetros modelados.

2.4 PRESSUPOSTOS

O presente trabalho tem que são válidos os parâmetros e diretrizes estabelecidos nas Resoluções CONAMA 274/2000 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2000), CONAMA 357/2005 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2005) e na Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011).

2.5 HIPÓTESES

Um modelo probabilístico gera resultados de maior confiabilidade que um modelo determinístico de mesma complexidade, quando os dados de entrada disponíveis são escassos, incertos, ou muito variáveis.

2.6 DELIMITAÇÕES

Delimita-se o modelo desenvolvido apenas à análise de rios, e não de outros tipos de corpos de água, devido à sua maior simplicidade de modelagem. O trabalho desenvolvido foi baseado em modelos computacionais pré-existentes e utiliza casos previamente simulados para a verificação e comparação dos resultados, não havendo novas coletas de amostras ou análises laboratoriais. Para a geração de dados probabilísticos, utiliza-se o método da Simulação de Monte Carlo.

2.7 LIMITAÇÕES

Limitações do presente trabalho incluem simplificações do modelo QUAL-UFMG (VON SPERLING, 2014), que serve de base para o modelo probabilístico desenvolvido, e simplificações estatísticas adotadas para as Simulações de Monte Carlo, que geram os dados necessários para a análise probabilística:

- A. Não inclusão das algas e as suas interações com os outros fenômenos e constituintes;
- B. Não consideração da dispersão longitudinal (fluxo de pistão ideal);
- C. Resolução das integrais pelo método de Euler, que requer pequenos passos de integração para evitar a geração de erros significativos;
- D. Adoção do regime permanente para modelagem hidráulica de rios (condições estacionárias);
- E. Modelagem unidimensional dos fenômenos ecológicos que influenciam a qualidade da água (apenas na distância ou comprimento do rio, e não no tempo);
- F. Suposição de mistura perfeita e instantânea no ponto de contribuição (desconsideração dos efeitos da mistura lateral);
- G. Utilização do teste t para comparação das amostras (teste t para amostras dependentes) e definição da significância dos parâmetros na Análise de Sensibilidade Regionalizada.

As limitações foram aceitas, pois causam influências consideradas por hora pequenas nos resultados finais, enquanto diminuem significativamente a complexidade do modelo,

facilitando sua programação, minimizando sua necessidade computacional e aumentando a sua acessibilidade para o usuário final. Além disso, modelos mais detalhados requerem maior número e maior confiabilidade nos dados de entrada adotados, ficando além da proposta deste trabalho.

2.8 DELINEAMENTO

O presente trabalho foi desenvolvido de acordo com quatro grandes etapas descritas a seguir, e ilustradas no fluxograma apresentado na Figura 1.

A. Pesquisa e referências:

- a. Pesquisa bibliográfica
- b. Definição das diretrizes da pesquisa;
- c. Análise do modelo QUAL-UFGM

B. Desenvolvimento do modelo:

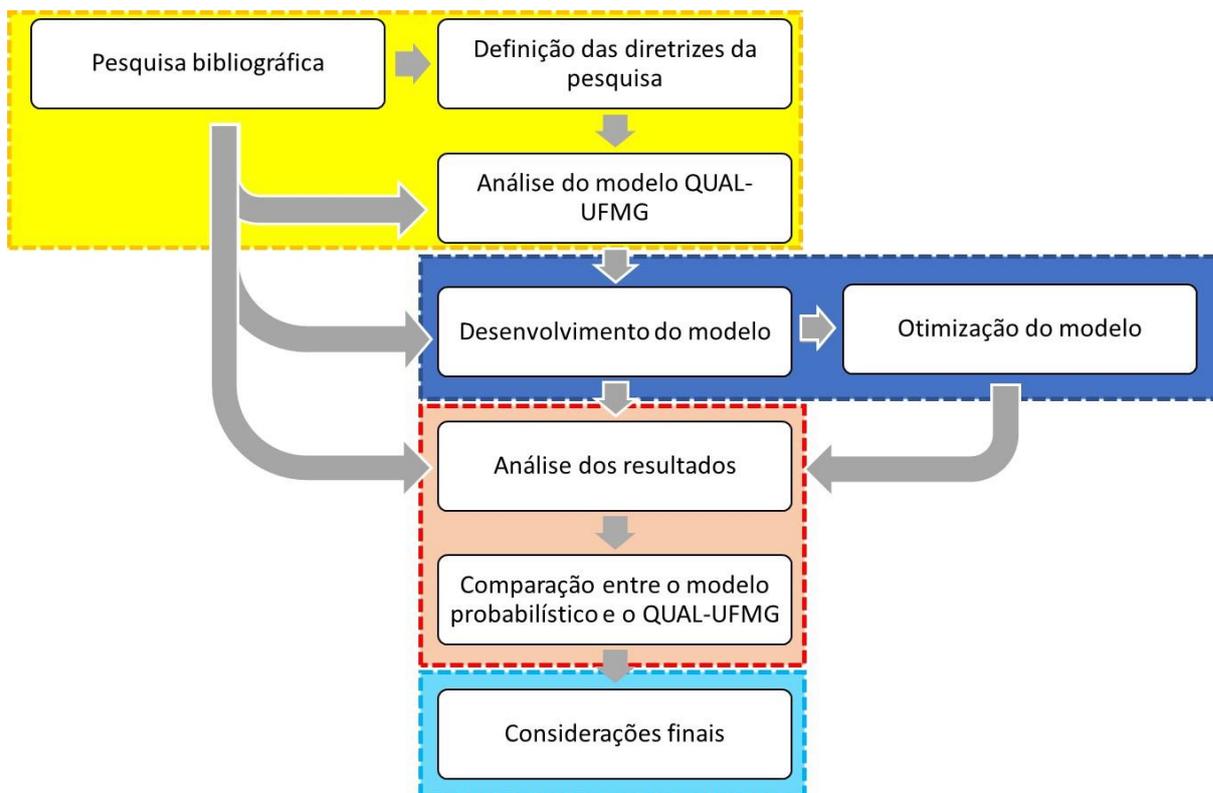
- a. Concepção;
- b. Calibração;
- c. Implementação computacional;
- d. Otimização do modelo;
- e. Simulação de um caso previamente modelado;
- f. Análise de sensibilidade;

C. Análises:

- a. Análise dos resultados;
- b. Comparação entre o modelo probabilístico e o QUAL-UFGM;

D. Considerações Finais.

Figura 1. Fluxograma do delineamento do trabalho



(Fonte: da autora)

Durante a fase de pesquisa e referências, buscaram-se dados, experiência com o modelo QUAL-UFMG base, e conhecimento necessário para o prosseguimento à etapa seguinte, em que o modelo foi efetivamente desenvolvido: da concepção matemática à implementação computacional e, por fim, à otimização e à simulação de um caso. Nas análises, foi testada a validade do modelo através da verificação e discussão dos resultados obtidos, além da comparação entre os dados gerados pelo método probabilístico e aqueles resultantes do QUAL-UFMG. Por fim, considerações finais foram elaboradas, em que foram feitas uma análise crítica do estudo desenvolvido, dos resultados obtidos, e da aplicabilidade do trabalho realizado.

3 QUALIDADE DA ÁGUA

A determinação de indicadores de qualidade da água é essencial para o correto manejo dos corpos d'água e avaliação da possibilidade de utilização destes mananciais para diversas atividades. Neste capítulo, serão abordados conceitos gerais sobre parâmetros de importância para a análise da qualidade da água, elaborados comentários sobre o contexto geral da gestão dos recursos hídricos no Brasil e no mundo, e brevemente explicado o fenômeno de autodepuração de rios, essencial para a compreensão da modelagem de rios.

3.1 CONTEXTO GERAL

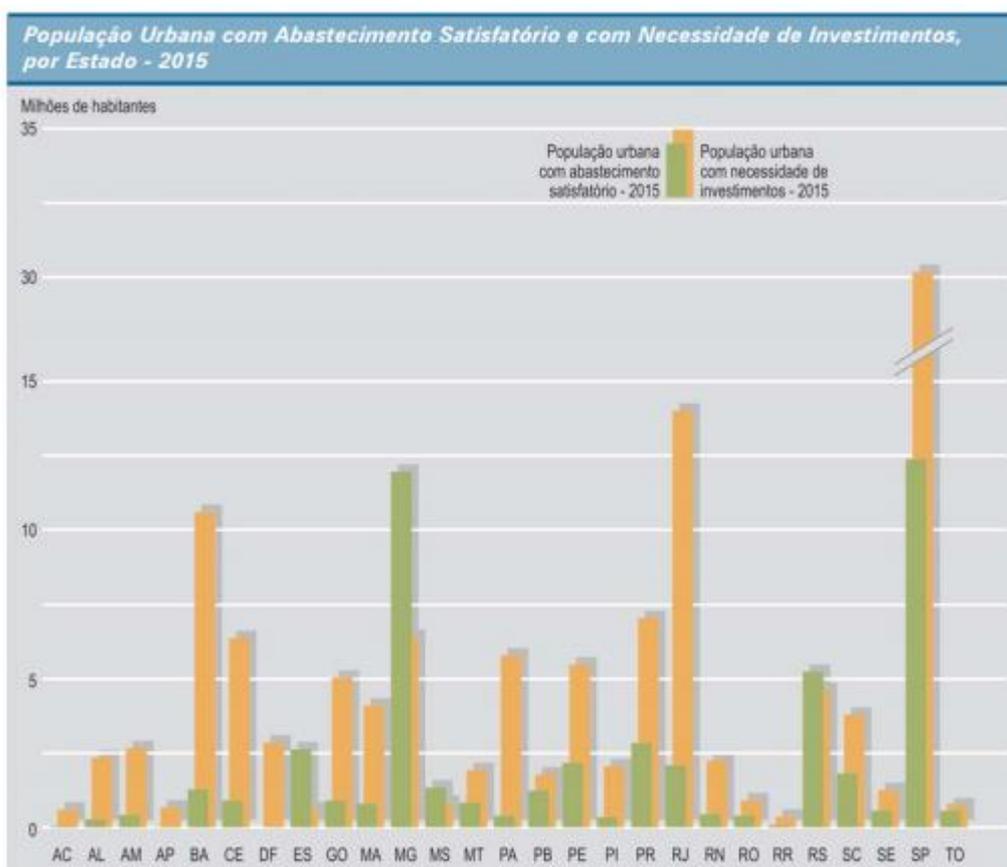
O acesso à água de qualidade adequada é indispensável à vida e à sociedade moderna, bem como foi crucial ao avanço da civilização. A água não só é necessária para a existência de vida, mas também é essencial para atividades importantes ao desenvolvimento humano, como produção industrial e agrícola; religião e espiritualidade, a exemplo do rio Ganges para os hindus da Índia e Bangladesh; banho, higienização e manutenção da saúde pessoal; atividades de lazer; pesca e produção alimentícia para pequenas comunidades; navegação e transporte de bens; e produção de energia elétrica. Apesar da sua importância, já é difícil o acesso à água potável em alguns lugares do mundo, como em boa parte da África subsaariana, o que gera pobreza e barra a igualdade social, pois impede o desenvolvimento da saúde, alimentação e produção econômica (THE WATER PROJECT, 2017). Além disso, de acordo com a Organização Mundial de Saúde (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2016), para cada \$1 investido em água e saneamento, há uma economia de \$5,50 – degradações na qualidade da água podem adicionar custos substanciais aos processos de purificação de rios urbanos, por exemplo (KIBRIA, 2016). Ou ainda, segundo pesquisa do Instituto Trata Brasil em parceria com o Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável (2013), a universalização do saneamento traria uma economia anual de 27,3 milhões de reais para os cofres públicos, apenas considerando internações hospitalares advindas de doenças contraídas devido à água poluída. Assim, o desenvolvimento de soluções para garantir a preservação dos recursos hídricos e a manutenção da sua qualidade é uma questão de suma importância, pois, conjuntamente, envolve, determina e afeta questões de logística, de saúde, sociais, culturais e econômicas.

Obter água de qualidade tende a tornar-se cada vez mais difícil devido às mudanças climáticas, urbanização mundial e crescimento industrial de países subdesenvolvidos. Portanto, o rápido crescimento da demanda de água e a falta de tratamento gera poluição dos recursos hídricos. Em 2014, em Lagos, capital da Nigéria, a água potável só era acessada por 7 milhões de pessoas, o que era apenas um terço da demanda da cidade (IBUKUN; KAY, 2015). Ainda assim, apesar do sistema já deficiente, em 2016 a população de Lagos teve um crescimento maior que o número de habitantes da cidade de Boston, EUA, piorando a situação de escassez (IBUKUN; KAY, 2015). Ademais, os efeitos do fenômeno do aquecimento global tendem a deteriorar a qualidade da água disponível:

Onde fortes chuvas, enchentes, etc. devem aumentar, como resultado poluentes como arsênico, metais pesados, pesticidas, hormônios, fármacos, nutrientes (nitrogênio e fósforo), e organismos patogênicos em corpos d'água vão aumentar e a qualidade da água será deteriorada. O aumento na temperatura das águas pode aumentar a proliferação de algas azuis ou verdes e cianobactérias, que causariam problemas na qualidade da água para atividades recreacionais, pescqueiros e fazendas de peixes, agricultura, irrigação, e dessedentação de homens e animais. Enchentes e chuvas excessivas relacionadas à mudança climática facilitariam a entrada de dejetos humanos e animais, e patogênicos em mananciais (rios, riachos) e abastecimentos de água potável, o que é potencial para doenças transmissíveis pela água e então pode aumentar os custos de tratamento da água. Além disso, o aumento na temperatura das águas diminuirá a solubilidade de oxigênio e concentrações de oxigênio dissolvido. Baixos níveis de oxigênio dissolvido podem reduzir a diversidade de espécies aquáticas (peixes) de um ecossistema. (KIBRIA, 2016, p. 2, tradução da autora)

No Brasil, o acesso à água de qualidade não é garantido, devido à rede inadequada de monitoramento da qualidade, e ao abastecimento deficiente. A Figura 2 quantifica a população urbana que habita áreas onde há necessidade de investimento em produção (captação e tratamento) para adequado abastecimento de água:

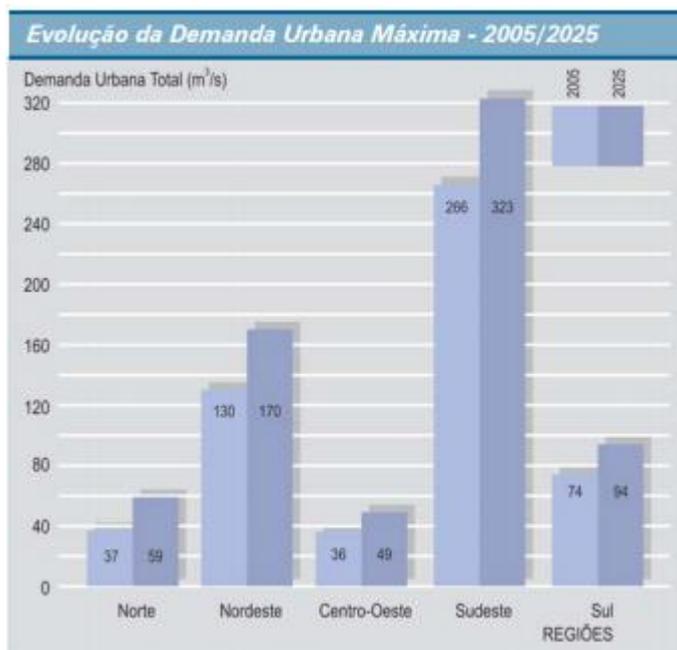
Figura 2. População urbana afetada por abastecimento insuficiente de água



(Fonte: ANA, 2010)

Além da insuficiente rede saneamento e abastecimento, a demanda por água cresce significativamente, e estima-se que este seja o cenário até o ano de 2025 (ANA, 2010). Na Figura 3 estão os dados de demanda urbana, projetados para o país:

Figura 3. Projeção da evolução da demanda urbana de água no Brasil



(Fonte: ANA, 2010)

Tendo em vista o cenário futuro negativo em relação à disponibilidade de água de qualidade, devemos atentar à manutenção da nossa rede hídrica, em especial impedindo sua deterioração com o emprego de um sistema de monitoramento completo e eficiente, pois o investimento em novos mananciais, desde a captação até o tratamento, requer recursos técnicos e financeiros muito maiores (ANA, 2010).

Para garantir que uma determinada fonte de água atenda aos requisitos de qualidade para uma atividade específica, deve haver um conjunto de análises de parâmetros através do monitoramento do manancial. Apesar da água de um rio ser própria para atividades de lazer, ela pode não ser adequada para beber, pois há, por exemplo, o risco de transmissão de doenças de veiculação hídrica, como a cólera (COPASA, 2017). Desta forma, a quantificação da qualidade da água é essencial, e a rede para o seu monitoramento deve ser extensiva. No entanto, os custos de implantação e manutenção desse sistema de controle são impraticáveis para muitos países ainda em desenvolvimento, o que diminui a sua confiabilidade. De acordo com a Agência Nacional de Águas, ANA (2017), “Nem todos os estados têm condições de monitorar a qualidade de suas águas, seja pelo elevado custo de logística, seja pela ausência de pessoal capacitado, o que resulta em verdadeiros vazios de monitoramento...”. Além disso, ainda segundo a ANA (2017), há falta de confiabilidade em muitas das análises laboratoriais feitas,

pois muitos laboratórios não são certificados e não empregam pessoas especializadas, e há lacunas nos dados coletados devido ao interrompimento de campanhas por falta de recursos. Logo, em países em desenvolvimento, como o Brasil, uma solução parcial para a dificuldade de monitoramento causada pela insuficiência financeira é a utilização de modelos de qualidade de água.

3.2 PARÂMETROS DE DETERMINAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

É imprescindível a quantificação dos parâmetros que determinam a qualidade da água para determinada atividade. Dentre eles, há parâmetros estéticos, fisiológicos e ecológicos. Apesar de todos serem importantes, serão descritos sucintamente apenas os elementos frequentemente modelados, já que uma explicação completa dos indicadores de qualidade da água foge do escopo deste trabalho.

Os parâmetros mais utilizados na modelagem da qualidade da água, nacionalmente e internacionalmente, são a DBO, o OD, os coliformes fecais, o fósforo e o nitrogênio e suas frações. Estes são adotados devido à sua relativa facilidade de medição e monitoramento e representatividade como indicador de fonte de poluição e dos fenômenos ecológicos que acontecem no manancial (LARENTIS, 2004).

O oxigênio dissolvido (OD) é o principal parâmetro de caracterização dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos, pois é essencial para a manutenção da vida aquática. O oxigênio é um gás de baixa solubilidade, cuja concentração de saturação varia dependendo de parâmetros como temperatura e pressão atmosférica. Ele é consumido em diversos processos de degradação da matéria orgânica e nas reações de transformação da matéria inorgânica despejada nos mananciais. A queda significativa nos níveis de OD causa mortandade de todos seres aquáticos aeróbios (que utilizam oxigênio para respiração); possível geração de maus odores, caso ocorra anaerobiose no curso hídrico; e em geral afeta todos os fenômenos de estabilização de poluentes. Quanto menos OD disponível, mais difícil é o tratamento da água (seja diretamente nos rios, através dos microrganismos, ou nas estações de tratamento, através de processos biológicos).

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) mede o consumo de oxigênio dissolvido necessário para microrganismos degradarem a matéria orgânica presente na água – ou seja, estima de maneira indireta o impacto da descarga de poluentes nos mananciais. Realiza-se esta medição

através de um ensaio, facilmente realizável em qualquer laboratório, em que se determina a variação na concentração de OD de uma amostra após 5 dias em uma temperatura constante. Devido ao tempo de incubação adotado (5 dias, em que se assume que 60 a 70% da matéria orgânica já foi oxidada), chama-se este parâmetro de DBO_5 . Neste trabalho, a sigla DBO sempre se referirá à DBO_5 , e as duas nomenclaturas serão utilizadas de forma intercambiável. Prefere-se a DBO_5 devido à sua facilidade e baixo custo para determinação e amplo uso, apesar de existirem outros parâmetros de medição mais rápida e precisa, como o DQO e o COT. Além disso, a DBO é mais representativa dos fenômenos ecológicos que realmente acontecem nos rios.

Nutrientes, principalmente o nitrogênio (advindo de proteínas, especialmente esgoto doméstico) e fósforo (de várias fontes, como detergentes e fertilizantes), devem ser avaliados devido ao seu potencial de eutrofização dos mananciais, o que resulta no crescimento exagerado de organismos fotossintetizantes, e à demanda por OD devido ao processo de nitrificação da amônia (fração do nitrogênio). Além da queda de OD nos rios e lagos causar problemas significativos para a vida aquática, cursos d'água eutrofizados apresentam gosto da água desagradável, além de custos de tratamento d'água mais elevados, e eventual diminuição da navegabilidade de rios, devido à superpopulação de algas.

A medição dos coliformes fecais é de especial interesse para abastecimento e preservação dos ambientes aquáticos. Como a determinação individual da ocorrência de patogênicos é muito difícil, faz-se a análise da água através de indicadores, principalmente o grupo coliforme – bactérias que existem no nosso intestino, e têm resistência similar a das bactérias patogênicas. Assim, a medição de coliformes fecais analisa o risco bacteriológico através de microrganismos não-patogênicos, em um ensaio de rápida execução – verifica-se a potencialidade de transmissão de doenças.

A Tabela 1, a partir de dados obtidos de Larentis (2004) e von Sperling (2014), sumariza as concentrações de alguns dos principais constituintes para a análise da qualidade da água, para algumas atividades de interesse:

Tabela 1. Concentrações típicas de constituintes para o esgoto produzido em diversas atividades

Tipo		DBO ₅ ⁽¹⁾	Nitrogênio Total ⁽¹⁾	Fósforo Total ⁽¹⁾	Coliformes Fecais ⁽²⁾
Esgoto Doméstico		300	40	10	1-1000
Indústria	Couros	210	3,3	2,0	1,0
	Bebidas	350	10,0	1,0	0,1
	Têxtil	22	27,5	1,2	8,0
	Alimentos	260	30,0	5,0	7,0
	Química	146	27,5	1,1	0,001
	Metal	10	2,6	0,6	0,001
	Papel	250	10,0	1,2	0,001
Utilidade Pública		300	30,0	10,0	7,0

(1): unidades em mg.L-1

(2): unidades em 10⁶ NMP.100mL-1

(Fonte: modificado de Larentis, 2004 e von Sperling, 2014)

Apesar dos valores da Tabela 1 serem aceitáveis para avaliações preliminares de lançamentos comuns, a variabilidade existente é significativa: fatores como densidade populacional, tamanho da indústria, e a existência ou não de tratamento primário de esgotos afetam as concentrações de poluentes despejados nos corpos hídricos. Variações podem ser modeladas em intervalos da ordem de 10% a 80% (COSTA; TEIXEIRA, 2010; LARENTIS, 2004; MATEUS et al, 2015; PALIWAL, SHARMA, KANSAL, 2006; TONON, 2014), dependendo da confiabilidade existente nos dados de monitoramento.

As concentrações medidas ou modeladas devem ser confrontadas com os limites estabelecidos em lei para cada classe do rio: prescreve-se que, quando mais nobre for a utilização determinada para o manancial (de potabilidade até irrigação, por exemplo), mais restritos são os intervalos de aceitabilidade. Von Sperling (2014) sintetizou os dados das principais leis acerca dos parâmetros de qualidade da água:

Tabela 2. Valores limite para alguns parâmetros de interesse de acordo com as legislações ambientais

Parâmetro	Unidade	Classe Águas Doces			
		1	2	3	4
Coliformes termotolerantes	NMP/100mL	200	1000	1000-4000	-
DBO ₅	mg/L	3	5	10	-
OD	mg/L	≥6	≥5	≥4	≥2
N amoniacal total (pH≤7,5)	mgN/L	3,7	3,7	13,3	-
N amoniacal total (7,5<pH≤8,0)	mgN/L	2	2	5,6	-
N amoniacal total (8,0<pH≤8,5)	mgN/L	1	1	2,2	-
N amoniacal total (pH>8,5)	mgN/L	0,5	0,5	1	-
Nitrato	mgN/L	10	10	10	-
Nitrito	mgN/L	1	1	1	-
P total (ambiente lêntico)	mgP/L	0,02	0,03	0,05	-
P total (ambiente intermediário e tributário direto de ambiente lêntico)	mgP/L	0,025	0,05	0,075	-
P total (ambiente lótico e tributário de ambiente intermediário)	mgP/L	0,1	0,1	0,15	-

(Fonte: modificado de von Sperling, 2014)

Para uma análise completa da importância, medição e quantificação de cada parâmetro, além de uma lista compreensiva de todos os parâmetros de importância para análise da qualidade da água, ver von Sperling (1996), von Sperling (2014) e Porto, Branco e Luca (1991). Para o texto completo das leis ambientais de maior importância, ver as Resoluções CONAMA 274/2000 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2000) e 357/05 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2005), e a Portaria 2914/2011 (BRASIL, 2011).

3.3 AUTODEPURAÇÃO DO RIO

O fenômeno da autodepuração do rio é aquele no qual ocorrem reações bioquímicas que restabelecem o equilíbrio, depois do despejo de afluentes (principalmente a introdução de matéria orgânica). Neste caso, o rio funciona como um reator biológico: as bactérias decompositoras, ao estabilizarem a matéria orgânica, consomem oxigênio dissolvido. O decréscimo de OD constitui-se como um dos principais problemas de poluição de águas (VON SPERLING, 2014). Deve-se compreender este processo para que se possa utilizar a capacidade

de assimilação dos rios da melhor forma possível, viabilizando o esgotamento de cargas poluidoras de forma controlada; e para que se possa ter conhecimento da capacidade máxima de esgotamento do manancial estudado. A modelagem matemática da qualidade da água é baseada neste fenômeno, e a legislação ambiental utiliza este conceito na determinação das normas para cargas poluidoras.

4 MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA

A modelagem da qualidade da água é hoje muito empregada no mundo inteiro, pois é uma ferramenta extremamente versátil: ao mesmo tempo em que pode ser utilizada de forma conjunta com o monitoramento dos recursos hídricos, também é vantajosa como suporte para o planejamento do uso das águas, como apoio para os usuários tomadores de decisão (órgãos governamentais e ambientais), ou mesmo para determinação da viabilidade ou não da implementação de barragens e outras grandes obras. Este capítulo introduzirá o contexto geral da modelagem no Brasil e no mundo; explicará brevemente o desenvolvimento e a aplicação de modelos tradicionais e avançados de qualidade da água, e versará sobre a utilidade do emprego da modelagem probabilística.

4.1 CONTEXTO GERAL

Modelos de qualidade de água podem ser usados para apoiar a rede de monitoramento ao estimarem os parâmetros de qualidade e o efeito da descarga de poluentes em um corpo hídrico por meio de recursos matemáticos e computacionais. De acordo com von Sperling (2014, p. 5), “Uma eficiente forma de avaliar os impactos do lançamento de cargas poluidoras, bem como de analisar cenários de intervenção e medidas de controle ambiental, é através da utilização de modelos matemáticos de qualidade das águas”. Assim, além da possibilidade de simulação das condições reais de um manancial onde ocorre o despejo de poluentes, as vantagens da utilização de modelos computacionais englobam também a modelagem de cenários futuros, o estudo de propostas alternativas para o planejamento do aproveitamento dos recursos hídricos, a investigação dos efeitos de mudanças do clima e do uso do solo, e suporte técnico para Estudos de Impacto Ambiental e outros documentos requeridos pela legislação vigente.

Os modelos desenvolvidos podem ser simples ou complexos, dependendo do conjunto de variáveis simuladas e das simplificações empregadas à modelagem dos processos ecológicos que ocorrem em rios, lagos e reservatórios. Segundo Costa e Teixeira (2010, p. 3), “Como grande valia, principalmente para rios com vazões relativamente elevadas, está em ascensão a aplicação de modelos bi e tridimensionais [...]”. Modelos mais detalhados podem determinar com maior precisão as características dos corpos hídricos, mas exigem o conhecimento de diversas variáveis que, em países em desenvolvimento, normalmente não são medidas – há falta de investimento e poucos postos de monitoramento. Ou seja, quanto mais complexo o modelo,

maior é o risco do erro devido à necessidade de estimativa de parâmetros desconhecidos. Assim, o emprego de modelos simplificados pode ser mais confiável, pois a viabilidade de modelos complexos é limitada pelo acesso a dados de boa credibilidade (VON SPERLING; VAL; NASCIMENTO, 2014).

Apesar das vantagens da utilização de modelos de previsão e simulação da qualidade de água, a confiabilidade dos resultados é limitada pela grande variabilidade de valores dos parâmetros e pela insuficiência de dados de calibração e verificação. Assim, Ide e Ribeiro (2009) explicam que “[os valores dos parâmetros] são muitas vezes determinados como valores médios de grandes intervalos”. Desta forma, há erros resultantes da adoção de valores médios como dados de entrada, o que é frequentemente feito devido à facilidade da sua obtenção na literatura. Por fim, segundo a ANA (2017), “[...] é preciso disponibilizar não somente os dados, mas também as avaliações relativas aos dados, de forma a transformá-los em informação, que pode ser utilizada pela sociedade [...]” – não basta a difusão dos dados e dos valores limites da legislação, mas também é necessário explicar qual a sensibilidade dos resultados aos parâmetros de entrada adotados.

4.2 MODELAGEM MATEMÁTICA

4.2.1 Balanço de Oxigênio Dissolvido

O balanço de OD é a relação que explica a variação do oxigênio dissolvido no manancial. Desconsiderando as variações do OD devido à mistura de águas com concentrações variadas do constituinte, pode-se dizer que o balanço de OD, simplificado, vale:

$$\begin{aligned} \text{Taxa de variação do déficit de OD} & \qquad \qquad \qquad \text{(fórmula 1)} \\ & = \text{Consumo de OD} - \text{Ganho de OD} \end{aligned}$$

Em que o consumo de OD envolve todos os fenômenos que utilizam o OD presente na água, como a respiração aeróbica das bactérias que degradam a matéria orgânica, ou os processos de nitrificação, respiração das algas, e demanda do sedimento, enquanto o ganho de OD engloba os processos de geração ou aumento da concentração de OD na água.

O modelo de Streeter-Phelps, precursor no campo da modelagem e base para diversos outros modelos de qualidade da água, considera apenas os processos de reaeração e consumo através da respiração das bactérias aeróbias. No entanto, o balanço de OD envolve fenômenos muito mais complexos, em que outros constituintes têm papel crucial. Durante os processos de conversão de nitrogênio, por exemplo, há consumo significativo de OD, e há produção, que pode ou não ser importante, dependendo da velocidade do rio, de OD pela fotossíntese realizada pelas algas.

A partir do mesmo conceito básico (a taxa de variação de um determinado composto é igual a sua produção menos o seu consumo), pode-se determinar a concentração de outros constituintes de importância, como as frações de nitrogênio ou fósforo.

Se há aporte de águas, como as de um tributário, a variação da concentração de um determinado constituinte é dada pela média ponderada das concentrações (válida para mistura instantânea em lançamentos pontuais):

$$C_o = \frac{Q_1 \cdot C_1 + Q_2 \cdot C_2}{Q_1 + Q_2} \quad (\text{fórmula 2})$$

Em que $Q_{1,2}$ e $C_{1,2}$ são, respectivamente, a vazão e a concentração do constituinte de cada trecho considerado. C_o vale, assim, a concentração final do constituinte estudado.

4.2.2 Modelo de Streeter-Phelps

O modelo clássico de qualidade da água, e um dos primeiros a ser desenvolvido, é o de Streeter e Phelps (1925), criado para a análise das águas do rio Ohio, nos Estados Unidos. O modelo Streeter-Phelps avalia o balanço de OD em rios, através de equações que formulam os fenômenos de desoxigenação e reaeração.

Para isso, o modelo determina que a cinética do balanço de oxigênio dissolvido é dada por reações de primeira ordem, onde a taxa de reação é proporcional à concentração do constituinte avaliado:

$$\frac{dC}{dt} = -KC \quad (\text{fórmula 3})$$

Onde K é a constante da velocidade da reação, C é a concentração do constituinte em um dado instante de tempo, e dC/dt é a taxa de reação. O consumo de oxigênio é avaliado através do parâmetro DBO remanescente (ou a quantidade de oxigênio necessária para a estabilização da matéria orgânica presente no corpo hídrico), da seguinte maneira:

$$L = L_0 \cdot e^{-K_1 \cdot t} \quad (\text{fórmula 4})$$

Onde L_0 é a concentração de DBO a ser degradada, e L é a quantidade de DBO remanescente em um tempo t qualquer. K_1 é o coeficiente de velocidade da reação aplicado à reação de consumo de oxigênio, denominado coeficiente de desoxigenação.

Na prática, na verdade, determinou-se que o parâmetro K_d é mais adequado para modelagem de rios reais, já que há diferença nos valores obtidos em laboratório e medidos – a sedimentação e a remoção pelo lodo de fundo acelera a oxidação da matéria orgânica. Assim, adota-se o parâmetro K_d , ao invés do parâmetro K_1 , de modo que K_d é sempre maior ou igual a K_1 . O fenômeno da reaeração, ou produção de OD, é descrito segundo a fórmula 3 abaixo:

$$C = C_s - (C_s - C_0) \cdot e^{K_2 \cdot t} \quad (\text{fórmula 5})$$

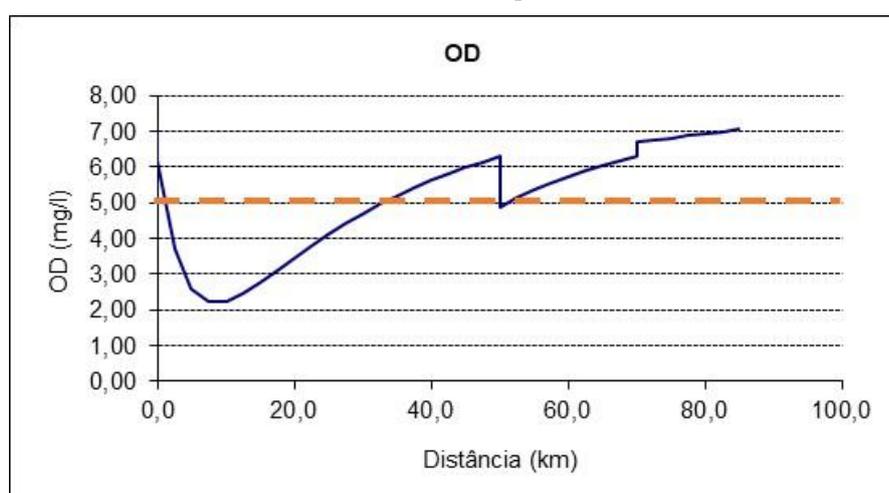
Onde C_s é a concentração de saturação de OD, que varia em função da temperatura da água e da pressão atmosférica, C_0 é a concentração inicial do constituinte, C é a concentração do constituinte em um tempo t qualquer, e K_2 é o coeficiente de velocidade da reação aplicado à reação de reaeração, denominado coeficiente de reaeração.

Os coeficientes de desoxigenação K_1 , decomposição do rio K_d , e reaeração K_2 são fonte de grandes incertezas, já que variam de forma significativa dependendo das características dos poluentes e dos corpos hídricos, respectivamente. Os valores destas variáveis são

frequentemente adotados como a média de faixas de valores obtidas da literatura (IDE; RIBEIRO, 2009). Von Sperling (2014) cita valores típicos de K_d que variam desde $0,08d^{-1}$ para rios rasos com águas limpas até $0,50d^{-1}$ em rios profundos que recebem esgoto bruto concentrado; já Thomann e Mueller (1987) admitem intervalos entre 0,1 a $3 d^{-1}$ – diferenças significativas como estas refletem a grande variabilidade intrínseca aos coeficientes.

Pode-se determinar, através do balanço de OD, a concentração do OD e da DBO ao longo do percurso do rio, o que é o resultado do modelo. Segundo von Sperling (2014), através da análise dos perfis (curvas) que podem ser gerados, obtém-se alguns elementos de importância, como uma ideia das consequências da poluição; o ponto crítico de menor ou maior concentração do constituinte ou poluente, possibilitando o confronto com os limites legislativos; ou ainda o local em que o rio está próprio para a atividade desejada, como banho ou captação de água. Na Figura 4 do exemplo retirado de von Sperling (2014) abaixo, pode-se perceber que boa parte do rio se encontra abaixo do mínimo normativo de 5mg/L. Além disso, nota-se que o ponto crítico está a aproximadamente 10km do início do manancial, devido ao consumo de OD pelas bactérias que degradam a matéria orgânica despejada. Finalmente, pode-se fazer uma análise da curva levando em consideração as possíveis zonas de eutrofização do rio: assume-se que, a 80km, o manancial não está completamente autodepurado, pois não houve estabilização da concentração de oxigênio dissolvido.

Figura 4. Exemplo de curva de concentração de OD ao longo do rio pelo modelo de Streeter-Phelps



(Fonte: modificado de von Sperling, 2014)

O modelo de Streeter-Phelps é bastante simplificado: ele não avalia alguns dos constituintes necessários a uma correta análise da qualidade da água, assume condições estacionárias e características uniformes para o rio, e não modela condições de anaerobiose (OD nulo). Ainda assim, ele é a base de muitos outros modelos mais complexos (von Sperling, 2014).

4.2.3 Modificações do modelo e modelagem de outras variáveis

Através do modelo clássico de Streeter-Phelps, podem-se realizar modificações para a inserção de metodologias de modelagem de outros parâmetros de qualidade da água. Para o desenvolvimento das fórmulas, análise da sua aplicação e valores característicos dos coeficientes de entrada, ver Chapra (1997) e von Sperling (2014).

A partir da inserção de outras relações, pode-se modelar, dentre outros fenômenos, a sedimentação; a nitrificação; demanda do sedimento; fotossíntese e respiração das algas; e a demanda bentônica. Desta forma, pode-se calcular e determinar a concentração de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e de organismos patogênicos (coliformes termotolerantes), além de OD e DBO. Modelos mais avançados ainda possibilitam a aproximação de processos complexos, como os que envolvem zooplânctons, sílica e outros metais. No entanto, é importante atentar, para o fato que no Brasil ainda há dificuldades extremas na resolução de problemas básicos de poluição. Assim, frequentemente não convém se adequar recursos para a medição e determinação dos coeficientes necessários para a modelagem de fenômenos avançados – o impacto que eles têm sobre a qualidade da água é diminuído frente aos processos de degradação da matéria orgânica advinda dos esgotos brutos, por exemplo.

4.3 MODELAGEM COMPUTACIONAL

Muitos modelos computacionais foram desenvolvidos para facilitar e agilizar a determinação dos parâmetros de qualidade de água, em diferentes graus de complexidade. Von Sperling (2014) traz uma síntese de alguns dos principais modelos existentes e as variáveis analisadas em cada um (para fins comparativos, a tabela foi modificada com as atualizações dos modelos e a ela foi adicionado o QUAL-UFGM):

Quadro 1. Síntese dos constituintes modelados por alguns dos principais programas computacionais

Constituinte	Programa										
	QUAL2E	WASP7	CE-QUAL-ICM	HEC5Q	MIKE HYDRO	ATV Model	Salmon-Q	DUFLOW	AQUASIM	DESERT	QUAL-UFMG
Temperatura	X	X	X	X	X	X	X	e.a.	e.a.		X
Bactérias		X	X	X	X	X	X	e.a.	e.a.		
OD-DBO	X	X	X	X	X	X	X	e.a.	e.a.	X	X
Nitrogênio	X	X	X	X	X	X	X	e.a.	e.a.	X	X
Fósforo	X	X	X	X	X	X	X	e.a.	e.a.	X	X
Sílica			X		X	X	X	e.a.	e.a.		
Fitoplâncton	X	X	X	X	X	X	X	e.a.	e.a.	X	
Zooplâncton			X		X	X		e.a.	e.a.		
Algas bentônicas					X	X	X	e.a.	e.a.		

e.a = estrutura aberta, pode ser modificado pelo usuário.

(Fonte: modificado de von Sperling, 2014)

Quanto mais variáveis forem avaliadas, maior é a complexidade do modelo e, consequentemente, mais difícil é a obtenção dos parâmetros necessários para sua utilização, aumentando as incertezas inerentes aos dados de entrada (LINDENSCHMIDT, 2006; OBROPTA; KARDOS, 2007; VON SPERLING, 2014).

4.3.1 Modelo QUAL-UFMG

O modelo QUAL-UFMG, de von Sperling, é uma implementação em planilha eletrônica que permite simular DBO, OD, nitrogênio total e suas frações, fósforo total e suas frações, e coliformes termotolerantes, mas ignora os efeitos de algas e suas inter-relações – esta simplificação é considerada aceitável no caso de rios (VON SPERLING, 2014). O modelo é de fácil manipulação e sua operação se dá através do preenchimento dos dados de entrada, a partir dos quais resultados determinísticos são instantaneamente gerados. Na Figura 5 está ilustrado o processo de inserção de dados no programa:

Figura 5. Exemplo de inserção de dados no modelo QUAL-UFGM

DADOS DE ENTRADA INICIAIS	Símbolo	Valor
DADOS DO RIO A MONTANTE (CABECEIRA OU HEADWATER)		
Vazao do rio (m ³ /s)	Qr	0,760
OD do rio (mg/l)	ODr	7,1
DBO5 do rio (mg/l)	DBOr	2
Nitrogênio orgânico do rio (mg/l)	Norgr	1,0
Amônia-N do rio (mg/l)	Namonr	1,0
Nitrito-N do rio (mg/l)	Nnitritr	0,0
Nitrato-N do rio (mg/l)	Nnitratr	0,0
P orgânico do rio (mg/l)	Porgr	0,01
P inorgânico do rio (mg/l)	Pinorgr	0,01
Coliformes no rio (NMP/100ml)	Colir	1,00E+01
Temperatura	T	22
OD saturação (mg/l)	ODsat	7,75
DADOS FÍSICOS DO RIO		
Distancia do trecho (km)	d	95
Altitude acima do nível do mar (m)	Altit	1000
Velocidade - coeficientes da equação $v = a.Q^b$	a	0,269
	b	0,383
Profundidade - coeficientes da equação $H = c.Q^d$	c	0,285
	d	0,583

(Fonte: von Sperling, 2014)

No Quadro 2 e Quadro 3 a seguir, estão descritas todas as variáveis modeladas pelo QUAL-UFGM. No Quadro 4, estão detalhados os coeficientes ou parâmetros de entrada no modelo. Alguns devem ser complementados por coeficientes de correção para temperaturas diferentes de 20°C, como aparece nos Quadro 2 e Quadro 3. Além dessas, é opcional a inserção de variáveis de vazão distribuída.

Quadro 2. Variáveis do Modelo QUAL-UFMG.

Variáveis do Modelo QUAL-UFMG	
Distância acumulada de percurso (km)	Pinorg na mistura (início do segmento) (mg/L)
Tempo no segmento	Coli do tributário (mg/L)
Tempo acumulado de percurso (d)	Coli do esgoto (mg/L)
Pinorg do esgoto distribuído (mg/L)	Coli da vazão incremental (mg/L)
Vazão pontual de tributário (m ³ /s)	Coli do esgoto distribuído (mg/L)
Vazão pontual de esgotos (m ³ /s)	Coli na mistura (início do segmento) (mg/L)
Vazão distribuída incremental, por drenagem (m ³ /s no segmento)	Coefic desoxigenação K1 na temperatura de 20o C (1/d)
Vazão distribuída de esgotos (m ³ /s no segmento)	Coefic decomposição de DBO Kd na temperatura de 20o C (1/d)
Vazão pontual de captação de água (m ³ /s) - entrar com valor positivo	Coefic sedimentação de DBO Ks na temperatura de 20o C (1/d)
Vazão total no segmento	Coefic desoxigenação K1 na temperatura T (1/d)
Velocidade (m/s)	Coefic decomposição de DBO Kd na temperatura T (1/d)
Profundidade (m)	Coefic sedimentação de DBO Ks na temperatura T (1/d)
Largura (m)	Coefic remoção de DBO Ks na temperatura T (1/d)
DBO5 do tributário (mg/L)	Coefic conversão DBO5 a DBOu
DBO5 do esgoto (mg/L)	Coefic reaeração K2 na temperatura de 20o C (1/d)
DBO5 da vazão incremental (mg/L)	Coefic reaeração K2 na temperatura T (1/d)
DBO5 do esgoto distribuído (mg/L)	OD: Taxa produção de O2 por fotossíntese (20oC) (g/m ² .d)
DBO5 na mistura (início do segmento) (mg/L)	OD: Taxa consumo de O2 por respiração (20oC) (g/m ² .d)
OD do tributário (mg/L)	OD: Taxa consumo de O2 por demanda do sedimento (20oC) (g/m ² .d)
OD do esgoto (mg/L)	DBO: Carga linear distribuída ao longo do rio (20oC) (gDBO5/m.d)
OD da vazão incremental (mg/L)	Coef. liberação Namon pelo sedimento de fundo (20oC) (g/m ² .d)
OD do esgoto distribuído (mg/L)	Coef. liberação Pinorg pelo sedimento de fundo (20oC) (g/m ² .d)
OD na mistura (início do segmento) (mg/L)	OD: Taxa de produção de O2 por fotossíntese na temperatura T (g/m ³ .d)
Norg do tributário (mg/L)	OD: Taxa de consumo de O2 por respiração na temperatura T (g/m ³ .d)
Norg do esgoto (mg/L)	OD: Taxa de consumo de O2 por demanda do sedimento na temperatura T (g/m ³ .d)
Norg da vazão incremental (mg/L)	OD: Taxa de consumo/produção O2 total (-P+R+Sb) na temperatura T (g/m ³ .d)

(Fonte: modificado de von Sperling, 2014)

Quadro 3. Continuação: Variáveis do Modelo QUAL-UFGM.

