

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

***SIMULAÇÃO HIDRODINÂMICA DA QUALIDADE DA ÁGUA. ESTUDO  
DE CASO: AJUSTE DO MODELO CE-QUAL-W2 À SUB-BACIA DO  
ARROIO DEMÉTRIO, BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GRAVATAÍ/RS***

**RAFAEL SIQUEIRA SOUZA**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia.

Porto Alegre, abril de 2006

## APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul sob orientação do Prof. Dr. Sérgio João De Luca da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Desejo agradecer ao Prof. Sérgio João De Luca pela orientação.

À CAPES pelo apoio financeiro através da bolsa de estudos concedida.

À FUNASA pelo apoio financeiro concedido para realização deste trabalho.

À UFRGS e ao IPH pelo ensino de excelência recebido durante toda minha formação profissional até o momento.

Aos colegas do IPH pelo companheirismo, contribuições e sugestões prestados durante a realização deste trabalho.

À minha família por todo incentivo e dedicação a mim durante toda minha vida.

Finalmente, um agradecimento especial a Graziela pelo apoio, carinho e paciência com que me acompanhou durante a realização deste trabalho.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE TABELAS .....</b>	<b>V</b>
<b>LISTA DE FIGURAS .....</b>	<b>VI</b>
<b>LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS .....</b>	<b>X</b>
<b>RESUMO .....</b>	<b>XI</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>XII</b>
<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>4</b>
2.1. OBJETIVOS GERAIS.....	4
2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	4
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>5</b>
3.1. ANTECEDENTES.....	5
3.2. USO DE MODELOS DE QUALIDADE DA ÁGUA COMO FERRAMENTA DO GERENCIAMENTO DOS RECURSOS HÍDRICOS.....	8
3.3. MODELOS DE QUALIDADE DA ÁGUA .....	11
3.3.1. <i>Crítérios de Seleção dos Modelos de Qualidade da Água em Rios</i> .....	14
3.3.2. <i>Modelos de Transporte de Massa</i> .....	19
3.3.3. <i>Características Hidráulicas dos Modelos de Qualidade da Água</i> .....	25
<b>4. O MODELO CE-QUAL-W2 V.3.2.....</b>	<b>31</b>
4.1. CARACTERÍSTICAS GERAIS .....	31
4.2. APLICAÇÕES DO MODELO.....	32
4.3. EQUAÇÕES GOVERNANTES .....	34
4.3.1. <i>Módulo Hidrodinâmico</i> .....	35
4.3.2. <i>Módulo de Transporte de Massa</i> .....	37
4.4. SOLUÇÃO NUMÉRICA .....	37
4.5. DADOS NECESSÁRIOS .....	37
<b>5. METODOLOGIA .....</b>	<b>39</b>
5.1. DADOS GERAIS .....	39
5.2. CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO.....	39

5.3. SEÇÕES DE MONITORAMENTO.....	42
5.4. ANÁLISE DOS DADOS E PREPARAÇÃO DO MODELO.....	45
5.4.1. Geometria do modelo .....	45
5.4.2. Condições de Contorno .....	47
5.4.3. Dados Meteorológicos.....	57
5.4.4. Parâmetros Cinéticos .....	60
5.5. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE .....	62
5.6. SIMULAÇÃO DE CENÁRIO FUTURO .....	64
<b>6. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>66</b>
6.1. AJUSTE DO MODELO CE-QUAL-W2 V.3.2.....	66
6.1.1. Simulação da Vazão e Nível d'água.....	66
6.1.2. Simulação da Qualidade da água .....	69
6.2. RESULTADOS DA ANÁLISE DE SENSIBILIDADE .....	98
6.2.1. Demanda de Oxigênio pelo Sedimento (SOD).....	98
6.2.2. Coeficientes de Reaeração ( $K_1$ ) .....	100
6.3. SIMULAÇÃO DA PROJEÇÃO FUTURA DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DO ARROIO DEMÉTRIO .....	106
<b>7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>112</b>
<b>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>117</b>
<b>ANEXOS .....</b>	<b>124</b>
ANEXO 1 – MAPAS DA SUB-BACIA DO ARROIO DEMÉTRIO.....	125
ANEXO 2 – CURVAS CHAVE DAS SEÇÕES DE AMOSTRAGEM .....	130
ANEXO 3 – CORRELAÇÃO DE VAZÕES ENTRE AS SEÇÕES DE AMOSTRAGEM AD3 E AD2 ..	134
ANEXO 4 – CORRELAÇÕES DAS TEMPERATURAS ENTRE SEÇÕES DE AMOSTRAGEM.....	136
ANEXO 5 – CARGAS POLUIDORAS TOTAIS PARA O CENÁRIO ATUAL (11/2002 A 05/2003) E PROJEÇÃO FUTURA (11/2012 A 05/2013) DAS SUB-BACIAS DO ARROIO DEMÉTRIO .....	139

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1. Evolução do modelo clássico de Streeter-Phelps para OD-DBO.....	23
Tabela 5.1. Divisão dos trechos conforme declividade .....	47
Tabela 5.2. Áreas de cada sub-bacias do Arroio Demétrio.....	48
Tabela 5.3. Parâmetros cinéticos de referência .....	61
Tabela 5.4. Formulações utilizadas para o coeficiente de reaeração ( $K_a$ ) .....	63
Tabela 5.5. Divisão das cargas poluidoras atuais das sub-bacias conforme a sua origem.....	65
Tabela 6.1. Comparação do erro (%) entre as simulações com os modelos CE-QUAL-W2 V.3.2 e QUAL2E para fósforo dissolvido .....	74
Tabela 6.2. Comparação do erro (%) entre as simulações com CE-QUAL-W2 V.3.2 e QUAL2E para N-amoniacoal .....	78
Tabela 6.3. Comparação do erro (%) entre as simulações com CE-QUAL-W2 V.3.2 e QUAL2E para Nitrito .....	82
Tabela 6.4. Comparação do erro (%) entre as simulações com CE-QUAL-W2 V.3.2 e QUAL2E para DBO <sub>5</sub> .....	85
Tabela 6.5. Comparação do erro (%) entre as simulações com CE-QUAL-W2 V.3.2 e QUAL2E para OD.....	89
Tabela 6.6. Comparação do erro (%) entre as simulações com CE-QUAL-W2 V.3.2 e QUAL2E para coliformes fecais.....	98
Tabela A.1. Cargas poluidoras atuais para coliformes fecais (NMP/100ml/s) .....	140
Tabela A.2. Cargas poluidoras futuras para coliformes fecais (NMP/100ml/s) .....	140
Tabela A.3. Cargas poluidoras atuais para DBO (kg/s).....	141
Tabela A.4. Cargas poluidoras futuras para DBO (kg/s) .....	141
Tabela A.5. Cargas poluidoras atuais para N-amoniacoal (kg/s) .....	142
Tabela A.6. Cargas poluidoras futuras para N-amoniacoal (kg/s) .....	142
Tabela A.7. Cargas poluidoras atuais para nitrito (kg/s).....	143
Tabela A.8. Cargas poluidoras futuras para nitrito (kg/s) .....	143
Tabela A.9. Cargas poluidoras atuais para fósforo dissolvido (kg/s) .....	144
Tabela A.10. Cargas poluidoras futuras para fósforo dissolvido (kg/s) .....	144

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1. Evolução do modelo de qualidade da água QUAL2E .....	7
Figura 5.1. Localização das seções de amostragem ao longo do Arroio Demétrio.....	42
Figura 5.2. Seções de amostragem, a) AD1, b) AD2, c) AD3, d) AD4, e) AD5, f) AD6 .....	44
Figura 5.3. Discretização e orientação das seções gerada pelo modelo.....	46
Figura 5.4. Perfil Longitudinal do Arroio Demétrio.....	46
Figura 5.5. Diagrama Unifilar da Bacia Hidrográfica do Arroio Demétrio.....	50
Figura 5.6. Cotas dos dados de réguas e linígrafo das seções de amostragem.....	52
Figura 5.7. Vazão calculada pela curva-chave para seção de amostragem AD3 .....	52
Figura 5.8. Perfil temporal da temperatura da água nas seções de amostragem .....	53
Figura 5.9. Perfil temporal de coliforme fecais nas seções de amostragem .....	54
Figura 5.10. Perfil temporal de N-amoniacal nas seções de amostragem.....	55
Figura 5.11. Perfil temporal de DBO nas seções de amostragem .....	55
Figura 5.12. Perfil temporal de nitrato nas seções de amostragem .....	55
Figura 5.13. Perfil temporal de OD nas seções de amostragem.....	56
Figura 5.14. Perfil temporal de fósforo dissolvido nas seções de amostragem.....	56
Figura 5.15. Perfil temporal de pH nas seções de amostragem.....	56
Figura 5.16. Dados de temperatura do ar .....	58
Figura 5.17. Dados de temperatura do ponto de orvalho .....	58
Figura 5.18. Dados de velocidade do vento .....	59
Figura 5.19. Dados da direção do vento.....	59
Figura 5.20. Dados de nebulosidade .....	60
Figura 6.1. Comparação dos dados medidos e simulados para vazão na seção AD3.....	67
Figura 6.2. Comparação dos dados medidos e simulados do nível na seção AD3.....	68
Figura 6.3. Comparação dos dados medidos e simulados de vazão para seção AD5.....	69
Figura 6.4. Comparação dos dados medidos e simulados de vazão para seção AD4.....	69
Figura 6.5. Comparação dos dados medidos e simulados de vazão para seção AD2.....	69
Figura 6.6. Comparação para fósforo dissolvido na seção AD5 .....	71
Figura 6.7. Comparação para fósforo dissolvido na seção AD4 .....	71
Figura 6.8. Comparação para fósforo dissolvido na seção AD3 .....	71
Figura 6.9. Comparação para fósforo dissolvido na seção AD2 .....	72
Figura 6.10. Comparação para fósforo dissolvido na seção AD1 .....	72

Figura 6.11. Perfil Longitudinal para fósforo dissolvido.....	73
Figura 6.12. Comparação para nitrogênio amoniacal na seção AD5.....	75
Figura 6.13. Comparação para nitrogênio amoniacal na seção AD4.....	75
Figura 6.14. Comparação para nitrogênio amoniacal na seção AD3.....	75
Figura 6.15. Comparação para nitrogênio amoniacal na seção AD2.....	76
Figura 6.16. Comparação para nitrogênio amoniacal na seção AD1.....	76
Figura 6.17. Perfil longitudinal para nitrogênio amoniacal .....	77
Figura 6.18. Comparação para nitrato na seção AD5 .....	79
Figura 6.19. Comparação para nitrato na seção AD4 .....	79
Figura 6.20. Comparação para nitrato na seção AD3 .....	79
Figura 6.21. Comparação para nitrato na seção AD2 .....	80
Figura 6.22. Comparação para nitrato na seção AD1 .....	80
Figura 6.23. Perfil longitudinal para nitrato .....	81
Figura 6.24. Comparação para DBO <sub>5</sub> na seção AD5.....	82
Figura 6.25. Comparação para DBO <sub>5</sub> na seção AD4.....	83
Figura 6.26. Comparação para DBO <sub>5</sub> na seção AD3.....	83
Figura 6.27. Comparação para DBO <sub>5</sub> na seção AD2.....	83
Figura 6.28. Comparação para DBO <sub>5</sub> na seção AD1.....	84
Figura 6.29. Perfil longitudinal para DBO <sub>5</sub> .....	85
Figura 6.30. Comparação para OD na seção AD5.....	86
Figura 6.31. Comparação para OD na seção AD4.....	86
Figura 6.32. Comparação para OD na seção AD3.....	87
Figura 6.33. Comparação para OD na seção AD2.....	87
Figura 6.34. Comparação para OD na seção AD1.....	87
Figura 6.35. Perfil Longitudinal para OD .....	89
Figura 6.36. Comparação para saturação de OD na seção AD5 .....	90
Figura 6.37. Comparação para saturação de OD na seção AD4 .....	90
Figura 6.38. Comparação para saturação de OD na seção AD3 .....	90
Figura 6.39. Comparação para saturação de OD na seção AD2 .....	91
Figura 6.40. Comparação para saturação de OD na seção AD1 .....	91
Figura 6.41. Comparação para pH na seção AD5 .....	92
Figura 6.42. Comparação para pH na seção AD4 .....	93
Figura 6.43. Comparação para pH na seção AD3 .....	93
Figura 6.44. Comparação para pH na seção AD2 .....	93

Figura 6.45. Comparação para pH na seção AD1 .....	94
Figura 6.46. Perfil longitudinal para pH .....	94
Figura 6.47. Comparação para coliformes fecais na seção AD5.....	95
Figura 6.48. Comparação para coliformes fecais na seção AD4.....	95
Figura 6.49. Comparação para coliformes fecais na seção AD3.....	96
Figura 6.50. Comparação para coliformes fecais na seção AD2.....	96
Figura 6.51. Comparação para coliformes fecais na seção AD1.....	96
Figura 6.52. Perfil longitudinal para coliformes fecais.....	97
Figura 6.53. Análise de sensibilidade do oxigênio dissolvido em função do parâmetro demanda de oxigênio pelo sedimento, SOD.....	99
Figura 6.54. Percentual de variação na concentração de OD em relação ao valor ajustado para a demanda de oxigênio pelo sedimento (SOD) .....	100
Figura 6.55. Análise de sensibilidade do oxigênio dissolvido em função das formulações do parâmetro de reaeração ( $K_a$ ) empregadas.....	102
Figura 6.56. Percentual de variação na concentração de OD em relação ao valor ajustado para o coeficiente de reaeração ( $K_a$ ) .....	103
Figura 6.57. Análise de sensibilidade do pH em função das formulações do parâmetro de reaeração ( $K_a$ ) empregadas .....	104
Figura 6.58. Percentual de variação do pH em relação ao valor ajustado para o coeficiente de reaeração ( $K_a$ ) .....	105
Figura 6.59. Crescimento das cargas pontuais ao longo do Arroio Demétrio .....	106
Figura 6.60. Crescimento das cargas distribuídas ao longo do Arroio Demétrio.....	106
Figura 6.61. Comparação dos dados atuais e para 2013 para coliformes fecais .....	107
Figura 6.62. Comparação dos dados atuais e para 2013 para fósforo dissolvido.....	108
Figura 6.63. Comparação dos dados atuais e para 2013 para N-amoniacal.....	108
Figura 6.64. Comparação dos dados atuais e para 2013 para nitrato.....	109
Figura 6.65. Comparação dos dados atuais e para 2013 para $DBO_5$ .....	110
Figura 6.66. Comparação dos dados atuais e para 2013 para OD.....	110
Figura 6.67. Comparação dos dados atuais e para 2013 para pH.....	111
Figura A.1. Localização geográfica da Sub-Bacia do Arroio Demétrio.....	126
Figura A.2. Mapa planialtimétrico da Sub-bacia do Arroio Demétrio .....	127
Figura A.3. Mapa de uso e cobertura do solo da Sub-Bacia do Arroio Demétrio.....	128
Figura A.4. Mapa de divisão geográfica das Sub-Bacias do Arroio Demétrio .....	129
Figura A.5. Curva-chave para seção AD2 .....	131

Figura A.6. Curva-chave para seção AD3 .....	131
Figura A.7. Curva-chave para seção AD4 .....	132
Figura A.8. Curva-chave para seção AD5 .....	132
Figura A.9. Curva-chave para seção AD6 .....	133
Figura A.10. Correlação entre as vazões das seções AD3 e AD2.....	135
Figura A.11. Correlação entre temperatura do ar e a temperatura da água na seção AD1 ....	137
Figura A.12. Correlação para a temperatura da água entre as seções AD1 e AD2 .....	137
Figura A.13. Correlação para a temperatura da água entre as seções AD1 e AD3 .....	137
Figura A.14. Correlação para a temperatura da água entre as seções AD1 e AD4.....	138
Figura A.15. Correlação para a temperatura da água entre as seções AD1 e AD5 .....	138
Figura A.16. Correlação para a temperatura da água entre as seções AD1 e AD6 .....	138

**LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS**

CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
IPH	Instituto de Pesquisas Hidráulicas
METROPLAN	Secretária da Coordenação e Planejamento
TMDL	Total Maximum Dially Loads
UFRGS	Universidade Federal do Rio Grande do Sul
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

## RESUMO

Este trabalho buscou ampliar os estudos realizados na sub-bacia do Arroio Demétrio por De Luca et al. (2005), que aplicou o modelo permanente de qualidade da água QUAL2E, através da aplicação do modelo hidrodinâmico CE-QUAL-W2 à sub-bacia do Arroio Demétrio. Esta sub-bacia tem aproximadamente 252,0 km<sup>2</sup> e faz parte da Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí, Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba, situando-se na porção norte da bacia, à margem direita do Rio Gravataí.

Os dados dinâmicos foram obtidos através da leitura do linígrafo em uma das seções de amostragem (AD3), enquanto que os dados de qualidade da água foram amostrados bimestralmente em 6 (seis) diferentes seções ao longo do arroio para OD, DBO<sub>5</sub>, pH, nitrato, nitrogênio amoniacal, fósforo dissolvido e coliforme fecais.

Os resultados do módulo hidráulico se ajustaram com boa precisão para um coeficiente de Manning de 0,05, obtendo erros médios para a vazão de 6% e para nível d'água foi de 1%, aproximadamente, na seção AD3. De maneira geral, os resultados para o módulo de transporte de massa também se ajustaram com boa concordância, erros médios de 25% foram observados nas comparações entre dados observados e simulados.

A análise de sensibilidade demonstrou que os parâmetros SOD (demanda de oxigênio pelo sedimento) e K<sub>a</sub> (coeficiente de reaeração) influenciam significativamente a concentração de oxigênio dissolvido e pH.

A projeção futura do cenário de qualidade da água da sub-bacia do Arroio Demétrio baseado no crescimento populacional demonstrou uma piora na qualidade da água em direção a zona urbana do município de Gravataí, representada pelas seções AD2 e AD1, para um horizonte de 10 anos.

## ABSTRACT

This research tried to enlarge the studies achieved in the sub-pool of Arroio Demétrio by De Luca et al. (2005), applying the steady-state water quality model QUAL2E, through using hydrodynamic model CE-QUAL-W2 to the sub-basin of Arroio Demétrio. This sub-basin has total área of about 252 km<sup>2</sup> and it's part of Rio Gravataí basin, Lago Guaíba basin, situated in the north part of the basin, on the right border of Rio Gravataí.

The dynamic data were acquired through linnimetric gage on one sampling points (AD3), whereas the water quality data were acquired bymonthly sampling in six different sections (AD1 to AD6) of the stream to DO, BOD<sub>5</sub>, pH, nitrate, ammonia, dissolved phosphorus, fecal coliform.

The results gotten by the hydraulic module showed a good accordance with the data measured to Manning coefficient 0,05, getting mean error for the flow about to 6% and for the water surface level about to 1%, on the AD3 section. In general, the results gotten by the transport module also ajust with good accordance at the data measured, the mean error 25% was obtained in the comparison between observed ans simulated data.

The sensitivity analyses demonstrated that the SOD (sediment oxygen demand) and K<sub>1</sub> (reaeration coefficient) parameters had influenced significantly the concentration of oxygen dissolved and pH.

The future projection of the water quality scenario of the Arroio Demétrio sub-basin based on the population growth had demonstrated a worsen on the water quality in the direction of the urban zone of Gravataí, represented by the sections AD2 and AD1, for a horizon of 10 years.

## 1. INTRODUÇÃO

A partir da segunda metade do século passado, os acidentes relacionados com a degradação do meio ambiente, sejam com a poluição do solo, água ou do ar estão se tornando acontecimentos recorrentes no mundo. Com a crescente industrialização e crescimento da população mundial, o meio ambiente tornou-se alvo das conseqüências negativas desta evolução do mundo moderno. Ao longo de décadas os rios e mananciais que circundam regiões de intensa industrialização e com elevado contingente populacional tornaram-se alvos da poluição antrópica, gerada, principalmente, por fontes difusas da drenagem urbana ou agrícola, ou por fontes pontuais de efluentes industriais e esgotos domésticos sem disposição final adequada.

Embora os ecossistemas aquáticos tenham condições de reabilitação e capacidade de retornar ao equilíbrio, o surgimento de novos produtos industrializados, como pesticidas, produtos derivados do petróleo e detergentes, juntamente com despejos maciços de esgoto doméstico, eleva as dificuldades de atenuação natural dos corpos d'água. Estes compostos orgânicos industrializados persistem por longo tempo no ecossistema antes de serem completamente degradados, tornando, em muitos casos, os rios em ambientes impróprios para a vida, carentes de biodiversidade e impróprios para o abastecimento populacional, mesmo com processos de tratamento avançado.

Na maioria dos casos, fontes oriundas de despejos de esgotos domésticos com altas cargas de matéria orgânica são as causas mais comuns de poluição nos rios e arroios ao redor dos centros urbanos. A matéria orgânica ao ser despejada no corpo receptor é consumida pelos organismos decompositores, em sua maioria, bactérias heterotróficas aeróbicas, diminuindo a concentração de oxigênio dissolvido no meio aquático, conduzindo o ecossistema a um estado de estresse, alterando a biodiversidade, prevalecendo no meio somente os organismos mais resistentes.

O processo responsável pela depuração do corpo d'água, juntamente com fontes externas e internas de oxigênio, como por exemplo, a reaeração na interface com a atmosfera e, em alguns casos, o processo de fotossíntese, podem conduzir o meio ao restabelecimento do equilíbrio ambiental. Dependendo da quantidade de cargas poluidoras, entretanto, as reações responsáveis pelas perdas de oxigênio superam as fontes, conduzindo o meio a condições anaeróbicas, levando a formação de compostos indesejáveis à biota aquática, aos animais e às

comunidades que se beneficiam do corpo d'água, devido a sua potencialidade tóxica, como compostos de sulfetos e amônia.

Por esta razão, nos últimos anos, as autoridades administrativas e de fiscalização responsáveis em nível estadual e federal têm se conscientizado dos reais impactos sobre a sociedade devido aos descasos com o meio ambiente. No Brasil, dentre as legislações que abordam o tema enquadra-se a resolução CONAMA nº 357/05 (Brasil, 2005) que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, além de legislações mais recentes, as quais instituem a Política e o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/97) que apresenta como um de seus objetivos a utilização racional e integração deste bem de uso comum.

Com relação aos avanços tecnológicos e científicos, nas últimas décadas, profissionais da engenharia ambiental vêm desenvolvendo pesquisas interdisciplinares com o objetivo de ampliar o conhecimento dos processos físicos, químicos e biológicos que envolvem a qualidade da água, as quais são cada vez mais pertinentes e abundantes, refletindo em avanços contínuos das tecnologias empregadas. Como consequência, o desenvolvimento de novos processos no campo de tratamento de efluentes industriais e sanitários tem evoluído rapidamente, encontrando alternativas diversas para diminuição dos impactos, seja por tratamentos físicos, químicos ou biológicos, anaeróbicos e aeróbicos dos efluentes gerados.

Por outro lado, aliando o conhecimento teórico das ciências básicas, como física, química e biologia ao crescimento acelerado da tecnologia computacional, o desenvolvimento de modelos matemáticos tem realizado um papel importante para um melhor entendimento dos processos e interações que afetam a qualidade da água dos corpos d'água.

No âmbito jurídico e fiscalizador, o uso de modelos matemáticos de qualidade da água tem se tornado ferramenta indispensável para previsão de impactos locais e regionais de curto e longo prazo, como devido à implementação de barragens, indústrias e estações de tratamento de esgotos municipal na margem de rios, conforme legislação vigente para o licenciamento ambiental destes empreendimentos por meio de estudo de impacto ambiental CONAMA nº001/86 (Brasil, 1986). Os modelos podem ser úteis no monitoramento de bacias hidrográficas, como ferramenta de apoio no planejamento e gestão dos recursos hídricos pelos comitês responsáveis.

A respeito dos conceitos empregados, uma importante hipótese simplificadora nos modelos matemáticos de qualidade da água diz respeito ao padrão temporal do escoamento, podendo ser classificados em permanente e não-permanente. Embora modelos permanentes sejam intensamente empregados, consideram nas aplicações uma descarga crítica constante para quantidade e qualidade de fluxo. Em muitos casos, as variações de curto espaço de tempo no padrão do escoamento, tanto em relação à vazão, quanto à qualidade da água, devem ser analisadas para conclusões mais confiáveis.

Em muitos casos como de estuários, rios afetados por remanso, canais influenciados por fontes de poluição difusa de drenagem urbana, impactos das variações do tempo de ciclo das estações de tratamento de efluentes e esgotos municipais, alterações na qualidade oriundas das variações de descargas de barragens, entre outras aplicações, modelos não-permanentes se ajustam com melhor confiabilidade ao padrão do escoamento. Na prática, modelos unidimensionais de qualidade da água se ajustam com fidelidade aos processos hidrodinâmicos e de transporte de poluentes em rios e arroios. Estas duas hipóteses, modelagem unidimensional e não-permanente, simulam com maior representatividade estes tipos de corpos d'água, justificando a aplicação do modelo CE-QUAL-W2 V.3.2 neste trabalho.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivos Gerais**

Este trabalho teve como objetivo geral o ajuste do modelo matemático não-permanente de qualidade da água CE-QUAL-W2 V.3.2 para a simulação da sub-bacia do Arroio Demétrio, bacia hidrográfica do Rio Gravataí, com a finalidade de desenvolver uma experiência bem sucedida deste modelo como uma ferramenta auxiliar de baixo custo para o planejamento e gerenciamento de bacias hidrográficas com reduzido tempo de concentração resultando em alta variabilidade na quantidade e qualidade do escoamento no canal principal.

Ampliando, desta forma, estudos anteriores de simulação permanente da qualidade da água na sub-bacia, realizados por De Luca et al. (2005).

### **2.1. Objetivos Específicos**

- Ajustar o modelo CE-QUAL-W2 V.3.2 ao Arroio Demétrio, possibilitando a simulação dos seguintes parâmetros de qualidade da água: pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo dissolvido, coliformes fecais.

- Realizar a análise de sensibilidade dos parâmetros cinéticos de maior interferência sobre os resultados de qualidade da água do modelo CE-QUAL-W2 V.3.2.

- Comparar os resultados das simulações utilizando o modelo não-permanente CE-QUAL-W2 V.3.2 com resultados anteriores empregando o modelo permanente QUAL2E.

- Posteriormente, com o modelo ajustado, simular cenários futuros de contaminação da sub-bacia do Arroio Demétrio em função do crescimento populacional na sua sub-bacia.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

No presente capítulo, será apresentada a revisão bibliográfica sobre o tema “Modelos Matemáticos de Qualidade da Água”, que forneceu as informações para o desenvolvimento da presente dissertação.

Esta revisão bibliográfica procurou abordar os antecedentes dos modelos matemáticos, bem como sua evolução ao longo do século passado, principalmente (sub-ítem 3.1. Histórico). Em seguida, é apresentada uma justificativa da relevância do presente trabalho por meio da descrição dos diversos usos dos modelos matemáticos no gerenciamento e planejamento dos recursos hídricos (sub-ítem 3.2. Uso de Modelos de Qualidade da Água como Ferramenta do Gerenciamento dos Recursos Hídricos). Por fim, são introduzidas as principais conceituações e particularidades dos modelos matemáticos de qualidade de água (sub-ítem 3.3. Modelos de Qualidade da Água), descritos através dos sub-tópicos: a) critérios que devem ser abordados na seleção do modelo adequado (3.3.1. Critérios de Seleção dos Modelos de Qualidade da Água em Rios) e b) as formulações utilizadas nos módulos de transporte de massa (3.3.2. Modelos de Transporte de Massa) e hidráulico (3.3.3. Características Hidráulicas dos Modelos de Qualidade da Água) dos pacotes de simulação.

#### 3.1. Antecedentes

A utilização de expressões matemáticas para representar fenômenos reais é uma prática comum entre os profissionais de engenharia. Logo, perante a necessidade em remediar e prever problemas relacionados com a poluição dos cursos d'água, a simulação matemática dos processos que envolvem os fluxos de substâncias dissolvidas, além dos fenômenos físicos inerentes da cinética de ecossistemas lóticos, fizeram com que o desenvolvimento científico nesta área de pesquisa evoluísse continuamente desde o início do século passado até o presente momento.

Durante anos o desenvolvimento de modelos matemáticos de qualidade da água ficaram limitados não apenas à carência de conhecimento da complexidade dos processos envolvidos, mas também pela capacidade dos computadores existentes.

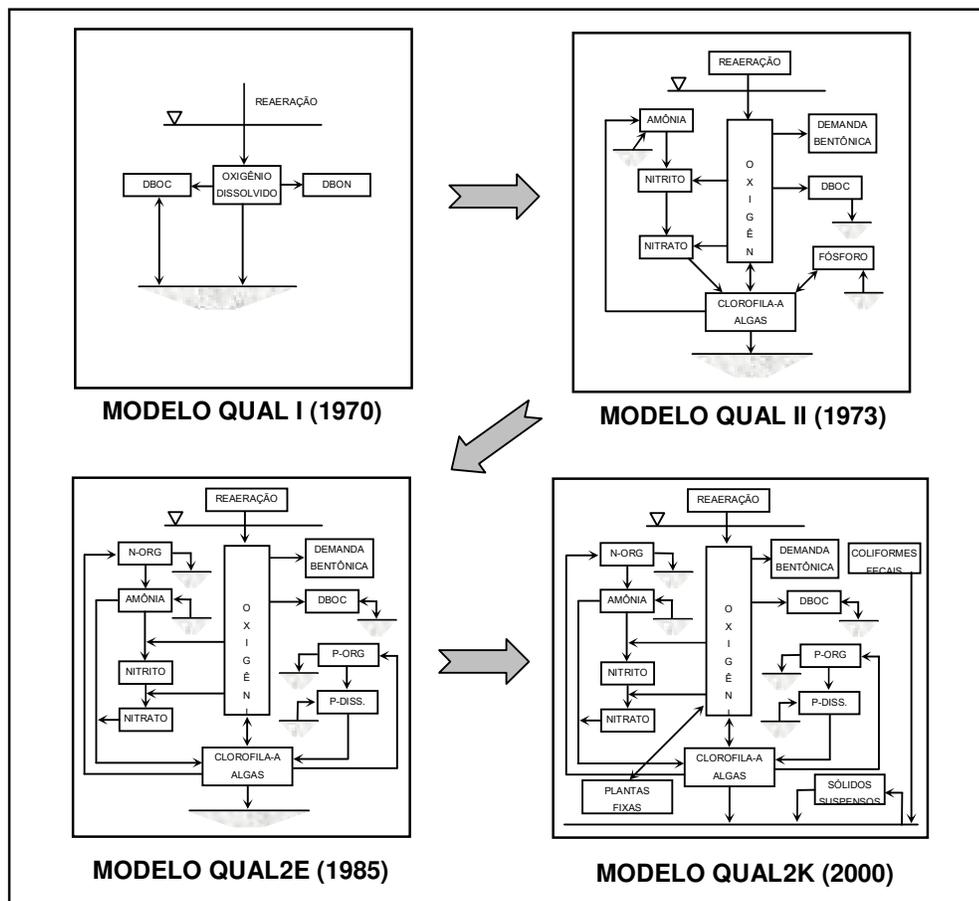
Os primeiros trabalhos de simulação da qualidade da água em rios focavam o impacto sobre o oxigênio dissolvido devido aos despejos pontuais de estações de tratamento de

efluentes urbanos, representado através do parâmetro de demanda bioquímica de oxigênio. Harold Streeter e Earle Phelps, publicaram em 1925 a clássica solução analítica unidimensional para simulação de OD e DBO, aplicada ao Rio Ohio e, a partir de então, diversos pesquisadores aprimoraram o modelo conhecido como equação de Streeter-Phelps (Chapra, 1997; James, 1993; McCutcheon, 1989).

A partir da aplicação deste modelo os trabalhos seguintes a respeito da simulação da qualidade da água foram orientados somente para fontes pontuais de poluição, dirigido ao planejamento e projeto de estações de tratamento de esgotos e efluentes industriais lançados nos corpos d'água, focando principalmente parâmetros como temperatura, oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio (Wurbs, 1994). Através do desenvolvimento científico que envolve a qualidade da água em canais naturais, seus mecanismos de transporte e as cinéticas das reações bioquímicas, juntamente com a evolução computacional, os modelos foram sendo aperfeiçoados, tendendo a uma melhor representação da realidade. Logo, o desenvolvimento e utilização de métodos numéricos, por exemplo, diferenças finitas, elementos finitos e volumes finitos, para solucionar as equações diferenciais parciais que governam os processos foram sendo requisitados.

