UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO CENTRO TECNOLÓGICO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

ISABELA FADINI MARGON

SIMULAÇÃO COMPUTACIONAL DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO SANTA JOANA (ES) COM AUXÍLIO DO MÉTODO DE MONTE CARLO

VITÓRIA

ISABELA FADINI MARGON

SIMULAÇÃO COMPUTACIONAL DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO SANTA JOANA (ES) COM AUXÍLIO DO MÉTODO DE MONTE CARLO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado a Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: José Antônio Tosta dos Reis.

VITÓRIA

2013



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO CENTRO TECNOLÓGICO CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

SIMULAÇÃO COMPUTACIONAL DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO SANTA JOANA (ES) COM AUXÍLIO DO MÉTODO DE MONTE CARLO

ISABELA FADINI MARGON

Prof. José Antônio Tosta dos Reis Orientador

Prof. Antônio Sérgio Ferreira Mendonça

Examinador Interno

Prof. Lucien Akabassi

Examinador Externo

RESUMO

Os modelos matemáticos de qualidade de água constituem importante ferramenta para subsidiar a tomada de decisões em relação aos recursos hídricos. Entretanto, dados de entrada e coeficientes adequadamente calibrados constituem condições indispensáveis para a adequada aplicação dos referidos modelos. A modelagem de qualidade da água do rio Santa Joana (ES) a partir do modelo clássico de Streeter-Phelps constituiu o objetivo geral do presente trabalho. Para o processo de calibração do modelo foram empregados registros de qualidade e quantidade obtidos a partir de projeto de pesquisa conduzido sobre responsabilidade do Grupo de Estudos e Ações em Recursos Hídricos da Universidade Federal do Espírito Santo. Para a calibração foi empregada a Programação Não Linear a partir do aplicativo Solver disponível na planilha eletrônica Microsoft Excel. Adicionalmente foi conduzida análise de incerteza sobre as simulações de qualidade de água com auxílio do Método de Monte Carlo. Os resultados indicaram que as constantes cinéticas são fortemente dependentes das condições de quantidade e qualidade predominantes no curso d'água. O emprego das referidas constantes cinéticas estimadas a partir do conjunto de informações de quantidade e qualidade disponíveis para o rio Santa Joana, ainda que tenham por objetivo refletir as condições médias do curso d'água no período de estudo, produziu maiores erros quando da simulação das condições de qualidade associadas à segunda campanha de campo. A análise de incerteza com auxílio do método de Monte Carlo permitiu indicar as faixas de concentração nas quais devem se situar as concentrações críticas de OD. Quando consideradas as simulações associadas à primeira campanha de campo, as concentrações mínimas de OD devem se situar na faixa de 7 a 8 mg/L. A partir das simulações referentes à segunda campanha de campo as concentrações críticas devem se estabelecer na faixa de 6 a 7 mg/L. As referidas faixas foram estabelecidas independentemente da distribuição de probabilidade considerada para a geração aleatória dos dados de entrada ou do conjunto de dados empregado nas tentativas de calibração do modelo de qualidade de água.

ABSTRACT

Mathematical models of water quality are an important tool to assist decisionmaking in relation to water resources. However, input data and coefficients properly calibrated are prerequisite for the proper application of those models. The modeling of water quality of the river Santa Joana (ES) from the classical model of Streeter-Phelps was the overall goal of the present work. For the calibration of the model were employed records of quality and quantity obtained from a research project conducted over responsibility of the Study Group and Actions Resources Federal University of Espírito Santo. For calibration was employed Nonlinear Programming Solver from the application available in Microsoft Excel spreadsheet. Additionally uncertainty analysis was conducted on the water quality simulations with the aid of the Monte Carlo method. The results indicated that the kinetic constants are strongly dependent on the conditions prevailing in the quantity and quality watercourse. The use of these kinetic constants estimated from the set of quantity and quality of information available to the river Santa Joana, even if they intended to reflect the average conditions of the watercourse during the study period, produced more errors when simulating the quality conditions associated with the second field campaign. The uncertainty analysis with the aid of the Monte Carlo method allowed to indicate the concentration ranges in which must situate the critical concentrations of OD. When considering the associated simulations the first field campaign, the minimum concentrations of OD should be within the range 7-8 mg / L. Already from the simulations related to the second field campaign, the critical concentrations should be established in the range 6-7 mg / L. These ranges were established regardless of the probability distribution considered for generating random data or input data set used in attempts to model calibration quality of water.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Municípios da área de estudo cortados pelo rio Santa Joana 18
Figura 2. Localização das estações de monitoramento da qualidade da água
do rio Santa Joana
Figura 3. Valores de OD medidos e os simulados pelo modelo de qualidade de
água – Resultados associados a primeira campanha de campo
Figura 4. Valores de OD medidos e simulados pelo modelo de qualidade de
água – Resultados associados a segunda campanha de campo
Figura 5. Valores de OD medidos na primeira campanha e os simulados pelo
modelo de qualidade de água - Resultado associado a calibração do modelo
de qualidade de água com dados das duas campanhas de campo 31
Figura 6. Valores de OD medidos na segunda campanha e simulados pelo
modelo de qualidade de água - Resultado associado a calibração do modelo
de qualidade de água com dados das duas campanhas de campo 31
Figura 7. Comparação entre os valores de k_{d} das amostras referentes aos dois
grupos de simulações – Resultados referentes à primeira campanha 36
Figura 8. Comparação entre os valores de k_2 das amostras referentes aos dois
grupos de simulações – Resultados referentes à primeira campanha 36
Figura 9. Comparação entre os valores de k_{d} das amostras referentes aos dois
grupos de simulações – Resultados referentes à segunda campanha 37
Figura 10. Comparação entre os valores de k_2 das amostras referentes aos
dois grupos de simulações - Resultados referentes à segunda campanha 37
Figura 11. Distribuição de freqüência dos valores mínimos de OD – Resultados
associados à Primeira Campanha
Figura 12. Distribuição de freqüência dos valores mínimos de OD – Resultados
associados à Segunda Campanha
Figura 13. Distribuição de frequência acumulada para as concentrações
mínimas de OD – Resultados referentes à Primeira Campanha
Figura 14. Distribuição de frequência acumulada para as concentrações
mínimas de OD – Resultados referentes à Segunda Campanha 40
Figura 15. Comparação entre os valores de k _d das amostras referentes aos
dois grupos de simulações - Resultados referentes à primeira campanha 43

Figura 16. Comparação entre os valores de k ₂ das amostras referentes aos
dois grupos de simulações – Resultados referentes à primeira campanha 43
Figura 17. Comparação entre os valores de k _d das amostras referentes aos
dois grupos de simulações – Resultados referentes à segunda campanha 44
Figura 18. Comparação entre os valores de k ₂ das amostras referentes aos
dois grupos de simulações – Resultados referentes à segunda campanha 44
Figura 19. Distribuição de frequência dos valores mínimos de OD estimados
referentes à Primeira Campanha
Figura 20. Distribuição de frequência dos valores mínimos de OD estimados
referentes à Segunda Campanha
Figura 21. Distribuição de frequência acumulada para as concentrações
mínimas de OD – Resultados referentes à Primeira Campanha
Figura 22. Distribuição de frequência acumulada para as concentrações
mínimas de OD – Resultados referentes à Segunda Campanha
Figura 23. Comparação entre os valores de k _d das amostras referentes aos
dois grupos de simulações – Resultados referentes a primeira campanha 51
Figura 24. Comparação entre os valores de k2 das amostras referentes aos
dois grupos de simulações – Resultados referentes a primeira campanha 51
Figura 25. Comparação entre os valores de k _d das amostras referentes aos
dois grupos de simulações – Resultados rferentes a segunda campanha 52
Figura 26. Comparação entre os valores de k2 das amostras referentes aos
dois grupos de simulações – Resultados referentes a segunda campanha 52
Figura 27. Distribuição de freqüência dos valores mínimos de OD estimados
para a Primeira Campanha53
Figura 28. Distribuição de freqüência dos valores mínimos de OD estimados
para a Segunda Campanha
Figura 29. Distribuição de frequência acumulada de OD mínimo referentes à
Primeira Campanha
Figura 30. Distribuição de frequência acumulada de OD mínimo referentes à
Segunda Campanha
Figura 31. Comparação entre os valores de k _d das amostras referentes aos
dois grupos de simulações – Resultados referentes à primeira campanha 58
Figura 32. Comparação entre os valores de k2 das amostras referentes aos
dois grupos de simulações – Resultados referentes à primeira campanha 58

Figura 33. Comparação entre os valores de k _d das amostras referentes aos
dois grupos de simulações – Resultados para a segunda campanha 59
Figura 34. Comparação entre os valores de k ₂ das amostras referentes aos
dois grupos de simulações – Resultados para a segunda campanha 59
Figura 35. Distribuição de freqüência dos valores mínimos de OD estimados
para a Primeira Campanha 60
Figura 36. Distribuição de freqüência dos valores mínimos de OD estimados
para a Segunda Campanha 60
Figura 37. Distribuição de frequência acumulada de OD mínimo referentes à
Primeira Campanha 61
Figura 38. Distribuição de frequência acumulada de OD mínimo referentes à
Segunda Campanha 61
Figura 39. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da
constante K ₁ a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e
distribuições de probabilidade – Resultados referentes a primeira campanha de
campo
Figura 40. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da
constante K2 a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e
distribuições de probabilidade - Resultados referentes a primeira campanha
de campo65
Figura 41. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da
constante K _d a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e
distribuições de probabilidade - Resultados referentes a primeira campanha
de campo
Figura 42. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da
constante K_1 a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e
distribuições de probabilidade - Resultados referentes a segunda campanha
de campo67
Figura 43. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da
constante K2 a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e
distribuições de probabilidade - Resultados referentes a segunda campanha
de campo
Figura 44. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da
constante K _d a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e

distribuições de probabilidade - Resultados referentes a segunda campanha
de campo69
Figura 45. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da
constante K ₁ a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e
distribuições de probabilidade - Resultados associados a calibração do
modelo de qualidade de água com emprego conjunto das duas campanhas de
campo
Figura 46. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da
constante K ₂ a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e
distribuições de probabilidade – Resultados associados a calibração do modelo
de qualidade de água com emprego conjunto das duas campanhas de campo
71
Figura 47. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da
constante K _d a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e
distribuições de probabilidade – Resultados associados a calibração do modelo
de qualidade de água com emprego conjunto das duas campanhas de campo
72
Figura 48. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da
constante K ₁ a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e
distribuições de probabilidade – Resultados associados a calibração do modelo
de qualidade de água com emprego conjunto das duas campanhas de campo
Figura 49. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da
constante K ₂ a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e
distribuições de probabilidade – Resultados associados a calibração do modelo
de qualidade de água com emprego conjunto das duas campanhas de campo
Figura 50. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da
constante K _d a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e
distribuições de probabilidade – Resultados associados a calibração do modelo
de qualidade de água com emprego conjunto das duas campanhas de campo
75

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Informações hidrodinâmicas e de qualidade de água para a primeira
e segunda campanhas21
Tabela 2. Faixas de variação em torno da média para os dados de entrada 24
Tabela 3. Coeficientes de variação para os dados de entrada
Tabela 4. Percentuais de variação em torno da média e coeficientes de
variação para geração aleatória das constantes cinéticas
Tabela 5. Constantes cinéticas obtidas para cada campanha de campo a partir
do procedimento de calibração
Tabela 6. Valores de OD medidos e simulados pelo modelo e erros percentuais
absolutos associados - Resultados associados a primeira campanha de
campo
Tabela 7. Valores de OD medidos e simulados pelo modelo e erros percentuais
absolutos associados - Resultados associados a segunda campanha de
campo
Tabela 8. Constantes cinéticas obtidas a partir do procedimento de calibracao
da primeira e segunda campanhas conjuntamente
Tabela 9. Valores de OD medidos na primeira campanha, simulados pelo
modelo e erros percentuais associados - Resultado associado a calibração do
modelo de qualidade de água com dados das duas campanhas de campo 32
Tabela 10. Valores de OD medidos na segunda campanha, simulados pelo
modelo e erros percentuais associados - Resultado associado a calibração do
modelo de qualidade de água com dados das duas campanhas de campo 32
Tabela 11. Valores médios das variáveis de entrada para simulação da
qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD
estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados referentes à
primeira campanha considerando-se o emprego da Distribuição Normal 34
Tabela 12. Valores máximos e mínimos das variáveis de entrada para
simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações
mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps -
Resultados referentes a primeira campanha considerando-se o emprego da
Distribuição Normal34

Tabela 13. Valores médios das variáveis de entrada para simulação da
qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD
estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados referentes a
segunda campanha considerando-se o emprego da Distribuição Normal 35
Tabela 14. Valores máximos e mínimos das variáveis de entrada para
simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações
mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps -
Resultados referentes a segunda campanha considerando-se o emprego da
Distribuição Normal
Tabela 15. Valores médios das variáveis de entrada para simulação da
qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD
estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps - Resultados associados
à primeira campanha, considerando calibração com registros das duas
campanhas de campo considerando-se o emprego da Distribuição Normal 41
Tabela 16. Valores máximos e mínimos das variáveis de entrada para
simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações
mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps -
Resultados associados à primeira campanha, considerando calibração com
registros das duas campanhas de campo considerando-se o emprego da
Distribuição Normal
Tabela 17. Valores médios das variáveis de entrada para simulação da
qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD
estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados associados
à segunda campanha, considerando calibração com registros das duas
campanhas de campo considerando-se o emprego da Distribuição Normal 42
Tabela 18. Valores máximos e mínimos das variáveis de entrada para
simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações
mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps -
Resultados associados à segunda campanha, considerando calibração com
registros das duas campanhas de campo considerando-se o emprego da
Distribuição Normal
Tabela 19. Valores médios das variáveis de entrada para simulação da
qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD

estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados referentes a
primeira campanha considerando-se o emprego da Distribuição Uniforme 48
Tabela 20. Valores máximos e mínimos das variáveis de entrada para
simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações
mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps -
Resultados referentes a primeira campanha considerando-se o emprego da
Distribuição Uniforme
Tabela 21. Valores médios das variáveis de entrada para simulação da
qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD
estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados referentes a
segunda campanha considerando-se o emprego da Distribuição Uniforme 50
Tabela 22. Valores máximos e mínimos das variáveis de entrada para
simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações
mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps -
Resultados referentes a segunda campanha considerando-se o emprego da
Distribuição Uniforme50
Tabela 23. Valores médios das variáveis de entrada para simulação da
qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD
estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados referentes à
primeira campanha, considerando calibração com registros das duas
campanhas de campo considerando-se o emprego da Distribuição Uniforme. 56
Tabela 24. Valores máximos e mínimos das variáveis de entrada para
simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações
mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps -
Resultados referentes à primeira campanha, considerando calibração com
registros das duas campanhas de campo considerando-se o emprego da
Distribuição Uniforme
Tabela 25. Valores médios das variáveis de entrada para simulação da
qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD
estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados referentes à
segunda campanha, considerando calibração com registros das duas
campanhas de campo considerando-se o emprego da Distribuição Uniforme. 57
Tabela 26. Valores máximos e mínimos das variáveis de entrada para
simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações

mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps	; –
Resultados referentes à segunda campanha, considerando calibração c	om
registros das duas campanhas de campo considerando-se o emprego	da
Distribuição Uniforme	57

LISTA DE VARIÁVEIS

```
k_1: Coeficiente de desoxigenação (dia<sup>-1</sup>);
k_2: Coeficiente de reaeração (dia<sup>-1</sup>);
k_d: Coefiente de decomposição (dia<sup>-1</sup>);
C_s: Concentração de saturação de oxigênio dissolvido da massa líquida (mg/L);
C: Concentração de oxigênio dissolvido da massa líquida (mg/L);
L: Concentração de DBO remanescente na massa líquida;
L_0: DBO última (mg/L);
t: tempo (s);
C_0: Concentração de oxigênio dissolvido para o ponto de mistura;
Q_r: vazão do curso d'água (m<sup>3</sup>/s);
Q_e: vazão do efluente (m<sup>3</sup>/s);
DBO<sub>r</sub>: DBO padrão do curso d'água à montante do lançamento de efluente
(mg/L);
DBO<sub>e</sub>: DBO padrão do efluente (mg/L);
OD_r: oxigênio dissolvido do curso d'água à montante do lançamento (m<sup>3</sup>/s);
OD_e: oxigênio dissolvido do efluente (m<sup>3</sup>/s);
f_c: fator de correção para conversão da DBO padrão em DBO última;
C_c: Concentração crítica de oxigênio dissolvido (mg/L);
t_c: tempo crítico (s);
D_0: Déficit inicial de oxigênio (mg/L).
```

SUMÁRIO

1. INTRODUÇAO	1
2. OBJETIVOS	4
2.1. OBJETIVO GERAL	4
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
3. REVISÃO DE LITERATURA	5
3.1. QUALIDADE DE ÁGUA	5
3.2. MODELAGEM MATEMÁTICA DA QUALIDADE DE ÁGUA	6
3.3. MODELO STREETER-PHELPS	10
3.4. ANÁLISE DE INCERTEZA	14
4. ÁREA DE ESTUDO	17
5. METODOLOGIA	20
5.1. REGISTROS DE QUALIDADE E QUANTIDADE DE ÁGUA	20
5.2. MODELAGEM DE QUALIDADE DE ÁGUA	20
5.3 CALIBRAÇÃO	21
5.4. SIMULAÇÃO DE MONTE CARLO	23
6. RESULTADOS	27
6.1. MODELAGEM QUALIDADE DE ÁGUA	27
6.2. SIMULAÇÃO DE MONTE CARLO	33
6.2.1 RESULTADOS POR CAMPANHA DE CAMPO	33
6.2.2 SIMULAÇÕES COM ALTERAÇÃO DAS FAIXAS E DOS COEFIC DE VARIAÇÃO DAS CONSTANTES CINÉTICAS	IENTES 63
7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	80

1. INTRODUÇÃO

A qualidade da água é decorrente de fenômenos naturais e da atuação do homem. De forma geral, a qualidade de uma determinada água é função do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica. Os fatores relacionados às condições naturais que influenciam na qualidade das águas estão ligados diretamente com a cobertura e a composição do solo, pois determinam o escoamento superficial e a infiltração no solo da água proveniente da precipitação atmosférica. A forma segundo a qual o homem usa e ocupa o solo influencia diretamente a qualidade das águas, podendo afetá-las de forma concentrada, como na geração de despejos domésticos e industriais e dispersa, como na aplicação de defensivos agrícolas no solo, a qualidade das águas (von Sperling, 1995).