Variáveis do Modelo QUAL-UFGM	
Norg do esgoto distribuído (mg/L)	DBO: Carga linear distribuída ao longo do rio na temperatura T (gDBO5/m3.d)
Norg na mistura (início do segmento) (mg/L)	Coef. liberação Namon pelo sedimento de fundo na temperatura T(g/m3.d)
Namon do tributário (mg/L)	Coef. liberação Pinorg pelo sedimento de fundo na temperatura T (g/m3.d)
Namon do esgoto (mg/L)	Balanço DBO5 devido a cargas pontuais (mg/l por delta t)
Namon da vazão incremental (mg/L)	Balanço DBO5 devido a cargas distrib (mg/l por delta t)
Namon do esgoto distribuído (mg/L)	Concentração resultante de DBO5 (mg/l)
Namon na mistura (início do segmento) (mg/L)	Fator de correção do coef. Kamonnitrito para baixo OD
Nnitrito do tributário (mg/L)	Concentração de N-org ao longo do tempo
Nnitrito do esgoto (mg/L)	Concentração de N-amon ao longo do tempo (mg/l)
Nnitrito da vazão incremental (mg/L)	Concentração de N-nitrito ao longo do tempo (mg/l)
Nnitrito do esgoto distribuído (mg/L)	Concentração de N-nitrato ao longo do tempo (mg/l)
Nnitrito na mistura (início do segmento) (mg/L)	Concentração de N-total ao longo do tempo (mg/l)
Nnitrito do tributário (mg/L)	Concentração NH3 livre (mg/l)
Nnitrito do esgoto (mg/L)	Prod OD devido aeração (mg/l por delta t)
Nnitrito da vazão incremental (mg/L)	Deficit OD devido DBO carbonácea (mg/l por delta t)
Nnitrito do esgoto distribuído (mg/L)	Déficit OD devido oxidação amônia (mg/l por delta t)
Nnitrito na mistura (início do segmento) (mg/L)	Déficit OD devido oxidação nitrito (mg/l por delta t)
Porg do tributário (mg/L)	Déficit OD devido cargas distribuídas (mg/l por delta t)
Porg do esgoto (mg/L)	Balanço OD (mg/l por delta t)
Porg da vazão incremental (mg/L)	Concentração resultante de OD (mg/l)
Porg do esgoto distribuído (mg/L)	Concentração de OD corrigida para evitar valores negativos (mg/L)
Porg na mistura (início do segmento) (mg/L)	Concentração de P-org ao longo do tempo
Pinorg do tributário (mg/L)	Concentração de P-inorg ao longo do tempo (mg/l)
Pinorg do esgoto (mg/L)	Concentração de P total ao longo do tempo
Pinorg da vazão incremental (mg/L)	Concentração de coliformes ao longo do tempo (NMP/100ml)
Pinorg do esgoto distribuído (mg/L)	

(Fonte: modificado de von Sperling, 2014)

Quadro 4. Parâmetros e coeficientes de entrada no Modelo QUAL-UFMG.

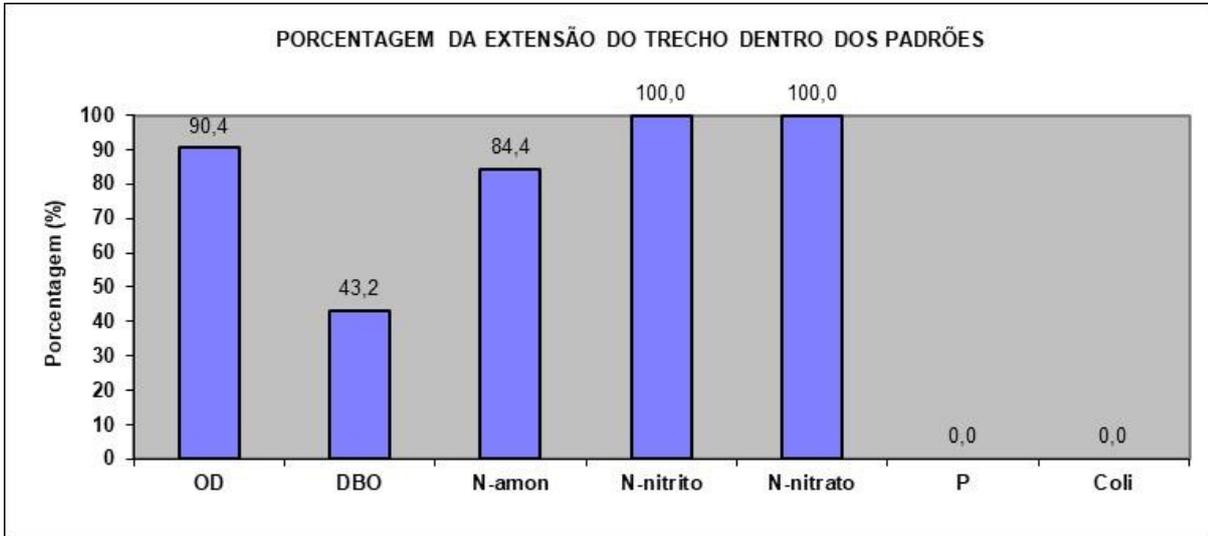
Parâmetros e Coeficientes do Modelo QUAL-UFMG		Parâmetro ou Coeficiente		Parâmetro ou Coeficiente	
Parâmetro ou Coeficiente	Símbolo	Parâmetro ou Coeficiente	Símbolo	Parâmetro ou Coeficiente	Símbolo
RIO PRINCIPAL		RIO PRINCIPAL		RIO PRINCIPAL	
Vazão do rio (m ³ /s)	Qr	Coef. desoxigenação (1/d)	K1	Coef. decomposição DBO (1/d)	Kd
OD do rio (mg/l)	ODr	Coef. sedimentação DBO (1/d) (0 p/ nenhuma sediment)	Ks	OD: Taxa produção de O ₂ por fotossíntese (g/m ² .d)	P'
DBO5 do rio (mg/l)	DBOr	OD: Taxa consumo de O ₂ por respiração (g/m ² .d)	R'	OD: Taxa consumo de O ₂ por demanda do sedimento (g/m ² .d)	Sd'
Nitrogênio orgânico do rio (mg/l)	Norgr	DBO: Carga linear distribuída ao longo do rio (gDBO5/m.d)	Lrd'	Coef. liberação Namon pelo sedimento de fundo (20oC) (g/m ² .d)	Snamon'
Amônia-N do rio (mg/l)	Namonr	Coef. liberação Pinorg pelo sedimento de fundo (20oC) (g/m ² .d)	Spinorg'	TRIBUTÁRIOS	
Nitrito-N do rio (mg/l)	Nnitritor	Vazão do tributário (m ³ /s)	Qt	OD do tributário (mg/l)	Odt
Nitrato-N do rio (mg/l)	Nnitratr	DBO5 do tributário (mg/l)	DBOt	Nitrogênio orgânico do tributário (mg/l)	Norgt
P orgânico do rio (mg/l)	Porgr	Amônia-N do tributário (mg/l)	Namont	Nitrito-N do tributário (mg/l)	Nnitritot
P inorgânico do rio (mg/l)	Pinorgr	Nitrato-N do tributário (mg/l)	Nnitratot	P orgânico do tributário (mg/l)	Porgt
Coliformes no rio (NMP/100ml)	Colir	P inorgânico do tributário (mg/l)	Pinorgt	Coliformes do tributário (NMP/100ml)	Colit
Temperatura	T	ESGOTOS		Vazão do tributário (m ³ /s)	Qe
Velocidade - coeficientes da equação $v = a.Q^b$	a	OD do tributário (mg/l)	Ode	DBO5 do tributário (mg/l)	DBOe
Profundidade - coeficientes da equação $H = c.Q^d$	c	Nitrogênio orgânico do tributário (mg/l)	Norge	Amônia-N do tributário (mg/l)	Namone
Coef. reatuação K ₂ - coeficientes da equação $K_2 = m.Q^{-n}$	m	Nitrito-N do tributário (mg/l)	Nnitritoe	Nitrito-N do tributário (mg/l)	Nnitritoe
Valor máximo aceito para K ₂	K ₂ máx	Nitrato-N do tributário (mg/l)	Nnitratoe	Nitrato-N do tributário (mg/l)	Nnitratoe
Coef. sedimentação Norg (1/d)	Kso	P orgânico do tributário (mg/l)	Porge	P orgânico do tributário (mg/l)	Porge
Coef. conversão Norg-Namon (1/d)	Koa	P inorgânico do tributário (mg/l)	Pinorge	P inorgânico do tributário (mg/l)	Pinorge
Coef. conversão Namon-Nnitrito (1/d)	Kan	Coliformes do tributário (NMP/100ml)	Colie		
Coef. conversão Nnitrito-Nitrato (1/d)	Knn				
Coef. liberação Namon pelo sedimento de fundo (g/m ² .d)	Snamon				
O ₂ equiv. conversão Namon-Nnitrito (mgO ₂ /mgNamon oxid)	O2Namon				
O ₂ equiv. conversão Nnitrito-Nitrato (mgO ₂ /mgNnitrito oxid)	O2Nnitri				
Coef. inibição da nitrificação por baixo OD	knitr				
pH (para cálculo NH ₃ livre)	pH				
Fração de amônia livre	fNH ₃				
Coef. sedimentação Porg (1/d)	Kspo				
Coef. conversão Porg-Pinorg (1/d)	Koi				
Coef. liberação Pinorg pelo sedimento de fundo (g/m ² .d)	Spinorg				
Coef. decaimento de coliformes (1/d)	Kb				

(Fonte: modificado de von Sperling, 2014)

Os resultados gerados na planilha incluem valores calculados dos constituintes modelados, porcentagem de atendimento à legislação e gráficos da qualidade da água ao longo do percurso simulado. Como os cálculos são realizados através da integração pelo método de Euler, de forma aberta (os passos de integração estão explicitados nas células, simplificando a sua compreensão), o tratamento dos dados resultantes para geração de outras figuras ou obtenção

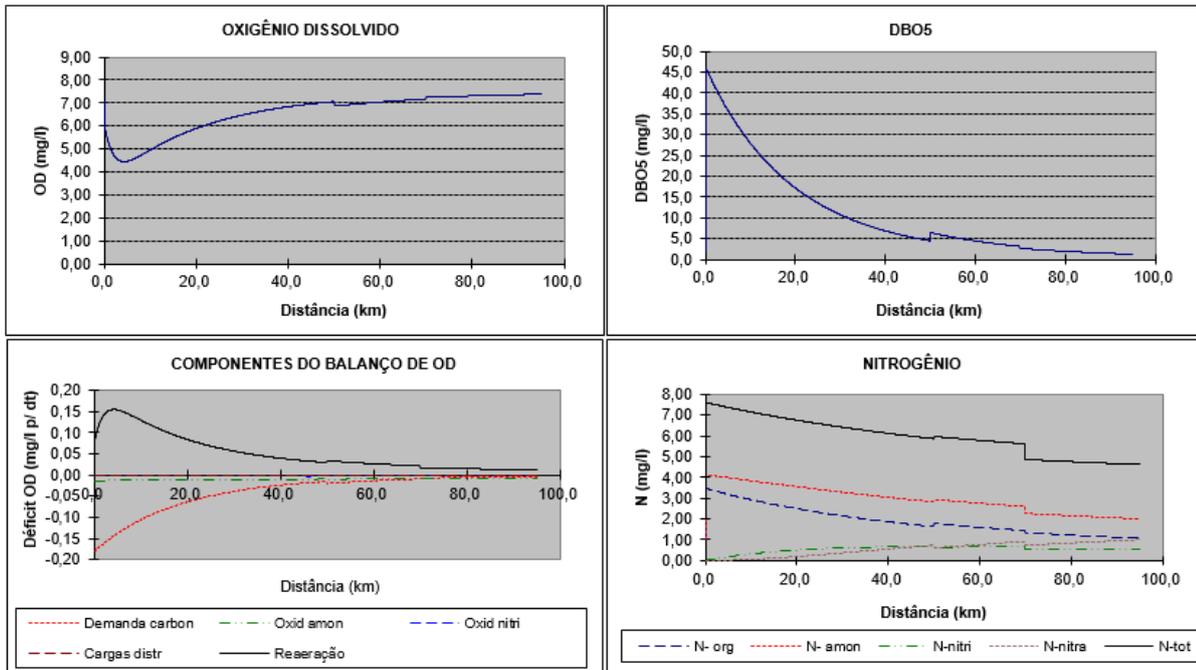
de outros parâmetros é facilitada. A seguir, estão representados alguns dos gráficos e resultados fornecidos pelo modelo:

Figura 6. Exemplo de resultados fornecidos pelo QUAL-UFGM para atendimento do rio à legislação



(Fonte: von Sperling, 2014)

Figura 7. Exemplo de gráficos gerados pelo QUAL-UFGM para concentração de diversos constituintes



(Fonte: modificado de von Sperling, 2014)

Apesar das simplificações adotadas pelo modelo, sua acessibilidade, versatilidade, baixa necessidade computacional e facilidade de modificação são algumas das grandes vantagens que o tornam bastante interessante, tanto academicamente quanto para gerenciamento de recursos hídricos. De fato, ele já foi extensivamente utilizado para ambas finalidades (IDE; RIBEIRO, 2009; TEODORO et al., 2013; TONON, 2010; TUPINÁ, 2013; VALLANDO; PULCHERA; SARDINHA, 2015; VON SPERLING, 2014)

4.4 MODELAGEM PROBABILÍSTICA

A modelagem estocástica ou probabilística é aquela em que são variados os parâmetros de modelagem de acordo com algum critério estatístico, gerando respostas diferentes em cada rodada para os mesmos dados de entrada. O modelo probabilístico, em sua concepção, tem a vantagem de poder analisar as incertezas das variáveis, porém apresenta maiores restrições quanto à extrapolação para cenários futuros, pois é limitado aos dados e condições que basearam o modelo (OBROPTA; KARDOS, 2007). Já uma metodologia híbrida, em que se adicione a análise das incertezas a um modelo-base determinístico não apresentaria estas limitações. Desta forma, a modelagem probabilística aqui descrita é, na verdade, uma modelagem híbrida, porém foi mantida a nomenclatura original: foi considerado que modelos probabilísticos são aqueles em que há a análise estatística das incertezas, acoplada a um modelo determinístico tradicional.

A modelagem probabilística possibilita analisar as incertezas presentes em modelos determinísticos, seja com objetivo de validá-lo, seja de maneira a aumentar a confiabilidade dos resultados gerados. De fato, enquanto “a calibração pode ser considerada um procedimento primordial no sistema do modelo, é utilizada no modelo para ajustar os parâmetros das equações matemáticas à realidade física, química e biológica de um corpo d’água”(TONON, 2014, p.69), Costa e Teixeira argumentam que “face às imprecisões a que estão sujeitos os resultados obtidos a partir do ajuste [calibração do modelo], há a necessidade de implementar métodos que permitam a avaliação das incertezas nos parâmetros e variáveis de entrada” (2010, p. 2). Assim, além de aumentar a robustez de determinado modelo, a análise de incerteza através de modelagem probabilística pode ser indispensável em casos de variabilidade excessiva dos dados, ou pouquíssimos dados confiáveis. Garante-se, assim, que o modelo é verdadeiramente uma boa adaptação às condições reais que estão sendo analisadas.

Ao se utilizar uma abordagem probabilística, explicitando as incertezas da modelagem, há uma maior liberdade para o usuário tomar decisões quanto ao manejo dos recursos hídricos, já que “o aspecto mais importante de uma análise quantitativa de variabilidade e incerteza... é o processo de interação entre o avaliador do risco, quem gere o risco, e outros participantes do processo, o que faz a análise de risco um processo dinâmico, ao invés de estático” (EPA, 1997). Zoppou (2001) argumenta que através das análises de incertezas, os tomadores de decisão podem fazer uma avaliação realista das limitações dos modelos de previsão de chuva, e acredita-se que isso pode ser estendido para modelos de qualidade de água.

Além disso, a modelagem probabilística pode ser utilizada de modo a automatizar a calibração de modelos complexos (OBROPTA; KARDOS, 2007; VON SPERLING, 2014), em que a determinação manual dos coeficientes ótimos pode ser restritiva à diminuição dos erros: quanto maior a complexidade, menores os erros, mas maior a sensibilidade do modelo (LINDENSCHMIDT, 2006; OBROPTA; KARDOS, 2007).

Há diversas técnicas para realização da análise de incertezas e calibração do modelo probabilístico: desde os mais simples, mas versáteis: método de Monte Carlo; ferramenta Solver do programa Excel; e Análise de Erros de Primeira Ordem; até os mais complexos e de implementação computacional avançada: algoritmo Levenberg-Marquardt; e algoritmo de Metropolis-Hastings (COSTA; TEIXEIRA, 2010; OBROPTA; KARDOS, 2007; PALIWAL; SHARMA; KANSAL, 2006; VON SPERLING, 2014). Aplicando estas metodologias, foram desenvolvidos alguns programas, ou implementadas modificações dentro de modelos determinísticos, de forma comercial e acadêmica. Um exemplo notório é o QUAL2E-UNCAS (EPA, 1987), de ampla utilização.

Por fim, de acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, EPA (1997), uma análise probabilística é útil quando a utilização de parâmetros conservadores é desnecessária ou custosa; quando é importante quantificar as incertezas presentes em uma determinada simulação; e, principalmente, quando as consequências de estimativas simplistas são inaceitáveis – o risco é muito grande. Neste caso, é importante notar que o conceito de risco avalia não só a probabilidade de ocorrência de um fenômeno, mas também o dano que ele causa (FELL, 1994): isso é usual quando se trata do custo de remediações devido a danos ambientais em corpos hídricos.

4.4.1 Método de Monte Carlo

O método de Monte Carlo, ou simulações de Monte Carlo, é um conjunto de algoritmos que objetiva utilizar a incerteza inerente a qualquer sistema para resolvê-lo, ou seja: através de uma amostragem aleatória, pretende-se solucionar problemas aparentemente determinísticos de maneira estatística. O método de Monte Carlo é uma ferramenta importante na modelagem e otimização de problemas de engenharia, matemática e estatística (KROESE et al, 2014)

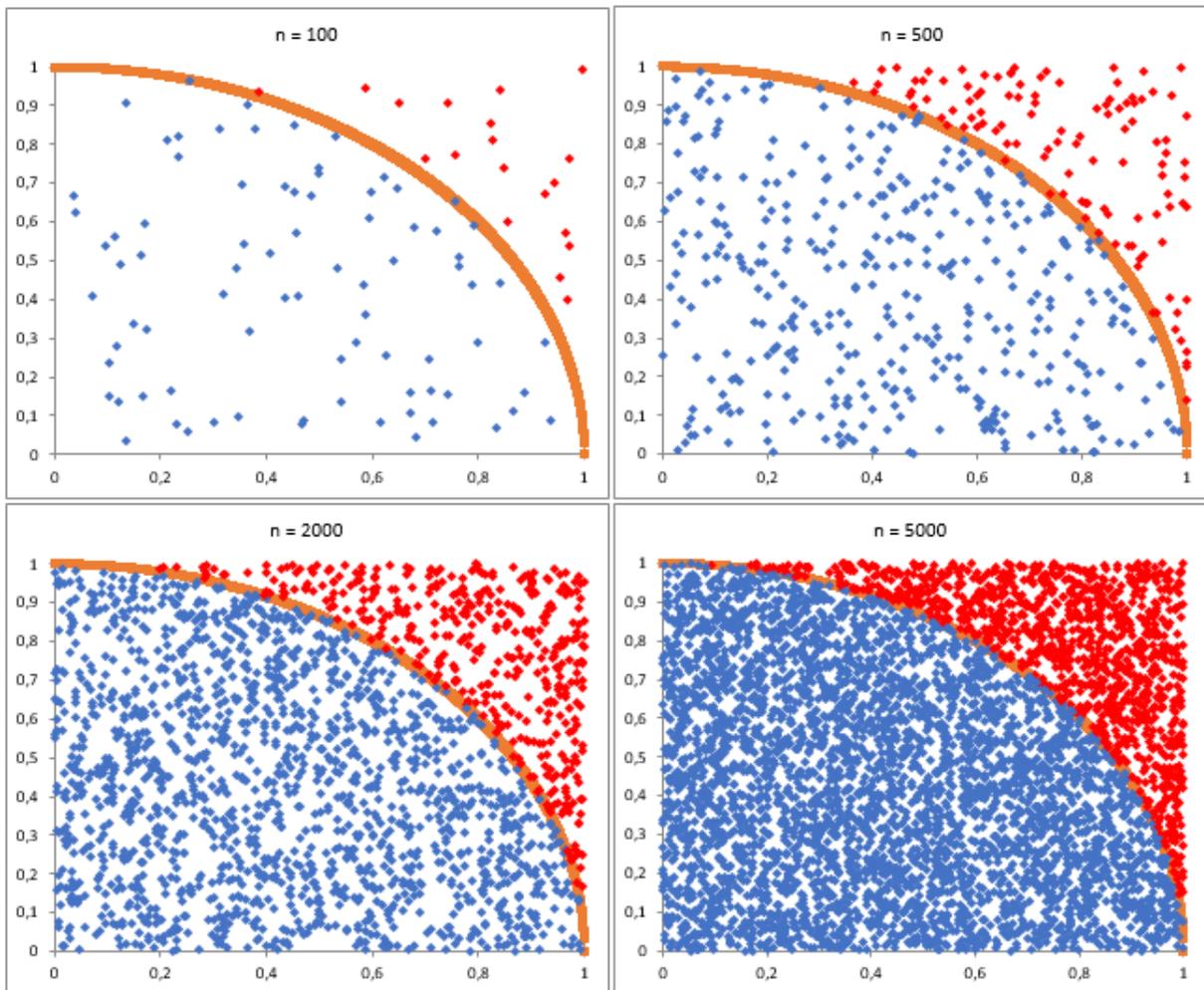
O funcionamento do método se dá através da realização de diversas repetições do modelo desejado, de modo a obter dados suficientes para análise estatística. Em cada nova modelagem são gerados novos valores aleatórios para os dados onde há incerteza, de acordo com um intervalo e uma distribuição de probabilidades previamente definidos.

Para melhor exemplificar o funcionamento do método, demonstra-se a seguir a estimativa do número π através do método de Monte Carlo. Através da geração de pontos de 0 a 1, com igual probabilidade de ocorrência, definiu-se quais encontram-se dentro da curva de um quarto de círculo de raio 1. Avalia-se, então, se o ponto está “dentro” ou “fora” da curva definida pelo quarto de círculo. Sabendo-se que um quarto de círculo de raio 1 tem área igual a $\pi/4$, têm-se que a proporção de pontos dentro do círculo deve ser igual à esta área. Assim, por manipulação matemática, pode-se afirmar que, para este exemplo:

$$\pi = 4. \frac{\textit{Pontos dentro}}{n} \quad (\textit{fórmula 6})$$

A Figura 8 abaixo ilustra o exemplo realizado com números de repetições (n) distintos. A Tabela 3 demonstra os resultados obtidos. Pode-se notar que, quanto maior o número de rodadas realizadas, melhor é a aproximação.

Figura 8. Exemplo ilustrativo da utilização do Método de Monte Carlo. A linha laranja representa um arco de um quarto de circunferência, ou o limite de um quarto de círculo. Os pontos azuis são aqueles cuja distância ao centro (0,0) é menor que o raio do círculo ou circunferência (pontos “dentro”). Os pontos vermelhos são aqueles cuja distância ao centro (0,0) são maiores que o raio do círculo ou circunferência (pontos “fora”).



(Fonte: da autora)

Tabela 3. Resultados obtidos para o exemplo de utilização do Método de Monte Carlo

N total	5000	2000	500	100
N "dentro"	3932	1576	388	81
π estimado	3,146	3,152	3,104	3,240

(Fonte: da autora)

O bom funcionamento do método depende da distribuição de probabilidades adotada para o problema enfrentado – estas 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. Deve-se adotar a distribuição que melhor se adequa aos dados existentes, embora frequentemente seja difícil a sua determinação. De acordo com Oliveira (2006¹, apud VON SPERLING, 2014), a distribuição lognormal é a melhor aproximação para a maioria dos dados ambientais. No entanto, como já detalhado, neste trabalho será adotada a distribuição uniforme, por questão de simplicidade. Para uma mesma distribuição de probabilidades, quanto maior o número de repetições realizadas, melhor é a solução gerada: pois assim se garante que o maior número possível de combinações entre as variáveis esteja ocorrendo (VON SPERLING, 2014).

Uma das principais vantagens do método de Monte Carlo é que a sua validade não é afetada pelas incertezas no modelo de qualidade da água (PALIWAL; SHARMA; KANSAL, 2006). Além disso, há vasto conhecimento acumulado do método devido a pesquisas em estatística e matemática computacional; ele é de fácil implementação e programação; e é amplamente utilizado para modelagem de problemas físicos de difícil resolução analítica (KROESE et al, 2014). No entanto, o método, devido à natureza aleatória das simulações geradas, exige um número relativamente alto de repetições para atingir resultados satisfatórios. Assim, a metodologia não é viável para problemas extremamente complexos, os quais exigem algoritmos mais sofisticados, como previamente mencionado. Contudo, como neste trabalho será utilizado o modelo-base QUAL-UFMG, que é relativamente simples, as simulações de Monte Carlo são bastante adequadas.

¹ OLIVEIRA, S.M.A.C. **Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos**. 2006. 231 p. Tese (Doutorado) - Curso Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

5 METODOLOGIA DE PESQUISA

O estudo elaborado foi uma pesquisa aplicada: objetivou-se utilizar os conhecimentos obtidos através da pesquisa realizada para a elaboração de um modelo computacional, além da análise de uma forma de abordagem probabilística para a problemática da modelagem da qualidade da água. Assim, este capítulo visa detalhar os métodos que foram empregados para o desenvolvimento da pesquisa e do modelo, descrevendo as ferramentas e as metodologias que foram utilizados.

5.1 PESQUISA E REFERÊNCIAS

A pesquisa bibliográfica tem função de dar apoio técnico-científico e fornecer conhecimento necessário ao desenvolvimento do trabalho. Esta etapa consiste no estudo de livros, artigos científicos e de periódicos, e outros materiais referentes ao tema proposto. Nesta fase também foram buscados artigos referentes a casos especificamente simulados com o modelo QUAL-UFMG, para posterior comparação com o modelo probabilístico.

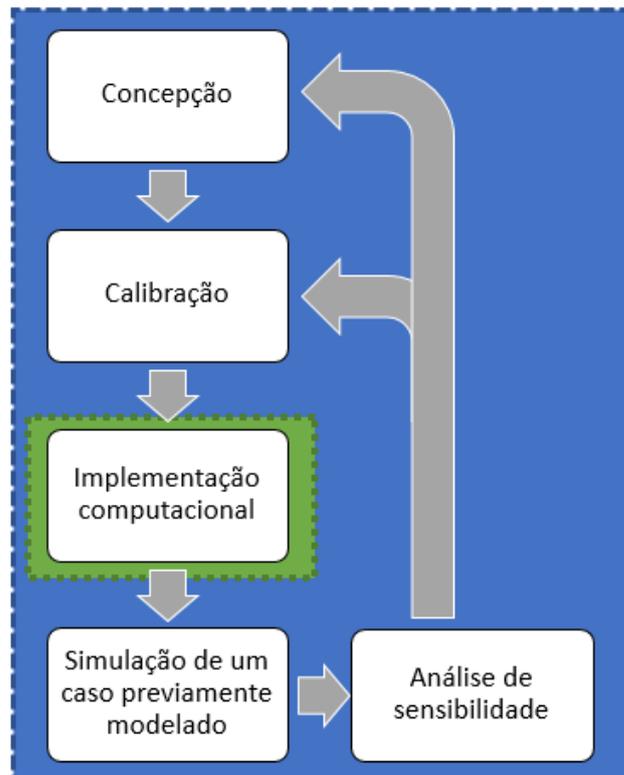
A definição das diretrizes da pesquisa objetiva guiar o desenvolvimento do trabalho, ao determinar os objetivos principais, delimitar os enfoques e fundamentar o delineamento.

No estudo do modelo QUAL-UFMG, buscou-se compreender o funcionamento do modelo de base em sua totalidade, possibilitando a sua sucessiva otimização computacional e inclusão da Simulação de Monte Carlo a partir de programação em VBA, compondo o modelo probabilístico. Além disso, foram analisados e introduzidos ao trabalho os aspectos críticos do funcionamento deste modelo.

5.2 DESENVOLVIMENTO DO MODELO

O desenvolvimento do modelo envolve a concepção, calibração e programação do modelo probabilístico – foi um dos objetivos principais do presente estudo. A otimização do modelo engloba a simulação de um caso previamente modelado e a análise de sensibilidade dos dados gerados a partir desta simulação. Ambos desenvolvimento e otimização estão estruturados na Figura 9:

Figura 9. Fluxograma do Desenvolvimento e Otimização do Modelo.



(Fonte: da autora)

5.2.1 Concepção

Na concepção, foram definidos os parâmetros que foram simulados no modelo, além da sua variabilidade. Caso os erros sejam muito grandes, ou a demanda computacional muito elevada, podem-se limitar as variáveis simuladas de acordo com a sua significância, determinada através de Análise de Sensibilidade. Neste trabalho, como é melhor descrito no capítulo referente ao estudo de caso, quase todas as variáveis do modelo foram simuladas. Tomou-se essa decisão já que foi atingida estabilidade numérica com 1000 repetições, e em um tempo relativamente curto, cerca de 35min. Como referência, o computador utilizado durante o desenvolvimento deste trabalho foi um Intel® Core™ i5-5200U, com frequência do processador de 2.20GHz e 8 GB de memória RAM. O sistema operacional utilizado foi o Windows 10.

5.2.2 Calibração

Na etapa da calibração do modelo probabilístico, determinam-se os intervalos de valores dos parâmetros para as simulações. Na primeira rodada, a calibração é feita através de fórmulas,

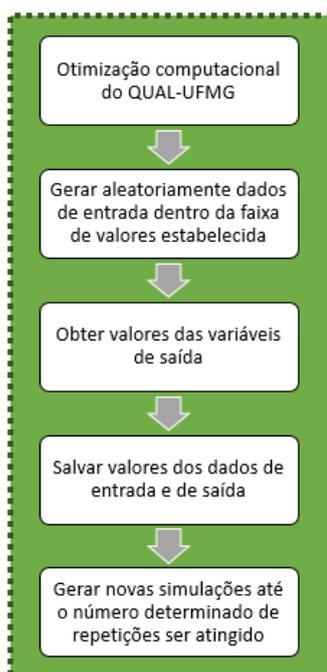
faixas e valores médios obtidos da literatura, enquanto, após análise de sensibilidade, podem ser realizadas tantas recalibrações quantas forem necessárias para obter o menor intervalo de variação possível pelo método híbrido de von Sperling de calibração de variáveis. Esta etapa de calibração deve ser feita para cada novo problema a ser avaliado. No estudo de caso desenvolvido neste trabalho, a calibração foi feita de forma manual, apesar da calibração automática ter sido implementada no modelo.

5.2.3 Implementação computacional do modelo

A implementação computacional do modelo, esquematizada no fluxograma abaixo (Figura 10), é quando acontece a programação do modelo probabilístico, e envolve também otimizações e simplificações computacionais do modelo QUAL-UFMG, incluindo a criação de uma interface simples de usuário, e a implantação da Simulação de Monte Carlo:

“Em cada corrida do modelo, é selecionado um conjunto diferente de valores dos dados de entrada sobre os quais existe incerteza. Cada valor é gerado aleatoriamente, segundo uma distribuição [de probabilidades] e dentro de uma faixa ou critérios pré-especificados. Os resultados obtidos são posteriormente analisados estatisticamente, gerando resultados em termos de probabilidade...”. (VON SPERLING, 2014, p. 545)

Figura 10. Fluxograma da Implementação Computacional do Modelo



(Fonte: da autora)

O algoritmo computacional gera valores aleatórios dentro dos limites determinados pelo intervalo de variação para todas as variáveis simuladas, que incluem tanto parâmetros de entrada como coeficientes do modelo, de acordo com uma distribuição uniforme de probabilidades.

5.2.4 Simulação de um caso previamente modelado e análise de sensibilidade

A simulação de um caso previamente modelado foi a etapa onde se aplicou o modelo probabilístico desenvolvido para gerar novos resultados para um caso que já foi simulado pelo QUAL-UFGM. Assim, pôde-se melhor comparar os modelos e eliminou-se a necessidade de fazer novas análises físicas, possibilitando o reaproveitamento dos dados anteriormente obtidos.

Durante a análise de sensibilidade, foi otimizado o modelo para a melhor adequação ao caso a ser modelado. A partir dos dados obtidos na simulação do caso previamente modelado, foi realizada uma Análise de Sensibilidade Regionalizada, como definida por Spear e Hornberger (1980, apud VON SPERLING, 2014) para a definição dos parâmetros relevantes ao desempenho do modelo. Com os mesmos dados, foi utilizado o método híbrido de von Sperling (VON SPERLING, 2014) para calibração dos intervalos de variação dos parâmetros do modelo a partir da análise de incerteza. No entanto, a calibração foi feita principalmente de forma manual, já que os intervalos de variação obtidos através do método híbrido de von Sperling foram iguais aos adotados inicialmente. A Análise Regionalizada de Spear e Hornberger foi realizada automaticamente pelo modelo probabilístico.

5.3 ANÁLISES

5.3.1 Análise dos resultados

Procurou-se inicialmente que a análise dos resultados fosse feita em duas etapas: primeiramente, seria realizada a avaliação dos resultados da primeira simulação, cujos parâmetros foram baseados em dados médios extraídos da literatura. O objetivo desta apreciação inicial era obter um comparativo entre o modelo simplesmente alimentado com valores da literatura, e o modelo após o auto ajuste preliminar através da análise de incertezas. No entanto, como a calibração pelo método híbrido de von Sperling não gerou resultados

adequados, realizou-se apenas a etapa seguinte, que consistiu em análises estatísticas básicas dos resultados do modelo, além de verificada a adaptação das simulações aos dados observados.

5.3.2 Comparação entre modelos

No estágio de comparação entre o modelo probabilístico e o QUAL-UFMG, foram realizadas análises relativas aos dois modelos, estudadas vantagens e desvantagens e verificada a adaptação de cada um deles aos dados existentes.

5.4 CONSIDERAÇÃO FINAIS

Durante as considerações finais, foram revisados os resultados obtidos, sugeridas implementações para melhoria do modelo probabilístico, e elaborados comentários adicionais que complementam e finalizam a realização deste estudo.

6 DESENVOLVIMENTO DO MODELO PROBABILÍSTICO

Este capítulo abordará o processo de desenvolvimento do modelo probabilístico, focando nas decisões adotadas, nos métodos de obtenção, manipulação e tratamento dos dados, e nas relações matemáticas empregadas. Serão brevemente discutidas as técnicas computacionais utilizadas para programação e automatização do modelo, principalmente quanto ao método de Monte Carlo. No entanto, não será abordada a fundo a linguagem VBA, nem o seu funcionamento, já que este não é o escopo deste trabalho.

6.1 GERAÇÃO DE DADOS ATRAVÉS DO MÉTODO DE MONTE CARLO

A geração de dados brutos através do Método de Monte Carlo é a principal função do modelo probabilístico, pois é através dos resultados obtidos que se realizam as análises estatísticas necessárias para a abordagem probabilística ao problema de qualidade da água. Este processo foi automatizado utilizando os dados de entrada e resultantes do modelo-base QUAL-UFMG.

Inicialmente, foi programada uma aba nova em que podem ser inseridos os intervalos de variação desejados para cada coeficiente ou parâmetro de entrada modelável. O objetivo desta foi simplificar o processo de conexão entre o modelo-base e o módulo probabilístico, permitindo que o QUAL-UFMG base funcione independentemente.

Com exceção de cargas difusas internas, todos os parâmetros e coeficientes de entrada do modelo QUAL-UFMG podem ser incluídos no modelo probabilístico. Alguns coeficientes, que podem não ser medidos diretamente, mas determinados através de relações matemáticas, são tratados de forma particular: randomizam-se os coeficientes das equações que fornecem os valores para velocidade (v), profundidade (h), e o coeficiente de reaeração (K_2). Para K_2 , também é randomizado o valor máximo aceito para o coeficiente ($K_{2\text{máx}}$).

Como determinou-se que a distribuição de probabilidades adotada seria a uniforme, foi necessário calcular os valores de mínimo e máximo para qualquer parâmetro de entrada ou coeficiente a ser modelado. A partir de um intervalo de variação determinado, uma função de geração de números pseudo-aleatórios foi utilizada para fornecer outros valores, que alimentam novamente o modelo determinístico. Os valores não são verdadeiramente aleatórios, porque são baseados em um argumento de propagação (um *seed*). Neste caso, o *seed* é o cronômetro do computador (MICROSOFT, 2017a). Apesar de, idealmente, o método de Monte Carlo requerer

números verdadeiramente randômicos, não é possível obtê-los diretamente através de linguagem VBA.

As relações adotadas para calcular mínimos e máximos foram as seguintes:

$$Y_{min} = \bar{Y} \cdot \left(1 - \frac{I_{var}}{100}\right) \quad (\text{fórmula 7})$$

$$Y_{max} = \bar{Y} \cdot \left(1 + \frac{I_{var}}{100}\right) \quad (\text{fórmula 8})$$

Onde Y_{min} e Y_{max} são, respectivamente, o valor mínimo e o máximo adotados para o coeficiente em questão; \bar{Y} é o valor médio do coeficiente, que pode ser obtido através de inserção manual do usuário, como resultado do modelo determinístico, ou através de calibração a partir de valores anteriores; e I_{var} é a porcentagem de variação sobre a média.

A função $RND()$ foi utilizada para a geração dos números pseudo-randômicos dentro do intervalo de 0 a 1. A fórmula a seguir foi então empregada para a determinação do valor aleatório final para cada coeficiente ou parâmetro de entrada:

$$Y = Y_{min} + RND() \cdot (Y_{max} - Y_{min}) \quad (\text{fórmula 9})$$

Onde Y é o valor final do coeficiente.

Por fim, os parâmetros resultantes do modelo-base QUAL-UFGM, que foi alimentado por valores randomizados através das simulações de Monte Carlo, são copiados para nova planilha. Esta nova pasta de trabalho possibilita ao usuário avançado manipular os dados brutos da maneira que achar mais conveniente, e serve de base para as outras análises realizadas pelo modelo probabilístico.

São copiados todos os valores dos parâmetros de qualidade de água para cada trecho do rio modelado (oxigênio dissolvido, DBO, fósforo total, coliformes fecais, nitrito, nitrato e amônia), e a respectiva distância do trecho à cabeceira do rio, e todos os coeficientes e parâmetros de entrada randomizados. Cada nova repetição ocupa uma coluna na nova planilha de armazenamento de dados.

Como o método de Monte Carlo fornece resultados de precisão proporcional ao número de rodadas, deveriam ser realizadas 1000 repetições ou mais, dependendo da complexidade do problema (COSTA; TEIXEIRA, 2011; MATEUS et al., 2015; TONON, 2014; VON SPERLING, 2014). No entanto, o processo foi configurado para poder ser executado tantas vezes quanto o usuário desejar, já que o tempo de processamento computacional também é proporcional ao número de repetições executadas. Isso acontece porque, embora a randomização dos números não seja particularmente demorada, a interconexão entre as células causa lentidão significativa na obtenção dos parâmetros de qualidade de água no final do rio.

Ademais, o usuário também é convidado a determinar um ponto do rio em que deseja realizar análises específicas de atendimento ou não à legislação. Objetivou-se, com isso, permitir que o processo decisório possa ser particularizado a um trecho de interesse, como o ponto de adução de água em um rio. Este trecho é copiado para um ponto separado dos outros dados brutos, de modo a facilitar a etapa de tratamento dos resultados.

6.2 TRATAMENTO DOS DADOS BRUTOS

A partir dos dados brutos gerados pelas simulações de Monte Carlo, são efetuados tratamentos estatísticos e produzidos gráficos e tabelas dos resultados. Os produtos desta etapa também foram programados para serem alteráveis pelo usuário.

Como base para os gráficos a serem gerados, primeiramente, calculam-se as informações estatísticas básicas para as concentrações de todos os parâmetros: mediana, máximo, mínimo e média dos valores de todas as rodadas, em cada trecho do rio simulado. A seguir, é determinada a frequência de atendimento: o valor máximo de cada parâmetro calculado, para qualquer rodada, é avaliado quanto ao atendimento ou não dos limites da legislação. No caso do parâmetro OD, é o valor mínimo que é comparado. Por fim, é calculada a porcentagem de pontos dentro e fora da norma, e é gerado um percentual de atendimento, da seguinte maneira:

$$P_{AT} = \left(\frac{\begin{array}{l} \text{Se OD, } N_{X_{min} > X_{lim}} \\ \text{Se Outro, } N_{X_{max} < X_{lim}} \end{array}}{N_{total}} \right) \cdot 100\% \quad (\text{fórmula 10})$$

$$P_{NAT} = 100 - P_{AT} \quad (\text{fórmula 11})$$

Onde P_{AT} e P_{NAT} são, respectivamente, os percentuais de atendimento e não atendimento à legislação; X_{min} e X_{max} são os valores mínimos e máximo do parâmetro considerado em cada simulação; X_{lim} é o limite definido pela legislação; N_{total} é o número total de trechos; e N é o número de trechos que atendem à condição de $X_{min} > X_{lim}$ ou $X_{max} < X_{lim}$, dependendo do parâmetro considerado.

A função frequência de atendimento também é calculada para o ponto específico escolhido pelo usuário, porém de maneira ligeiramente diferente. Ao invés de serem comparados o valor máximo ou mínimo de qualquer rodada, é avaliado diretamente o parâmetro bruto do trecho desejado, em cada simulação. A relação utilizada é, assim, a seguinte:

$$P_{AT} = \left(\frac{\begin{array}{l} \text{Se OD, } R_{X_{min} > X_{lim}} \\ \text{Se Outro, } R_{X_{max} < X_{lim}} \end{array}}{R_{total}} \right) \cdot 100\% \quad (\text{fórmula 12})$$

Em que R_{total} é o total de iterações realizadas, e R é o número de rodadas que atendem à condição de $X_{min} > X_{lim}$ ou $X_{max} < X_{lim}$, dependendo do parâmetro considerado. O P_{NAT} é calculado da mesma forma que no caso anterior.

Através dos resultados dos cálculos estatísticos descritos e da porcentagem de atendimento à legislação, são gerados gráficos ilustrativos da qualidade da água ao longo do rio.

As medianas dos valores em cada trecho, para todas as rodadas, geram um gráfico de concentração do parâmetro de interesse por comprimento do rio, bastante similar ao produzido pelo modelo-base QUAL-UFGM. Esta figura objetiva ser facilmente comparada com a do modelo determinístico, porém leva em consideração as incertezas inerentes ao problema, devido às variações nos parâmetros em cada rodada. Assim, o gráfico da mediana serve como uma forma do usuário fazer uma decisão de “consenso”, caso assim deseje.

Por sua vez, todas as rodadas geradas são utilizadas para a geração do gráfico de bandas de incerteza, que objetiva ilustrar de forma intuitiva o comportamento de cada parâmetro de qualidade da água ao longo do rio. Cada simulação é plotada como uma curva em um gráfico de concentração por comprimento do rio, e cada curva é colorida de acordo com o atendimento à legislação. Para isso, são comparados os valores mínimos de cada parâmetro com o seu limite, de acordo com a classe em que o rio se enquadra. Caso o mínimo esteja dentro do que normatiza a legislação, toda a curva é colorida de verde; caso contrário, é pintada de vermelho.

Apesar deste método ser menos visualmente intuitivo que um em que cada ponto fosse avaliado e colorido individualmente, ele é computacionalmente impossível para um número de rodadas maior que 50 no computador utilizado para o trabalho – o programa Excel teve de ser reiniciado em todas as múltiplas tentativas.