A partir da década de 60, os modelos analíticos unidimensionais de transporte de massa foram substituídos por modelos numéricos segmentados unidimensional e bidimensional, nos quais o domínio infinitesimal das equações diferenciais parciais que governam o processo são discretizadas em elementos computacionais finitos, aproximando tanto quanto às necessidades da aplicação. Da mesma forma, a incorporação de características hidráulicas dos corpos d'água, como dispersão, modelos de turbulência, perfil não-uniforme da velocidade, entre outros, começaram a ser considerados no transporte de poluentes em rios e reservatórios (Chapra, 1997; Orlob, 1983).

Justamente devido a este aumento da complexidade, evidenciada pela discretização espacial e introdução das características hidráulicas de regime não-permanente de escoamento, os modelos tornaram-se mais flexíveis em relação às fontes de poluição pontuais ou difusas. A incorporação de um maior número de variáveis de estado e parâmetros cinéticos contribuiu para melhor representação da realidade, abrangendo um número maior de processos e diminuindo as hipóteses simplificadoras e, por conseguinte, os erros (Snowling e Kramer, 2001 apud Lindenschmidt, 2006). Esta premissa pode ser evidenciada pela evolução da série de modelos de qualidade da água desenvolvidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) como mostrado na Figura 3.1, abaixo.



**Figura 3.1. Evolução do modelo de qualidade da água QUAL2E**

(Fonte: Park et al., 2002)

A partir da segunda metade do século passado, os modelos foram evoluindo não apenas conforme os avanços científicos dos fenômenos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no ambiente aquático, mas também em direção às necessidades em prever ou simular problemas que, atualmente, são comuns em muitos mananciais alvos da poluição antrópica.

Neste sentido, os modelos têm evoluído para pacotes ecológicos, os quais abordam mais detalhadamente os corpos d'água através da interação entre os diversos constituintes dissolvidos, interface ar/água e interface água/zona bentônica, interação entre os níveis tróficos, como coliformes, protozoários e algas, simulando fenômenos naturais como estratificação e outros intensificados pela poluição antrópica como a eutrofização dos corpos d'água, degradação de produtos tóxicos, além do comportamento de metais pesados (Ambrose, 1993; Cole et al., 2003).

Na atualidade, os modelos vêm sendo desenvolvidos de modo a compatibilizar os diversos usos dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica, como barragens, irrigação, abastecimento público, etc.. Outros estudos em que dados de estações pluviométricas, relevo, fontes difusas e características do uso do solo na bacia hidrográfica se fazem necessárias, a interligação de modelos de qualidade da água a Sistema de Informações Geográficas (SIG) estão sendo aplicados, conforme os trabalhos desenvolvidos por Craig et al. (1996), Martin et al. (2004) e Tong et al. (2002).

### **3.2. Uso de Modelos de Qualidade da Água como Ferramenta do Gerenciamento dos Recursos Hídricos**

Devido à ampla evolução dos modelos matemáticos aliados ao baixo custo operacional, flexibilidade e bom nível dos resultados apresentados, o uso dos pacotes de simulação tem sido requisitado pelas autoridades fiscalizadoras do meio ambiente por todo mundo, como uma ferramenta de apoio na tomada de decisão no planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos.

O exercício de modelagem é caracterizado por um conjunto de equações que descrevem de forma simplificada ou não os processos de um sistema e, portanto, recebem a nomenclatura de modelo matemático. Nas simulações dos sistemas naturais, mais especificamente, no que se refere à qualidade das águas, toda aplicação bem sucedida deve passar, primeiramente, por uma etapa inicial na qual o modelo deve ser ajustado, calibrado ou sintonizado de maneira a representar o ecossistema de interesse com relação aos aspectos hidráulicos e ao comportamento químico e biológico das variáveis envolvidas. Esta etapa é chamada de calibração ou ajuste do modelo ao sistema de interesse, e é realizado a partir de um conjunto inicial de dados pela manipulação ou sintonia dos parâmetros bio-cinéticos disponíveis com o intuito de simular o comportamento do sistema. A partir deste ponto, muitos são os direcionamentos realizados para projetar cenários de poluição hídrica nos corpos d'água.

Há uma diversidade de estudos para os quais os modelos matemáticos de qualidade da água podem ser aplicados. Basicamente, podem ser divididas em dois grupos, conforme o horizonte dos resultados esperados: de curto prazo, ou seja, como ferramenta auxiliar no monitoramento contínuo dos parâmetros de qualidade de uma bacia hidrográfica como, por exemplo, em rápidas avaliações de causa e efeito no estudo do comportamento de depuração

nos rios, interações entre os processos físico-químicos e estratégias de controle da poluição na bacia hidrográfica. O segundo e principal emprego dos modelos se refere a impactos de médio e longo prazo, como na previsão de cenários futuros da qualidade do corpo d'água devido ao desenvolvimento econômico e social da região ocupada pela bacia.

Um modelo uma vez ajustado à bacia estudada, pode ser utilizado na classificação da qualidade dos cursos d'água. O uso integrado do monitoramento e simulação matemática possivelmente ofereceria uma melhor relação entre flexibilidade e custo do que se alcançaria somente com o monitoramento *in loco*, considerando a distribuição espacial e temporal da informação gerada. Para isso, faz-se necessário que o modelo seja capaz de simular diferentes cenários ou configurações de desenvolvimento na bacia, levando em conta todas fontes de poluição, pontuais e difusas, e demais usos da água já estabelecidos na bacia hidrográfica de estudo (Larentis, 2004).

A utilização conjunta destas duas ferramentas, simulação matemática e monitoramento, pode auxiliar no gerenciamento dos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica em tempo real. Esta aplicação é intensamente empregada às bacias norte-americanas como ferramenta contínua no gerenciamento dos padrões de qualidade dos corpos d'água. Os modelos podem ser empregados para o cálculo da carga máxima total diária (TDML), a qual corresponde a quantidade máxima de uma determinada substância dissolvida que um corpo d'água pode receber para que continue de acordo com os padrões de qualidade da água definidos pela legislação vigente (Horn et al., 2004).

Quanto ao estudo das interações entre processos que afetam a qualidade da água, Moretti (1980) analisou o fenômeno de transporte e depuração da matéria orgânica no Rio dos Sinos, através de um modelo matemático permanente e não-permanente para os parâmetros OD e DBO. Gastaldini (1982), neste sentido, realizou trabalhos de análise do mecanismo de depuração do rio Jacaré-Guaçú por meio de modelo matemático.

McAvoy et al. (2003) publicou trabalhos a respeito da aplicação em conjunto, monitoramento e ajuste de modelo matemático, para mapeamento da zona de impacto devido o despejo de esgotos não tratados no Rio Balatuin, Filipinas. A zona de impacto refere-se à zona de purificação do corpo d'água, segundo o autor, região onde o rio se comporta como um sistema de tratamento de esgotos.

Park et al. (2002) estudou o papel dos produtos fotossintéticos das algas e reações de desnitrificação em relação à dinâmica de DBO e nitrogênio, respectivamente, no gerenciamento da bacia hidrográfica do Rio Nakdong, Coréia.

Os modelos também auxiliam na tomada de decisão sobre diferentes estratégias do controle de poluição, as quais podem ocasionar alteração de curto prazo nos parâmetros de qualidade nos cursos d'água. Sob este enfoque, os trabalhos desenvolvidos por Garcia (1997) avaliaram os efeitos da redução dos despejos orgânicos ao longo do Rio dos Sinos sobre parâmetros de qualidade da água em direção a sua foz. Além de avaliar a redução de poluentes, Campolo et al. (2002) examinou a influência das variações de vazão e oxigenação artificial em locais críticos sobre a concentração de oxigênio dissolvido do Rio Arno, Itália.

No Brasil, o estudo de impacto ambiental é regulamentado pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Durante o processo de licenciamento ambiental, em alguns casos definidos por resolução, em que os empreendimentos possam alterar a qualidade dos recursos hídricos, o emprego de modelos matemáticos pode ser utilizado como ferramenta de apoio na tomada de decisão junto aos órgãos ambientais competentes.

Diversas são as experiências no Brasil e demais países a respeito da aplicação de modelos de qualidade da água para avaliação de impactos ambientais. Por brevidade alguns poucos exemplos podem ser citados.

Piedmont et al. (1997) aplicou esta metodologia para examinar os potenciais impactos e viabilidade da descarga de efluentes de uma estação de tratamento esgotos em três diferentes locais na bacia do Rio Haw, EUA.

A aplicação de modelos matemáticos na previsão de impactos na qualidade da água pela construção de centrais hidrelétricas é bastante difundido. Santos et al. (2004) diagnosticou os impactos dos aproveitamentos hidrelétricos por pequenas centrais hidrelétricas a serem construídas ao longo do rio Ijuí, situada no noroeste do Estado do RS. Larentis (2004) analisou diferentes cenários de desenvolvimento da bacia do Rio Taquari-Antas, RS. O modelo empregado foi modelado com até 55 novas centrais hidrelétricas possivelmente implantadas pela empresa competente ao longo do horizonte simulado.

Com relação à previsão dos impactos de longo prazo sobre a qualidade da água devido ao crescimento populacional e desenvolvimento econômico de uma região localizada nos limites de uma bacia hidrográfica, os trabalhos publicados têm sua metodologia baseada no

ajuste do modelo através de dados atuais e as cargas poluidoras futuras estimadas através das taxas de crescimento populacional da região estudada.

Neste contexto, Gastaldini et al. (2002) diagnosticou a qualidade atual e futura das águas do Rio Ibicuí, RS. As cargas futuras foram estimadas conforme a expectativa de incremento de área plantada de arroz, baseada no mapa de aptidão agrícola; a expectativa de evolução do rebanho de animais de pequeno e grande porte; a expectativa de evolução da população urbana e rural e a expectativa de evolução do abastecimento público e industrial.

Da mesma forma, De Luca et al. (2005) avaliou a qualidade da água do Arroio Demétrio empregando um modelo permanente de qualidade da água, prevendo cenários futuros da poluição hídrica. As previsões das cargas poluidoras foram estabelecidas segundo o crescimento da população rural e urbana da região. Em ambos trabalhos discutidos acima, o horizonte adotado para cenários futuros foi de 10 anos.

### **3.3. Modelos de Qualidade da Água**

Muitas são as terminologias envolvidas para conceituar os modelos matemáticos de qualidade da água. São vários os autores que discutem em seus trabalhos os conceitos envolvidos. Tucci (1998), por exemplo, destaca os seguintes antagonismos utilizados na classificação dos modelos:

- Lagrangiano x Euleriano;
- Determinístico x Estocástico;
- Mecanicista x Empírico;
- Concentrado x Distribuído;
- Analítico x Numérico;
- Permanente x Não-Permanente;
- Unidimensional x Bidimensional x Tridimensional.

Posteriormente, são abordados alguns destes conceitos paradoxais definidos como de maior importância para os critérios de avaliação do modelo a ser empregado em estudos de bacias hidrográficas, como o embasamento teórico usado nas equações governantes e o detalhamento espacial e temporal do modelo.

Com relação a modelos empíricos, constantemente, utilizam ferramentas da estatística, como regressão linear, para relacionar variáveis dependentes com as variáveis independentes

(Cox, 2003). Estes modelos são úteis na investigação dos relacionamentos de causa/efeito para os fenômenos ocorridos nos corpos d'água, como por exemplo, a previsão do estado trófico de rios e arroios em relação à concentração de nitrogênio, fósforo e clorofila- $\alpha$  (Dodds et al., 1998).

A aplicação de modelos empíricos, muitas vezes, limita-se às condições ambientais com as quais o modelo foi calibrado, isto é, características físicas do corpo d'água, condições de contorno, condições climáticas e escalas temporais similares àquelas do modelo de origem, além de não avaliar detalhadamente as interações entre os parâmetros que contribuem para alteração da qualidade da água (Wells, 2002). Com o intuito de simular os processos envolvidos independentemente dos fatores citados acima e com maior nível de complexidade dos processos envolvidos a utilização de uma ferramenta mais complexa deve ser adotada.

Sob este ponto de vista a aplicação de um modelo mecanicista de qualidade da água, o qual é o interesse do estudo desenvolvido, torna-se indispensável. Este conceito de simulação é baseado nas leis naturais das ciências básicas, como por exemplo, conservação da massa, conservação da quantidade de movimento, conservação da energia, etc.. Entretanto, equações empíricas são largamente utilizadas para a obtenção de parâmetros cinéticos ou hidráulicos.

Neste contexto, conforme definido por Rajar et al. (1997), os modelos de qualidade da água caracterizam-se por modelos de simulação integrados, compostos basicamente por dois módulos ou sub-modelos: módulo hidráulico, o qual determina os campos de velocidades e as relações entre as variáveis batimétricas do rio, e módulo de transporte de massa, o qual simula o transporte, dispersão e os processos cinéticos dos constituintes dissolvidos no corpo d'água.

Ambrose et al. (1982) apud McCutcheon (1989) apresentou uma classificação dos modelos de qualidade da água em rios e arroios em níveis, conforme o detalhamento das equações governantes estabelecidas nos módulos de transporte e hidráulico:

- *Nível 1* – Soluções analíticas em regime permanente. Modelo de transporte advectivo, reações cinéticas simplificadas.
- *Nível 2* – Soluções numéricas em regime permanente. Módulo de qualidade da água apresenta uma maior complexidade de constituintes dissolvidos, suas interações e parâmetros cinéticos, além de um modelo de transporte advectivo-dispersivo. Módulo hidráulico utiliza a equação de Manning, Chezy ou relações empíricas para estimar o campo de velocidades.

- *Nível 3* – Soluções numéricas em regime não-permanente para o módulo de transporte. Módulo hidrodinâmico baseado nas equações de Saint-Venant para conservação da quantidade de movimento.
- *Nível 4* – Módulo hidrodinâmico baseado nas equações de Navier-Stokes.

Inúmeros trabalhos a respeito do “estado da arte” dos modelos mecanicistas de qualidade da água estão disponíveis, tais como Orlob (1983), James (1993), Chapra (1997), Rajar et al. (1997). Entretanto, carecem de informações acerca das limitações dos modelos e particularidades que devem ser considerados na escolha dos pacotes de simulação de domínio público disponíveis de maneira a representar com fidelidade o ecossistema de interesse. Este exercício, na maioria dos casos, é apresentado através de publicações acerca das experiências de aplicação dos pacotes de modelagem de qualidade nos mais diversos mananciais do mundo.

Neste sentido, McCutcheon (1989) desenvolveu um suporte teórico dos processos de transporte dos poluentes em canais naturais e os processos de difusão na interface água-ar. O autor apresenta comparações do ajuste dos modelos de qualidade da água em rios existentes até aquele momento, enfatizando o discernimento entre modelos permanentes e não-permanentes.

A atual situação dos modelos foi apresentada por Arheimer et al. (2001), Fitzpatrick et al. (2001), Makinia et al. (1998), Wurbs (1994) os quais publicaram trabalhos a respeito do “estado da arte” dos modelos matemáticos para simulação da qualidade da água. Os autores fazem referência às diferenças entre modelos, principalmente em relação ao regime hidráulico de escoamento, discretização espacial do domínio e constituintes dissolvidos de interesse e suas interações no meio.

Rauch et al. (1998), Shanahan et al. (1998), Somlyódy et al. (1998) desenvolveram uma trilogia de trabalhos a respeito das formulações empregadas nos modelos de transporte disponíveis, suas limitações e tendências futuras dos modelos em rios, respectivamente.

Demais trabalhos publicados destinam-se na comparação de aplicações dos pacotes de simulação da qualidade da água disponíveis. Cox (2003) publicou uma revisão dos modelos de qualidade da água em rios aplicados para simulação de oxigênio dissolvido. Horn et al. (2004) publicou trabalhos explorando os principais modelos matemáticos utilizados para o gerenciamento da qualidade da água de bacias hidrográficas.

### 3.3.1. Critérios de Seleção dos Modelos de Qualidade da Água em Rios

Basicamente, conforme discutido por Martin et al. (2004) e Silva et al. (2002), a seleção do modelo a ser empregado em um corpo d'água deve atender os seguintes critérios:

- 1) Complexidade do corpo d'água de interesse (rio, lago, reservatório ou estuário);
- 2) Nível de detalhamento espacial;
- 3) Nível de detalhamento temporal;
- 4) Nível de detalhamento do comportamento do constituinte dissolvido de interesse segundo suas taxas de decaimento e interações com os demais constituintes dissolvidos e sedimentos.

Os modelos de qualidade podem ser aplicados a diversos tipos de corpos d'água, lagos, estuários, rios, arroios e sistemas costeiros, por exemplo. Dependendo do tipo de ecossistema e suas configurações físicas particulares, isto é, batimetria, morfologia, sinuosidades, entre outros, os modelos podem ser categorizados como zero-dimensionais, unidimensionais, bidimensionais e tridimensionais (Fitzpatrick et al., 2001).

Modelos zero-dimensionais ou de mistura completa e multi-dimensionais são mais comuns serem associados a reservatórios ou lagos. Entretanto, os reservatórios são também freqüentemente associados a modelos unidimensionais com gradientes de concentração, movimento ou temperatura da água na direção vertical. Modelos bidimensionais no plano horizontal aplicam-se com melhor compatibilidade a corpos d'água rasos e de grandes dimensões, enquanto modelos bidimensionais no plano vertical são empregados principalmente a reservatório e estuários. Por fim, modelos tridimensionais são aplicados em situações particulares, as quais a representação dos gradientes nas três direções principais são importantes (Makinia, 1998).

Para a simulação da qualidade da água em rios e arroios, devido às características físicas inerentes destes corpos d'água, pode-se ignorar as variações das concentrações verticais e laterais dos constituintes dissolvidos, prevalecendo os gradientes longitudinais de concentração. Embora se tenha ciência que o processo de mistura das substâncias em um rio se dê de forma tridimensional, constantemente, tem-se verificado que o uso de modelos unidimensionais que assumam uma mistura instantânea no ponto de descarga das fontes poluidoras é válido (McCutcheon, 1989).

Portanto pode-se resumir da seguinte maneira: modelos unidimensionais que simulam os gradientes longitudinais empregam-se a rios e arroios, enquanto aqueles que representam os gradientes verticais, a reservatórios.

Os modelos unidimensionais de rios que utilizam a hipótese de perfil de velocidades não-uniforme, as equações médias temporais de transporte são integradas nas direções transversal e vertical do canal. Devido à natureza turbulenta dos cursos d'água, o perfil não-uniforme das propriedades do fluido como velocidade e concentração dos constituintes dissolvidos, podem ser tratados como médias espaciais acrescidas de coeficientes de dispersão (Rauch et al, 1998). Esta formulação torna implícita a hipótese de mistura instantânea da emissão pontual de poluição através da seção transversal do rio. Em termos de qualidade da água, esta hipótese, prevê resultados de concentrações médias no rio que podem ser muito menores àquelas observadas em campo no centro da pluma do efluente (Shanahan et al, 1998).

Modelos bidimensionais para rios são empregados para casos especiais, os quais se julgam importantes os gradientes concentração laterais ou verticais. Este último, em casos como zonas de estuários e o estudo de possíveis estratificações em rios mais profundos. Nos casos em que o interesse principal é o estudo mais aprofundado dos fenômenos em menor escala, como zonas de misturas em confluências, os modelos tridimensionais são requeridos.

Da mesma maneira, quanto a discretização temporal, os modelos devem se ajustar de acordo com o interesse dos processos a serem simulados. As características hidráulicas do corpo d'água, relativos ao padrão temporal do escoamento na cabeceira ou tributários, além da variabilidade das condições de contorno de cargas poluidoras devem ser respeitadas. Dentro deste enfoque, os modelos podem ser conceituados em permanentes e não-permanentes ou dinâmicos.

Mahamah (1998) defende a tese de que a hipótese de regime permanente não pode ser considerada como uma simplificação muito crítica na modelagem de ecossistemas.

Modelos permanentes podem ser aplicados a canais naturais que não apresentam variações significativas de vazão e cargas poluidoras, muito embora, se tenha o conhecimento que a variabilidade quantitativa e qualitativa do escoamento superficial em canais é sensivelmente afetada por eventos de chuva sobre a bacia hidrográfica. Durante regimes críticos em que as vazões permanecem baixas, porém constantes, os estudos para avaliar a qualidade da água tornam-se plausíveis através de modelos estacionários. Em outros casos, a

opção pelo uso de modelos permanentes decorre do fato de não possuir dados disponíveis, como dados temporais de vazão e, principalmente, de parâmetros de qualidade.

Por outro lado, conforme tese defendida por Nihoul et al. (1992) apud Rajar et al. (1997) a simulação do transporte de substâncias dissolvidas nos cursos d'água depende inteiramente da circulação hidrodinâmica do ecossistema e, portanto, a hipótese de regime não-permanente atende com maior veracidade os fenômenos nos sistemas naturais.

Os modelos dinâmicos durante muito tempo foram direcionados em favor do próprio conhecimento do escoamento das águas superficiais, como dinâmica das águas oceânicas e costeiras, navegação, inundações, avaliação de descargas térmicas, por exemplo. Entretanto, o estudo da dinâmica dos corpos d'água, freqüentemente, desempenha um papel importante em muitos casos investigativos de previsão da qualidade da água, uma vez que o transporte de poluentes nos cursos d'água ocorre à superfície livre e por processos de mistura (Fitzpatrick et al, 2001).

Portanto, modelos não-permanentes são empregados aos casos em que se tenha conhecimento de processos transientes que ocorrem no rio e que possam afetar ou contribuir para a alteração da qualidade da água.

Chapra (1997) salientou para a inaplicabilidade de modelos permanentes em regiões de rios ou arroios próximas de estuário ou afetadas por remanso, onde fenômenos de variação na maré e refluxo ocorrem ao longo do tempo.

McCutcheon (1989) destacou para a importância dos modelos dinâmicos em análises da qualidade da água em rios e arroio provenientes das descargas de barragens, afetados por variações diurnas de efluentes de estações de tratamento de esgotos e por drenagens superficiais de bacias urbanas em decorrência da ampla variabilidade temporal dos padrões de escoamento. Além disso, o mesmo autor defende a tese de uma representação mais severa da qualidade da água pelo uso de modelos não-permanentes em quaisquer situações, inclusive em épocas de regime crítico.

Quanto ao embasamento teórico envolvido nas formulações da dinâmica dos corpos d'água, os trabalhos de Bedford et al. (1988) proporcionaram uma revisão dos processos hidrodinâmicos que envolvem o transporte de massa em canais de superfície livre. O mesmo autor apresentou o “estado da arte” dos modelos de turbulência empregados nas equações de movimento e transporte de massa.

Falconer (1991) e Rajar et al. (1997) publicaram uma revisão das formulações utilizadas para o desenvolvimento de modelos hidrodinâmicos de qualidade da água. Maiores detalhes a respeito das equações empregadas serão tratados no tópico relacionado ao módulo hidráulico dos modelos de qualidade da água.

Resumidamente, conforme classificação exposta por Makinia et al. (1998), os modelos de qualidade da água podem ser classificados segundo o detalhamento espacial, temporal e tipo de ecossistema, da seguinte maneira:

1. Modelos permanentes unidimensionais para rios e arroios,
2. Modelos hidrodinâmicos unidimensionais para rios e arroios,
3. Modelos hidrodinâmicos unidimensionais (vertical) para lagos e reservatórios,
4. Modelos hidrodinâmicos bidimensionais e tridimensionais para lagos e reservatórios.

Se por um lado, entretanto, houve um grande avanço na complexidade dos modelos de simulação, principalmente em relação à quantidade de parâmetros de qualidade simulados e suas interações, por outro, esta evolução deve ser respaldada também por um maior número de dados de entrada e ciência por parte do usuário dos objetivos a serem alcançados além das informações que podem ser geradas.

Segundo a hipótese defendida por Lindenschmidt (2006), quanto maior a complexidade dos modelos em termos do número de parâmetros e variáveis de estado envolvidas, embora os erros tendem a diminuir, há um incremento da sensibilidade do modelo. Portanto, uma avaliação mais criteriosa das incertezas envolvidas e conhecimento dos processos que realmente ocorram no sistema aplicado é recomendada.

Para Shanahan et al. (1998) um impedimento básico para um exercício de simulação da qualidade da água bem-sucedido é a carência de dados adequados para a calibração do modelo. Segundo o autor uma ampla coleção de dados de campo é limitada por considerações práticas como recursos financeiros e mão-de-obra disponíveis para serviços de amostragem ou monitoramento.

Muitas vezes, devido à carência de dados, a preferência por modelos mais simplificados acaba por ser a melhor alternativa. Por exemplo, por causa da falta de disponibilidade de séries temporais, o emprego de modelos permanentes tende a diminuir as

incertezas dos dados. Da mesma maneira, para casos mais simplificados, em que o interesse concentra-se somente na avaliação dos impactos na depleção de oxigênio dissolvido devido fontes pontuais de despejos orgânicos em canais retilíneos, o modelo clássico de Streeter-Phelps pode ser uma escolha plausível.

Conforme apontado por Ellis (1989), um importante clichê no exercício de modelagem refere-se a: “garbage in, garbage out!” (“lixo que entra, lixo que sai”). Em outras palavras, as incertezas contidas nos dados de entrada são repassadas aos resultados, comprometendo a confiabilidade dos mesmos. Quanto melhor a qualidade e maior a quantidade de dados disponíveis, mais chances terá de ser bem sucedido o exercício de simulação da qualidade da água.

Cole et al. (2003) declarou que a inabilidade de um modelo em reproduzir corretamente os resultados esperados para um sistema esta ligada ao uso inapropriado do modelo devido às hipóteses hidráulicas ou de interação entre as variáveis de qualidade da água assumidas, às formulações empregadas no modelo são insuficientes para descrever o comportamento do sistema em estudo, ou ainda, um conjunto inicial de dados insuficiente para atender aos pré-requisitos do modelo empregado.

Wells (2005) em seu artigo a respeito dos principais erros e experiências mal sucedidas no uso dos modelos de qualidade da água, afirmou que a vontade, durante o processo de calibração, em igualar a todo custo os dados amostrados dos resultados simulados no intuito de alcançar uma aplicação bem sucedida, não é uma técnica correta. Segundo o autor os erros mais comuns cometidos pelos usuários podem ser agrupados da seguinte forma:

- Inapropriada técnica de calibração: aplicar, devido à falta de medições de campo, condições de contorno e demais dados de entrada inapropriados ou ainda ajustar o modelo com parâmetros cinéticos que não traduzem a realidade dos processos envolvidos;
- Apresentação dos resultados médios: em modelos dinâmicos tende a ocultar erros no modelo;
- Ignorar dados físicos: para um melhor ajuste entre dados simulados e medidos ou devido à falta de dados, a omissão de condições de contorno que representem processos transientes como variações de maré ou zonas influenciadas por refluxo ou remanso, podem comprometer avaliações futuras do modelo;

- Ocultar erros de modelagem: muitas vezes os erros podem ser provenientes dos dados de campo ou ainda podem servir no auxílio para entenderem as limitações do modelo em futuras aplicações.

Portanto o autor recomenda os seguintes critérios para a apresentação dos resultados simulados com o objetivo de garantir a confiabilidade dos resultados:

- Todas condições de contorno utilizadas devem ser apresentadas graficamente no relatório de resultados do modelo;
- Todos os dados amostrados devem ser comparados com os resultados do modelo;
- Para modelos dinâmicos, os dados simulados e medidos devem ser apresentados graficamente na presença dos parâmetros estatísticos das comparações instantâneas disponíveis. As médias dos dados simulados e de campo podem ser expostas num perfil longitudinal somente no contexto das comparações instantâneas;
- Ao longo do relatório da simulação, sempre que possível, conter uma lista de aperfeiçoamentos e sugestões para a coleção das condições de contorno e análise de sensibilidade dos parâmetros envolvidos, com intuito de melhorar o desempenho do modelo.

### **3.3.2. Modelos de Transporte de Massa**

Os modelos de transporte de massa apresentam como embasamento teórico o princípio de conservação da massa sobre um volume de controle infinitesimal, no qual a massa de um determinado constituinte dissolvido que escoar através dele não pode ser criada nem destruída, porém pode estar em contínuo movimento (Orlob, 1973; Chapra, 1997). A equação é expressa quantitativamente pelo balanço de massa durante um intervalo de tempo finito, representando a transferência de massa através do contorno do sistema e as fontes internas ou externas de substâncias dissolvidas ou em suspensão no corpo d'água, por exemplo, OD, carbono orgânico, nitrogênio, fósforo e sedimentos, sendo representadas pelo termo fonte, conforme a equação 3.1.

$$Acumulação = Transporte \pm Fonte \quad (3.1)$$

Os termos de transporte das substâncias no meio líquido dependem, principalmente, de dois fenômenos: advecção e dispersão.

Advecção refere-se ao movimento de uma substância devido à velocidade do corpo d'água em qualquer direção. Por outro lado, a dispersão é responsável pela mistura da substância, efeito de espalhar, diluir, devido aos gradientes de velocidade. Numa escala menor, ocorre o transporte por difusão turbulenta, devido à natureza turbulenta dos rios, e a difusão molecular, em virtude do movimento Browniano das moléculas em direção aos gradientes de concentração negativos do poluente. As duas últimas formas de transporte de substâncias dissolvidas no meio líquido são negligenciadas na maioria dos casos (Schnnor, 1996; Chapra, 1997; McCutcheon, 1989).

O termo fonte na equação de transporte de massa agrega as perdas ou ganhos dentro do volume de controle do constituinte simulado. As reações químicas, físicas ou biológicas são responsáveis pelas fontes internas, tais como, sedimentação, reaeração, decaimento químico ou bioquímico, consumo biológico, produtos da respiração aeróbica ou anaeróbica, dependendo do constituinte dissolvido em questão. Por outro lado, as fontes externas são resultantes, principalmente, da contribuição pontual de tributários e despejos industriais ou domésticos, e a contribuição difusa como drenagens agrícolas e escoamento subterrâneo.

### **Modelo de Transporte de Massa Advectivo**

Modelo de transporte de massa advectivo, também conhecido como modelo “plug-flow”, não considera a dispersão da substância dissolvida em qualquer das direções principais. O modelo se ajusta com fidelidade a rios em que a velocidade longitudinal é preponderante, assim, assume-se que os efeitos advectivos superam os efeitos de dispersão, tomando como hipótese a mistura instantânea do poluente em todas direções.

A equação 3.2 abaixo, descreve o transporte de poluentes devido somente os efeitos advectivos do corpo d'água:

$$V \frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = \pm kC \quad (3.2)$$

Onde:

V = volume, L<sup>3</sup>

C = concentração, M.L<sup>-3</sup>

t = tempo, T

u = velocidade longitudinal, L.T<sup>-1</sup>

x = posição longitudinal, L

k = constante da taxa de reação, T<sup>-1</sup>

Para casos mais simplificados, em que algumas hipóteses podem ser levadas em conta, como em rios que se caracterizam por apresentarem parâmetros constantes no espaço e no tempo, por exemplo, área transversal, velocidade e cargas poluidoras pontuais, soluções analíticas são disponíveis.

Neste sentido, o clássico modelo analítico unidimensional de Streeter-Phelps, umas das primeiras formulações matemáticas na área de qualidade da água, publicado em 1925, se utilizou desta equação como princípio básico para simular o déficit de oxigênio dissolvido. Considerando a cinética de primeira ordem para oxidação da matéria orgânica carbonácea e para o processo de reaeração, o modelo torna-se:

$$\frac{\partial D}{\partial t} + u \frac{\partial D}{\partial x} = k_d L - k_a D \quad (3.3)$$

Onde:

D = déficit de oxigênio dissolvido, M.L<sup>-3</sup>

t = tempo, T

u = velocidade longitudinal, L.T<sup>-1</sup>

x = posição longitudinal, L

L = concentração de DBO última, M.L<sup>-3</sup>

k<sub>d</sub> = constante da taxa de desoxigenação, T<sup>-1</sup>

k<sub>a</sub> = constante da taxa de reaeração, T<sup>-1</sup>

As hipóteses assumidas são de regime permanente, velocidade longitudinal uniforme e constante e seção transversal constante ao longo do rio. Por fim, resulta na seguinte equação:

$$u \frac{dD}{dx} = k_d L - k_a D \quad (3.4)$$

O modelo de Streeter-Phelps tornou-se a base dos muitos modelos de simulação de qualidade da água que foram desenvolvidos por todo mundo desde sua época (Cox, 2003). Com o passar dos anos, devido ao avanço do conhecimento científico que envolve a qualidade da água, outros processos tornaram-se indispensáveis para a simulação coerente dos ecossistemas naturais, como por exemplo, a redução de DBO por sedimentação ou adsorção, demais fontes de poluição, demanda de oxigênio do processo de fotossíntese, consumo de oxigênio dissolvido pelo plâncton, plantas aquáticas, DBO nitrogenada, oxidação de gases da zona bentônica, entre outras (Orlob, 1983).