Com o aumento da população, crescimento industrial, das atividades agropecuárias e de mineração, há um aumento da demanda por água. Tais demandas impactam negativamente os sistemas hídricos, sendo necessário que se estabeleça um controle da qualidade e quantidade dos corpos d'água, uma vez que a água é um bem com quantidade e capacidade de depuração esgotáveis (Rocha, 2007, *apud* IDE, 2009).

O lançamento de efluentes, a utilização de agrotóxicos, assim como o desmatamento, são algumas das atividades que podem afetar negativamente a capacidade de autodepuração dos corpos d'água. Como a capacidade de autodepuração é variável e particular para um determinado sistema hídrico, são necessários estudos específicos, para que se conheça a quantidade de efluentes que um determinado corpo d'água é capaz de receber sem danos as características naturais (von Sperling, 2007).

A busca por alternativas viáveis para a solução dos problemas qualiquantitativos dos recursos hídricos, sem impedir o desenvolvimento econômico de uma região, é a saída para garantir às atuais e futuras gerações o acesso à água com quantidade e qualidade suficientes (GASTALDINI *et al.*, 2011).

Para auxiliar na gestão, controle e proteção dos corpos d'água podem ser utilizadas ferramentas que possibilitem a análise e o prognóstico do

comportamento dos mesmos. Os modelos matemáticos de qualidade da água são utilizados neste contexto, permitindo a simulação dos processos de autodepuração do rio e, conseqüentemente, auxiliando na tomada de decisões referentes ao gerenciamento dos recursos hídricos (GASTALDINI *et al.*, 2011). Segundo Oppa (2007), os modelos matemáticos de qualidade de água podem ser usados tanto para a prevenção como para a análise de alternativas para correção da degradação dos recursos hídricos.

Na prática, a utilização de modelos matemáticos é limitada pelas dificuldades de calibração e confirmação adequadas, em parte pela falta de dados de campo e, também, pela complexidade dos processos que ocorrem particularmente em cada ambiente (Silva, 2006).

Para que tais ferramentas sejam eficientes e confiáveis, devem ser seguidas as etapas da modelagem: análise de sensibilidade, calibração e validação, também denominada de confirmação por alguns autores (Gastaldini *et al.*, 2002, Silva, 2006).

De acordo com Campos (2011), a etapa de calibração pode ser definida como uma busca em ajustar os parâmetros para que o modelo conduza a resultados próximos a realidade. Entretanto, Costa et al. (2011) afirma que existem incertezas na determinação de variáveis e parâmetros de entrada dos modelos que podem modificar de forma significativa os resultados esperados.

Desta forma, apresenta-se como necessária a realização de análise de incerteza, para que possam ser identificados quais são os parâmetros que possuem maior impacto sobre os resultados gerados pelo modelo. Essa análise pode ser realizada, por exemplo, a partir da fixação de todos os parâmetros, com posterior variação do parâmetro a ser analisado, quantificando-se assim a influência de sua variação sobre os resultados modelados. Com esta informação, pode-se determinar qual o grau de atenção deve ser dado na determinação de cada parâmetro em especial (Campos, 2011).

Neste trabalho é realizada a calibração de modelo clássico de Streeter-Phelps ao rio Santa Joana (ES). Adicionalmente é desenvolvida análise de incerteza

nas simulações de qualidade de água conduzidas com o referido modelo, utilizando-se o método de Monte Carlo.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Analisar variações de parâmetros de qualidade da água do rio Santa Joana empregando-se combinadamente o modelo Clássico de Streeter-Phelps e a análise de incerteza com o método de Monte Carlo.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Reunir informações sobre qualidade e quantidade da água do rio Santa Joana;
- Calibrar modelo clássico de Streeter-Phelps para simulação das variações espaciais de oxigênio dissolvido no rio Santa Joana;
- Conduzir análise de incerteza sobre as simulações de qualidade de água realizadas, utilizando o método de Monte Carlo.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. QUALIDADE DE ÁGUA

A água é um elemento indispensável para as atividades humanas e para a manutenção da vida. Para satisfazer as necessidades humanas e ambientais, é necessário que a água tenha certas características de qualidade.

De forma ampla e simplificada, os componentes presentes na água e que alteram seu grau de pureza impõem aos corpos d'água características físicas, químicas e biológicas. As características físicas estão associadas, em sua maior parte, aos sólidos presentes na água, sendo que estes podem ser suspensos, coloidais ou dissolvidos, dependendo do tamanho. Já as características químicas estão relacionadas com a natureza orgânica ou inorgânica dos sólidos. As características biológicas, por sua vez, dizem respeito aos seres presentes na água, que podem estar vivos ou mortos e ser do reino animal ou vegetal, além dos protistas (von Sperling, 1995).

Desta forma o termo "qualidade de água" se refere às suas características químicas, físicas e biológicas, a partir das quais, são estabelecidos diferentes usos para a água. A qualidade dos recursos na natureza vem piorando em decorrência do aumento populacional e da falta de políticas públicas voltadas para a sua preservação (MERTEN *et al*, 2002).

Diversas fontes de poluição podem ser identificadas como sendo causadoras da piora da qualidade da água para fins de abastecimento doméstico, tais como efluentes domésticos, efluentes industriais e deflúvio superficial urbano e agrícola. Os efluentes domésticos, por exemplo, são constituídos basicamente por contaminantes orgânicos, nutrientes e microorganismos, que podem ser patogênicos (MERTEN et al, 2002).

A contaminação por efluentes industriais é decorrente das matérias-primas e dos processos industriais utilizados. A legislação ambiental tem estabelecido regras de controle, com tendência cada vez mais rigorosa, para o lançamento de efluentes industriais. Os poluentes resultantes do deflúvio superficial

agrícola são constituídos de sedimentos, nutrientes, agroquímicos e dejetos animais. Para as condições brasileiras, não se tem quantificado a relevância que esses poluentes representam para a degradação dos recursos hídricos (MERTEN *et al*, 2002).

3.2. MODELAGEM MATEMÁTICA DA QUALIDADE DE ÁGUA

Uma das ferramentas usualmente empregadas quando dos estudos de variação da qualidade e capacidade de autodepuração de um corpo d'água são os modelos matemáticos de qualidade de água, ferramentas que podem auxiliar na tomada de decisão voltadas tanto para a prevenção como para a correção da degradação dos recursos hídricos (Oppa, 2007).

Os modelos matemáticos são instrumentos desenvolvidos para auxiliar na solução de problemas. A modelagem matemática da qualidade da água representa uma ferramenta importante de apoio à de tomada de decisões, principalmente quando se diz respeito à implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos (KNAPIK *et al*, 2008).

Os estudos pioneiros de modelagem matemática da qualidade de água, que conformaram o modelo clássico de Streeter-Phelps, foram conduzidos em 1925 no Rio Ohio, no Estados Unidos. A estrutura deste modelo serviu de base para a maioria dos modelos mais avançados disponíveis atualmente. Deve-se destacar ainda que, no Brasil, grande parte das simulações de oxigênio dissolvido é feita com auxílio do modelo de Streeter-Phelps, devido à sua simplicidade conceitual e menor necessidade de parâmetros e dados de entrada (von Sperling, 2007).

A hipótese básica no modelo Streeter-Phelps é que o processo de decomposição da matéria orgânica no meio aquático segue uma reação de primeira ordem. Assim, nesse tipo de reação, a taxa de redução da matéria orgânica é proporcional à concentração de matéria orgânica presente em um dado instante de tempo (Braga, et al., 2003).

Inúmeros modelos numéricos, derivados das equações clássicas de Streeter-Phelps. Estes modelos têm sido amplamente utilizados, não só no controle da qualidade das águas, mas, também, para prognosticar danos decorrentes da implantação de empreendimentos (BEZERRA *et al*, 2008).

No são apresentadas breves considerações sobre diferentes modelos de qualidade de água, ressaltando-se as principais características de cada modelo.

Quadro 1. Lista de Modelos de Qualidade de Água em ordem cronológica (continua).

Ano	Modelo	Características
		Este modelo representa o balanço entre Oxigênio
1925	STREETER-PHELPS	Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio
1020	STREETER-FITELFS	(DBO) definidos na forma de equações diferenciais
		ordinárias de primeira ordem.
		É um modelo de simulação de OD/DBO que modifica as
1963	CAMP	equações originais adicionando os ter mos referentes à
1505		sedimentação e/ou resuspensão, DBO do escoamento
		superficial e fotossíntesse.
		Modelo de simulação, o OD/DBO apresenta-se na forma
1964	DOBBINS	de equações diferenciais de segunda ordem,
1904	DOBBING	considerando os efeitos da demanda bentônica,
		fotossíntese e respiração no acréscimo da taxa de OD.
		Este modelo de simulação OD/DBO utiliza uma equação
1967	O'CONNOR	onde os termos referentes a DBO carbonácea e DBO
		nitrificante estão separados.
		Modelo proposto pelo Texas Water Development Board
1970	DOSAG III	(WDB),mostra, de forma integrada, a equação de
1970	DOSAG III	Streeter Phelps e é aplicável a sistemas unidimensionais
		sem considerar os efeitos da dispersão.
		Criado pela Enviromental Protection Agency EPA, este
1970	DOSAG III	modelo registra maior habilidade nos procedimentos de
1970	DOSAG III	simulação e maior número de parâmetros simulados no
		DOSAG I.
		O modelo QUAL I, desenvolvido pelo Texas WDB, usa
1971	QUAL I	equações unidimensionais de dispersão-adevecção pela
		solução das diferenças finitas. É diferente dos modelos
L		<u> </u>

Quadro 1. Lista de Modelos de Qualidade de Água em ordem cronológica (continua).

Ano	Modelo	Características
1971	QUAL I (continuação)	acima citados, que utilizam um trecho como um elemento computacional e necessitam apenas de lançamento no início e final de cada trecho a ser alimentado. Utiliza um elemento computacional padrão de comprimento estabelecido através do sistema. Elementos computacionais com propriedades hidrológicas e físicas similares são agrupados no mesmo trecho. O modelo CE-QUAL -I CM pode ser aplicado em uma, duas ou três dimensões e deve ser ligado a um modelo d'água para temperatura, salinidade, balanço de OD/carbono, ciclos de nitrogênio, fosfóro e silica e interações de fitoplanctum, zooplanctum, bactéria e sedimentos. O CE-QUAL-ICM requer uma grande quantidade de dados para calibragem de processos químicos e biológicos.
1972	QUAL-II	O modelo QUAL- II é uma modificação do QUAL –I proposto pela Agência de Proteção Ambiental (EPA), sendo aplicável para rios profundos e dentríticos. Pode simular variações temporais e espaciais de até treze parâmetros de qualidade de água O modelo CE-QUAL-RIVI é hidrodinâmico, unidimensional e de qualidade da água usado para simular escoamentos altamente variáveis em rios com barragens ou outras estruturas. O transporte de poluentes por advecção e dispersão está ligado à hidrodinâmica e transformações de poluentes também são simuladas
1974	SIMOX	Modelo de Simulação de Oxgênio Dissolvido – Este modelo inclui OD/DBO, bactéria (Chick's Law) e uma substância conservativa. A versão mais recente também contem decaimento de primeira ordem de nitrogênio e fósforo para representar sedimentação, absorção e transformação
1976	QUAL-SEMOG	QUAL II / SEMOG é um modelo matemático determinístico, unidimensional de qualidade de água, desenvolvido pela firma Water Resource Engineering para o Southeast Michigan Council of Governments, a partir do modelos QUAL I e QUAL II. Pode ser operado

Quadro 1. Lista de Modelos de Qualidade de Água em ordem cronológica (continua).

Ano	Modelo	Características
1976	QUAL-SEMOG (continuação)	tanto em regime permanente quanto dinâmico, embora, em termos hidráulicos, forneça apenas soluções permanentes.
1976	CE-QUAL-W2	É bidimensional vertical, hidrodinâmico e de Qualidade da água . Inclui temperatura, salinidade, ciclo de OD/carbono, ciclos de nitrogênio, fósforo, fitopanctum e bactéria. Vários níveis de complexidade são possíveis devido à organização modular das simulações de qualidade d'água . Tem sido aplicado largamente para rios, lagos, reservatórios e estuários nos Estados Unidos
1985	QUAL2E	É um modelo unidimensional de estado permanente, usado frequentemente para simular os efeitos de descargas de poluição de fontes pontuais e não-pontuais na qualidade da água de rios. Ciclos detalhados de OD/DBO e de nutriente são simulados, considerando os efeitos de respiração de algas, reaeração e demanda de oxigênio de sedimentos. Os metais podem ser simulados arbitrariamente como constituintes conservativos ou não. Sua hidrodinâmica baseia-se na equação unidimensional de advecção-dispersão. É amplamente utilizado em todo o mundo, havendo diversos exemplos de aplicação no Brasil
1985	HSPF	Programa de Simulação Hidrológica Fortran — Este modelo combina as cargas do escoamento da bacia, transporte e transformação, nos rios de OD/DBO, nutrientes, algas e pesticidas/tóxicos. Requer uma extensa gama de dados de entrada e coeficientes par a parametrizar cada processo de qualidade e quantidade de água. As simulações detalhadas de ciclo de nutriente incluem nitrificação e desnitrificação, absorção de amônia e de ortofósforo, uptake (coletor ascedente de gás), vaporização e imobilização. As transformações de tóxicos no rio abrangem solubilidade, volatização, fotólises, oxidação e biodegradação. Somente a variação em uma dimensão é considerada no corpo de água. Este modelo inclui três compartimentos de algas e considera a respiração, crescimento,assentamento e morte usando a cinética

Quadro 1. Lista de Modelos de Qualidade de Água em ordem cronológica (conclusão).

Ano	Modelo	Características	
1985	HSPF (continuação)	Michaelis- Menten. É um modelo altamente detalhado e	
1905		tem sido largamente aplicado nos Estados Unidos	
1985	MIKE 11	Este modelo foi desenvolvido pelo Instituto Dinamarqês	
		de hidráulica para simular processos de águas pluviais,	
		escoamento em bacias e qualidade da água em corpos	
		de águas unidimensionais. Sua hidrodinâmica é	
		baseada em uma solução diferencial finita para as	
		equações completas de ST. Venant para escoamento de	
		canal aberto; é simulado escoamento não -permanente.	
		Os módulos de águas pluviais-escoamento usam uma	
		abordagem parâmetro global para simular escoamentos,	
		mas as cargas poluentes não são simuladas.	
	WASP	Water Analysis Simulation Program – Este programa de	
		simulação de análise da água foi desenvolvido para	
		simular os processos de hidrodinâmica e de grande	
		qualidade de água em 1, 2 ou 3 dimensões para avaliar	
		o destino e transporte de contaminantes convencionais e	
1985		tóxicos. Ciclos de OD/DBO detalhados, nitrogênio,	
		fósforo e fitoplancton são simulados, usando-se o	
		componente de qualidade da água neutro. O módulo toxi	
		também avalia a cinética de substâncias tóxicas. E tem	
		sido usado em conjunto com o swmm e aplicado	
		largamente nos Estados Unidos e frequentemente na	
		América Latina.	

Fonte: Adaptado de Bittencourt, et al.(1996) apud Lima, 2001.

Na seção subsequente, o modelo de Streeter-Phelps – modelo de qualidade empregado na condução do presente trabalho – será sumariamente descrito.

3.3. MODELO STREETER-PHELPS

Conceitualmente, o modelo de Streeter-Phelps assume que o escoamento no curso d'água ocorre segundo o regime de fluxo em pistão. Neste regime de escoamento, cada seção do curso d'água funciona como um êmbolo, no interior do qual a qualidade de água é uniforme; adicionalmente, não existem

intercâmbios de massa ou energia entre duas seções adjacentes quaisquer. Desta forma, à medida que o êmbolo desloca-se ao longo do curso d'água, os processos que caracterizam o fenômeno de autodepuração se desenvolvem no seu interior.

Para o estabelecimento da representação funcional (formulação das características físicas, processos e condições limites em equações algébricas que permitirão a realização do balanço de massa das concentrações de OD), duas outras hipóteses são assumidas:

1ª hipótese: O OD existente no interior do êmbolo é consumido para a oxidação da fração carbonácea da matéria orgânica. Assim, a redução das concentrações de OD será proporcional às concentrações de DBO existentes no interior do êmbolo. Outros processos eventualmente responsáveis pela redução dos níveis de OD num curso d'água (nitrificação e demanda bentônica, por exemplo) não são considerados;

2ª hipótese: na medida em que as concentrações de OD são reduzidas no interior do êmbolo, estabelece-se o processo de reaeração atmosférica, através do qual o oxigênio existente no ar atmosférico é transferido, por difusão, para o interior da massa líquida. Este fluxo de oxigênio será, portanto, tanto mais intenso quanto maior for o déficit de OD da massa líquida; o déficit de oxigênio, por sua vez, será sempre estabelecido em relação à concentração de saturação de OD da massa líquida. A fotossíntese, outro processo que contribui para o aumento das concentrações de OD, não é considerada pelo modelo de Streeter-Phelps.

Desta forma, a taxa de variação das concentrações de OD no interior do êmbolo é descrita a partir da equação (01).

$$\frac{\mathrm{dC}}{\mathrm{dt}} = -k_{\mathrm{d}}.L + K_{\mathrm{2}}(C_{\mathrm{s}} - C) \tag{01}$$

Na equação (01):

C - Concentração de OD da massa líquida (mg/L);

C_s - Concentração de saturação de OD da massa líquida (mg/L);

L - Concentração de DBO remanescente na massa líquida (mg/L);

 k_d - Coeficiente de decomposição (dia-1);

 k_2 - Coeficiente de reaeração (dia-1);

t – Tempo (dia).

A taxa de variação nas concentrações de DBO, por sua vez, é descrita por meio da equação (02).

$$\frac{\mathrm{dL}}{\mathrm{dt}} = -\mathbf{k}_1.\,\mathrm{L} \tag{02}$$

A integração da equação (02) entre dois instantes quaisquer ($t_0 = 0$ e t) nos quais são observados diferentes valores de DBO (respectivamente L_0 e L(t)), conduz a expressão (03).

$$L(t) = L_0 \cdot e^{-k_1 \cdot t} \tag{03}$$

Na equação (03), L₀ (comumente conhecida como DBOúltima) representa a demanda de oxigênio para a completa oxidação dos compostos orgânicos presentes no ponto de mistura entre o efluente e o curso d'água. Já a DBO_{5,20} representa a demanda de oxigênio exercida nos 5 primeiros dias do processo de oxidação dos compostos orgânicos, conservando-se a temperatura da massa líquida em 20°C. A DBO_{5,20} (simplificadamente representada ao longo do restante do texto por DBO) é comumente conhecida como DBOpadrão e constitui o parâmetro indicador da presença de matéria orgânica mais comumente determinado nas análises laboratoriais correntes.