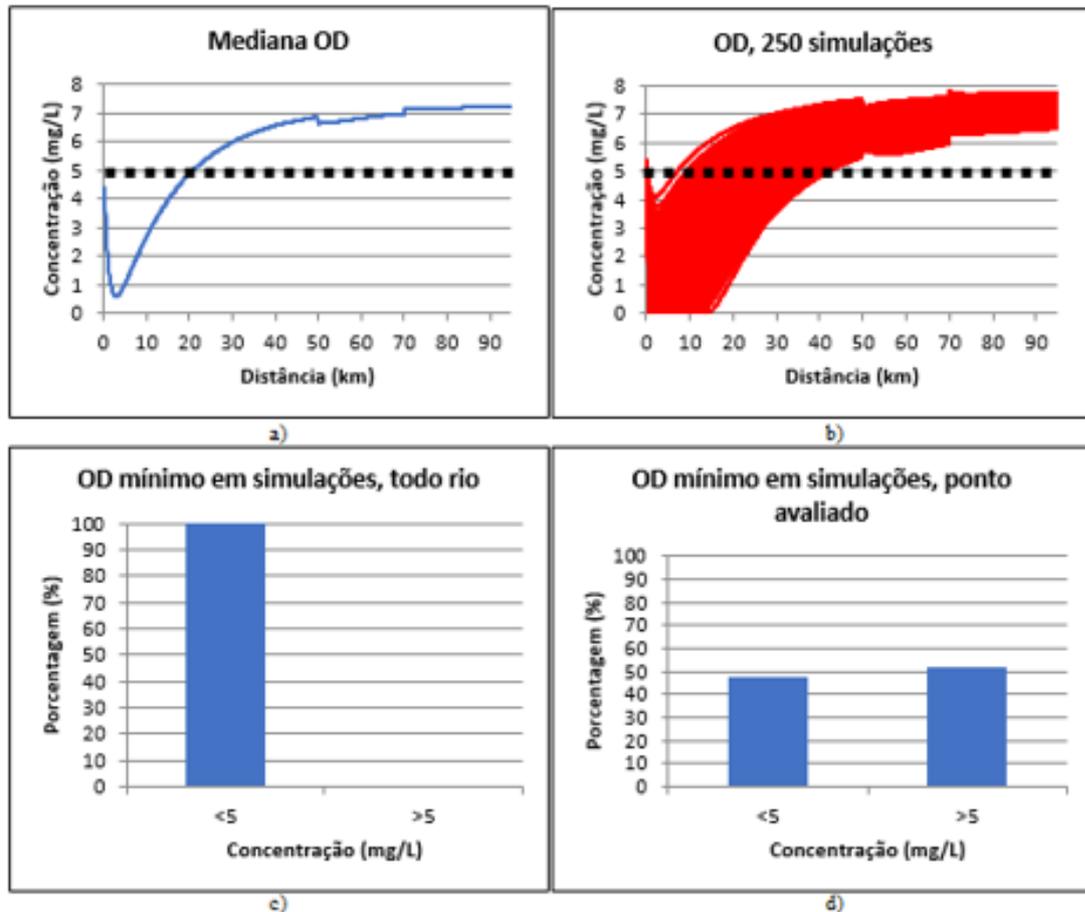
Devido a limitações computacionais do Excel, não é possível gerar mais de 250 gráficos (ou visualizar mais de 250 iterações em uma mesma figura). Assim, decidiu-se gerar 1 gráfico para cada 250 rodadas, e permitiu-se ao usuário escolher ou não que todas estas figuras sejam efetivamente processadas. Desta maneira, o operador pode preferir visualizar apenas o gráfico das primeiras 250 simulações e acelerar significativamente o funcionamento do modelo.

Através dos dados de frequência de atendimento, são gerados gráficos de barra que ilustram o percentual de trechos ou rodadas que corresponderam ou não ao que é regulamentado. São produzidas duas figuras para cada parâmetro: uma para o rio inteiro, e outra apenas para o ponto específico escolhido pelo usuário.

São, enfim, geradas as seguintes figuras, para cada parâmetro modelado: curva da mediana das concentrações de todas rodadas pelo trecho do rio; curvas com as bandas de incerteza, representando o atendimento ou não à legislação em cada simulação; gráfico de barras do percentual de atendimento à legislação no ponto escolhido pelo usuário em todas as rodadas; e

gráfico de barras do percentual de atendimento à legislação em todo o rio em todas as rodadas. A Figura 11 exemplifica as figuras produzidas.

Figura 11: Figuras geradas pelo modelo probabilístico.



Informações geradas pelo modelo probabilístico: a) Gráfico das medianas das concentrações do parâmetro OD ao longo do rio – a linha pontilhada indica o limite de legislação; b) Gráfico de bandas de incerteza, representa o atendimento ou não do parâmetro OD mínimo em cada simulação – a linha pontilhada indica o limite de legislação; c) Gráfico de barras ao longo do rio, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro OD mínimo em todas simulações; d) Gráfico de barras em um ponto específico, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro OD no ponto específico avaliado (aqui, km 25 do rio) em todas simulações.

(Fonte: BRUM; FAN, 2017)

Além disso, também foi criada uma tabela-resumo para a sintetização dos principais resultados da modelagem probabilística. Ela fornece dados de mínimos, máximos, médias e medianas para todos os parâmetros resultantes.

Para facilitar a manipulação das figuras e da tabela, elas são armazenadas em nova aba da planilha de resultados. No entanto, estas informações também são disponibilizadas na forma de um relatório, que o usuário pode optar por gerar ou não. O objetivo é agilizar o processamento

dos dados e diminuir o peso computacional para o usuário menos familiarizado com os métodos de análise da qualidade da água, já que o arquivo Word fornecido é mais rápido de ser processado pelo computador que as planilhas em Excel, embora igualmente menos versátil.

A análise de sensibilidade e a calibração do modelo foram programadas fora do tratamento de resultados, apesar de utilizarem dos mesmos dados brutos. Isso se dá para evitar possíveis conflitos operacionais e possibilitar ao usuário acessá-las sem reutilizar os dados anteriores, ou mesmo realizar as simulações de Monte Carlo após calibrações próprias, ou usando diferentes metodologias.

6.3 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

Foi automatizada a Análise de Sensibilidade de Spear e Hornberger (1980). Podem ser utilizados os mesmos dados gerados pelo Método de Monte Carlo para funcionamento do modelo probabilístico, ou novas simulações podem ser rodadas.

Os dados brutos são separados em duas amostras. A primeira amostra agrega os valores dos coeficientes cujas rodadas geraram os 50% maiores valores de OD mínimo, e a outra reúne as outras simulações. Elas são comparadas para verificar se são significativamente diferentes, através do teste t para amostras dependentes, com nível de significância $\alpha=0,05$.

No entanto, essa abordagem apresenta problemas quando os níveis de OD são tão baixos no rio que todas as medianas das rodadas resultam em 0, impossibilitando a separação em duas amostras.

Como quanto aos dados brutos gerados por Monte Carlo, é criada uma nova planilha que exhibe e armazena os resultados do processo de análise de sensibilidade (valores de p para o teste t e dos coeficientes do modelo). Caso o valor de p seja menor ou igual a 0,05, o coeficiente ou parâmetro de entrada é considerado importante, e colorido de vermelho. No entanto, caso p seja maior que 0,05, ele não é tido como importante, e não é marcado.

6.4 CALIBRAÇÃO DO MODELO

Para a calibração do modelo, seguiu-se o método híbrido proposto por Von Sperling (2014, p. 565):

“Efetua-se a simulação Monte Carlo... Após tal, prepara-se os resultados em duas amostras. [...] A amostra 1 coleta os resultados com bom desempenho do modelo (valores do Coeficiente de Determinação maiores do que um valor especificado), ao passo que a amostra 2 agrega os resultados com mau desempenho. [...] Posteriormente, analisa-se a faixa de variação dos valores dos parâmetros da amostra 1 (bom desempenho), e avalia-se se ela é mais estreita que a faixa original. [...] Caso ela seja mais estreita, é indicativo de que esta faixa conduz a um melhor desempenho do modelo do que a faixa original, mais ampla. Realiza-se uma nova simulação Monte Carlo com as novas faixas de variação dos coeficientes (mais estreitas), e procede-se ao mesmo tipo de análise...

Inicialmente, são calculados os coeficientes de determinação (CD) dos parâmetros de oxigênio dissolvido e DBO para cada rodada. Tomou-se a decisão de não incluir os outros parâmetros de qualidade da água devido ao aumento significativo na complexidade computacional e analítica que isso requereria. Para cada parâmetro, o CD é calculado segundo a fórmula 13 (VON SPERLING, 2014) abaixo. O CD final, por sua vez, é adotado como a média entre CD(OD) e CD(DBO).

$$CD = 1 - \frac{\sum \text{erro}^2}{\sum \text{variância}} = 1 - \frac{\sum (X_{obs} - X_{est})^2}{\sum (X_{obs} - X_{obsméd})^2} \quad (\text{fórmula 13})$$

Onde X_{obs} é o valor medido em campo para o parâmetro considerado; X_{est} é o número calculado pelo modelo para o parâmetro no trecho do rio em que ele foi medido; e $X_{obsméd}$ é a média de todos os valores observados em campo.

O valor de CD utilizado como ponto de corte para as amostras é 0,6 (o ajuste perfeito seria igual a 1). Executa-se o método híbrido de Von Sperling tantas vezes quanto necessário para que não haja mais redução nos intervalos de variação dos coeficientes. Neste momento, o valor final obtido pela calibração pode ser adotado como, por exemplo, a média ou a mediana entre os valores de máximo e mínimo do coeficiente. Neste caso, foi utilizada a média, como sugerido por Von Sperling (2014).

Como não há alteração na planilha base do modelo determinístico, o usuário pode escolher outro método de calibração, como através da ferramenta Solver (MICROSOFT, 2017b) do Excel, que maximiza uma função objetivo (por exemplo, CD máximo).

6.5 OUTRAS CONSIDERAÇÕES

A aba “RioPrincipal”, onde o modelo QUAL-UFMG efetivamente funciona, não é alterada de forma alguma. Objetiva-se que os dois modelos possam funcionar separadamente, de modo que o usuário escolha que forma de trabalhar lhe agrade mais. Assim, são fornecidos arquivos base, e o modelo probabilístico é instalado como um suplemento do Excel. Desta maneira, podem ser realizadas novas análises probabilísticas de casos já simulados deterministicamente, sem alteração dos dados já inseridos.

Para prevenir erros que afetem o correto funcionamento do código do modelo probabilístico, ele foi programado para não rodar e gerar alertas caso o usuário insira informações inconsistentes, como texto no lugar de números.

Por fim, outras funções, que têm importância meramente computacional, foram programadas. Dentre elas, foi inserido um percentual de processamento do modelo, para que o usuário possa ter noção do tempo que este levará para rodar completamente.

7 UTILIZAÇÃO DO MODELO PROBABILÍSTICO

Este capítulo versa sobre o emprego do modelo probabilístico como ferramenta para a modelagem da qualidade da água – como utilizar as suas funções, gerar dados, e obter os resultados finais.

O usuário deve adicionar a aba do modelo probabilístico no modelo QUAL-UFMG através das opções de suplementos do Excel. A inserção dos dados de entrada se divide em duas etapas: os parâmetros “linkados” são aqueles automaticamente inseridos no modelo-base, porque são independentes à forma do problema; os parâmetros “não-linkados” devem ser preenchidos e depois referenciados no modelo-base para que ele possa utilizar dos valores randomicamente gerados pelo método de Monte Carlo, porque estes dados variam de caso a caso. Por exemplo, enquanto o número de tributários muda em cada rio, há sempre apenas um parâmetro de concentração de OD na cabeceira do rio. Assim, o usuário pode adicionar quantos tributários ou pontos de esgoto lhe for conveniente. O Quadro 5 a seguir descreve quais variáveis são linkadas ou não.

Após inseridos os valores e os intervalos de variação desejados para cada variável, o usuário pode proceder para a calibração do modelo, para a análise de sensibilidade, ou rodar o modelo propriamente dito – gerar resultados probabilísticos. Isso é feito através de botões dispostos na mesma aba dos dados. É importante notar que, caso haja certeza quanto a um parâmetro ou coeficiente, ou não se deseje modelá-lo, basta inserir o valor do intervalo de variação como 0.

A calibração implementada é realizada automaticamente e altera as variáveis de entrada diretamente. Para a geração dos resultados probabilísticos, o usuário será perguntado de início quantas iterações ele deseja realizar, qual o trecho do rio a ser avaliado em específico, e se prefere gerar todos os gráficos das curvas de bandas de incerteza, ou apenas um. O processamento do modelo pode ser acompanhado através da barra de status, que indica a porcentagem completada. Ao final, também será questionado se deseja gerar um relatório dos principais resultados, e se gostaria de realizar a análise de sensibilidade dos dados.

Quadro 5. Dados linkados ou não no modelo probabilístico.

Dados Linkados	Dados Não-Linkados
Vazao do rio (m ³ /s)	Coef. desoxigenação (1/d)
OD do rio (mg/l)	Coef. decomposição DBO (1/d)
DBO5 do rio (mg/l)	Coef. sedimentação DBO (1/d) (0 p/ nenhuma sediment)
Nitrogênio orgânico do rio (mg/l)	Vazao do tributário (m ³ /s)
Amônia-N do rio (mg/l)	OD do tributário (mg/l)
Nitrito-N do rio (mg/l)	DBO5 do tributário (mg/l)
Nitrato-N do rio (mg/l)	Nitrogênio orgânico do tributário (mg/l)
P orgânico do rio (mg/l)	Amônia-N do tributário (mg/l)
P inorgânico do rio (mg/l)	Nitrito-N do tributário (mg/l)
Coliformes no rio (NMP/100ml)	Nitrato-N do tributário (mg/l)
Temperatura	P orgânico do tributário (mg/l)
Velocidade - coeficientes da equação $v = a.Q^b$	P inorgânico do tributário (mg/l)
Profundidade - coeficientes da equação $H = c.Q^d$	Coliformes do tributário (NMP/100ml)
Coefic rearação K2 - coeficientes da equação $K2 = m.Q^{(-n)}$	Vazao de esgoto (m ³ /s)
Valor máximo aceito para K2	OD do esgoto (mg/l)
Coef. sedimentação Norg (1/d)	DBO5 do esgoto (mg/l)
Coef. conversão Norg-Namon (1/d)	Nitrogênio orgânico do esgoto (mg/l)
Coef. conversão Namon-Nnitrito (1/d)	Amônia-N do esgoto (mg/l)
Coef. conversão Nnitrito-Nitrato (1/d)	Nitrito-N do esgoto (mg/l)
Coef. liberação Namon pelo sedimento de fundo (g/m ² .d)	Nitrato-N do esgoto (mg/l)
O2 equiv. conversão Namon-Nnitrito (mgO ₂ /mgNamon oxid)	P orgânico do esgoto (mg/l)
O2 equiv. conversão Nnitrito-Nitrato (mgO ₂ /mgNnitrito oxid)	P inorgânico do esgoto (mg/l)
Coef. inibição da nitrificação por baixo OD	Coliformes no esgoto (NMP/100ml)
pH (para cálculo NH ₃ livre)	
Fração de amônia livre	
Coef. sedimentação Porg (1/d)	
Coef. conversão Porg-Pinorg (1/d)	
Coef. liberação Pinorg pelo sedimento de fundo (g/m ² .d)	
Coef. decaimento de coliformes (1/d)	

(Fonte: da autora)

O modelo fornece, ao final das simulações, uma planilha nova com todos os dados brutos armazenados, subdivididos em abas para cada parâmetro, além dos valores dos coeficientes randomizados. Ademais, também são disponibilizados os gráficos dos resultados para fácil edição. O relatório inclui os gráficos e uma tabela-síntese dos dados tratados.

Caso o usuário opte pela análise de sensibilidade dos dados, uma nova planilha será gerada com os dados referentes ao teste t realizado nas amostras de $OD_{\min} < 50\%$. Os coeficientes e parâmetros de entrada significativos serão marcados em vermelho, para fácil visualização.

A Figura 12 ilustra a representação de alguns coeficientes dados como significativos para um certo problema:

Figura 12. Exemplo de resultados da Análise de Sensibilidade do modelo probabilístico. As células destacadas em vermelho representam os coeficientes significativos e os respectivos valores de p encontrados.

	A	B	C	D	E	F	G
13	0,37831	0,420634	0,379166		0,49713		b
14	0,303849	0,278144	0,257008		0,271279		c
15	0,621372	0,567593	0,58695		0,148606		d
16	12,81291	21,50498	24,96561		0,174405		m
17	0,889614	1,003469	1,122232		0,467625		n
18	10,0777	7,55648	8,149807		0,036626		K2 máx
19	0,052924	0,053726	0,047803		0,271466		Kso
20	0,197225	0,211251	0,20453		0,034737		Koa
21	0,219083	0,19857	0,194606		0,138542		Kan
22	0,696279	0,69382	0,756741		0,224102		Knn
23	0	0	0				Snamon

(Fonte: da autora)

Neste exemplo, estão destacados os parâmetros $K_{2\text{máx}}$ (máximo valor admitido para o coeficiente de reaeração), e K_{oa} (coeficiente de conversão de nitrogênio orgânico a nitrogênio amoniacal), bem como o valor de p encontrado no teste t para cada coeficiente. Como os valores são menores que 0,05, estas variáveis foram consideradas significativas para um intervalo de confiança de 95%.

8 APRESENTAÇÃO DO ESTUDO DE CASO

Para verificar a viabilidade e utilidade do modelo probabilístico, ele foi empregado para analisar o Rio Jordão, previamente simulado por Salla et al. (2013) com o modelo QUAL-UFGM. Este capítulo apresentará sinteticamente: descrição geral da bacia hidrográfica do rio, com as informações geográficas, hidrográficas e climáticas mais importantes; as técnicas utilizadas para obtenção dos parâmetros de entrada do modelo; os dados disponíveis para o problema, seja através de medições diretas dos autores, estimativas ou séries disponibilizadas pelo órgão ambiental competente; e os parâmetros de entrada e coeficientes adotados na modelagem com QUAL-UFGM. Os principais resultados obtidos pelos autores serão descritos e discutidos nos próximos capítulos. Para a análise completa do Rio Jordão, consultar Salla et al. (2013).

Os motivos para escolha do trabalho realizado por Salla et al. (2013) como estudo de caso são a boa quantidade de dados disponibilizados, os estudos de campo executados para medição de parâmetros, e a modelagem de diversos cenários futuros. Além disso, atenta-se para a qualidade acadêmica do estudo desenvolvido pelos autores.

8.1 DESCRIÇÃO GERAL

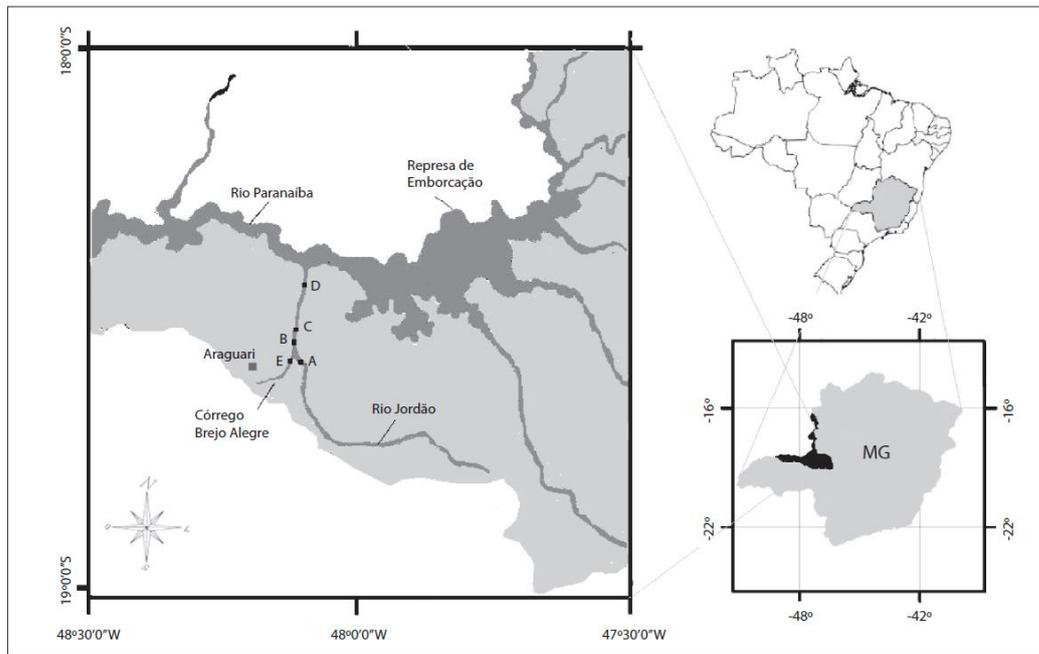
O objetivo do estudo era, de acordo com os autores, avaliar os impactos da crescente urbanização do município de Araguari sobre a qualidade da água do Rio Jordão, visando dar ferramentas para melhor planejamento dos recursos hídricos disponíveis na região.

O município de Araguari está localizado no nordeste do Triângulo Mineiro, com uma população de cerca de 110 mil habitantes (IBGE, 2010). Como o clima é tropical de altitude, com uma estação chuvosa e outra seca, há períodos de estiagem com pouca ou nenhuma pluviosidade. Apesar do tamanho e importância econômica da cidade, boa parte de seus esgotos não são tratados, sendo descarregados diretamente sobre o córrego Brejo Alegre, que flui em seguida para o Rio Jordão. A ETE Central, que objetiva corrigir esta deficiência, encontra-se ainda em fase de obras, tendo previsão de conclusão para o ano de 2019 (NUNES, 2017).

Assim, os autores estudaram um trecho do Rio Jordão, localizado na Bacia Hidrográfica do Rio Dourados, a Oeste do estado de Minas Gerais. Da nascente até a sua foz, no Rio Parnaíba – um dos afluentes do Rio Grande – o Rio Jordão percorre cerca de 95km. No entanto, neste trabalho, foi avaliado uma extensão de aproximadamente 43,5 km do rio, desde a confluência do seu

principal afluente, o córrego Brejo Alegre, até a foz no Rio Parnaíba. A Figura 13 localiza a bacia estudada por Salla et al. (2013) e representa os postos de monitoramento utilizados para obtenção de dados fluviométricos e de qualidade de água.

Figura 13. Localização da bacia estudada e dos postos de monitoramento utilizados para coleta de dados.



(Fonte: Salla et al., 2013)

O trabalho de Salla et al. (2013) modelou as condições atuais do Rio Jordão, e simulou dois cenários futuros: cenário 1, em que o esgoto bruto do município receberia tratamento secundário através de lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa; e cenário 2, com tratamento secundário convencional, formado por lodo ativado. Os cenários futuros foram modelados considerando situações críticas de vazão. O objetivo final foi analisar se o Rio Jordão tem capacidade para receber os esgotos que serão futuramente lançados pela ETE, diretamente na confluência do rio com o córrego Brejo Alegre.

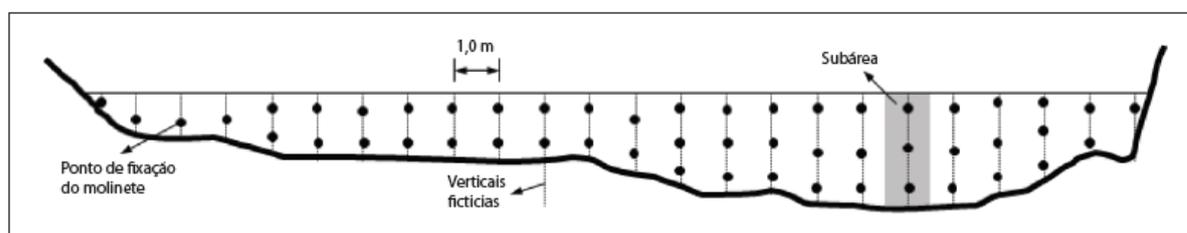
8.2 OBTENÇÃO DE DADOS

A vazão média de cada posto de medida foi determinada através de levantamento de campo. A partir da determinação da seção transversal do rio com teodolito, foram medidas as velocidades pontuais em linhas verticais fictícia espaçadas de 1m em 1m com um molinete, obtendo um perfil de velocidades. A vazão total é então obtida da seguinte maneira:

$$Q = \sum v_i \cdot A_i \quad (\text{fórmula 14})$$

Onde Q é a vazão total, v_i é a velocidade em cada ponto medido, e A_i é a área de influência de cada ponto. A Figura 14 a seguir ilustra o método utilizado pelos autores. Para um exemplo de cálculo a partir desta metodologia, ver von Sperling (2014).

Figura 14. Ilustração do método de obtenção da vazão através da subdivisão do perfil do rio em subáreas.



(Fonte: Salla et al., 2013)

A vazão média nos outros afluentes do Rio Jordão foi obtida através da vazão específica: “conhecida a área de drenagem... e adotando-se um valor da descarga específica (advinda dos estudos de regionalização), o produto de ambos conduz à vazão do curso d’água” (VON SPERLING, 2014, p. 86).

Já a vazão crítica, crucial para a determinação da capacidade mínima de diluição do rio, foi determinada com o auxílio da HIDROTEC (UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA, 2009², apud SALLA et al., 2013), uma ferramenta que permite estimar dados hidrológicos para

² UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA. **Hidrotec**, 2009. Disponível em: <<http://www.hidrotec.ufv.br>>. Acesso em: 11 nov. 2017.

as bacias do estado de Minas Gerais. Neste caso, a vazão crítica foi definida como a vazão de referência $Q_{7,10}$, ou a menor média de vazão em 7 dias consecutivos para um período de retorno de 10 anos. De acordo com von Sperling (2014), este critério está sendo amplamente utilizado pela legislação ambiental competente e em estudos de abastecimento e outorga do uso da água.

Outros dados físicos, como velocidade e profundidade média de escoamento foram obtidos através de relações hidráulicas que se baseiam no escoamento ser unidirecional, uniforme e permanente. A declividade do rio foi considerada constante. Tem-se, enfim, a seguinte formulação matemática:

$$\frac{Q \cdot \eta}{I^{\frac{1}{2}}} = \frac{\left[(b \cdot h + h^2 \cdot \cotg\theta)^{\frac{5}{3}} \right]}{\left[b + 2 \cdot \left(h^2 \cdot (\cotg\theta^2 + 1)^{\frac{1}{2}} \right)^{\frac{2}{3}} \right]} \quad (\text{fórmula 15})$$

Onde: Q é a vazão em cada segmento; η é a rugosidade das paredes; I é a declividade do rio; b é a largura da base; h a profundidade média; e θ a inclinação dos taludes. Os autores consideraram θ constante ao longo do rio.

Quanto aos dados de qualidade da água, estes foram obtidos diretamente dos postos de monitoramento escolhidos. Em cada estação, foram fornecidos dados de OD, DBO, nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato, fósforo total, coliformes fecais e temperatura.

Como o município de Araguari foi determinado como a fonte poluidora principal, através do lançamento dos esgotos no córrego Brejo Alegre, foram estimadas as concentrações dos principais parâmetros de qualidade da água para o lançamento de dejetos no Rio Jordão. Os dados foram determinados através de valores experimentais da literatura e de equações que geram a carga de poluentes per capita, como a Q_{esgoto} e carga de material orgânico por pessoa.

Os coeficientes requeridos para modelagem da qualidade da água, como o de reaeração e de desoxigenação, foram calculados através de relações matemáticas ou estimados através de dados da literatura, e posteriormente calibrados para os dados medidos.

Por fim, é importante notar que todos os dados foram estabelecidos nos períodos de estiagem, de modo a delinear a situação crítica para o problema.

8.3 DADOS DISPONÍVEIS

Através das técnicas de obtenção de dados descritas, foram determinados os parâmetros de entrada para o modelo sintetizados a seguir. Tabela 4 apresenta os principais parâmetros disponíveis, medidos ou estimados, para as variáveis de qualidade da água e de vazão.

Tabela 4. Parâmetros de entrada medidos e estimados pelos autores.

Período de estiagem							
Parâmetro	Unidade	A	B	C	D	E	Afluentes ^c
							Medidos
Q_{estiagem}	$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	5,7±0,2 ^a 5,4–5,9 ^b	6,7±0,3 ^a 6,3–7,0 ^b	7,4±0,4 ^a 6,9–7,8 ^b	8,2±0,3 ^a 7,9–8,5 ^b	0,39±0,03 ^a 0,35–0,42 ^b	0,11±0,12 ^a 0,01–0,35 ^b
OD	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	6,9±0,7 ^a 6,2–7,8 ^b	6,1±0,4 ^a 5,7–6,5 ^b	6,3±0,6 ^a 5,6–7,0 ^b	6,5±0,6 ^a 5,8–7,1 ^b	5,2±0,4 ^a 4,7–5,6 ^b	6,5
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	18,8±2,1 ^a 16,3–21,2 ^b	18,7±2,0 ^a 16,4–21,0 ^b	19,0±1,3 ^a 17,9–20,5 ^b	19,1±1,1 ^a 18,0–20,4 ^b	18,6±0,8 ^a 18,0–19,5 ^b	20,0
DBO_5		7,4±0,6 ^a 6,7–8,1 ^b	6,5±0,4 ^a 6,1–6,9 ^b	6,1±1,3 ^a 4,9–7,5 ^b	6,6±0,8 ^a 5,8–7,3 ^b	21,4±4,3 ^a 15,3–25,0 ^b	2,0
$N_{\text{Orgânico}}$		0,3±0,2 ^a 0,1–0,6 ^b	0,6±0,4 ^a 0,2–0,9 ^b	0,5±0,2 ^a 0,2–0,7 ^b	0,4±0,2 ^a 0,3–0,7 ^b	1,2±0,6 ^a 0,7–2,0 ^b	0,2
Amônia	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	0,7±0,7 ^a 0,3–1,8 ^b	1,8±1,7 ^a 0,3–3,9 ^b	1,3±1,1 ^a 0,5–2,8 ^b	1,1±1,3 ^a 0,4–3,0 ^b	6,6±6,5 ^a 1,3–15,4 ^b	0,2
Nitrito		0,03±0,04 ^a 0,01–0,09 ^b	0,12±0,10 ^a 0,05–0,27 ^b	0,10±0,07 ^a 0,05–0,20 ^b	0,11±0,08 ^a 0,06–0,23 ^b	0,76±0,49 ^a 0,40–1,48 ^b	0,0
Nitrato		0,72±0,58 ^a 0,09–1,26 ^b	0,87±0,31 ^a 0,58–1,15 ^b	1,20±0,21 ^a 0,91–1,41 ^b	1,32±0,19 ^a 1,22–1,61 ^b	4,05±2,59 ^a 2,40–7,91 ^b	0,0
P_{Total}		0,03±0,03 ^a 0,00–0,06 ^b	0,09±0,07 ^a 0,05–0,20 ^b	0,09±0,08 ^a 0,04–0,20 ^b	0,10±0,10 ^a 0,04–0,24 ^b	0,52±0,59 ^a 0,18–1,40 ^b	0,01
<i>E-coli</i>	$\text{NMP} \cdot 100\text{mL}^{-1}$	18,5±22,7 ^a 0–50 ^b	68,3±69,3 ^a 0–150 ^b	55,8±58,4 ^a 0–120 ^b	40,3±42,1 ^a 0–80 ^b	85,0±58,4 ^a 9,2–150 ^b	1,1.10 ^b
Cenários ^d							
Parâmetro	Unidade	A	B	C	D	E	Afluentes
							Estimados
$Q_{7,10}$	$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	1,77	–	–	–	0,11	0,04±0,04 ^a 0,004–0,125 ^b

^amédia±desvio padrão; ^bmínimo – máximo; ^cdados de qualidade da água nos afluentes 2 a 18 mais descarga difusa, considerados similares aos dados analisados no afluente 1; ^dos dados de qualidade da água para o Rio Jordão e os afluentes foram considerados similares ao período de estiagem.

(Fonte: Salla et al., 2013)

É importante verificar que os dados medidos contêm variabilidade significativa, o que não pôde ser representado naqueles estimados para os diversos afluentes menos importantes. Esta tabela é bastante representativa do fato que, mesmo com campanhas bem executadas de coleção de dados e postos de monitoramento bem distribuídos, há incertezas inerentes que devem ser analisadas.

A Tabela 5 apresenta os dados estimados para cargas dos efluentes advindos do município de Araguari nos cenários descritos, considerando a eficiência de remoção dos processos de tratamento propostos.

Tabela 5. Parâmetros estimados pelos autores para o lançamento de efluentes do município de Araguari nos cenários propostos.

Parâmetro*		Cenário 1	Cenário 2	CONAMA 430:2011 – Classe 2 (em mg.L ⁻¹)
DBO ₅	g.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	54		≤120 mg.L ⁻¹
	% remoção	75	85	≥60% remoção
OD	mg.L ⁻¹	0	1,5	-
N _{orgânico}	g.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	5,0	5,0	-
	% remoção	60	25	-
NH ₄ ⁺	g.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	7,0	7,0	≤20 mg.L ⁻¹ N
	% remoção	50	85	-
NO ₂ ⁻	g.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	0	0	--
	% remoção	0	0	--
NO ₃ ⁻	g.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	0,5	0,5	--
	% remoção	60	25	--
P _{orgânico}	g.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	1,0	1,0	--
	% remoção	35	25	--
P _{inorgânico}	g.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	1,5	1,5	--
	% remoção	35	25	--
<i>E-coli</i>	NMP/100mL	10 ¹²	10 ¹²	--
	% remoção	90	60	--

*DBO₅ é demanda bioquímica de oxigênio; OD: oxigênio dissolvido; N_{orgânico}: nitrogênio orgânico; NH₄⁺: amônia; NO₂⁻: nitrito; NO₃⁻: nitrato; P_{orgânico}: fósforo orgânico; P_{inorgânico}: fósforo inorgânico; *E-coli*: *Escherichia coli*.

(Fonte: Salla et al., 2013)

As concentrações determinadas na Tabela 5 são para os efluentes provenientes da nova ETE, que deverão ser lançados no ponto E (confluência entre o Rio Jordão e o córrego Brejo Alegre). Os limites descritos na tabela são apenas relacionados ao padrão de lançamento de efluentes. Atenta-se ao fato de que as concentrações dos parâmetros descritos estão em função do número de habitantes do município de Araguari. Os autores escolheram esta forma de representação para poderem analisar os efeitos do crescimento da cidade em relação à qualidade da água no Rio Jordão. No entanto, é inegável a variabilidade significativa dos dados resultantes desta metodologia.

8.4 MODELAGEM COM QUAL-UFMG

Os autores realizaram simulações com o modelo QUAL-UFMG para as condições atuais do rio, utilizando a vazão medida Q_{estiagem} , e para os cenários futuros propostos, empregando a $Q_{7,10}$ calculada com a ferramenta HIDROTEC.

A comparação dos resultados obtidos com a legislação foi feita considerando o Rio Jordão como de Classe 2. A Tabela 2 relaciona os principais parâmetros de qualidade da água que devem ser atendidos.

8.4.1 Variáveis e Coeficientes Adotados

Previamente à modelagem, foram calibrados os coeficientes necessários ao funcionamento do modelo, através da ferramenta Solver (MICROSOFT, 2017b) do Excel, de regressão não-linear. Foram obtidos os seguintes resultados:

Tabela 6. Coeficientes adotados na modelagem

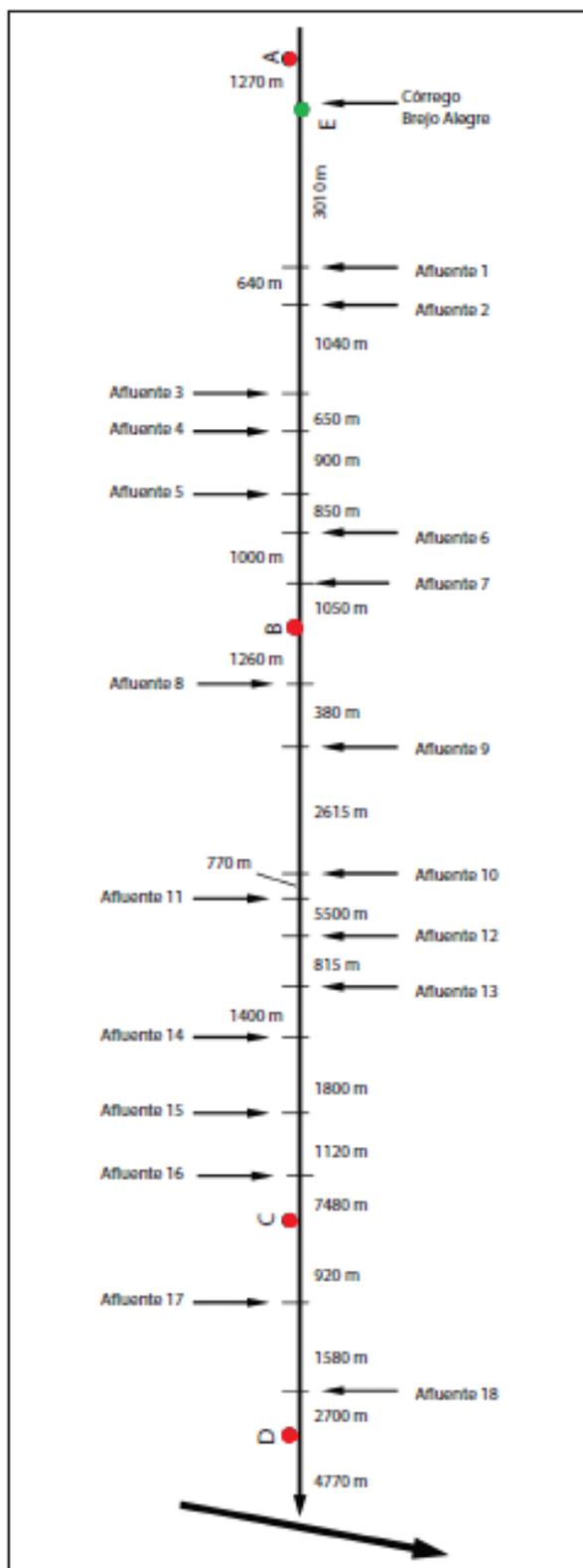
Coeficiente	Valor	Coeficiente Temperatura	Coeficiente	Valor	Coeficiente Temperatura	Coeficiente	Valor	Coeficiente Temperatura	Coeficiente	Valor	Coeficiente Temperatura
K_1 (dia ⁻¹)	0,03	1,047	K_{spo} (dia ⁻¹)	0,001	1,024	K_{so} (dia ⁻¹)	0,001	1,024	O_{2Namon} (mgO ₂ .mgN _{amon} ⁻¹)	2,47	-
K_d (dia ⁻¹)	0,22	1,047	K_{oi} (dia ⁻¹)	0,40	1,047	K_{oa} (dia ⁻¹)	0,40	1,047	O_{2Nntri} (mgO ₂ .mgN _{ntri} ⁻¹)	0,00	-
K_s (dia ⁻¹)	0,01	1,024	SP_{ingr} (g.m ⁻² .d ⁻¹)	0,10	1,074	K_{an} (dia ⁻¹)	0,10	1,080	k_{ntr}	0,53	-
K_2 (dia ⁻¹)	2,40-6,42	1,024	K_b (dia ⁻¹)	0,15	1,07	K_{rn} (dia ⁻¹)	1,0	1,047	pH	7,00	-
						S_{namon} (g.m ⁻² .d ⁻¹)	0,50	1,074	fNH_3	0,003	-

(Fonte: Salla et al., 2013)

8.4.2 Esquema Final do Estudo de Caso

Através dos dados sintetizados, pode-se ilustrar o problema a ser modelado através da Figura 15, que representa o diagrama unifilar do trecho do Rio Jordão estudado por Salla et al. (2013). Este diagrama será o mesmo utilizado para as simulações com o modelo probabilístico.

Figura 15. Diagrama unifilar do trecho estudado do Rio Jordão. Em vermelho os postos de monitoramento avaliados, em verde a confluência do córrego Brejo Alegre com o Rio Jordão.



(Fonte: modificada de Salla et al., 2013)

8.5 MODELAGEM COM O MODELO PROBABILÍSTICO

A partir dos dados apresentados pelos autores e outros obtidos da literatura, o mesmo problema será modelado com o modelo probabilístico para análise da sua viabilidade e para fins comparativos.

Como os dados necessários para o modelo probabilístico são ligeiramente diferentes, requerendo a inserção de intervalos de variabilidade e valores médios para as variáveis de entrada, os valores dos parâmetros obtidos de Salla et al. (2013) foram previamente tratados. A partir dos dados da Tabela 4, foram calculadas média e percentual de variação para as variáveis medidas e estimadas, da seguinte maneira:

$$Média = \frac{V_{min} + V_{max}}{2} \quad (\text{fórmula 16})$$

$$Variação = \frac{V_{max} - Média}{Média} \cdot 100\% = I_{var} \quad (\text{fórmula 17})$$

Onde $V_{max,min}$ são os valores medidos ou estimados pelos autores. A Tabela 7 e a Tabela 8 demonstram os resultados encontrados.

Tabela 7. Parâmetros determinados para o modelo probabilístico, pontos A a C.

Parâmetro	Unidade	A		B		C		
		Média ⁽¹⁾	Variação ⁽²⁾	Média ⁽¹⁾	Variação ⁽²⁾	Média ⁽¹⁾	Variação ⁽²⁾	
Período de estiagem	Qestiagem	m³/s	5,65	4,4%	6,65	5,3%	7,35	6,1%
	OD	mg/L	7,00	11,4%	6,10	6,6%	6,30	11,1%
	Temperatura	°C	18,75	13,1%	18,70	12,3%	19,20	6,8%
	DBO ₅	mg/L	7,40	9,5%	6,50	6,2%	6,20	21,0%
	Norganico	mg/L	0,35	71,4%	0,55	63,6%	0,45	55,6%
	Amônia	mg/L	1,05	71,4%	2,10	85,7%	1,65	69,7%
	Nitrato	mg/L	0,05	80,0%	0,16	68,8%	0,13	60,0%
	Nitrato	mg/L	0,66	86,4%	0,87	32,9%	1,16	21,6%
	Ptotal	mg/L	0,03	100,0%	0,13	60,0%	0,12	66,7%
	E-coli	NMP/100mL	25,00	100,0%	75,00	100,0%	60,00	100,0%
Cenários	Q _{7,10}	m³/s	1,77	0,0%	0,00	0,0%	0,00	0,0%

⁽¹⁾ Média entre os valores máximos e mínimos reportados por Salla et al. (2013)

⁽²⁾ Variação percentual entre valores máximos e mínimos e a média calculada

(Fonte: da autora)

Tabela 8. Parâmetros determinados para o modelo probabilístico, pontos D a E, e afluentes.

Parâmetro	Unidade	D		E ⁽¹⁾		Afluentes		
		Média ⁽²⁾	Variação ⁽³⁾	Média ⁽²⁾	Variação ⁽³⁾	Média ⁽²⁾	Variação ⁽³⁾	
Período de estiagem	Qestiagem	m³/s	8,20	3,7%	0,39	9,1%	0,18	94,4%
	OD	mg/L	6,45	10,1%	5,15	8,7%	6,50	0,0%
	Temperatura	°C	19,20	6,3%	18,75	4,0%	20,00	0,0%
	DBO ₅	mg/L	6,55	11,5%	20,15	24,1%	2,00	0,0%
	Norganico	mg/L	0,50	40,0%	1,35	48,1%	0,20	0,0%
	Amônia	mg/L	1,70	76,5%	8,35	84,4%	0,20	0,0%
	Nitrato	mg/L	0,15	58,6%	0,94	57,4%	0,00	0,0%
	Nitrato	mg/L	1,42	13,8%	5,16	53,4%	0,00	0,0%
	Ptotal	mg/L	0,14	71,4%	0,79	77,2%	0,01	0,0%
	E-coli	NMP/100mL	40,00	100,0%	79,60	88,4%	1,10	0,0%
Cenários	Q _{7,10}	m³/s	0,00	0,0%	0,11	0,0%	0,06	93,8%

⁽¹⁾ Ponto de confluência entre o córrego Brejo Alegre e o Rio Jordão - lançamento de efluentes do município de Araguari

⁽²⁾ Média entre os valores máximos e mínimos reportados por Salla et al. (2013)

⁽³⁾ Variação percentual entre valores máximos e mínimos e a média calculada

(Fonte: da autora)

Dentre os resultados das tabelas de determinação dos parâmetros de modelagem, é possível perceber que os intervalos de variação têm diversas ordens de grandeza – oscilam desde menos

de 5% até 100%. Para o modelo probabilístico, esta variabilidade foi comparada com a indicada pela literatura (COSTA; TEIXEIRA, 2011; MATEUS et al., 2015; TONON, 2014): adota-se, em geral, intervalos de 10% a 50%. Assim, neste trabalho, decidiu-se utilizar a variabilidade sugerida pela literatura no caso dos afluentes e em todas outras situações em que os dados foram apenas estimados pelos autores. Nos locais em que houve coleta de dados, adota-se a variação calculada, desde que ela seja maior ou igual a 10% - caso contrário, usa-se o valor de 10%. Todos os intervalos de variação adotados englobam os possíveis erros de medição ou de análise laboratorial, os erros de amostragem, e outros potenciais erros de campo.

Como os coeficientes para o cálculo iterativo dos parâmetros hidráulicos h , B e v não foram fornecidos pelos autores, adotou-se um método alternativo de determinação destas variáveis: relacionou-se o coeficiente K_2 com a velocidade e a profundidade média através da seguinte relação de Owens et al. (apud BRANCO, 1978³; CHAPRA, 1997⁴; VON SPERLING, 2014):

$$K_2 = 5,3 \cdot v^{0,67} h^{-1,85} \quad (\text{fórmula 18})$$

A relação é válida para profundidades de 0,1m a 0,6m, e velocidades de 0,05m/s a 1,5m/s. Assim, conseguiu-se calibrar v e h através dos valores reportados de K_2 , através de retroanálise. Deste modo, apesar da velocidade obtida com este ajuste não se assemelhar à definida pelos autores, a sua influência nos resultados do modelo fica limitada ao coeficiente de reaeração, não gerando discrepâncias com os resultados finais. Valores de h e B (dependente de h e Q) determinados com esta técnica se aproximaram com os reportados por Salla et al. (2013).