Com isso, várias modificações no modelo Streeter-Phelps foram publicadas com o intuito de torná-lo mais complexo, considerando outros processos importantes na interação entre DBO e OD em canais naturais.

Na tabela 3.1, encontram-se detalhadas as formulações desenvolvidas posteriormente ao modelo de original de Streeter-Phelps.

**Tabela 3.1. Evolução do modelo clássico de Streeter-Phelps para OD-DBO**

Pesquisadores	Equação DBO	Equação OD
<i>Streeter e Phelps (1925)</i>	$u \frac{dL}{dx} = -k_d L$	$u \frac{dD}{dx} = k_d L - k_a D$
<i>Thomas (1948)</i>	$u \frac{dL}{dx} = -(k_d - k_s)L$ Taxa de sedimentação de DBO.	$u \frac{dD}{dx} = k_d L - k_a D$
<i>Camp (1963)</i>	$u \frac{dL}{dx} = -(k_d - k_s)L + B$ Demanda de oxigênio pelo sedimento representada pela cinética de ordem zero.	$u \frac{dD}{dx} = k_d L - k_a D - P$ Fonte de oxigênio na zona eufótica devido processo fotossintético.
<i>Camp (1963)</i>	$D_x \frac{d^2 L}{dx^2} - u \frac{dL}{dx} = -(k_d - k_s)L + B$	$D_x \frac{d^2 C}{dx^2} - u \frac{dC}{dx} = k_d L - k_a (C_s - C) - P$
	Considerou significante a mistura longitudinal, considerando o termo dispersivo.	
<i>Dobbins (1964)</i>	$D_x \frac{d^2 L}{dx^2} - u \frac{dL}{dx} = -(k_d - k_s)L + B$	$D_x \frac{d^2 C}{dx^2} - u \frac{dC}{dx} = k_d L - k_a (C_s - C) - D_b$ Consumo de oxigênio devido demanda bentônica e plantas.
<i>Hansen e Frankel (1964)</i>	$D_x \frac{d^2 L}{dx^2} - u \frac{dL}{dx} = -(k_d - k_s)L + B$	$u \frac{dD}{dx} = k_a D + P_m \cos(\alpha t + \phi)$ Introdução de uma função periódica para representar as variações diurnas de OD no rio.
<i>O' Connor e Di Toro (1968, 1970)</i>	$D_x \frac{d^2 L}{dx^2} - u \frac{dL}{dx} = -(k_d - k_s)L + B$	$\frac{\partial D(x,t)}{\partial t} = -u \frac{\partial D(x,t)}{\partial x} - K_d D(x,t) + K_d L_c(x) + K_n L_n(x) + D_b(x) - P(x,t)$ Separação da DBO carbonácea e nitrogenada e função periódica para a taxa de produção de OD pela fotossíntese.
<i>Dresnack e Dobbins (1968)</i>	$D_x \frac{d^2 L}{dx^2} - u \frac{dL}{dx} = -(k_d - k_s)L + B$	$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - u \frac{\partial C}{\partial x} + K_a D - K_d L - D_b$
	Utilização de soluções numéricas por diferenças finitas.	

(Fonte: Adaptado de Orlob, 1983; Moretti, 1983)

Posteriormente, acréscimos apresentados por Chapra (1997) possibilitam a simulação de fontes de poluição difusas e pontuais múltiplas em rios para o modelo advectivo de Streeter-Phelps.

### Modelo de Transporte de Massa Advectivo-Dispersivo

Segundo Chevereau (1973), em casos que os despejos de poluentes são contínuos ou variam muito pouco com o tempo, os efeitos de dispersão podem até mesmo ser desprezados. Entretanto, em casos de despejos acidentais, ou seja, injeções pontuais de poluentes, os efeitos dispersivos são a principal causa de diluição do poluente. Além disso, modelos que assumem um perfil de velocidades não-uniforme, o termo de dispersão não deve ser negligenciado.

Em tais situações, o equacionamento que descreve o transporte é descrito, além do transporte por advecção, na segunda lei de Fick, a qual descreve a difusão da substância no meio. Combinando estes efeitos responsáveis pelo transporte, advecção e difusão, e aplicando o princípio de conservação da massa a um volume de controle infinitesimal durante um intervalo de tempo finito, para o caso unidimensional, a equação de transporte de massa para um regime não-permanente é representada pela equação 3.5:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \pm kC \quad (3.5)$$

Onde:

C = concentração, M.L<sup>-3</sup>

t = tempo, T

u = velocidade longitudinal, L.T<sup>-1</sup>

x = posição, L

D<sub>x</sub> = coeficiente de dispersão longitudinal, L<sup>2</sup>.T<sup>-1</sup>

k = constante da taxa de reação, T<sup>-1</sup>

Devido aos rios apresentar em seu estado natural movimento em regime turbulento, toma-se a equação média temporal para cada ponto do perfil não-uniforme de velocidades e concentração da seção transversal, com a finalidade de facilitar a resolução numérica. Com relação a discretização espacial, a unidimensionalidade é alcançada por meio da integração das equações de transporte para seção transversal e vertical do canal.

Como resultado da integração transversal e vertical, o impacto sobre os termos advectivos devido a não-uniformidade do perfil transversal de concentração e velocidades, novos termos de correlação surgem devido às flutuações em torno de um perfil uniforme

médio, os quais são relacionados aos gradientes longitudinais de concentração através de uma constante de proporcionalidade conhecida como dispersão turbulenta (Wang, 2001).

Em geral, os coeficientes de dispersão apresentam ordens de grandeza maiores que a difusividade molecular e difusividade turbulenta, portanto os modelos de transporte consideram apenas os efeitos dispersivos, negligenciando os demais. O coeficiente de dispersão pode ser afetado pela declividade do leito, morfometria e rugosidade (Cox, 2003), podendo ser estimados por fórmulas empíricas ou através dos resultados experimentais com o uso de traçadores (Kashefipour, 2002).

Com base neste modelo de transporte advectivo-dispersivo, estão formulados a maioria dos módulos de transporte de poluentes dos modelos matemáticos aplicados atualmente para o gerenciamento da qualidade da água, os quais incluem dentre outros, QUAL2E (Brown et al., 1995), CE-QUAL-W2 V.3.2 (Cole et al., 2003), CE-QUAL-R1V1 (Environmental Laboratory, 1990), WASP (Ambrose, 1993).

Embora soluções analíticas existam para a equação de transporte advectivo-dispersivo, estas podem ser adotadas somente em casos específicos de escoamento, como velocidade uniforme, e morfologia, seção transversal constantes dos corpos d'água. Logo, desprezam a complexidade dos fatores responsáveis pela qualidade da água em rios e arroios. Maiores detalhes a respeito das soluções analíticas são exibidos por Chapra (1997) e James (1993).

### **3.3.3. Características Hidráulicas dos Modelos de Qualidade da Água**

Quanto à caracterização hidráulica dos modelos, responsável pelo cálculo do campo de velocidades do modelo, as formulações se diferenciam segundo a análise temporal empregada na conceituação inicial do modelo. Modelos de regime permanente ou estacionário, isto é, aqueles que empregam dados de entrada constantes no tempo, apresentam como equações de movimento a equação de Manning ou Chezy e formulações empíricas que relacionam a altura da lâmina d'água ou velocidade com a vazão do rio. Por outro lado, modelos de regime não-permanente ou transiente, conhecidos também por modelos hidrodinâmicos, apresentam para o módulo hidráulico, as equações diferenciais de movimento de Saint-Venant ou de Navier-Stokes.

Como exemplo de modelo permanente, o modelo de qualidade da água QUAL2E trabalha com as duas opções de formulação apontadas para correlacionar as características hidrogeométricas, velocidade, altura da lâmina d'água e área da seção transversal de um

determinado rio em estudo. Quanto aos constituintes simulados, o modelo tem a capacidade de analisar: temperatura, salinidade, DBO<sub>5</sub>, OD, ciclo de nitrogênio, ciclo do fósforo, clorofila-a, substância conservativa, substância não-conservativa. O modelo QUAL2E teve a sua origem do modelo DOSAG, que se baseia na simulação da curva de depleção de oxigênio dissolvido em um trecho segmentado de rio. Posteriormente, a seqüência de modelos QUAL I e QUAL II acrescentaram outras contribuições em relação ao módulo de qualidade da água (Brown et al., 1995).

As relações empíricas são expressas como equações de potência e são definidas pelas seguintes correlações:

$$\begin{aligned} u &= a.Q^b \\ A &= \frac{Q}{u} \\ H &= \alpha.Q^\beta \end{aligned} \tag{3.6}$$

Onde:

a, b,  $\alpha$ ,  $\beta$  = constantes empíricas

u = velocidade longitudinal, L.T<sup>-1</sup>

Q = vazão, L<sup>3</sup>.T<sup>-1</sup>

A = área da seção transversal, L<sup>2</sup>

H = profundidade do canal, L

A equação de Manning é derivada, diferentemente, da segunda lei de Newton sobre um volume de controle infinitesimal de fluido, conhecida como conservação da quantidade de movimento, com algumas simplificações para regime permanente e considerando como forças de resistência somente a resistência de fundo do canal, conduz a uma relação entre a velocidade e características do canal do tipo (Chapra, 1997):

$$Q = \frac{1,486}{n} A.R_h^{2/3}.S^{1/2} \tag{3.7}$$

Onde:

Q = vazão, L<sup>3</sup>.T<sup>-1</sup>

$n$  = coeficiente de rugosidade de Manning

$A$  = área da seção transversal,  $L^2$

$R_h$  = raio hidráulico,  $L$

$S$  = declividade do leito,  $L.L^{-1}$

Ainda com relação aos modelos permanentes de qualidade da água, pelo fato de se caracterizarem por dados de entrada que não variam no tempo, a escolha da vazão de projeto é definida, na maioria dos casos, com base na vazão hidrológica crítica observada durante os meses de verão, correspondente ao período de estiagem.

Em estudos sobre a verificação dos impactos da alocação de cargas poluidoras pontuais, principalmente providas de estações de efluentes, as hipóteses de simulação requerem condições de cargas máxima de poluição sob condições de vazão mínima no corpo receptor. Esta vazão de projeto é calculada estatisticamente com base na vazão mínima observada com 7 dias de duração com risco de ocorrência de uma vez em dez anos, denominada pela nomenclatura 7Q10 (Chapra, 1997).

Por outro lado, pelas razões já apontadas anteriormente, há a necessidade, em alguns casos, de se empregar modelos mais complexos que considerem a ação das forças que agem sobre o corpo d'água como, por exemplo, vento, forças viscosas, pressão, peso, etc., além é claro, da variabilidade temporal das variáveis envolvidas como vazão, nível d'água e concentração dos parâmetros de qualidade envolvidos. Para tanto, o módulo hidráulico deve ser formulado levando em consideração o termo correspondente à aceleração temporal, além de termos adicionais relativos as demais forças externas analisadas.

Da mesma forma que para equação de Manning, a formulação matemática que descreve o comportamento hidráulico de modelos não-permanentes surge da aplicação da conservação da quantidade de movimento. Desta aplicação surgem duas equações distintas, uma delas refere-se às equações de Navier-Stokes;

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} = \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + \nu_t \left( \frac{\partial^2 u}{\partial x^2} \right) \quad (3.8)$$

Onde:

$u$  = velocidade horizontal,  $L.T^{-1}$

$t$  = tempo, T

$x$  = posição, L

$p$  = pressão,  $M.L^{-1}.T^{-2}$

$\rho$  = densidade específica,  $M.L^{-3}$

$\nu_t$  = viscosidade turbulenta,  $L^2.T^{-1}$

A segunda refere-se, para os casos de modelos unidimensionais, além de outras hipóteses simplificadoras, às equações de Saint Venant:

$$\frac{\partial}{\partial t}(Au) + \frac{\partial}{\partial x}(Qu) = -gA \left( \frac{\partial z}{\partial x} + \frac{u|u|}{C^2 R_h} + \frac{H_c}{\rho} \frac{\partial \rho}{\partial x} \right) \quad (3.9)$$

Onde:

$A$  = área da seção transversal,  $L^2$

$u$  = velocidade média longitudinal,  $L.T^{-1}$

$Q$  = vazão,  $L^3.T^{-1}$

$x$  = coordenadas cartesianas longitudinais, L

$z$  = coordenadas cartesianas verticais, L

$t$  = tempo, T

$R_h$  = raio hidráulico, L

$S$  = declividade do leito,  $L.L^{-1}$

$\rho$  = densidade específica,  $M.L^{-3}$

$H_c$  = altura da lâmina d'água, L

$C$  = coeficiente de Chezy

Complementando as equações de movimento, o princípio da conservação da massa é aplicado ao escoamento, definindo a equação da continuidade, conforme equação 3.10:

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = q \quad (3.10)$$

Onde:

A = área da seção transversal, L

t = tempo, T

Q = vazão,  $L^3.T^{-1}$

x = coordenadas cartesianas longitudinais, L

q = contribuição lateral,  $L^3.T^{-1}.L^{-1}$

Este conjunto de equações descreve a dinâmica dos corpos d'água e só podem ser resolvidas numericamente por meio de soluções numéricas.

Adicionalmente, em casos nos quais o objetivo é considerar a densidade específica da água como uma variável de estado, ao invés de utilizá-la como um parâmetro constante, uma terceira equação de estado a qual relaciona a densidade com a temperatura e salinidade ou sólidos dissolvidos totais é requerida. Nestas situações a equação de estado deve ser resolvida juntamente com as equações de transporte para temperatura e SDT (McCutcheon, 1989).

Dentre alguns modelos não-permanentes aplicados a rios e arroios pode-se citar:

➤ WASP5 (Ambrose, 1993).

Apresenta a possibilidade de uma discretização espacial unidimensional, bidimensional ou tridimensional. É indicado para rios, lagos, estuários, reservatórios e áreas costeiras. O WASP5 inclui dois sub-modelos de transporte: a)EUTRO5, que simula o ciclo de fósforo e nitrogênio, fitoplâncton, matéria carbonácea, OD e as interações entre estas variáveis com a camada de lodo e b)TOXI5, que simula o transporte e a transformação de substâncias tóxicas, as quais podem ser independentes ou resultantes de reações químicas. Quanto ao módulo hidrodinâmico, as vazões e volumes são previstos pelo módulo DYNHYD5. O modelo simula OD, DBO, N, P, algas, coliformes, temperatura, salinidade, sedimentos e pesticidas.

➤ CE-QUAL-RIV1 (Environmental Laboratory, 1990).

Modelo hidrodinâmico unidimensional que simular a qualidade da água de rios, incluindo ramificações, com a contribuição do escoamento superficial. Aplicado a sistemas

em que as variações laterais e verticais podem ser desprezadas. É apropriado para rios e arroios com regimes altamente variáveis, embora possa ser aplicado também a regimes permanentes de escoamento. O modelo consiste em dois módulos: a) R1V1Q de qualidade da água e b) R1V1H, responsável pelas formulações hidrodinâmicas. O modelo simula os seguintes parâmetros: temperatura, OD, DBO, ciclo do nitrogênio e fósforo, ferro, manganês, algas e coliformes.

➤ MIKE 11 (Danish Hydraulic Institute, 1990).

É um modelo hidrodinâmico unidimensional. Simula escoamentos superficiais, sendo indicado para rios, canais e sistemas de irrigação. A hidrodinâmica do sistema é baseada nas equações de Saint-Venant resolvido numericamente pelo método de diferenças finitas. O módulo de qualidade da água é capaz de modelar temperatura, OD, DBO, N, P, indicadores bacteriológicos como coliformes, indicadores aquáticos como fitoplâncton, zooplâncton e demanda bentônica. Os resultados gerados no módulo hidrodinâmico podem ser enviados para módulos adicionais, que simulam o transporte de sedimentos, OD, nutrientes, metais pesados e eutrofização. Outras versões do modelo, MIKE 21 e MIKE 31, apresentam a possibilidade de uma discretização espacial bidimensional e tridimensional, respectivamente.

➤ HEC5Q (US Army Engineer Hydrologic Engineering Center, HEC (1986) apud Fitzpatrick et al., 2001)

É originado do modelo unidimensional aplicado para estudos da dinâmica de rios e estuários, HEC-5. Conforme seu precursor, o modelo simula características hidrodinâmicas através das equações de Saint-Venant. Quanto ao módulo de transporte, os constituintes simulados pelo modelo são: temperatura, OD, DBO, N, P, coliformes e fitoplâncton.

Outro modelo bastante empregado em barragens, rios e estuários é o modelo CE-QUAL-W2, versão 3.2, discutido com maiores detalhes a seguir (Cole et al, 2003).

## **4. O MODELO CE-QUAL-W2 V.3.2**

O modelo CE-QUAL-W2 V.3.2 tem sido constantemente desenvolvido e modificado desde 1975, em sua versão original LARM (Laterally Averaged Reservoir Model) desenvolvido por Edinger e Buchak (1975) apud Cole et al. (2003). O modelo foi desenvolvido, inicialmente, somente para estudos a respeito da dinâmica dos corpos d'água. Posteriormente, devido às alterações para simulação de múltiplos braços e condições de contorno para zonas de estuários, a nomenclatura do modelo foi alterada para modelo GLVHT (Generalized Longitudinal-Vertical Hydrodynamics and Transport Model). Em 1986, devido à adição do algoritmo de qualidade d'água pela USACE (U. S. Army Corps of Engineers) o modelo foi, enfim, configurado como CE-QUAL-W2.

O modelo matemático bidimensional CE-QUAL-W2 V.3.2 prevê as variações verticais e longitudinais na temperatura, constituintes dissolvidos e dos processos hidrodinâmicos nos corpos d'água ao longo do tempo de simulação. É reconhecido como o “estado da arte” entre os modelos de qualidade da água e hidrodinâmicos em reservatórios, sendo aplicado a diferentes sistemas, entre estuários, rios, reservatórios, lagos e suas combinações, por todo o mundo.

### **4.1. Características Gerais**

O módulo hidrodinâmico simula a elevação da lâmina d'água, campos de velocidade e temperatura. A equação de elevação da superfície da água é resolvida implicitamente, quando se elimina a restrição da onda de gravidade da superfície nos intervalos de tempo. Isto permite que simule grandes intervalos de tempo durante a simulação, diminuindo consideravelmente o tempo computacional.

A condição de regime não-permanente permite condições de contorno variáveis ao longo do tempo, justando-se com melhor realidade à dinâmica dos sistemas naturais. Neste contexto, o modelo admite simular processos transientes que ocorram em estuários, devido o processo de maré, em zonas de remanso na região de confluência de rios, descarga de barragens entre outros, especificando as condições de contorno à montante ou à jusante do sistema simulado.

A respeito do módulo de qualidade da água, o modelo simula dezoito variáveis de estado, dentre elas, OD, DBO, sólidos suspensos, fósforo dissolvido, nitrogênio amoniacal, nitratos, alcalinidade, carbono inorgânico total, ferro total e suas interações cinéticas. Dentre os parâmetros indicadores da qualidade da água, inclui a simulação de níveis tróficos bacterianos, coliformes fecais e totais, produtores primários, algas e perifiton, e protozoários.

Os efeitos de salinidade, sólidos dissolvidos totais/salinidade sobre a densidade são levados em conta no módulo hidrodinâmico, somente, caso sejam ativados no módulo de qualidade. Os dados de qualidade da água podem ser atualizados com menor frequência que os dados hidrodinâmicos, reduzindo o tempo computacional.

Permite aplicações para geometrias complexas dos corpos d'água, como estuários e reservatórios dentríticos, além da capacidade de ser aplicado para a simulação de quaisquer números de rios, reservatórios, lagos e estuários ligados em série.

Quanto a discretização espacial, pelo fato de ser bidimensional no plano vertical, o modelo permite verificar os gradientes de concentração horizontais e verticais, permitindo simular processos importantes em sistemas com densidades diferentes como a estratificação natural em corpos d'água profundos e em regiões de estuário devido ao encontro das águas doce e salgada. Nestes casos, em determinadas regiões, a grade pode ser mais detalhada, variando suas dimensões com a profundidade, com o intuito de refinar os resultados.

O modelo tem limitação, no entanto, para simulações de corpos d'água rasos e com largas dimensões no plano horizontal, pelo fato do modelo assumir gradientes laterais nulos. Com relação ao módulo de qualidade da água, o modelo não simula a interação do zooplâncton com fitoplâncton e nutrientes, não considera os efeitos das macrófitas aquáticas sobre a hidrodinâmica e qualidade da água do corpo d'água e assume uma hipótese simplificada no cálculo da demanda de oxigênio pelo sedimento.

#### **4.2. Aplicações do modelo**

Sendo o modelo CE-QUAL-W2 V.3.2 bastante difundido por todo mundo para os diversos usos no gerenciamento e planejamento dos recursos hídricos já comentados, destaca-se a seguir alguns exemplos da utilização deste modelo com resultados bem sucedidos, principalmente, em rios e reservatórios.

Wells (1999) apresenta aplicações do modelo para simulação do comportamento hidrodinâmico, de temperatura e de qualidade da água em rios. A aplicação ao Snake River objetivou a modelagem da carga orgânica e de nutrientes do rio que alcançarão o reservatório Brownlee, podendo ocasionar problemas de qualidade da água como eutrofização. A aplicação para o Bull Run River, responsável pelo abastecimento de água para a região metropolitana de Portland, EUA, simulou os impactos na qualidade da água e vazão no rio devido três barragens em série cuja uma a ser construída. O modelo foi aplicado também ao sistema de pântanos de Columbia, Portland, USA, o qual consiste de um extenso sistema interconectado por canais, banhados e lagos, com a finalidade de encontrar a temperatura padrão para peixes.

Haggard et al. (2002) aplicou o modelo para simulação do comportamento hidrodinâmico, temperatura e oxigênio dissolvido da barragem do Beaver Lake, Arkansas (EUA). Neste estudo, pela necessidade em aumentar a vazão mínima que escoava da barragem com a finalidade de elevar a quantidade de peixes a jusante da mesma, a modelagem simulou os impactos sobre o oxigênio dissolvido, nível d'água e temperatura a montante e jusante da barragem.

O modelo CE-QUAL-W2 V.3.2 tem sido extensivamente aplicado às bacias norte-americanas com o objetivo do desenvolvimento das TDML.

Neste sentido, Rounds et al. (2001) ajustou o modelo CE-QUAL-W2 V.3.2 para o Tualatin River, Oregon (EUA). O modelo auxiliou no monitoramento do rio durante o período de 1991 a 1997, simulando as alterações da qualidade da água quanto ao uso na bacia hidrográfica conforme as modificações nos parâmetros cloro, nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo total, ortofosfato, fitoplâncton e oxigênio dissolvido. Para a mesma finalidade, Wells et al. (2004) e Berger et al. (2004) aplicaram o modelo ao Sponake River, Idaho (EUA) e Willamette River, Washington (EUA), respectivamente.

Kraft et al. (2004) realizou o ajuste do modelo CE-QUAL-W2 V.3.2 para o Green River, Washington, EUA. O modelo foi aplicado durante o período de 05/1995 a 11/1996 e 04/2001 a 07/2002 com a finalidade de ser utilizado, além de auxiliar no desenvolvimento das cargas máximas totais diárias, como uma ferramenta no planejamento para a avaliação dos impactos futuros devido ao desenvolvimento econômico na bacia hidrográfica.

Martin et al. (2004) aliou o modelo CE-QUAL-W2 V.3.2 a um sistema de informações geográfica (SIG) com o objetivo de estabelecer uma relação entre as modificações do uso da água na bacia hidrográfica e a qualidade da água no corpo receptor.

Quanto à utilização do modelo para a simulação de empreendimentos hidrelétricos, De Luca et al. (2000a) aplicou o modelo para prever a qualidade da água do reservatório após a implantação da UHE Dona Francisca/RS. Além deste, o mesmo autor desenvolveu trabalhos de modelagem para o monitoramento dos parâmetros de qualidade das águas na barragem de Itaúba/RS (De Luca et al., 2000b) e para previsão de impactos da operação de uma UHE a ser construída no rio Corumbá, arredores de Brasília-DF (De Luca et al., 2004).

O modelo CE-QUAL-W2 foi aplicado também por Heuff et al. (2005) no estudo de correntes de circulação ocasionadas pela ação do vento do Akaroa Harbour, Nova Zelândia. O trabalho conseguiu ajustar o modelo aos dados disponíveis para as correntes e para a altura da camada de mistura ocasionadas pelo vento.

Sullivan et al. (2005) aplicou o modelo CE.QUAL.W2 V.3.2 ao Henry Hagg Lake, Oregon, EUA, para simulação do fenômeno de estratificação no lago por meio da simulação hidrodinâmica e da temperatura, além dos parâmetros de qualidade da água.

Walton et al. (2006) projetou o cenário futuro da temperatura do reservatório da barragem Rocky Reach a ser construída para aproveitamento hidroelétrico ao longo do Columbia River.

Cole (2003) descreve em seu manual diversas outras aplicações do modelo hidrodinâmico de qualidade da água CE-QUAL-W2 V.3.2 para rios, estuários e reservatórios.

### **4.3. Equações Governantes**

O modelo CE-QUAL-W2 V.3.2 utiliza as equações derivadas dos princípios de conservação de massa e quantidade de movimento para descrever os fenômenos de transporte.

A seguir são apresentadas as formulações dos módulos de qualidade da água e hidrodinâmico.

#### 4.3.1. Módulo Hidrodinâmico

- Equação do Movimento:

$$\frac{\partial ub}{\partial t} = \frac{\partial uub}{\partial x} + \frac{\partial wub}{\partial z} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial bp}{\partial x} + \frac{\partial \left( bA_x \frac{\partial u}{\partial x} \right)}{\partial x} + \frac{\partial \left( bA_z \frac{\partial u}{\partial z} \right)}{\partial z} \quad (4.1)$$

Onde:

u = velocidade média longitudinal,  $L.T^{-1}$

x = coordenadas cartesianas longitudinais, L

w = velocidade média vertical,  $L.T^{-1}$

z = coordenadas cartesianas verticais, L

t = tempo, T

b = largura do corpo d'água, L

$\rho$  = densidade,  $M.L^{-3}$

p = pressão,  $M.L^{-1}.T^{-2}$

$A_x$  = viscosidade turbulenta na direção longitudinal,  $L^2.T^{-1}$

$A_z$  = viscosidade turbulenta na direção vertical,  $L^2.T^{-1}$

- Equação da Continuidade:

$$\frac{\partial ub}{\partial x} + \frac{\partial wb}{\partial z} = qb \quad (4.2)$$

Onde:

u = velocidade média longitudinal,  $L.T^{-1}$

x = coordenadas cartesianas longitudinais, L

w = velocidade média vertical,  $L.T^{-1}$

z = coordenadas cartesianas verticais, L

b = largura do corpo d'água, L

q = contribuição lateral para a vazão de entrada e saída,  $L^3.T^{-1}.L^{-1}$

- Equação da Elevação da Superfície Livre:

$$\frac{\partial b_{\eta} \eta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \int_{\eta}^h u b \, dz - \int_{\eta}^h q b \, dz \quad (4.3)$$

Onde:

$b_{\eta}$  = variação temporal e espacial da largura da superfície, L

$z$  = localização da superfície livre, L

$h$  = profundidade total, L

$q$  = contribuição lateral para a vazão de entrada e saída,  $L^3 \cdot T^{-1} \cdot L^{-1}$

- Equação da Pressão Hidrostática:

$$\frac{\partial p}{\partial z} = \rho g \quad (4.4)$$

Onde:

$g$  = aceleração da gravidade,  $L \cdot T^{-2}$

$z$  = coordenadas cartesianas verticais, L

$\rho$  = densidade,  $M \cdot L^{-3}$

$p$  = pressão,  $M \cdot L^{-1} \cdot T^{-2}$

- Equação de Estado:

$$\rho = \varphi(T_w, \Phi_{SDT}, \Phi_{SSI}) \quad (4.5)$$

A equação descrita acima representa a dependência da densidade específica pela temperatura, concentração de sólidos dissolvidos totais e sólidos suspensos inorgânicos, respectivamente.

### 4.3.2. Módulo de Transporte de Massa

- Equação de Transporte das variáveis de qualidade da água:

$$\frac{\partial b\Phi}{\partial t} = \frac{\partial ub\Phi}{\partial x} + \frac{\partial wb\Phi}{\partial z} - \frac{\partial \left( bD_x \frac{\partial \Phi}{\partial x} \right)}{\partial x} + \frac{\partial \left( bD_z \frac{\partial \Phi}{\partial z} \right)}{\partial z} = q_\Phi b + S_\Phi b \quad (4.6)$$

Onde:

$\Phi$  = concentração média transversal do elemento,  $M.L^{-3}$

$u$  = velocidade média longitudinal,  $L.T^{-1}$

$x$  = coordenadas cartesianas longitudinais,  $L$

$w$  = velocidade média vertical,  $L.T^{-1}$

$z$  = coordenadas cartesianas verticais,  $L$

$t$  = tempo,  $T$

$b$  = largura do corpo d'água,  $L$

$D_x$  = coeficiente longitudinal de dispersão do constituinte e temperatura,  $L^2.T^{-1}$

$D_z$  = coeficiente vertical de dispersão do constituinte e temperatura,  $L^2.T^{-1}$

$q_\Phi$  = taxa da carga de entrada e saída lateral do constituinte,  $M.L^{-3}.T^{-1}$

$S_\Phi$  = termo de perdas ou ganhos das médias laterais do constituinte,  $M.L^{-3}.T^{-1}$

### 4.4. Solução Numérica

O modelo CE-QUAL-W2 V.3.2 é baseado na solução numérica de diferença finitas das equações que governam os processos de transporte de quantidade de movimento, temperatura e dos constituintes dissolvidos. O esquema numérico de diferenças finitas é mapeado em uma grade computacional que permite o modelador discretizar o curso d'água em camadas em relação a profundidade e trechos ao longo da direção longitudinal.

### 4.5. Dados Necessários

Os dados necessários de entrada requisitados para simulação da qualidade da água são os seguintes:

- Morfologia: declividades, orientação e largura das seções do corpo d'água.
- Condições de contorno não-permanente: de vazão, concentração de substâncias dissolvidas e temperatura dos tributários pontuais e distribuídos.

- Dados meteorológicos.
- Parâmetros cinéticos e hidráulicos.

## 5. METODOLOGIA

### 5.1. Dados Gerais

Os dados de vazão e de qualidade da água para o ajuste do modelo, bem como os mapas utilizados para ilustrar a região de interesse foram obtidos do trabalho em saúde e saneamento realizado por De Luca et al. (2005) financiado pela Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), a respeito da simulação matemática dos impactos ambientais sanitários da disposição final de efluentes não tratados na sub-bacia do Arroio Demétrio, bacia hidrográfica do Rio Gravataí/RS, utilizando o modelo matemático de regime permanente QUAL2E.

Os dados meteorológicos utilizados foram obtidos junto ao Departamento de Controle do Espaço Aéreo. Estes dados referem-se ao monitoramento meteorológicos do Aeroporto Internacional Salgado Filho, Porto Alegre, RS.

### 5.2. Características da Área de Estudo

A sub-bacia do Arroio Demétrio esta inserida na Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí, Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba, situando-se na porção norte da bacia, à margem direita do rio Gravataí.

A sub-bacia é o principal contribuinte do Rio Gravataí, drenando uma área de aproximadamente 252,0 km<sup>2</sup>, com um comprimento máximo de talvegue de 33,5 km. A sub-bacia do Arroio Demétrio está delimitada ao norte pelo município de Taquara, ao oeste, pelo município de Cachoeirinha, ao leste, Glorinha, e ao sul, Alvorada e Viamão. Quase em sua totalidade, a sub-bacia é delimitada geograficamente pelo município de Gravataí (Figura A.1., Anexo 1).

As nascentes do Arroio Demétrio situam-se nas áreas rurais do município de Taquara, na região montanhosa dos patamares da Serra Geral, formação geomorfológica conhecida como “Paredão”, com cerca de 250,0 m de altitude. Ao longo de seu curso, sentido nordeste-sudoeste, percorre as áreas rurais e urbanas do município de Gravataí, respectivamente, desaguando diretamente no Rio Gravataí nas proximidades da RS-290, acerca de 5,0 m de altitude (Figura A.2., Anexo 1).

Ao longo do seu curso, o Arroio Demétrio apresenta mudanças bruscas da sua declividade. Esta ocorrência reflete diretamente sobre a morfologia e hidráulica do canal,

apresentando formas mais retilíneas do seu leito em altitudes superiores a 50,0 m, embora que, por outro lado, sofra uma maior suscetibilidade à erosão. De forma inversa, para altitudes inferiores a 10,0 m, a suscetibilidade a erosão diminui, intensificando a formação de meandros ao longo do leito até alcançar a foz.