Considerando-se a solução apresentada pela expressão (03), a integração da equação (01) entre dois instantes quaisquer (t_0 variando entre 0 e t), nos quais são observados diferentes concentrações de OD, produz a expressão (04).

$$C_{t} = C_{s} - \frac{k_{d} - L_{0}}{k_{2} - k} \cdot \left(e^{-k.t} - e^{-k_{2}.t} \right) + (C_{s} - C_{0}) \cdot e^{-k_{2}.t}$$
(04)

sendo C(t) a concentração de OD para um instante t qualquer e C_0 a concentração de OD para o ponto de mistura entre efluente e curso d'água. A última expressão estabelece que, muito depois do lançamento de um efluente $(t \to \infty)$ e em função do fenômeno de reaeração atmosférica, a concentração de OD tende para a concentração de saturação de oxigênio da massa líquida $(C(t = \infty) \to C_S)$.

As expressões (03) e (04) estabelecem que, no instante do recebimento do efluente (t = 0), as concentrações de DBO e OD tendem, respectivamente, para os valores L_0 e C_0 . Os valores de L_0 e C_0 , por sua vez, podem ser obtidos a partir da equação de simples mistura. Desta forma:

$$L_0 = f_c. \frac{Q_r.DBO_r + Q_eDBO_e}{Q_e + Q_r}$$
(05)

$$C_0 = \frac{Q_r.OD_r + Q_eOD_e}{Q_e + Q_r}$$
 (06)

Nas expressões (05) e (06):

 Q_r - vazão do curso d'água (m³/s, L/s);

 Q_e - vazão do efluente (m 3 /s, L/s);

 DBO_r - DBO padrão do curso d'água à montante do lançamento do efluente (mg/L);

DBO_e - DBO padrão do efluente (mg/L);

 OD_r - OD do rio à montante do lançamento (mg/L);

 OD_{ρ} - OD do efluente (mg/L);

 f_c : - fator de correção para a conversão da DBO padrão em DBO última. Segundo Von Sperling (1995), o valor de f_C pode ser obtido a partir da expressão $^{\rm f_C} = \frac{1}{1-{\rm e}^{-5.{\rm K}_1}}$.

A concentração mínima de OD (C_c) à jusante do lançamento do efluente (ponto da curva da concentração de OD no qual a derivada em relação ao tempo é nula) é obtida a partir da expressão (07).

$$C_c = C_s - \left[\left(\frac{k_1}{k_2} \right) \cdot L_0 \cdot e^{-k_1 \cdot t_c} \right]$$
 (07)

Sendo t_c o tempo transcorrido entre o lançamento do efluente e a ocorrência da concentração mínima de OD. Este tempo é estimado com auxílio da equação (08).

$$t_{c} = \frac{1}{k_{2} - k_{d}} \cdot \ln \left\{ \frac{k_{2}}{k_{d}} \left[1 - \frac{D_{0}(k_{2} - k_{d})}{L_{0} \cdot k_{d}} \right] \right\}$$
 (08)

3.4. ANÁLISE DE INCERTEZA

A escolha da melhor estratégia de controle ambiental a ser utilizada em um sistema específico é, em grande parte, estruturada a partir de resultados obtidos da aplicação de modelos ambientais. A modelagem matemática de fenômenos ambientais tem apresentado um grande crescimento, em decorrência da expansão do acesso aos recursos computacionais. Entretanto, um aspecto delicado deste quadro é a grande facilidade de se produzir e aplicar um modelo reservando-se pouca atenção para os aspectos fundamentais relacionados ao uso do modelo. O objetivo de um modelo, de forma simples, é representar a realidade, assim como ocorre, ou como é observada ou medida. Desta forma, para que um modelo represente a realidade tal como ela é, ele deverá dispor de dados de entrada representativos desta (von Sperling, 1993).

No atual contexto do emprego dos modelos matemáticos, normalmente pouco se questiona sobre a confiabilidade associada aos dados de entrada, quer sejam eles variáveis ou parâmetros do sistema. Não são incomuns as tomadas de decisões, envolvendo recursos financeiros elevados, sustentadas em resultados de um modelo, sobre o qual não se tem, confiança necessária, nem mesmo nos dados de entrada. Dentre os elementos responsáveis pela introdução de incerteza nos dados de entrada de um modelo, podem-se citar os seguintes (von Sperling, 2007):

- Erros na estimativa de uma dado de entrada (baseado em valores de literatura, levantamentos, experiência pessoal etc);
- Erros na amostragem;
- Erros na medição, calibração ou análise de laboratório;
- Erros na transcrição ou transferência de resultados de análise ou de medições;
- Erros na estimativa de dados de entrada futuros (no caso do modelo simular situações futuras).

Adicionalmente, observa-se que, mesmo dados tipicamente não questionados em um modelo, como por exemplo, as medições de campo e resultados de análise, estão sujeitos, em maior ou em menor grau, a um componente de incerteza. Todavia, esta variabilidade nos dados de entrada pode ser associada à interpretação dos resultados do modelo, através da Análise de Incerteza (von Sperling, 2007).

A análise de incerteza permite a obtenção de diferentes elementos, que constituem suportes essenciais na interpretação dos resultados da simulação e no direcionamento das medidas de controle ambiental a serem tomadas (von Sperling, 2007). São eles:

- Resultados expressos em termos probabilísticos, e não como simples valores unitários determinísticos;
- Análise de sensibilidade da resposta do modelo aos dados de entrada.

Os principais métodos para análise de incerteza são baseados em técnicas estatísticas de análises de correlação, análises de regressão múltipla, métodos gráficos e métodos de análise de variância. Dentre estas alternativas esta o Método de Monte Carlo, no qual, a partir de um elevado número de simulações cujos valores de entrada variam de uma para outra, são estabelecidas inferências sobre à influência de cada variável (dado de entrada ou coeficiente) nos resultados do modelo (SILVA, 2007).

De acordo com von Sperling (1993a), a análise de incerteza utilizando como ferramenta o método de Monte Carlo é simples, robusta e eficaz, permitindo

uma análise probabilística dos resultados do modelo e não uma simples avaliação de valores determinísticos isolados.

Dessa forma, dos resultados gerados nas simulações conduzidas com auxílio do método de Monte Carlo é possível identificar qual a porcentagem que cumpre ou não os padrões da legislação. Para cada simulação, seleciona-se um conjunto diferente de valores dos dados de entrada e coeficientes, os quais são gerados aleatoriamente, segundo uma distribuição de probabilidades e dentro de uma faixa pré estabelecida (SILVA, 2007).

4. ÁREA DE ESTUDO

O Rio Santa Joana é um rio de domínio do estado do Espírito Santo, afluente da margem direita do Rio Doce. Apresenta 87 km de extensão e drena uma área de 891 km². Sua nascente está localizada no município de Afonso Cláudio a uma altitude de 1140 metros. Em seu percurso, atravessa a zona urbana dos municípios de Itarana e Itaguaçu, trecho que constitui a área de estudo do presente trabalho. O rio Santa Joana tem sua foz no Rio Doce, no município de Colatina.

A Figura 1 apresenta a área de estudo, indicando os municípios que o rio Santa Joana atravessa. Na Figura 2 podem ser visualizadas as estações de monitoramento onde foram coletadas amostras para as análises de qualidade de água utilizadas neste trabalho.

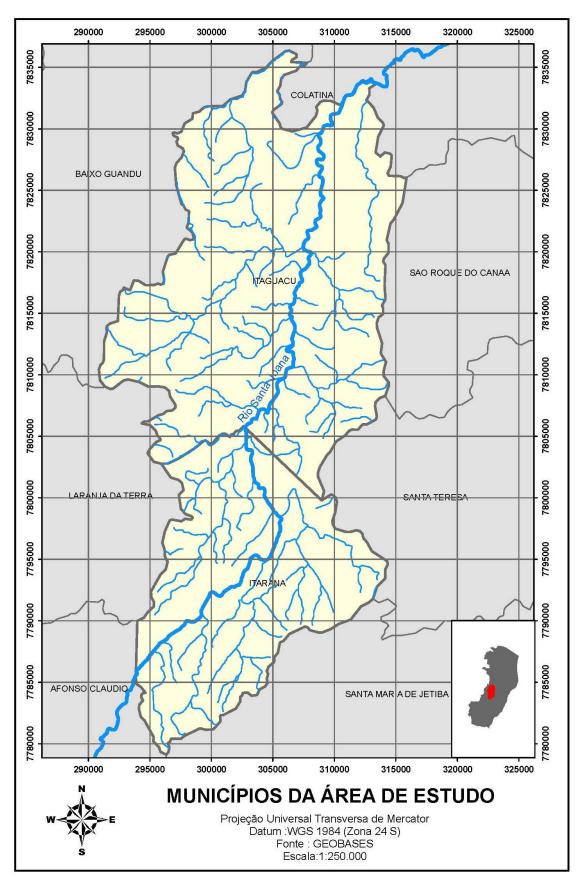


Figura 1. Municípios da área de estudo cortados pelo rio Santa Joana.

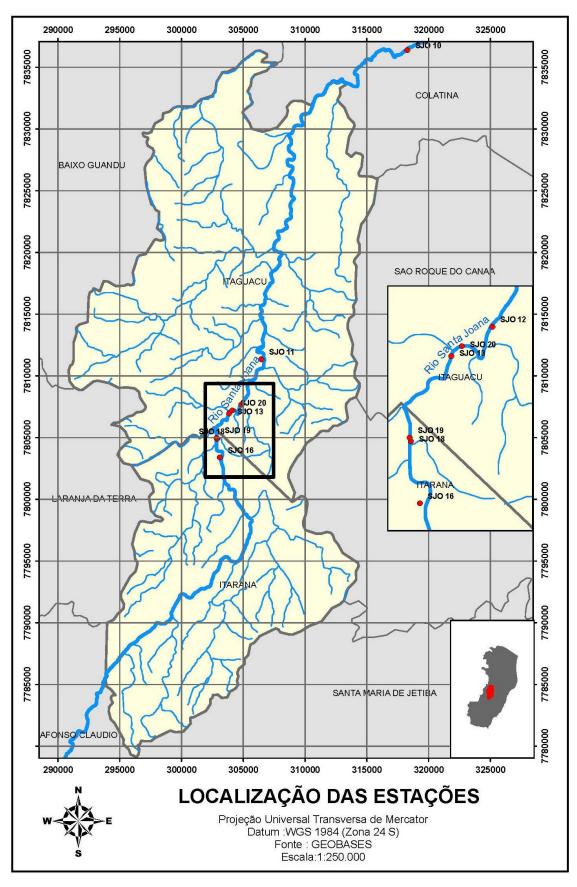


Figura 2. Localização das estações de monitoramento da qualidade da água do rio Santa Joana.

5. METODOLOGIA

5.1. REGISTROS DE QUALIDADE E QUANTIDADE DE ÁGUA

Os dados referentes a qualidade e quantidade de água do rio Santa Joana foram obtidos por meio de campanhas de campo realizadas no âmbito do projeto "Modelagem e Proposição de Alternativas para a Minimização de Produção, Transporte e Deposição de Sedimentos e Melhoria de Qualidade de Água no Sistema Integrado da Bacia Hidrográfica do Rio Doce", executado pelo Grupo de Estudos e Ações em Recursos Hídricos (GEARH) da Universidade Federal do Espírito Santo.

A qualidade da água do rio Santa Joana foi avaliada em duas diferentes campanhas de campo, realizadas nos dias 20 de outubro de 2011 e 09 de novembro de 2012. Constituíram objeto de monitoramento as concentrações de Oxigênio Dissolvido (OD), cloreto, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), fosfato total, fósforo total, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, sólidos dissolvidos totais, sólidos totais e coliformes termotolerantes e os valores de pH, temperatura e turbidez. Os resultados obtidos a partir das referidas campanhas de campo estão reunidos no ANEXO 1.

5.2. MODELAGEM DE QUALIDADE DE ÁGUA

Neste trabalho para a descrição das variações nas concentrações de oxigênio dissolvido (OD) ao longo do rio Santa Joana foi empregado o modelo de Streeter-Phelps, modelo sumariamente apresentado na seção 3.3. O trecho simulado do rio Santa Joana tem extensão de 57,3 quilômetros, incluindo trecho situado nos municípios de Itarana e Itaguaçu.

A estimativa da concentração de saturação de oxigênio dissolvido (variável C_s nas equações que dão forma ao modelo) foi realizada com auxílio da equação (09), expressão originalmente proposta por Pöpel (1979).

$$C_s = 14,652 - 4,1022 \cdot 10^{-1} \cdot T + 7,9910 \cdot 10^{-3} \cdot T^2 - 7,7774 \cdot 10^{-5} \cdot T^3$$
 (09)

Na equação (09) T é a temperatura em ${}^{\circ}$ C e os valores de C_s são obtidos em mg/L. Na Tabela 1 estão reunidas as informações hidrodinâmicas e de qualidade de água associadas as campanhas de campo realizadas no rio Santa Joana e que foram consideradas para a calibração do modelo Streeter-Phelps.

Tabela 1. Informações hidrodinâmicas e de qualidade de água para a primeira e segunda campanhas.

Variável	Valor médio	
variavei	1 ^a Campanha	2ª Campanha
Qr (m³/s)	1,26	2,74
DBOr (mg/L)	1,00	2,50
ODr (mg/L)	8,00	7,80
Cs (mg/L)	8,60	8,33
Velocidade média (m/s)	0,42	0,54
Temperatura (°C)	21,60	23,20

5.3 CALIBRAÇÃO

Calibrar um modelo consiste na definição de parâmetros hidrológicos, hidráulicos e de qualidade da água que reproduzam o cenário de informações obtidas no campo. O procedimento é usualmente conduzido de tal modo que os parâmetros do modelo sejam variados a fim de obter-se um resultado com o modelo que esteja próximo dos dados de campo. O resultado ótimo refere-se a situação em que as simulações feitas pelo modelo são as mais próximas possíveis da realidade, ou seja, dos dados obtidos em campo (BEZERRA *et al*, 2008).

A calibração do modelo de Streeter-Phelps foi conduzida com auxílio da Programação Não-Linear, técnica de otimização aplicada a partir da ferramenta Solver. Esta ferramenta, que integra o Microsoft Excel, é destinada a solução de problemas de otimização, sejam eles lineares ou não. O procedimento de otimização para a calibração do modelo envolveu os seguintes elementos:

- Variáveis de decisão: valores de OD que serão simulados pelo modelo de qualidade de água e os valores de OD medidos em campo, que serão tratados como Valores simulados e medidos, respectivamente.
- Função objetivo: definida a partir da minimização do erro quadrático entre os valores de OD simulados pelo modelo e os valores de OD medidos em campo, descrita pela equação (10).

$$Erro = \sum_{i=0}^{n} (Valor\ simulado_i - Valor\ medido_i)^2$$
 (10)

 Restrições: definem as limitações a que o problema de otimização está sujeito. As restrições para este estudo foram estabelecidas pelas inequações (11) e (12).

$$0.08 \le k_d \ge 1.00 \tag{11}$$

$$0.12 \le k_2 \ge 1.61 \tag{12}$$

Os limites mínimos e máximos foram definidos através de revisão bibliográfica, abrangendo as faixas dos valores típicos de k_d e k_2 conforme os trabalhos de von Sperling (2007), Fair et al (1973) e Arceivala (1981) apud von Sperling (2007).

A calibração do modelo foi conduzida para as seguintes situações:

- a) Buscando determinar a minimização do erro estimado pela equação (10)
 para cada uma das campanhas de campo realizadas;
- b) Buscando a minimização do erro, considerando-se conjuntamente os resultados referentes as suas campanhas de campo.

Nesta etapa do trabalho serão determinados as constantes cinéticas que produzem os menores erros possíveis entre os valores simulados pelo modelo e as concentrações de OD medidas nas duas campanhas de campo e nos diferentes pontos de monitoramento. Desta forma, um mesmo conjunto de constantes cinéticas seriam empregadas para a simulação da qualidade de água com auxílio do modelo de Streeter-Phelps, cujos resultados seriam confrontados com os resultados com os resultados das diferentes campanhas de campo, sendo possível a apropriação do valor do erro quadrático estabelecido pela equação (10).

5.4. SIMULAÇÃO DE MONTE CARLO

A análise de incerteza pelo método de Monte Carlo baseia-se na execução de um número elevado de simulações. O número de simulações deve ser tanto maior, quanto mais complexo for o modelo e maior o número de variáveis envolvidas (dados de entrada). Em cada simulação, 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 probabilidade e dentro de uma faixa de valores pré-especificados. Os resultados obtidos são posteriormente analisados estatisticamente, gerando-se resultados em termos de probabilidade (von Sperling, 2007).

A análise de incerteza utilizando o método de Monte Carlo foi conduzida a partir do procedimento apresentado por von Sperling (2007) e envolveu as seguintes etapas:

- Definição da faixa de variação para cada dado de entrada;
- Seleção aleatória de dados de entrada, considerando-se as faixas de variação definidas no item anterior;
- Estimativa dos valores das variáveis de saída. Para se realizar outra simulação, novos dados de entrada foram gerados e o procedimento foi repetido.

Neste trabalho, para a geração aleatória dos dados de entrada, foram empregadas as distribuições de probabilidade Uniforme e Normal. A geração de valores segundo a distribuição uniforme foi realizada com auxílio das equações (13), (14) e (15):

Valor = Valor mínimo + [Número Aleatório * (Valor máximo − Valor mínimo)](13)

Valor mínimo = Média x
$$(1 - Percentual de variação/100)$$
 (14)

Para a geração aleatória dos dados de entrada segundo a distribuição normal foi empregada a equação (16):

A faixa de variação (diferença entre o valor máximo e o valor mínimo, conforme distribuição uniforme) e os coeficientes de variação (distribuição normal) dos dados de entrada considerados neste estudo foram definidos a partir dos valores originalmente propostos por von Sperling (2007), e apresentados nas Tabelas 1 e 2.