Assim, a calibração foi realizada de forma semi-manual através da ferramenta Solver (MICROSOFT, 2017b), procurando obter resultados de coeficientes similares aos utilizados pelos autores. Tomou-se essa decisão para garantir a conformação dos dois modelos e possibilitar a comparação das metodologias. A determinação dos intervalos de variação foi feita com base na literatura e nos resultados medidos por Salla et al. (2013), e verificados através da metodologia híbrida de von Sperling (2014). Como não houve alteração significativa na

³ BRANCO, Samuel M.; ROCHA, Aristides A. **Poluição, proteção e usos múltiplos de represas**. São Paulo: Edgard Blücher, 1979. 185 p.

⁴ CHAPRA, Steven C. **Surface Water-Quality Modelling**. New York: McGraw-Hill., 1997. 844p.

variabilidade adotada, optou-se por manter os valores previamente inseridos, também a título de comparação.

Desta forma, o coeficiente K_2 foi apenas indiretamente variado – foram gerados valores aleatórios para v e h , apenas. O intervalo de variação adotado para os coeficientes destas variáveis foi de 20%, devido à incerteza maior atribuída ao método de calibração e aos dados disponíveis.

Ademais, os valores de fósforo estão em termos totais (fósforo orgânico mais fósforo inorgânico), porém o modelo exige que o parâmetro seja representado pelas suas frações. Como Salla et al. (2013) não explicitaram qual foi o critério utilizado, adota-se que todo o fósforo será proveniente de esgoto doméstico, portanto terá proporções de 60% de $P_{\text{inorgânico}}$ e 40% de $P_{\text{orgânico}}$ (IAWQ, 1995⁵, apud VON SPERLING, 2014). Enfim, a temperatura foi considerada a mesma para todos os afluentes e para o rio principal.

Após a calibração, como descrita anteriormente, e análise de sensibilidade, foram gerados resultados para a situação atual e os dois cenários futuros. A

⁵ INTERNATIONAL ASSOCIATION ON WATER QUALITY. **Activated sludge model No. 2**. IAWQ Scientific and Technical Reports, 1995.

Tabela 9 e Tabela 10 e resumizam os parâmetros de entrada, coeficientes e intervalos de variação adotados no modelo probabilístico para a situação atual. O coeficiente de determinação encontrado foi de 0,853.

Tabela 9. Parâmetros, coeficientes e intervalos de variação adotados nas simulações com o modelo probabilístico para o lançamento de esgoto e afluentes, na situação atual.

Parâmetro ou Coeficiente	Valor Médio	Intervalo de Variação
Afluentes		
Vazão do tributário (m ³ /s)	0,18	95%
OD do tributário (mg/l)	6,5	10%
DBO5 do tributário (mg/l)	2	10%
Nitrogênio orgânico do tributário (mg/l)	0,2	10%
Amônia-N do tributário (mg/l)	0,2	10%
Nitrito-N do tributário (mg/l)	0	10%
Nitrato-N do tributário (mg/l)	0	10%
P orgânico do tributário (mg/l)	0,004	10%
P inorgânico do tributário (mg/l)	0,006	10%
Coliformes do tributário (NMP/100ml)	1,1	10%
Córrego Brejo Alegre		
Vazão do tributário (m ³ /s)	0,385	10%
OD do tributário (mg/l)	5,15	10%
DBO5 do tributário (mg/l)	20,15	25%
Nitrogênio orgânico do tributário (mg/l)	6,55	50%
Amônia-N do tributário (mg/l)	8,35	85%
Nitrito-N do tributário (mg/l)	0,94	60%
Nitrato-N do tributário (mg/l)	0,555	55%
P orgânico do tributário (mg/l)	0,316	80%
P inorgânico do tributário (mg/l)	0,474	80%
Coliformes do tributário (NMP/100ml)	79,6	90%

(Fonte: da autora)

Para os cenários modelados, adicionam-se os dados de lançamento de esgotos 0,1km antes do ponto E. Utiliza-se os valores sugeridos como médios, considerando a população estimada pelos próprios autores, e a eficiência de tratamento sugerida, através da seguinte relação:

$$Q_{esgoto} = 0,8.250. \frac{População}{86400} \quad (\text{fórmula 19})$$

$$X = Carga. População. \frac{1 - EficiênciaTratamento}{86400. Q_{esgoto}} \quad (\text{fórmula 20})$$

Onde X é a concentração do parâmetro de entrada; Q_{esgoto} está em m^3/s ; população é número de habitantes no município; carga é a quantidade por tempo de determinado parâmetro lançado, em $\text{g}/\text{hab}.\text{dia}$; e a eficiência de tratamento é a porcentagem de remoção de um constituinte. Foi-se adotado 250 L/dia de consumo de água per capita, e coeficiente de retorno de 0,8.

Tabela 10. Parâmetros, coeficientes e intervalos de variação adotados nas simulações com o modelo probabilístico para o rio principal, na situação atual.

Parâmetro ou Coeficiente	Valor Médio	Intervalo de Variação
Rio Jordão		
Vazão do rio (m^3/s)	5,650	10%
OD do rio (mg/l)	7,0	10%
DBO5 do rio (mg/l)	7	10%
Nitrogênio orgânico do rio (mg/l)	0,4	70%
Amônia-N do rio (mg/l)	1,1	70%
Nitrito-N do rio (mg/l)	0,1	80%
Nitrato-N do rio (mg/l)	0,7	85%
P orgânico do rio (mg/l)	0,012	100%
P inorgânico do rio (mg/l)	0,018	100%
Coliformes no rio (NMP/100ml)	2,50E+01	100%
Temperatura	18,75	15%
Velocidade (m/s)	0,13	20%
Profundidade (m)	0,41-0,67	20%
Coefic reaeração K2 (1/d)	2,83-7	-
Coef. sedimentação Norg (1/d)	0,001	10%
Coef. conversão Norg-Namon (1/d)	0,4	10%
Coef. conversão Namon-Nnitrito (1/d)	0,1	10%
Coef. conversão Nnitrito-Nnitrato (1/d)	1	10%
Coef. liberação Namon pelo sedimento de fundo ($\text{g}/\text{m}^2.\text{d}$)	0,5	10%
O2 equiv. conversão Namon-Nnitrito ($\text{mgO}_2/\text{mgNamon oxid}$)	2,47	10%
O2 equiv. conversão Nnitrito-Nnitrato ($\text{mgO}_2/\text{mgNnitrito oxid}$)	0	10%
Coef. inibição da nitrificação por baixo OD	0,53	10%
pH (para cálculo NH_3 livre)	7	10%
Fração de amônia livre	0,003	10%
Coef. sedimentação Porg (1/d)	0,001	10%
Coef. conversão Porg-Pinorg (1/d)	0,4	10%
Coef. liberação Pinorg pelo sedimento de fundo ($\text{g}/\text{m}^2.\text{d}$)	0,1	10%
Coef. decaimento de coliformes (1/d)	0,15	10%
Coef. desoxigenação (1/d)	0,03	10%
Coef. decomposição DBO (1/d)	0,22	10%
Coef. sedimentação DBO (1/d)	0,01	10%

(Fonte: da autora)

Para o lançamento de esgotos, a variabilidade é adotada como 20%, como sugerido pela literatura (COSTA; TEIXEIRA, 2011; MATEUS et al., 2015; TONON, 2014). Além disso, a

vazão no rio principal é adotada como a $Q_{7,10}$ calculada para a bacia do Rio Jordão ($1,77 \text{ m}^3/\text{s}$), a vazão nos afluentes $0,065 \text{ m}^3/\text{s}$, e a vazão no córrego Brejo Alegre como $0,11 \text{ m}^3/\text{s}$. A Tabela 11 apresenta os valores adotados para modelar as variáveis do lançamento de esgotos nos cenários 1 e 2.

Foram rodadas 1000 simulações no modelo probabilístico. Como ponto de interesse, foi escolhido o km 22 do Rio Jordão, aproximadamente o meio do trecho estudado, já que nenhum outro foi destacado como de particular importância para o corpo hídrico ou para economia local.

Tabela 11. Parâmetros, coeficientes e intervalos de variação adotados nas simulações com o modelo probabilístico para o lançamento de esgotos, nos cenários futuros.

Parâmetro ou Coeficiente	Valor Médio	Intervalo de Variação
Cenário 1 - Esgotos		
Vazão do tributário (m^3/s)	0,254	20%
OD do tributário (mg/l)	0,00	20%
DBO5 do tributário (mg/l)	67,50	20%
Nitrogênio orgânico do tributário (mg/l)	10,00	20%
Amônia-N do tributário (mg/l)	17,50	20%
Nitrato-N do tributário (mg/l)	0,00	20%
Nitrato-N do tributário (mg/l)	1,00	20%
P orgânico do tributário (mg/l)	3,250	20%
P inorgânico do tributário (mg/l)	4,875	20%
Coliformes do tributário (NMP/100ml)	1E+11	20%
Cenário 2 - Esgotos		
Vazão do tributário (m^3/s)	0,254	20%
OD do tributário (mg/l)	1,50	20%
DBO5 do tributário (mg/l)	40,50	20%
Nitrogênio orgânico do tributário (mg/l)	18,75	20%
Amônia-N do tributário (mg/l)	5,250	20%
Nitrato-N do tributário (mg/l)	0,00	20%
Nitrato-N do tributário (mg/l)	1,875	20%
P orgânico do tributário (mg/l)	3,750	20%
P inorgânico do tributário (mg/l)	5,625	20%
Coliformes do tributário (NMP/100ml)	3E+11	20%

(Fonte: da autora)

9 RESULTADOS

Este capítulo apresentará os principais resultados obtidos da avaliação do estudo de caso pelo modelo QUAL-UFGM (SALLA et al., 2013) e pelo modelo probabilístico. Estes gráficos foram editados para melhor apresentação no relatório. Além dos resultados tratados, o modelo probabilístico fornece dados brutos que podem ser reanalisados através de outras metodologias, se assim desejado. Estes dados não são apresentados no presente texto devido ao grande volume de informação inviabilizar tal apresentação, porém podem ser obtidos em contato com a autora.

Como feito na referência que apresentou o estudo de caso, serão apresentados os gráficos para o estudo da situação atual, e valores-síntese para os outros cenários modelados, com exceção de poucas figuras individuais que foram consideradas particularmente representativas. O restante dos gráficos dos casos futuros gerados pelo modelo probabilístico serão incluídos nos Apêndice A e Apêndice B. Para os cenários futuros, foram gerados apenas 1 gráfico, referente às primeiras 250 simulações.

9.1 MODELO QUAL-UFGM

9.1.1 Situação Atual

Para a situação atual, a Figura 16 ilustra os resultados obtidos por Salla et al. (2013) para modelagem com QUAL-UFGM. Além dos valores estimados para os parâmetros de qualidade da água, os gráficos exibem os dados coletados nas estações de monitoramento para visualização da adequação do modelo à realidade. Foram apresentados resultados para OD, vazão ao longo do rio, DBO, fósforo total, coliformes termotolerantes e nitrogênio e suas frações.

Verifica-se inicialmente que houve bom ajuste para o parâmetro OD e para o nitrogênio e suas frações, mas as outras variáveis não foram tão bem calibradas, principalmente o DBO. Ainda assim, o modelo representou de forma adequada a tendência dos pontos efetivamente medidos.

A variável oxigênio dissolvido permaneceu relativamente constante ao longo do comprimento modelado, apresentando o valor mínimo de 6 mg/L aproximadamente no meio do trecho. Tanto

o modelo como os pontos medidos atestam que não há problema de OD no rio: o limite preconizado pela legislação para rios Classe II é 5 mg/L.

A vazão do Rio Jordão cresce da confluência com o córrego Brejo Alegre até a sua foz, devido às injeções dos diversos afluentes e do próprio córrego. Além disso, há um acréscimo constante de águas devido à vazão distribuída ao longo do curso hídrico. O valor máximo estimado, no fim do rio, foi de aproximadamente 8 m³/s, o que o caracterizaria como tributário, segundo von Sperling (2014).

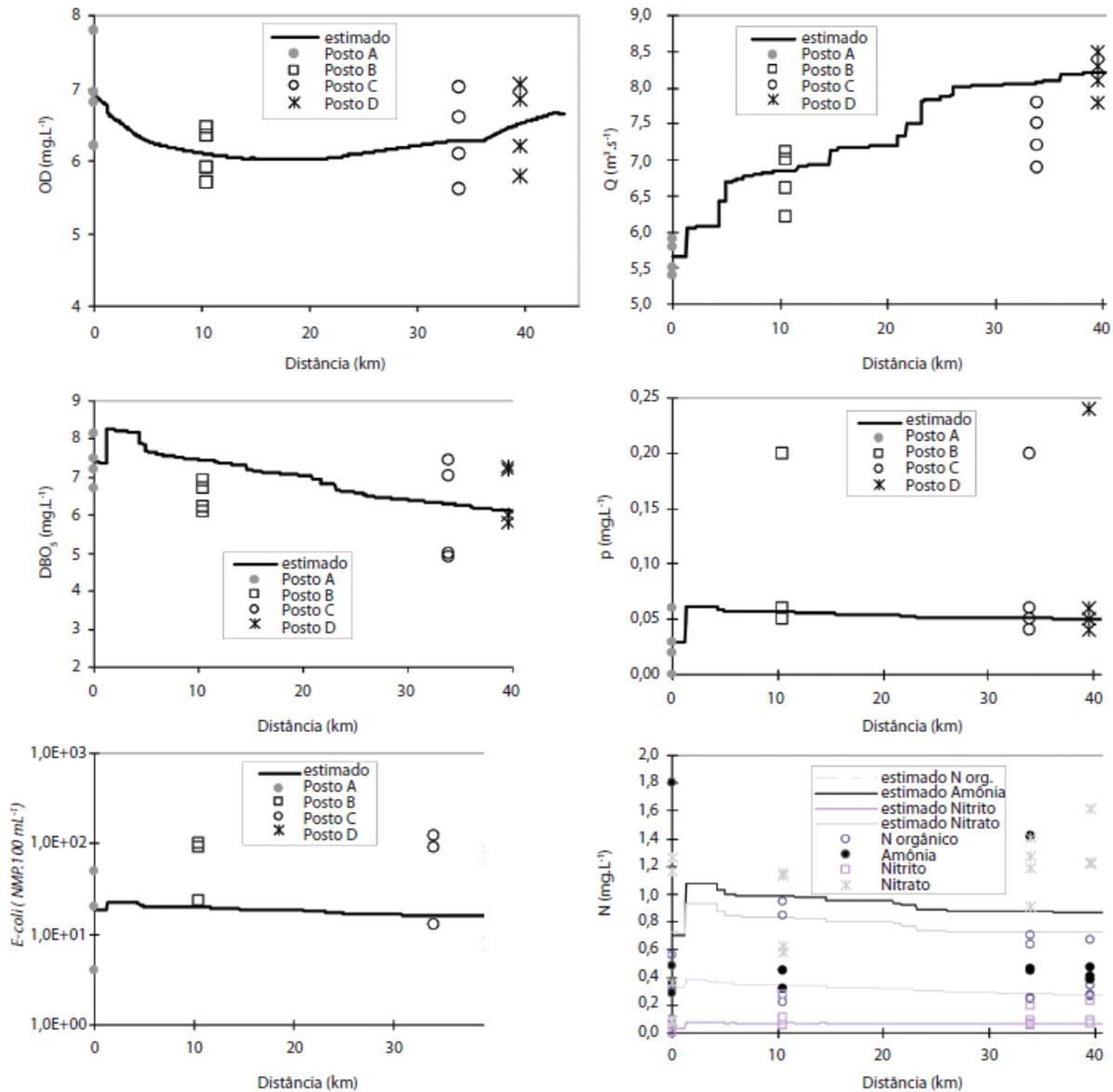
O parâmetro DBO encontrou-se entre aproximadamente 8 mg/L e 6 mg/L, sempre acima dos limites da legislação, indicando o não atendimento do rio à regulamentação específica. O máximo valor calculado foi na confluência do rio principal com o córrego Brejo Alegre, onde há, indiretamente, o lançamento dos dejetos do município de Araguari no Rio Jordão.

Para o parâmetro fósforo total, verifica-se claramente um pico no local da confluência entre o Rio Jordão e o córrego Brejo Alegre (ponto E), e o seguinte decaimento até o valor de aproximadamente 0,05 mg/L. Em todo trecho analisado, o parâmetro encontra-se abaixo do limite de 0,1 mg/L.

O nitrogênio orgânico e suas frações, durante todo trecho analisado do rio, também permaneceram abaixo do limite ditado pela CONAMA 357. A Figura 16 representa bem a transformação do nitrogênio, de orgânico até amônia, depois para nitrito, nitrato (nitrificação), e eventualmente para nitrogênio gasoso (desnitrificação). Como ambos nitrogênio e fósforo encontram-se abaixo dos limites delimitados, espera-se que não aconteçam fenômenos de eutrofização do rio para a situação atual modelada.

Apesar do córrego Brejo Alegre estar poluído com os lançamentos pontuais e difusos dos esgotos produzidos no município de Araguari, a concentração de *E-coli* jogada no Rio Jordão é baixa, e portanto todo curso hídrico apresenta baixos valores do parâmetro e está dentro dos limites CONAMA 357. O parâmetro permanece praticamente constante ao longo do trecho estudado, próximo do valor de 30 NMP/100mL.

Figura 16. Gráficos obtidos por Salla et al. (2013) para a situação atual do Rio Jordão.



(Fonte: Salla et al., 2013)

9.1.2 Cenários Futuros

Nos cenários futuros, foram simuladas as condições de aporte de esgotos na confluência entre o córrego Brejo Alegre e o Rio Jordão, para diferentes configurações de tratamento. Em cada cenário, verificou-se o atendimento à legislação considerando a população de 2010 do município de Araguari, referente ao último censo realizado. Além disso, projetou-se qual seria

o número máximo de habitantes que poderiam ser atendidos pela estação de tratamento, de modo a respeitar os valores limites regulamentados do parâmetro OD.

Os autores concluíram que, para a população do município de 2010, nenhuma das soluções de tratamento propostas satisfariam os limites determinados pela CONAMA 357. Para o cenário 1, com o tratamento realizado por lagoa anaeróbica seguida de lagoa facultativa, o número máximo de habitantes que poderiam ser atendidos, respeitando a regulamentação ambiental para OD, seria de 13.300. Para o cenário 2, com lodo ativado convencional, o número seria de 20.500 habitantes. Ainda assim, os parâmetros fósforo total e *E-coli* estariam acima dos limites delimitados pela legislação, ou seja, deveria ser empregado alguma forma de tratamento complementar para sanar essas deficiências, além da implantação de lagoas de maturação, ou outro processo para melhor remoção de coliformes.

Em ambos os cenários, os parâmetros não atendidos foram o DBO, coliformes termotolerantes, fósforo total, e OD, o que é característico de poluição por esgoto doméstico (VON SPERLING, 1996; VON SPERLING, 2014). Já o nitrogênio orgânico e todas as suas frações encontraram-se abaixo dos limites legislativos. Como a única diferença no modelo, para os cenários futuros, foram os parâmetros de entrada, as os parâmetros de qualidade da água refletem isso – quanto melhor a eficiência de remoção do parâmetro, menor a sua concentração final.

Tabela 12. Resultados obtidos por Salla et al. (2013) para os cenários futuros simulados.

Cenário	População	Vazão (m ³ .s ⁻¹)	OD (mg.L ⁻¹)	DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	N _{orgânico} (mg.L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	P _{total} (mg.L ⁻¹)	<i>E-coli</i> (NPM.100 mL ⁻¹)
1	109800	2,25–2,94	1,3–5,5	7,4–10,9	0,82–1,45	2,44–2,86	0,06–0,12	0,72–0,88	0,74–0,97	1,1.10 ¹⁰ –1,6.10 ¹⁰
	13300	1,92–2,62	5,0–6,6	3,0–4,1	0,29–0,52	1,0–1,3	0,07–0,09	0,74–0,91	0,14–0,18	1,4.10 ⁹ –2,3.10 ⁹
2	109800	2,25–2,94	2,6–5,8	6,0–8,6	1,35–2,44	1,47–1,63	0,06–0,09	0,80–0,98	0,85–1,11	4,4.10 ¹⁰ –6,5.10 ¹⁰
	20500	1,95–2,64	5,0–6,6	2,9–3,8	0,43–0,81	1,01–1,14	0,07–0,08	0,75–0,93	0,21–0,28	8,6.10 ⁹ –1,4.10 ¹⁰
CONAMA 357		–	≥5,0	≤5,0	–	3,70	1,0	10,0	0,1	10 ⁹

(Fonte: Salla et al., 2013)

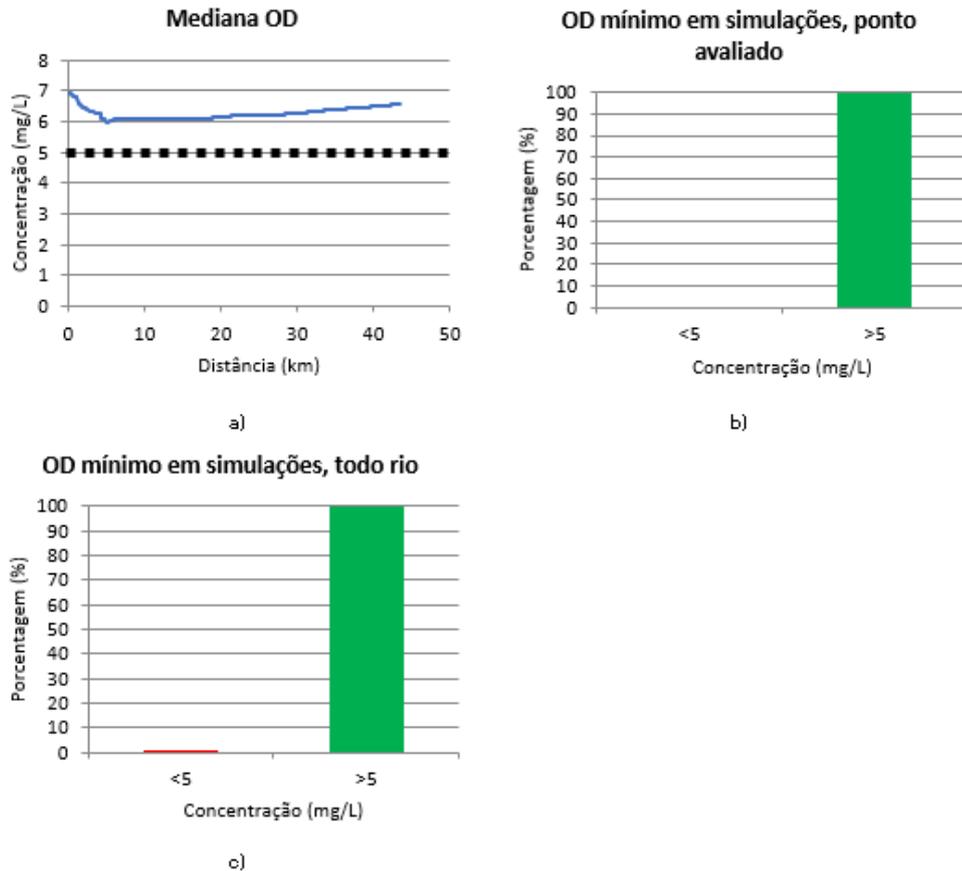
9.2 MODELO PROBABILÍSTICO

9.2.1 Situação Atual

O modelo probabilístico gerou resultados para os parâmetros OD, DBO, P_{tot} , coliformes, nitrito, nitrato e amônia. Foi avaliado o atendimento de cada um aos limites ditados pela legislação, representado por uma linha preta tracejada no gráfico da mediana de cada parâmetro, ao longo do rio. Também foi avaliado a conformidade de cada parâmetro no km 22, o ponto específico definido. Por fim, foram gerados 4 gráficos que ilustram as simulações de Monte Carlo executadas para a situação atual, sendo que cada um representa 250 rodadas.

Na Figura 17, estão ilustrados os resultados básicos para o OD. A mediana permaneceu acima do limite de 5 mg/L, representado por uma linha tracejada (Figura 17a), o que foi corroborado pelas Figura 17b e Figura 17c, que demonstram que o parâmetro atende quase integralmente à regulamentação. No entanto, na Figura 17c, vê-se que, em aproximadamente 2% das rodadas geradas, o parâmetro OD esteve abaixo de 5mg/L na integridade do trecho analisado. Já no km 22 (ponto de interesse), todas as simulações resultaram em valores acima do limite.

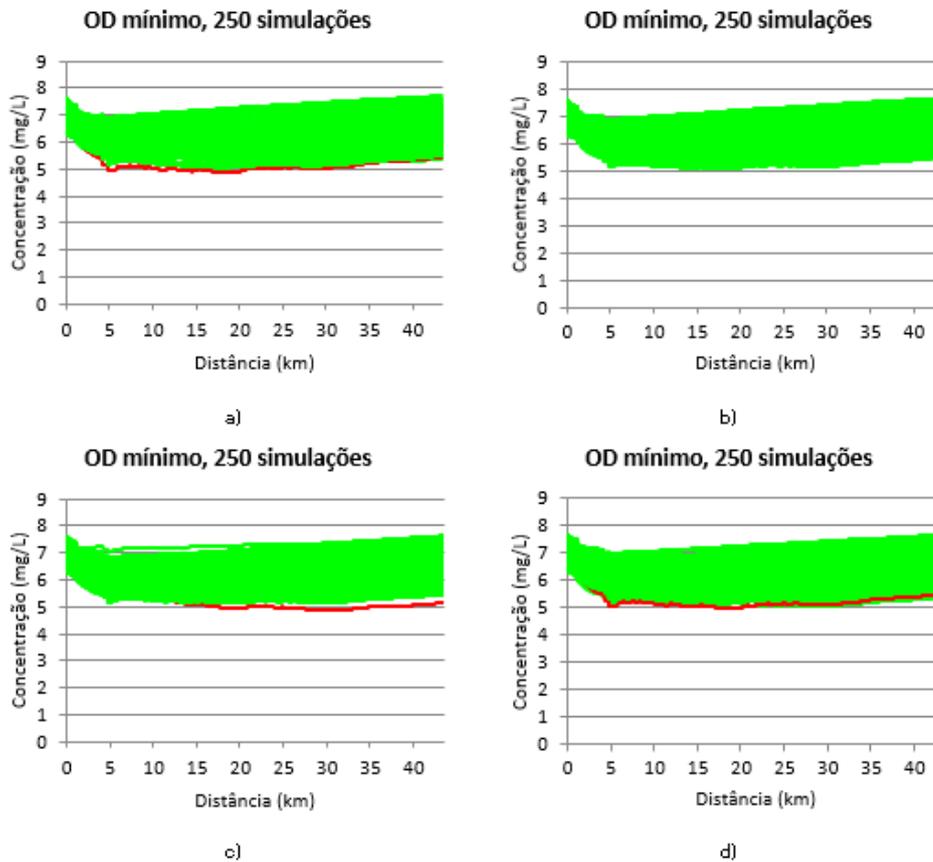
Figura 17. Resultados básicos do modelo probabilístico para OD: a) Gráfico das medianas das concentrações do parâmetro OD ao longo do rio – a linha pontilhada indica o limite da legislação; b) Gráfico de barras ao longo do rio, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro OD mínimo em todas simulações; c) Gráfico de barras em um ponto específico, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro OD a 22km da cabeceira.



(Fonte: da autora)

A Figura 18 representa as simulações de Monte Carlo rodadas para o parâmetro OD. Nota-se que elas reafirmam a conformidade do parâmetro aos limites legislativos, apresentando-se quase integralmente verdes. No entanto, há algumas linhas vermelhas, o que demonstra que há incerteza no atendimento do mínimo de 5 mg/L na integridade do trecho analisado, embora seja muito pequena. Esta variabilidade mínima é refletida na Figura 17c.

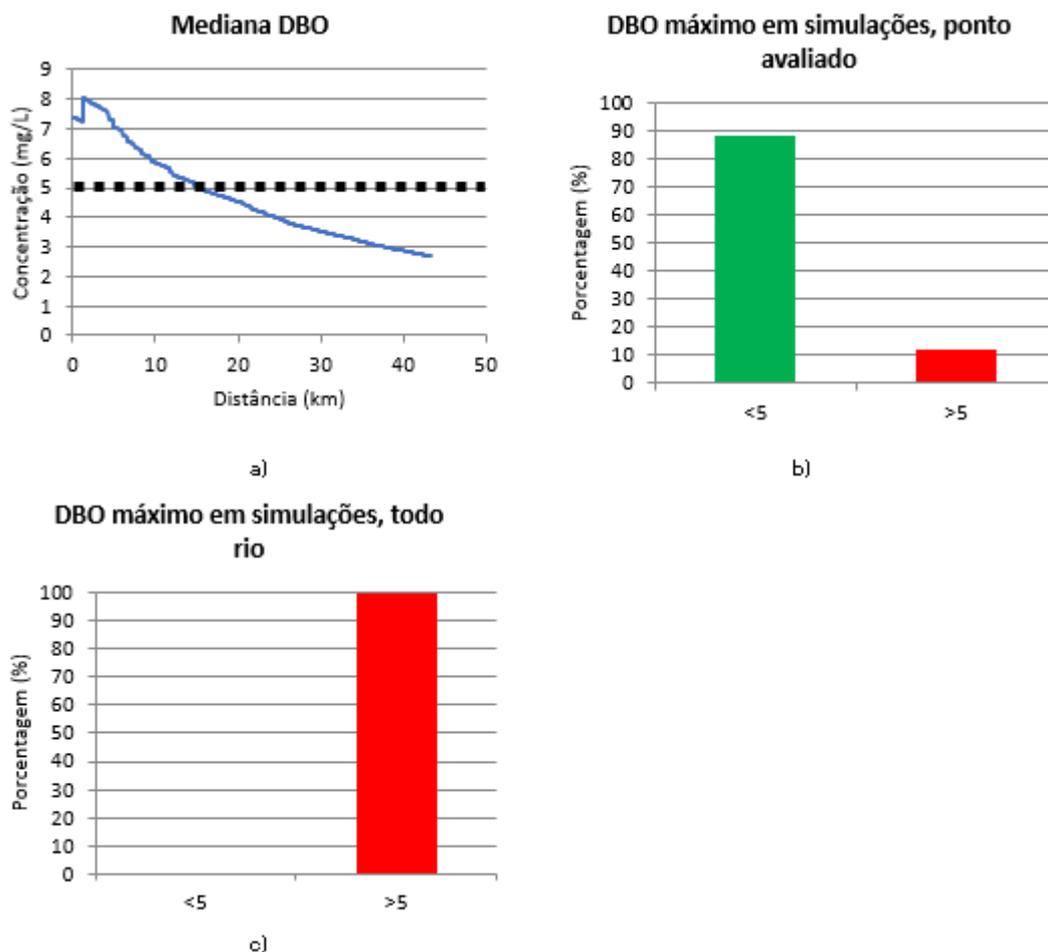
Figura 18. Bandas de incerteza gerados pelo modelo probabilístico para OD, representa o atendimento ou não do parâmetro OD mínimo em cada simulação: cada figura, de a) a d), reproduz 250 simulações rodadas



(Fonte: da autora)

Na Figura 19, a que versa sobre a DBO, analisa-se que o parâmetro se encontra acima do limite no trecho estudado, porém a DBO cai gradativamente até próximo de 3 mg/L na foz do Rio Jordão – a partir do km 15, o rio estaria em conformidade com a legislação, se avaliada apenas a mediana dos dados gerados. Já na Figura 20, percebe-se que, em muitas rodadas das simulações de Monte Carlo, os valores obtidos para DBO são maiores que 5 mg/L após o km 15. Isso está claramente demonstrado na Figura 19c – no ponto 22km (trecho específico avaliado), cerca de 90% das simulações satisfizeram os limites legislativos, e apenas 10% não foram adequadas.

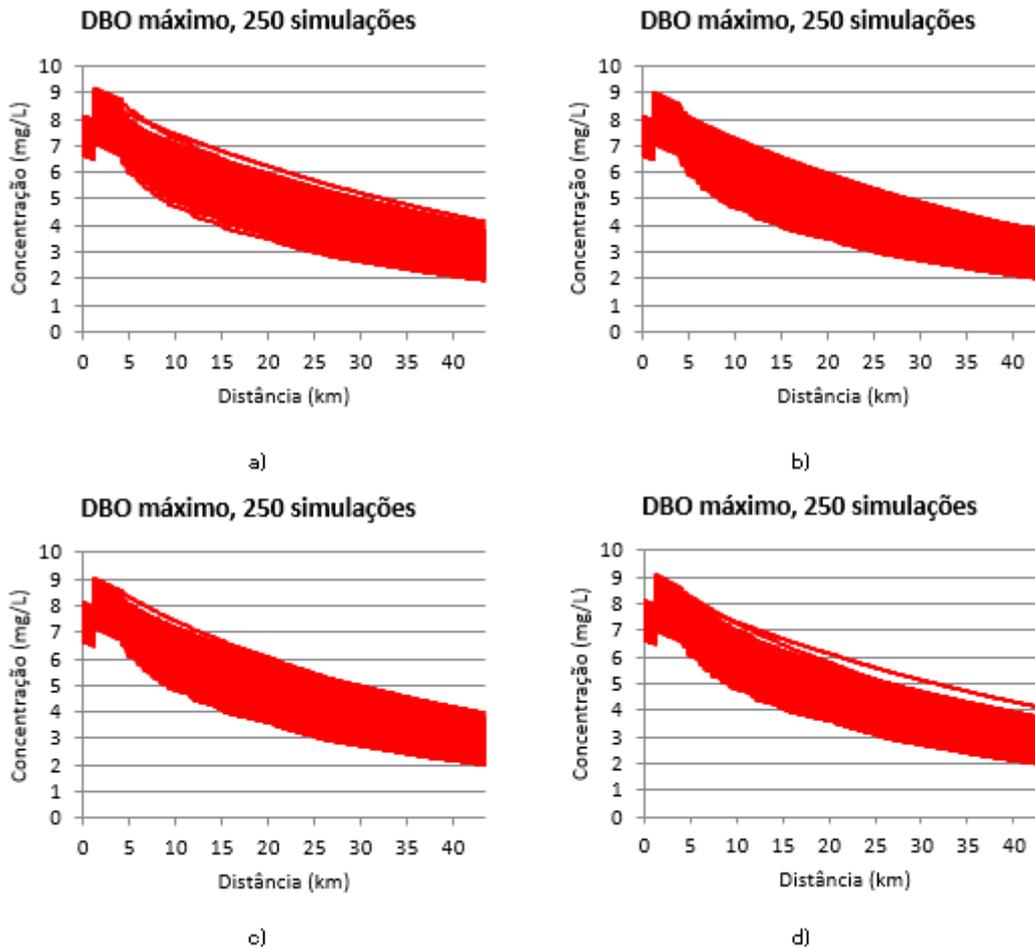
Figura 19. Resultados básicos do modelo probabilístico para DBO: a) Gráfico das medianas das concentrações do parâmetro DBO ao longo do rio – a linha pontilhada indica o limite da legislação; b) Gráfico de barras ao longo do rio, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro DBO máximo em todas simulações; c) Gráfico de barras em um ponto específico, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro DBO a 22km da cabeceira.



(Fonte: da autora)

Os gráficos das bandas de incerteza evidenciam que o parâmetro DBO mínimo encontra-se totalmente acima do limite legislativo independente da incerteza do sistema (Figura 20). Além disso, devido à baixa variabilidade definida no modelo probabilístico, todas as curvas geradas apresentam comportamento semelhante, definindo uma faixa homogênea e pouco espessa. Larentis (2014) confirma que, quando há pequena amplitude definida para o intervalo de variação, a banda de confiança também resulta estreita. Isto é igualmente visualizado no parâmetro OD. Ademais, a Figura 20 confirma o que é definido pela Figura 19 de forma sintética: a probabilidade de atendimento do rio à regulamentação ambiental é nula – em todas as simulações geradas, o DBO mínimo é maior que o valor máximo permitido pela CONAMA 357.

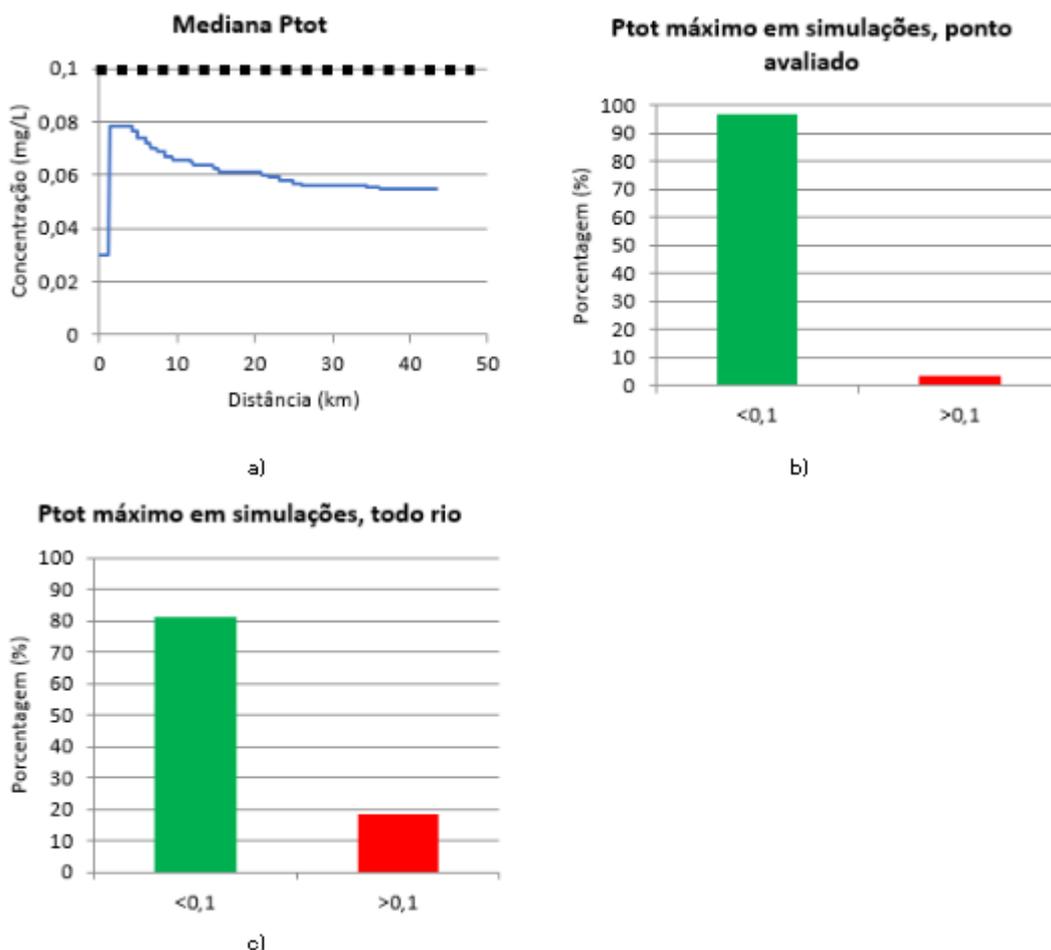
Figura 20. Bandas de incerteza gerados pelo modelo probabilístico para DBO, representa o atendimento ou não do parâmetro DBO máximo em cada simulação: cada figura, de a) a d), reproduz 250 simulações rodadas



(Fonte: da autora)

A mediana do fósforo total encontra-se integralmente abaixo do limite preconizado de 0,1 mg/L em todo trecho do rio (Figura 21a), com um valor máximo por volta de 0,08 mg/L. No entanto, avaliando-se as Figura 21b e Figura 21c, percebe-se que o P_{tot} máximo não atende à legislação em sua totalidade: no km 22, cerca de 4% das simulações não estavam conformes; em todo rio, aproximadamente 20% das rodadas apresentaram valores mínimos acima de 0,1 mg/L. Neste caso, o nível de confiabilidade de atendimento seria de cerca de 80% para todo Rio Jordão, e de perto de 95% para o ponto específico estudado.

Figura 21. Resultados básicos do modelo probabilístico para P_{tot} : a) Gráfico das medianas das concentrações do parâmetro P_{tot} ao longo do rio – a linha pontilhada indica o limite da legislação; b) Gráfico de barras ao longo do rio, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro P_{tot} máximo em todas as simulações; c) Gráfico de barras em um ponto específico, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro P_{tot} a 22km da cabeceira.

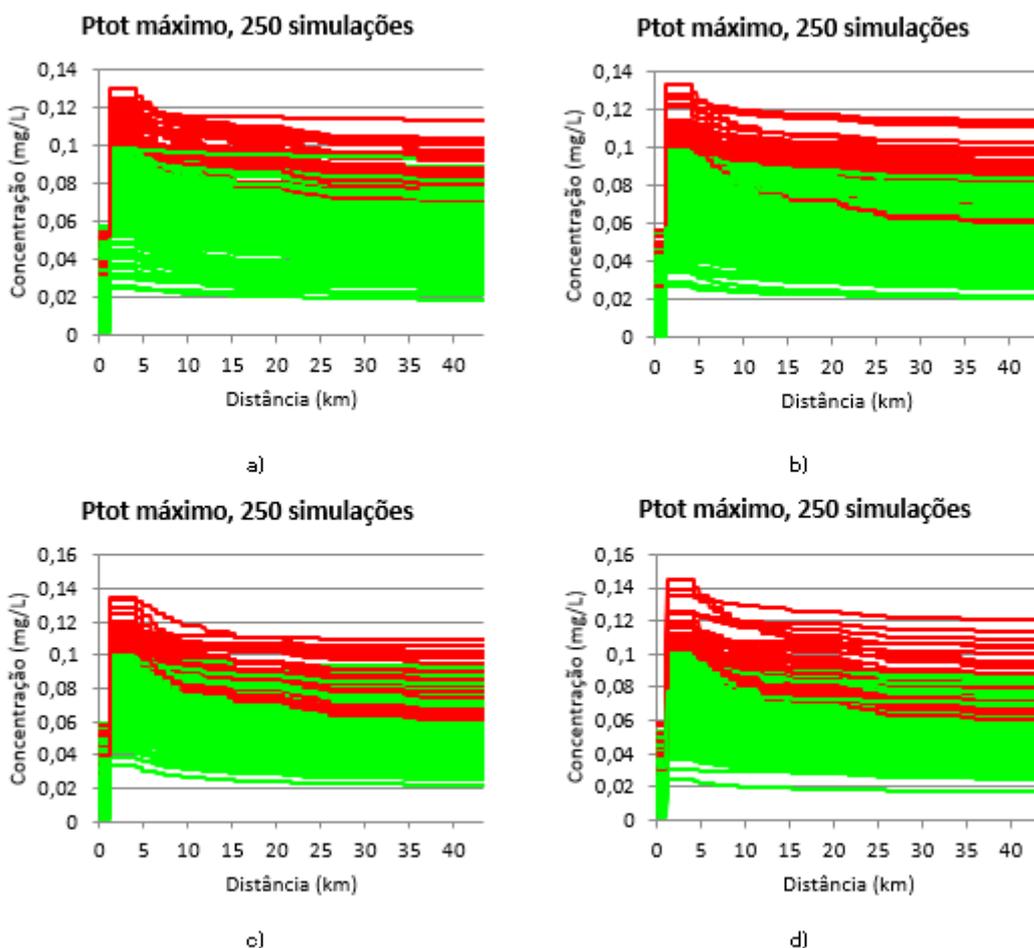


(Fonte: da autora)

Juntamente com a Figura 21, a Figura 22 permite visualizar esta incerteza através das curvas de autodepuração do parâmetro P_{tot} ao longo do trecho estudado do rio. Como a variabilidade adotada foi alta (100% no rio principal), os resultados se apresentam em uma espessa banda, de formato similar à mediana do parâmetro (Figura 21a). O número e a proporção de linhas vermelhas nestes gráficos demonstram que há significativa incerteza quanto ao atendimento dos limites ambientais para P_{tot} . É interessante atentar também ao fato que o comportamento do parâmetro não é sempre o mesmo – o método de Monte Carlo gera alterações nos coeficientes e nos parâmetros de entrada determinados, de modo que a combinação destes efeitos incube em maior ou menor eliminação do fósforo no rio, ou de forma mais rápida, ou mesmo em picos mais ou menos acentuados de concentração do parâmetro nas águas. Além disso, o parâmetro

fósforo orgânico no córrego Brejo Alegre foi considerado significativo para a modelagem. Assim, a forma de cada curva, representada na Figura 22, é ligeiramente diferente.