Portanto, o Arroio Demétrio pode ser dividido em quatro zonas distintas, segundo seu relevo e suscetibilidade a erosão (De Luca et al., 2005):

Zona I (curso inferior: zona de deposição, com áreas úmidas e meandros): com declividade entre 0 a 1%, relevo plano, com solos Hidromórficos Glei Húmico e Pouco Húmico de coloração acinzentada, com suscetibilidade nula à erosão, sobre depósitos do Quaternário Recente, sob influência de clima subtropical .

Zona II (curso médio-inferior: zona de transferência): com declividade entre 1 a 3%, relevo plano, com solos Hidromórficos Glei Húmico e Planossolo, com suscetibilidade nula à erosão, sobre depósitos da Formação Rosário do Sul (argilitos e siltitos) do Triássico, sob influência de clima subtropical.

Zona III (curso médio-superior: zona de transferência): com declividade entre 3 a 6%, relevo suave ondulado, com solos Hidromórficos Glei Húmico e Planossolo, relevo suave e ondulado, com suscetibilidade nula à erosão, sobre formação Botucatu (arenito) do Jurássico Cretáceo, sob influência de clima subtropical.

Zona IV (curso superior: zona de cabeceiras): com declividade entre 12 a 20%, declive acentuado, com solo Podzólico Vermelho-Amarelo e Terra Roxa Estruturada, com suscetibilidade baixa a moderada à erosão, sobre Formação Botucatu (arenito) e Diques Básicos (basalto), sob influência de clima subtropical.

Atualmente, a sub-bacia tem sido empregada para abastecimento público, tanto por poços, quanto por captação superficial, criação de animais, extensiva e confinada, irrigação de culturas temporárias e para abastecimento industrial. Além disso, devido à sub-bacia possuir um balneário, o qual pertence ao município de Gravataí, disponibiliza uma fonte de lazer adicional para cerca de 5000 moradores de baixa renda nas proximidades do arroio, durante os meses de verão. O rebanho efetivo atual é 1283 animais de pequeno porte e de 3680 animais de grande porte. A produção atual de resíduos sólidos domésticos é da ordem de 25104 t/ano (De Luca et al., 2005).

Atualmente, habitam na sub-bacia cerca de 102000 pessoas, havendo previsões, dentro de um espaço de tempo de 20 anos, a população superar 180.000 habitantes, divididas entre os municípios de Taquara e Gravataí (De Luca et al., 2005).

Quanto às fontes potencialmente poluidoras na sub-bacia do arroio Demétrio, as quais estão localizadas exclusivamente no município de Gravataí, destacam-se: loteamentos residenciais, central de resíduos sólidos industriais classe II, central de recuperação de embalagens metálicas, indústria de desinfetantes e alvejantes, indústria de recuperação de óleos, indústria de pneus, indústria de ceras, indústria automobilística e indústria de chapas de madeira (De Luca et al., 2005).

A respeito de fontes difusas, não existe tratamento da drenagem pluvial urbana ou rural ao longo de sua extensão. Em consequência deste fato, os efluentes gerados pela criação de animais em pecuária intensiva ou extensiva, são potenciais geradores de microorganismos patogênicos, como giárdia, criptosporidium, e coliformes (De Luca et al., 2005).

O principal tributário na área de influência é o Arroio Ouriço, localizado à margem direita do Arroio Demétrio. O Arroio Ouriço atravessa a área urbana de Gravataí, nas proximidades do cruzamento deste com a RS-030, a cerca de 2,5 km da foz, recebendo esgotos não tratados do município de Gavataí, e representa o maior aporte de poluição para o Arroio Demétrio.

Segundo Resolução CONAMA 357/05, o Arroio Demétrio está enquadrado na classe 1, desde a nascente até o Arroio Ouriço, e classe 2 a partir deste ponto até a foz. (METROPLAN, 1997).

O uso do solo é predominantemente agropastoril, apresentando uma vegetação em sua maioria composta por campos, campos úmidos e matas. Na porção mais ao sul da sub-bacia, a área urbanizada torna-se mais densa, devido o município de Gravataí, além de regiões de banhado próximas a foz do Arroio Demétrio e arredores do Rio Gravataí (Figura A.3., Anexo 1).

Considerando-se uma área total da sub-bacia do Arroio Demétrio de aproximadamente 252,0 km<sup>2</sup>, a área rural compreende a 207,0 km<sup>2</sup> e a área urbana a 45,0 km<sup>2</sup>, correspondendo a 82% e 18%, respectivamente.

### 5.3. Seções de Monitoramento

As seções de medição foram nomeadas de AD1 a AD6, de jusante para montante, procurando espelhar as distintas formas de ocupação antrópica da sub-bacia do Arroio Demétrio. Portanto, os pontos de coleta AD1 e AD2 encontram-se na região metropolitana da cidade de Gravataí, enquanto que os pontos AD3 a AD6, encontram-se na área rural dos municípios de Gravataí e Taquara conforme Figura 5.1.

Deve-se ressaltar que a definição dos pontos de amostragem, bem como a medição dos níveis e análise dos dados de qualidade da água, foram realizados previamente por meio do trabalho desenvolvido por De Luca et al. (2005).

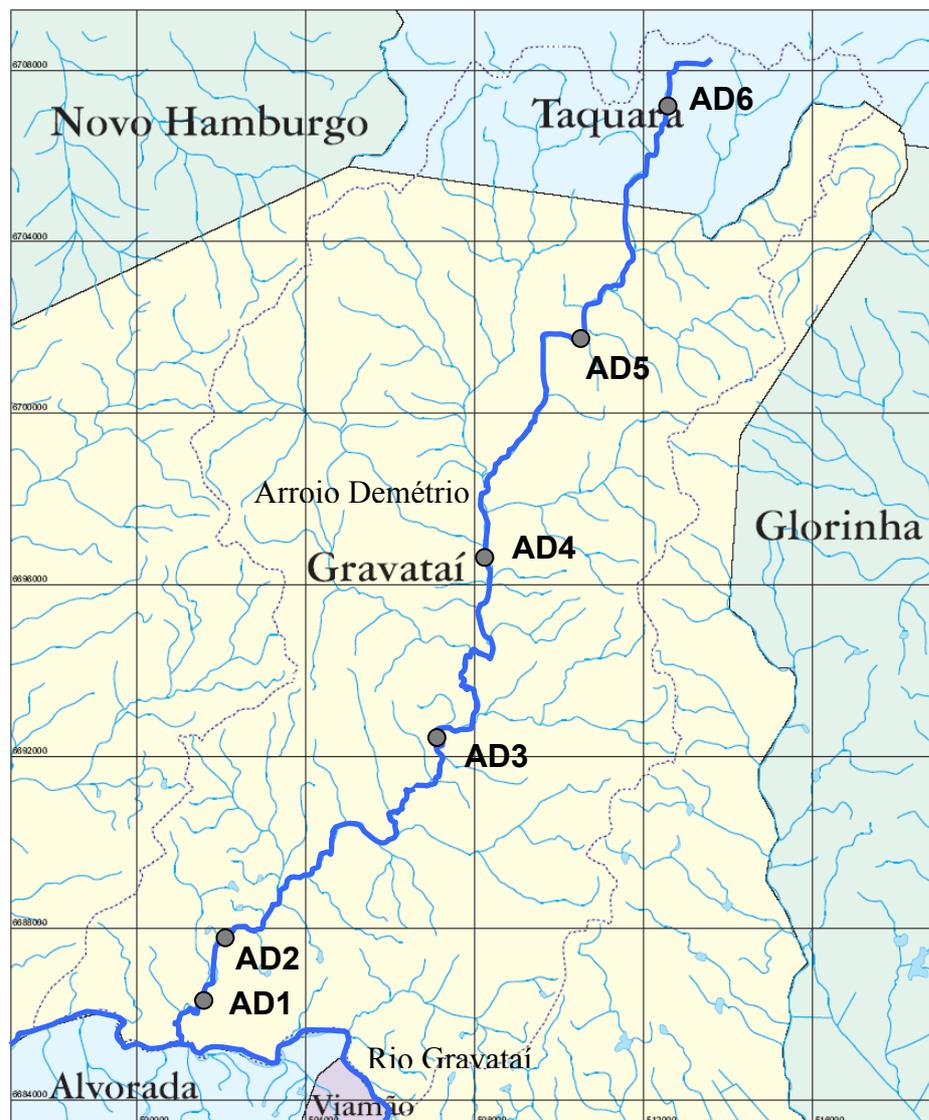


Figura 5.1. Localização das seções de amostragem ao longo do Arroio Demétrio

A seguir é apresentada uma descrição das seções de amostragem:

*Seção 1 – AD1 (Zona I)* - ETE/Gravataí (Figura 5.2a): está situada no curso inferior do arroio Demétrio (alt. < 20,0 m; 29°56'44''S e 50°60'00''O), onde escoa entre banhados na planície de inundação do rio Gravataí, com vegetação predominante constituída de macrófitas aquáticas típicas de planícies de inundação, próximo a foz no rio Gravataí, em área urbana do município de Gravataí, a jusante dos seguintes lançamentos: arroio Ouriço, o qual recebe esgotos não tratados da área urbana do município de Gravataí; lançamento de efluentes tratados de uma indústria de ceras; lançamentos dos efluentes da Estação de Tratamento de Esgotos de Gravataí que trata os esgotos cloacais do loteamento Parque dos Anjos e parte dos efluentes de uma indústria automobilística. O canal fluvial apresenta mata ciliar rala com largura média superficial de 11,0 m e leito areno-siltoso.

*Seção 2 – AD2 (Zona I)* - RS 30 (Figura 5.2b): está situada no curso inferior do arroio Demétrio (alt. < 20,0 m; 29°56'44''S e 50°58'50''O), próximo a ponte da rodovia RS 30, em área de urbana do município de Gravataí, a jusante da área de influência de uma indústria automobilística e do lançamento de efluentes tratados de uma indústria de pneus. O canal fluvial apresenta largura média superficial de 10,0 m, desprovido de mata ciliar e leito areno-siltoso.

*Seção 3 – AD3 (Zona II)* - Condomínio Rafael (Figura 5.2c): está situada no curso inferior do arroio Demétrio (alt.  $\cong$  40 m; 29°53'08''S e 50°55'14''O), em área rural do município de Gravataí, próximo ao condomínio de sítios de lazer Rafael. O canal fluvial apresenta mata ciliar rala com largura média superficial de 6,0 m e leito areno-siltoso.

*Seção 4 – AD4 (Zona II)* - Morungava (Figura 5.2d): está situada no curso médio do arroio Demétrio (alt.  $\cong$  40,0 m, 29°51'04''S e 50°54'53''O), em área de rural do município de Gravataí, em processo suave de urbanização, onde se situa o balneário Morungava. A seção está à jusante do Arroio Morungava. O canal fluvial apresenta mata ciliar rala com largura média superficial de 6,0 m e leito areno-siltoso.

*Seção 5 – AD5 (Zona III)* - João Eloi Sousa (Figura 5.2e): está situada no curso médio do Arroio Demétrio (alt.  $\cong$  50,0 m, 29°48'01''S e 50°52'49''O), em área rural do município de Gravataí, com pequenas propriedades rurais, com culturas diversas e animais. O canal fluvial apresenta mata ciliar rala com largura média superficial entre 3,0 m e leito areno-siltoso.

*Seção 6 – AD6 (Zona IV) - Fazenda Fialho (Figura 5.2f):* está situada no curso superior do arroio Demétrio (alt.  $\cong$  200,0 m; 29°53'08''S e 50°55'14''O) próximo a nascente do Arroio Demétrio, em área rural do município de Taquara, com pequenas propriedades rurais, com culturas diversas e criação de animais, e sítios de lazer. O canal fluvial apresenta mata ciliar mais densa com largura média superficial entre 1,5 m e leito rochoso e encachoeirado.

a)



b)



c)



d)



e)



f)



**Figura 5.2. Seções de amostragem, a) AD1, b) AD2, c) AD3, d) AD4, e) AD5, f) AD6.**

## 5.4. Análise dos dados e preparação do modelo

### 5.4.1. Geometria do modelo

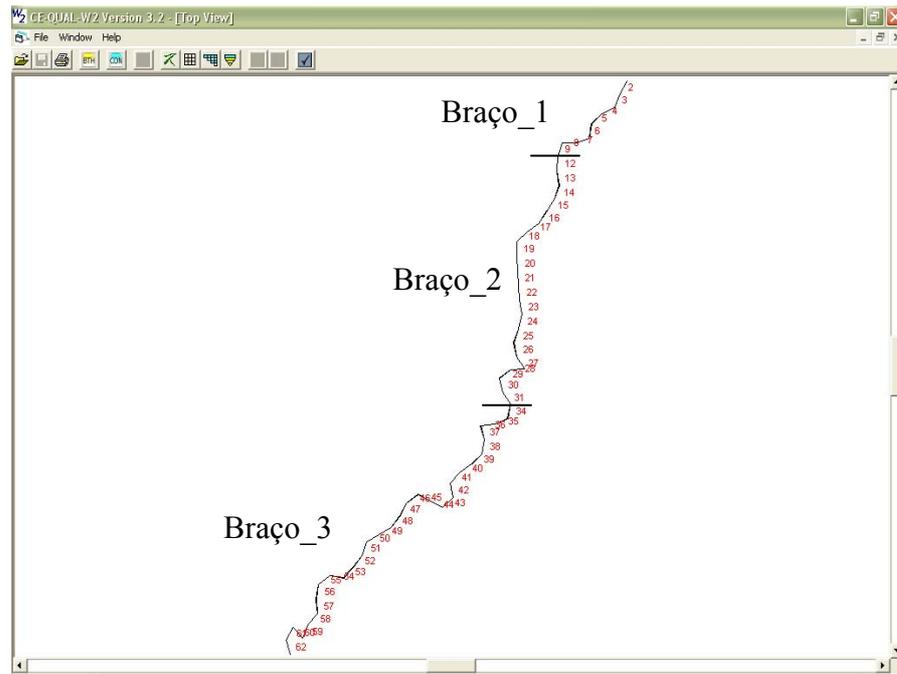
O modelo, primeiramente, foi desenvolvido com objetivo de abranger todo curso do Arroio Demétrio, entretanto, devido a problemas durante a simulação hidrodinâmica do modelo, que resultou em erros de razão de estiagem nas células iniciais, algumas modificações se fizeram necessárias. Este problema ocorreu em função da alta declividade do trecho inicial, como pode ser notado no mapa planialtimétrico (Figura A.2., Anexo 1) e na foto de campo da seção de amostragem AD6 (Figura 5.2f), onde nos cinco quilômetros iniciais o leito do Arroio Demétrio apresenta uma diferença de cota de 200,0 m, aliada às baixas vazões de cabeceira. Esta restrição do modelo CE-QUAL.W2 V.3.2. já havia sido apontada por Cole et al. (2003) na simulação de rios e arroio com declividades elevadas e com baixas vazões.

Logo, o problema foi superado com a supressão do trecho inicial de 5,0 km, e contabilizando a contribuição da área drenada a montante deste ponto como vazão de cabeceira ou entrada no modelo. Portanto, o modelo foi simulado com um comprimento de leito de 28,5 km.

Quanto a discretização do modelo, o arroio foi simulado com 63 segmentos longitudinais, cada um com 500,0 m de comprimento, de acordo com os pré-requisitos para assegurar estabilidade numérica.

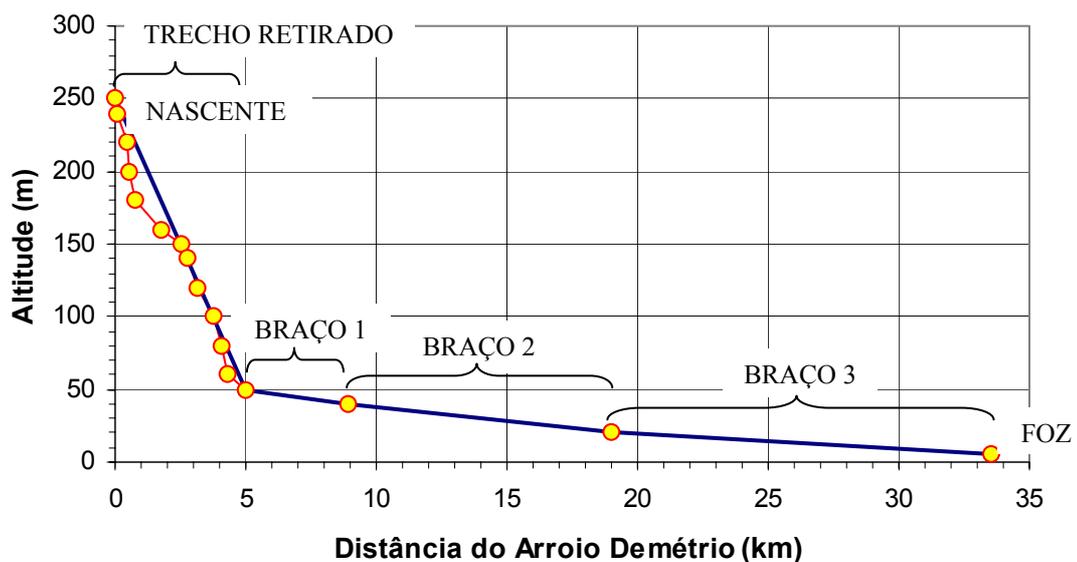
Com relação à discretização vertical, geralmente rios e arroios são caracterizados por sistemas que se comportam bem quando simulados com uma configuração unidimensional devido à ausência de gradientes de concentração e temperatura vertical e transversal. Portanto o modelo foi simulado com 3 camadas verticais com espessura de 1,0 m cada. Deve-se salientar que o modelo não considera a primeira e última camada durante a simulação.

A Figura 5.3 mostra o modelo de discretização longitudinal do Arroio Demétrio gerada pelo próprio modelo, dividido em braços de acordo com as suas distintas declividades. As orientações para cada segmento foram obtidas dos mapas digitais disponibilizados.



**Figura 5.3. Discretização e orientação das seções gerada pelo modelo**

A figura a seguir, apresenta o perfil longitudinal do leito do arroio. Neste gráfico pode-se verificar o trecho inicial com elevado declive, motivo pelo qual resultou em erros e sua contribuição foi alocada a partir do quilômetro cinco. Os trechos subsequentes foram divididos em 3 (três) braços, segundo as declividades estabelecidas na Tabela 5.1.



**Figura 5.4. Perfil Longitudinal do Arroio Demétrio**

**Tabela 5.1. Divisão dos trechos conforme declividade**

<i>Braço</i>	<i>Segmento Inicial</i>	<i>Segmento Final</i>	<i>Declividade</i>
1	1	10	0,00256
2	11	32	0,00198
3	33	63	0,00103

Os dados batimétricos foram obtidos através da medição in loco das cotas do leito do arroio em campanhas de campo.

Em função da opção em utilizar uma única camada na discretização vertical usou-se larguras médias das seções de amostragem para os segmentos, interpolando linearmente entre as seções.

#### **5.4.2. Condições de Contorno**

O período de simulação, primeiramente, deveria abranger todo ano de 2003; no entanto, parte dos dados, referentes ao período de 16/05/2003 a 31/10/2003, do linígrafo instalado na seção AD3 foram perdidos. Por este motivo, a simulação do Arroio Demétrio envolveu o intervalo de 26/11/2002 01:00h a 15/05/2003 12:00hs.

A simulação, portanto, envolveu o final da estação da primavera e início de outono. A estação de verão, normalmente caracterizada por uma época de regime crítico de escoamento para a qualidade da água nos corpos d'água foi simulado. O período final da simulação abrangeu parte da estação do outono.

O modelo utiliza para escala temporal dias julianos, ou seja, 1º de janeiro de 2002 refere-se ao 1º dia do calendário juliano, atualmente empregado no mundo Ocidental. Portanto, a data correspondente ao início da simulação, 26/11/2002, equivale ao dia 330, e a data final ao dia 500,5. Mais adiante, os resultados gráficos do trabalho foram expostos, quanto à escala temporal, em dias.

Os dados de qualidade da água e temperatura foram amostrados bimestralmente desde novembro de 2002 a dezembro de 2003.

A seguir são comentados os métodos utilizados para definir as condições de contorno de fluxo, temperatura e constituintes dissolvidos, conforme a discretização da bacia do Arroio Demétrio e posterior definição do diagrama unifilar da bacia.

### Discretização da Bacia

A sub-bacia do Arroio Demétrio foi sub-dividida, conforme características físicas das áreas de drenagem, juntamente com estudo do relevo e observações de campo.

A divisão resultou em 24 sub-bacias, conforme mostra a Figura A.4., Anexo 1. As áreas de cada sub-bacia estão apresentadas na Tabela 5.2.

**Tabela 5.2. Áreas de cada sub-bacias do Arroio Demétrio**

<i>Sub-Bacia</i>	<i>Área (km<sup>2</sup>)</i>						
<i>SB-1</i>	20,47	<i>SB-7</i>	14,09	<i>SB-13</i>	1,06	<i>SB-19</i>	7,49
<i>SB-2</i>	8,72	<i>SB-8</i>	5,09	<i>SB-14</i>	15,28	<i>SB-20</i>	2,91
<i>SB-3</i>	7,88	<i>SB-9</i>	24,28	<i>SB-15</i>	14,05	<i>SB-21</i>	11,45
<i>SB-4</i>	12,53	<i>SB-10</i>	13,77	<i>SB-16</i>	3,44	<i>SB-22</i>	5,17
<i>SB-5</i>	23,09	<i>SB-11</i>	5,41	<i>SB-17</i>	7,19	<i>SB-23</i>	8,85
<i>SB-6</i>	11,70	<i>SB-12</i>	2,38	<i>SB-18</i>	19,83	<i>SB-24</i>	5,19

Cabe ressaltar que, embora as sub-bacias SB-18 e SB-24 compõem a bacia do Arroio Demétrio no que se refere ao seu limite geográfico, suas contribuições de vazão foram assumidas não colaborar para o arroio, e sim, para o rio Gravataí. Por este motivo não foram computadas no modelo.

### Diagrama Unifilar

O Arroio Demétrio foi discretizado com 9 (nove) tributários, definidos da seguinte maneira:

- Tributário Pontual\_1 (T1) – SB-3
- Tributário Pontual\_2 (T2) – SB-5, SB-6, SB-8
- Tributário Pontual\_3 (T3) – SB-7
- Tributário Pontual\_4 (T4) – SB-9
- Tributário Pontual\_5 (T5) – SB-14

- Tributário Pontual\_6 (T6) – SB-10
- Tributário Pontual\_7 (T7) – SB-15
- Tributário Pontual\_8 (T8) – SB-21
- Tributário Pontual\_9 (T9) – SB-23

O tributário 9, SB-23, foi colocado no modelo com a finalidade de simular o impacto oriundo do Arroio Ouriço, sabidamente conhecido como o maior poluidor do Arroio Demétrio, devido às cargas da drenagem urbana do município de Gravataí.

As demais sub-bacias foram consideradas como tributários distribuídos ou vazão difusa conforme sua inserção em cada braço:

- Tributário Distribuído\_1 (D1) – SB-4
- Tributário Distribuído\_2 (D2) – SB-11, SB-12, SB-13, SB-16, SB-17
- Tributário Distribuído\_3 (D3) – SB-19, SB-20, SB-21, SB-22

As sub-bacias SB-1 e SB-2 foram determinadas como a área de drenagem para as contribuições de entrada ou cabeceira no modelo.

Deve-se salientar ainda que no Arroio Demétrio não apresenta fenômenos de remanso ou refluxo.

As considerações anteriores apresentam-se ilustradas no diagrama unifilar (Figura 5.5) para o modelo de qualidade da água do Arroio Demétrio.

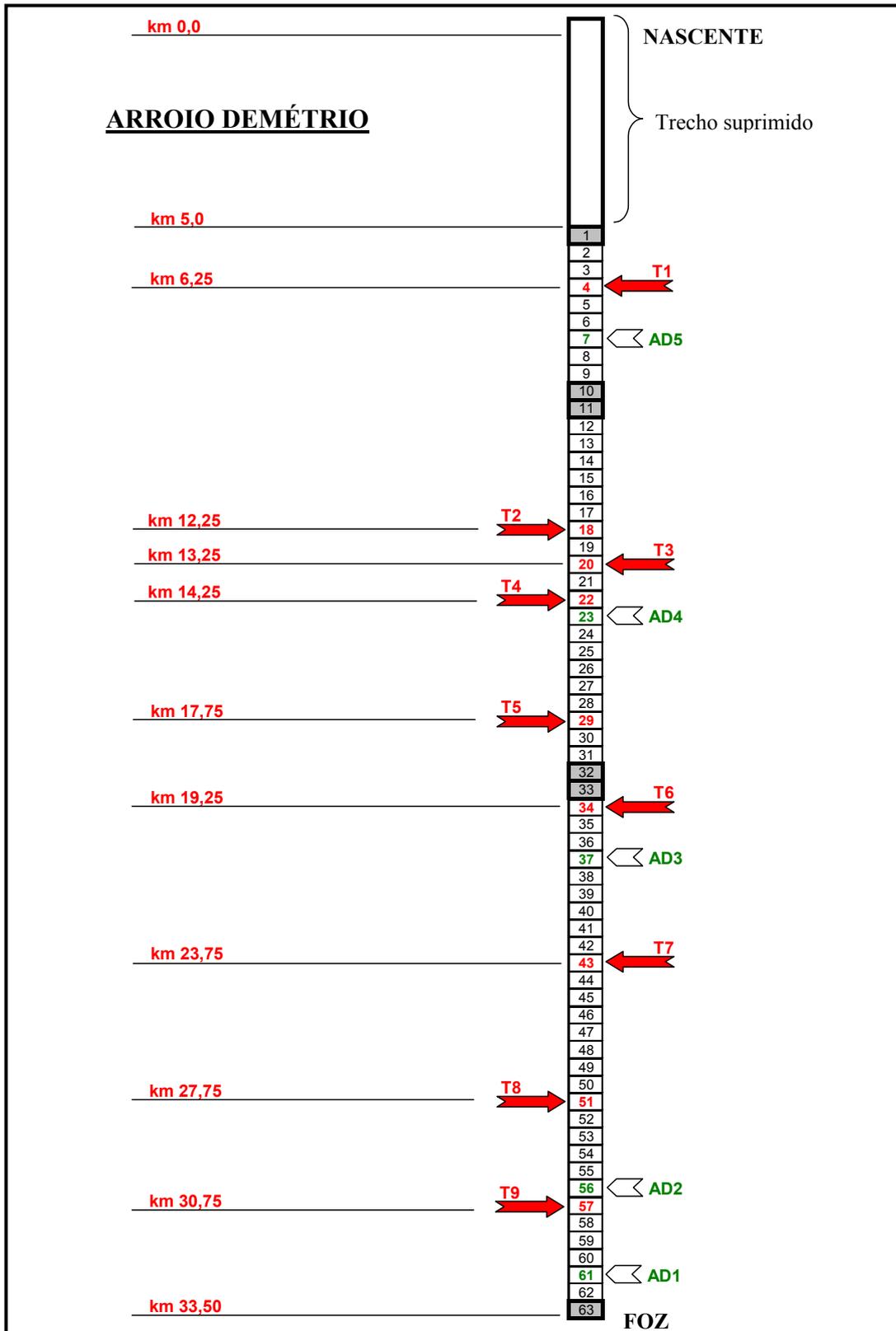


Figura 5.5. Diagrama Unifilar da Bacia Hidrográfica do Arroio Demétrio  
 MODELO CE-QUAL-W2, V.3.2, 2003

## Vazão

Os dados hidráulicos do Arroio Demétrio disponíveis, correspondem:

- Dados discretos (régua): medições de nível e vazão nas seções AD2 à AD6. Estes dados foram necessários para realizar as curvas-chave das seções correspondentes (Figuras A.5 a A.9., Anexo 2). Na seção AD1, não foram instaladas régua devido problemas técnicos em campo.
- Dados contínuos (linígrafo): utilizados para simulação hidrodinâmica do sistema. Os dados existentes referem-se ao linígrafo instalado na seção AD3, com dados de nível em um intervalo de 15 min. Os dados de vazão foram obtidos através da curva-chave da correspondente seção.

Através dos dados do linígrafo para a seção AD3 foi assumida a hipótese de uma distribuição uniforme por unidade de área drenada para estimar a vazão dos contribuintes à montante desta seção, conforme discretização da bacia. Esta hipótese foi assumida coerente devido ao caráter homogêneo da distribuição das chuvas na região.

Para as contribuições a jusante da seção AD3, foi realizada uma correlação entre as medições discretas de nível das seções AD3 e AD2 (Figura A.10., Anexo 3), com a finalidade de extrapolar os dados contínuos de vazão para a seção AD2.

Para as contribuições entre as seções AD2 e AD1, pela falta de medições de nível na última seção antes da foz, estimou-se a vazão através da contribuição por unidade de área de drenagem.

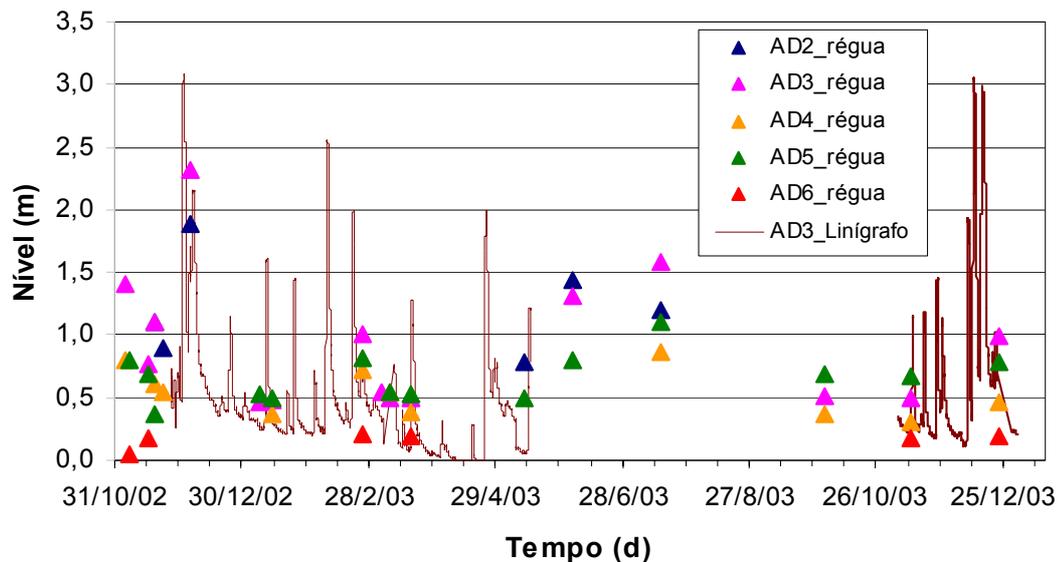
Os dados discretos foram utilizados para verificar o ajuste da vazão nos segmentos correspondentes às seções AD2, AD4, AD5. Enquanto que os dados de linígrafo foram utilizados para ajuste da vazão na seção AD3, com saída dos resultados de vazão para um intervalo de 15 minutos.

A frequência de entrada dos dados de vazão para os tributários pontuais e distribuídos no programa CE-QUAL-W2 V3.2 foi assumida para um intervalo de 6 horas. Nos eventos de picos na vazão, a frequência dos dados foi refinada para 3 horas.