Os valores médios das constantes cinéticas (valores necessários à aplicação das equações 13, 14 e 15) foram determinados a partir do procedimento de de calibração descrito na seção 5.3. Os valores médios das demais variáveis necessárias a simulação de qualidade de água foram estabelecidos a partir das campanhas de campo indicadas no item 5.1.

Tabela 2. Faixas de variação em torno da média para os dados de entrada.

Variável	Percentual de variação (%) Distribuição Uniforme
Qr (m³/s)	10
DBOr (mg/L)	10
ODr (mg/L)	10
Cs (mg/L)	5
Velocidade média (m/s)	10
K_1 (d^{-1})	10
$K_2 (d^{-1})$	80
K_d (d^{-1})	20

Tabela 3. Coeficientes de variação para os dados de entrada.

Variável	Coeficiente de variação (%) Distribuição Normal
Qr (m³/s)	5
DBOr (mg/L)	5
ODr (mg/L)	5
Cs (mg/L)	3
Velocidade média (m/s)	5
$K_1 (d^{-1})$	5
$K_2 (d^{-1})$	50
K_d (d ⁻¹)	10

Neste trabalho, análise de incerteza com auxílio do Metódo de Monte Carlo envolveu 1000 (mil) simulações do perfil de OD com emprego do modelo de

Streeter-Phelps. Na sequência, com objetivo de evidenciar eventuais diferenças associadas à geração aleatória dos dados de entrada e das constantes cinéticas, os resultados das simulações foram separados em duas amostras distintas, de acordo com o seguinte critério.

- Amostra 1: resultados das simulações que conduziram aos 500 menores valores de OD mínimo;
- Amostra 2: resultados das simulações que conduziram aos 500 maiores valores de OD mínimo.

Segundo von Sperling (2007), o valor do coeficiente k_2 tem uma maior influência sobre a variação das concentrações de oxigênio dissolvido do que o coficiente k_d , ou seja, o modelo de Streeter-Phelps usualmente é mais sensível a k_2 do que a k_d . Ademais, as faixas de variação dos valores de k_2 segundo os diversos métodos de cálculo são mais amplas do que as de k_d , refletindo a maior incerteza na determinação do coeficiente de reaeração.

Considerando-se este aspecto, foram conduzidos novos grupos de simulações modificando-se os percentuais de variação e os coeficientes de variação associados aos constantes cinéticos. Nesta etapa do trabalho foram conservados os percentuais de variação e os coeficientes de variação associados às variáveis Q_r , DBO_r , OD_r , C_s e velocidade indicados nas Tabelas 1 e 2 e, em cada novo grupo de 1000 (mil) simulações, foram adotados os percentuais de variação e os coeficientes de variação para as constantes cinéticas conforme Tabela 4.

Tabela 4. Percentuais de variação em torno da média e coeficientes de variação para geração aleatória das constantes cinéticas.

Variável	Percentuais de variação (%)	Coeficientes de variação (%)
k_1 (d ⁻¹)	1, 5, 10 e 20	1, 5, 10 e 20
k_2 (d ⁻¹)	10, 50, 80 e 90	10, 50, 80 e 90
k_d (d ⁻¹)	1, 10, 20 e 50	1, 10, 20 e 50

Assim como realizado para a calibração do modelo, a análise de incerteza foi conduzida para cada uma das campanhas de campo e para o agrupamento dos resultados referentes as duas campanhas de campo.

6. RESULTADOS

6.1. MODELAGEM QUALIDADE DE ÁGUA

As constantes cinéticas obtidas após procedimento de calibração do modelo de Streeter-Phelps, para cada campanha de campo, são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5. Constantes cinéticas obtidas para cada campanha de campo a partir do procedimento de calibração.

Variável	Valor	Valor médio		
variavei	1 ^a Campanha	2ª Campanha		
k_1 (d ⁻¹)	0,08	1,00		
k_2 (d ⁻¹)	0,37	0,18		
k_d (d ⁻¹)	0,08	1,00		

Dos resultados reunidos na Tabela 5 é possível observar que os valores das constantes cinéticas estimadas a partir do processo de busca (conduzido no presente trabalho com auxílio de Programação Não Linear) foram fortemente condicionados pelas condições de qualidade e vazões associadas a cada campanha de campo. Na segunda campanha de campo, quando foram observadas maiores vazões e maiores variações nas concentrações de OD, as constantes cinéticas que regulam o processo de desoxigenação pela oxidação da matéria orgânica tiveram prevalência sobre a constante cinética que regula o processo de reaeração. Comportamento contrário foi observado a partir dos registros de vazão e qualidade de água da primeira campanha de campo.

As Figura 3 e 4 apresentam o erro entre os valores medidos em campo e os simulados pelo modelo, para a primeira e segunda campanha, respectivamente. As barras de erro indicam variações de 10% em torno dos valores simulados para as concentrações de OD. Os valores das concentrações de oxigenio dissolvido medidas e simuladas com auxílio do modelo Streeter-Phelps para os diferentes pontos de monitoramento estão reunidos nas Tabelas 6 (resultados referentes a primeira campanha) e 7 (resultados referentes a segunda campanha). Estas tabelas também

apresentam os erros percentuais absolutos obtidos a partir dos valores de OD medidos e simulados.

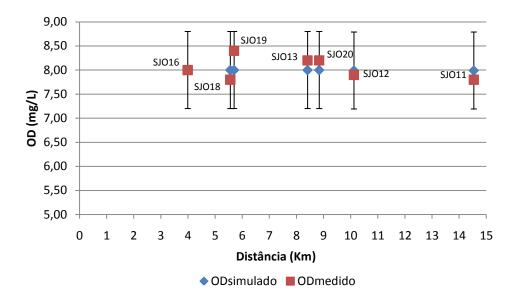


Figura 3. Valores de OD medidos e os simulados pelo modelo de qualidade de água – Resultados associados a primeira campanha de campo.

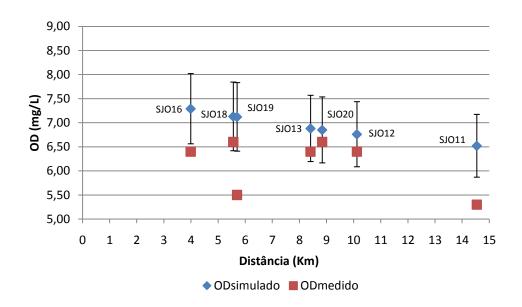


Figura 4. Valores de OD medidos e simulados pelo modelo de qualidade de água – Resultados associados a segunda campanha de campo.

Tabela 6. Valores de OD medidos e simulados pelo modelo e erros percentuais absolutos associados – Resultados associados a primeira campanha de campo.

Ponto de monitoramento	ODsimulado (mg/L)	ODmedido (mg/L)	Erro (%)
SJO16	8,00	8,00	0,00
SJO18	8,00	7,80	2,56
SJO19	8,00	8,40	4,76
SJO13	8,00	8,20	2,44
SJO20	8,00	8,20	2,44
SJO12	7,99	7,90	1,14
SJO11	7,99	7,80	2,44
SJO10	8,03	8,00	0,37
	Erro médio		2,02

Tabela 7. Valores de OD medidos e simulados pelo modelo e erros percentuais absolutos associados – Resultados associados a segunda campanha de campo.

Ponto de monitoramento	ODsimulado (mg/L)	ODmedido (mg/L)	Erro (%)
SJO16	7,29	6,40	13,91
SJO18	7,13	6,60	8,03
SJO19	7,12	5,50	29,45
SJO13	6,88	6,40	7,50
SJO20	6,85	6,60	3,79
SJO12	6,76	6,40	5,62
SJO11	6,52	5,30	23,02
SJO10	6,45	7,00	7,86
	Erro médio		12,40

É relevante observar que na primeira campanha (resultados reunidos na Figura 3 e Tabela 6), para os diferentes pontos de monitoramento foram encontrados erros entre as valores medidos e simulados de OD menores do que 10%, sendo o erro médio de aproximadamento 2%. Na segunda campanha, no entanto, três pontos apresentaram erros superiores à 10% entre valores medidos e simulados de OD (pontos SJO16, SJO10 e SJO11, conforme Tabela 7) e o erro médio para o conjunto dos pontos de monitoramento foi superior a 12% (12,4%).

As constantes cinéticas obtidas após procedimento de calibração do modelo no qual os resultados das duas campanhas foram considerados conjuntamente estão apresentados na Tabela 8. Nesta etapa foram estimadas constantes cinéticas que produzissem o menor somatório para o erro quadrático, quando utilizadas simultaneamente para simulação dos perfis de OD associados às duas campanhas de campo realizadas.

Tabela 8. Constantes cinéticas obtidas a partir do procedimento de calibracao da primeira e segunda campanhas conjuntamente.

Variável	Valor médio
k_1 (d ⁻¹)	1,00
k_2 (d ⁻¹)	0,12
k_d (d ⁻¹)	1,00

As menores concentrações de OD nos diferentes pontos de monitoramento, a tendência de decréscimo dos níveis de OD ao longo do trecho simulado e a maior carga orgânica na seção de montante do trecho simulado (maior vazão e maior concentração de DBO) associadas à segunda campanha de campo produziram, nesta etapa do trabalho, constantes cinéticas similares àquelas estimadas quando da calibração do modelo de qualidade de água a partir, exclusivamente dos registros da segunda campanha.

As Figuras 5 e 6 apresentam os erros, para a primeira e segunda campanhas, respectivamente, considerando-se as constantes cinéticas reunidas na Tabela 8. As barras de erro indicam variações de 10% em torno dos valores simulados para as concentrações de OD. Os valores das concentrações de oxigênio dissolvido medidas nos diferentes pontos de monitoramento e simuladas, para os mesmos pontos, com auxílio do modelo Streeter-Phelps, estão reunidos nas Tabelas 9 (resultados referentes a primeira campanha) e 10 (resultados referentes a segunda campanha). Estas tabelas também apresentam os erros percentuais absolutos.

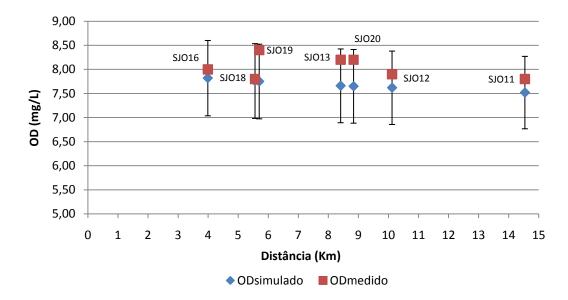


Figura 5. Valores de OD medidos na primeira campanha e os simulados pelo modelo de qualidade de água – Resultado associado a calibração do modelo de qualidade de água com dados das duas campanhas de campo.

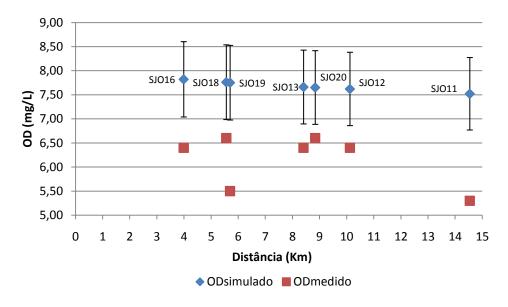


Figura 6. Valores de OD medidos na segunda campanha e simulados pelo modelo de qualidade de água
 Resultado associado a calibração do modelo de qualidade de água com dados das duas campanhas de campo.

Tabela 9. Valores de OD medidos na primeira campanha, simulados pelo modelo e erros percentuais associados – Resultado associado a calibração do modelo de qualidade de água com dados das duas campanhas de campo.

Ponto de monitoramento	ODsimulado (mg/L)	ODmedido (mg/L)	Erro (%)
SJO16	7,82	8,0	2,3
SJO18	7,76	7,8	0,5
SJO19	7,75	8,4	7,7
SJO13	7,66	8,2	6,6
SJO20	7,65	8,2	6,7
SJO12	7,62	7,9	3,5
SJO11	7,52	7,8	3,6
SJO10	7,45	8,0	6,9
	Erro médio		4,73

Tabela 10. Valores de OD medidos na segunda campanha, simulados pelo modelo e erros percentuais associados – Resultado associado a calibração do modelo de qualidade de água com dados das duas campanhas de campo.

Ponto de monitoramento	ODsimulado (mg/L)	ODmedido (mg/L)	Erro (%)
SJO16	7,82	6,4	22,19
SJO18	7,76	6,6	17,58
SJO19	7,75	5,5	40,91
SJO13	7,66	6,4	19,69
SJO20	7,65	6,6	15,91
SJO12	7,62	6,4	19,06
SJO11	7,52	5,3	41,89
SJO10	7,45	7,0	6,43
	Erro médio		22,96

É relevante observar que o emprego das constantes cinéticas reunidas na Tabela 8 produziu, quando considerados os registros de campo da primeira campanha (resultados reunidos na Figura 5 e Tabela 9), erros entre as valores medidos e simulados de OD inferiores à 10% para todos os pontos de monitoramento, reproduzindo-se condição obtida quando da determinação das constantes cinéticas com registros para a primeira campanha. O erro médio entre os valores de OD simulados com as constantes cinéticas determinadas

nesta etapa do trabalho e os valores medidos na primeira campanha foram de aproximadamente 5% (4,73%).

Quando considerados os registros de qualidade decorrentes da segunda campanha, a simulação de qualidade de água com emprego das constantes cinéticas apresentadas na Tabela 8 produziu erros superiores a 15% em todos os pontos de monitoramento, exceto para o ponto SJO10, no qual estimou-se um erro entre as concentrações medidas e simuladas de 6,43%. Para o conjunto de pontos de monitoramento o erro médio entre valores medidos e simulados foi de aproximadamente 23%.

6.2. SIMULAÇÃO DE MONTE CARLO

Conforme estabelecido no capítulo reservado à metodologia, a análise de incerteza conduzida com o auxílio do método de Monte Carlo envolveu simulações nas quais as faixas de variação para cada variável de entrada observaram, num primeiro momento, proposição apresentada por von Sperling (2007). Posteriormente, foram feitas simulações alterando-se a faixa de variação das constantes cinéticas. Os resultados associados a esta etapa do trabalho estão reunidos neste item.

6.2.1 RESULTADOS POR CAMPANHA DE CAMPO

Dois diferentes grupos de simulações foram conduzidos, cada um deles com 500 (quinhentas) simulações, nas quais os valores das variáveis de entrada oscilaram em relação ao valor médio considerando-se as distribuições Normal e Uniforme de probabilidades. Os itens subsequentes segmentam os resultados, por distribuição de probabilidade utilizada.

6.2.1.1. Distibuição Normal

A Tabela 11 reúne, para a primeira campanha, as médias das variáveis de entrada associadas a cada grupo de 500 (quinhentas) simulações, bem como

as diferenças percentuais absolutas entre os grupos. A Tabela 12, por sua vez, apresenta os valores mínimos e máximos de cada variável de entrada, consideradas todas as simulações realizadas em cada grupo. As referidas tabelas apresentam, adicionalmente, os valores médios, máximos e mínimos da concentração crítica de oxigênio dissolvido simulada com auxílio do modelo de qualidade de água.

Tabela 11. Valores médios das variáveis de entrada para simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados referentes à primeira campanha, considerando-se o emprego da Distribuição Normal.

Variável	Média Grupo I	Média Grupo II	Diferença (%)
Q_r (m³/s)	1,261	1,258	0,277
DBO_r (mg/L)	1,004	1,002	0,212
OD_r (mg/L)	7,684	8,311	8,163
k_1 (d ⁻¹)	0,080	0,080	0,318
k_2 (d ⁻¹)	0,081	0,080	1,194
k_d (d ⁻¹)	0,346	0,397	14,914
C_s (mg/L)	8,563	8,640	0,908
Distância (Km)	57,300	57,300	0,000
Velocidade média (m/s)	0,420	0,420	0,012
C_c (mg/L)	7,604	8,160	7,303

Tabela 12. Valores máximos e mínimos das variáveis de entrada para simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados referentes a primeira campanha, considerando-se o emprego da Distribuição Normal.

Variável	Grupo I		Gru	Grupo II	
variavei	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	
$Q_r \; (m^{3}\!/s)$	1,01	1,50	1,06	1,44	
DBO_r (mg/L)	0,85	1,19	0,85	1,14	
OD_r (mg/L)	6,53	8,56	7,92	9,39	
k_1 (d ⁻¹)	0,07	0,09	0,07	0,09	
$k_2 (d^{-1})$	0,06	0,10	0,05	0,10	
k_d (d ⁻¹)	0,00	0,90	0,00	0,95	
C_s (mg/L)	7,84	9,44	8,02	9,38	
Distância (Km)	57,30	57,30	57,30	57,30	
Velocidade média (m/s)	0,35	0,49	0,35	0,49	
C_c (mg/L)	6,53	7,91	7,91	8,97	

De maneira similar a Tabela 13 reúne, para a segunda campanha, as médias das variáveis de entrada e as concentrações críticas OD associadas a cada grupo de 500 (quinhentas) simulações, bem como sua diferença percentual obsoluta. A Tabela 14, por sua vez, apresenta, os valores mínimos e máximos de cada variável de entrada e de concentrações críticas, consideradas todas as simulações realizadas em cada grupo.

Tabela 13. Valores médios das variáveis de entrada para simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados referentes a segunda campanha considerando-se o emprego da Distribuição Normal.

Variável	Média Grupo I	Média Grupo II	Diferença (%)
$Q_r \; ({ m m}^3/{ m s})$	2,744	2,734	0,377
DBO_r (mg/L)	2,527	2,486	1,630
OD_r (mg/L)	7,522	8,073	7,335
k_1 (d ⁻¹)	0,999	1,000	0,055
$k_2 \; (\mathrm{d}^{\text{-1}})$	1,021	0,987	3,365
k_d (d ⁻¹)	0,152	0,210	37,847
C_s (mg/L)	8,297	8,366	0,825
Distância (Km)	57,300	57,300	0,000
Velocidade média (m/s)	0,5402	0,541	0,142
C_c (mg/L)	6,0305	6,6379	10,07

Tabela 14. Valores máximos e mínimos das variáveis de entrada para simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados referentes a segunda campanha considerando-se o emprego da Distribuição Normal.