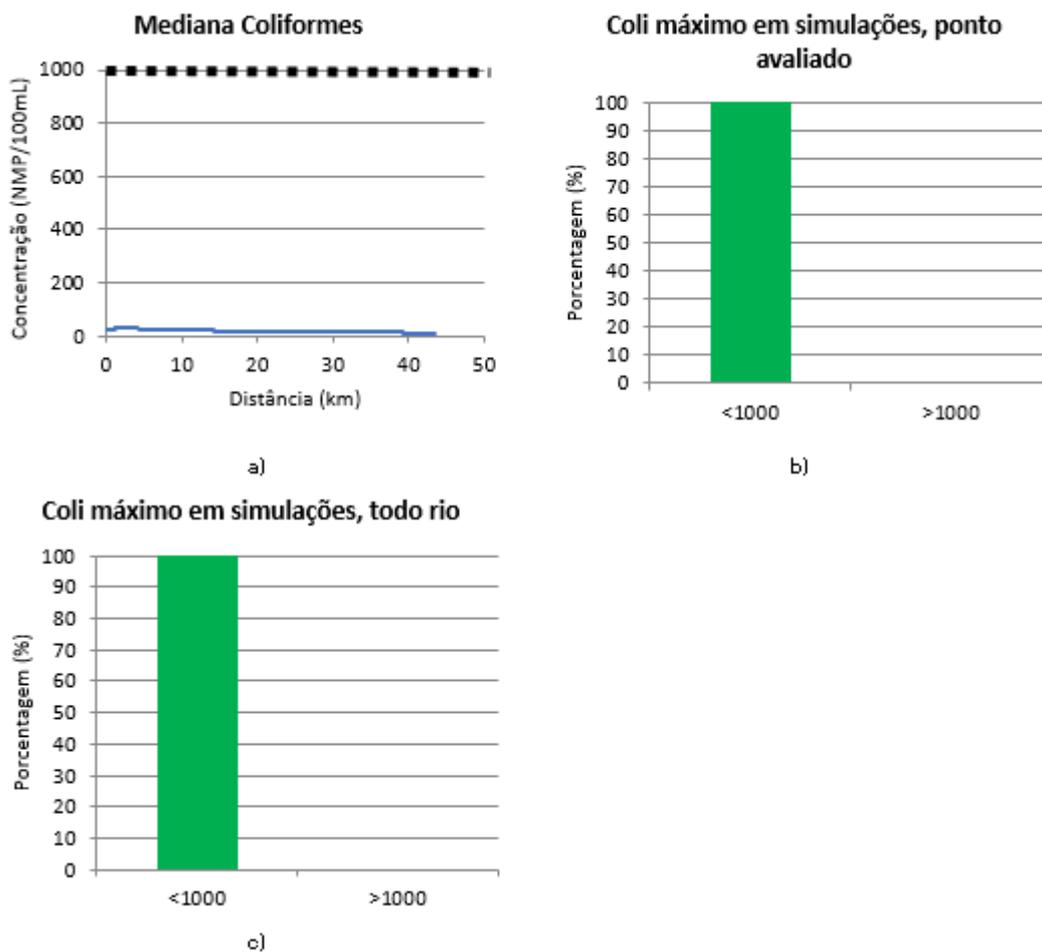
Figura 22. Bandas de incerteza gerados pelo modelo probabilístico para P_{tot}, representa o atendimento ou não do parâmetro P_{tot} máximo em cada simulação: cada figura, de a) a d), reproduz 250 simulações rodadas



(Fonte: da autora)

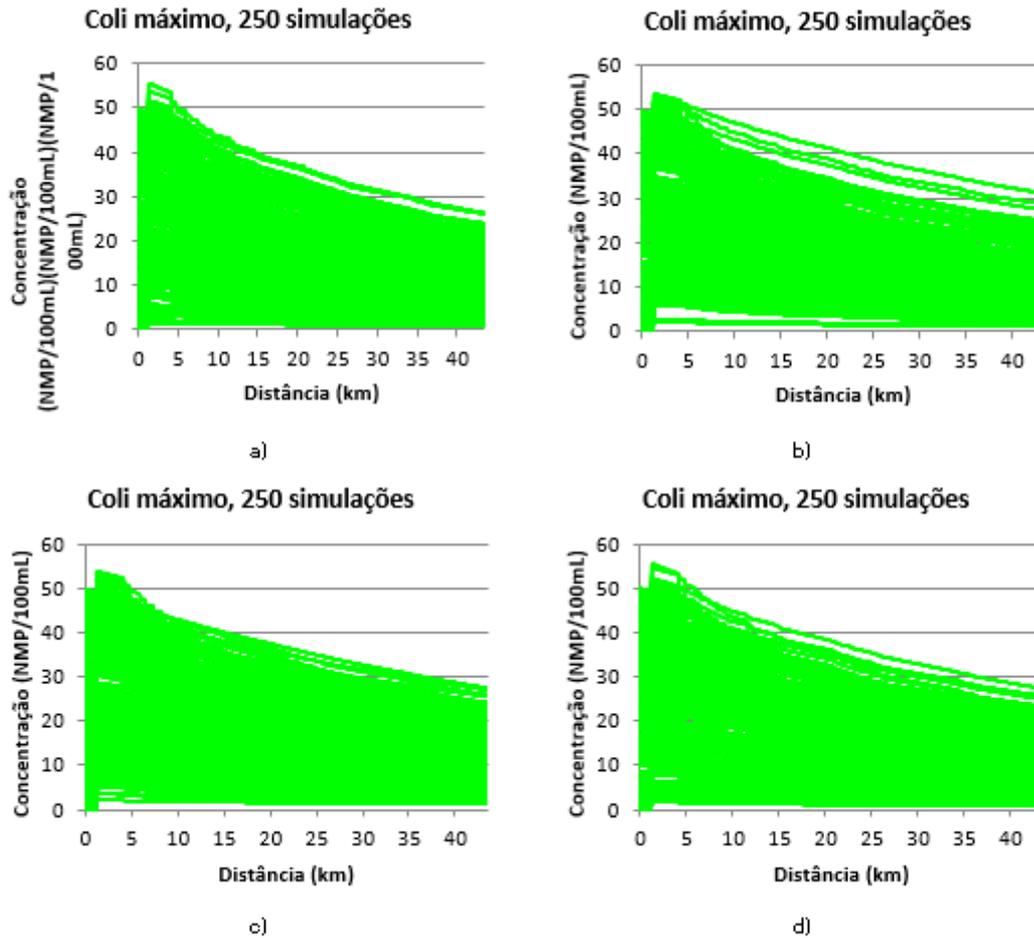
O parâmetro *E-coli* ficou, em todo trecho do rio, muito abaixo do limite legislativo de 1000 mg/L, o que é representado na Figura 23, e na Figura 24. O mesmo aconteceu no ponto de interesse verificado, no km 22. Como a variabilidade inserida no modelo probabilístico foi alta, os resultados das bandas de incerteza geraram grande dispersão, formando uma faixa espessa. Os valores mínimos e máximos encontrado oscilaram significativamente em cada curva, mas não apresentaram variação relevante – os máximos flutuaram de 53 NMP/100mL até 56 NMP/100mL.

Figura 23. Resultados básicos do modelo probabilístico para coliformes: a) Gráfico das medianas das concentrações do parâmetro *E-Coli* ao longo do rio – a linha pontilhada indica o limite da legislação; b) Gráfico de barras ao longo do rio, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro *E-Coli* máximo em todas simulações; c) Gráfico de barras em um ponto específico, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro *E-Coli* a 22km da cabeceira.



(Fonte: da autora)

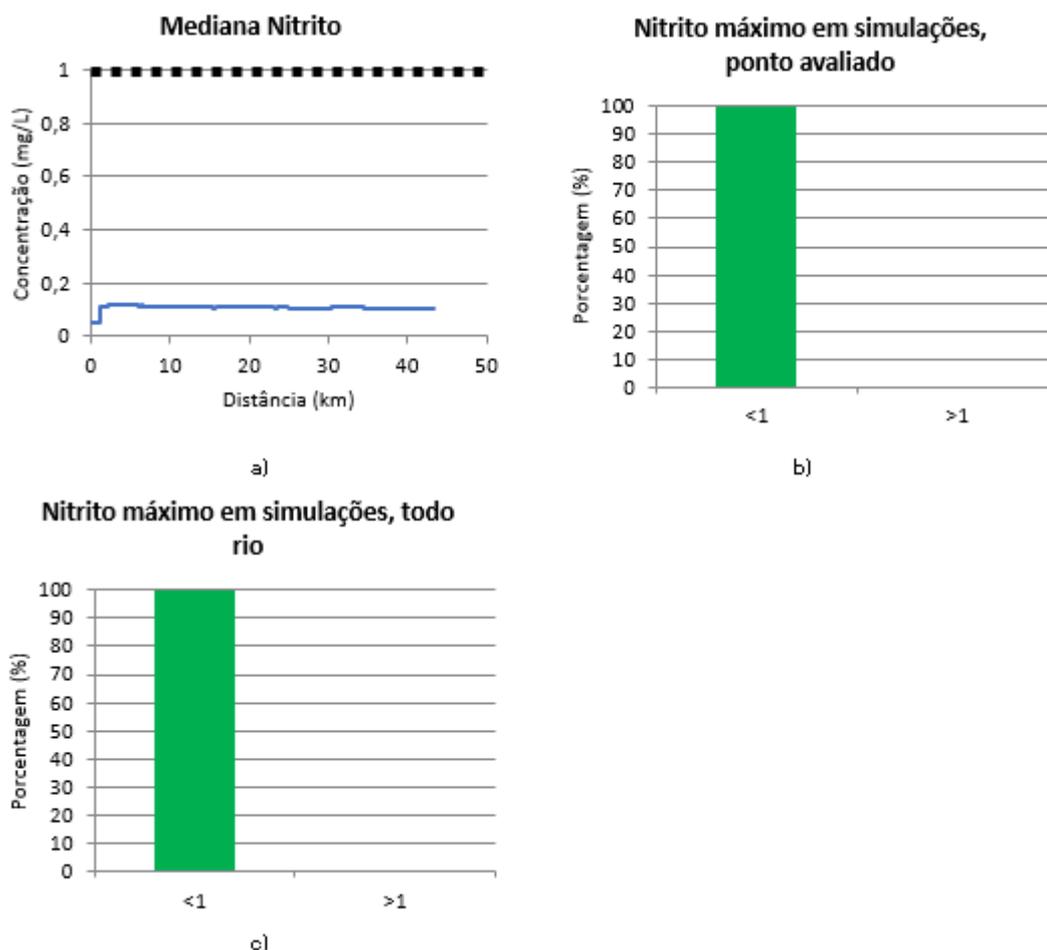
Figura 24. Bandas de incerteza gerados pelo modelo probabilístico para coliformes representa o atendimento ou não do parâmetro *E-Coli* máximo em cada simulação: cada figura, de a) a d), reproduz 250 simulações rodadas



(Fonte: da autora)

O parâmetro nitrito, como todo o *E-Coli*, ficou abaixo do limite de 1 mg/L em todo comprimento estudado do Rio Jordão, bem como no ponto específico avaliado. Nos dois casos, todas as simulações geraram resultados abaixo dos valores máximos regulamentados, o que significaria 100% de confiabilidade na adequação do rio à legislação para o nitrito. Isto está plenamente evidenciado nas Figura 25 e Figura 26.

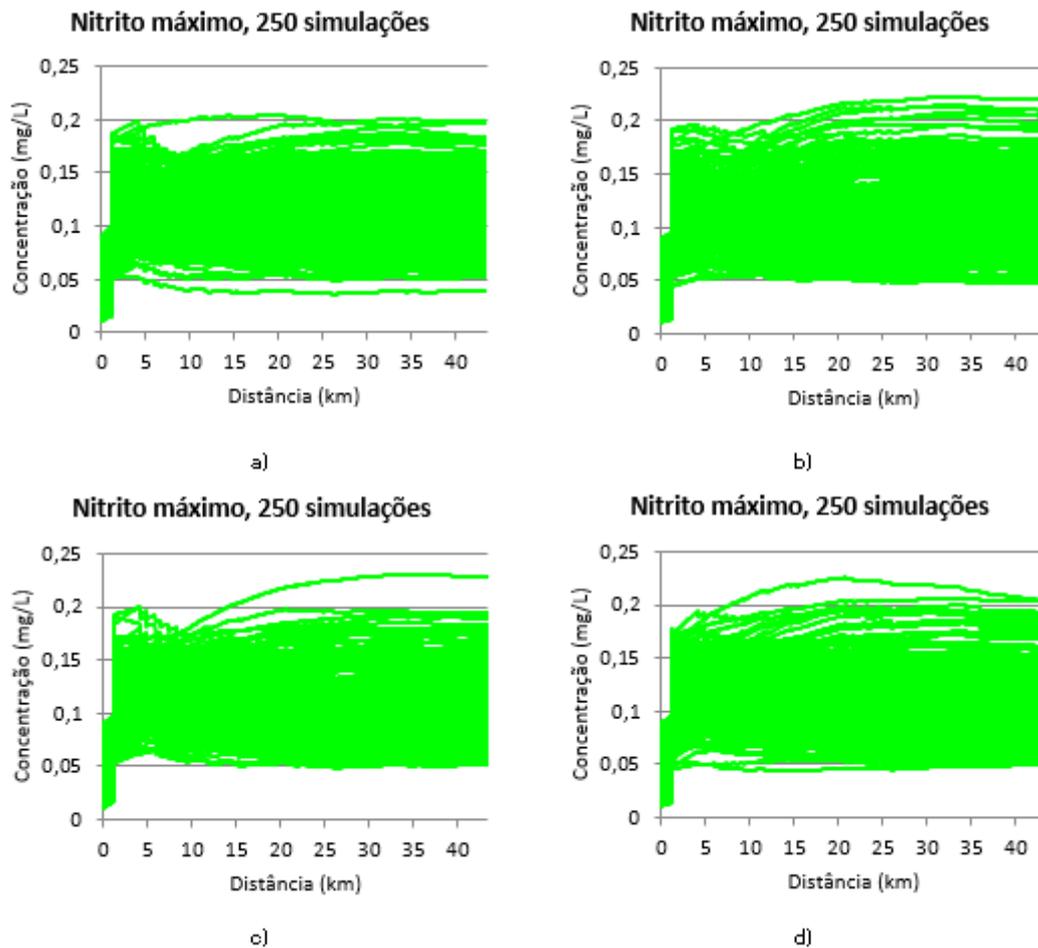
Figura 25. Resultados básicos do modelo probabilístico para nitrito: a) Gráfico das medianas das concentrações do parâmetro nitrito ao longo do rio – a linha pontilhada indica o limite da legislação; b) Gráfico de barras ao longo do rio, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro nitrito máximo em todas simulações; c) Gráfico de barras em um ponto específico, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro nitrito a 22km da cabeceira.



(Fonte: da autora)

Os gráficos de bandas de incerteza, Figura 26, apontaram grande distorção entre as curvas de concentração do parâmetro nitrito. Apesar do formato relativamente homogêneo da faixa de incerteza, e a despeito de todas as linhas estarem abaixo do limite preconizado pela legislação, algumas simulações comportaram-se de forma bastante distinta. Principalmente nas Figura 26a, Figura 26c e Figura 26d, o limite superior da banda está mal definido, evidenciando desempenho desigual do parâmetro nitrito em concentrações mais altas. Além disso, na Figura 26a, também há má definição da margem inferior da faixa. O fenômeno da instabilidade das simulações pode ser explicado pela sensibilidade que o modelo apresentou ao parâmetro de entrada nitrogênio orgânico, além da interação entre fatores que são aleatoriamente gerados.

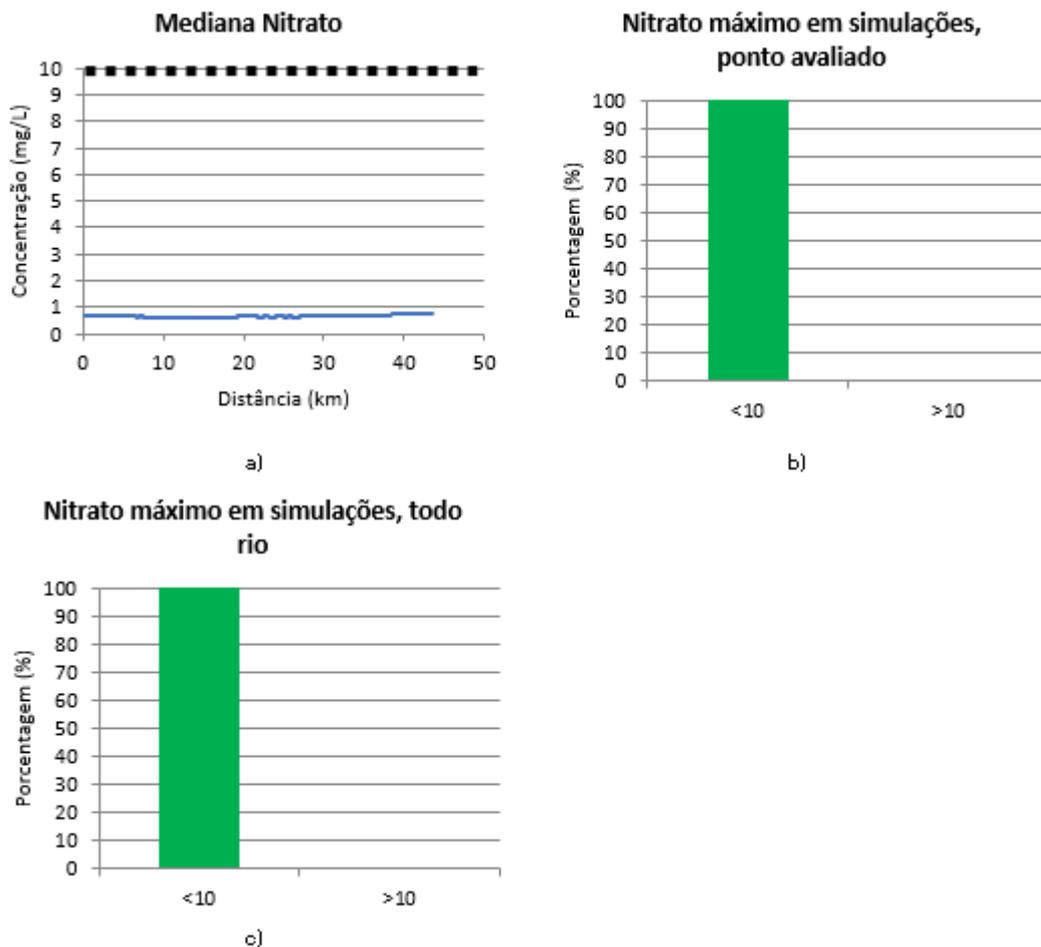
Figura 26. Bandas de incerteza gerados pelo modelo probabilístico para nitrito representa o atendimento ou não do parâmetro nitrito máximo em cada simulação: cada figura, de a) a d), reproduz 250 simulações rodadas



(Fonte: da autora)

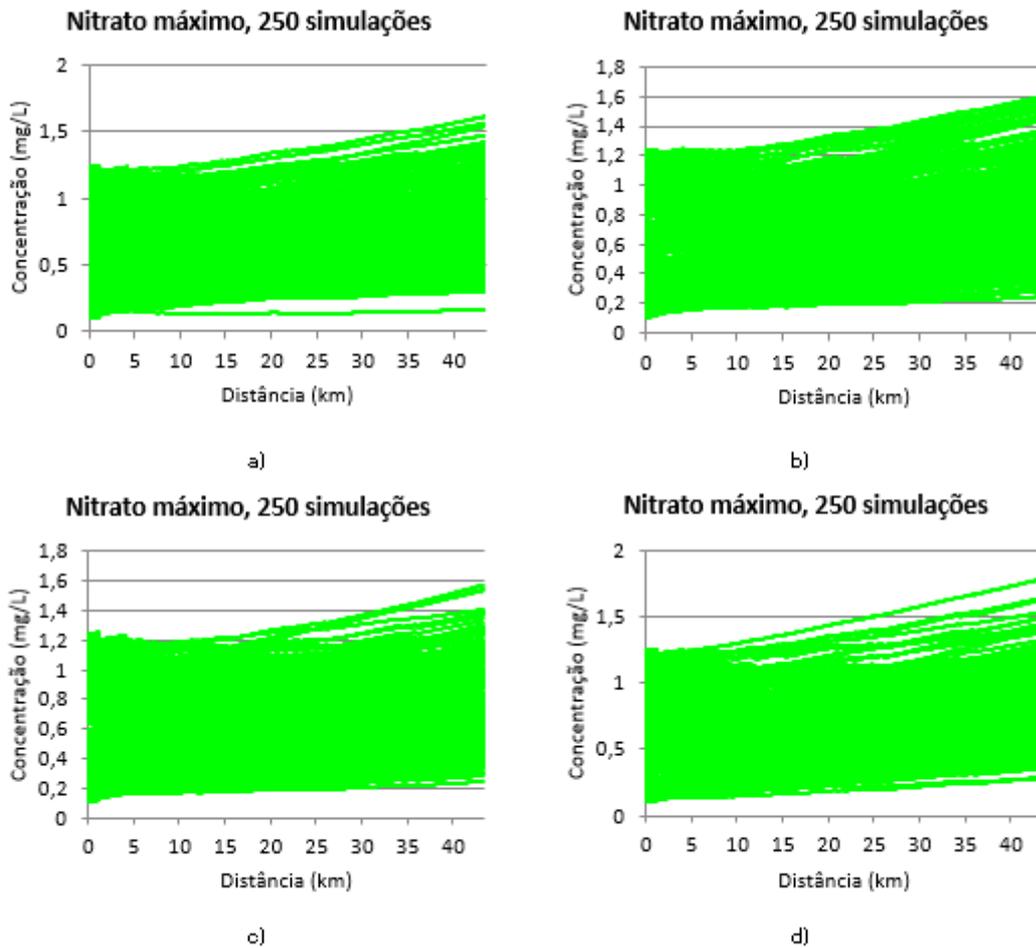
De acordo com a Figura 27a, gráfico da mediana, o parâmetro nitrato demonstrou comportamento praticamente constante ao longo do rio. Nos gráficos da Figura 27b e Figura 27c é evidenciado que o limite legislativo foi respeitado em todo o rio e no ponto específico estudado, já que 100% das rodadas apresentaram nitrito mínimo acima deste valor. Já na Figura 28, nota-se certa dispersão das bandas de incerteza, principalmente no limite superior das concentrações do parâmetro no rio, e no final do trecho avaliado. Além disso, a variabilidade significativa é representada pela distância entre as margens superior e inferior da faixa de curvas simuladas.

Figura 27. Resultados básicos do modelo probabilístico para nitrato: a) Gráfico das medianas das concentrações do parâmetro nitrato ao longo do rio – a linha pontilhada indica o limite da legislação; b) Gráfico de barras ao longo do rio, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro nitrato máximo em todas simulações; c) Gráfico de barras em um ponto específico, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro nitrato a 22km da cabeceira.



(Fonte: da autora)

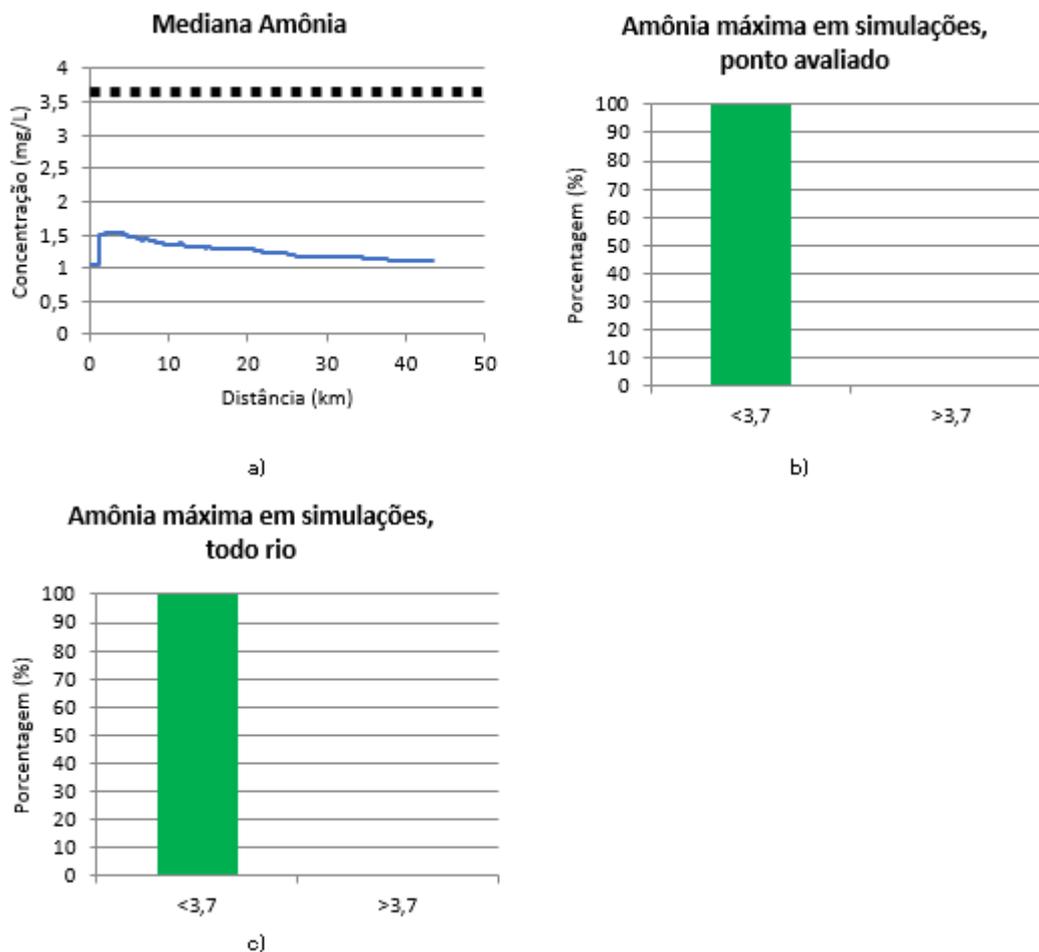
Figura 28. Bandas de incerteza gerados pelo modelo probabilístico para nitrato representa o atendimento ou não do parâmetro nitrato máximo em cada simulação: cada figura, de a) a d), reproduz 250 simulações rodadas



(Fonte: da autora)

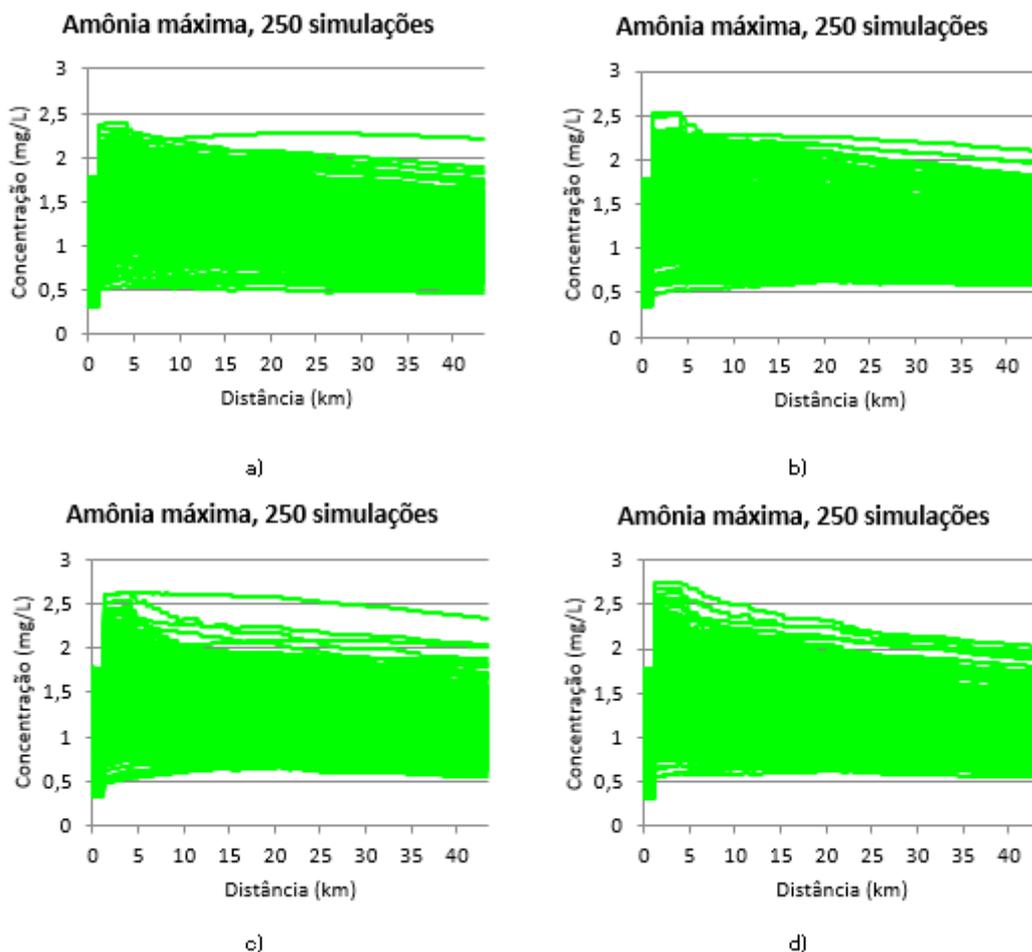
Para o parâmetro amônia, a Figura 29 ilustra os resultados básicos obtidos, e a Figura 30 exhibe os gráficos das bandas de incerteza para as 1.000 simulações executadas com o Método de Monte Carlo. É visível que todos os dados gerados, em todos os trechos do rio, apresentam valores inferiores aos limitantes pela CONAMA 357, de modo que ambos os gráficos de mediana, barras e das bandas de incerteza corroboram a hipótese de atendimento à legislação. Estes últimos apresentam significativa instabilidade na margem superior, como nos parâmetros nitrito e nitrato, e a grande variabilidade adotada para as variáveis de entrada causa a formação de uma ampla faixa de valores, representando grande dispersão nos dados gerados.

Figura 29. Resultados básicos do modelo probabilístico para amônia: a) Gráfico das medianas das concentrações do parâmetro amônia ao longo do rio – a linha pontilhada indica o limite da legislação; b) Gráfico de barras ao longo do rio, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro amônia máximo em todas simulações; c) Gráfico de barras em um ponto específico, representa o percentual de atendimento ou não do parâmetro amônia a 22km da cabeceira.



(Fonte: da autora)

Figura 30. Bandas de incerteza gerados pelo modelo probabilístico para amônia representa o atendimento ou não do parâmetro amônia máxima em cada simulação: cada figura, de a) a d), reproduz 250 simulações rodadas



(Fonte: da autora)

Por fim, a

Tabela 13 apresenta os dados estatísticos básicos dos principais parâmetros de qualidade da água analisados através do modelo probabilístico, para a situação atual. Nota-se que os parâmetros *E-coli*, nitrito, nitrato e amônia apresentam valores máximos, médios, mínimos e medianos menores que os limites para rios Classe II. Já DBO e fósforo, apesar de exibirem dados de tendência central e mínimos abaixo dos limites, apresentaram valores máximos acima do regulamentado. Este comportamento é ilustrado nas Figura 19, Figura 20, Figura 21 e Figura 22. O parâmetro OD, por sua vez, demonstrou média e mediana dentro da legislação, porém o mínimo valor simulado não atende aos limites ambientais, o que é visualmente representado na Figura 17 e na Figura 18.

Tabela 13. Síntese dos resultados obtidos nas simulações para a situação atual com o modelo probabilístico.

Parâmetro	OD	DBO	Fósforo	Coliformes	Nitrito	Nitrato	Amônia
Mínimo	4,880	1,942	0,001	0,041	0,011	0,104	0,315
Máximo	7,715	9,160	0,145	55,495	0,230	1,781	2,755
Mediana	6,250	4,384	0,061	16,137	0,108	0,678	1,244
Média	6,263	4,711	0,062	17,653	0,110	0,694	1,276
Classe II	≥ 5	5,000	0,100	1,00E+03	1,000	10,000	3,700

(Fonte: da autora)

9.2.2 Cenários Futuros

Para os cenários futuros, estão apresentados os resultados estatísticos principais, bem como os gráficos de amônia e OD para o cenário 1 e DBO para o cenário 2, que foram considerados significativos da grande incerteza determinada.

Para o cenário 1, de tratamento dos efluentes através de lagoa aneróbia seguida de lagoa facultativa, nota-se alteração relevante no atendimento dos parâmetros à legislação para rios de Classe II, embora o comportamento do OD, nitrito e nitrato permaneçam semelhantes. Ainda assim, há deterioração geral da qualidade da água, devido ao lançamento de efluentes diretamente no rio Jordão. Como, na situação atual, os dejetos podem ser depurados ao longo do córrego Brejo Alegre, os efeitos sobre o rio principal são menores. No estudo de caso, não foram consideradas alterações na qualidade deste afluente, porém é sabido que deve haver melhora devido à coleta, tratamento e mudança no local de disposição dos efluentes do município de Araguari.

Para o cenário 2, há uma maior deterioração da qualidade da água em relação ao cenário 1, em respeito aos parâmetros fósforo total, coliformes termotolerantes e nitrato, e há uma melhora nos parâmetros OD, DBO, nitrito e amônia, principalmente devido à variação na eficiência de remoção destes constituintes. Em relação à situação atual, o cenário 2 apresenta recuperação quanto a OD e DBO, e piora nos outros parâmetros. Isso se dá basicamente devido ao maior aporte de poluentes diretamente no Rio Jordão, ao mesmo tempo em que a diminuição na vazão aumenta os coeficientes de remoção de DBO e reoxigenação. Apesar disso, DBO e fósforo total continuam acima dos limites legislativos, além do parâmetro *E-Coli*.

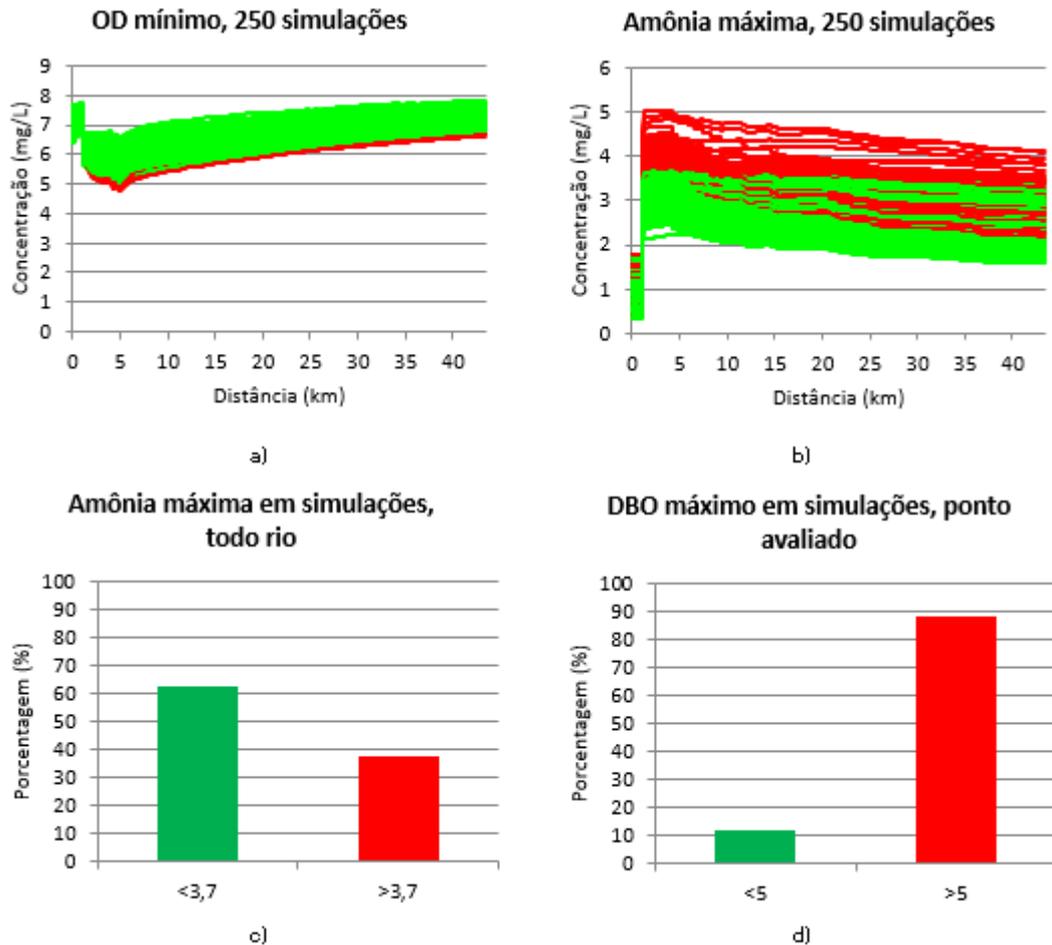
Tabela 14. Síntese dos resultados obtidos nas simulações para os cenários futuros com o modelo probabilístico.

Parâmetro	OD	DBO	Fósforo	Coliformes	Nitrito	Nitrato	Amônia
Cenário 1							
Mínimo	4,743	2,529	0,002	0,049	0,011	0,102	0,316
Máximo	7,864	19,152	1,483	1,819E+10	0,446	2,393	5,294
Mediana	6,697	7,668	0,767	6,72E+09	0,204	0,830	2,773
Média	6,642	8,334	0,770	7,046E+09	0,207	0,851	2,790
Cenário 2							
Mínimo	5,357	2,158	0,000	0,079	0,010	0,102	0,318
Máximo	8,054	14,189	1,699	5,663E+10	0,423	2,448	3,773
Mediana	7,005	6,255	0,892	2,028E+10	0,157	0,844	2,120
Média	6,970	6,665	0,894	2,121E+10	0,163	0,862	2,167
CONAMA 357							
Classe II	≥ 5	5,000	0,100	1,00E+03	1,000	10,000	3,700

(Fonte: da autora)

No caso do cenário 1, os parâmetros OD e amônia apresentaram resultados interessantes quanto à variabilidade em relação à situação atual. Na Figura 31, estão representadas as imagens das bandas de incerteza para os dois constituintes. Na Figura 31a, nota-se um aumento na faixa inferior de não atendimento, relativa ao aporte de esgotos desoxigenados no Rio Jordão. Na Figura 31b, vê-se que o parâmetro aponta instabilidade de comportamento, além de exibir larga amplitude, devido ao grande lançamento de poluentes no curso hídrico, o que é confirmado pela Figura 31c. Já na Figura 31d, é avaliado o parâmetro DBO para o cenário 2, no ponto específico estudado, demonstrando pequena probabilidade de atendimento. Esta figura demonstra, em suma, a sensibilidade dos resultados às mudanças nos dados de entrada, decorrentes do aporte de efluentes diretamente no rio principal.

Figura 31. Gráficos dos cenários futuros simulados: a) Gráfico de bandas de incerteza, primeiras 250 simulações, para o parâmetro OD mínimo no cenário 1; b) Gráfico de bandas de incerteza, primeiras 250 simulações, para o parâmetro Amônia máxima no cenário 1; c) Gráfico de barras ao longo do rio para o parâmetro Amônia máxima no cenário 1; d) Gráfico de barras no ponto específico para o parâmetro DBO máximo, cenário 2.



(Fonte: da autora)

9.2.3 Análise de Sensibilidade

Foi executada a análise de sensibilidade das variáveis modeladas para a situação atual e para os dois cenários futuros. A Tabela 15 lista os coeficientes e parâmetros de entrada aos quais as simulações foram sensíveis e o valor do fator p para cada um. Como mencionado anteriormente, foi avaliada uma confiabilidade de 95%.

Em todos os cenários, a variável temperatura demonstrou-se importante, bem como os coeficientes de desoxigenação (K_1), de remoção efetiva da DBO (K_D), e a concentração inicial

de DBO do rio principal. Além disso, a vazão dos afluentes foi considerada significativa em todos os casos.

A temperatura é um fator crucial para vários coeficientes do modelo de qualidade da água, já que pode acelerar ou diminuir a velocidade dos processos químicos e biológicos de decaimento dos poluentes, oxigenação e desoxigenação das águas, e conversão de nutrientes. A vazão dos afluentes é importante devido ao aporte significativo de água ao rio principal, e o consequente aumento da sua capacidade de diluição. Por sua vez, DBO, K_1 e K_D demonstram que a carga de matéria orgânica depositada no rio é expressiva, de modo que a quantidade inicial de poluentes orgânicos, bem como os coeficientes relacionados a sua remoção são relevantes.

Já, para ambos cenários futuros, a velocidade (através do coeficiente a), os coeficientes K_{SO} e k_{nitr} , e a vazão e a DBO dos esgotos se mostraram relevantes. Devido à menor vazão do rio principal, a vazão dos esgotos torna-se relevante, e a descarga de DBO é significativa quando considerada a concentração inicial do rio. Como aponta Larentis, “em períodos de estiagem, as contribuições pontuais tornam-se bastante importantes, principalmente as cargas de DBO originadas nos esgotos domésticos” (2014, p. 105). Além disso, a menor velocidade do rio permite sedimentação do nitrogênio orgânico, e propicia que pequenas variações nos coeficientes a e b causem mudanças expressivas nos resultados de OD, devido à sua influência no coeficiente K_2 . Por fim, menores valores de OD, graças ao aporte de águas desoxigenadas, determinam maior importância ao k_{nitr} , coeficiente de inibição da nitrificação por baixo OD.

Ademais, apesar da Análise de Sensibilidade não demonstrar explicitamente a significância do K_2 , já que ele não foi randomizado diretamente, foi determinada a relevância de alguns dos coeficientes de determinação do K_2 , como a , b e Q_t . Além disso, sabe-se que K_2 é, geralmente, um fator importante na modelagem de OD (VON SPERLING, 2014).

É importante atentar ao fato que o resultado da análise de sensibilidade dos parâmetros pode ser bastante alterado pela sua concentração inicial no sistema (LARENTIS, 2004), além do intervalo de incertezas adotado para cada variável. Nota-se, no entanto, que a variabilidade empregada provavelmente não afetou de forma relevante a análise de sensibilidade, já que os parâmetros e coeficientes de maior incerteza (como o fósforo orgânico e inorgânico no rio principal) não foram considerados sensíveis. Ademais, para os cenários futuros, foi adotada a mesma variabilidade para todos os parâmetros de lançamento de esgotos. Todavia, a diminuição da vazão do rio principal, nos cenários 1 e 2, pode ter sido fato relevante para a determinação

da sensibilidade de outros coeficientes que não foram considerados importantes para a modelagem da situação atual. Isso se dá devido à menor capacidade de diluição dos contaminantes, e à conseqüente maior significância proporcional, mesmo a pequenas concentrações.

Enfim, deve-se lembrar que a análise de sensibilidade foi gerada considerando apenas os efeitos das variações de cada parâmetro ou coeficiente sobre o OD e DBO final do rio principal. Caso fossem avaliados todos os parâmetros principais de qualidade da água, é possível que outros coeficientes se demonstrassem relevantes.

Tabela 15. Resultados da Análise de Sensibilidade realizada para as três situações modeladas.

Parâmetros Sensíveis					
Situação Atual		Cenário 1		Cenário 2	
p	Parâmetro	p	Parâmetro	p	Parâmetro
Rio Principal		Rio Principal		Rio Principal	
0,0000	Qr	0,0000	DBOr	0,0242	ODr
0,0007	ODr	0,0066	Colir	0,0000	DBOr
0,0000	DBOr	0,0000	T	0,0436	Norgr
0,0000	T	0,0016	a	0,0156	Porgr
0,0000	K1	0,0185	b	0,0000	T
0,0000	Kd	0,0427	Kso	0,0171	a
Afluentes		0,0047	knitr	0,0492	Kso
0,0000	Qt	0,0143	fNH3	0,0261	knitr
0,0383	DBOt	0,0264	Kspo	0,0088	Spinorg
Córrego Brejo Alegre		0,0000	K1	0,0342	Kb
0,0360	DBOt	0,0000	Kd	0,0000	K1
0,0449	Norgt	Afluentes		0,0000	Kd
0,0362	Porgt	0,0000	Qt	Afluentes	
		0,0370	Porgt	0,0000	Qt
		Esgotos		0,0044	Namont
		0,0000	Qt	Córrego Brejo Alegre	
		0,0000	DBOt	0,0006	DBOt
		0,0071	Norgt	0,0220	Nnitratot
				Esgotos	
				0,0000	Qt
				0,0000	DBOt

(Fonte: da autora)

10 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Neste capítulo, são discutidos os resultados descritos na seção anterior, com enfoque na comparação entre dados obtidos através das diferentes metodologias, na variabilidade e na incerteza dos resultados, e na interpretação dos resultados através das abordagens probabilística e determinística.

As figuras das medianas apresentaram, em geral, boa conformação visual com os gráficos do modelo-base QUAL-UFGM, que representam a concentração de cada constituinte ao longo do trecho do rio. Apesar da proximidade entre as figuras, a mediana gerada pelo modelo probabilístico é resultante de um tratamento estatístico dos resultados, diferindo das concentrações determinadas no modelo determinístico, que estão atreladas aos dados inseridos. Deste modo, a mediana reflete os resultados probabilísticos, mas remete ao modelo determinístico mais facilmente.

A calibração dos dados não pôde ser realizada de maneira eficiente através do método híbrido proposto por von Sperling (2014), já que o método resultou em intervalos de variação semelhantes aos iniciais, e porque buscou-se, primeiramente, a conformação dos modelos probabilístico e determinístico. Assim, procurou-se utilizar as médias dos valores medidos por Salla et al. (2013) e adotar a variabilidade encontrada durante as medições ou aquela sugerida pela literatura, qualquer fosse maior. Desta forma, apesar do processo de calibração automático haver sido implantado no modelo probabilístico, ele não apresentou resultados adequados. No entanto, através da Tabela 13, percebe-se que a diferença entre resultados máximos e mínimos para cada parâmetro gerado pelos dois modelos condiz com a amplitude de variabilidade utilizada para geração dos dados aleatórios. Deste modo, pode-se afirmar que as simulações de Monte Carlo atingiram estabilidade numérica nas 1.000 rodadas geradas (EPA, 1997), mesmo sem a otimização proposta inicialmente para o modelo.