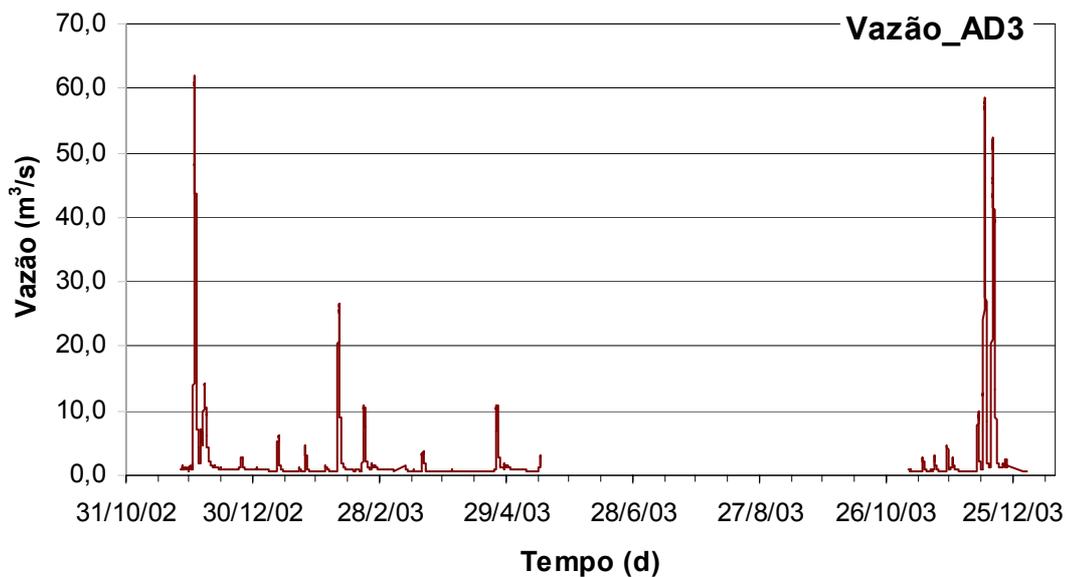
Em relação ao ajuste do módulo hidráulico, o parâmetro de relevância se concentra basicamente no coeficiente de rugosidade de Manning. McCutcheon (1989) apresenta em seus

trabalhos valores do coeficiente de atrito variando de 0,033 a 0,050 para canais naturais rasos e sinuosos.

A seguir, nas Figuras 5.6 e 5.7, são apresentados os dados do linígrafo na seção AD3, cota e vazão, e os dados discretos das réguas para as demais seções de amostragem, utilizados para estimar os fluxos de entrada no modelo.



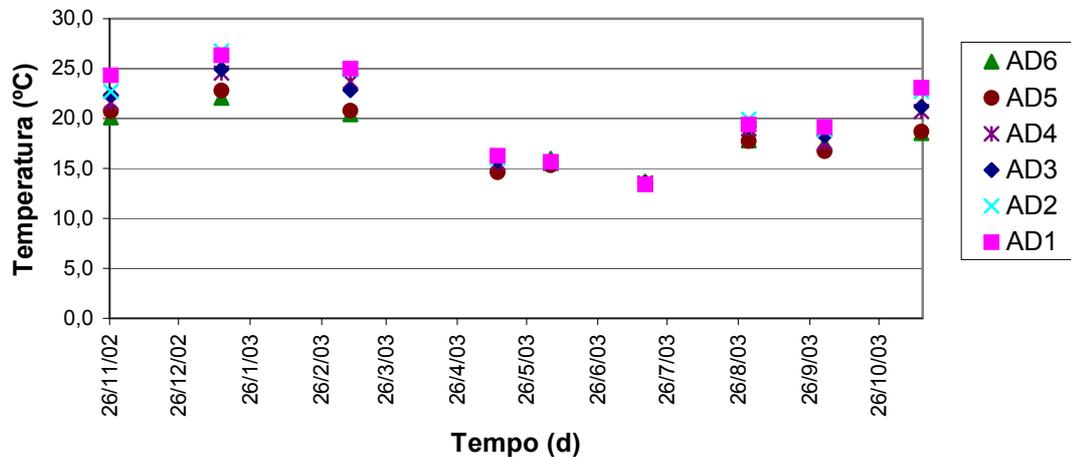
**Figura 5.6. Cotas dos dados de réguas e linígrafo das seções de amostragem**



**Figura 5.7. Vazão calculada pela curva-chave para seção de amostragem AD3**

## Temperatura

Os dados amostrados utilizados para estimar a temperatura da água dos tributários pontuais e distribuídos ao longo do tempo proposto na simulação são mostrados na Figura 5.8.



**Figura 5.8. Perfil temporal da temperatura da água nas seções de amostragem**

Quanto a discretização temporal, o modelo sugere uma série temporal de entrada com frequência contínua para os dados de temperatura, com a finalidade de representar as variações diárias deste parâmetro e influir sobre os coeficientes cinéticos. Uma vez que os dados disponíveis possuem medições bimestrais, algumas hipóteses foram assumidas para obter tal série:

- Com os dados de temperatura do ar realizou-se uma correlação ( $R^2=0,98$ ) com as medições de temperatura da água para a seção AD1 (mesma altitude e com proximidade geográfica com o Aeroporto Salgado Filho), nas datas correspondentes (Figura A.11., Anexo 4). Desta forma foi estimada uma série temporal contínua com frequência horária para a seção AD1, baseado nos dados da temperatura do ar (Ford et al, 1984 apud Cole et al, 2003).
- Foram, também, realizadas correlações entre a seção AD1 e as demais, utilizando as medições discretas de campo para a temperatura da água (Figura A.12 a A.16., Anexo 4). Posteriormente, foram geradas séries contínuas de temperatura em função do tempo para as demais seções a partir da seção AD1.

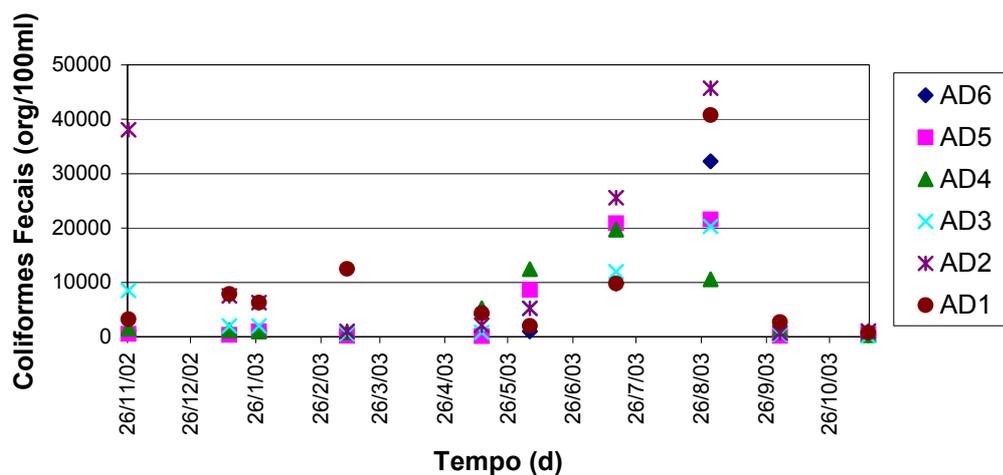
Quanto a discretização espacial da temperatura, em função das medições corresponderem às seções e, portanto, temperatura do leito do arroio e não propriamente dos tributários, dificultou a estimativa da temperatura para os afluentes. Por esta razão, a hipótese utilizada no trabalho foi de atribuir a temperatura dos tributários conforme sua proximidade das seções de amostragem, levando em conta, portanto, a posição geográfica e altitude do tributário em relação ao leito do Arroio Demétrio.

Com base nas hipóteses estabelecidas acima, foram estimadas séries temporais de entrada para todos tributários com frequência horária dos dados.

### Qualidade da água

Basicamente, são duas as metodologias aplicadas para estimar as cargas de entrada dos parâmetros de qualidade da água nos modelos de simulação matemática, ou usa-se coeficientes de produção per capita para as cargas poluidoras ou estima-se a partir de dados de campo disponíveis para um dado período de monitoramento.

De Luca et al. (2005), utilizou a primeira metodologia citada para simulação da qualidade da água do Arroio Demétrio aplicando o modelo QUAL-2E. Neste trabalho as cargas poluidoras foram estimadas conforme os dados de qualidade da água amostrados nas seções AD1 a AD5, apresentados nas Figuras 5.9 a 5.15 a seguir. As concentrações resultantes representam a média aritmética de três dados amostrados.



**Figura 5.9. Perfil temporal de coliforme fecais nas seções de amostragem**

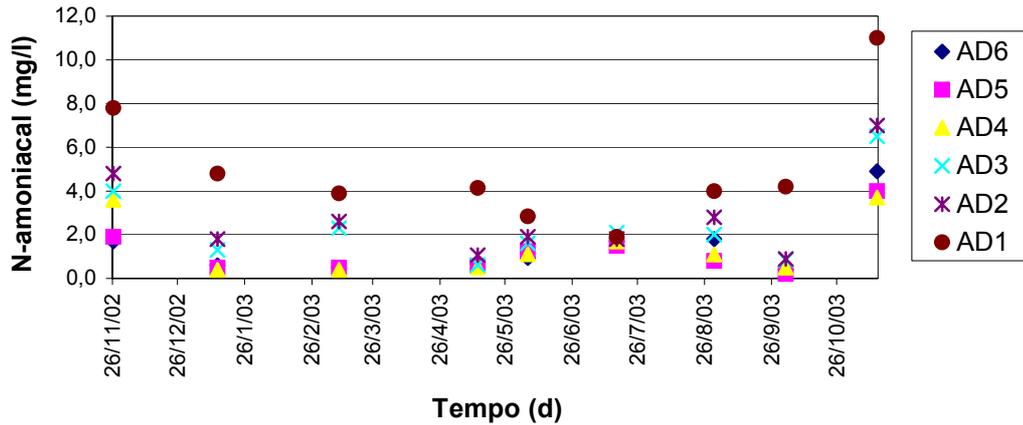


Figura 5.10. Perfil temporal de N-amoniaco nas seções de amostragem

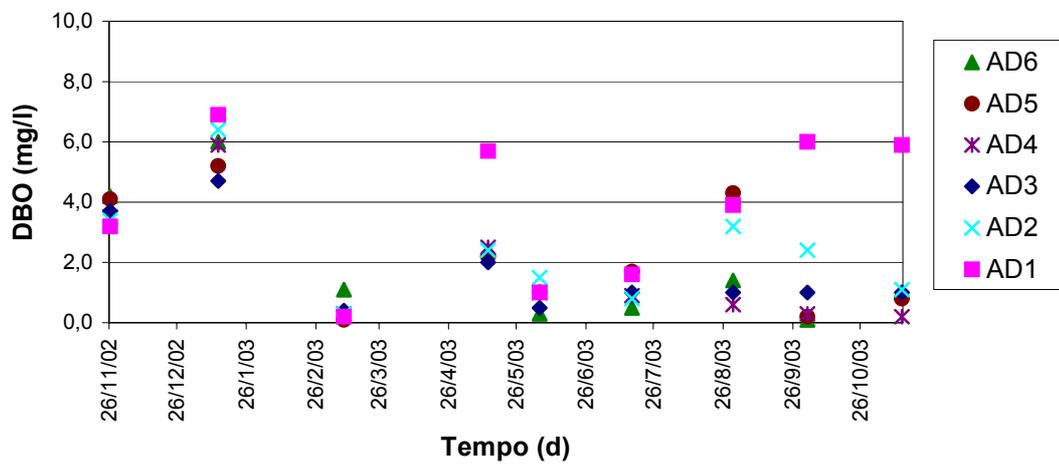


Figura 5.11. Perfil temporal de DBO nas seções de amostragem

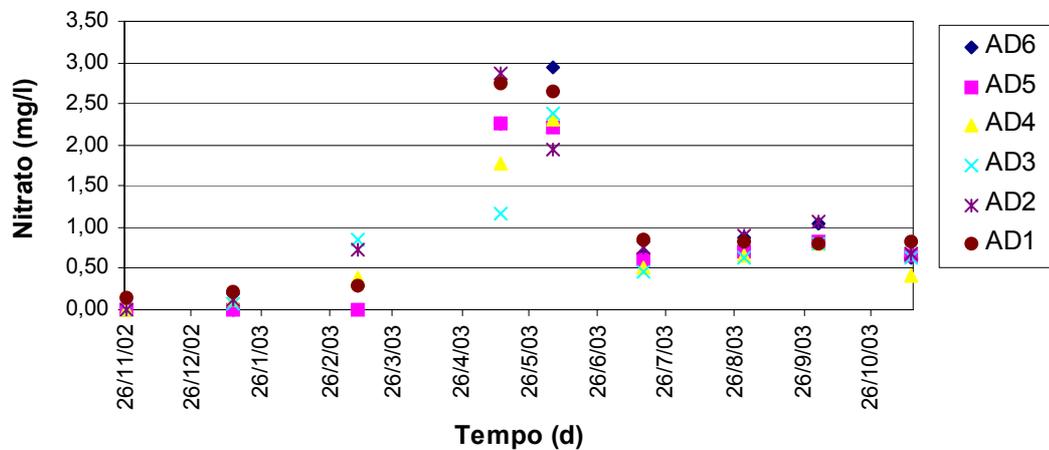


Figura 5.12. Perfil temporal de nitrato nas seções de amostragem

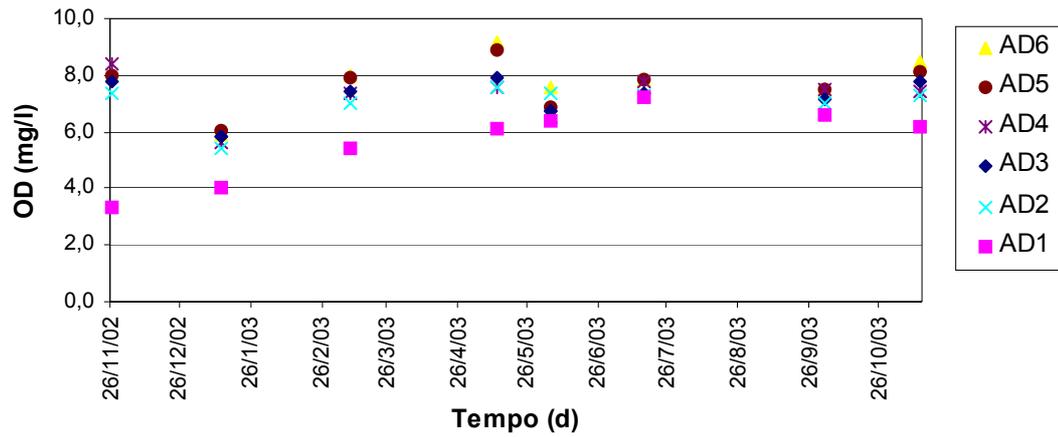


Figura 5.13. Perfil temporal de OD nas seções de amostragem

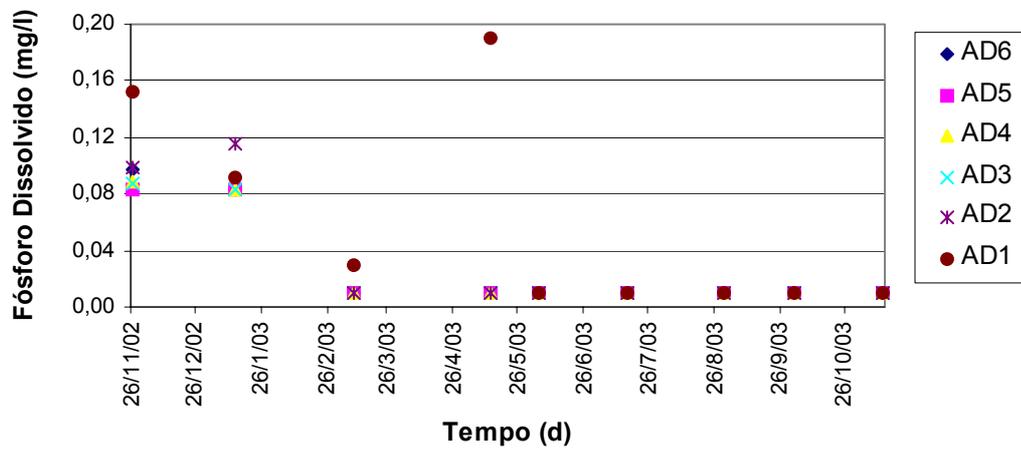


Figura 5.14. Perfil temporal de fósforo dissolvido nas seções de amostragem

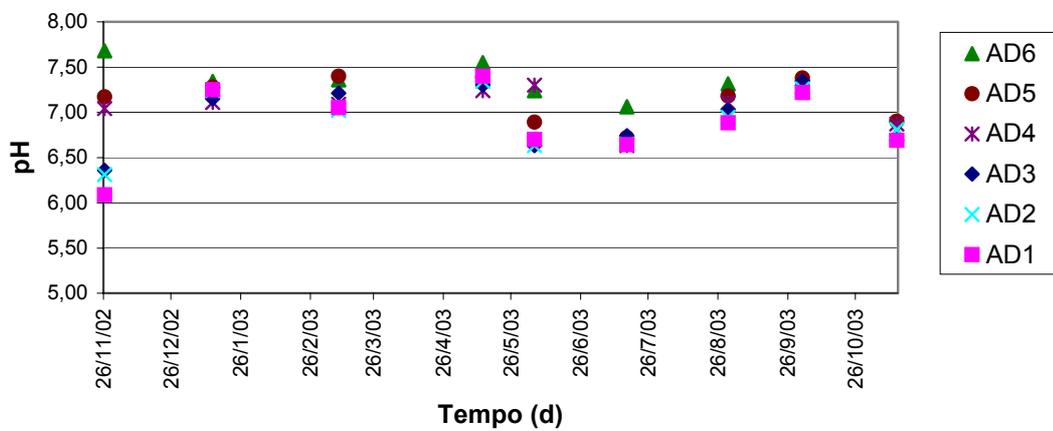


Figura 5.15. Perfil temporal de pH nas seções de amostragem

Através da análise dos dados de qualidade disponíveis pode-se ratificar o impacto devido à drenagem urbana do município de Gravataí recebida pelo Arroio Ouriço que deságua entre as seções AD2 e AD1. Este fato é evidenciado pelo aporte nas cargas de nitrogênio amoniacal, fósforo dissolvido e DBO<sub>5</sub>, respaldado pela depleção de oxigênio dissolvido entre as seções subseqüentes.

A metodologia aplicada para distribuir as cargas observadas nas seções de amostragem para cada uma das sub-bacias baseou-se no balanço de massa entre as seções subseqüentes. Para alguns parâmetros, devido a resultados negativos obtidos no balanço das cargas entre seções, optou-se por uma distribuição uniforme de acordo com a área drenada pela sub-bacia, conforme realizado para os dados de vazões. Os valores das cargas atuais dos parâmetros de qualidade simulados encontram-se detalhados no Anexo 5.

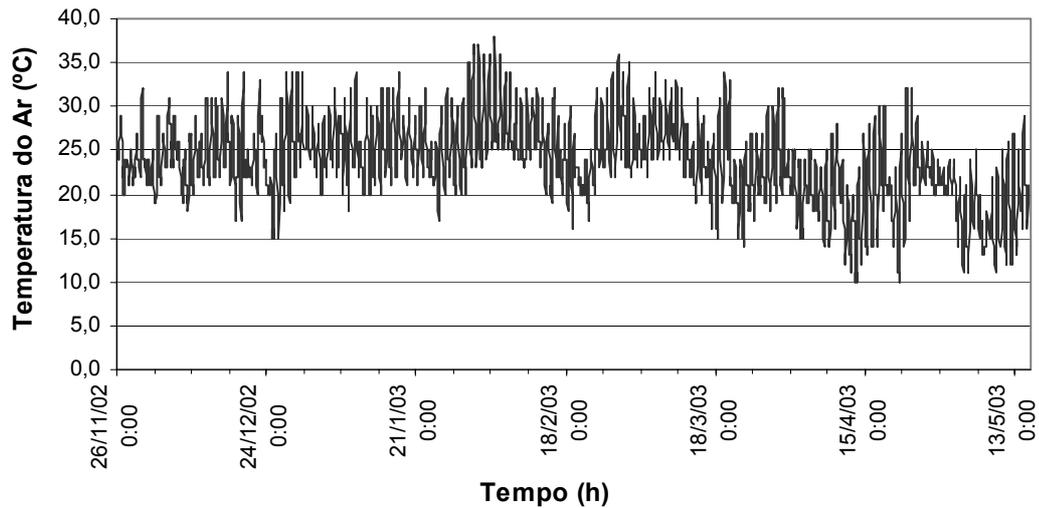
O modelo CE-QUAL-W2 V3.2 não simula o pH como uma variável de estado e sim como uma variável secundária a partir dos dados de entrada para alcalinidade e carbono inorgânico. Portanto fez-se necessário estimar ambos parâmetros através da temperatura e pH medidos em campo conforme ábacos disponíveis no Standard Methods (1998).

A freqüência de entrada dos dados de qualidade da água adotada foi de 15 dias, originados a partir da interpolação linear das 4 (quatro) medições disponíveis para cada um dos parâmetros de qualidade.

Na seqüência do trabalho, portanto, os resultados de qualidade da água apresentados foram ajustados conforme os erros estatísticos mínimos na comparação entre quatro valores medidos e simulados ao longo do tempo de simulação para cada uma das seções de amostragem.

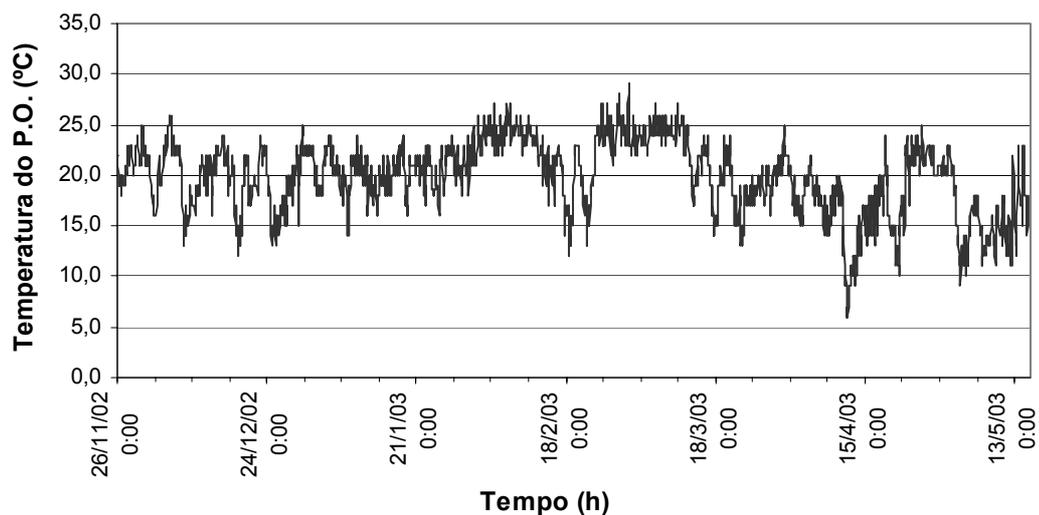
#### **5.4.3. Dados Meteorológicos**

Os dados meteorológicos para o período de simulação proposto para temperatura do ar, temperatura do ponto de orvalho, velocidade do vento, direção dos ventos e nebulosidade, são apresentados nas Figuras 5.16 a 5.20, respectivamente.

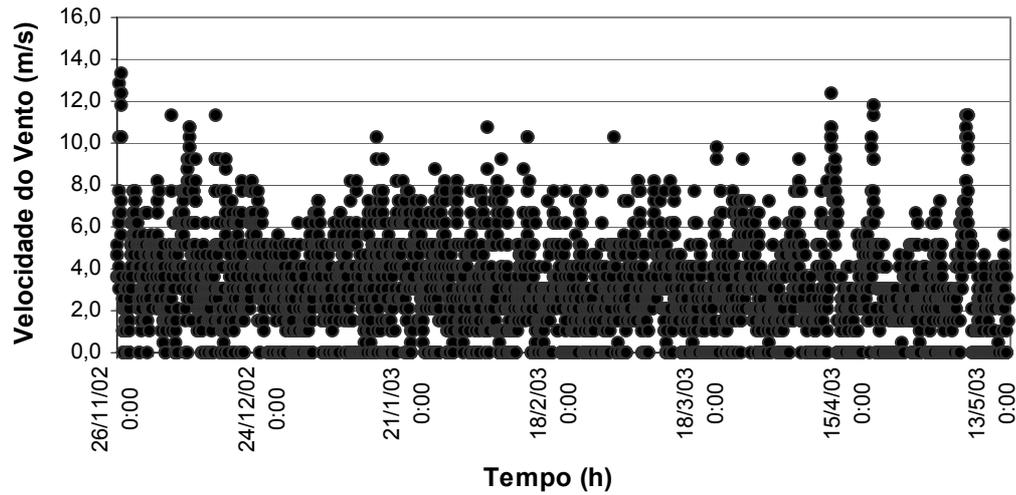


**Figura 5.16. Dados de temperatura do ar**

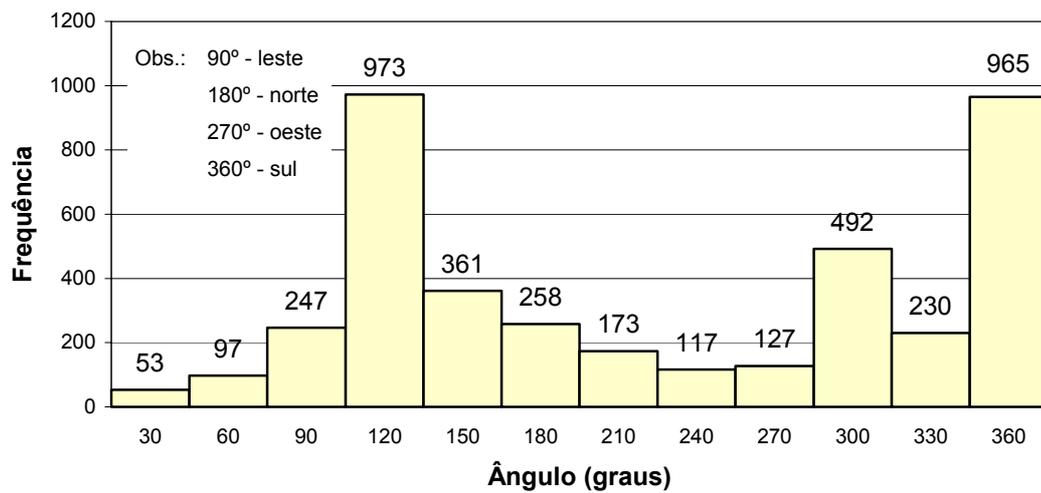
A temperatura do ar, durante o período de simulação, variou de valores máximos de 35°C, durante o verão, a temperaturas mínimas durante os meses de outono, abril e maio, abaixo dos 10°C. A temperatura média foi de 25°C. Quanto a temperatura do ponto de orvalho (P.O.), a distribuição temporal dos dados é similar a temperatura do ar, porém apresentam uma amplitude diária reduzida.



**Figura 5.17. Dados de temperatura do ponto de orvalho**

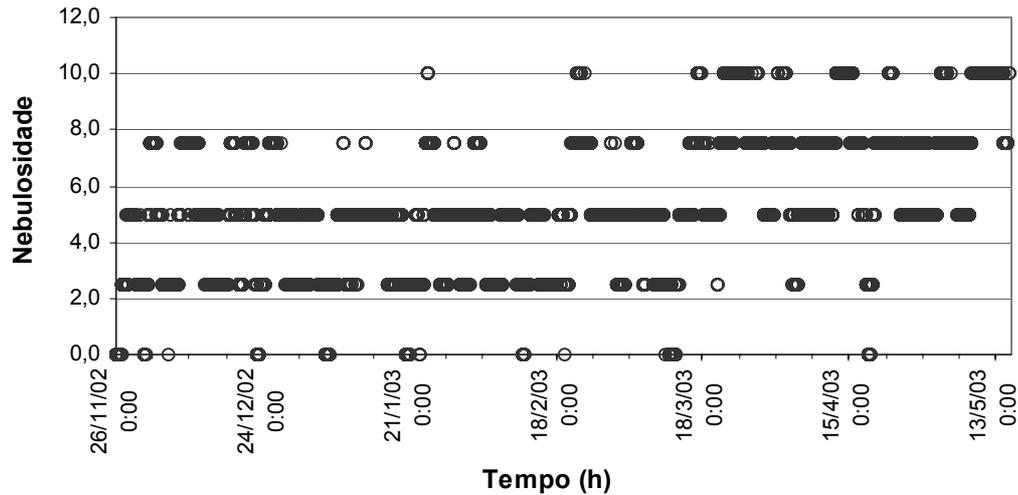


**Figura 5.18. Dados de velocidade do vento**



**Figura 5.19. Dados da direção do vento**

Os dados de velocidade do vento, durante o período de simulação, encontraram-se em sua maioria entre 1,0 e 6,0 m/s, com predominância dos ventos nos quadrantes nordeste (120° e 150°) e sudoeste (300°) e ventos sul (360°).



**Figura 5.20. Dados de nebulosidade**

Os dados de entrada para nebulosidade são expressos no modelo CE-QUAL-W2 V3.2 em uma unidade particular. É adotada uma escala de 0 a 10, correspondendo o primeiro ao dia claro, sem nuvens, e o segundo ao dia totalmente encoberto por nuvens. Durante o período de simulação, o padrão de dias parcialmente encobertos foi mais freqüente, diminuindo a nebulosidade nos meses de verão e aumentando em direção ao outono.

#### 5.4.4. Parâmetros Cinéticos

Os parâmetros cinéticos fornecem as informações a respeito das fontes e sumidouros dos constituintes dissolvidos, com o objetivo de ajustar o comportamento real do sistema ao modelo empregado. Muitos dos parâmetros não podem ser medidos diretamente e são ajustados, dentro de uma faixa coerente, durante a etapa de calibração até os valores simulados apresentarem os menores erros em relação aos dados observados.

Para aplicação do modelo CE-QUAL-W2 V3.2, os coeficientes usados foram fundamentados nas sugestões do manual do modelo (Cole et al., 2003) e coeficientes utilizados no ajuste de simulações anteriores realizadas na bacia do Arroio Demétrio (De Luca et al., 2005) apresentados na Tabela 5.3.

Os parâmetros foram ajustados, dentro de faixas razoáveis adotadas, até que as observações simuladas e medidas apresentassem os menores valores segundo os dados estatísticos adotados.

**Tabela 5.3. Parâmetros cinéticos de referência**

<i>Parâmetro</i>	<i>Cole et al. (2003)</i>	<i>De Luca et al. (2005)</i>	<i>Unidade</i>	<i>Descrição</i>
<b>CG1DK</b>	0,20-2,50	1,00	dia <sup>-1</sup>	Taxa de decaimento de 1º ordem de Coliformes Fecais
<b>KBOD</b>	0,25	0,20	dia <sup>-1</sup>	Taxa de decaimento de DBO <sub>5</sub>
<b>RDBO</b>	1,0147	-	-	Relação entre DBO <sub>5</sub> e DBO <sub>u</sub>
<b>CBODP</b>	0,004	-	-	Relação estequiométrica do fósforo e decaimento de DBO
<b>CBODN</b>	0,06	-	-	Relação estequiométrica do nitrogênio e decaimento de DBO
<b>CBODC</b>	0,32	-	-	Relação estequiométrica do carbono e decaimento de DBO
<b>PO4R</b>	≥ 0,03	-	-	Taxa de liberação de fósforo pelo sedimento, fração de SOD
<b>NH4REL</b>	≥ 0,4	-	-	Taxa de liberação de N-amoniaco pelo sedimento, fração de SOD
<b>NH4DK</b>	0,001-1,30		dia <sup>-1</sup>	Taxa de decaimento de N-amoniaco
<b>NO3DK</b>	0,05-0,15	-	dia <sup>-1</sup>	Taxa de decaimento de nitrato
<b>NO3S</b>	1,0	-	m/dia	Taxa de denitrificação pelo sedimento
<b>CO2REL</b>	0,1	-	-	Taxa de liberação de dióxido de carbono pelo sedimento, fração de SOD
<b>O2NH4</b>	4,57	-	-	Relação estequiométrica do oxigênio e N-amoniaco durante a nitrificação
<b>O2LIM</b>	0,1	-	mg/l	Concentração de OD na qual inicia o processo anaeróbico
<b>SOD</b>	0,1-5,8		g O <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> .dia	Demanda de oxigênio pelo sedimento por segmento

Os coeficientes correspondentes aos fluxos das variáveis de estado, matéria orgânica, sílica, ferro, epifiton e algas não foram considerados no ajuste, uma vez que não havia dados disponíveis para o ajuste do modelo.

A metodologia aplicada para definir o ajuste foi estabelecida com base na inspeção visual, pela utilização de três medidas estatísticas para comparar os dados medidos e observados de qualidade da água, temperatura, vazão e nível d'água.

A primeira refere-se ao erro percentual definido como:

$$Erro (\%) = \frac{\sum \left( \frac{|simulado - medido|}{medido} \right)}{n^\circ \text{ observações}} \times 100 \quad (5.1)$$

O erro médio absoluto (EMA) foi avaliado para indicar quanto divergem, em média, os valores simulados dos valores observados. O erro médio absoluto foi calculado pela seguinte equação:

$$EMA = \frac{\sum |simulado - medido|}{n^\circ \text{ observações}} \quad (5.2)$$

Outro parâmetro estatístico avaliado corresponde ao erro padrão (EP), o qual indica a dispersão de quanto os valores simulados desviam dos valores observados e é dado pela seguinte equação:

$$EP = \sqrt{\frac{\sum (simulado - medido)^2}{n^\circ \text{ observações}}} \quad (5.3)$$

### 5.5. Análise de Sensibilidade

Pelo motivo do oxigênio dissolvido apresentar-se como o principal parâmetro de qualidade da água, responsável pela manutenção do equilíbrio aquático, durante a simulação do Arroio Demétrio tentou-se avaliar as incertezas, devido à falta de dados concretos, que possam interferir significativamente nos valores de saída para este parâmetro.