Variável	Grupo I		Gru	po II
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
Q_r (m³/s)	2,19	3,25	2,30	3,12
DBO_r (mg/L)	2,12	2,97	2,14	2,81
OD_r (mg/L)	6,37	8,28	7,33	9,16
k_1 (d ⁻¹)	0,84	1,14	0,86	1,16
$k_2~(\mathrm{d}^{ ext{-}1})$	0,75	1,30	0,69	1,27
k_d (d ⁻¹)	0,00	0,43	0,00	0,46
C_s (mg/L)	7,59	9,15	7,64	9,08
Distância (Km)	57,30	57,30	57,30	57,30
Velocidade média (m/s)	0,45	0,63	0,45	0,62
C_c (mg/L)	4,95	6,34	6,34	7,47

As Figuras 7 e 8 apresentam os gráficos tipo box-plot das duas amostras de k_d e k_2 , respectivamente, cujos valores foram estimados pelo processo de calibração conduzido a partir dos registros referentes à primeira campanha. Da simples inspeção dos referidos gráficos é possível observar que, tanto para k_d quanto para k_2 , as amostras referentes aos dois grupos apresentam valores centrais e tendência de dispersão em relação aos valores centrais semelhantes.

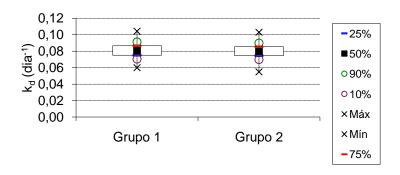


Figura 7. Comparação entre os valores de k_d das amostras referentes aos dois grupos de simulações – Resultados referentes à primeira campanha.

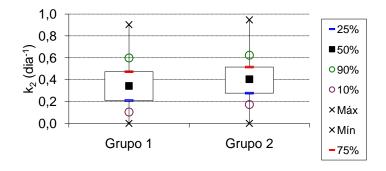


Figura 8. Comparação entre os valores de k₂ das amostras referentes aos dois grupos de simulações – Resultados referentes à primeira campanha.

As Figuras 9 e 10, respectivamente, apresentam os gráficos tipo box-plot referentes ao comportamento das amostras das constantes cinéticas k_d e k_2 para os dois grupos de simulações (conforme anteriormente estabelecido, cada grupo reúne 500 diferentes valores de k_d e k_2 aleatoriamente gerados) associadas a segunda campanha. É relevante observar que, tanto para k_d

quanto para k_2 , as amostras referentes aos diferentes grupos de simulações apresentaram tendência central e de dispersão semelhantes.

Ao contrário dos resultados obtidos com os dados da primeira campanha, nas duas amostras empregadas para as simulações associadas à segunda campanha, os valores estimados para k_d foram superiores aos valores estimados para k_2 . Adicionalmente, nas duas amostras referentes à primeira e segunda campanhas os valores de k_2 apresentaram maior oscilação em torno dos valores médios, aspecto decorrente das maiores faixas de variação assumidas para k_2 , quando da geração aleatória através do procedimento estabelecido pela equação (10).

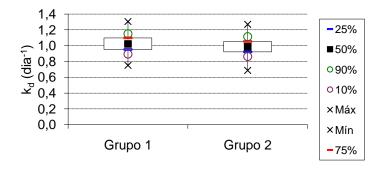


Figura 9. Comparação entre os valores de k_d das amostras referentes aos dois grupos de simulações – Resultados referentes à segunda campanha.

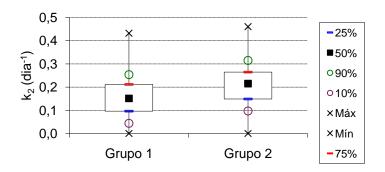


Figura 10. Comparação entre os valores de k₂ das amostras referentes aos dois grupos de simulações – Resultados referentes à segunda campanha.

Os gráficos apresentados pelas Figuras 11 e 12 ilustram, para a primeira e segunda campanhas, respectivamente, as distribuições de freqüência das

concentrações mínimas de OD para o conjunto de simulações associadas aos dois grupos de simulações (conjunto total de 1000 simulações).

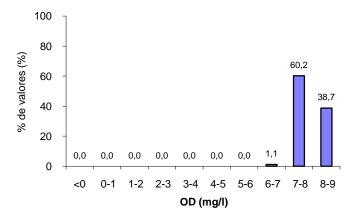


Figura 11. Distribuição de freqüência dos valores mínimos de OD – Resultados associados à Primeira Campanha.

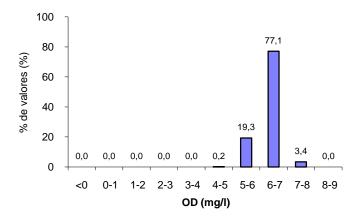


Figura 12. Distribuição de freqüência dos valores mínimos de OD – Resultados associados à Segunda Campanha.

Nas Figuras 11 e 12 é possível observar que as simulações associadas às diferentes campanhas de campo produziram distribuições de frequência das concentrações críticas de OD ligeiramente diferentes. Dos mil valores de concentrações críticas de OD estimados a partir das informações referentes à primeira campanha de campo, aproximadamente 60% ficaram compreendidos entre as concentrações de 7 mg/l a 8 mg/L; dos demais valores mínimos de OD, 39% apresentaram-se na faixa de 8 mg/L a 9 mg/L e apenas 1% entre 6 mg/L e 7 mg/L. Quando considerando o conjunto de mil simulações

relacionadas com a segunda campanha de campo, a faixa de concentração entre 6 mg/L e 7 mg/L reuniu pouco mais de 77% das concentrações críticas de OD, ficando os demais valores mínimos de OD distribuídos nas faixas de 5 mg/L a 6 mg/L (19,3%) e de 7 mg/L a 8 mg/L (3,4%).

Em relação ao atendimento dos padrões de qualidade ambiental, ainda que fossem assumidas as incertezas consideradas neste estudo para os dados de entrada, para a primeira campanha 100% dos resultados se encontrariam acima da concentração mínima de OD estabelecida pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios Classe II (5 mg/L), conforme distribuição de frequência ilustrada por meio da Figura 13. Para a segunda campanha, uma pequena porcentagem das simulações não indicaria o atendimento do padrão proposto pela referida Resolução. Conforme Figura 14, 99,8% das possíveis concentrações mínimas de OD estariam acima de 5 mg/L.

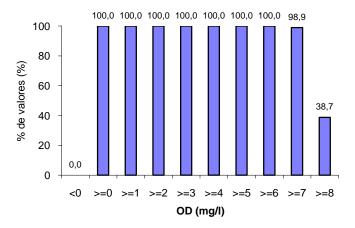


Figura 13. Distribuição de frequência acumulada para as concentrações mínimas de OD – Resultados referentes à Primeira Campanha.

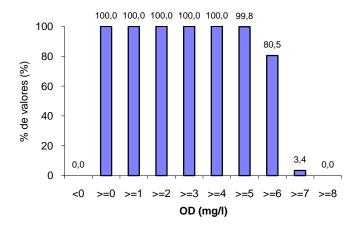


Figura 14. Distribuição de frequência acumulada para as concentrações mínimas de OD – Resultados referentes à Segunda Campanha.

Os resultados apresentados a seguir, referem-se às simulações realizadas a partir da calibração do modelo de qualidade de água na qual os resultados de monitoramento das duas campanhas foram considerados conjuntamente. Desta forma, para a geração dos valores aleatórios referentes às variáveis Q_r , DBO_r , OD_r , C_s e velocidade foram assumidos como valores médios os valores medidos nas campanhas de campo. Para a geração dos valores aleatórios para as constantes cinéticas foram considerados os valores reunidos na Tabela 8. O Padrão de apresentação dos resultados nesta etapa do trabalho reproduziu o padrão empregado quando da a análise das campanhas separadamente.

As Tabelas 15 e 17 agrupam, respectivamente, para a primeira e segunda campanhas, as médias das variáveis de entrada e as concentrações críticas de OD associadas a cada grupo de 500 (quinhentas) simulações, bem como sua diferença percentual absoluta. As Tabelas 16 e 18, por sua vez, apresentam, os valores mínimos e máximos de cada variável de entrada, para primeira e segunda campanhas, respectivamente, consideradas todas as simulações realizadas em cada grupo.

Tabela 15. Valores médios das variáveis de entrada para simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados associados à primeira campanha, considerando calibração com registros das duas campanhas de campo considerando-se o emprego da Distribuição Normal.

Variável	Média Grupo I	Média Grupo II	Diferença (%)
Q_r (m³/s)	1,260	1,262	0,156
DBO_r (mg/L)	1,005	0,997	0,810
OD_r (mg/L)	7,698	8,297	7,782
k_1 (d ⁻¹)	1,001	1,000	0,103
k_2 (d ⁻¹)	1,007	0,996	1,160
k_d (d ⁻¹)	0,110	0,128	16,232
C_s (mg/L)	8,596	8,621	0,298
Distância (Km)	57,300	57,300	0,000
Velocidade média (m/s)	0,419	0,419	0,084
C_c (mg/L)	7,118	7,658	7,595

Tabela 16. Valores máximos e mínimos das variáveis de entrada para simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados associados à primeira campanha, considerando calibração com registros das duas campanhas de campo considerando-se o emprego da Distribuição Normal.

Variável ·	Gru	ibo I	Gru	ipo II
variavei	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
$Q_r \; ({ m m}^3/{ m s})$	1,06	1,42	1,08	1,45
DBO_r (mg/L)	0,83	1,15	0,85	1,14
OD_r (mg/L)	6,87	8,22	7,71	9,33
k_1 (d ⁻¹)	0,85	1,16	0,85	1,16
$k_2 (d^{-1})$	0,72	1,30	0,63	1,30
k_d (d ⁻¹)	0,00	0,33	0,00	0,33
C_s (mg/L)	7,87	9,53	7,89	9,37
Distância (Km)	57,30	57,30	57,30	57,30
Velocidade média (m/s)	0,35	0,47	0,36	0,48
C_c (mg/L)	6,26	7,40	7,40	8,63

Tabela 17. Valores médios das variáveis de entrada para simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados associados à segunda campanha, considerando calibração com registros das duas campanhas de campo considerando-se o emprego da Distribuição Normal.

Variável	Média Grupo I	Média Grupo II	Diferença (%)
Q_r (m³/s)	2,739	2,740	0,044
DBO_r (mg/L)	2,524	2,472	2,044
OD_r (mg/L)	7,508	8,072	7,521
k_1 (d ⁻¹)	1,003	1,006	0,340
k_2 (d ⁻¹)	1,021	0,983	3,674
k_d (d ⁻¹)	0,108	0,130	21,089
C_s (mg/L)	8,333	8,343	0,122
Distância (Km)	57,300	57,300	0,000
Velocidade média (m/s)	0,538	0,541	0,424
C_c (mg/L)	5,933	6,532	10,086

Tabela 18. Valores máximos e mínimos das variáveis de entrada para simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados associados à segunda campanha, considerando calibração com registros das duas campanhas de campo considerando-se o emprego da Distribuição Normal.

Variável	Gru	ibo I	Gru	ipo II
variavei	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
$Q_r \; ({ m m}^{ m 3/s})$	2,26	3,14	2,34	3,13
DBO_r (mg/L)	2,17	2,88	1,31	2,84
OD_r (mg/L)	6,44	8,14	7,41	9,06
k_1 (d ⁻¹)	0,87	1,14	0,84	1,18
$k_2 (d^{-1})$	0,71	1,32	0,74	1,30
k_d (d ⁻¹)	0,00	0,29	0,00	0,29
C_s (mg/L)	7,54	9,00	7,67	9,25
Distância (Km)	57,30	57,30	57,30	57,30
Velocidade média (m/s)	0,46	0,62	0,47	0,62
C_c (mg/L)	4,97	6,24	6,24	7,51

As Figuras 15 e 16 apresentam, respectivamente para as constantes cinéticas k_d e k_2 , os gráficos tipo box-plot das duas amostras associadas a primeira campanha. Da simples inspeção dos referidos gráficos, dos valores médios (Tabela 15) e dos valores máximos e mínimos (Tabela 16), é possível observar que, tanto para k_d quanto para k_2 , as amostras referentes aos dois grupos

apresentam valores centrais e tendência de dispersão em relação aos valores centrais semelhantes.

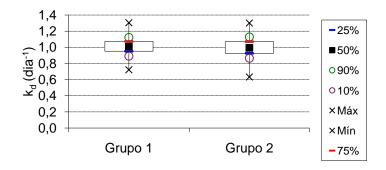


Figura 15. Comparação entre os valores de k_d das amostras referentes aos dois grupos de simulações – Resultados referentes à primeira campanha.

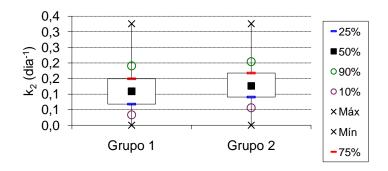


Figura 16. Comparação entre os valores de k₂ das amostras referentes aos dois grupos de simulações – Resultados referentes à primeira campanha.

As Figuras 17 e 18 apresentam os gráficos tipo box-plot referentes às constantes cinéticas k_d e k_2 para os dois grupos de simulações associadas a segunda campanha. É relevante observar que, tanto para k_d quanto para k_2 , as amostras referentes aos diferentes grupos de simulações apresentaram tendência central e de dispersão semelhantes. Os valores médios (Tabela 17) e os valores máximos e mínimos (Tabela 18) reforçam a similaridade entre os comportamentos de tendência central e de dispersão.

É relevante observar que a análise de incerteza conduzida nesta etapa do trabalho empregou as mesmas constantes cinéticas para simulações de qualidade de água associadas a primeira e segunda campanhas de campo

(constantes cinéticas reunidas na Tabela 8). Como os coeficientes de variação empregados também foram conservados (Tabela 1), os valores médios (tabelas 15 e 17) e extremos (tabelas 16 e 18) apresentaram-se substancialmente próximos para os dois conjuntos de 1000 (mil) simulações realizadas, produzindo-se gráficos tipo box-plot muito semelhantes, ainda que não coincidentes.

Adicionalmente, é relevante registrar que em função do coeficiente de variação empregado para a geração aleatória dos coeficientes de reaeração, os valores de k_2 apresentaram maior oscilação em torno dos valores médios, padrão também observado quando das simulações realizadas a partir de tentativas de calibração do modelo de Streeter-Phelps para as duas campanhas em separado.

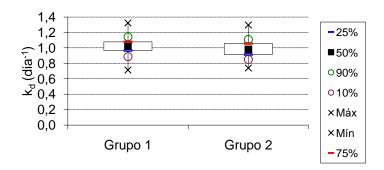


Figura 17. Comparação entre os valores de k_d das amostras referentes aos dois grupos de simulações – Resultados referentes à segunda campanha.

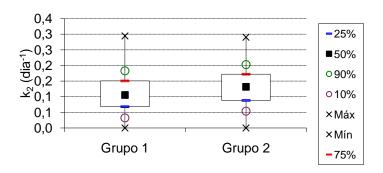


Figura 18. Comparação entre os valores de k₂ das amostras referentes aos dois grupos de simulações – Resultados referentes à segunda campanha.

Os gráficos apresentados pelas Figuras 19 e 20 ilustram a distribuição de freqüência das concentrações mínimas de OD para o conjunto de simulações associadas aos dois grupos de simulações (conjunto total de 1000 simulações), para a primeira e segunda campanhas, respectivamente.

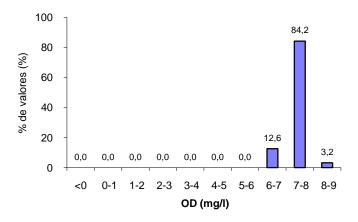


Figura 19. Distribuição de frequência dos valores mínimos de OD estimados referentes à Primeira Campanha.

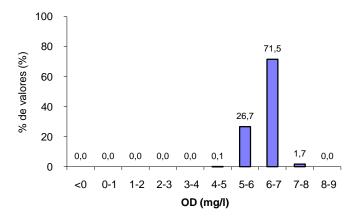


Figura 20. Distribuição de frequência dos valores mínimos de OD estimados referentes à Segunda Campanha.

Da simples inspeção das Figuras 19 e 20 pode-se observar que as simulações referentes às diferentes campanhas de campo produziram distribuições de frequência das concentrações mínimas de OD similares, ainda que as maiores frequências estejam reunidas em diferentes faixas de concentração de oxigênio dissolvido. Dos mil valores de concentrações mínimas de OD estimados a partir das informações referentes à primeira campanha de campo, aproximadamente

84% (84,2%) se estabeleceram entre as concentrações de 7 mg/l a 8 mg/L, enquanto que 12,6% apresentaram-se na faixa de 6 mg/L a 7 mg/L e apenas 3,2% entre 8 mg/L e 9 mg/L. Quando considerando o conjunto de mil simulações relacionadas com a segunda campanha de campo, a faixa de concentração entre 6 mg/L e 7 mg/L agrupou por volta de 71% (71,5%) das concentrações críticas de OD, ficando os demais valores mínimos de OD compreendidos nas faixas de 5 mg/L a 6 mg/L (26,7%) e de 7 mg/L a 8 mg/L (1,7%). É relevante observar que as concentrações de oxigênio dissolvido nos diferentes pontos de monitoramento da qualidade da água do rio Santa Joana foram menores quando da realização da segunda campanha de campo. Desta forma, vale o registro de que as simulações conduzidas com o modelo de Streeter-Phelps após o processo de calibração tenderam a reproduzir o padrão observado em campo, consideradas as frequências indicadas nos dois últimos gráficos.

Em relação a atendimento aos padrões de qualidade ambiental, ainda que fossem assumidas as incertezas consideradas neste trabalho para os dados de entrada, para a primeira campanha 100% dos resultados se encontraram acima da concentração mínima de OD estabelecida pela Resolução CONAMA nº 357 para rios Classe II (5 mg/L). Este resultado é ilustrado por meio da Figura 21. Já na segunda campanha, uma pequena porcentagem das concentrações críticas de OD não atenderia ao padrão proposto pela referida Resolução (99,9% das possíveis concentrações mínimas de OD estariam acima de 5 mg/L, conforme Figura 22). Este mesmo padrão foi observado quando das simulações de qualidade conduzidas a partir do processo de calibração por campanha de campo (100% de atendimento para a primeira campanha e 99,8% para a segunda).

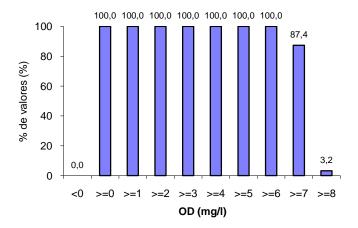


Figura 21. Distribuição de frequência acumulada para as concentrações mínimas de OD – Resultados referentes à Primeira Campanha.