Para o oxigênio dissolvido, a calibração do modelo probabilístico resultou em adequação ótima com o modelo determinístico, já que para os dois modelos este foi um fator determinante de ajuste aos dados de monitoramento. A pequena variabilidade adotada resultou em uma banda de incertezas pouco ampla. Ademais, praticamente todos os resultados do modelo determinístico e do modelo probabilístico foram concordantes: todo o rio encontra-se acima do limite de 5 mg/L, com uma confiabilidade de aproximadamente 98% (Figura 17c).

Para o parâmetro DBO, o modelo probabilístico gerou resultados máximos menores que os obtidos pelo QUAL-UFMG, principalmente próximo à foz do rio, evidenciando maior decomposição orgânica ao longo do trecho estudado (Figura 19a). No entanto, Salla et al. (2013) não obtiveram boa adequação aos resultados reais, o que é evidenciado por um coeficiente de conformação negativo (SALLA et al., 2013). O modelo probabilístico, por sua vez, obteve bons coeficientes de determinação para DBO no início (0,85) e no fim do rio analisado (0,71), porém houve variação significativa do CD ao longo das muitas simulações, dependendo dos valores aleatórios gerados. Desta maneira, apesar dos resultados do modelo probabilístico se adequarem melhor aos dados medidos, eles não são adequados em todas as rodadas, o que é refletido no gráfico da mediana.

No entanto, nos gráficos de bandas de incerteza (Figura 20a-d), nota-se que há curvas de concentração de DBO que se comportam de forma similar aos dados efetivamente medidos. Ainda assim, todas as simulações rodadas apresentaram DBO máximo acima do valor máximo permitido em lei, o que foi corroborado por Salla et al. (2013). Deve-se observar que os gráficos de incerteza avaliam a correspondência de todo trecho avaliado aos limites legislativos, e não apenas uma parte específica. Assim, embora muitos pontos do rio apresentem concentração de DBO abaixo de 5 mg/L, os gráficos de incerteza consideram a simulação inteira como não atendente à norma. Isso é melhor evidenciado na Figura 19b, em que se nota que há uma porcentagem de satisfação à legislação no ponto específico avaliado.

Portanto, há uma maior gama de informações geradas pelo modelo probabilístico, que podem ser interpretadas de forma distinta, dependendo do grau de aversão ao risco do usuário. Caso seja de interesse de um gestor de qualidade da água aprovar a emissão de poluentes em um rio caso 50% ou 60%, ou 80% dos resultados estejam em conformidade com a lei, ele pode fazê-lo sem que haja mascaramento das incertezas. Neste cenário, se o usuário estivesse interessado apenas no ponto do km 22, provavelmente ele consideraria a situação do rio como adequada, enquanto, pelo modelo-base QUAL-UFMG, isto não seria possível. Apesar disso, o gráfico da mediana pode servir como uma forma de gerar consenso entre usuários, já que sua utilização não depende de escolhas subjetivas em relação a risco.

Para o parâmetro fósforo total, houve boa conformidade entre a mediana do modelo probabilístico (Figura 21a) e o gráfico de concentrações ao longo do rio do modelo-base QUAL-UFMG (Figura 16), com exceção do ponto de confluência entre o Rio Jordão e o córrego Brejo

Alegre, onde há um pico excessivo registrado pelo modelo probabilístico. Ademais, os dois modelos obtiveram boa adequação aos dados medidos. Contudo, analisando a Figura 21c, e a Figura 22a-d, nota-se que, em cerca de 20% das simulações, P_{tot} máximo não atendeu ao limite de 0,1 mg/L, devido à grande amplitude de resultados gerados. Isso acontece devido à substancial incerteza adotada para a concentração inicial do parâmetro, e a sua relevância para a modelagem (P_{org} no córrego Brejo Alegre foi considerado importante na Análise de Sensibilidade). Deste modo, um gestor da qualidade da água mais conservador poderia considerar o trecho adequado quanto ao fósforo, se consideradas apenas a mediana dos resultados estatísticos, ou a curva de concentração ao longo do rio produzida pelo modelo QUAL-UFGM. No entanto, este mesmo usuário talvez não ficaria satisfeito se avaliasse os dados da Figura 21c, uma vez que é sabido o efeito nocivo do excesso de fósforo em cursos d'água: pode haver crescimento excessivo de plantas aquáticas, gerando eventual distúrbios com insetos, maus odores, e até mortandade da ictiofauna (VON SPERLING, 1996; VON SPERLING, 2014). Embora o risco de eutrofização seja pequeno em corpos d'água lóticos (VON SPERLING, 2014), o rio avaliado tem tendência a baixas velocidades nas épocas de estiagem. De qualquer maneira, um gestor precavido provavelmente buscaria avaliar melhor a situação caso deparado com a informação de que o limite para fósforo é atingido em 20% das simulações geradas.

Os gráficos de mediana dos parâmetros coliformes, nitrito, nitrato e amônia apresentaram boa conformação com os produzidos por Salla et al. (2013). Além disso, o comportamento dos gráficos de bandas de incerteza dos quatro parâmetros foi semelhante: todos corroboraram a hipótese de atendimento aos limites legislativos em todo rio e no ponto específico estudado, apesar de demonstrarem grande amplitude devido à variabilidade significativa atribuída às concentrações iniciais de cada um. Assim, para estes parâmetros, os resultados obtidos através da abordagem probabilística são semelhantes aos gerados pelo método determinístico, no que tange a gestão dos recursos hídricos. No entanto, ainda é importante observar o fato que os dados e imagens produzidos através da metodologia estatística refletem abertamente as incertezas inerentes ao problema de modelagem da qualidade da água, o que garante maior segurança na tomada de decisões.

Como o modelo probabilístico não gera resultados de vazão, a comparação com os dados obtidos através do modelo QUAL-UFGM não foi possível. No entanto, é importante notar que não foram consideradas as vazões distribuídas que aparecem na Figura 16, já que elas não foram

quantificadas no artigo original. Assim, há uma diferença entre as vazões determinadas nos dois modelos. Todavia, esta diferença é, ao menos em parte, absorvida pela variação dos parâmetros Q_r e Q_t (vazão do rio e dos afluentes ou do córrego), o que é provado pela conformação das curvas medianas dos outros parâmetros de qualidade da água com os gráficos de concentração pela distância do rio. Como a vazão é um fator de significância para a modelagem, pode-se afirmar que a similaridade da mediana dos resultados probabilísticos aos resultados determinísticos reflete a proximidade da vazão adotada nos dois métodos.

Há divergências relevantes nos resultados para os cenários futuros – o modelo probabilístico apresentou concentrações de OD significativamente maiores que o modelo determinístico. De fato, o modelo probabilístico determinou que, para o cenário 2, há maior oxigenação do Rio Jordão que na situação atual, sem o lançamento dos efluentes tratados. Esse fato pode ser possivelmente explicado pela diminuição de cerca de 3 vezes a vazão considerada do rio, e o consequente aumento do coeficiente K_2 , ao qual o modelo é bastante sensível. Ademais, para nitrito, o modelo probabilístico obteve valores médios mais de 2 vezes maiores que no QUAL-UFMG em todos os cenários, além de resultados médios significativamente maiores para amônia no cenário 2. Para o restante dos parâmetros, todavia, houve boa conformação entre as abordagens probabilística e determinística.

A grande variabilidade entre mínimos e máximos é reflexo da incerteza relativa à modelagem de cenários futuros. Ainda assim, ambos modelos obtiveram conclusões similares em relação ao atendimento do rio, para maior parte dos parâmetros. Atenta-se para os resultados negativos em relação ao fósforo total, pelos motivos já discutidos anteriormente, e, principalmente, aos coliformes fecais. A alta concentração de *E-coli* é extremamente preocupante, já que as bactérias termotolerantes são fortes indicadores da potencialidade de transmissão de doenças de um curso hídrico. Ademais, é um resultado condizente, já que tratamentos secundários convencionais podem não gerar efluentes de qualidade adequada, mesmo com altas eficiências de remoção (SILVA; MONTEGGIA; CATANEO, 2017). Recomenda-se desinfecção a nível terciário, além de tratamento complementar para remoção de nutrientes.

No entanto, além do OD, houve divergência quanto ao parâmetro amônia, no cenário 1, e DBO, no cenário 2. Para o cenário 2, no ponto avaliado, há uma pequena chance de o limite de 5 mg/L ser atendido – aproximadamente 10% (Figura 31d). Para o cenário 1, têm-se cerca de 40% de probabilidade de não atendimento da legislação (Figura 31c), enquanto os resultados

determinísticos atestam a conformidade do rio. Esta é uma diferença importante que revela o valor da abordagem de incertezas, já que a amônia livre é extremamente danosa à vida aquática.

Os dados de entrada adotados pelo modelo probabilístico foram os mesmos que os utilizados por Salla et al. (2013) na sua modelagem com o QUAL-UFMG, quando possível. Como alguns parâmetros hidráulicos não estavam claramente disponíveis, foi adotado um valor médio de calibração, juntamente com o aumento na incerteza da variável (por exemplo, os coeficientes de modelagem da velocidade). Assim, pode-se afirmar que ao longo das 1.000 simulações executadas, a conformação entre modelos variou. No entanto, como pode-se perceber através da análise visual dos gráficos de mediana e das imagens de concentração dos constituintes, os modelos apresentaram tendência central semelhante, o que era o esperado e almejado.

Apesar da falta de disponibilidade dos parâmetros, o modelo probabilístico pôde gerar resultados de tendência central aproximada ao modelo determinístico, o que evidencia a viabilidade de utilização de valores obtidos da literatura, desde que considerada a variabilidade inerente a estas simplificações. Ademais, muitos coeficientes mudam significativamente dependendo das características do corpo hídrico modelado. O coeficiente de desoxigenação K_1 , por exemplo, varia de 0,08 a 0,45 dependendo do tipo de efluente lançado no rio, e o coeficiente de remoção efetiva da DBO, K_D , de 0,08 a 1,00. Estas variações são dificilmente simuláveis em modelos determinísticos, porém a consideração de uma incerteza maior para estas variáveis se provou efetiva na modelagem.

De fato, quanto maior a incerteza relativa a uma das variáveis, maior deve ser a amplitude adotada para o intervalo de variação, de modo a corretamente avaliá-la. Segundo Larentis, “uma banda de confiança de grande amplitude oferece resultados com maior confiança, porém reflete maiores incertezas na estimativa do intervalo de variação” (2014, p. 112). Isto é bem representado em todas as figuras de bandas de incerteza geradas – quanto maior foi a variabilidade dos dados medidos, maior deve ser a amplitude de variação das rodadas para que o modelo probabilístico possa gerar simulações que se assemelhem ao comportamento real do rio. Deste modo, quando um parâmetro é de grande importância para a avaliação da qualidade da água no rio, como normalmente é o OD, DBO, e coliformes para rios que recebem esgotos domésticos, maior deve ser a variabilidade adotada.

Por fim, nota-se que a frequência de resultados é maior quanto mais próximo da média, e há maior estabilidade das curvas de concentração por distância do rio quanto menor for a

variabilidade. A instabilidade é maior junto aos valores limite, devido à grande dispersão dos dados gerados.

11 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Quanto aos resultados gerados, o modelo probabilístico teve desempenho similar ao do modelo QUAL-UFGM ajustado aos dados observados no caso simulado neste estudo. Concluiu-se que, dependendo da variabilidade adotada para cada parâmetro ou coeficiente do modelo, uma abordagem estatística pode levar a conclusões diferentes de uma determinística em relação à satisfação da legislação ambiental. O intervalo de variação escolhido deve ser proporcional à incerteza quanto à variável e a sua significância, determinada através de Análise de Sensibilidade.

No entanto, o modelo probabilístico pôde lidar com o fato do desconhecimento de alguns dos parâmetros de entrada e obteve funcionamento adequado. Assim, o modelo aparenta ter a capacidade de simular situações com poucos dados de entrada disponíveis ou confiáveis de maneira adequada. A grande vantagem da modelo probabilístico, no entanto, é a possibilidade de tomada de decisões com maior confiabilidade, devido à inclusão explícita da incerteza nos resultados finais. Dessa maneira, o modelo probabilístico permite a inclusão da consideração do risco na tomada de decisão.

Ademais, através das figuras geradas, como o gráfico de bandas de incerteza e o gráfico de barras para um ponto específico do rio, torna-se mais fácil a visualização desta variabilidade inerente ao problema, e ampliam-se as ferramentas disponíveis para tomada de decisões. As tabelas-síntese geradas complementam de forma quantitativa as informações de caráter mais qualitativo das figuras. A possibilidade de manipulação dos dados brutos também dá grande versatilidade ao modelo, de modo que universaliza a sua utilização: enquanto usuários leigos podem se basear apenas nos dados tratados gerados, aqueles mais avançados não ficam limitados às funcionalidades implementadas. Por fim, a independência entre modelo probabilístico e modelo-base é extremamente útil, já que permite realizar alterações no funcionamento da modelagem determinística, sem prejudicar a geração de dados estatísticos. De fato, esta vantagem foi de grande valia durante o desenvolvimento deste trabalho, já que foram necessários ajustes ao QUAL-UFGM para a possibilidade de comparar abordagens através de um estudo de caso real.

A método híbrido de von Sperling para calibração foi implementado, mas não surtiu bons resultados para o estudo de caso simulado. Assim, a calibração foi realizada de forma semi-

manual, através de ferramenta de otimização não-linear, para as variáveis desconhecidas. Este método não é o mais eficiente para variáveis hidrológicas, já que é gerado um único resultado, e “na modelagem hidrológica, não existe um único conjunto de parâmetros capaz de representar todos os processos hidrológicos, devido às incertezas...” (BRAVO; COLLISCHONN; TUCCI, 2009). No entanto, a conformação entre modelos e com os dados medidos foi obtida, e deste modo foi possível compará-los de maneira facilitada. Ademais, comprovou-se que foi atingida a estabilidade numérica necessária para as simulações de Monte Carlo.

Deve-se atentar que o modelo probabilístico ainda apresenta diversos problemas e desvantagens em relação ao modelo determinístico base: os resultados de vazão e nitrogênio orgânico ainda não são tratados da mesma forma que os parâmetros de qualidade da água; o modelo probabilístico requer um tempo significativamente maior para gerar dados que o modelo-base, que é instantâneo; o modelo probabilístico é restrito pelas reduções computacionais necessárias para a acessibilidade e correta funcionalidade do programa; e os arquivos gerados pelo modelo são bastante pesados, exigindo capacidade computacional elevada para se trabalhar com maior número de repetições e, conseqüentemente, atingir maior precisão.

Buscou-se, além da elaboração do modelo e o estudo das questões levantadas, ampliar o conhecimento e acrescentar à discussão acerca das temáticas de determinação da qualidade da água, modelagem e análise de incertezas. Espera-se que, através da disponibilização do modelo final desenvolvido, e de subsequentes modificações pela autora ou por outros acadêmicos, este trabalho contribua de forma prática para o melhor monitoramento, planejamento e gestão dos recursos hídricos no país. Aspira-se que o modelo realmente seja modificado e melhorado pelos usuários que o venham a utilizar.

De fato, acredita-se que uma abordagem probabilística ao problema da qualidade da água é mais eficiente, e imagina-se que, com a difusão deste enfoque, possa-se garantir melhor gestão dos recursos hídricos. Como modelos são sensíveis às escolhas dos usuários, a abordagem estatística tende a diluir o risco do operador – os resultados finais gerados são mais próximos, independentemente de pequenas variações nos dados de entrada. Assim, talvez seja útil que se mude o tratamento dado pelos órgãos reguladores ao problema de legislação das cargas poluidoras de rios: ao invés da delimitação de um valor limite, pode ser mais válido adotar intervalos de confiança para um valor médio. De qualquer maneira, uma abordagem probabilística é particularmente útil quando a utilização de parâmetros conservadores é

desnecessária ou custosa; quando é importante quantificar as incertezas presentes em uma determinada simulação; e, principalmente, quando as consequências de estimativas simplistas são inaceitáveis – o risco é muito grande (EPA, 1997).

Para trabalhos futuros, sugere-se que, ao gráfico das incertezas, adicione-se um gráfico de áreas, cujo papel seria analisar todos os resultados gerados individualmente, classificando cada um de acordo com o seu atendimento à legislação. Ademais, como sugerido por Salla et al. (2013), a inclusão da população máxima como uma variável pode ser útil para análises preliminares de conformidade dos rios aos padrões ambientais. Além disso, para melhor entendimento de como os dados estatísticos seriam efetivamente recebidos pelos usuários, seria interessante fazer uma pesquisa com gestores da qualidade da água para analisar qual seria o seu grau de aceitação para diversas situações de confiabilidade dos resultados. Também recomenda-se tentar nova calibração com o método híbrido de von Sperling, e a implementação de novas técnicas para ajuste de variáveis, como através da ferramenta GLUE. Ainda, de modo a otimizar computacionalmente o modelo, propõe-se a criação de uma interface mais interativa para o usuário, além da transposição do código em VBA para uma linguagem de programação mais robusta quanto ao tratamento de dados, como Python ou R. Por fim, neste trabalho só foram comparados os resultados gerados pelo modelo probabilístico com os valores medidos para OD – seria interessante que fosse feita a comparação com os dados obtidos em campo para os outros parâmetros.

12 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **ATLAS Brasil – Volume 1**. 2010. Disponível em: <<http://atlas.ana.gov.br/Atlas/downloads/atlas/Resumo%20Executivo/Atlas%20Brasil%20-%20Volume%201%20-%20Panorama%20Nacional.pdf>> Acesso em: 16 ago. 2017.

_____. **Portal da Qualidade das Águas**. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/default.aspx>>. Acesso em: 14 jan. 2017.

_____. Brasil precisa investir R\$ 22 bilhões até 2015 para garantir abastecimento de água. **ANA**. 22 ma. 2011. Disponível em: <http://www2.ana.gov.br/Paginas/imprensa/noticia.aspx?id_noticia=9209>. Acesso em 16 ago. 2017.

BRANCO, Samuel M.; ROCHA, Aristides A. **Poluição, proteção e usos múltiplos de represas**. São Paulo: Edgard Blücher, 1979. 185 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2.914**, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, DF, 2011.

BRAVO, Juan M.; COLLISCHONN, Walter; TUCCI, Carlos Eduardo M. Verificação da Eficiência e Eficácia de um Algoritmo Evolucionário Multi-objetivo na Calibração Automática do Modelo Hidrológico IPH II. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 14, n.3, p. 37-50, jul. 2009. Disponível em: <<https://www.abrh.org.br/SGCv3/index.php?PUB=1&ID=10&SUMARIO=131>>. Acesso em: 12 nov. 2017.

BRUM, Marianne B. P.; FAN, Fernando M. Desenvolvimento de um modelo de abordagem probabilística para a análise da qualidade da água. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 12., 2017, Florianópolis. **Anais...** Associação Brasileira de Recursos Hídricos.

CHAPRA, Steven C. **Surface Water-Quality Modelling**. New York: McGraw-Hill., 1997. 844p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução n. 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. Brasília, DF, 2005.

_____. **Resolução nº 274**, de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. Brasília, DF, 2000.

COPASA. **Água Não Tratada é Porta Aberta para Várias Doenças**. Disponível em: <http://www.copasa.com.br/media2/PesquisaEscolar/COPASA_Doencas.pdf>. Acesso em: 24 jan. 2017.

COSTA, Daniel Jadyr Leite; TEIXEIRA, Denilson. Aplicação de Modelo de Autodepuração para Avaliação da Qualidade da Água do Ribeirão do Ouro, Araraquara-SP. **Revista Uniara**, Araraquara, v. 13, n. 1, p.49-62, jul. 2010.

DAVIES-COLLEY, Robert J. et al. Twenty Years of New Zealand's National Rivers Water Quality Network: Benefits of Careful Design and Consistent Operation. **Journal Of The American Water Resources Association**, v. 47, n. 4, p.1-22, mar. 2011. Disponível em: < <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1752-1688.2011.00554.x/abstract> >. Acesso em: 19 jan. 2017

FAN, Fernando Mainardi. **Simulação dos Impactos de Lançamentos de Poluentes sobre a Qualidade da Água de Bacias Hidrográficas Integrada com Sistema de Informação Geográfica**. 2013. 231 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

FELL, R. Landslide risk assessment and acceptable risk. **Canadian Geotechnical Journal**. Canada, v. 31, p. 261-272. 1994.

IBGE, 2010. **Censo Demográfico**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/araguari/panorama> >. Acesso em: 12 nov. 2017.

IBUKUN, Yinka; KAY, Chris. Nigéria: Escassez de água mata mais do que Boko Haram. **Uol Economia**. [S. l], 26 jan. 2015. Disponível em: <<http://economia.uol.com.br/noticias/bloomberg/2015/01/26/nigeria-escassez-de-agua-mata-mais-do-que-boko-haram.htm>>. Acesso em: 14 jan. 2017.

IDE, Willian Ribeiro; RIBEIRO, Maria Lúcia. Calibração do Modelo de Qualidade de Água QUAL-UFMG para o Rio Taquarizinho em Período de Estiagem. In: ENCONTRO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UFMS, 10., 2009, Campo Grande. **Anais...**. Campo Grande: Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, 2009. p. 1 - 19. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/298071994_CALIBRACAO_DO_MODELO_DE_QUALIDADE_DE_AGUA_QUAL-UFMG_PARA_O_RIO_TAQUARIZINHO_EM_PERIODO_DE_ESTIAGEM>. Acesso em: 07 jan. 2017.

INSTITUTO TRATA BRASIL; CEBDS. **Benefícios Econômicos da Expansão do Saneamento Brasileiro: Qualidade de Vida, Produtividade, Educação e Valorização Ambiental**. 2013. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/datafiles/uploads/estudos/expansao/BOOK-Benefícios-logos.pdf>>. Acesso em: 24 jan. 2017.

_____. **Relatório – 7 anos de Acompanhamento do PAC Saneamento: 2009 a 2015**. 2016. Disponível em: < http://www.tratabrasil.org.br/datafiles/de-olho-no-pac/2016/relatorio.pdf?pdf=Relatorio-Completo_De-Olho-No-PAC-16 >. Acesso em: 16 ago. 2017.

_____. **Situação Saneamento no Brasil**. Disponível em: < <http://www.tratabrasil.org.br/saneamento-no-brasil> >. Acesso em: 16 ago. 2017.

INTERNATIONAL ASSOCIATION ON WATER QUALITY. **Activated sludge model No. 2**. IAWQ Scientific and Technical Reports, 1995.

KIBRIA, Golam. **World rivers in crisis: water quality and water dependent biodiversity are at risk**: Threats of pollution, climate change & dam's development. [s.l]: Rmit University, 2016. Disponível em:

<https://www.researchgate.net/publication/263852254_World_Rivers_in_Crisis_Water_Quality_and_Water_Dependent_Biodiversity_Are_at_Risk_-_Threats_of_Pollution_Climate_Change_and_Dams_Development>. Acesso em: 19 jan. 2017.

KROESE, Dirk P. et al. Why the Monte Carlo Method is so important today. **WIREs Computational Statistics**, v. 6, n. 6, p.386-392, dec. 2014. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/wics.1314/full>>. Acesso em 20 ago. 2017.

LARENTIS, Dante Gama. **Modelagem Matemática da Qualidade da Água em Grandes Bacias: Sistema Taquari-Antas - RS**. 2004. 159 f. Dissertação (Mestrado) - Curso Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

LINDENSCHMIDT, Karl-erich. The effect of complexity on parameter sensitivity and model uncertainty in river water quality modelling. **Ecological Modelling**, Potsdam, n. 190, p.72-86, abr. 2005. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 01 mar. 2017.

MICROSOFT. **Rnd Function**. Disponível em: <<https://support.office.com/en-us/article/Rnd-Function-503cd2e4-3949-413f-980a-ed8fb35c1d80?ui=en-US&rs=en-US&ad=US>>. Acesso em: 28 out. 2017a.

_____. **Define and solve a problem by using Solver**. Disponível em: <<https://support.office.com/en-us/article/Define-and-solve-a-problem-by-using-Solver-5d1a388f-079d-43ac-a7eb-f63e45925040>>. Acesso em: 12 nov. 2017b.

NUNES, Aloisio. Estação de Tratamento de Esgoto Central passa por vistoria. **Portal de Araguari**. [S. l], 14 jun. 2017. Disponível em: <<http://www.portaldearaguari.com.br/noticia/202/estacao-de-tratamento-de-esgoto-central-passa-por-vistoria.html>>. Acesso em: 12 nov. 2017.

OBROPTA, Christopher C.; KARDOS, Josef S. Review of urban stormwater quality models: deterministic, stochastic, and hybrid approaches. **Journal of American Water Resources Association**, [s.i], v. 43, n. 6, p.1508-1523, fev. 2007. Disponível em: <onlinelibrary.wiley.com>. Acesso em: 01 mar. 2017.

OLIVEIRA, S.M.A.C. **Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos**. 2006. 231 p. Tese (Doutorado) - Curso Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

PALIWAL, Ritu; SHARMA, Prateek; KANSAL, Arun. Water quality modelling of the river Yamuna (India) using QUAL2E-UNCAS. **Journal of Environmental Management**, Delhi, n. 83, p.1-14, fev. 2006. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/7082935>>. Acesso em: 01 mar. 2017.

PERIN, Lucas Tupiná. **Uso do Modelo QUAL-UFGM no Estudo da Qualidade da Água e da Capacidade de Autodepuração do Rio km119 - Campo Mourão - PR**. 2013. 55 f. TCC

(Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2013.

PORTO, M.F.A.; BRANCO, S. M.; LUCA, S. J. **Caracterização da Qualidade da Água**. In: PORTO, R. L. (org.), Coleção ABRH de Recursos Hídricos. São Paulo: Editora do Estado de São Paulo, v.3, Parte I, c. 2. 1991.

SALLA, Marcio Ricardo et al. Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Uberlândia, v. 18, n. 2, p.105-114, 30 abr. 13.

SILVA, Maria Cristina A.; MONTEGGIA, Luiz Olinto; CATANEO, Indianara. Avaliação da Qualidade Microbiológica de Efluentes Sanitários Tratados por Sistemas de Lodos Ativados. **Revista Caderno Pedagógico**, Lajeado, v. 14, n. 1, p.257-266, 2017. Disponível em: <<http://univates.br/revistas/index.php/cadped/article/view/1499>>. Acesso em: 12 nov. 2017.

STREETER, H.W.; PHELPS, E.B. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. **Public Health Bulletin**, v. 146, p.1-75, 1995. Disponível em: <<http://udspace.udel.edu/bitstream/handle/19716/1590/C%26EE148.pdf?sequence=2&isAllowed=y>>. Acesso em: 13 ago. 2017.

TEODORO, Anderson et al. Implementação do conceito Capacidade de Diluição de Efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFMG: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Campo Grande, v. 18, n. 3, p.275-288, jul. 2013.

THE WATER PROJECT. **The Water Project**. Disponível em: <<https://thewaterproject.org>>. Acesso em: 14 jan. 2017.

TONON, Kesse. **Modelagem da qualidade da água utilizando os modelos Streeter-Phelps e QUAL-UFMG na bacia do Rio Lambari - Poços de Caldas - MG**. 2014. 167 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, 2014

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA. **Hidrotec**, 2009. Disponível em: <<http://www.hidrotec.ufv.br>>. Acesso em: 11 nov. 2017.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guiding principles for Monte Carlo analysis**. Washington, DC: EPA, 1997. Disponível em: <<https://www.epa.gov/risk/guiding-principles-monte-carlo-analysis>>. Acesso em 01 mar. 2017.

_____. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual**. Washington, DC: EPA, 1987. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/235754236_The_enhanced_stream_water_quality_models_QUAL2E_and_QUAL2E-UNCAS_documentation_and_user_manual>. Acesso em 20 ago. 2017.

VALLANDRO, Thiago de Oliveira; PULCHERA, Wanderson Luiz do Carmo; SARDINHA, Farley Correia. Validação e Calibração de Modelos de Dispersão de Poluentes no Rio Santa Maria da Vitória. **Esfere Acadêmica**, Vitória, v. 6, n. 1, p.55-67, jul. 2015. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/303698007_VALIDACAO_E_CALIBRACAO_D_E_MODELOS_DE_DISPERSAO_DE_POLUENTES_NO_RIO_SANTA_MARIA_DA_VIT>

ORIA?enrichId=rgreq-0dc17db41ecbe56134db568d21f6f87b-XXX&enrichSource=Y292ZXJQYWdlOzMwMzY5ODAwNztBUzozNjc5OTc2MjI0NzI3MDRAMTQ2NDc0ODg3ODEwNA==&el=1_x_2&_esc=publicationCoverPdf>. Acesso em: 29 jan. 2017.

VON SPERLING, Marcos V. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 592 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.7).

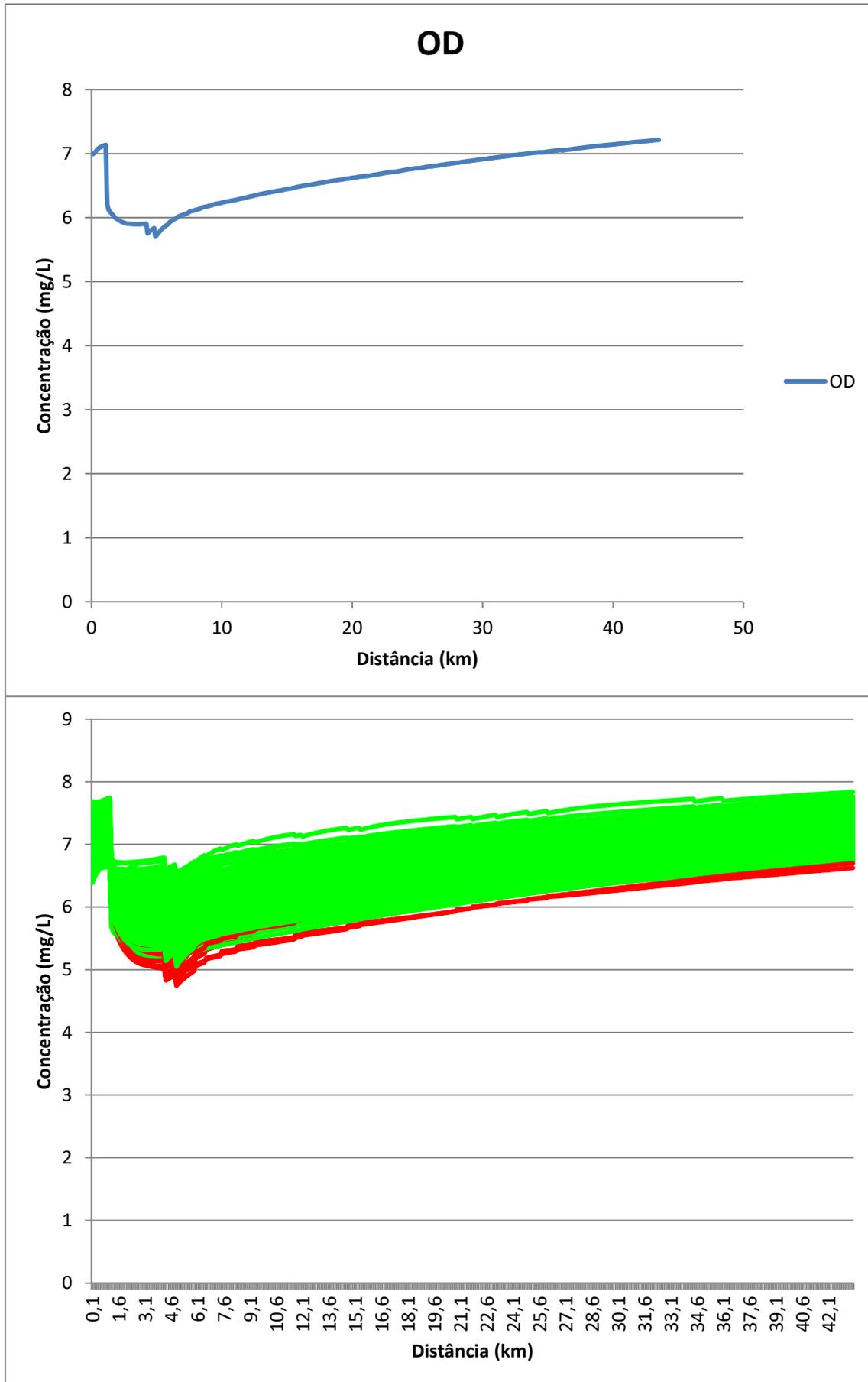
_____. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2a Ed. Vol. 1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 243 p. 1996.

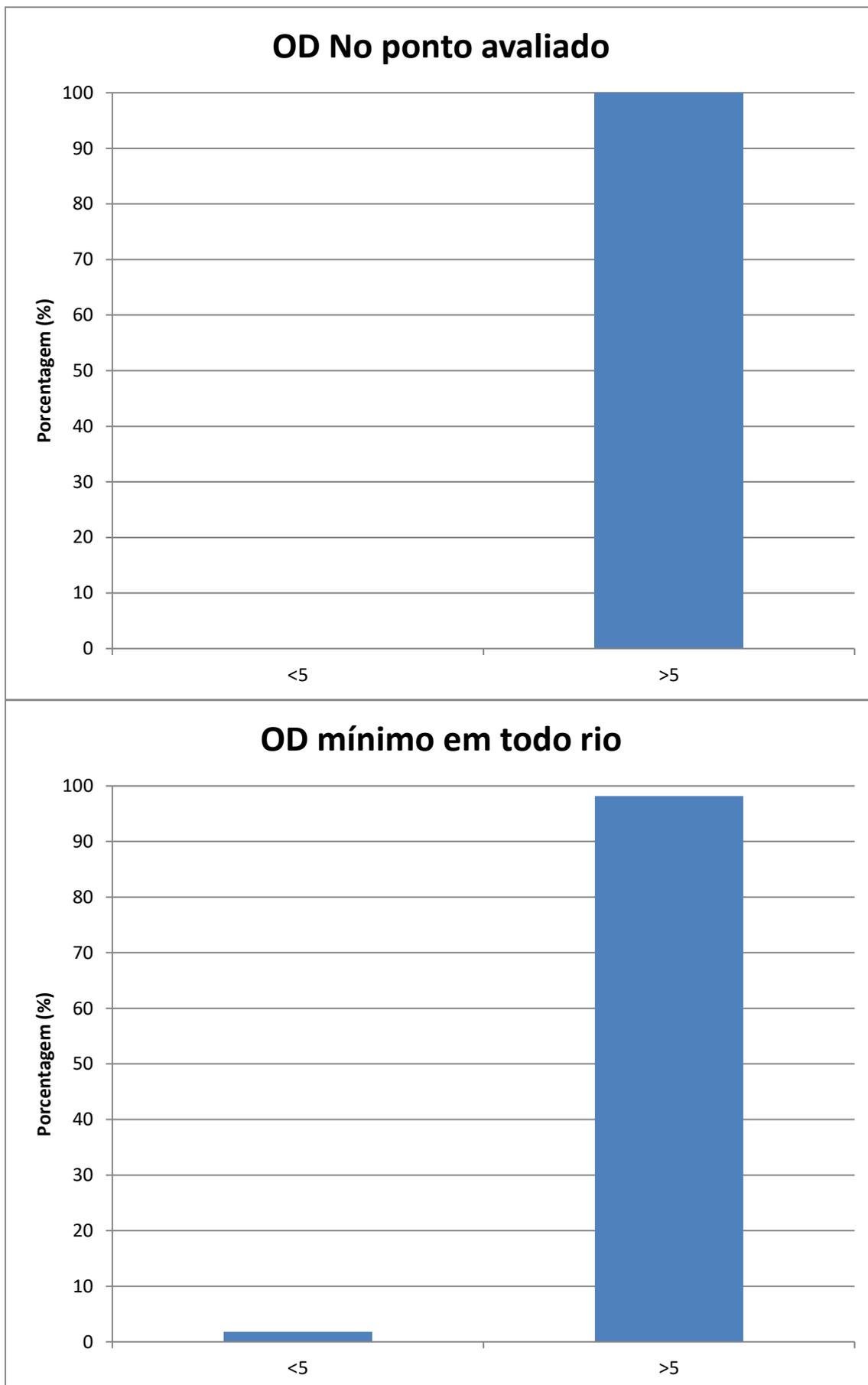
VON SPERLING, Marcos; VAL, Mauro da Costa; NASCIMENTO, Nilo Oliveira. **Comparison Between Complete and Simplified Water Quality Models: Case Study in a Large River in Brazil**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2014. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/242540732_Comparison_Between_Complete_And_Simplified_Water_Quality_Models_Case_Study_In_A_Large_River_In_Brazil>. Acesso em: 19 jan. 2017.

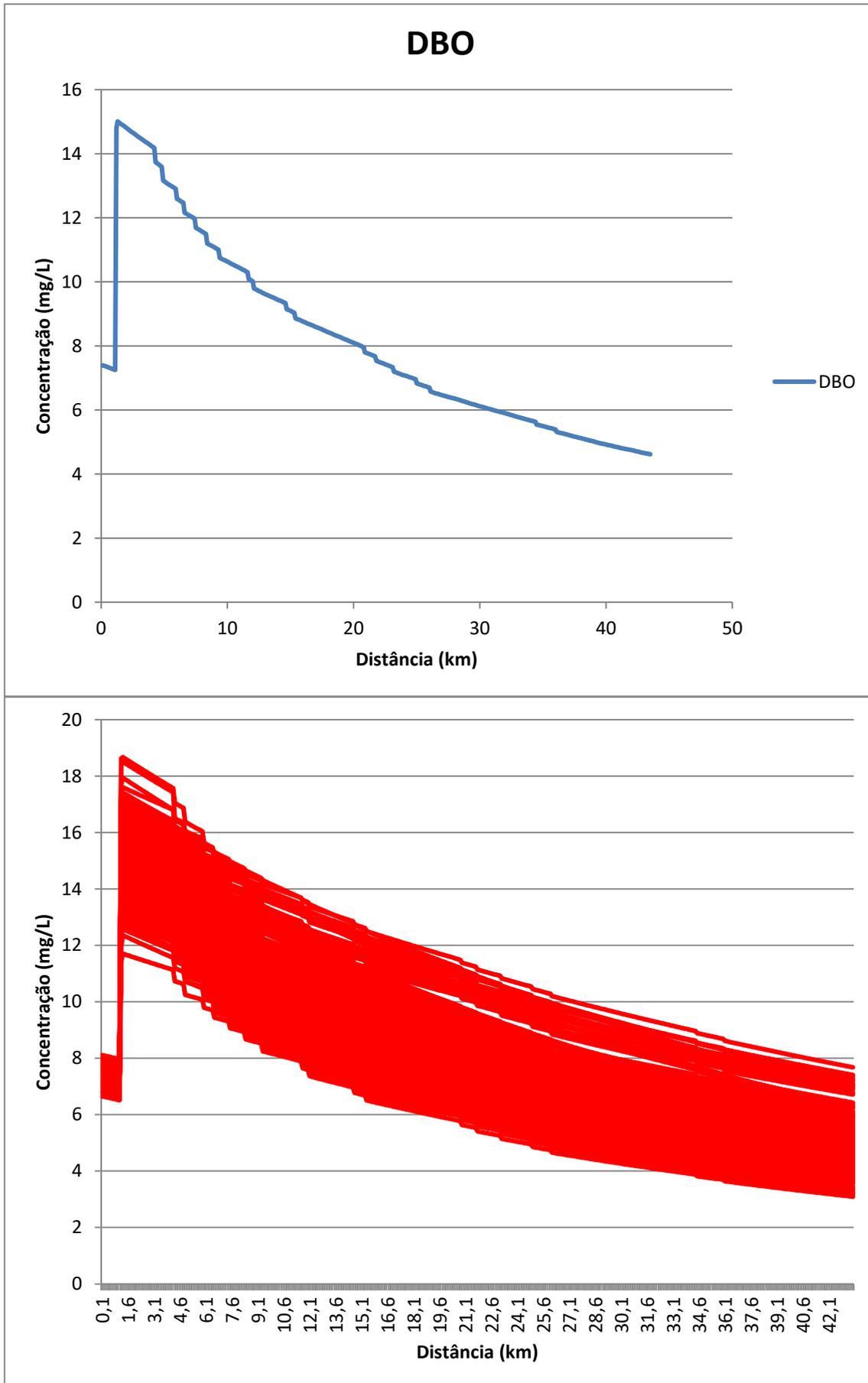
WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Sanitation Fact Sheet**. 2016. Disponível em: <<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs392/en/>>. Acesso em: 25 jan. 2017.

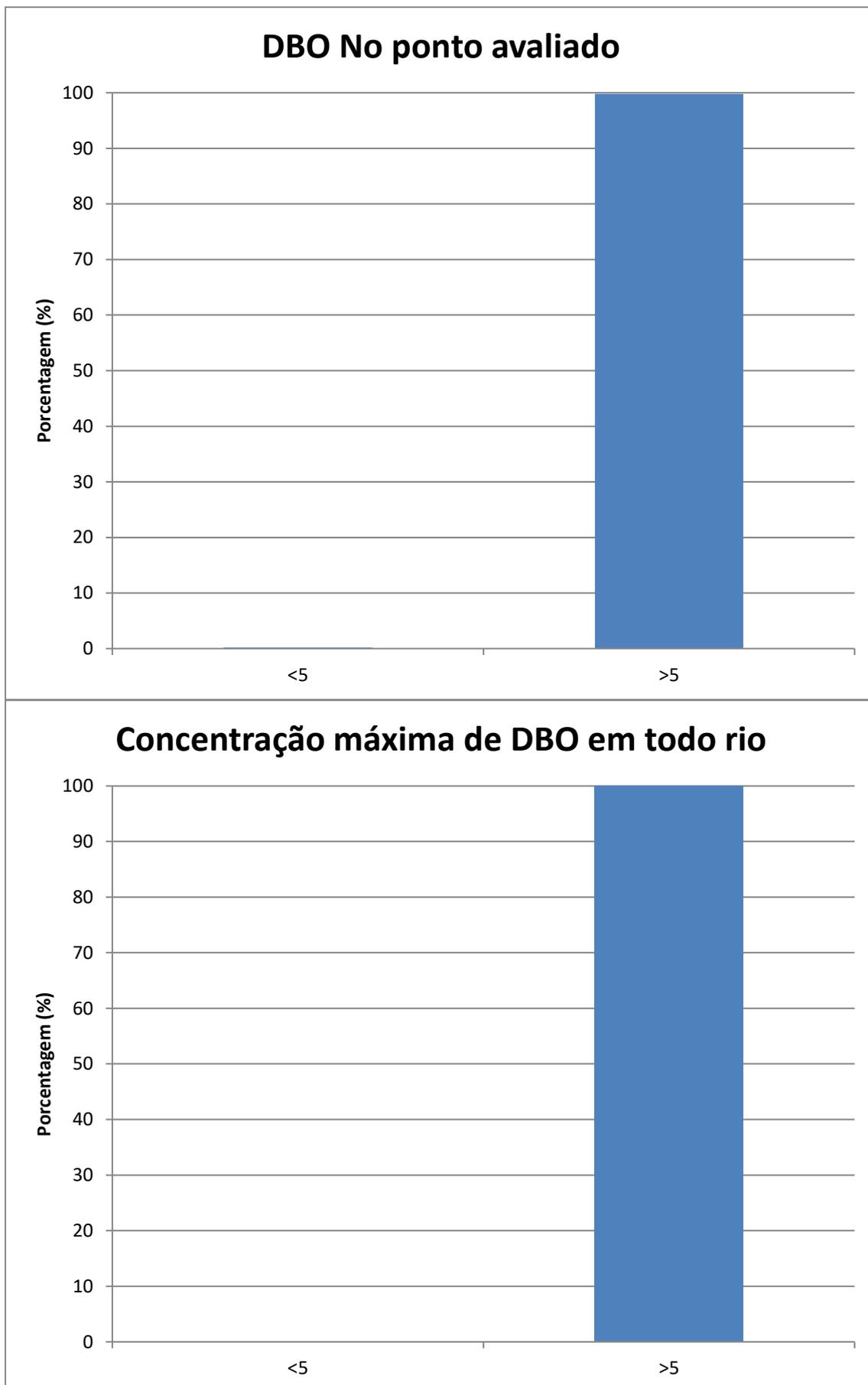
ZOPPOU, C. Review of Urban Stormwater Models. **Environmental Modelling and Software**, v. 16, p. 195-231. 2001. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/222701600_Review_of_Urban_Storm_Water_Models>. Acesso em 01 mar 2017.