Neste sentido, avaliou-se a sensibilidade das diferentes expressões para o cálculo do coeficiente de reaeração em rios e arroios disponibilizadas pelo modelo, apresentadas na Tabela 5.4, em relação às variações nas concentrações de oxigênio dissolvido no sistema.

**Tabela 5.4. Formulações utilizadas para o coeficiente de reaeração ( $K_a$ )**

Equação		Referência
$K_a = \frac{(D_{O_2} u)^{1/2}}{H^{3/2}}$	$D_{O_2}$ = coeficiente de difusão molecular, $m^2/s$ $u$ = velocidade, $m/s$ $H$ = profundidade do canal, $m$ $K_a$ = 1/dia	O'Connor e Dobbins (1958)
$K_a = \frac{(11,6u)^{1/2}}{H^{1,67}}$	$u$ = velocidade, $ft/s$ $H$ = profundidade do canal, $ft$ $K_a$ = 1/dia	Churchill, Elmore e Buckingham (1962)
$K_a = 0,88uS \text{ para } 10 < Q < 300 m^3/s$ $K_a = 1,8uS \text{ para } 1 < Q < 10 m^3/s$	$S$ = declividade, $ft/milhas$ $u$ = velocidade, $ft/s$ $K_a$ = 1/dia	Tsvoglou e Wallace (1972)
$K_a = \frac{21,6u^{0,67}}{H^{1,85}}$	$u$ = velocidade, $ft/s$ $H$ = profundidade do canal, $ft$ $K_a$ = 1/dia	Owens et al. (1964)
$K_a = \frac{25u^*}{H} (1 + F^{0,5})$	$u^*$ = velocidade de corte, $ft/s$ $H$ = profundidade do canal, $ft$ $F$ = número de Froude $K_a$ = 1/dia	Thackston e Krenkel (1966)
$K_a = \frac{7,62u}{H^{1,33}}$	$u$ = velocidade, $ft/s$ $H$ = profundidade do canal, $ft$ $K_a$ = 1/dia	Langbien e Durum (1967)
$K_a = 517(uS)^{0,524} Q^{-0,242} \text{ para } Q < 0,556 m^3/s$ $K_a = 596(uS)^{0,528} Q^{-0,136} \text{ para } Q > 0,556 m^3/s$	$u$ = velocidade, $m/s$ $S$ = declividade, $m/m$ $Q$ = vazão, $m^3/s$ $K_a$ = 1/dia	Melching e Flores (1999)
$K_a = 88(uS)^{0,313} H^{-0,353} \text{ para } Q < 0,556 m^3/s$ $K_a = 142(uS)^{0,333} H^{-0,66} W^{-0,243} \text{ para } Q > 0,556 m^3/s$	$u$ = velocidade, $m/s$ $S$ = declividade, $m/m$ $W$ = largura, $m$ $H$ = profundidade, $m$ $K_a$ = 1/dia	Melching e Flores (1999)
$K_a = C_1 u^{c_2} H^{c_3} S^{c_4}$	$u$ = velocidade, $m/s$ $S$ = declividade $H$ = profundidade, $m$ $K_a$ = 1/dia $C_1, C_2, C_3, C_4$ = definidos pelo usuário	

(Fonte: Cole et al, 2003)

Considerando-se o processo difusivo de  $CO_2$  na interface água-ar baseado no percentual do coeficiente de reaeração, o trabalho se propôs analisar também, a sensibilidade dos valores de pH, quanto à formulação empregada para o coeficiente de reaeração.

Da mesma forma, verificou-se sensibilidade nas concentrações de oxigênio dissolvido conforme os valores da demanda de oxigênio pelo sedimento empregados. Portanto, foram analisadas as variações na concentração de oxigênio dissolvido propiciada pela incerteza dos dados de sedimento, os quais não foram analisados, empregando valores dentro de uma faixa recomendada.

## 5.6. Simulação de Cenário Futuro

Para simular a qualidade de água e poder projetá-la para o cenário futuro, primeiramente deve-se avaliar as cargas atuais, para posteriormente, estabelecidas hipóteses de crescimento das cargas, simular a qualidade futura das águas do Arroio Demétrio.

Devido à falta de estudos anteriores mais aprofundados acerca da previsão do crescimento das cargas poluidoras em função de suas diferentes fontes ao longo da bacia do Arroio Demétrio, optou-se por uma hipótese na qual as cargas poluidoras mantêm um relacionamento proporcional ao crescimento da população rural e urbana. Por esta razão, empregou-se o método geométrico de crescimento, que é intensamente empregado em projetos de sistemas de águas e esgotos municipais para projetar a população. O horizonte definido para o cenário futuro foi de 10 anos, correspondendo portanto a uma situação hipotética do cenário da qualidade da água do Arroio Demétrio para o ano de 2013.

As taxas de majoração das cargas corresponderam às taxas de crescimento da população. Neste sentido, com base em dados da Prefeitura Municipal de Gravataí, a população urbana crescerá a taxas de 3,0% ao ano na bacia. Para população e resíduos sólidos rurais, devido à ausência de informações, optou-se por uma hipótese de crescimento com taxas de 0,5% ao ano, exercida, principalmente, pela implantação de sítios de lazer nos arredores do arroio. Não foi assumida a hipótese de acréscimo nas atividades de lazer, fontes difusas rurais, criação de animais e indústrias durante o horizonte proposto.

Com base em De Luca et al. (2005), o qual apresentou uma discretização das cargas poluidoras na bacia do Arroio Demétrio quanto a sua origem (Tabela 5.5), foi possível dividi-las para cada sub-bacia e, portanto, prever o crescimento diferenciado conforme a população urbana e rural.

Optou-se por manter os níveis de oxigênio dissolvido para a projeção do cenário futuro. Quanto ao regime hidráulico de escoamento no arroio foi utilizada a mesma série de vazões ajustada para o cenário atual, correspondente aos dados registrados pelo linígrafo da seção de amostragem AD3.

Deve-se salientar que o cenário projetado refere-se a uma configuração hipotética baseada nas medições de vazão e qualidade da água durante o período de amostragem realizado.

**Tabela 5.5. Divisão das cargas poluidoras atuais das sub-bacias conforme a sua origem.**

<i>Sub-Bacia</i>	<i>Pop. (%)</i>		<i>Dessedentação Animais (%)</i>		<i>Fontes Difusas Rurais (%)</i>	<i>Resíduos Sólidos Rurais (%)</i>
	<i>Urbana</i>	<i>Rural</i>	<i>Grande Porte</i>	<i>Pequeno Porte</i>		
Sub-DEM 1	0,00	86,45	12,72	0,15	0,68	0,002
Sub-DEM 2	0,00	86,48	12,69	0,15	0,68	0,002
Sub-DEM 3	0,00	86,48	12,69	0,15	0,68	0,002
Sub-DEM 4	0,00	86,48	12,69	0,15	0,68	0,002
Sub-DEM 5	0,00	86,44	12,73	0,15	0,68	0,002
Sub-DEM 6	0,00	86,47	12,70	0,15	0,68	0,002
Sub-DEM 7	0,00	86,48	12,69	0,15	0,68	0,002
Sub-DEM 8	0,00	86,49	12,68	0,15	0,68	0,002
Sub-DEM 9	0,00	86,42	12,75	0,15	0,68	0,002
Sub-DEM 10	93,90	5,27	0,77	0,02	0,04	0,000
Sub-DEM 11	0,00	86,44	12,73	0,15	0,68	0,002
Sub-DEM 12	0,00	86,49	12,68	0,15	0,68	0,002
Sub-DEM 13	0,00	86,48	12,69	0,15	0,68	0,002
Sub-DEM 14	0,00	86,47	12,70	0,15	0,68	0,002
Sub-DEM 15	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000
Sub-DEM 16	96,87	2,71	0,40	0,01	0,02	0,000
Sub-DEM 17	0,00	86,44	12,72	0,15	0,69	0,002
Sub-DEM 19	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000
Sub-DEM 20	0,00	86,43	12,73	0,15	0,69	0,002
Sub-DEM 21	82,10	15,47	2,28	0,03	0,12	0,000
Sub-DEM 22	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000
Sub-DEM 23	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000

As cargas poluidoras futuras para os parâmetros de qualidade simulados encontram-se expostas no Anexo 5.

## **6. RESULTADOS E DISCUSSÕES**

### **6.1. Ajuste do modelo CE-QUAL-W2 V.3.2**

O ajuste do modelo foi realizado, primeiramente, para o módulo hidrodinâmico do sistema através dos dados medidos pelo linígrafo na seção AD3, assegurando as condições hidráulicas do Arroio Demétrio. Além disso, juntamente com o módulo hidráulico, o balanço térmico do sistema é rodado, assegurando as condições termodinâmicas que influenciam sobre os parâmetros bio-cinéticos do módulo de transporte de massa. Enfim, posteriormente, com as premissas anteriores alcançadas, rodou-se o módulo de transporte de massa para o ajuste dos parâmetros de qualidade da água.

Devido à hipótese não-permanente do modelo CE-QUAL-W2 V.3.2, os gráficos dos resultados hidráulicos, de temperatura e constituintes dissolvidos apresentados nos próximos tópicos foram expostos em escala de tempo (dias) no eixo das abscissas. Desta maneira, possibilita uma melhor visualização em relação a variação temporal das variáveis de estado ao longo do tempo de simulação.

Posteriormente, são apresentados os resultados de cenários futuros de qualidade da água. Pela incerteza nos resultados inerente de previsões deste tipo, optou-se por uma representação longitudinal dos resultados médios para comparação com os resultados atuais.

#### **6.1.1. Simulação da Vazão e Nível d'água**

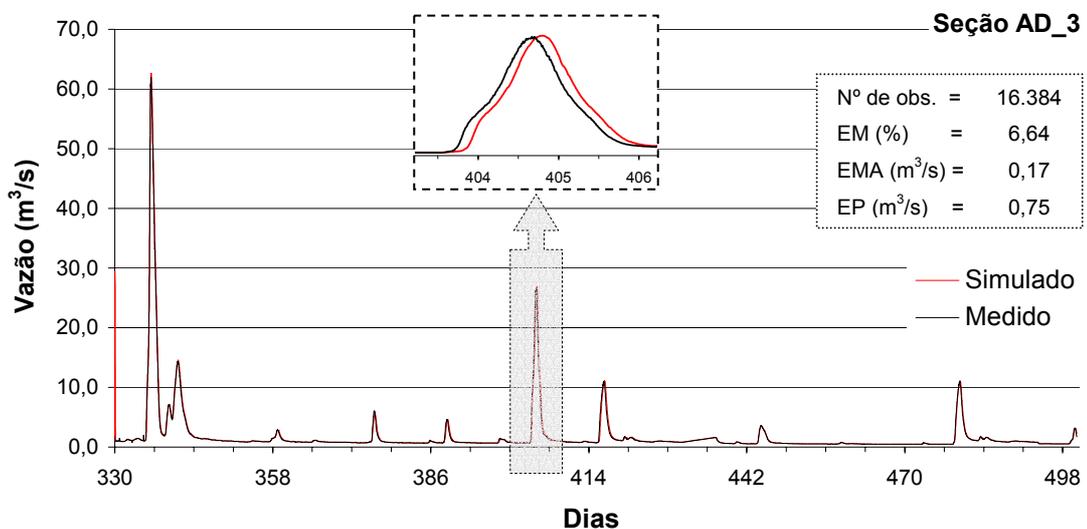
Em modelos hidrodinâmicos, caso as vazões simuladas ao longo do tempo resultem em erros abusivos quando comparadas aos dados reais, as subseqüentes simulações do transporte de massa das variáveis de qualidade da água e suas reações físicas e biológicas irão conter uma componente deste erro.

Portanto, o processo de ajuste hidrodinâmico requer coerentes condições de contorno de vazão à montante e condições iniciais do nível d'água, além disso, um modelo batimétrico compatível com o sistema e um cuidadoso ajuste do coeficiente de atrito de fundo, que para este estudo de caso foi empregado o coeficiente de Manning.

Para esta simulação, uma vez que os dados batimétricos e condições de contorno foram estabelecidos conforme a metodologia já comentada, o coeficiente de Manning foi ajustado até a melhor correlação dos valores medidos e simulados, segundo os critérios estatísticos adotados. Para a modelagem do Arroio Demétrio, durante o período simulado, o valor adotado foi de 0,05 em todo seu domínio, conforme sugerido por McCutcheon (1989) para canais naturais rasos e com formação de meandros. A variação no coeficiente de atrito não influenciou de maneira significativa no ajuste da vazão do arroio, porém o valor empregado traduziu de maneira mais correta o campo de velocidades e, por conseguinte, o nível d'água na seção AD3.

Quanto ao intervalo de tempo utilizado (*timestep*), o qual representa um importante parâmetro em modelos não-permanentes com mudanças bruscas no regime de escoamento como neste caso, assegurou-se a estabilidade numérica optando por um intervalo de tempo reduzido de 30 segundos.

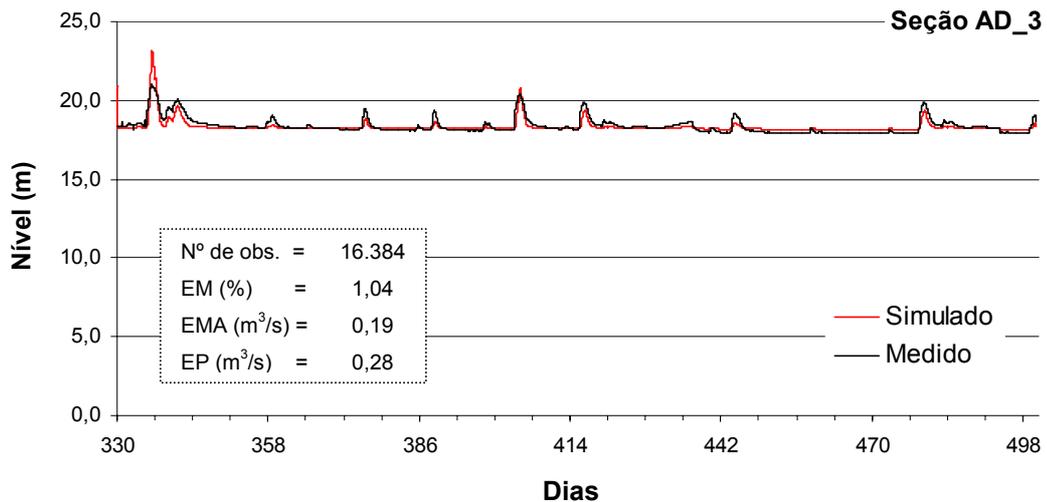
As Figuras 6.1 e 6.2 mostram a comparação dos dados medidos e simulados para o nível d'água e vazão na seção AD3, respectivamente.



**Figura 6.1. Comparação dos dados medidos e simulados para vazão na seção AD3**

Os dados de vazão se ajustaram com ótima concordância entre os valores medidos em campo a cada 15 minutos e os dados simulados com saída dos resultados igualmente com frequência de 15 minutos. Por esta razão, é realçada a boa estabilidade do modelo ao longo do período simulado, representando com fidelidade os eventos de pico no Arroio Demétrio,

caracterizados por mudanças bruscas no regime do escoamento do canal. No detalhe, entretanto, é representada a defasagem nas vazões de pico, responsável pelos erros encontrados. Este comportamento, também encontrado nos demais eventos de pico ao longo da simulação, se deve pela metodologia aplicada para estimar as vazões de entrada e contorno no modelo, uma vez que estes dados foram estimados a partir da curva-chave para seção AD3, sem considerar o tempo de percurso do escoamento.



**Figura 6.2. Comparação dos dados medidos e simulados do nível na seção AD3**

Para o nível d'água, pode-se notar algumas incoerências entre os dados simulados e medidos, que podem ter sido ocasionadas em decorrência dos dados de entrada da seção do arroio e batimetria de fundo utilizados, devido às hipóteses simplificadoras assumidas a priori. Variações de aproximadamente 5,0m para o nível d'água demonstram o ajuste da altura da camada do modelo durante a simulação devido às variações de nível. A cota de fundo da seção AD3 é de 17,88 m de altitude.

Além do ajuste dos dados contínuos de vazão para a seção AD3, são mostrados nas Figuras 6.3 a 6.5, a saída dos valores de vazão para as seções AD5, AD4 e AD2, respectivamente. Embora poucos dados discretos de vazão fossem disponíveis para estas seções, pôde-se verificar uma boa concordância entre os valores simulados e medidos através da análise visual dos resultados.

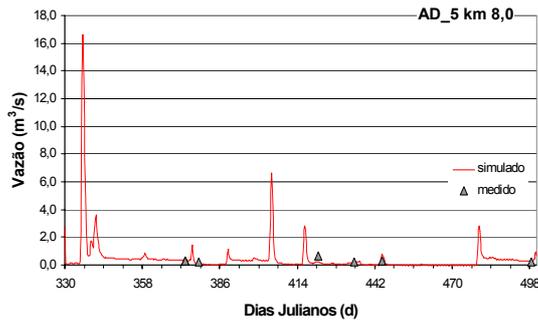


Figura 6.3. Comparação dos dados medidos e simulados de vazão para seção AD5

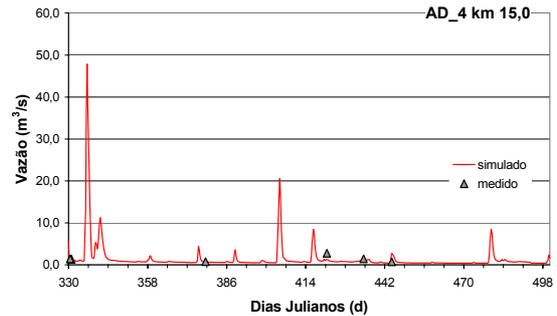


Figura 6.4. Comparação dos dados medidos e simulados de vazão para seção AD4

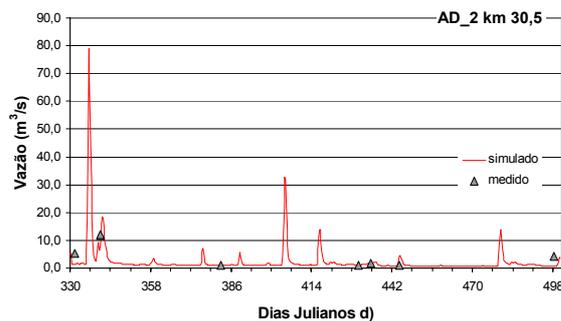


Figura 6.5. Comparação dos dados medidos e simulados de vazão para seção AD2

Pode-se verificar através do primeiro evento de pico na vazão do Arroio Demétrio, correspondente ao dia 337, aproximadamente, um grande incremento de vazão na seção AD4 em relação à seção AD5,  $17,0\text{m}^3/\text{s}$  para  $47,0\text{m}^3/\text{s}$ . Esta contribuição é justificada pela grande área de drenagem superficial entre as seções subseqüentes, escoadas através dos tributários T2, T3 e T4. Entre as demais seções, AD4-AD3 e AD3-AD2, as contribuições demonstram uma variabilidade linear em direção a foz, com incrementos similares entre seções subseqüentes de  $17,0\text{m}^3/\text{s}$  e  $15,0\text{m}^3/\text{s}$ , respectivamente.

### 6.1.2. Simulação da Qualidade da água

Para os parâmetros, fósforo dissolvido, nitrogênio amoniacal, nitrato, DBO, OD e coliformes fecais, o perfil longitudinal dos valores médios simulados utilizando o modelo não-permanente CE-QUAL-W2 V.3.2 foi comparado com o perfil resultante do emprego do modelo permanente de qualidade da água QUAL2E, aplicado à sub-bacia do Arroio Demétrio por De Luca et al. (2005).

A comparação foi realizada entre os perfis longitudinais dos dados medidos em campo e resultados simulados pelos modelos QUAL2E e CE-QUAL-W2 V3.2.

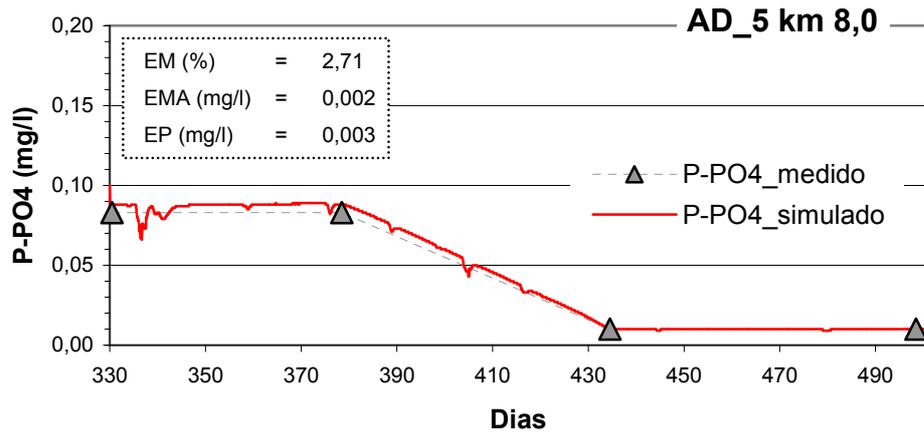
A comparação foi considerada válida pelo fato do modelo permanente apresentar uma configuração atemporal dos dados de qualidade da água. Para o modelo CE-QUAL-W2 V3.2, o perfil longitudinal foi realizado tomando as médias dos resultados correspondentes às datas de amostragem dos parâmetros de qualidade da água.

### **Fósforo Dissolvido**

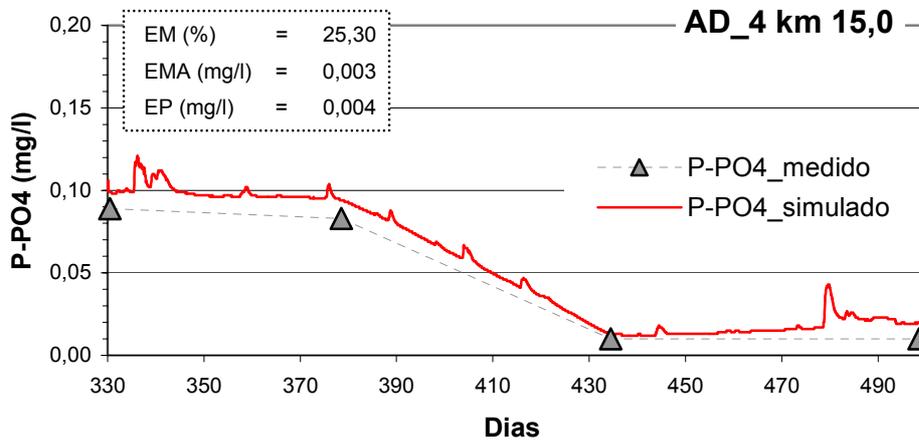
Os coeficientes utilizados pelo modelo para ajuste dos valores simulados de fósforo dissolvido aos dados amostrados, correspondem à adsorção de fósforo para os sólidos suspensos inorgânicos (PARTP) e liberação anóxica de fósforo pelo sedimento (PO4R). Ambos os parâmetros foram desconsiderados durante a simulação, o primeiro, sólidos não foram simulados, para o segundo, durante o período simulado, não houve condições ambientais adequadas para o sedimento representar uma fonte de fósforo dissolvido.

Portanto o modelo simulou o parâmetro fósforo dissolvido, somente avaliando como fonte interna do constituinte no sistema seu percentual de decaimento da matéria orgânica representada pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>), além do transporte do constituinte.

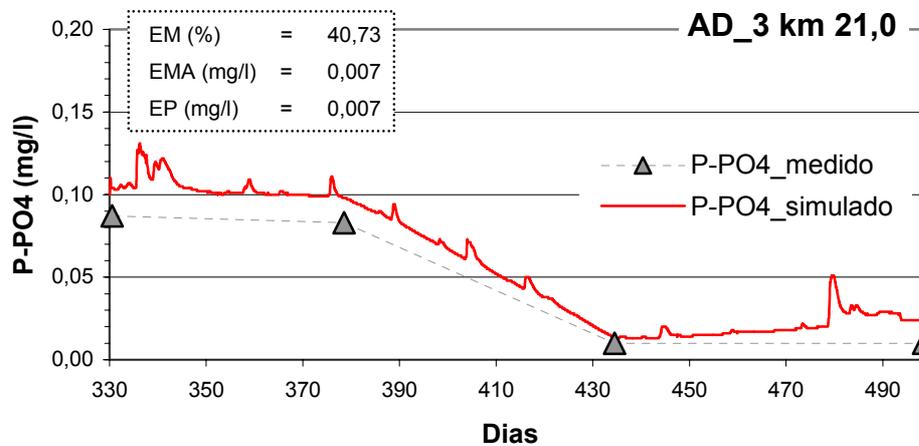
As Figuras 6.6 a 6.10 apresentam os resultados obtidos com o ajuste do modelo nos pontos AD5 a AD1 para fósforo dissolvido, respectivamente.



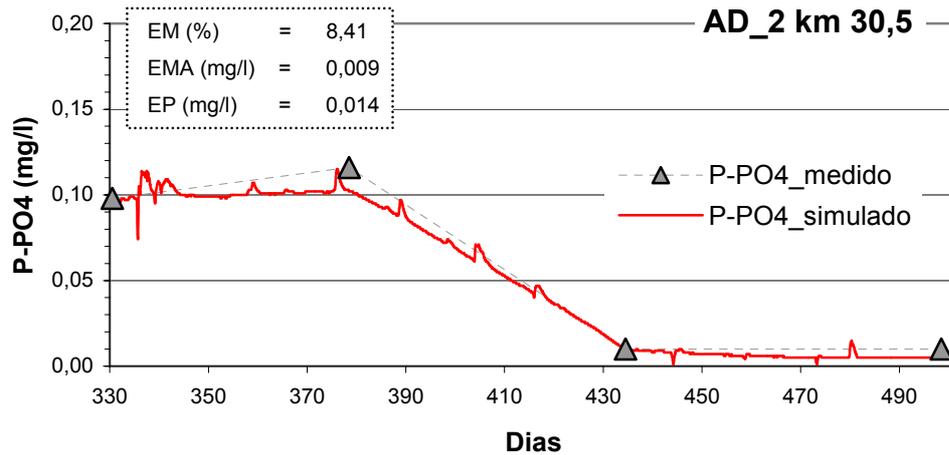
**Figura 6.6. Comparação para fósforo dissolvido na seção AD5**



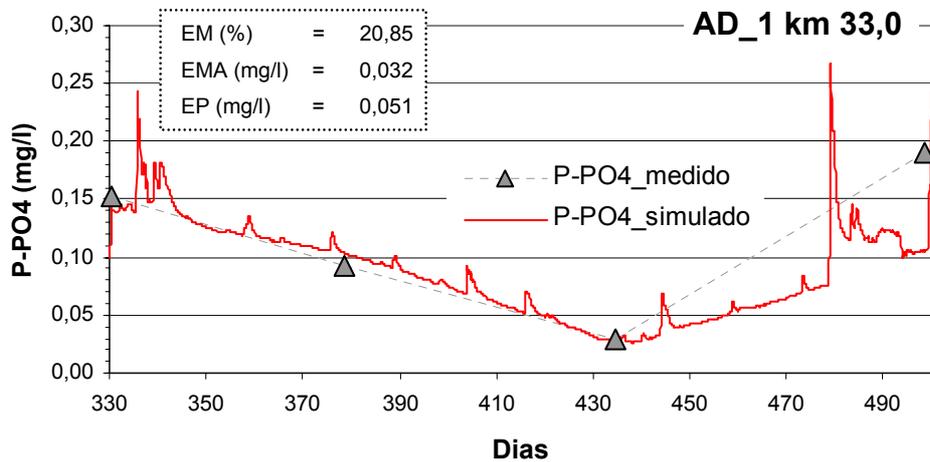
**Figura 6.7. Comparação para fósforo dissolvido na seção AD4**



**Figura 6.8. Comparação para fósforo dissolvido na seção AD3**



**Figura 6.9. Comparação para fósforo dissolvido na seção AD2**



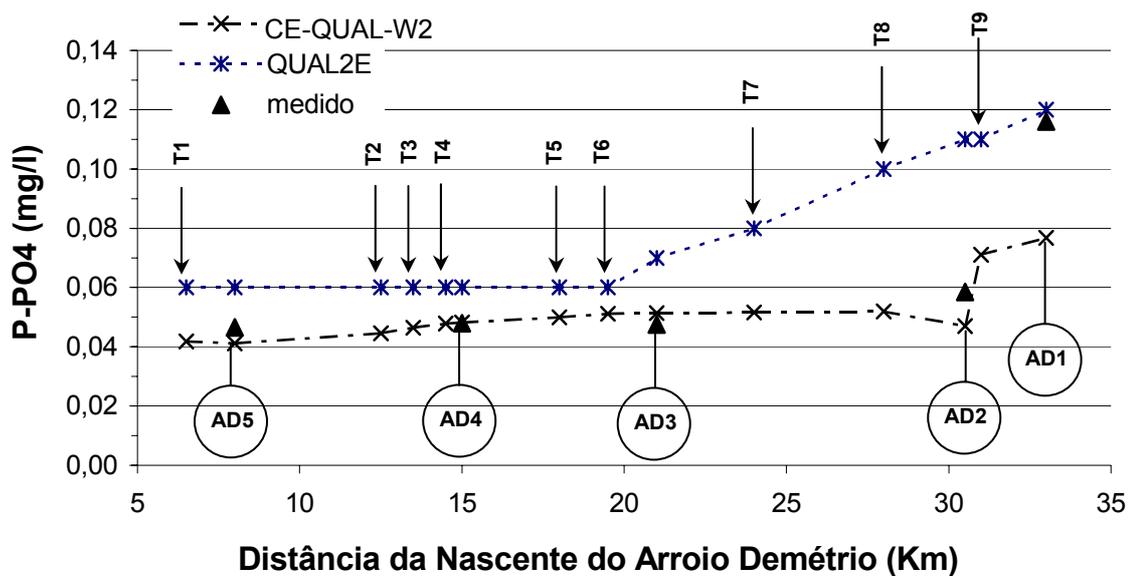
**Figura 6.10. Comparação para fósforo dissolvido na seção AD1**

Os valores simulados para fósforo dissolvido compreenderam uma faixa de concentração entre 0,01 e 0,25 mg/l. Dentre os padrões máximos estabelecidos para a classificação da qualidade da água segundo CONAMA 357/05, somente valores de fósforo total em ambientes lóticos são disponíveis. No entanto, principalmente durante os meses de novembro e aqueles referentes ao período de verão, os valores de fósforo dissolvido encontraram-se altos em todas as seções, alcançando o limite permissível para classe 2 de 0,10mg/l para fósforo total. Para a seção AD1, a montante do Arroio Ouriço (T9), caracterizada pela maior influência da carga urbana e industrial, as concentrações de fósforo dissolvido atingiram seus valores máximos. A elevada concentração do parâmetro durante o período de simulação deve-se possivelmente pelas fontes de esgotos domiciliares não tratados

contendo detergentes sintéticos e fontes difusas de origem urbana e das atividades agropastoris ao longo do curso do Arroio Demétrio.

Numa tendência geral, os valores simulados de fósforo dissolvido se ajustaram com boa concordância aos valores medidos para todas as seções amostradas, principalmente quanto à representação das variações temporais do constituinte durante o período simulado. O erro médio percentual variou de 2,71% na seção AD5 a 40,73% na seção AD3. O erro EMA variou de 0,002mg/l a 0,032mg/l, enquanto que o EP variou de 0,003mg/l a 0,051mg/l.

O perfil longitudinal das médias dos dados simulados e medidos para o intervalo de tempo de simulação (Figura 6.11) representa a boa concordância ao longo da extensão do Arroio Demétrio aplicando o modelo não-permanente de qualidade da água CE-QUAL-W2 V.3.2, conforme Tabela 6.1. Exceto, deve-se salientar, para o impacto da área urbana, destacada principalmente pela seção AD1, mais a jusante do arroio.



**Figura 6.11. Perfil Longitudinal para fósforo dissolvido**

Na mesma figura é apresentado o perfil longitudinal para fosfato através da aplicação do modelo permanente de qualidade da água QUAL2E na sub-bacia do Arroio. Pôde se verificar, principalmente para as seções AD5, AD4 e AD3, correspondente à área rural da sub-bacia, uma boa correlação entre os resultados. Para a área urbana, entretanto, o uso do modelo permanente superestimou os resultados em relação ao modelo não-permanente,

embora tenha representado um padrão linear do aporte de fósforo dissolvido em direção a zona urbana da sub-bacia, atingindo valores similares aos dados medidos na seção AD1.