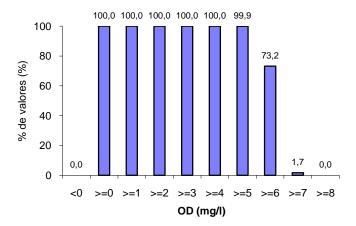


Figura 22. Distribuição de frequência acumulada para as concentrações mínimas de OD – Resultados referentes à Segunda Campanha.

6.2.1.2 Distibuição Uniforme

As médias das variáveis de entrada associadas a cada grupo de 500 (quinhentas) simulações, assim como as diferenças percentuais absolutas entre os grupos, para a primeira campanha, são apresentadas na Tabela 19. A Tabela 20, por sua vez, apresenta, os valores mínimos e máximos de cada variável de entrada, consideradas todas as simulações realizadas em cada grupo. Adicionalmente, nas referidas tabelas também são apresentados os valores médios, máximos e mínimos da concentração crítica de oxigênio dissolvido simulada com auxílio do modelo de qualidade de água. Nesta etapa do trabalho foram consideradas as constantes cinéticas reunidas na Tabela 5.

Tabela 19. Valores médios das variáveis de entrada para simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados referentes a primeira campanha considerando-se o emprego da Distribuição Uniforme.

Variável	Média Grupo I	Média Grupo II	Diferença (%)
$Q_r \; ({ m m}^3/{ m s})$	1,262	1,259	0,292
DBO_r (mg/L)	1,004	1,001	0,297
OD_r (mg/L)	7,620	8,380	9,984
k_1 (d ⁻¹)	0,080	0,080	0,332
$k_2 \; (d^{-1})$	0,081	0,080	1,707
k_d (d ⁻¹)	0,336	0,404	20,279
C_s (mg/L)	8,567	8,633	0,768
Distância (Km)	57,300	57,300	0,000
Velocidade média (m/s)	0,421	0,421	0,007
C_c (mg/L)	7,548	8,204	8,684

Tabela 20. Valores máximos e mínimos das variáveis de entrada para simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados referentes a primeira campanha considerando-se o emprego da Distribuição Uniforme.

Variável	Grupo I		Grupo II	
variavei	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
$Q_r \; ({ m m}^{ m 3/s})$	1,13	1,39	1,13	1,39
DBO_r (mg/L)	0,90	1,10	0,90	1,10
OD_r (mg/L)	7,20	8,63	7,85	8,80
k_1 (d ⁻¹)	0,07	0,09	0,07	0,09
k_2 (d ⁻¹)	0,06	0,10	0,06	0,10
k_d (d ⁻¹)	0,07	0,66	0,07	0,67
C_s (mg/L)	8,17	9,03	8,17	9,03
Distância (Km)	57,30	57,30	57,30	57,30
Velocidade média (m/s)	0,38	0,46	0,38	0,46
C_c (mg/L)	6,95	8,11	7,85	8,67

Os valores médios estimados para k_d nos grupos I e II de simulações não apresentaram diferença percentual significativa. Para a constante k_2 , a variação entre os valores médios estimados para os diferentes grupos de simulação de aproximadamente 20% (20,28%). A faixa de variação das referidas constantes em torno da média, por sua vez, se conservaram constantes em ambos os grupos de simulações e para ambas as variáveis. É relevante registrar que o percentual de variação em tono da média assumido para a variável k_2 foi substantialmente superior aquele assumido para a variável k_d (percentuais reunidos na Tabela 2), o que justifica as mariores flutuações dos valores aleatoriamente gerados para a constante de reaeração ao redor dos velores médios.

A Tabela 21 reúne, para a segunda campanha, as médias das variáveis de entrada e as concentrações críticas de OD associadas a cada grupo de 500 (quinhentas) simulações, assim como a diferença percentual absoluta referente a cada variável analisada. A Tabela 22, por sua vez, apresenta os valores mínimos e máximos de cada variável de entrada e de concentrações críticas de oxigênio dissolvido, consideradas todas as simulações realizadas em cada grupo. Os valores reunidos nas referidas tabelas também foram obtidos a partir das constantes cinéticas reunidas na Tabela 5.

Tabela 21. Valores médios das variáveis de entrada para simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados referentes a segunda campanha considerando-se o emprego da Distribuição Uniforme.

Variável	Média Grupo I	Média Grupo II	Diferença (%)
Q_r (m³/s)	2,745	2,737	0,318
DBO_r (mg/L)	2,523	2,489	1,378
OD_r (mg/L)	7,436	8,164	9,798
k_1 (d ⁻¹)	0,999	1,000	0,009
$k_2 \; (\mathrm{d}^{\text{-1}})$	1,021	0,988	3,280
k_d (d ⁻¹)	0,161	0,199	23,873
C_s (mg/L)	8,306	8,354	0,580
Distância (Km)	57,300	57,300	0,000
Velocidade média (m/s)	0,540	0,541	0,139
C_c (mg/L)	5,982	6,692	11,858

Tabela 22. Valores máximos e mínimos das variáveis de entrada para simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados referentes a segunda campanha considerando-se o emprego da Distribuição Uniforme.

Variável	Gru	ibo I	Gru	po II
variavei	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
$Q_r \; (m^3 \! / s)$	2,47	3,01	2,47	3,01
DBO_r (mg/L)	2,25	2,75	2,25	2,75
OD_r (mg/L)	7,02	8,26	7,30	8,58
k_1 (d ⁻¹)	0,90	1,10	0,90	1,10
$k_2 (d^{-1})$	0,80	1,20	0,80	1,20
k_d (d ⁻¹)	0,04	0,32	0,04	0,32
C_s (mg/L)	7,92	8,75	7,92	8,75
Distância (Km)	57,30	57,30	57,30	57,30
Velocidade média (m/s)	0,49	0,59	0,49	0,59
C_c (mg/L)	5,13	6,36	6,36	7,42

Como assinalado quando da discussão dos resultados referentes à primeira campanha de campo, os valores gerados aleatoriamente para a variável k_2 apresentaram maior flutuação em relação aos valores médios; adicionalmente, os valores médios associados aos dois grupos de simulações apresentaram diferença percentual de aproximadamente 24% (23,87%). As variações entre

os valores referentes à variável k_d foi substancialmente menor, em torno de 3% (3,28%).

As Figuras 23 e 24, respectivamente, apresentam os gráficos tipo box-plot referentes às constantes cinéticas k_d e k_2 estimados pelo processo de calibração a partir dos registros referentes à primeira campanha.

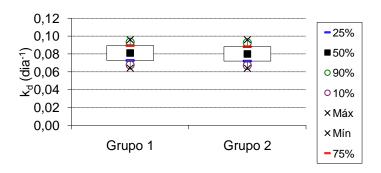


Figura 23. Comparação entre os valores de k_d das amostras referentes aos dois grupos de simulações – Resultados referentes a primeira campanha.

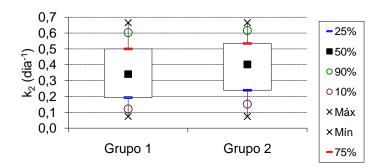


Figura 24. Comparação entre os valores de k₂ das amostras referentes aos dois grupos de simulações – Resultados referentes a primeira campanha.

As Figuras 25 e 26, apresentam, nesta ordem, os gráficos tipo box-plot referentes ao comportamento das amostras das constantes cinéticas k_d e k_2 para os dois grupos de simulações (cada grupo reune 500 diferentes valores de k_d e k_2 aleatoriamente gerados) associados a segunda campanha.

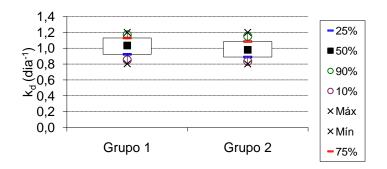


Figura 25. Comparação entre os valores de k_d das amostras referentes aos dois grupos de simulações – Resultados rferentes a segunda campanha.

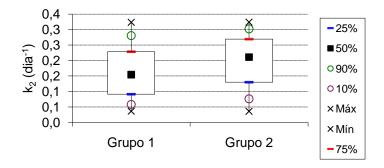


Figura 26. Comparação entre os valores de k₂ das amostras referentes aos dois grupos de simulações – Resultados referentes a segunda campanha.

Os gráficos apresentados pelas Figuras 27 e 28 ilustram, para a primeira e segunda campanhas, respectivamente, a distribuição de frequência das concentrações mínimas de OD para o conjunto de simulações associadas aos dois grupos de simulações (conjunto total de 1000 simulações).

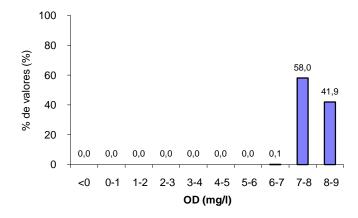


Figura 27. Distribuição de freqüência dos valores mínimos de OD estimados para a Primeira Campanha.

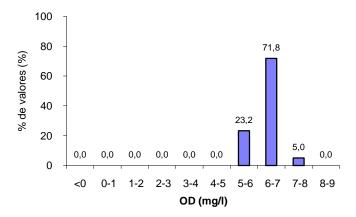


Figura 28. Distribuição de freqüência dos valores mínimos de OD estimados para a Segunda Campanha.

Das Figuras 27 e 28, pode-se observar que dos mil valores de concentrações mínimas de OD estimados a partir das informações referentes à primeira campanha de campo, 58,0% apresentaram-se entre as concentrações de 7 mg/l a 8 mg/L; 41,9% das concentrações ficaram compreendidas entre 8 mg/L e 9 mg/L e apenas 0,1% entre 6 mg/L e 7 mg/L. Considerando o grupo de mil simulações referentes à segunda campanha de campo, a faixa de concentração entre 6 mg/L e 7 mg/L reuniu cerca de 71% das concentrações críticas de OD, com os demais valores mínimos de OD compreendidos nas faixas de 5 mg/L a 6 mg/L (23,2%) e de 7 mg/L a 8 mg/L (5,0%). É relevante registrar que os registros de monitoramento indicaram que os valores de oxigênio dissolvido na segunda campanha de campo foram inferiores àqueles

observados no curso d'água quando da condução da primeira campanha de campo.

Em relação a atendimento aos padrões de qualidade ambiental, ainda que fossem assumidas as incertezas consideradas neste estudo para os dados de entrada, a primeira e a segunda campanha apresentariam 100% dos resultados acima da concentração mínima de OD estabelecida pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios Classe II (5 mg/L), conforme distribuição de frequência apresentadas nas Figuras 29 e 30.

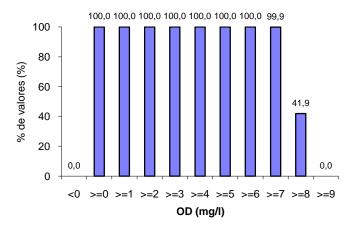


Figura 29. Distribuição de frequência acumulada de OD mínimo referentes à Primeira Campanha.

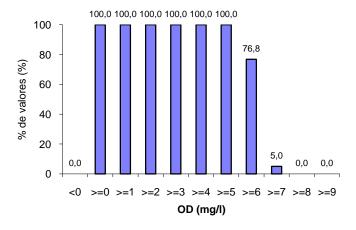


Figura 30. Distribuição de frequência acumulada de OD mínimo referentes à Segunda Campanha.

Os resultados das simulações realizadas com os percentuais e coeficientes propostos por von Sperling (2007) para a condução da analise de incerteza com as distrituições Normal e Uniforme (tabelas 1 e 2) indicaram que, independentemente da distribuição de probabilidade empregada para geração aleatória de novos valores para os diferentes dados de entrada, o padrão de distribuição de frequência se conservou o mesmo em ambas as campanhas. Considerados os resultados associados a primeira campanha de campo, foram estimados com auxílio de modelo de Streeter-Phelps valores mínimos de OD predominantemente na faixa de 7 e 8 mg/L (60,2% e 58,0%, para as distribuições normal e uniforme, respectivamente). Quando considerados os resultados associados a segunda campanha de campo, os valores mínimos estimados para o oxigênio dissolvido se concentraram na faixa de 6 a 7 mg/L (77,1% e 71,8%, para as distribuições normal e uniforme, respectivamente).

Os resultados apresentados a seguir, referem-se às simulações realizadas a partir da calibração do modelo de qualidade de água na qual os resultados de monitoramento das duas campanhas conjuntamente. Nesta etapa da análise de incerteza foram consideradas as constantes cinéticas reunidas na Tabela 8. Foi utilizado o mesmo padrão de apresentação dos resultados apresentados acima para as cada campanhas separadamente.

As Tabelas 23 e 25 apresentam, para a primeira e segunda campanhas, respectivamente, as médias das variáveis de entrada e concentrações críticas de OD associadas a cada grupo de 500 (quinhentas) simulações, bem como sua diferença percentual absoluta. As Tabelas 24 e 26 agrupam os valores mínimos e máximos de cada variável de entrada, para a primeira e segunda campanhas, respectivamente, consideradas todas as simulações realizadas em cada grupo.

Tabela 23. Valores médios das variáveis de entrada para simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados referentes à primeira campanha, considerando calibração com registros das duas campanhas de campo considerando-se o emprego da Distribuição Uniforme.

Variável	Média Grupo I	Média Grupo II	Diferença (%)
Q_r (m³/s)	1,261	1,259	0,144
DBO_r (mg/L)	1,006	0,994	1,145
OD_r (mg/L)	7,601	8,378	10,224
k_1 (d ⁻¹)	1,003	1,007	0,346
k_2 (d ⁻¹)	1,011	0,995	1,613
k_d (d ⁻¹)	0,113	0,125	10,846
C_s (mg/L)	8,609	8,607	0,014
Distância (Km)	57,300	57,300	0,000
Velocidade média (m/s)	0,420	0,419	0,233
C_c (mg/L)	7,040	7,722	9,693

Tabela 24. Valores máximos e mínimos das variáveis de entrada para simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados referentes à primeira campanha, considerando calibração com registros das duas campanhas de campo considerando-se o emprego da Distribuição Uniforme.

Variável	Gru	Grupo I		ipo II
variavei	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
Q_r (m³/s)	1,13	1,39	1,13	1,39
DBO_r (mg/L)	0,90	1,10	0,90	1,10
OD_r (mg/L)	7,20	8,14	7,69	8,80
k_1 (d ⁻¹)	0,90	1,10	0,90	1,10
k_2 (d ⁻¹)	0,80	1,20	0,80	1,20
k_d (d ⁻¹)	0,02	0,22	0,02	0,22
C_s (mg/L)	8,17	9,03	8,17	9,03
Distância (Km)	57,30	57,30	57,30	57,30
Velocidade média (m/s)	0,38	0,46	0,38	0,46
C_c (mg/L)	6,43	7,38	7,38	8,23

Tabela 25. Valores médios das variáveis de entrada para simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados referentes à segunda campanha, considerando calibração com registros das duas campanhas de campo considerando-se o emprego da Distribuição Uniforme.

Variável	Média Grupo I	Média Grupo II	Diferença (%)
Q_r (m³/s)	2,736	2,732	0,135
DBO_r (mg/L)	2,522	2,477	1,773
OD_r (mg/L)	7,463	8,181	9,620
k_1 (d ⁻¹)	0,996	0,995	0,049
$k_2 ext{ (d}^{-1})$	1,011	0,989	2,266
k_d (d ⁻¹)	0,116	0,128	10,421
C_s (mg/L)	8,306	8,335	0,346
Distância (Km)	57,300	57,300	0,000
Velocidade média (m/s)	0,541	0,541	0,064
C_c (mg/L)	5,919	6,613	11,725

Tabela 26. Valores máximos e mínimos das variáveis de entrada para simulação da qualidade da água do rio Santa Joana e das concentrações mínimas de OD estimadas com auxílio do modelo de Streeter-Phelps – Resultados referentes à segunda campanha, considerando calibração com registros das duas campanhas de campo considerando-se o emprego da Distribuição Uniforme.

Variável	Grupo I		Grupo II	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
$Q_r \; (m^{3}\!/s)$	2,47	3,01	2,47	3,01
DBO_r (mg/L)	2,25	2,75	2,25	2,75
OD_r (mg/L)	7,02	8,18	7,39	8,58
k_1 (d ⁻¹)	0,90	1,10	0,90	1,10
k_2 (d ⁻¹)	0,80	1,20	0,80	1,20
k_d (d ⁻¹)	0,02	0,22	0,02	0,22
C_s (mg/L)	7,91	8,74	7,91	8,74
Distância (Km)	57,30	57,30	57,30	57,30
Velocidade média (m/s)	0,49	0,59	0,49	0,59
C_c (mg/L)	5,23	6,27	6,27	7,20

As Figuras 31 e 32, apresesentam, respectivamente, para as constantes cinéticas k_d e k_2 , os gráficos tipo box-plot referentes às duas amostras associadas a primeira campanha.

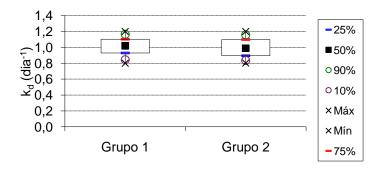


Figura 31. Comparação entre os valores de k_d das amostras referentes aos dois grupos de simulações – Resultados referentes à primeira campanha.

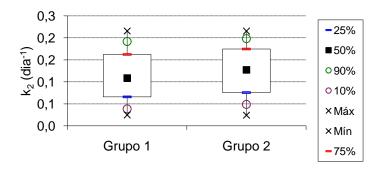


Figura 32. Comparação entre os valores de k₂ das amostras referentes aos dois grupos de simulações – Resultados referentes à primeira campanha.

As Figuras 33 e 34, respectivamente, apresentam os gráficos tipo box-plot referentes às constantes cinéticas k_d e k_2 para os dois grupos de simulações associadas a segunda campanha.

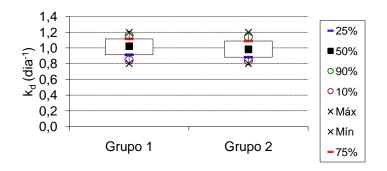


Figura 33. Comparação entre os valores de k_d das amostras referentes aos dois grupos de simulações – Resultados para a segunda campanha.

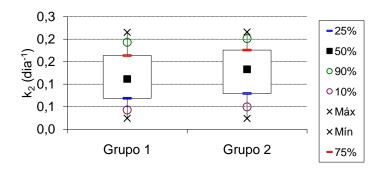


Figura 34. Comparação entre os valores de k₂ das amostras referentes aos dois grupos de simulações – Resultados para a segunda campanha.

Os gráficos apresentados pelas Figuras 35 e 36 ilustram a distribuição de freqüência das concentrações mínimas de OD para o conjunto de simulações associadas aos dois grupos de simulações (conjunto total de 1000 simulações), para a primeira e segunda campanhas, respectivamente.