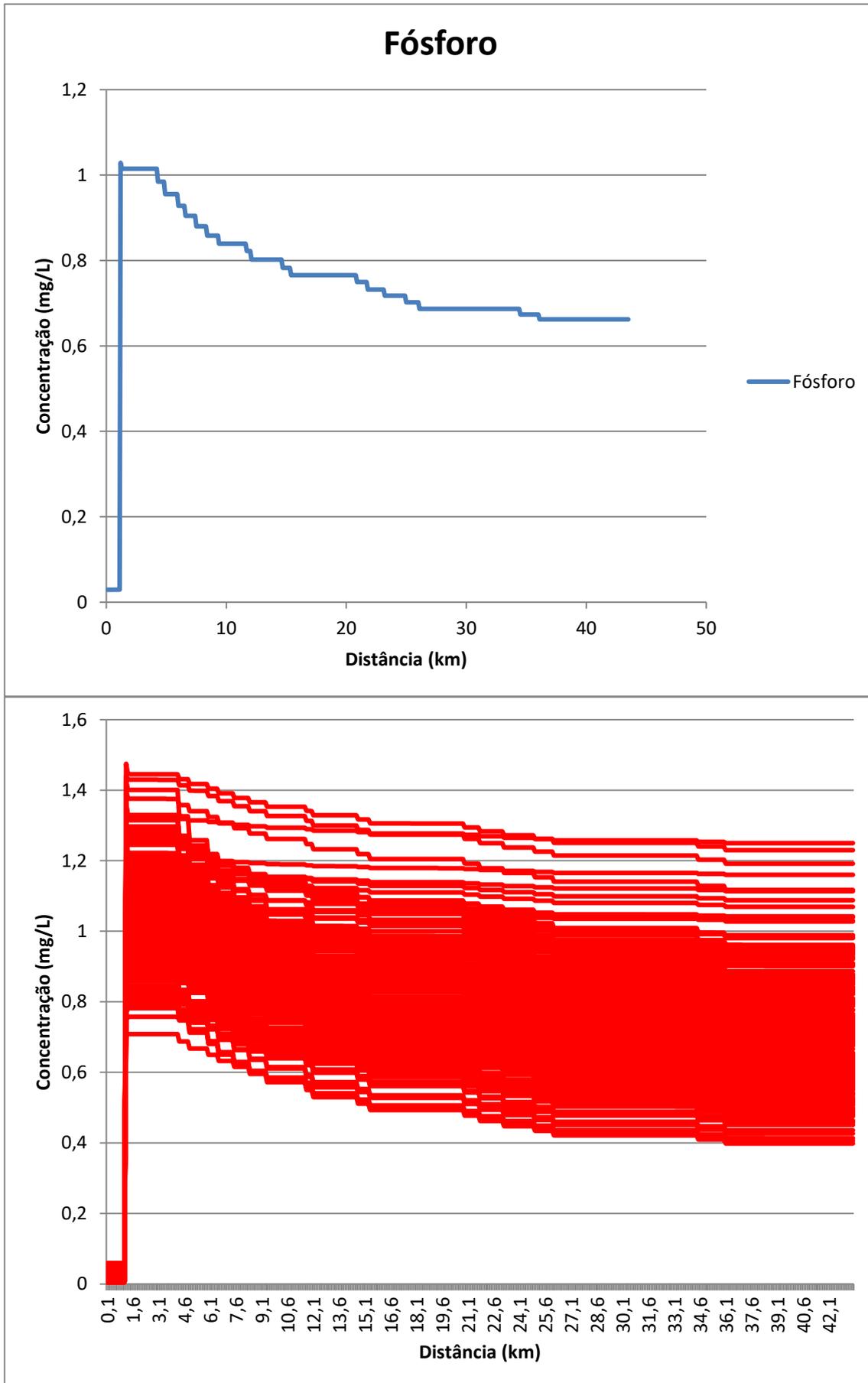
**APÊNDICE A – RELATÓRIO GERADO PELO MODELO
PROBABILÍSTICO PARA O CENÁRIO 1 DO CASO SIMULADO**