Os erros mostrados na Tabela 6.1 demonstram a melhor representatividade do perfil longitudinal para fósforo dissolvido empregando o modelo não-permanente CE-QUAL-W2 V.3.2, com um erro médio de 14,72%, enquanto que para o modelo QUAL2E o erro atingiu aproximadamente 40% em média.

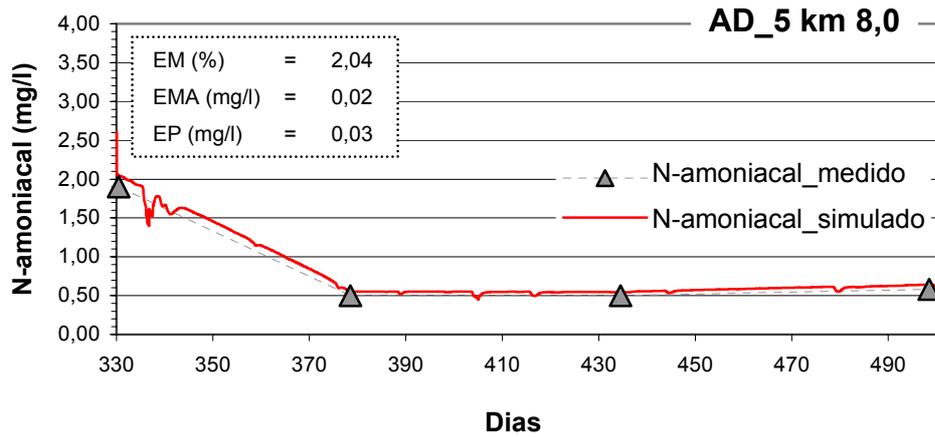
**Tabela 6.1. Comparação do erro (%) entre as simulações com os modelos CE-QUAL-W2 V.3.2 e QUAL2E para fósforo dissolvido**

Seção	Erro (%)	
	CE-QUAL-W2	QUAL2E
AD5	11,48	29,03
AD4	0,43	25,00
AD3	8,12	47,37
AD2	19,75	88,03
AD1	33,81	3,45
<i>Erro Médio</i>	<i>14,72</i>	<i>38,58</i>

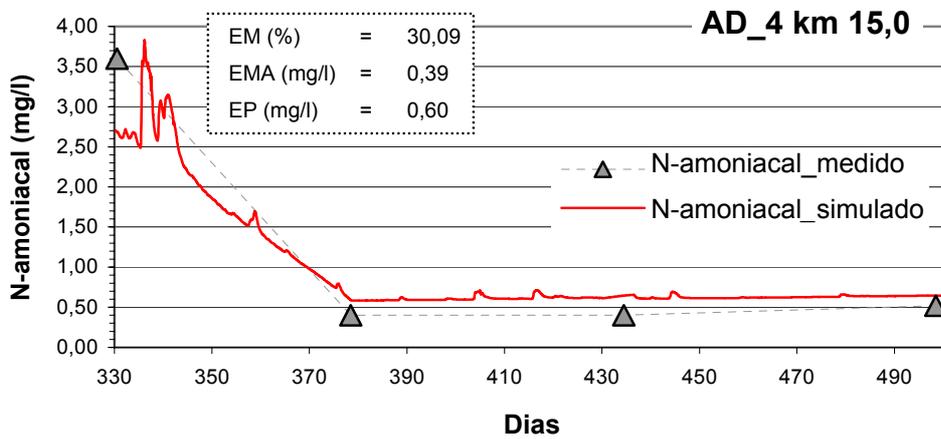
### **Nitrogênio Amoniacal**

O ajuste do modelo para o nitrogênio amoniacal foi obtido para um valor da constante da taxa de nitrificação ( $NH_4DK$ ) de  $0,008\text{dia}^{-1}$ , conforme a avaliação dos erros estatísticos. O coeficiente correspondente à liberação de nitrogênio amoniacal pelo sedimento ( $NH_4REL$ ) foi desconsiderado na etapa de ajuste pela ausência de condições anóxicas no sistema durante o período simulado.

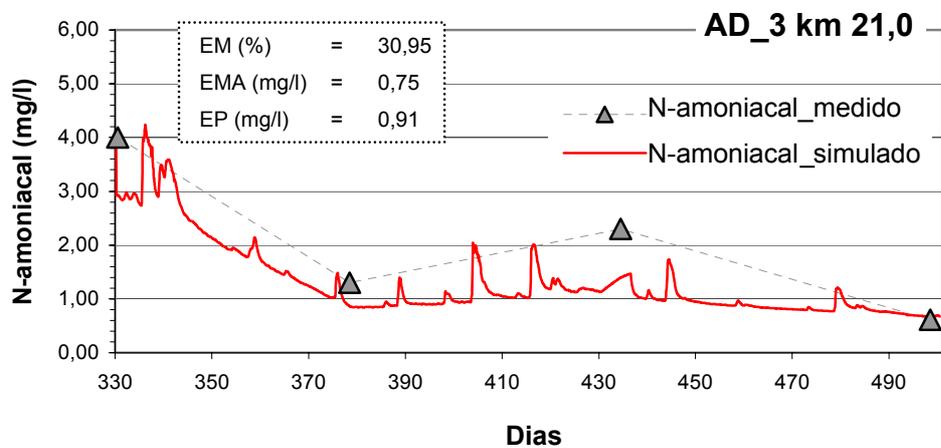
As Figuras 6.12 a 6.16 apresentam os resultados obtidos com o ajuste do modelo nos pontos AD5 a AD1 para nitrogênio amoniacal, respectivamente.



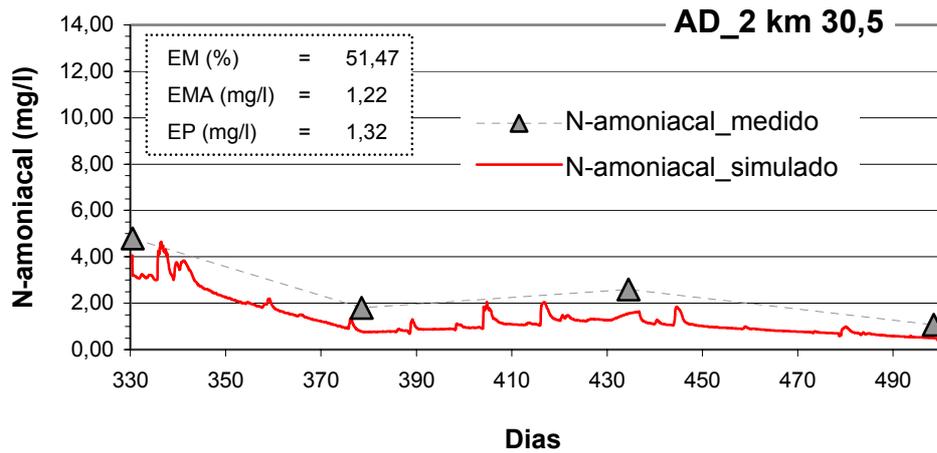
**Figura 6.12. Comparação para nitrogênio amoniacal na seção AD5**



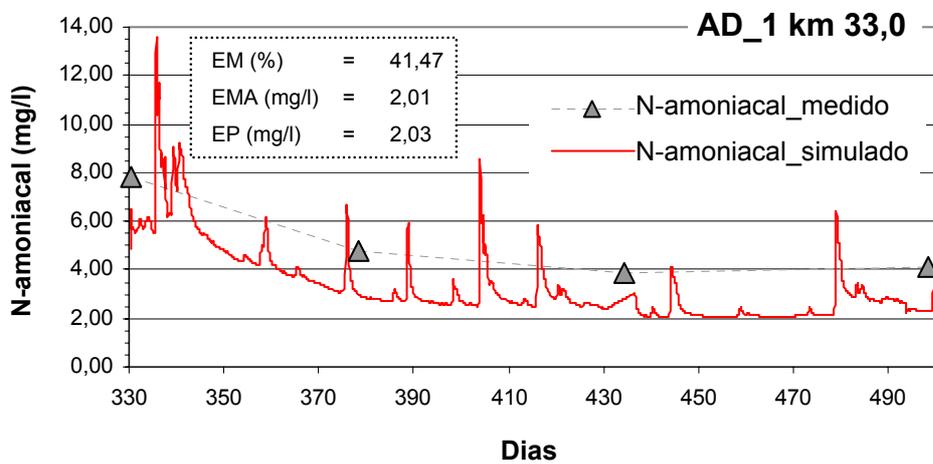
**Figura 6.13. Comparação para nitrogênio amoniacal na seção AD4**



**Figura 6.14. Comparação para nitrogênio amoniacal na seção AD3**



**Figura 6.15. Comparação para nitrogênio amoniacal na seção AD2**



**Figura 6.16. Comparação para nitrogênio amoniacal na seção AD1**

Os valores simulados para nitrogênio amoniacal compreenderam uma faixa de concentração entre 0,5mg/l e 10,0mg/l, aproximadamente. Baseado na resolução CONAMA 357/05, o parâmetro de qualidade nitrogênio amoniacal deve ser avaliado juntamente com a faixa de pH do meio, devido à dissociação da substância na sua forma livre, com potencial tóxico e agressivo à biota aquática. Portanto, para valores de pH abaixo de 7,5, conforme os dados medidos, o Arroio Demétrio apresenta ocorrências no início do período simulado com concentrações de N-amoniaco que superam os limites para classe 2 de 3,7mg/l, principalmente nas seções mais próximas da foz, com destaque para seção AD1, susceptível aos efluentes de drenagem urbana. Em geral, o Arroio Demétrio se mostrou dentro dos limites

da classe 2 para o parâmetro de qualidade da água nitrogênio amoniacal durante o período de simulação.

Os valores simulados se ajustaram com boa concordância aos valores medidos para as seções AD5 à AD3, conforme os parâmetros estatísticos utilizados para avaliação, entretanto obteve-se uma piora nas seções relativas a área urbana da sub-bacia, AD2 e AD1. O erro médio percentual variou de 2,04% na seção AD5 a 51,47% na seção AD2. O EMA variou de 0,02mg/l a 2,01mg/l, enquanto que o EP variou de 0,03mg/l a 2,03mg/l.

Os resultados para nitrogênio amoniacal demonstraram uma visível sensibilidade pelas modificações hidrodinâmicas ao longo do Arroio Demétrio, evidenciadas nas seções AD3, AD2 e AD1. Por esta razão, os erros calculados mostraram uma tendência em aumentar em direção a foz.

O perfil longitudinal médio dos dados simulados e medidos para o intervalo de tempo de simulação (Figura 6.17), ilustra uma boa tendência na representação espacial entre os dados para nitrogênio amoniacal ao longo da extensão do Arroio Demétrio aplicando o modelo não-permanente de qualidade da água CE-QUAL-W2 V.3.2. Cabe destacar, novamente, para o impacto devido à área urbana da sub-bacia do Arroio Demétrio, evidenciada principalmente pela seção de amostragem AD1.

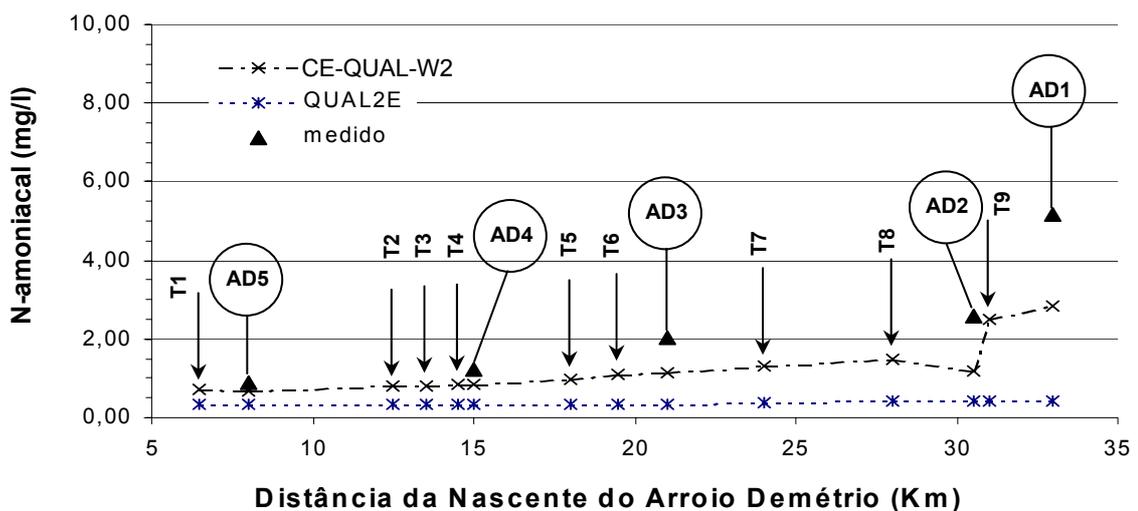


Figura 6.17. Perfil longitudinal para nitrogênio amoniacal

**Tabela 6.2. Comparação do erro (%) entre as simulações com CE-QUAL-W2 V.3.2 e QUAL2E para N-amoniaco**

Seção	Erro (%)	
	CE-QUAL-W2	QUAL2E
AD5	19,81	59,78
AD4	30,02	73,16
AD3	43,32	83,92
AD2	53,97	82,87
AD1	45,20	91,48
<i>Erro Médio</i>	<i>38,46</i>	<i>78,24</i>

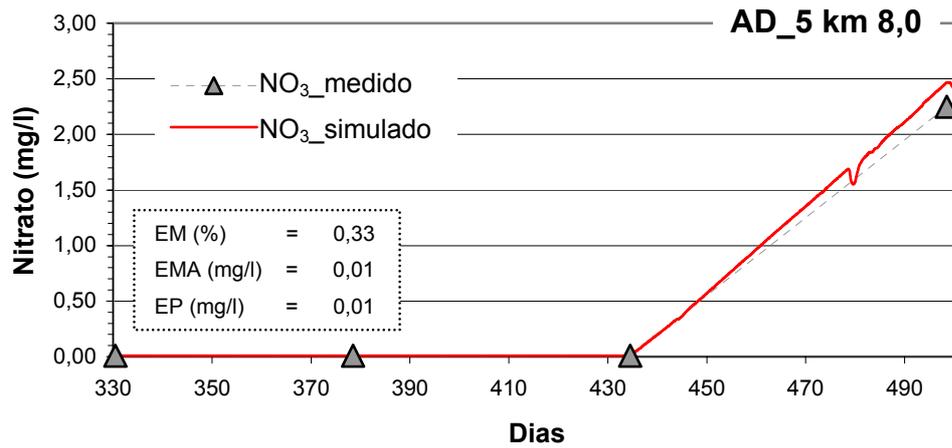
Em relação ao uso do modelo permanente QUAL2E, o perfil demonstra um padrão constante em direção a foz para este parâmetro, subestimando os teores de N-amoniaco, principalmente, em direção a zona urbana da sub-bacia do Arroio Demétrio. Os erros calculados para a comparação entre os modelos (Tabela 6.2) demonstram a melhor representatividade do perfil longitudinal através quando aplicado o modelo não-permanente CE-QUAL-W2 V.3.2, ainda que em ambas aplicações os erros se mantiveram elevados.

### **Nitrato**

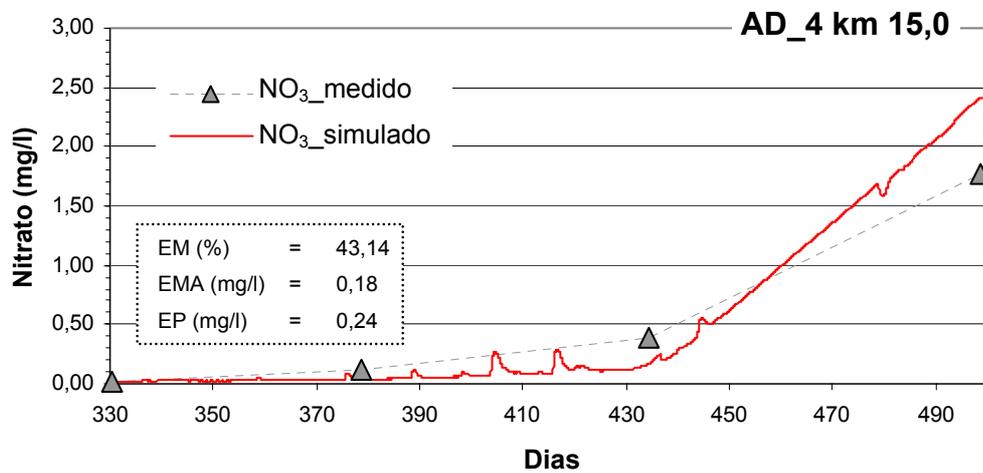
No modelo CE-QUAL-W2 V.3.2, nitrito e nitrato são simulados como uma única variável de estado. Como hipótese, durante a simulação, considerou-se somente nitrato como variável de estado devido aos dados disponíveis.

O ajuste do nitrato foi unicamente influenciado pelo parâmetro de nitrificação, correspondendo à única fonte de nitrato no sistema. Por outro lado, os sumidouros, levados em conta nas hipóteses do modelo, correspondentes à taxa de sedimentação (NO3S) e reação de denitrificação (NO3DK), não influenciaram na etapa de ajuste. Para a primeira, foi adotada uma taxa de 0,00 m/dia, na segunda, por causa da ausência de condições anóxicas no sistema, ao menos durante o período de avaliação.

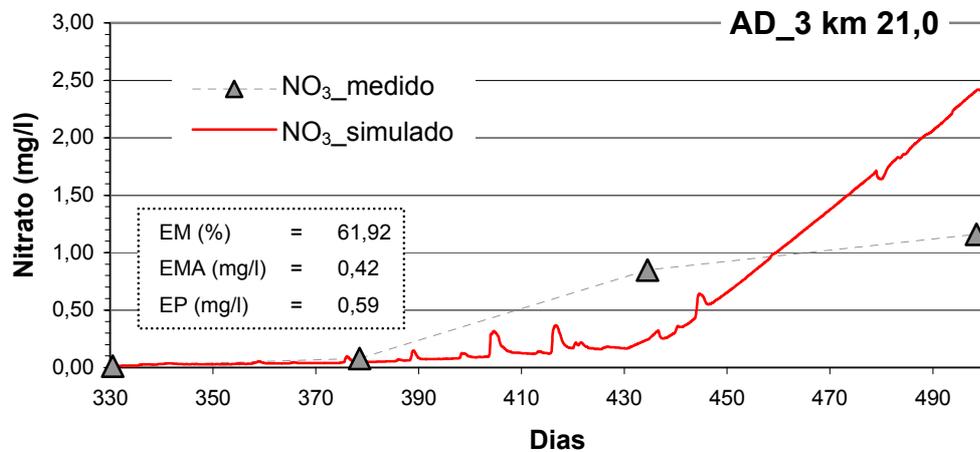
As Figuras 6.18 a 6.22 apresentam os resultados obtidos com o ajuste do modelo nos pontos AD5 a AD1 para nitrato, respectivamente.



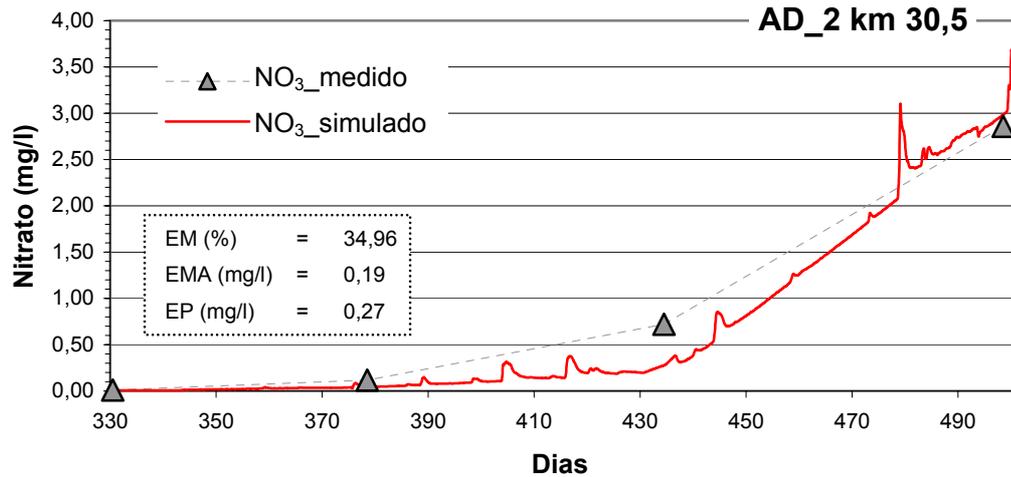
**Figura 6.18. Comparação para nitrato na seção AD5**



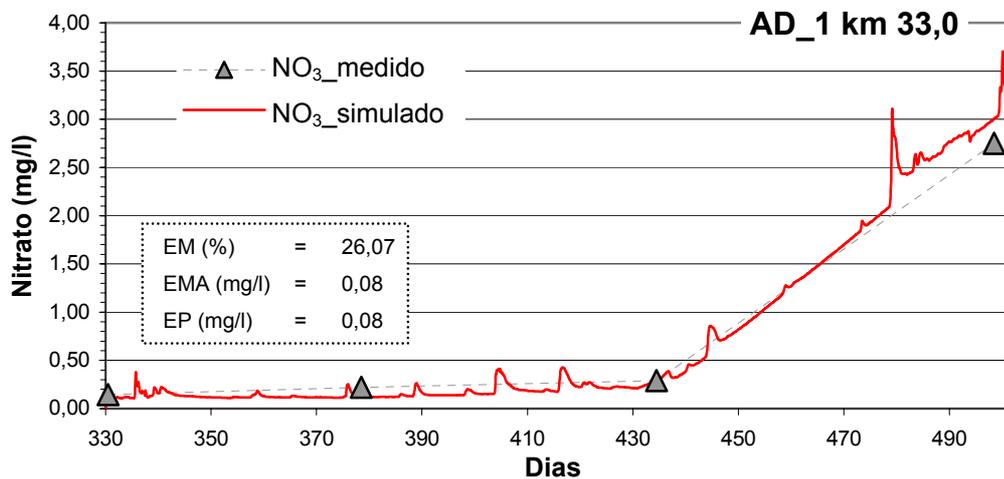
**Figura 6.19. Comparação para nitrato na seção AD4**



**Figura 6.20. Comparação para nitrato na seção AD3**



**Figura 6.21. Comparação para nitrato na seção AD2**



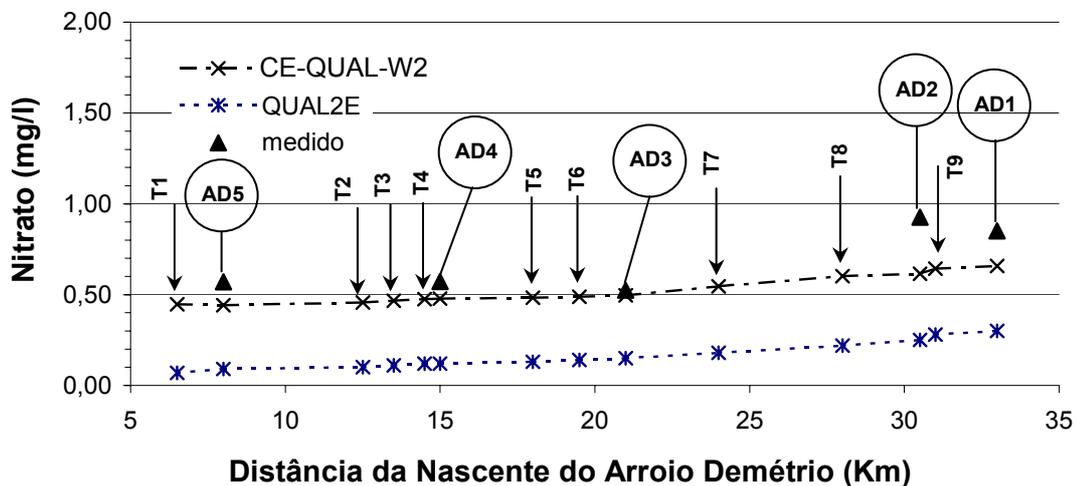
**Figura 6.22. Comparação para nitrato na seção AD1**

Os valores simulados para nitrato compreenderam uma faixa de concentração entre 0,01mg/l e 3,5mg/l, aproximadamente, situando o Arroio Demétrio para este parâmetro, segundo CONAMA 357/05, abaixo do valor máximo permissível de 10mg/l durante o intervalo de tempo simulado.

Os dados simulados se ajustaram com boa concordância aos valores medidos para as seções AD5 e AD1. Para as demais seções amostradas os erros foram avaliados elevados. O erro médio percentual variou de 0,33% na seção AD5 a 61,92% na seção AD3. O EMA variou de 0,01mg/l a 0,42mg/l, enquanto que o EP variou de 0,01mg/l a 0,59mg/l.

Mesmo com erros observados elevados, principalmente na seção AD3, os resultados do modelo para nitrato mostraram-se estáveis para os resultados horários e com uma boa representatividade das variações temporais e espaciais em relação aos dados amostrados disponíveis durante o intervalo simulado.

O perfil longitudinal das médias dos dados simulados e medidos para o intervalo de tempo de simulação (Figura 6.23), demonstra a boa concordância entre os dados para nitrato ao longo da extensão do Arroio Demétrio aplicando o modelo não-permanente de qualidade da água CE-QUAL-W2 V.3.2. O modelo representou a variabilidade espacial do parâmetro, demonstrada pelo acréscimo de nitrato desde a nascente à foz resultante de fontes externas e internas como a nitrificação do nitrogênio amoniacal.



**Figura 6.23. Perfil longitudinal para nitrato**

Assim como para o constituinte nitrogênio amoniacal, a comparação entre os modelos QUAL2E e CE-QUAL-W2 V.3.2 para sub-bacia do Arroio Demétrio, novamente, demonstrou uma tendência em subestimar as concentrações para nitrato, embora ambos modelos retrataram de maneira similar a variabilidade espacial deste parâmetro no canal em direção a foz. A Tabela 6.3 demonstra, através dos erros médios calculados, a baixa concordância nos resultados do modelo QUAL2E, com um erro médio de 75% aproximadamente. O modelo CE-QUAL-W2 V.3.2 apresentou um erro muito inferior em torno de 20%.

**Tabela 6.3. Comparação do erro (%) entre as simulações com CE-QUAL-W2 V.3.2 e QUAL2E para Nitrato**

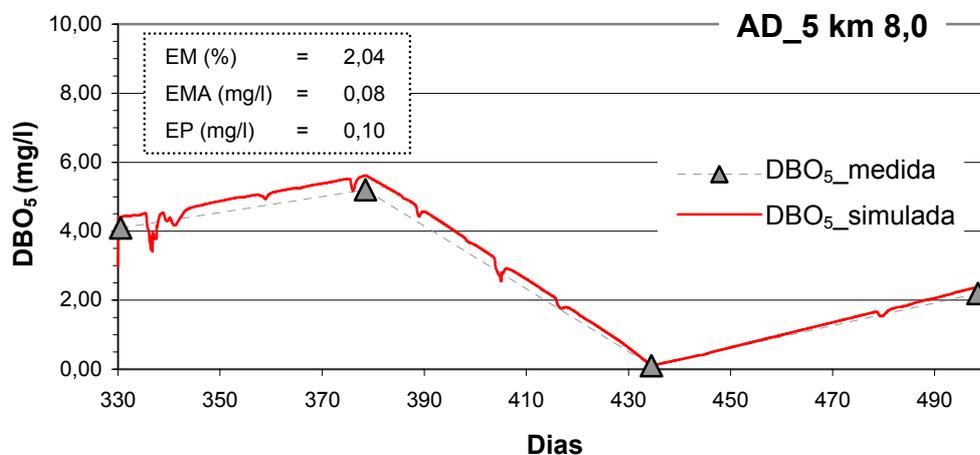
Seção	Erro (%)	
	CE-QUAL-W2	QUAL2E
AD5	22,56	84,21
AD4	16,43	79,01
AD3	5,43	71,41
AD2	33,65	73,02
AD1	22,75	64,74
<i>Erro Médio</i>	<i>20,17</i>	<i>74,48</i>

### **Demanda Bioquímica de Oxigênio**

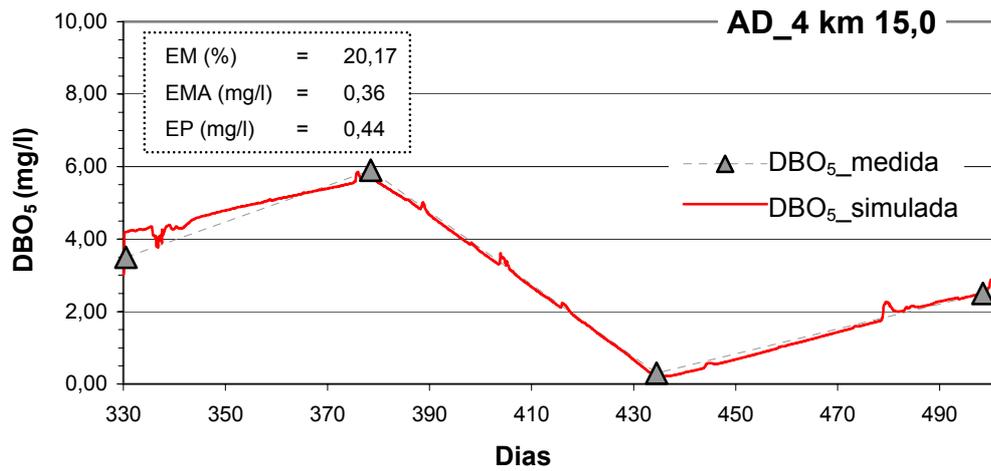
O ajuste do modelo para o constituinte DBO foi obtido, quanto aos menores valores para os erros estatísticos analisados, com coeficiente de desoxigenação (KBOD) de  $0,20 \text{ d}^{-1}$ , coeficiente de temperatura de Arrhenius (TBOD) de 1,015 e relação com demanda bioquímica de oxigênio última (RBOD) de 1,85, ao longo de todo Arroio Demétrio.

As relações estequiométricas na reação de degradação da matéria orgânica simulada como  $\text{DBO}_5$  para seus produtos, carbono (CBODC), como gás carbônico, nitrogênio (CBON), como nitrogênio amoniacal e fósforo (CBODP), como fosfato, foram ajustadas segundo os seguintes valores, 32%, 6% e 0,4%, respectivamente.

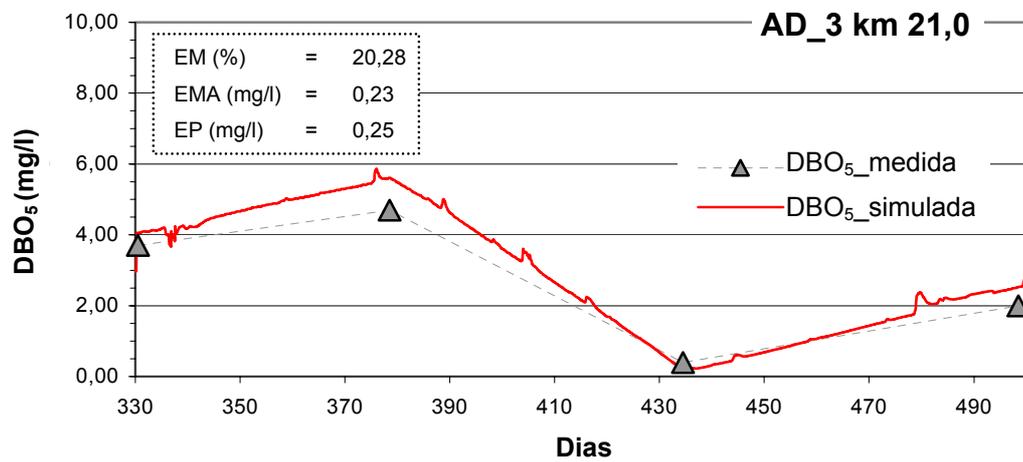
As Figuras 6.24 a 6.28 apresentam os resultados obtidos com o ajuste do modelo nos pontos AD5 a AD1 para demanda bioquímica de oxigênio, respectivamente.