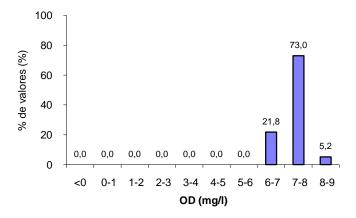


Figura 35. Distribuição de freqüência dos valores mínimos de OD estimados para a Primeira Campanha.

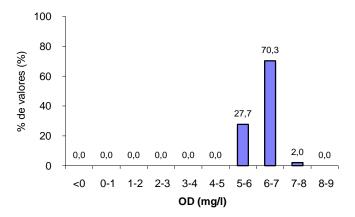


Figura 36. Distribuição de freqüência dos valores mínimos de OD estimados para a Segunda Campanha.

A Figura 35 indica que as simulações conduzidas a partir das informações referentes à primeira campanha de campo apresentaram 73,0% das concentrações mínimas de OD na faixa de concentração entre 7 e 8 mg/L; das demais concentrações críticas de OD 21% ficaram compreendidas entre 6 mg/L e 7 mg/L e apenas 5,2% entre 8 mg/L e 9 mg/L. Considerando o grupo simulações referentes à segunda campanha de campo, cujos resultados estão reunidos na Figura 36, a faixa de concentração entre 6 mg/L e 7 mg/L reuniu cerca de 70% das concentrações críticas de OD, com os demais valores mínimos de OD compreendidos nas faixas de 5 mg/L a 6 mg/L (27,7%) e de 7 mg/L a 8 mg/L (2,0%).

Em relação a atendimento aos padrões de qualidade ambiental, ainda que fossem assumidas as incertezas consideradas neste trabalho para os dados de entrada, a primeira e a segunda campanha apresentariam 100% dos resultados acima da concentração mínima de OD estabelecida pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios Classe II (5 mg/L), conforme distribuições de frequência acumuladas apresentadas nas Figuras 37 e 38. É relevante observar que este padrão para a distribuição de frequências acumuladas também foi observado quando das simulações para as campanhas em separado.

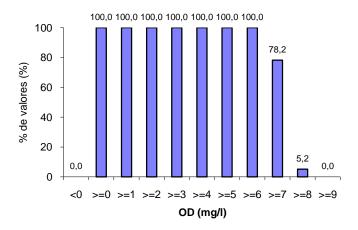


Figura 37. Distribuição de frequência acumulada de OD mínimo referentes à Primeira Campanha.

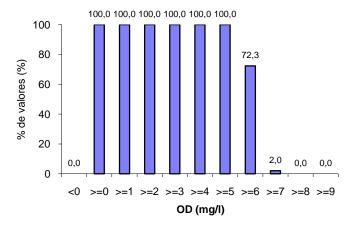


Figura 38. Distribuição de frequência acumulada de OD mínimo referentes à Segunda Campanha.

Os resultados das simulações realizadas com um mesmo grupo de constantes cinéticas (constantes reunidas na Tabela 8) e com os percentuais e

coeficientes propostos por von Sperling (2007) para a condução da analise de incerteza com as distrituições Normal e Uniforme (tabelas 1 e 2) indicaram que, independentemente da distribuição de probabilidade empregada para geração aleatória de novos valores para os diferentes dados de entrada, o padrão de distribuição de frequência das concentrações críticas de OD é conservado. Considerados os resultados associados a primeira campanha de campo, foram estimados valores mínimos de OD predominantementena faixa de 7 e 8 mg/L (84,2% e 73,0%, para as distribuições normal e uniforme, respectivamente). Quando considerados os resultados associados a segunda campanha de campo, os valores mínimos estimados para o oxigênio dissolvido se concentraram na faixa de 6 a 7 mg/L (71,5% e 70,3%, para as distribuições normal e uniforme, respectivamente).

6.2.2 SIMULAÇÕES COM ALTERAÇÃO DAS FAIXAS E DOS COEFICIENTES DE VARIAÇÃO DAS CONSTANTES CINÉTICAS

Nesta seção serão apresentados os resultados das simulações conduzidas a partir da adoção de diferentes faixas de variação para a geração aleatória das constantes cinéticas k_1 , k_2 e k_d . Os percentuais e os coeficientes de variação adotados nesta etapa do trabalho para a geração aleatória das constantes cinéticas estão reunidos na Tabela 4.

As Figuras 39, 40 e 41, associadas respectivamente às contantes k_1 , k_2 e k_d , ilustram as distribuições de frequência das concentrações mínimas de OD para um conjunto de 1000 (mil) simulações, estabelecidas a partir dos dados da primeira campanha de campo. As Figuras 42, 43 e 44, por sua vez, ilustram o efeito da variação dos percentuais e coeficientes de variação para a geração das constantes cinéticas quando consideradas as informações referentes a segunda campanha.

A avaliação da influência da faixa de variação aceitável para as constantes cinéticas também foi realizada quando consideradas as constantes cinéticas determinadas com os registros das duas campanhas de campo, conjuntamente (constantes reunidas na Tabela 8). Estes resultados estão reunidos nas figuras de 45 a 50. As Figuras 45, 46 e 47, associadas respectivamente às contantes k_1 , k_2 e k_d , ilustram as distribuições de frequência das concentrações mínimas de OD para um conjunto de 1000 (mil) simulações, estabelecidas a partir dos dados da primeira campanha de campo. As Figuras 48, 49 e 50, por sua vez, ilustram o efeito da variação das faixas e coeficientes de variação para a geração das constantes cinéticas quando consideradas as informações referentes a segunda campanha.

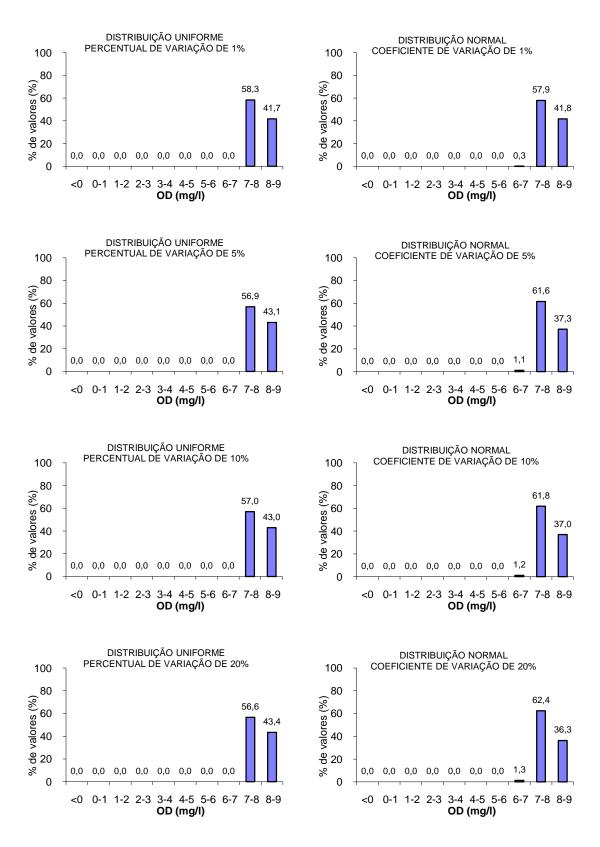


Figura 39. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da constante K₁ a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e distribuições de probabilidade – Resultados referentes a primeira campanha de campo.

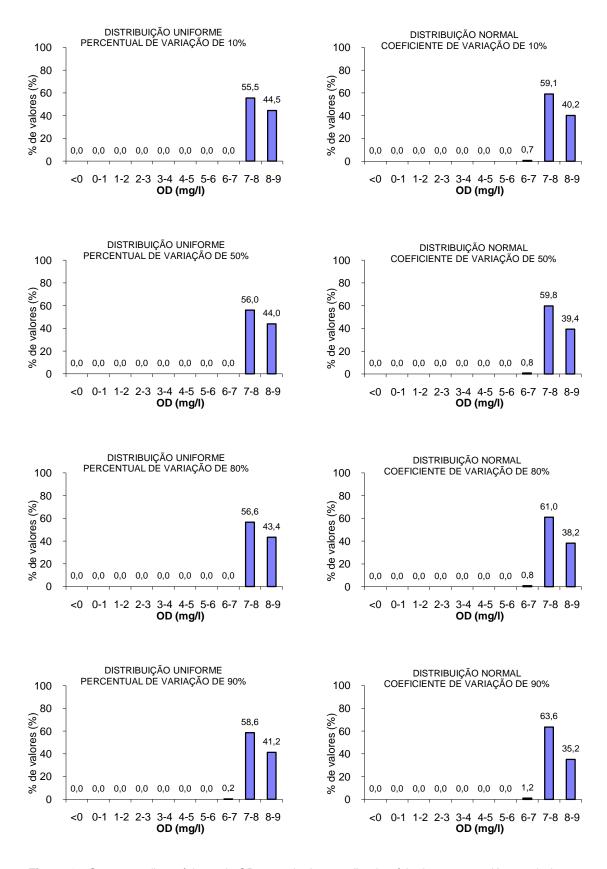


Figura 40. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da constante K₂ a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e distribuições de probabilidade − Resultados referentes a primeira campanha de campo.

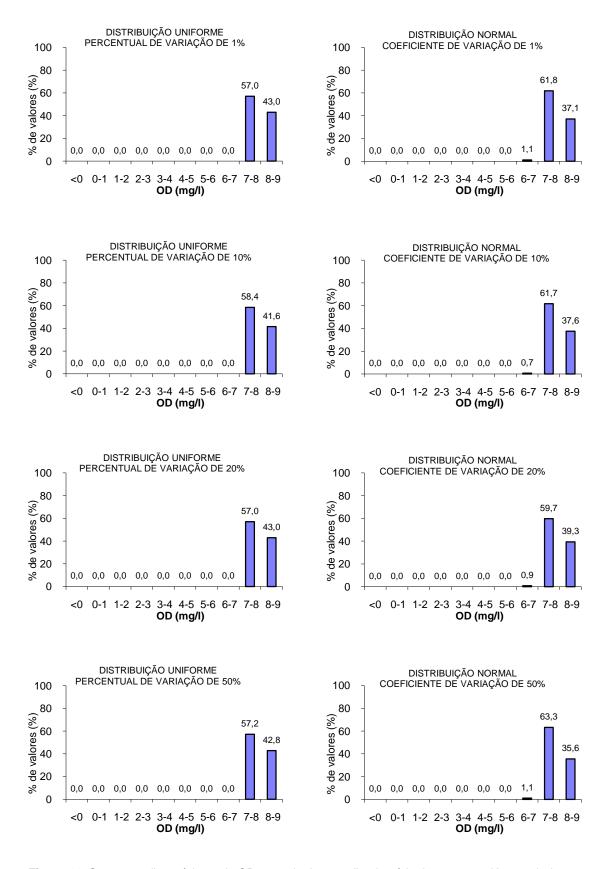


Figura 41. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da constante K_d a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e distribuições de probabilidade − Resultados referentes a primeira campanha de campo.

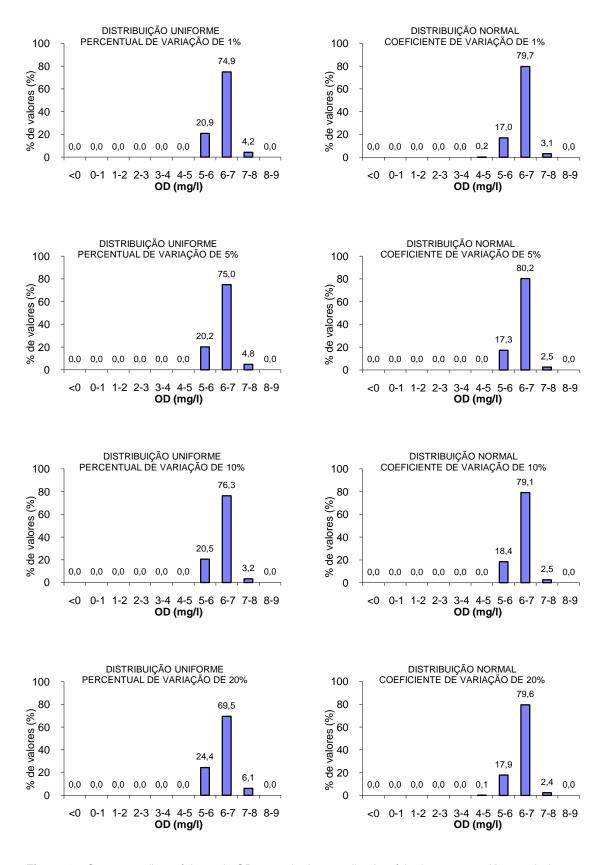


Figura 42. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da constante K₁a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e distribuições de probabilidade − Resultados referentes a segunda campanha de campo.

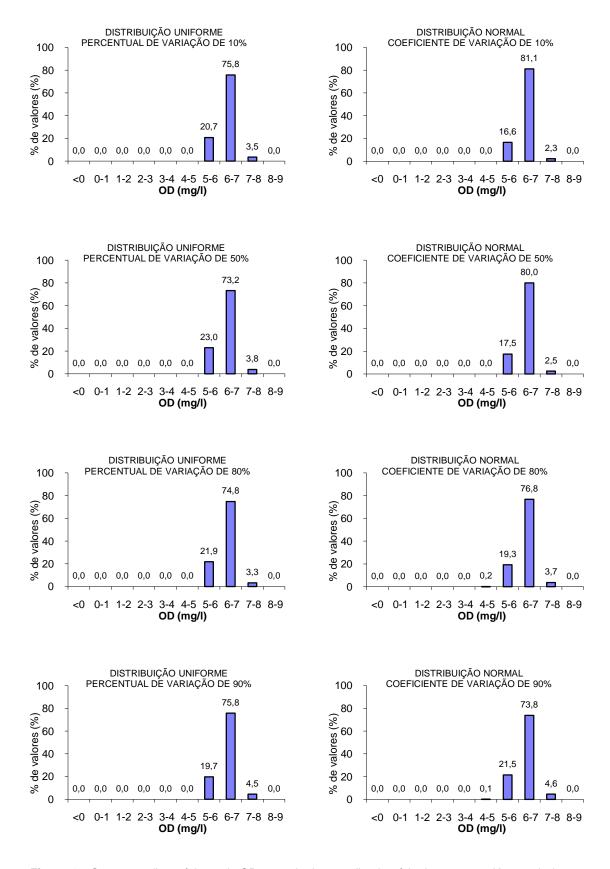


Figura 43. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da constante K₂a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e distribuições de probabilidade − Resultados referentes a segunda campanha de campo.

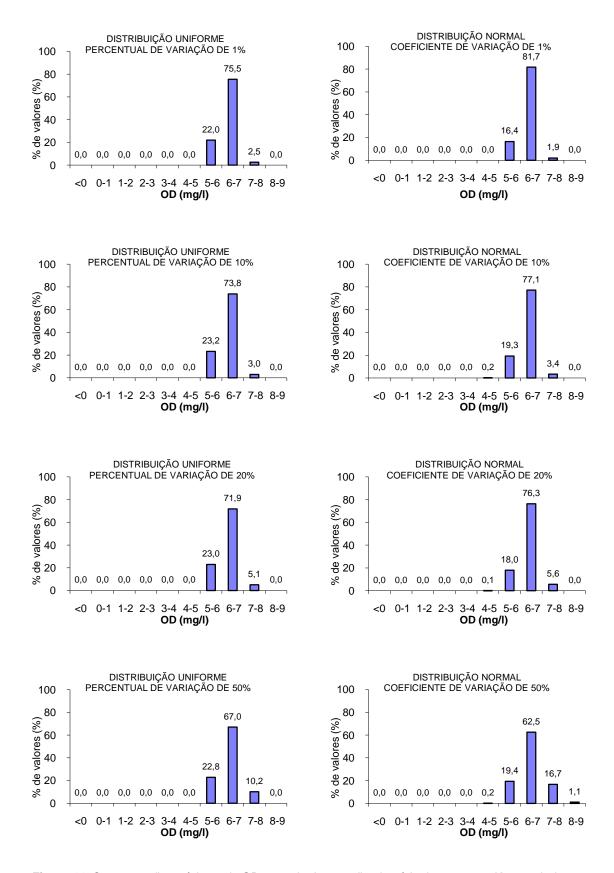


Figura 44. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da constante K_d a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e distribuições de probabilidade − Resultados referentes a segunda campanha de campo.

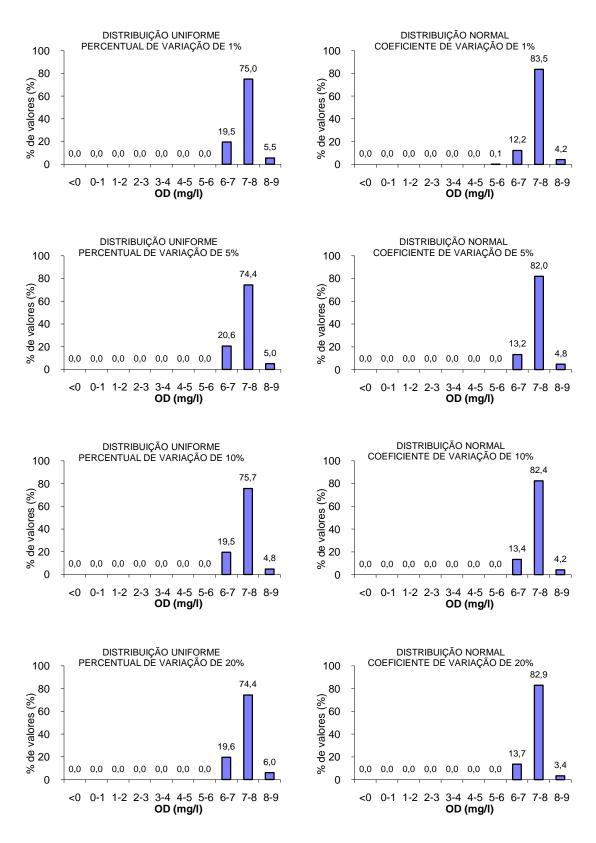


Figura 45. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da constante K₁ a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e distribuições de probabilidade – Resultados associados a calibração do modelo de qualidade de água com emprego conjunto das duas campanhas de campo.