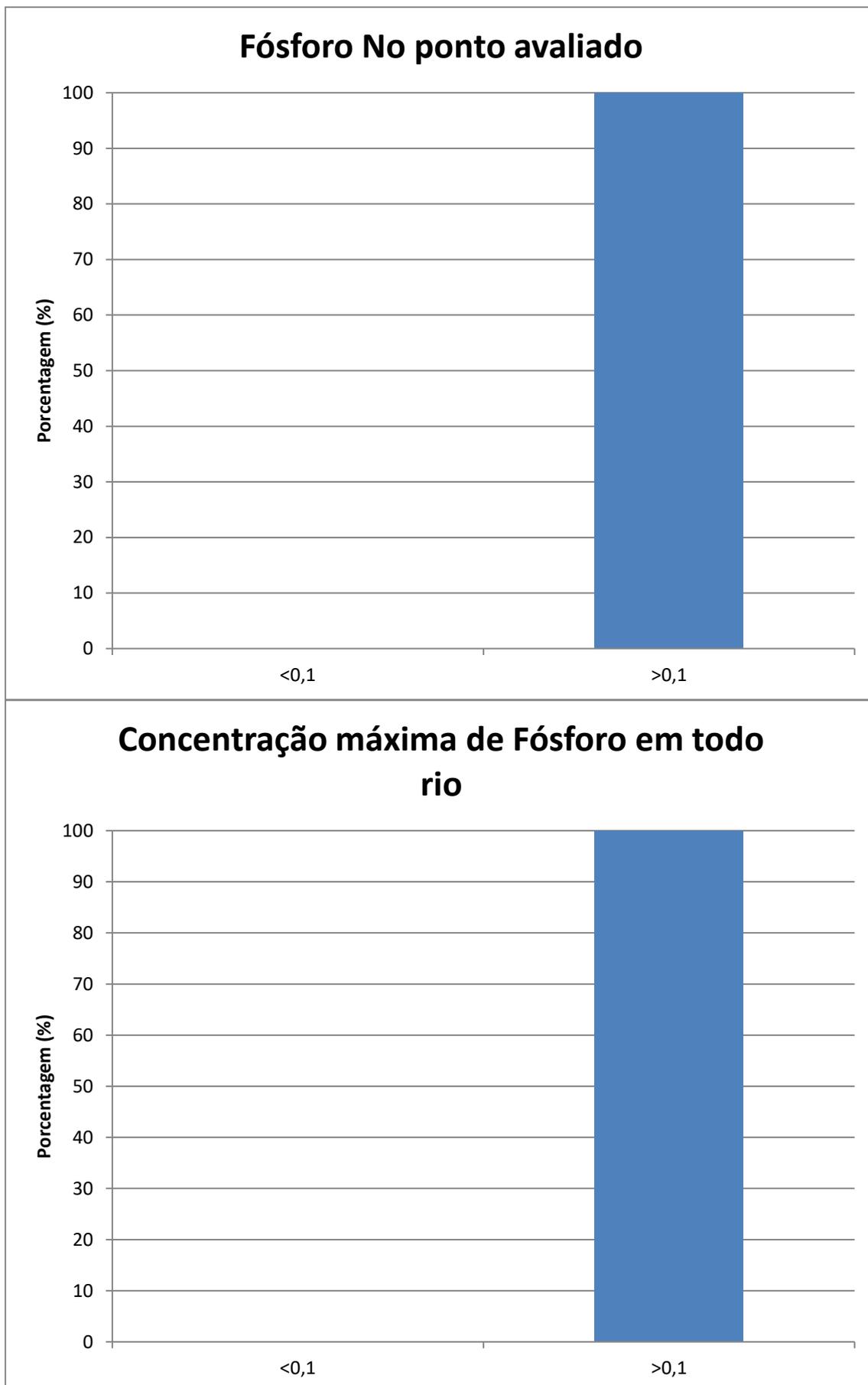


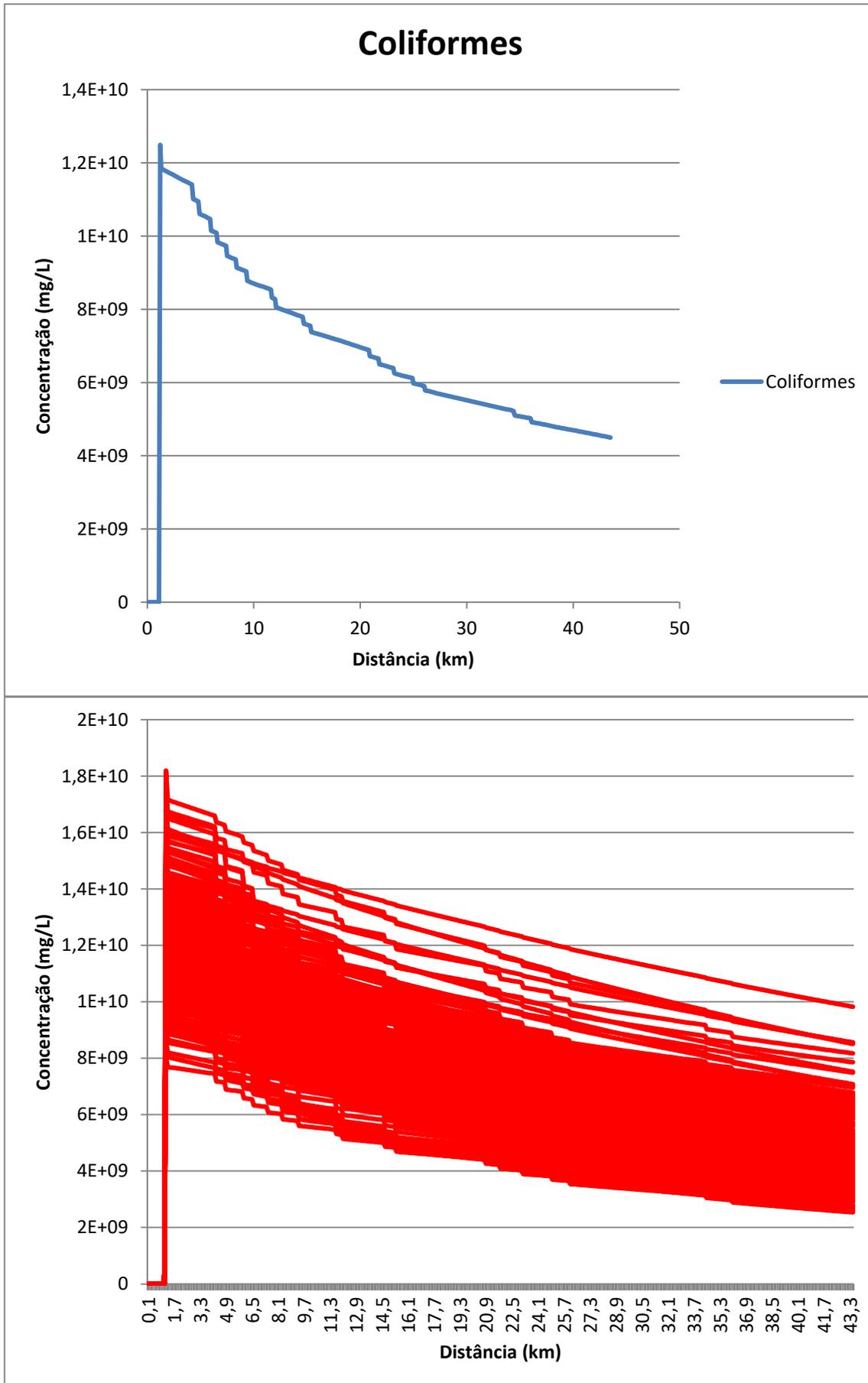


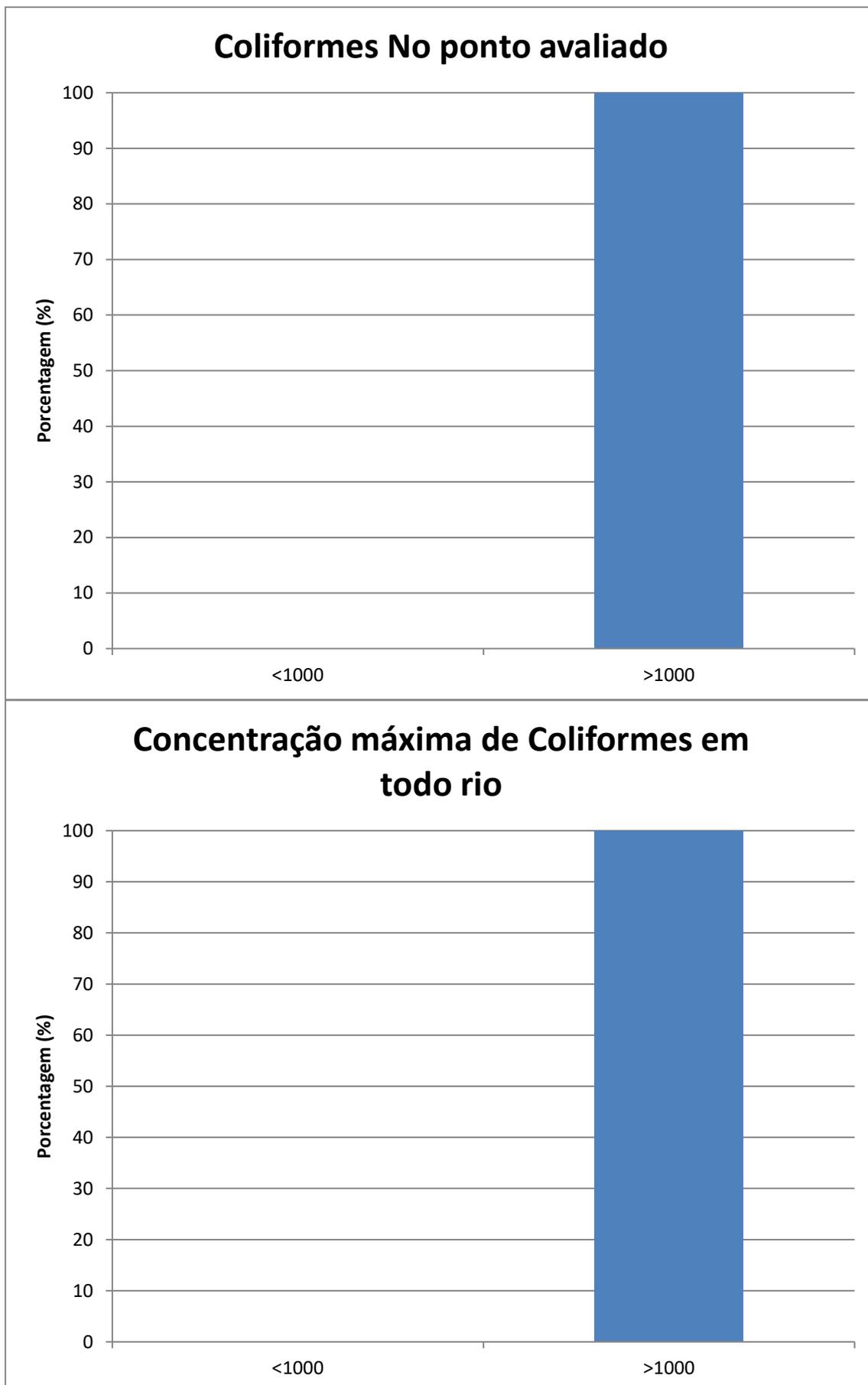


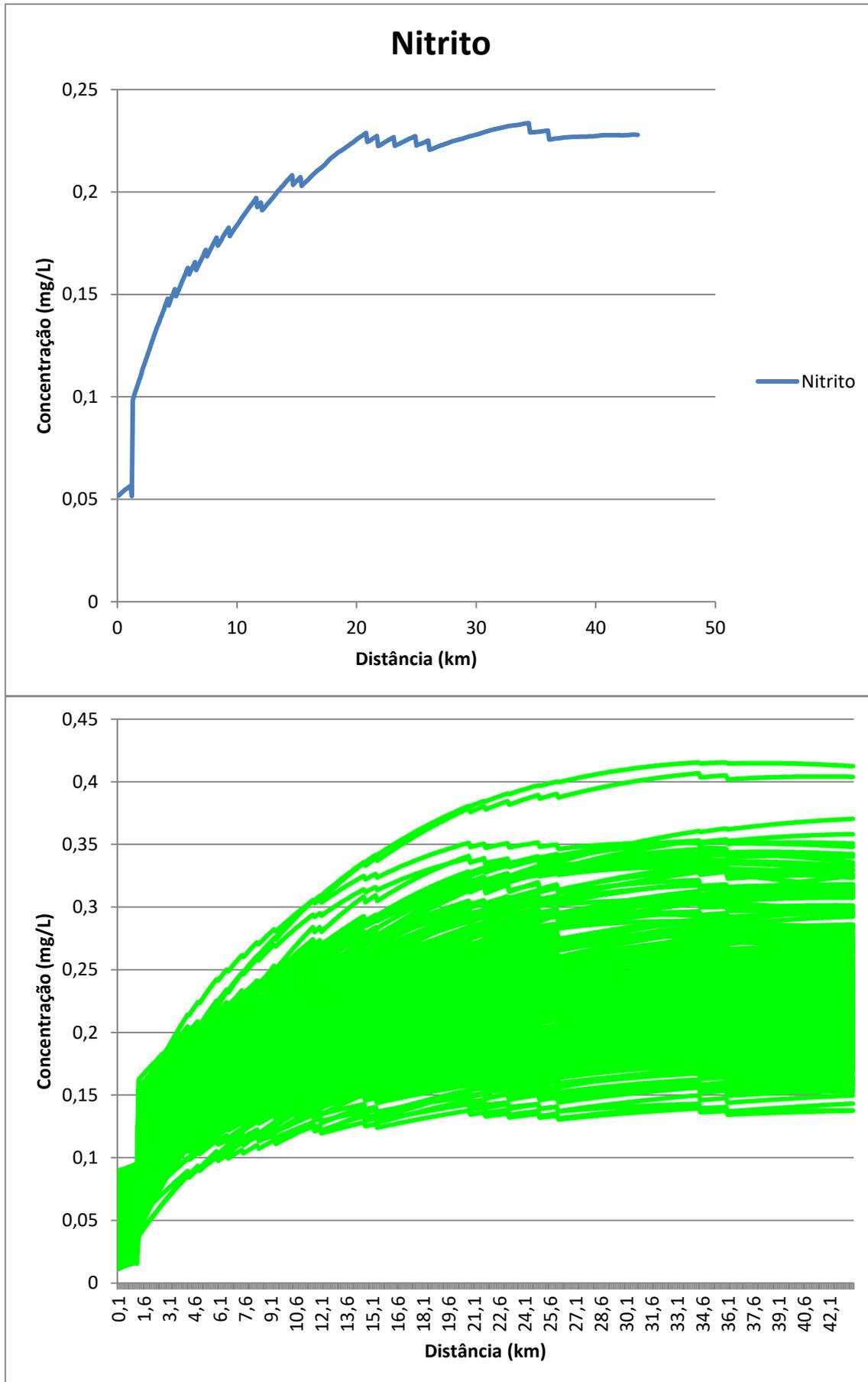


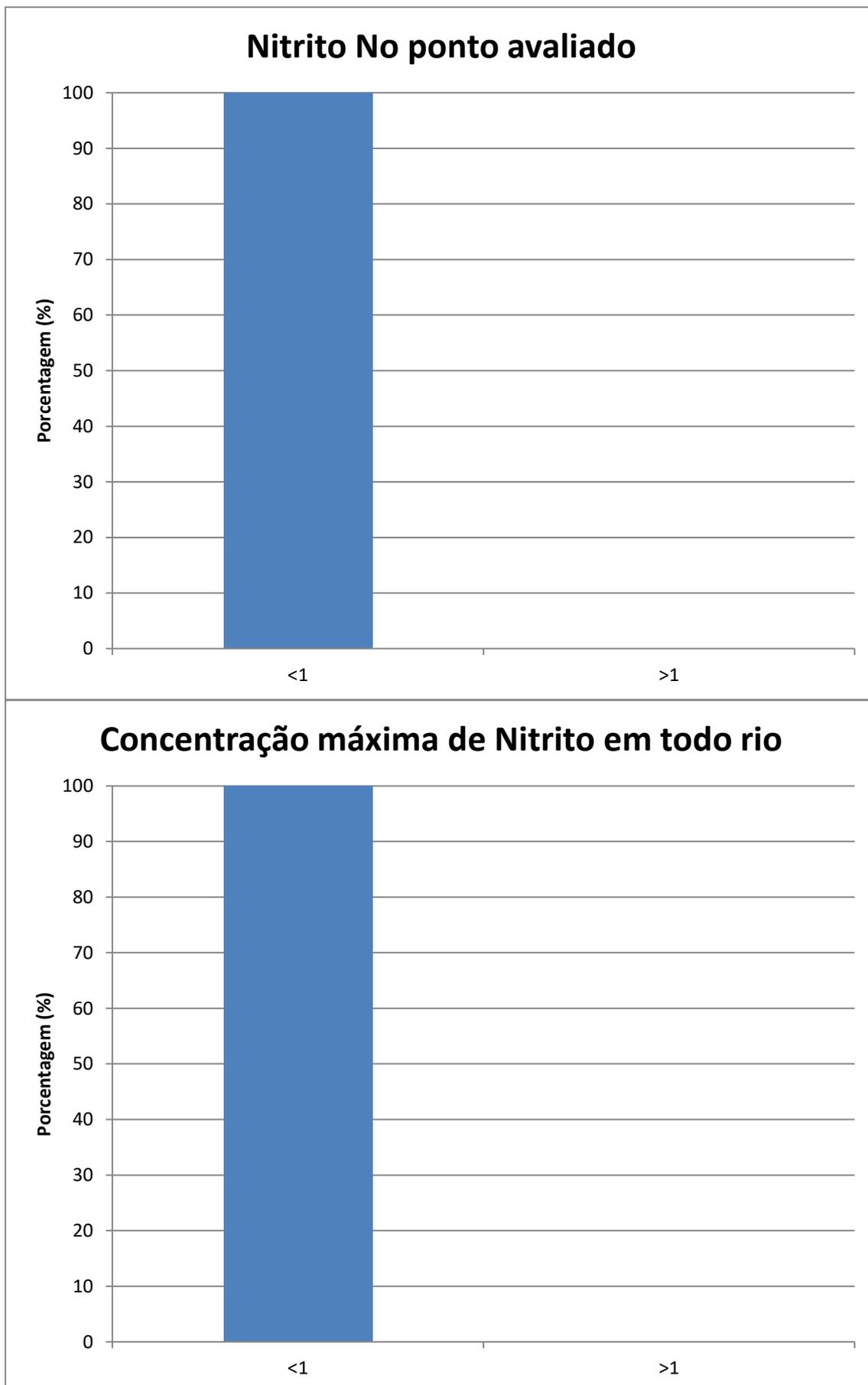


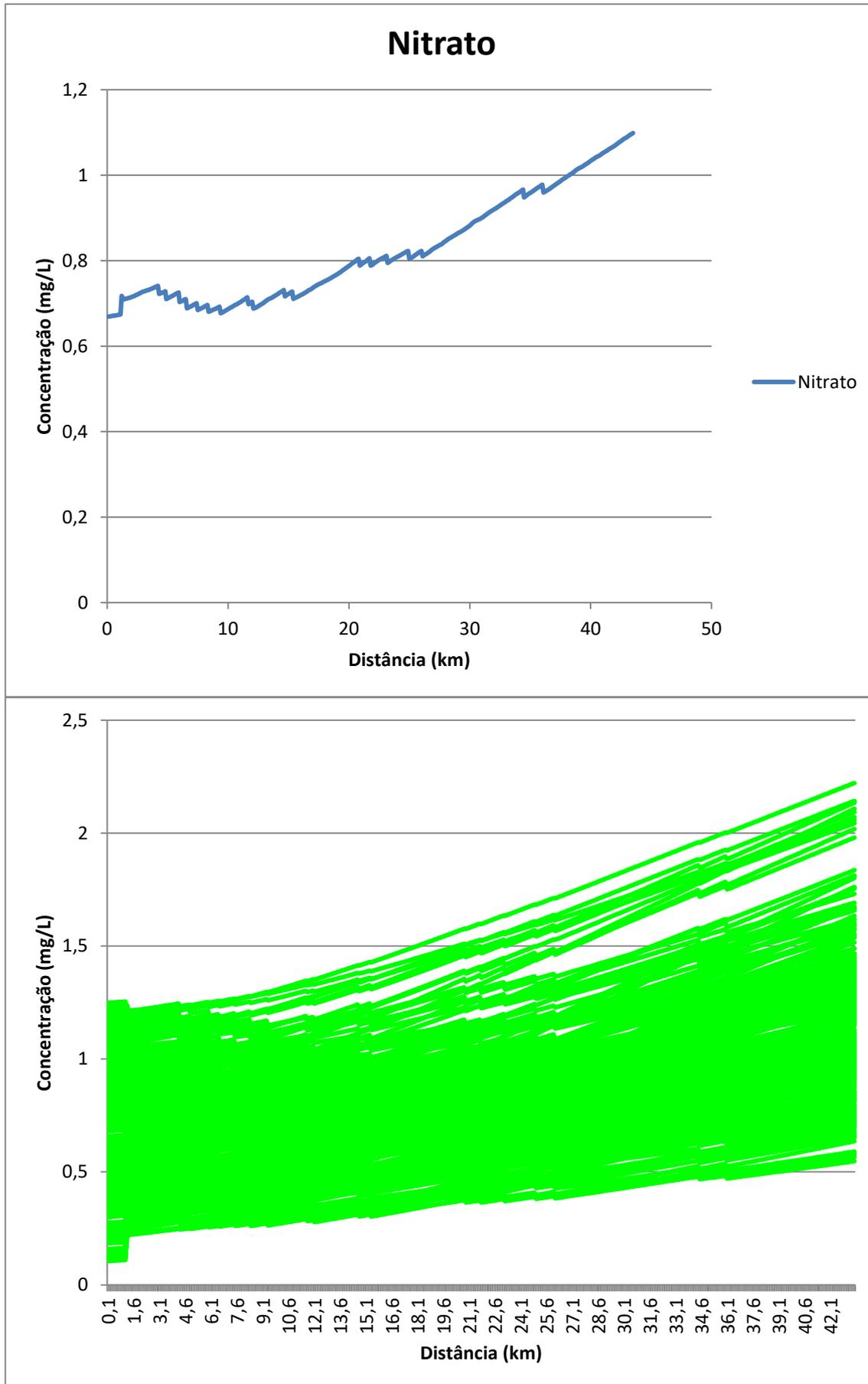


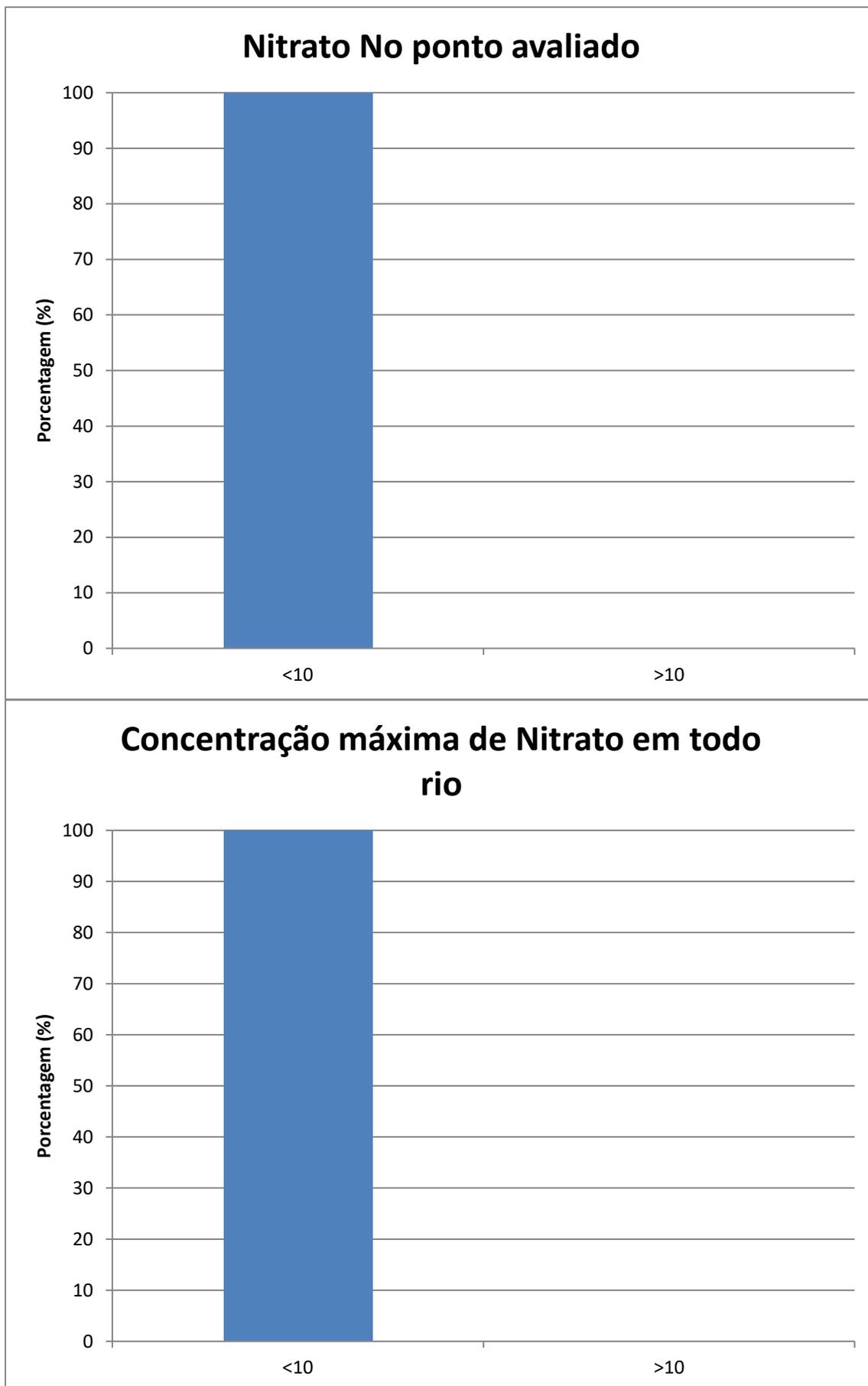


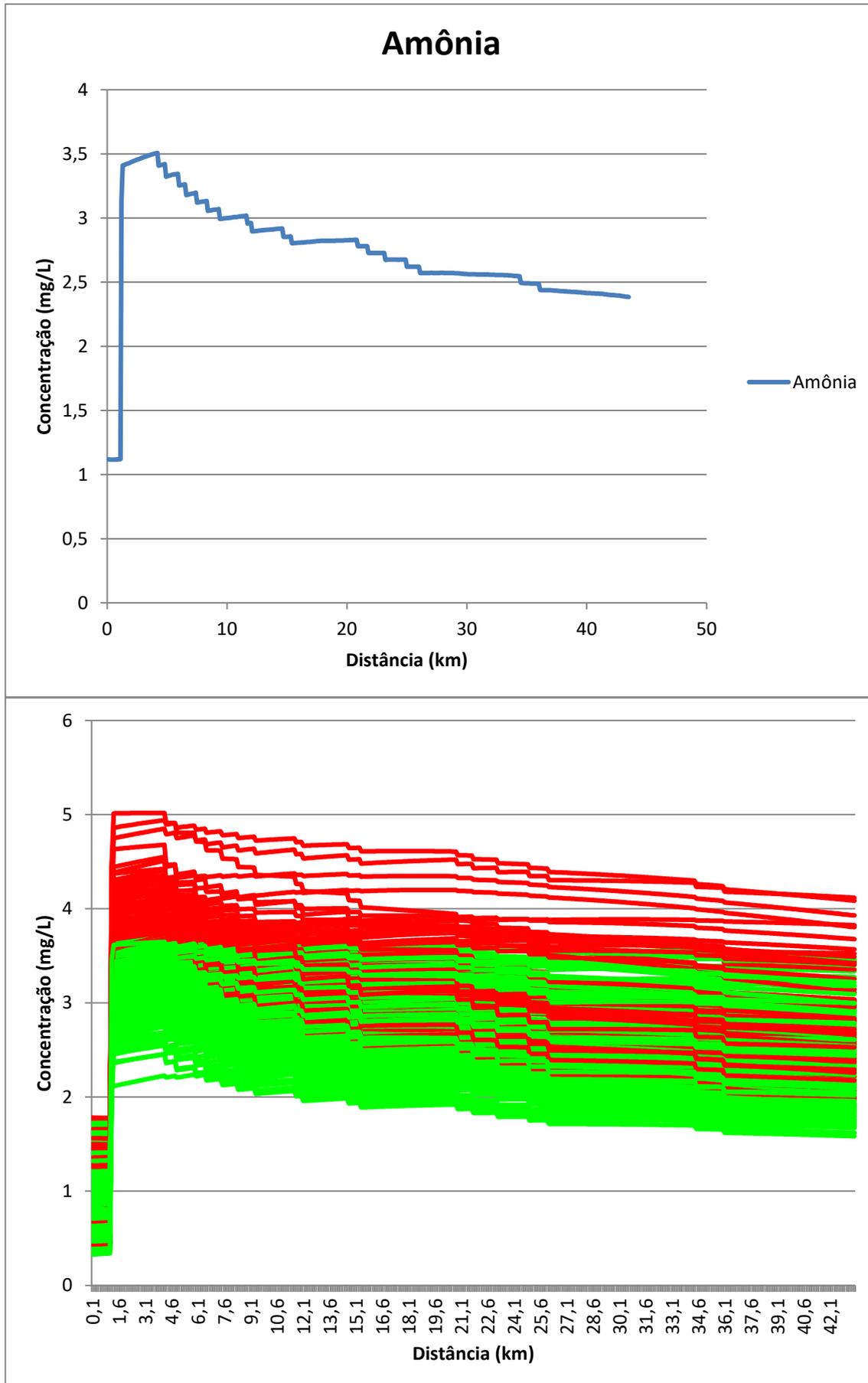


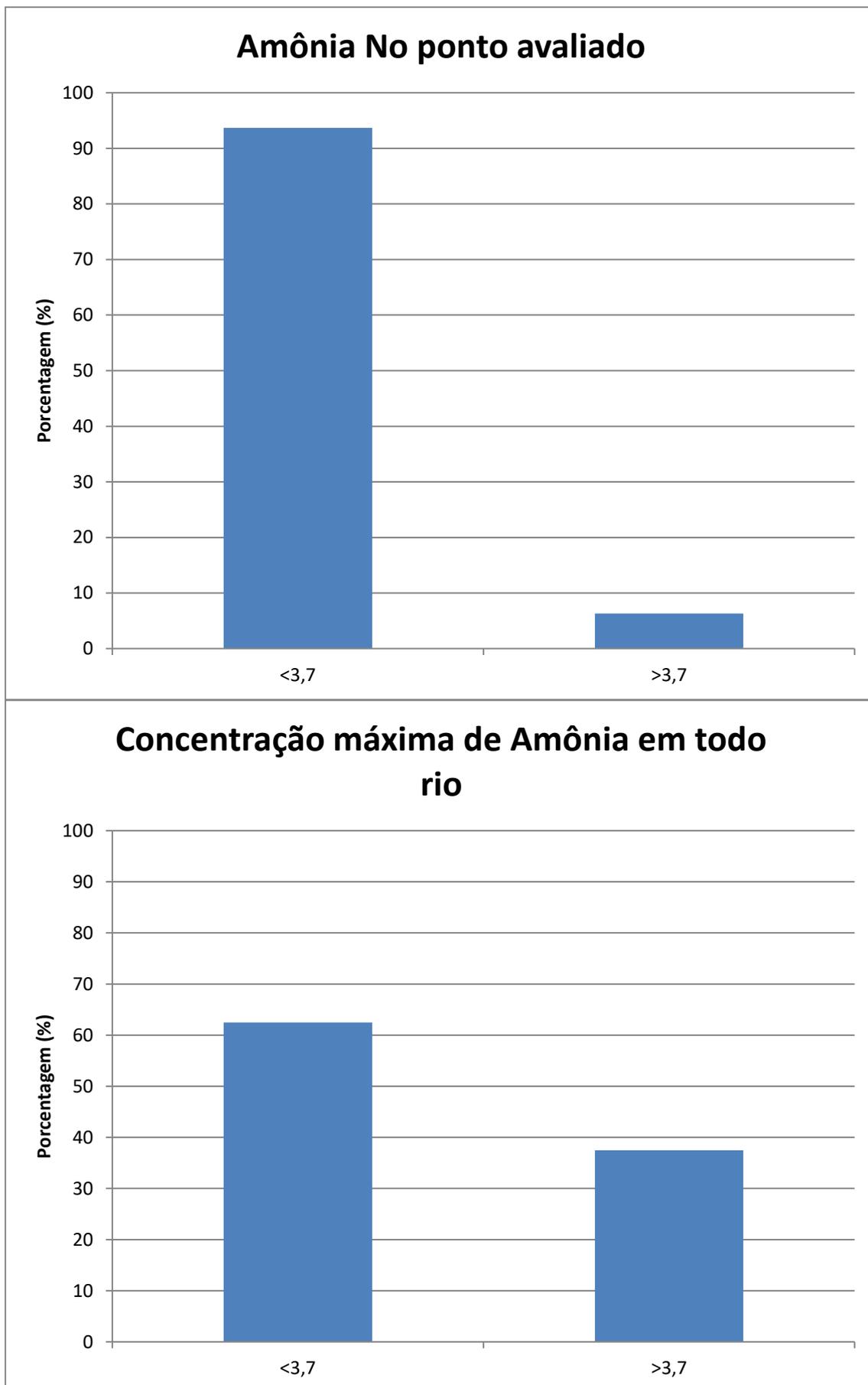






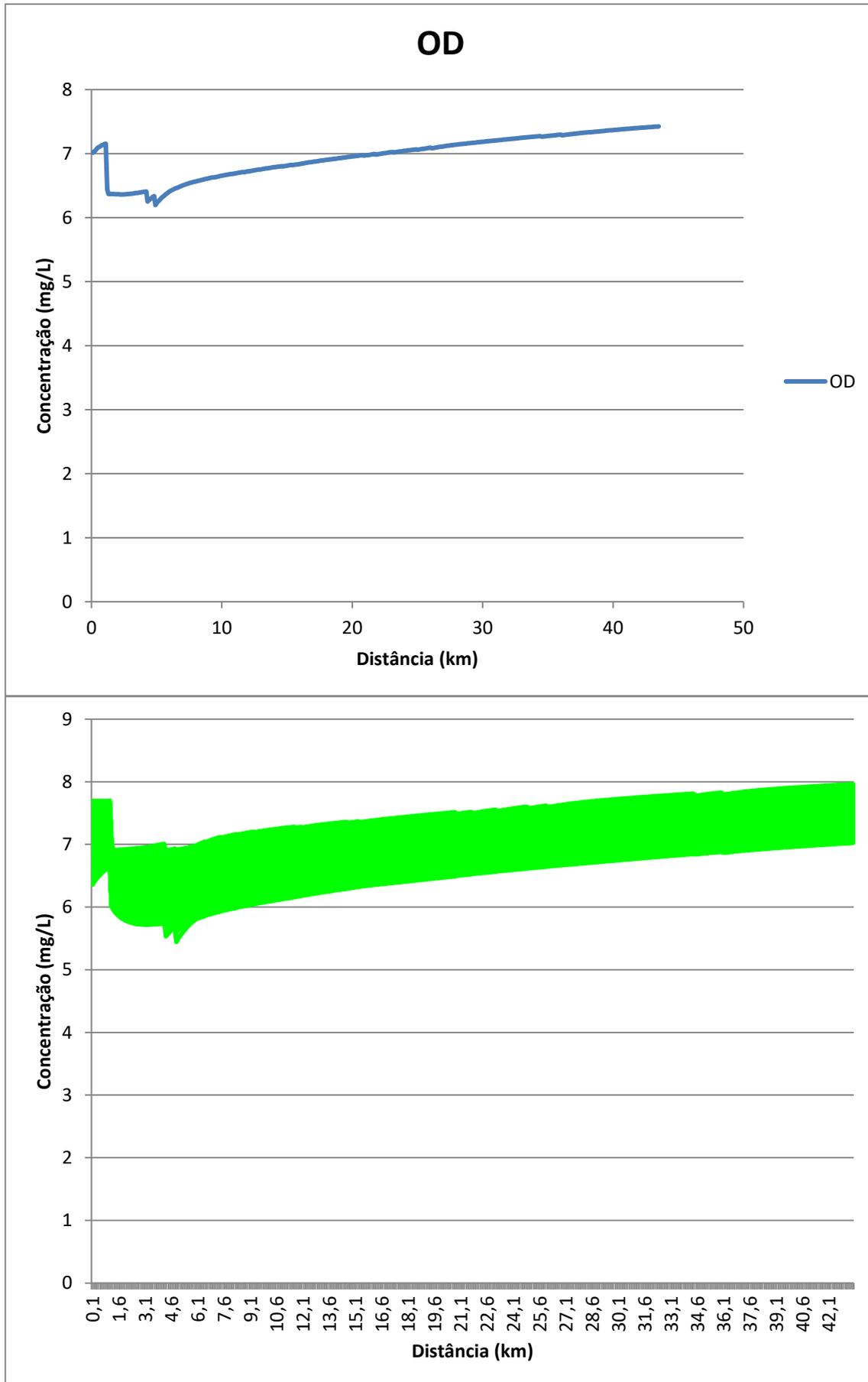


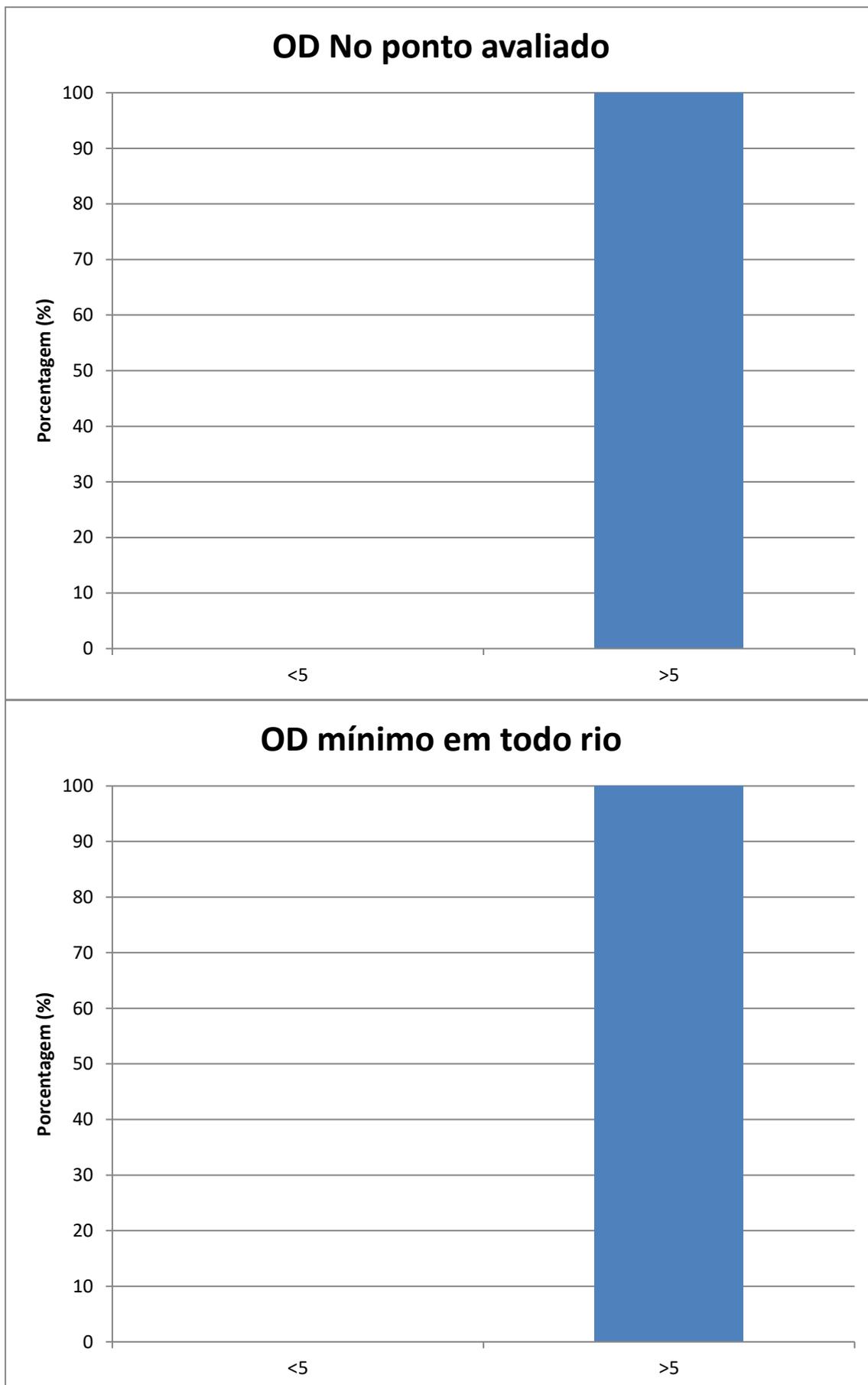


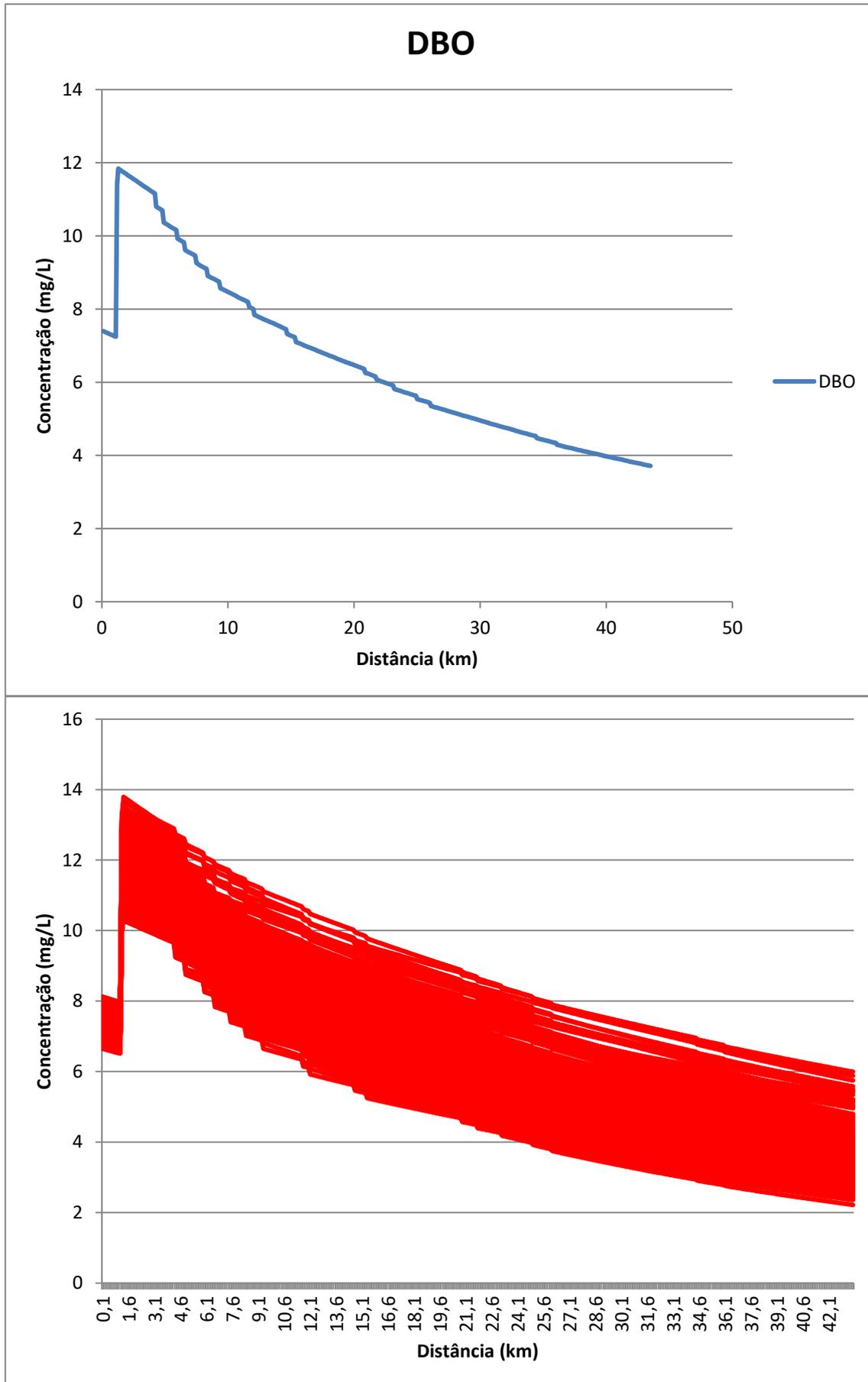


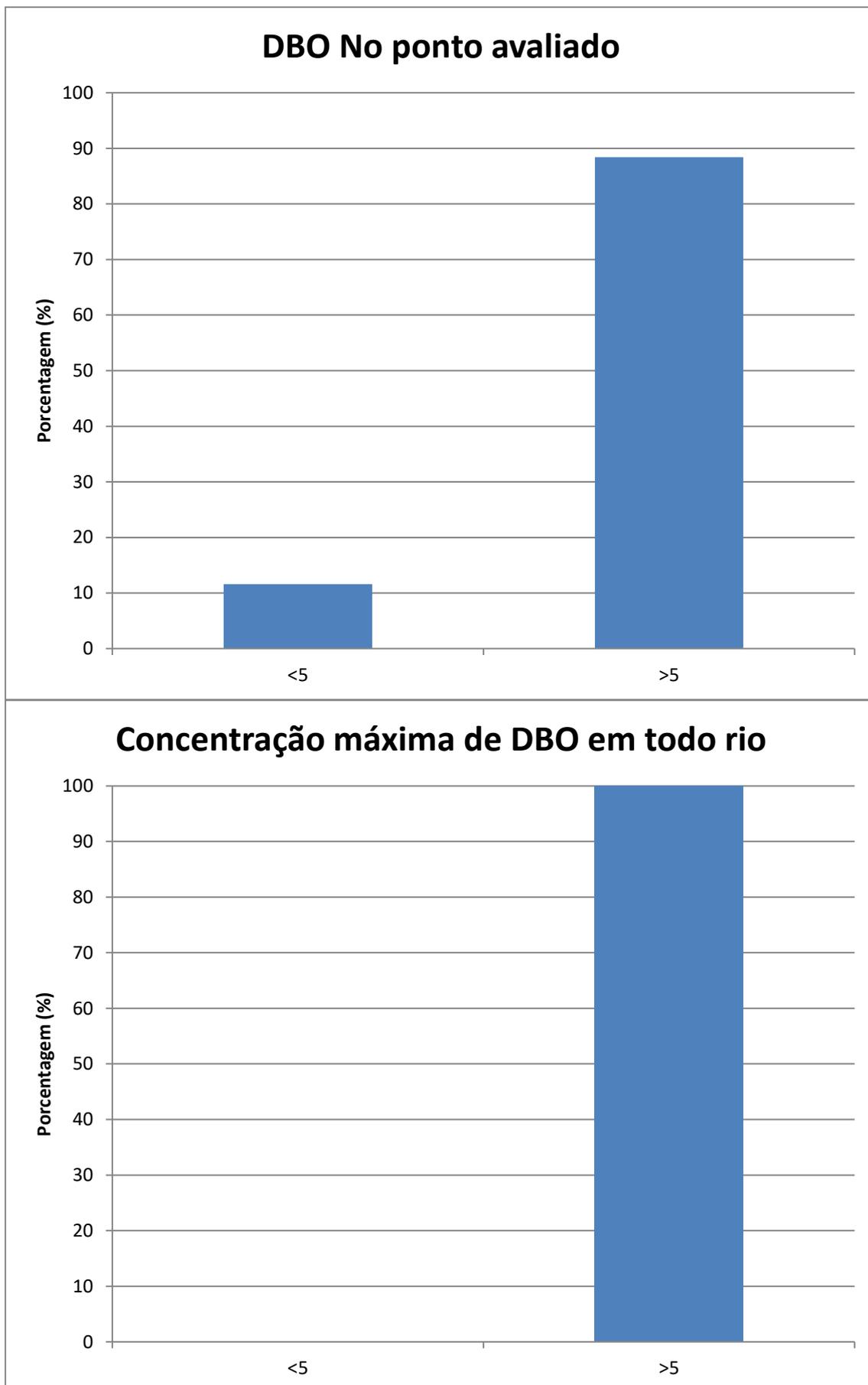
	OD	DBO	Fósforo	Coliformes	Nitrito	Nitrato	Amônia
Mínimo	4,742896	2,528841	0,001528	0,049135	0,010581	0,102228	0,316266
Máximo	7,8641	19,15164	1,482553	1,82E+10	0,446397	2,393418	5,293564
Mediana	6,697372	7,668337	0,767498	6,72E+09	0,203733	0,83038	2,773349
Média	6,641961	8,33438	0,769757	7,05E+09	0,20658	0,850804	2,789929

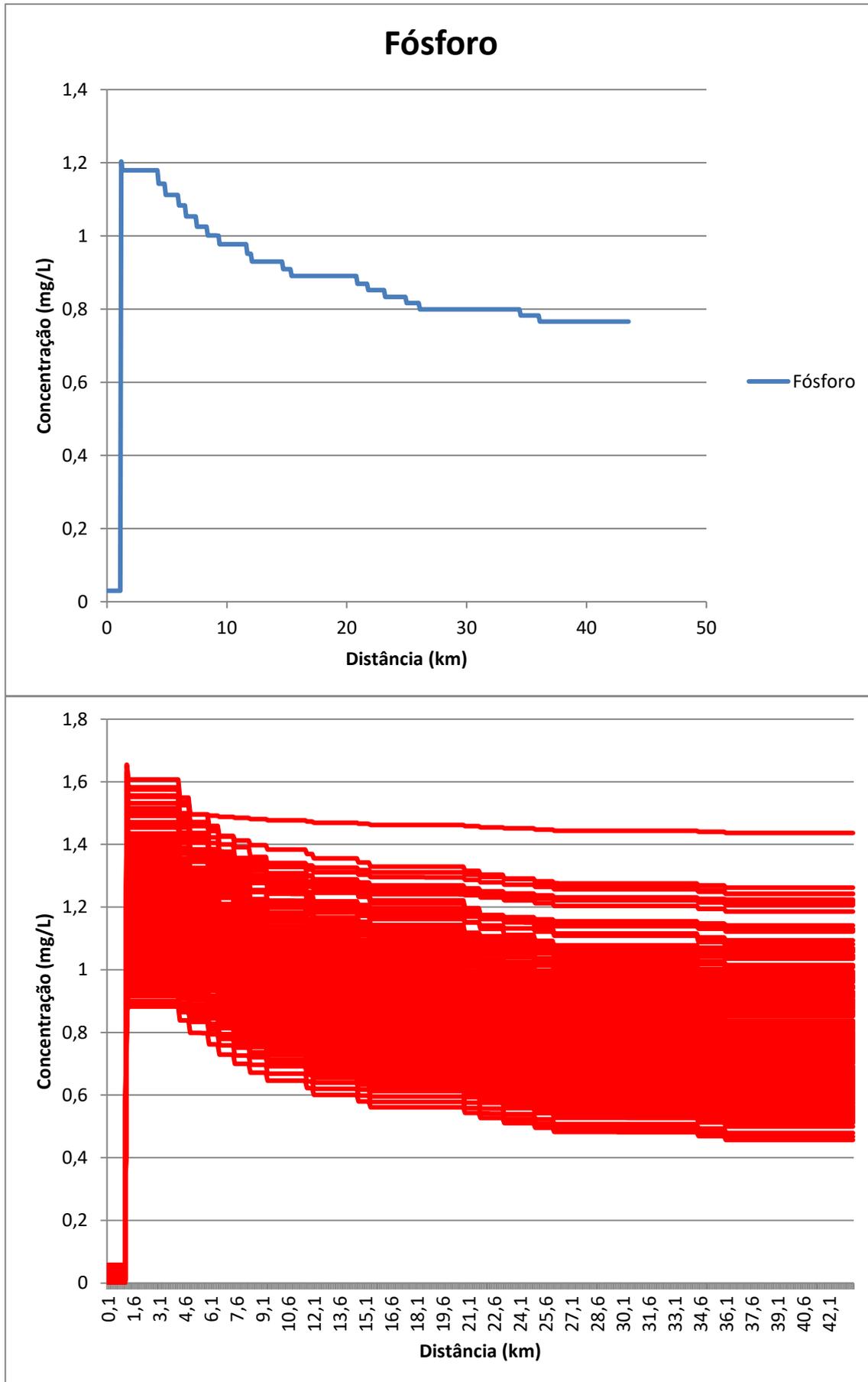
**APÊNDICE B – RELATÓRIO GERADO PELO MODELO
PROBABILÍSTICO PARA O CENÁRIO 2 DO CASO SIMULADO**

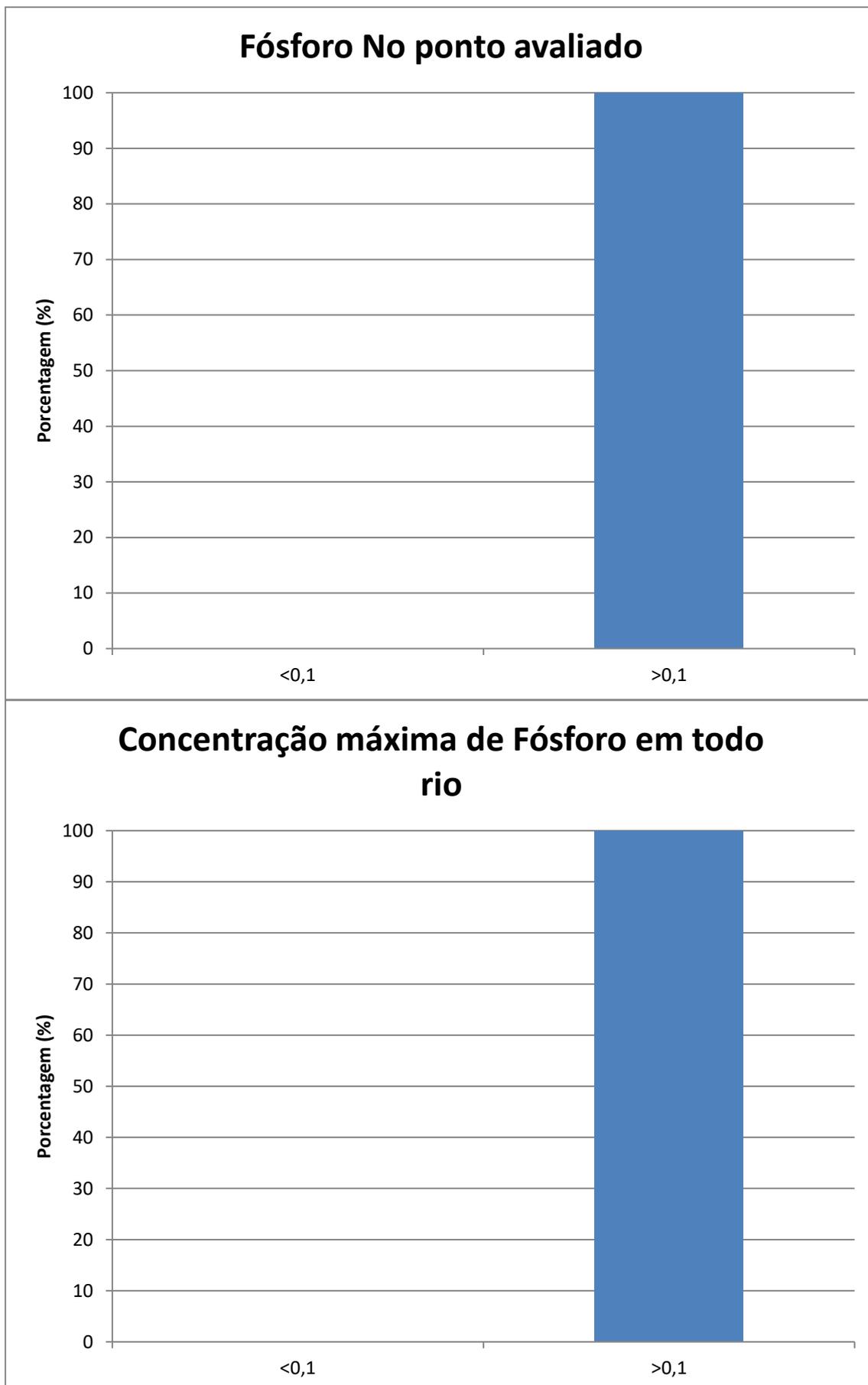


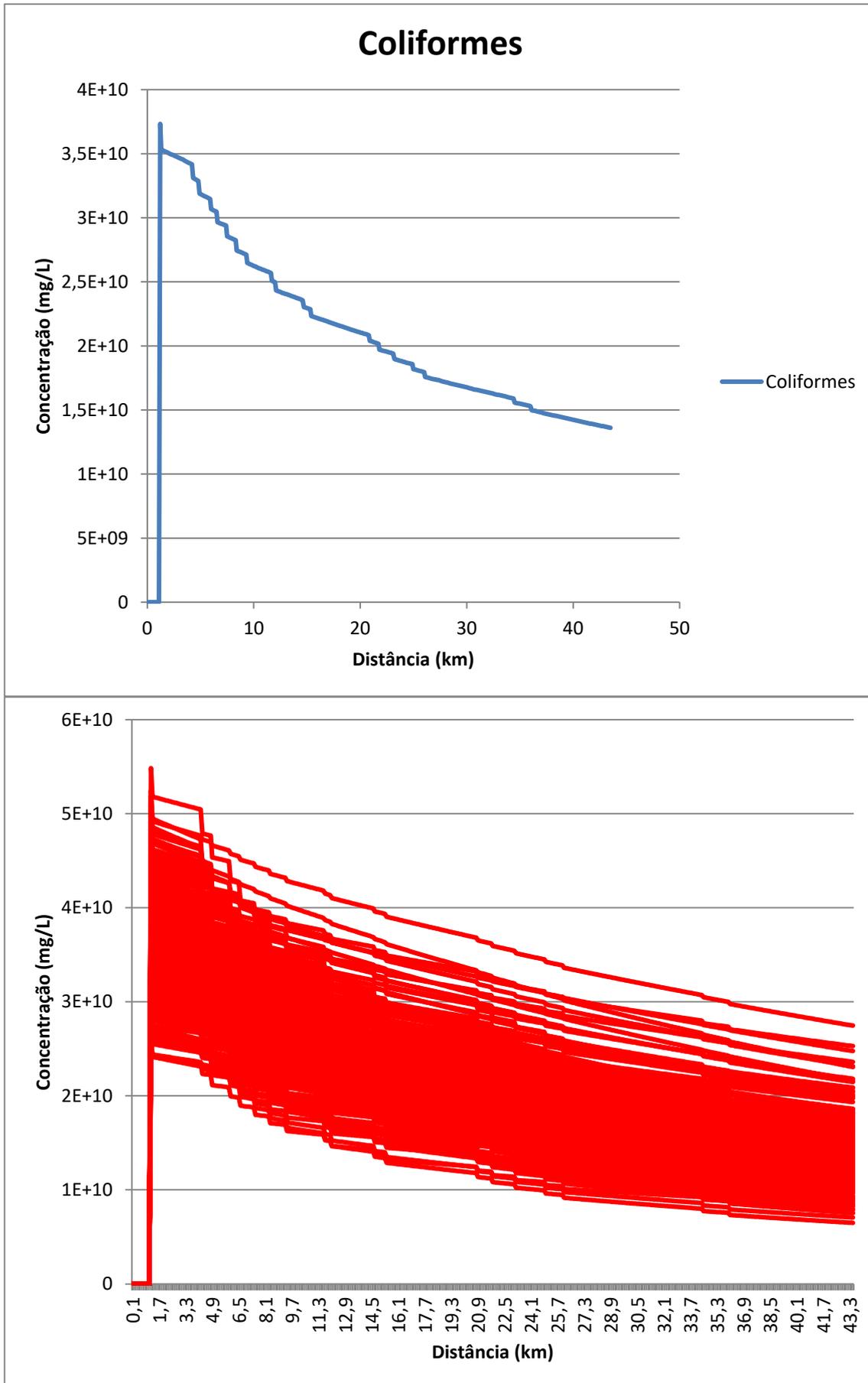


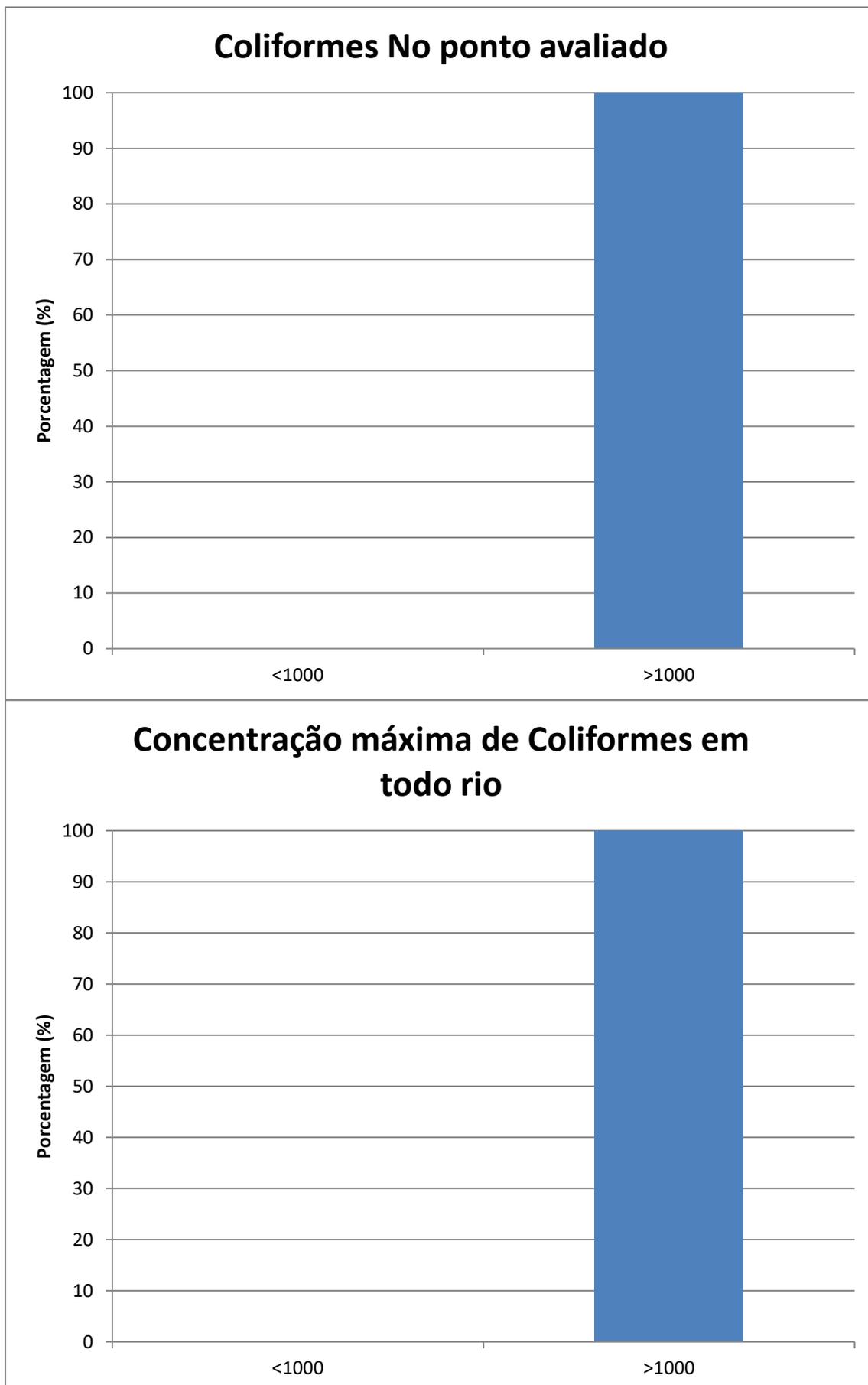


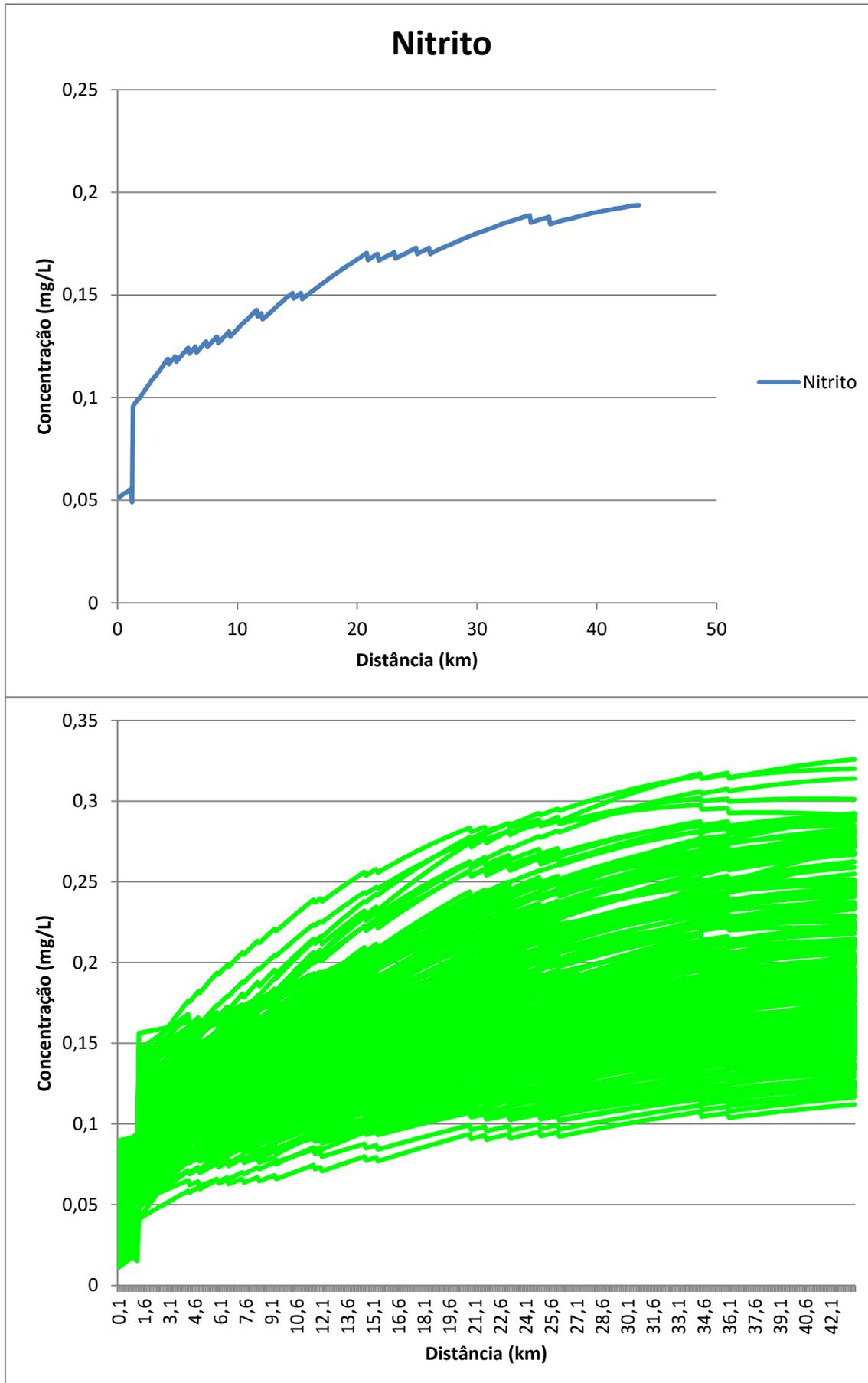


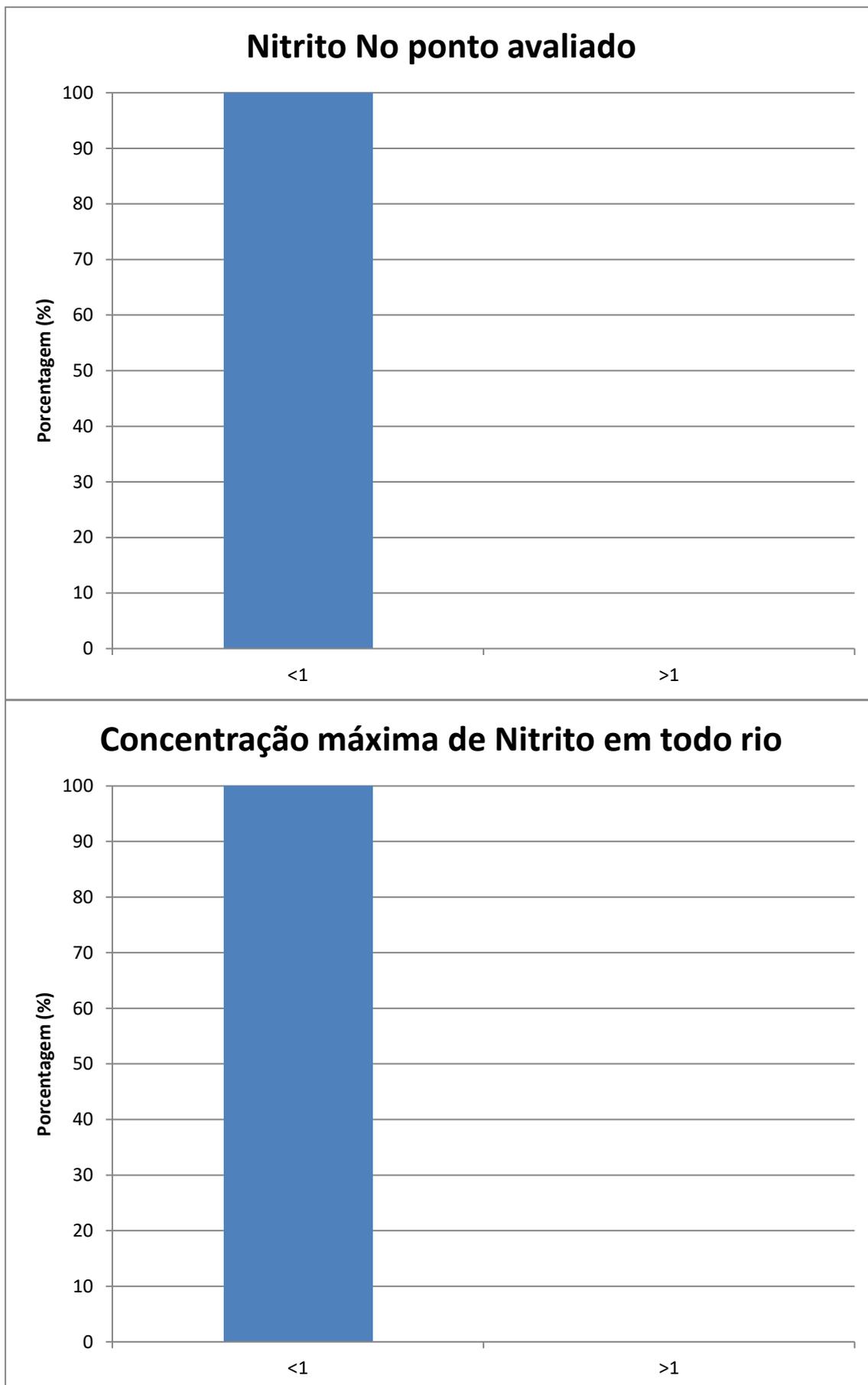


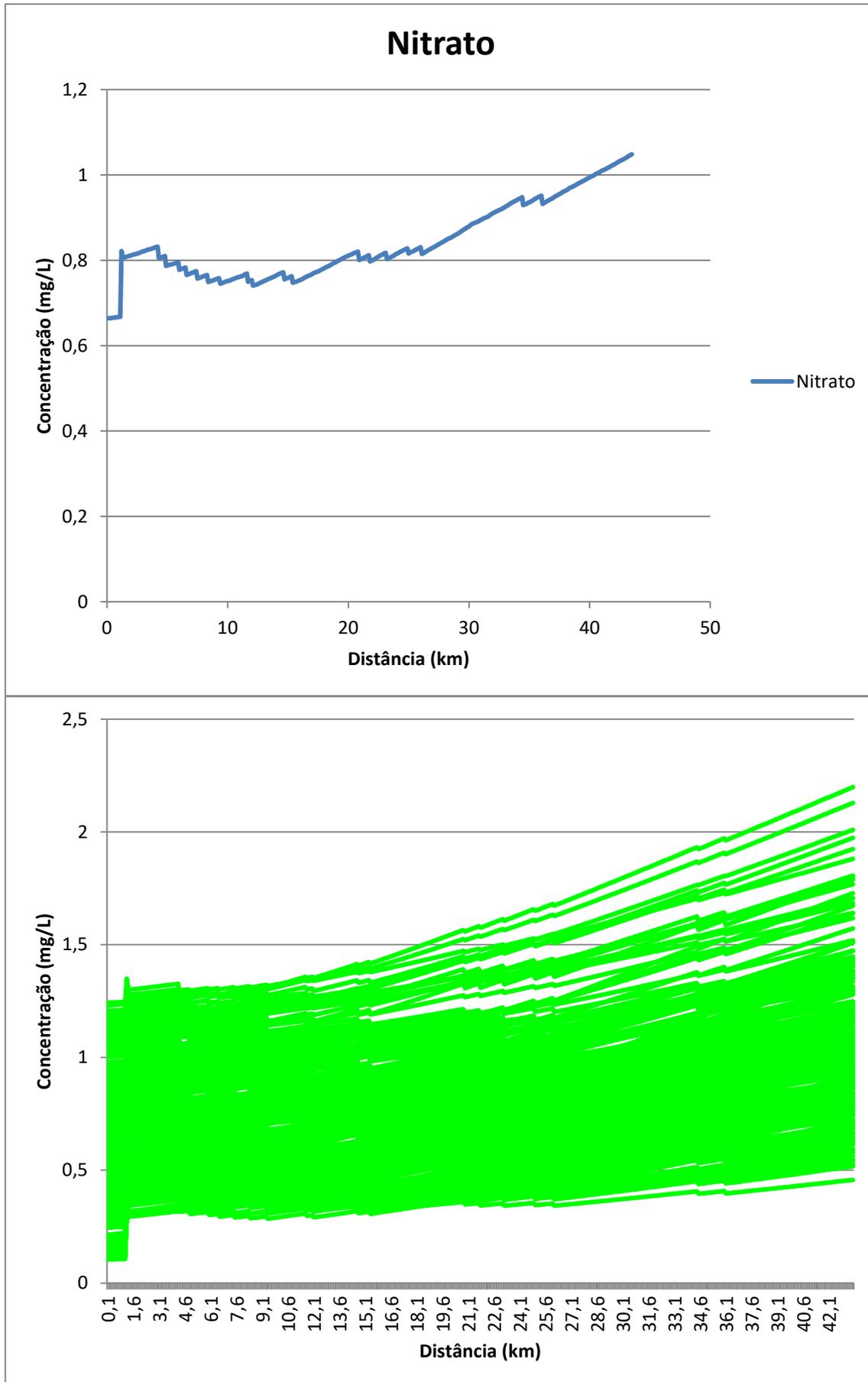


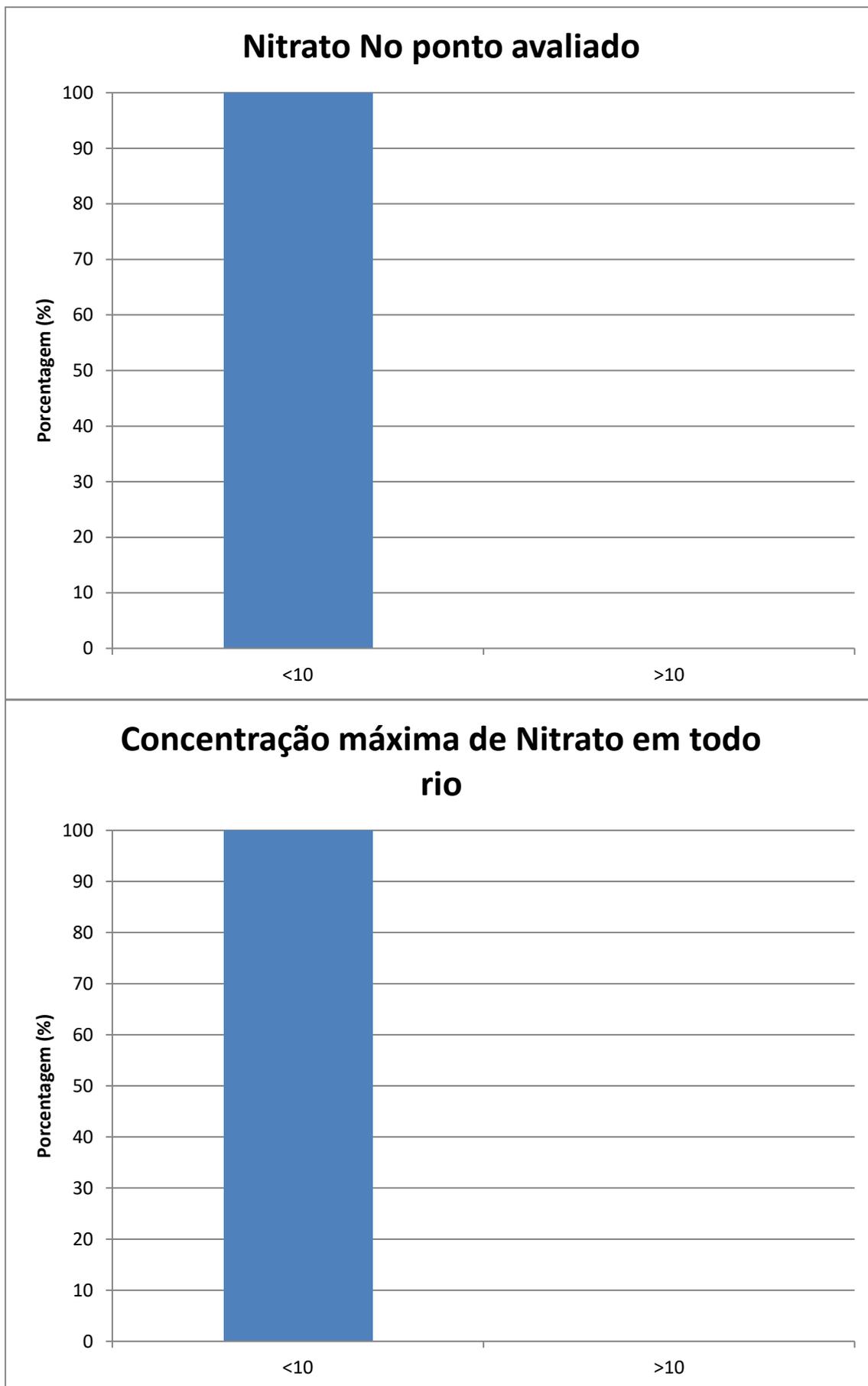


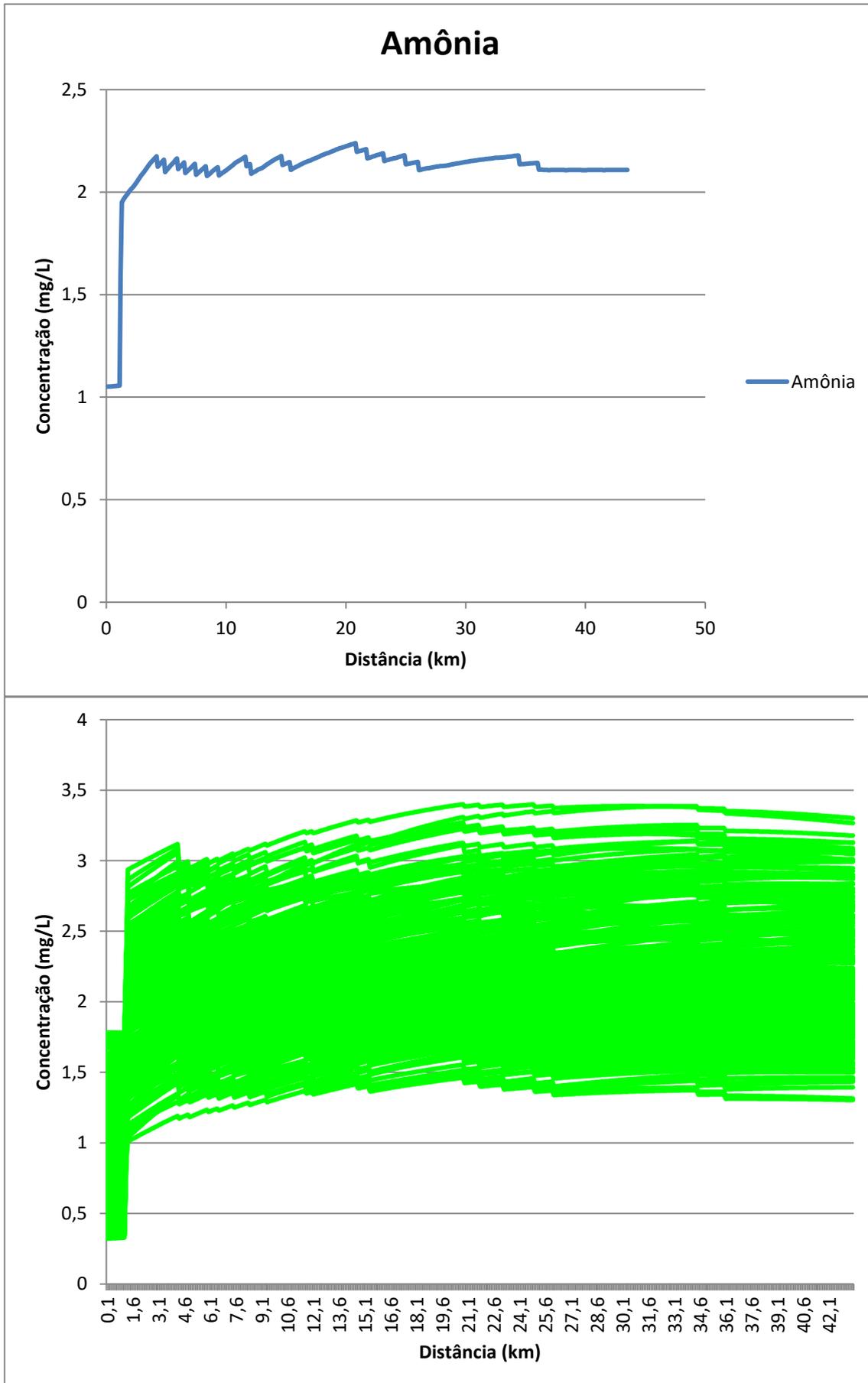


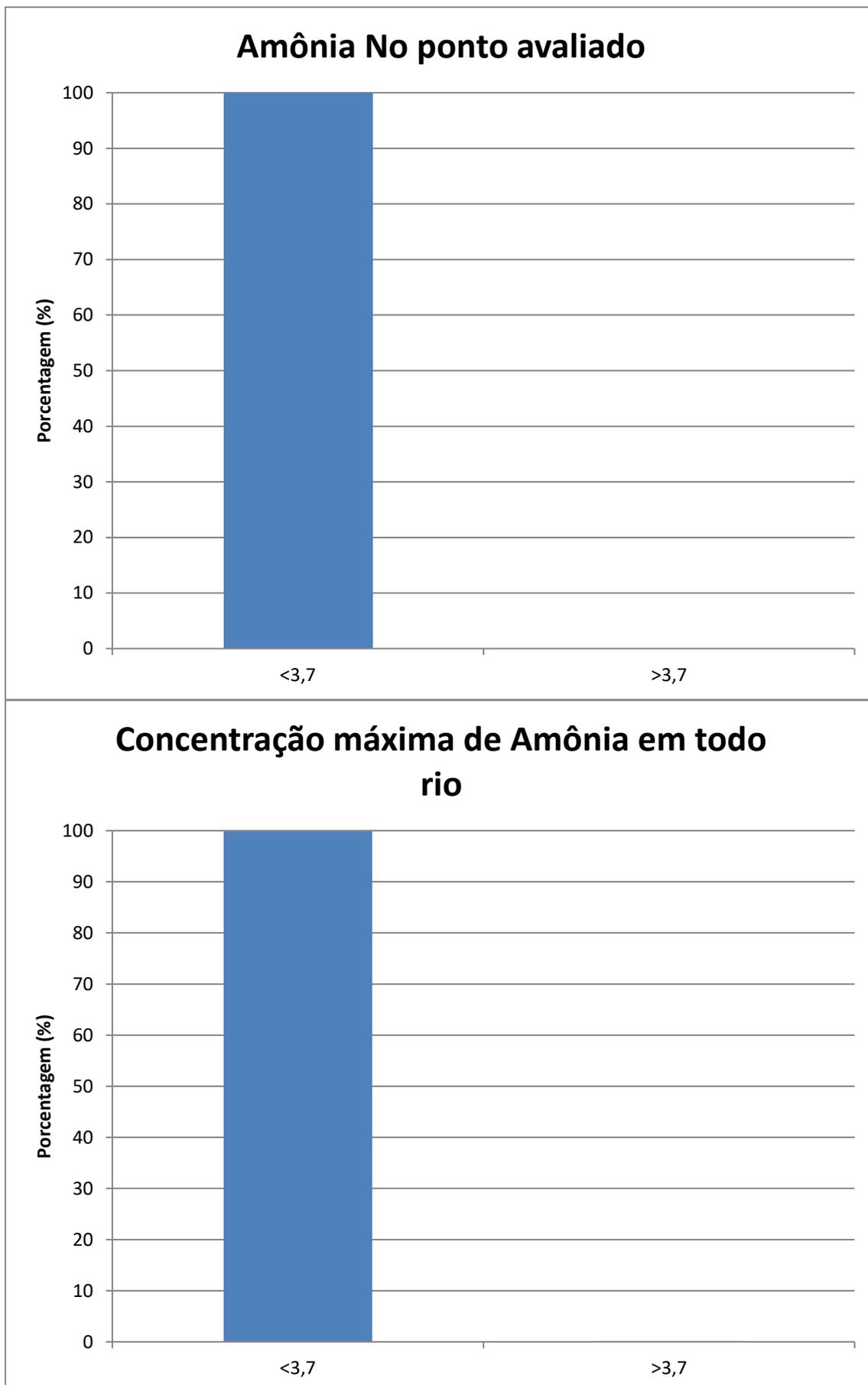












	OD	DBO	Fósforo	Coliformes	Nitrito	Nitrato	Amônia
Mínimo	5,356604	2,157977	0,000304	0,079112	0,010283	0,101716	0,318349
Máximo	8,053732	14,18912	1,698984	5,66E+10	0,423388	2,447571	3,773078
Mediana	7,00485	6,254691	0,892071	2,03E+10	0,156889	0,844121	2,119979
Média	6,969996	6,665163	0,893989	2,12E+10	0,162766	0,862153	2,166648