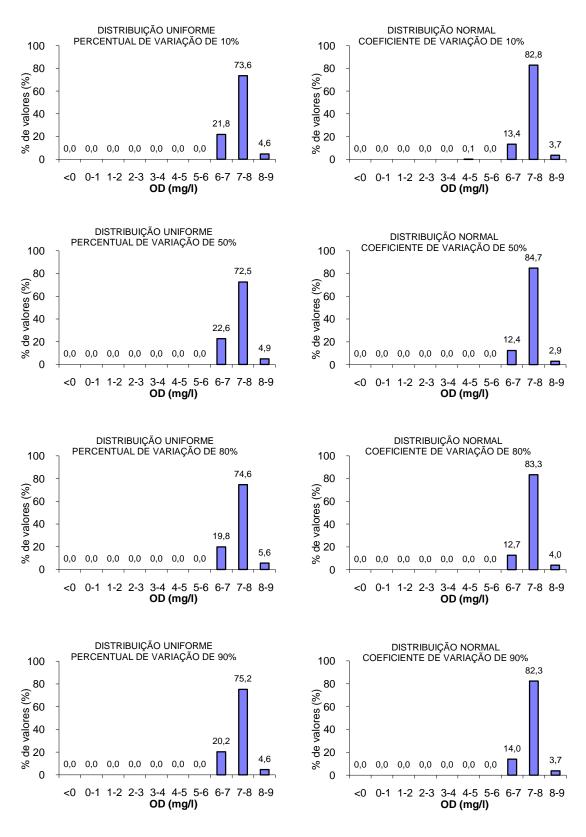


Figura 46. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da constante K₂ a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e distribuições de probabilidade – Resultados associados a calibração do modelo de qualidade de água com emprego conjunto das duas campanhas de campo.

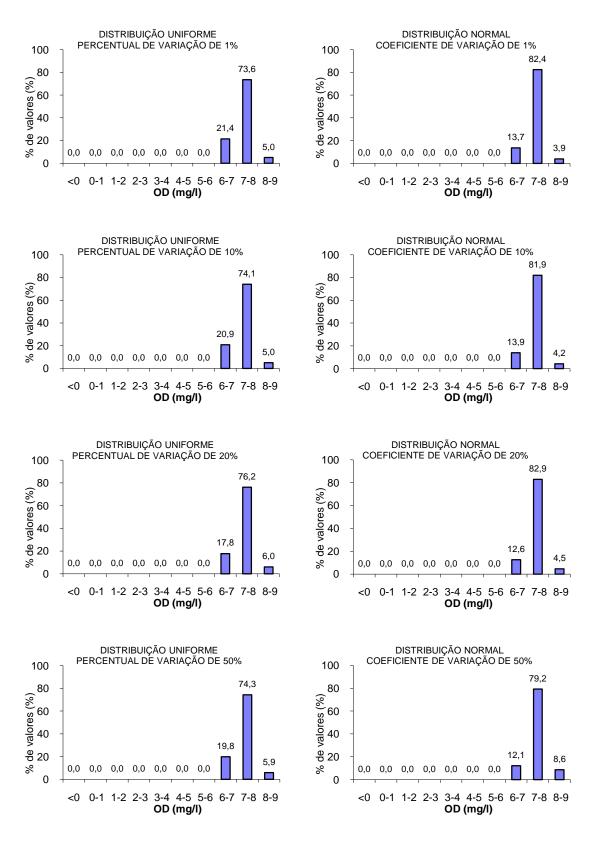


Figura 47. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da constante K_d a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e distribuições de probabilidade − Resultados associados a calibração do modelo de qualidade de água com emprego conjunto das duas campanhas de campo.

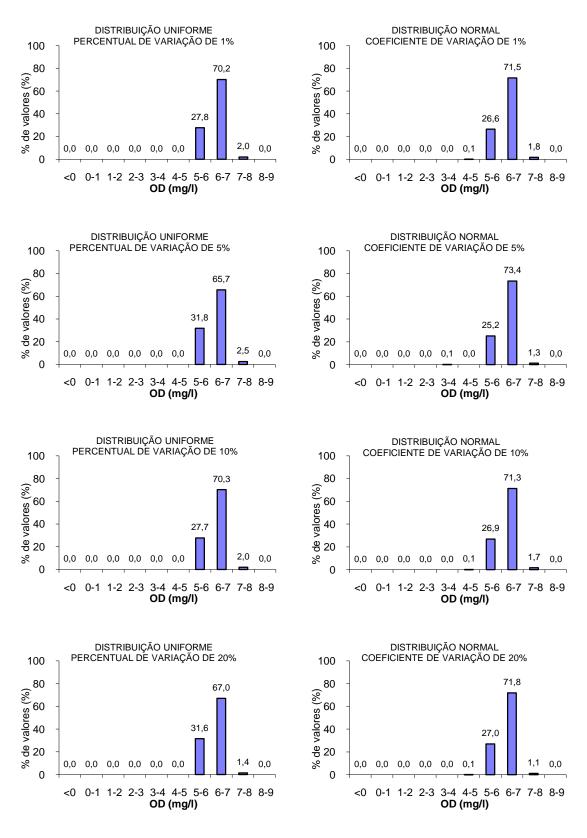


Figura 48. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da constante K₁ a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e distribuições de probabilidade – Resultados associados a calibração do modelo de qualidade de água com emprego conjunto das duas campanhas de campo.

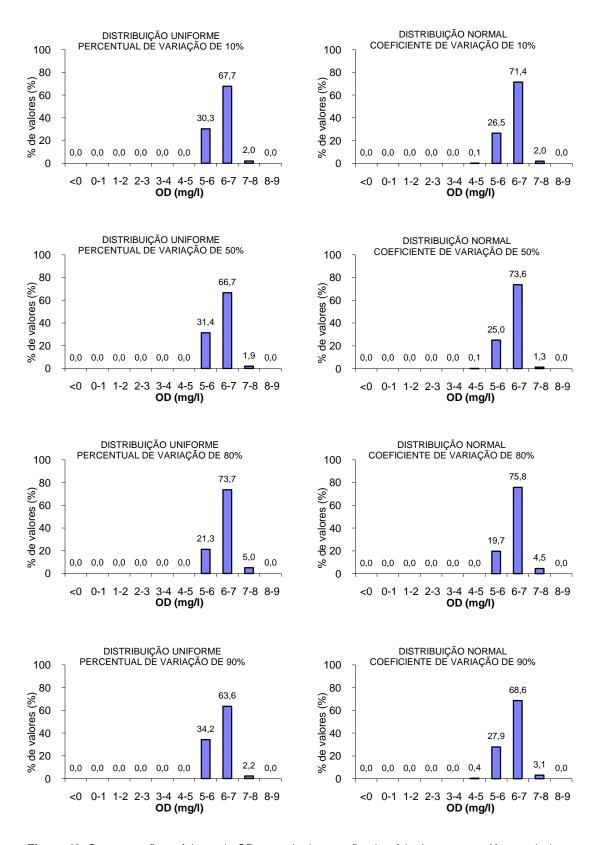


Figura 49. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da constante K₂a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e distribuições de probabilidade – Resultados associados a calibração do modelo de qualidade de água com emprego conjunto das duas campanhas de campo.

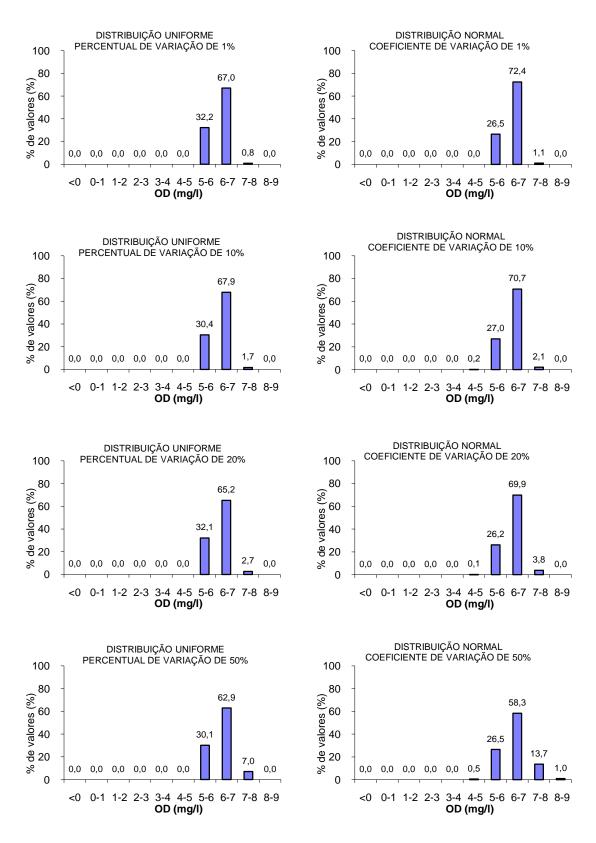


Figura 50. Concentrações mínimas de OD, quando da geração aleatória da constante K_d a partir de diferentes percentuais e coeficientes de variação e distribuições de probabilidade − Resultados associados a calibração do modelo de qualidade de água com emprego conjunto das duas campanhas de campo.

A partir da simples inspeção das Figuras 39 a 50, apresentam-se como relevantes as seguintes observações.

- A alteração dos percentuais ou coeficientes de variação modificaram os percentuais de distribuição dos valores mínimos de OD entre as diferentes faixas de concentração. No entanto, não alteraram o padrão de distribuição entre as referidas faixas;
- Independentemente da distribuição de probabilidade e da faixa de variação empregada para a geração aleatória da variável k_d, a maioria das simulações conduziu a uma concentração mínima de OD entre 7 e 8 mg/L, quando considerados exclusivamente os resultados associados à primeira campanha de campo, e entre 6 e 7 mg/L, a partir dos resultados associados à segunda campanha de campo. Para cada grupo de 1000 (mil) simulações associadas à primeira campanha, foi estimado um mínimo de 57% de valores de concentrações críticas na faixa entre 7 e 8 mg/L (distribuição Uniforme e percentuais de variação de 1 e 20%). Para as simulações referentes à segunda campanha, foi estimado um mínimo de 62,5% das concentrações críticas na faixa de concentrações entre 6 e 7 mg/L (distribuição Normal e coeficiente de variação de 50%).
- Quando das alterações dos percentuais de variação (distribuição uniforme) e dos coeficientes de variação (distribuição normal) necessários à geração aleatória da constante k₁ pode-se observar que, não houve variação significativa nas distribuições de frequência das concentrações mínimas de OD. Os resultados novamente indicaram maior parte das concentrações mínimas de OD, entre 7 e 8 mg/L, (aproximadamente 59%, independentemente da distribuição de probabilidade e faixa de variação associada a primeira campanha) e entre 6 a 7 mg/L (aproximadamente 76%, independentemente da distribuição de probabilidade e faixa de variação referente a primeira campanha de campo). Vale ressaltar que nas simulações com percentuais de variação entre 1% e 20% não foram observados, quando do emprego da distribuição uniforme e dos registros referentes à

- primeira campanha de campo, resultados de OD mínimo na faixa de 6 a 7 mg/L.
- As alterações nos percentuais e coeficientes de variação necessários à geração aleatória da constante k2 produziram o mesmo padrão de resultados observado quando da variação da constante k1. No entanto, observou-se que, com o aumento dos percentuais e coeficientes de variação, houve um aumento da porcentagem dos valores de OD mínimo na faixa de 7 a 8 mg/L, quando da condução das simulações associadas a primeira campanha de campo. Quando do emprego da distribuição Uniforme e dos registros da segunda campanha de campo, observou-se um aumento da porcentagem dos valores de OD mínimo nas faixas de 6 a 7 mg/L e 7 a 8 mg/L e redução na porcentagem de valores de OD mínimo na faixa de 5 a 6 mg/L. Quando utilizada a distribuição Normal, as simulações associadas a segunda campanha de campo produziram decréscimo da porcentagem de concentrações mínimas de OD na faixa de 6 a 7 mg/L e aumento nas faixas de 5 a 6 mg/L e 7 a 8 mg/L.
- Os resultados das simulações que empregaram as constantes cinéticas reunidas na Tabela 8 (constantes decorrentes da calibração a partir da análise conjunta das duas campanhas de campo) reproduziram um padrão de distribuição de frequência de concentrações mínimas de OD similar ao observado para as campanhas de campo separadamente. As concentrações mínimas de OD apresentaram-se predominantemente numa mesma faixa de concentração (de 7 a 8 mg/L quando consideradas as simulações associadas a primeira campanha de campo e de 6 a 7 mg/L quando consideradas as simulações referentes a segunda campanha de campo) Como também observado quando da análise em separado das campanhas de campo, as alterações nos percentuais e coeficientes de variação tiveram como principal efeito redistribuir as concentrações críticas de OD entre as diferentes faixas empregadas para a construção dos diagramas de frequência.

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Deste trabalho são consideradas relevantes as seguintes conclusões:

- Não foram identificados no rio Santa Joana estações de monitoramento sistemático da qualidade de água sob responsabilidade dos órgãos de controle ambiental. Os registros de qualidade e de quantidade de água empregadas para a condução do presente estudo foram obtidos a partir de projeto de pesquisa conduzido pelo do Grupo de Estudos e Ações em Recursos Hídricos da Universidade Federal do Espírito Santo;
- O procedimento de calibração empregado indicou que as constantes que regulam os processos de reaeração atmosférica e desoxigenação pela oxidação da matéria orgânica são fortemente dependentes das condições de quantidade e qualidade predominantes no curso d'água. O emprego das referidas constantes cinéticas estimadas a partir do conjunto de informações de quantidade e qualidade disponíveis para o rio Santa Joana, ainda que tenham por objetivo refletir as condições médias do curso d'água no período de estudo, produziu maiores erros quando da simulação das condições de qualidade associadas à segunda campanha de campo;
- A análise de incerteza com auxílio do método de Monte Carlo permitiu indicar as faixas de concentração nas quais devem se situar as concentrações críticas de OD, quando assumidas diferentes incertezas para os dados de entrada necessários à condução das simulações de qualidade de água com o modelo de Streeter-Phelps. Quando consideradas as simulações associadas a primeira campanha de campo, as concentrações mínimas de OD devem se situar na faixa de 7 a 8 mg/L. A partir das simulações referentes à segunda campanha de campo, as concentrações críticas devem se estabelecer na faixa de 6 a 7 mg/L, considerando as condições prevalentes nas ocasiões das campanhas de monitoramento. As referidas faixas foram estabelecidas independentemente da distribuição de probabilidade considerada para a geração aleatória dos dados de entrada ou do conjunto de dados empregado nas tentativas de calibração do modelo de qualidade de água;

A variação dos percentuais e dos coeficientes de variação, quando da geração aleatória das constantes cinéticas a partir das distribuições Uniforme e Normal não produziu alteração das faixas de prevalência das concentrações mínimas de OD, induzindo uma redistribuição das concentrações críticas entre as diferentes faixas de concentrações empregadas para a construção dos diagramas de frequência.

Constituem recomendações do presente estudo:

- A condução de novas tentativas de calibração do modelo de qualidade de água a partir de uma eventual ampliação da base de dados de qualidade e quantidade associada ao rio Santa Joana;
- A repetição do estudo a partir do emprego de modelos de qualidade de água mais elaborados, nos quais outros fenômenos que se estabelecem num curso d'água e que afetam a distribuição das concentrações de oxigênio dissolvido sejam considerados.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

Braga, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental.** São Paulo: Prentice Hall, 2002.

CAMPOS, R. G. D. Análise da Representatividade de Diferentes Hipóteses de Modelagem Matemática para Definição de Manchas de Inundações em Áreas Urbanas - Estudo de Caso da Cidade de Governador Valadares - MG. Universidade Federal de Minas Gerais. Programa de Pós Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Belo Horizonte, 2011.

COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Análise de incerteza em um modelo matemático de qualidade da água aplicado ao Ribeirão do Ouro, Araraquara, SP, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 2, p. 232-245, 2011.

GASTALDINI, M. C. C.; SEFFRIN, G. F. F.; PAZ, M. F. Diagnóstico atual e previsão futura da qualidade das águas do rio ibicuí utilizando o modelo QUAL2E. Vol. 7 - Nº 3 - jul/set 2002 e Nº 4 - out/dez 2002,129-138. 2002.

GASTALDINI, M. C.C.; OPPA, L. F. Análise de Alternativas de Enquadramento do Rio Vacacaí Mirim Utilizando Modelo Matemático de Qualidade da Água. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Volume 16 n. 1 Jan/Mar 2011, 17-27. 2011.

IDE, W. R., RIBEIRO, M. L. Calibração do modelo de qualidade de água Qual-UFMG para o rio taquarizinho em período de estiagem. UFMS. 2009. Disponívelemhttp://www.propp.ufms.br/gestor/titan.php?target=openFile&fileId=491. Acesso em: Abril, 2012.

KNAPIK, H. G., FRANÇA, M. S.S., FERNANDES, C. V., MASINI, L. S., MARIN, M. C. C., PORTO, M. F. A. **Análise crítica da calibração do modelo de**

qualidade de água QUAL2E – estudo de caso da bacia do Alto Iguaçu. REGA – Vol. 5, nº 2, p.25-37, jul/dez. 2008.

LEITE, Alfredo Estevão de Barros. **Simulação do lançamento de esgotos domésticos em rios usando um modelo de qualidade d'água, sisbahia**®. Rio de Janeiro, 2004. Dissertação de Mestrado, DSSA/ENSP/FIOCRUZ. 2004.

LIMA, E. B. N. R. Modelação Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá. **Tese de Doutorado.** Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Rio de Janeiro, 2011.

MERTEN, Gustavo H., MINELLA, Jean P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. Porto Alegre, 2002. Agroecol. e Desenvol. Rur. Sustent. Porto Alegre, v.3, n.4, out/dez 2002.

OPPA, L. F. Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do rio Vacacaí. Santa Maria, 2007. Dissertação de Mestrado Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria. 2007.

SILVA, H. L. G. Modelagem bidimensional do fósforo com vistas a gestão de bacias hidrográficas – estudo de caso: Reservatório de Fiú, Paraná. 124 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

SILVA, N.G.M.. Modelagem da Qualidade da Água no Trecho de Vazão Reduzida (TVR) do Aproveitamento Hidrelétrico de Capim Branco I do Rio Araguari-MG. Universidade Federal de Minas Gerais Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Belo Horizonte, 2007.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. Porto Alegre: Editora da Universidade. UFRGS, 1998, 669p.

VON SPERLING, M. Análise de incerteza em estudos ambientais – Aplicação na modelagem da qualidade de água dos rios. Bio Engenharia Sanitária e Ambiental – Encarte Técnico. v. 2, n.2, p. 2-10, 1993.

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