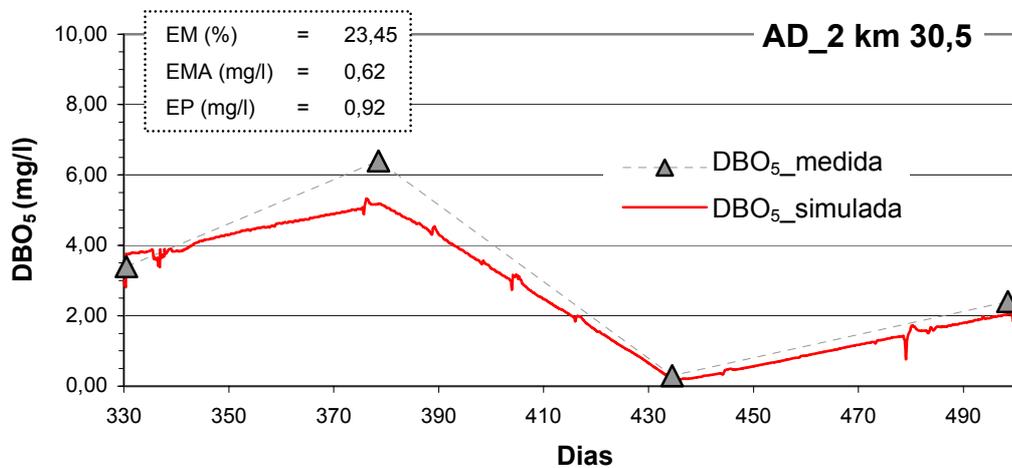
**Figura 6.24. Comparação para DBO<sub>5</sub> na seção AD5**



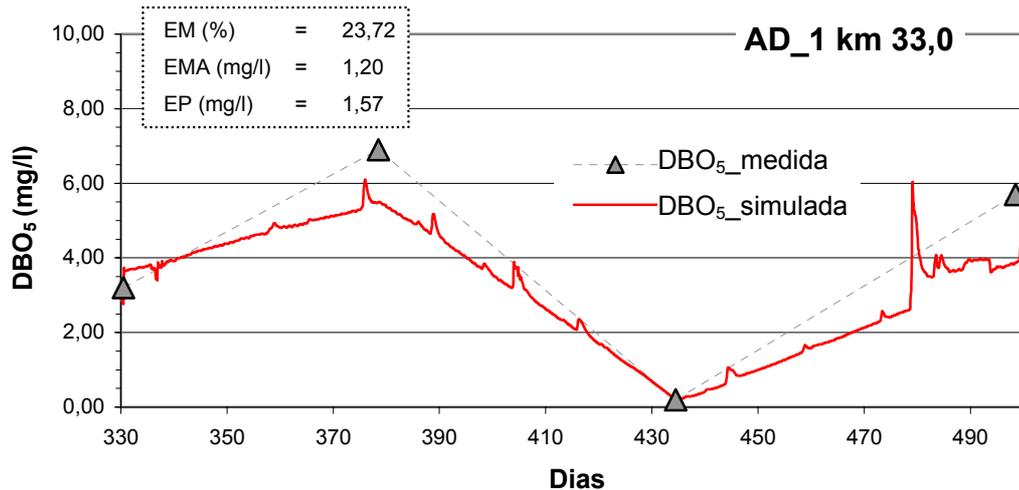
**Figura 6.25. Comparação para DBO<sub>5</sub> na seção AD4**



**Figura 6.26. Comparação para DBO<sub>5</sub> na seção AD3**



**Figura 6.27. Comparação para DBO<sub>5</sub> na seção AD2**

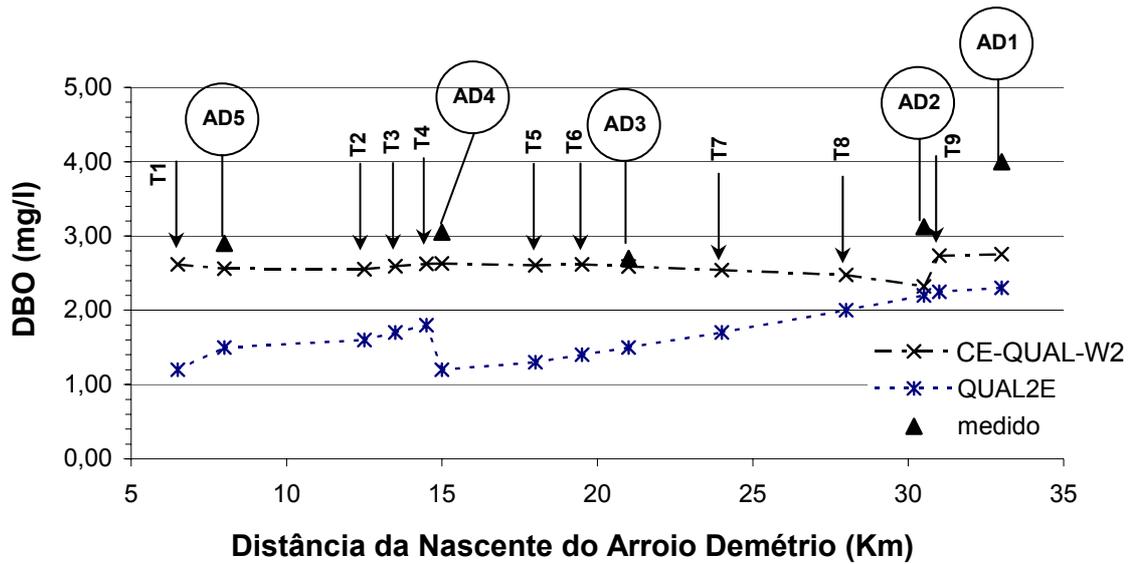


**Figura 6.28. Comparação para DBO<sub>5</sub> na seção AD1**

Os valores simulados para DBO<sub>5</sub> abrangeram uma faixa de concentração entre 0,20mg/l e 6,0mg/l, aproximadamente, enquadrando o Arroio Demétrio para este parâmetro segundo CONAMA 357/05, durante este intervalo de simulação, como classe 2. Entretanto, principalmente durante o verão, eventos isolados de pico no parâmetro de DBO, modificam sua classificação para classe 3.

Os valores simulados de DBO<sub>5</sub> se ajustaram com boa concordância aos valores medidos para todas as seções. O erro médio percentual variou de 2,04% na seção AD5 a 23,72% na seção AD1. O EMA variou de 0,10mg/l a 1,57mg/l, enquanto que o EP variou de 0,25mg/l a 1,64mg/l.

O perfil longitudinal das médias dos dados simulados e medidos para o intervalo de tempo de simulação (Figura 6.29), ilustra uma boa concordância entre os dados para DBO ao longo da extensão do Arroio Demétrio aplicando o modelo não-permanente de qualidade da água CE-QUAL-W2 V.3.2. Os valores permanecem, em média, com 3,0mg/l, destacando o aporte de DBO<sub>5</sub> da seção AD2 para AD1, possivelmente originada pela drenagem urbana do município de Gravataí, canalizada através do Arroio Ouriço (T9).



**Figura 6.29. Perfil longitudinal para DBO<sub>5</sub>**

A comparação entre os perfis longitudinais aplicando o modelo QUAL2E e CE-QUAL-W2 V.3.2, mostram uma subestimação das cargas de DBO<sub>5</sub> ao longo do arroio, principalmente no curso correspondente à área rural. Este fato é respaldado pela diferença dos erros médios calculados para o modelo CE-QUAL-W2 V.3.2 e QUAL2E, que foram de 17,26% e 45,10%, respectivamente, conforme Tabela 6.4.

**Tabela 6.4. Comparação do erro (%) entre as simulações com CE-QUAL-W2 V.3.2 e QUAL2E para DBO<sub>5</sub>**

Seção	Erro (%)	
	CE-QUAL-W2	QUAL2E
AD5	11,67	48,28
AD4	13,83	60,66
AD3	4,06	44,44
AD2	25,66	29,60
AD1	31,07	42,50
<i>Erro Médio</i>	<i>17,26</i>	<i>45,10</i>

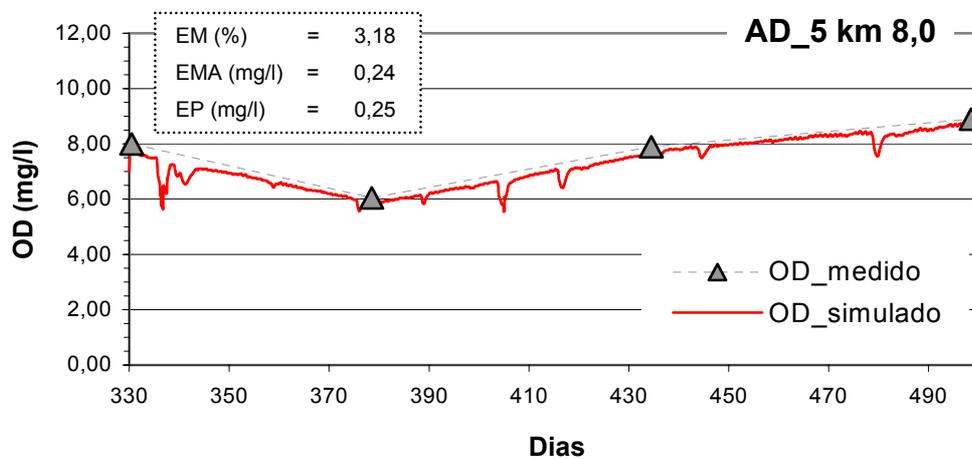
### Oxigênio Dissolvido

Os resultados simulados da concentração de oxigênio dissolvido dependem da combinação de muitas interações químicas, físicas e biológicas no meio aquático, como por exemplo, temperatura d'água, velocidade do arroio, nitrificação e decomposição biológica.

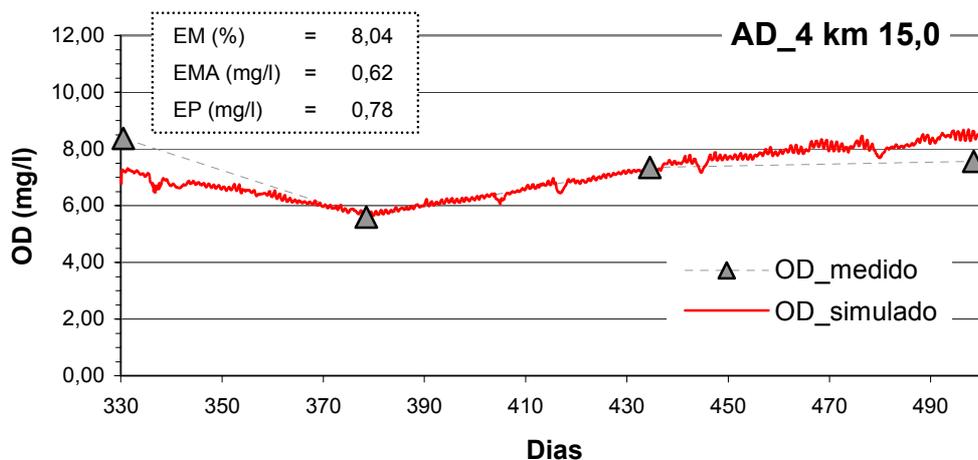
Portanto, erros decorrentes de quaisquer dessas variáveis resultam em erros acumulados na simulação da concentração de oxigênio dissolvido.

Como já discutido, o modelo CE-QUAL-W2 V.3.2 possui 9 (nove) formulações separadas que podem ser utilizadas para o cálculo do coeficiente de reaeração em rios e arroios. Para o ajuste do modelo, foi aplicado um coeficiente de reaeração constante ( $K_a$ ) de  $0,25 \text{ d}^{-1}$  para todo o Arroio Demétrio. A demanda de oxigênio pelo sedimento (SOD) foi estabelecida como  $2,0 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$  para cada segmento do modelo.

As Figuras 6.30 a 6.34 apresentam os resultados obtidos com o ajuste do modelo nos pontos AD5 a AD1 para oxigênio dissolvido, respectivamente.



**Figura 6.30. Comparação para OD na seção AD5**



**Figura 6.31. Comparação para OD na seção AD4**

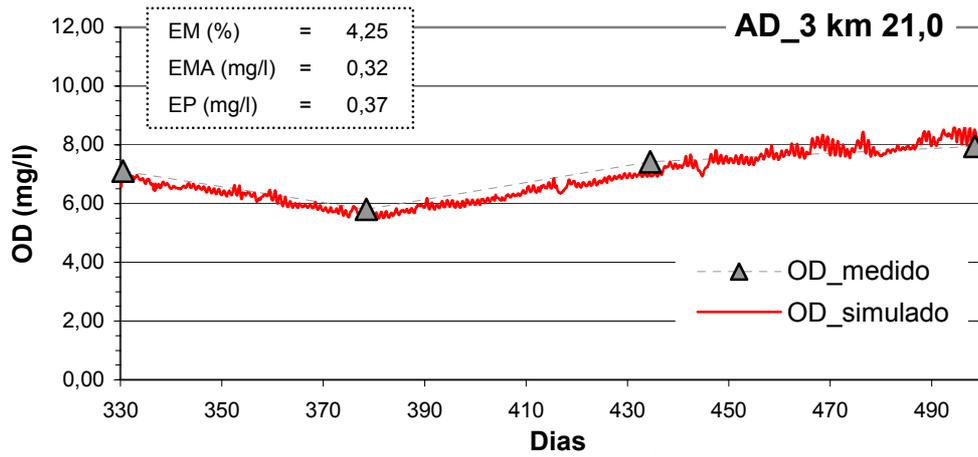


Figura 6.32. Comparação para OD na seção AD3

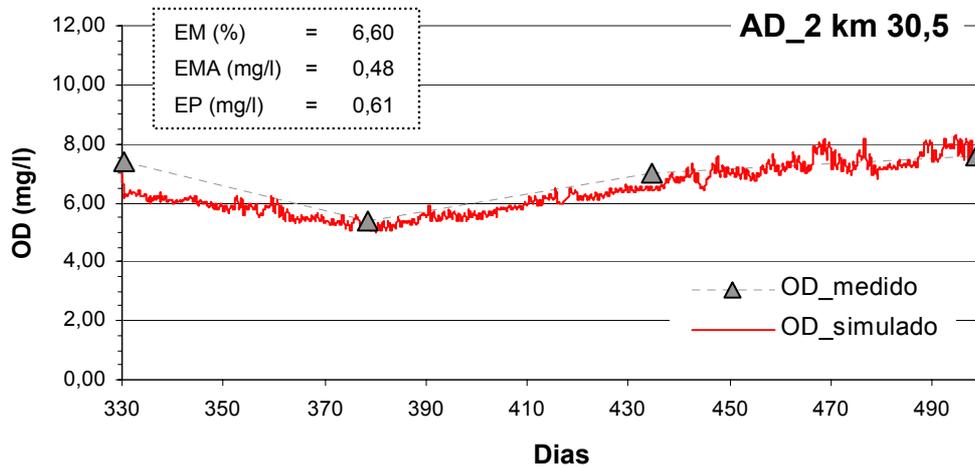


Figura 6.33. Comparação para OD na seção AD2

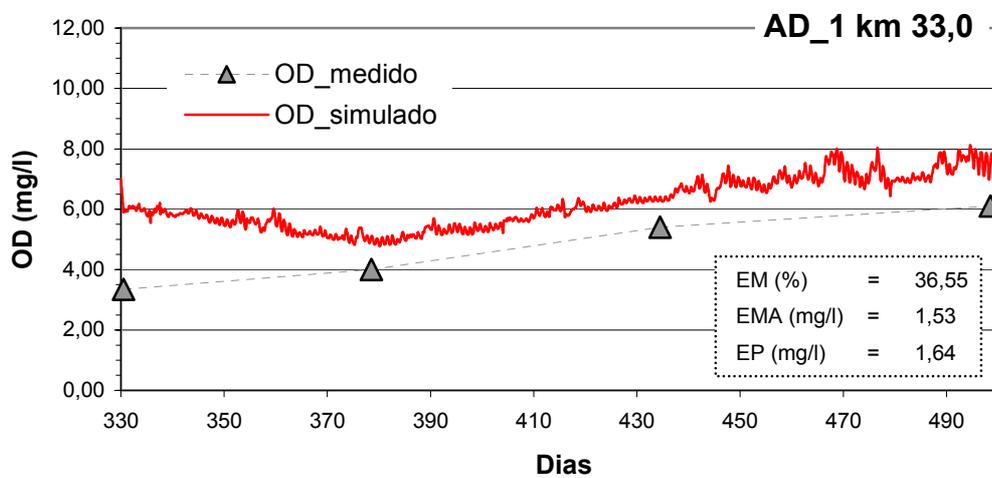


Figura 6.34. Comparação para OD na seção AD1

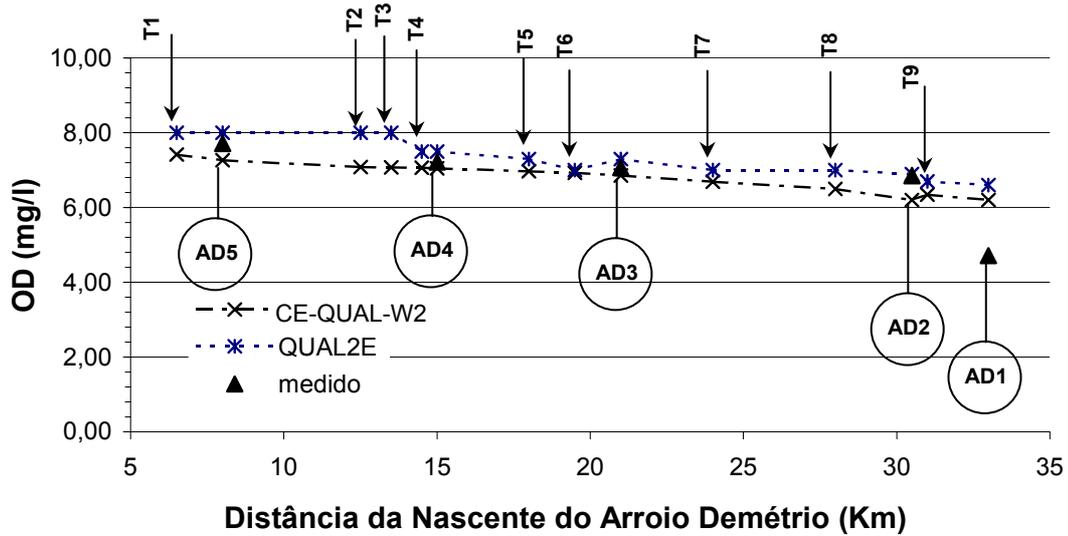
Os valores simulados abrangeram uma faixa de concentração entre 5 e 9mg/l, aproximadamente, colocando o Arroio Demétrio para este parâmetro segundo CONAMA 357/05, como classe 1, durante este intervalo de simulação nas seções relativas a área rural da sub-bacia (AD5, AD4 e AD3). Nas seções AD2 e AD1, influenciadas pela zona urbana, durante os meses de verão, o Arroio Demétrio enquadrou-se como classe 2 para OD.

A falta de concordância para as comparações na seção AD1 se deve, possivelmente, pelo impacto causado pelo Arroio Ouriço (T9), sabidamente o principal poluidor do Arroio Demétrio. Por outro lado, em todas seções simuladas, alcançou-se uma representação da depleção nos valores da concentração de OD durante os meses de verão, situados entre os dias 360 e 420.

Quanto aos erros estatísticos, os valores simulados de OD se ajustaram com boa concordância aos valores medidos para todas as seções AD5 à AD2, menos para a seção AD1 o ajuste não obteve o mesmo sucesso. O erro médio percentual variou de 3,18% na seção AD5 a 36,55% na seção AD1. O EMA variou de 0,24mg/l a 1,53mg/l, enquanto que o EP variou de 0,25mg/l a 1,64mg/l.

Posteriormente, são mostradas as análises de sensibilidade do modelo para cada uma das formulações disponíveis do coeficiente de reaeração, bem como a sensibilidade nos valores simulados de OD em função da demanda de oxigênio pelo sedimento.

O perfil longitudinal das médias dos dados simulados e medidos para o intervalo de tempo de simulação (Figura 6.35), ilustra a ótima concordância entre os dados para oxigênio dissolvido ao longo da extensão do Arroio Demétrio aplicando o modelo não-permanente de qualidade da água CE-QUAL-W2 V.3.2. O modelo representou a variabilidade espacial do parâmetro, demonstrada pelo decréscimo de oxigênio dissolvido ao passo que se aproxima da foz.



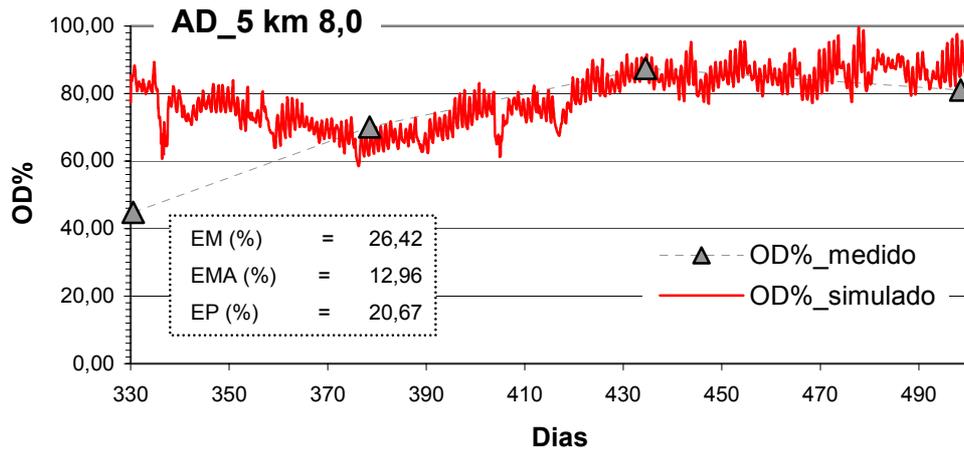
**Figura 6.35. Perfil Longitudinal para OD**

A comparação entre os modelos QUAL2E e CE-QUAL-W2 V.3.2 (Figura 6.35) para sub-bacia do Arroio Demétrio, mostrou um perfil para oxigênio dissolvido similar, não demonstrando influência significativa da hipótese não-permanente do modelo CE-QUAL-W2 V.3.2 sobre este parâmetro de qualidade, conforme os erros calculados apresentados na Tabela 6.5.

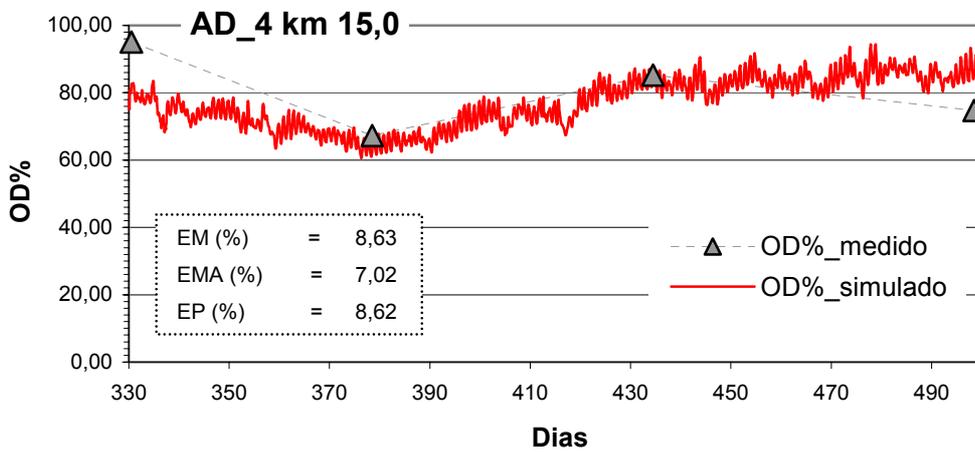
**Tabela 6.5. Comparação do erro (%) entre as simulações com CE-QUAL-W2 V.3.2 e QUAL2E para OD**

Seção	Erro (%)	
	CE-QUAL-W2	QUAL2E
AD5	5,79	3,73
AD4	2,36	3,88
AD3	3,00	3,29
AD2	9,45	0,80
AD1	31,46	39,98
<i>Erro Médio</i>	<i>10,41</i>	<i>10,34</i>

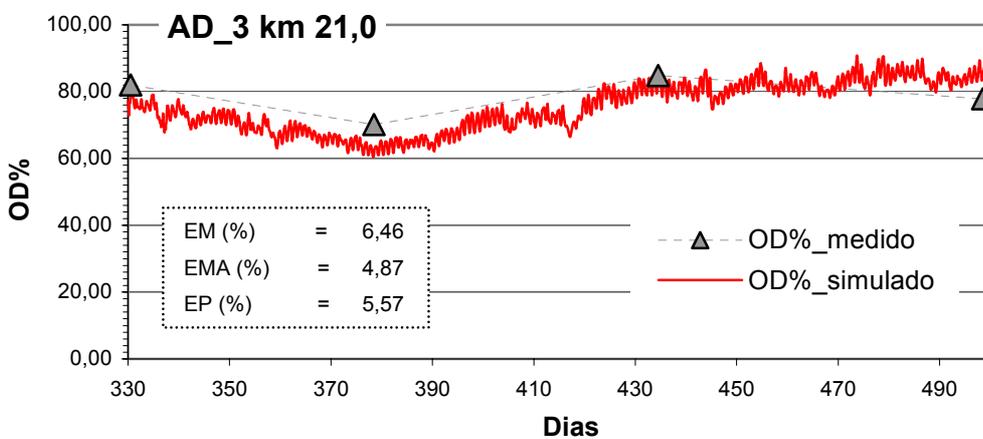
As Figuras 6.36 a 6.40 apresentam os resultados obtidos com o ajuste do modelo nos pontos AD5 a AD1 para saturação de oxigênio dissolvido, respectivamente.



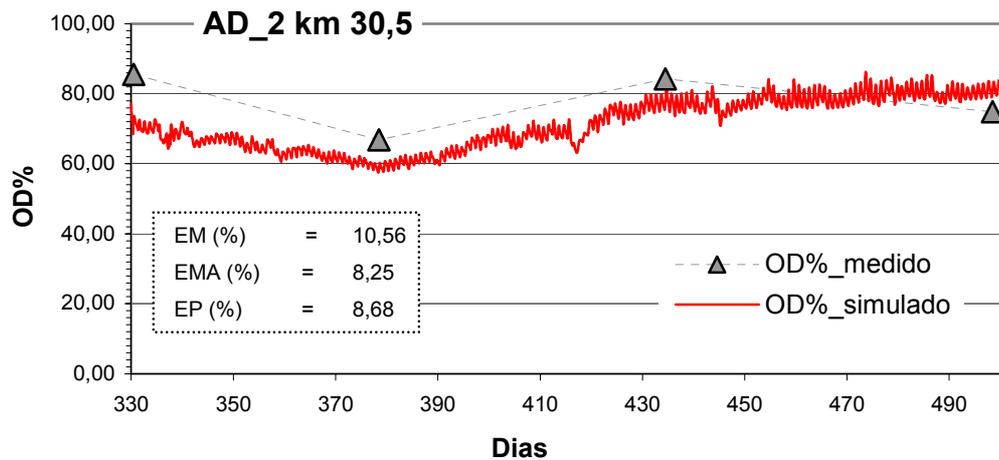
**Figura 6.36. Comparação para saturação de OD na seção AD5**



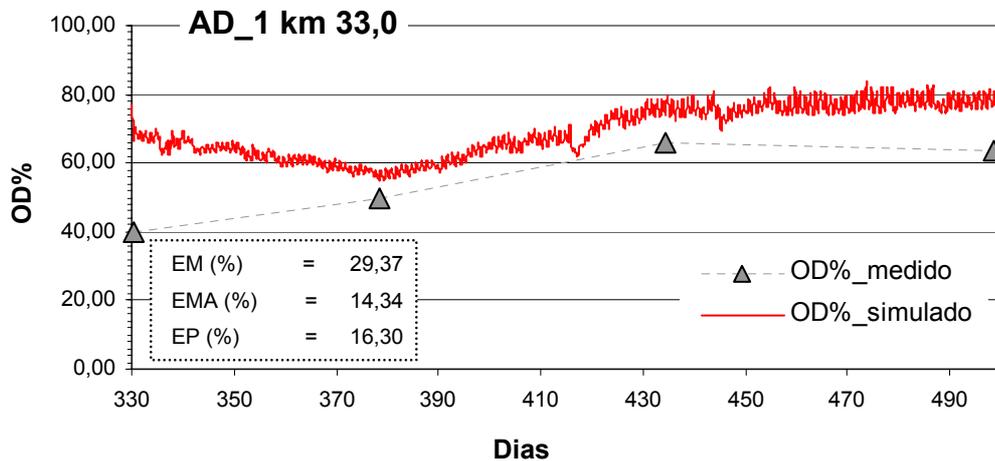
**Figura 6.37. Comparação para saturação de OD na seção AD4**



**Figura 6.38. Comparação para saturação de OD na seção AD3**



**Figura 6.39. Comparação para saturação de OD na seção AD2**



**Figura 6.40. Comparação para saturação de OD na seção AD1**

Os valores simulados de OD de saturação se ajustaram com boa concordância aos valores medidos para todas seções de amostragem. O erro médio percentual variou de 6,46% na seção AD3 a 29,37% na seção AD1. O EMA variou de 4,87% a 14,34%, enquanto que o EP variou de 5,57% a 20,67%.

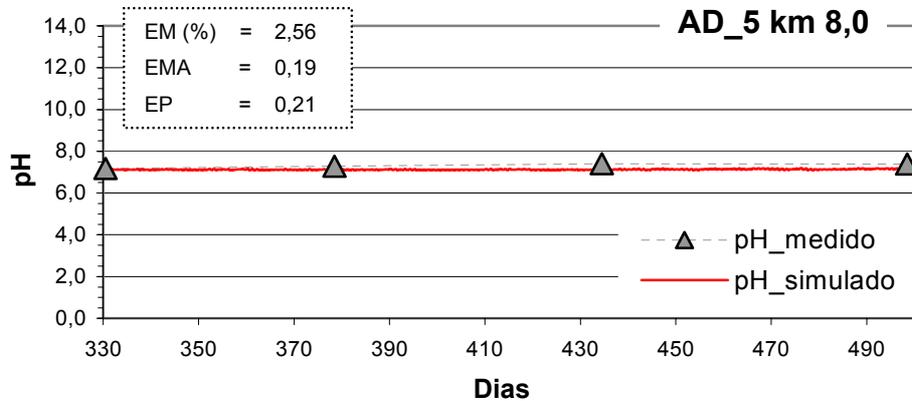
Da análise dos erros, no entanto, deve-se considerar o fato do modelo não assumir este parâmetro como variável de estado e, portanto, calculá-lo através das concentrações de oxigênio dissolvido e concentração de saturação de OD em função da temperatura. Logo, componentes do erro para estas variáveis são incorporados.

## pH

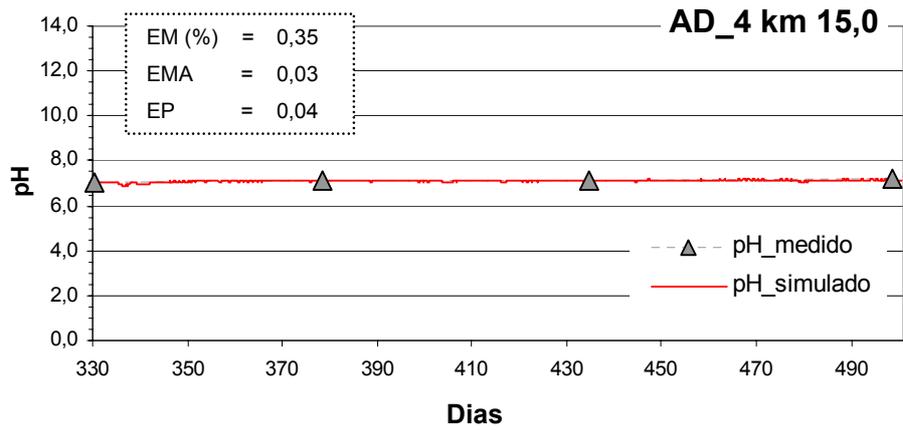
O ajuste do pH depende das condições de contorno para alcalinidade e carbono inorgânico total, uma vez que não é contabilizado no modelo como uma variável de estado.

Dois são os parâmetros que influenciam os resultados de pH no modelo. Um deles é a liberação de CO<sub>2</sub> devido à demanda bioquímica do sedimento (CO<sub>2</sub>REL) sob condições anóxicas, o qual foi negligenciado pelo mesmo motivo já comentado para nitrogênio amoniacal e fósforo dissolvido. O outro, que apresentou uma influência importante sobre os valores de pH, foi o coeficiente de reaeração utilizado na simulação. Demais detalhes a respeito da relação entre o pH e o coeficiente de reaeração são mostrados, posteriormente, na análise de sensibilidade realizada.

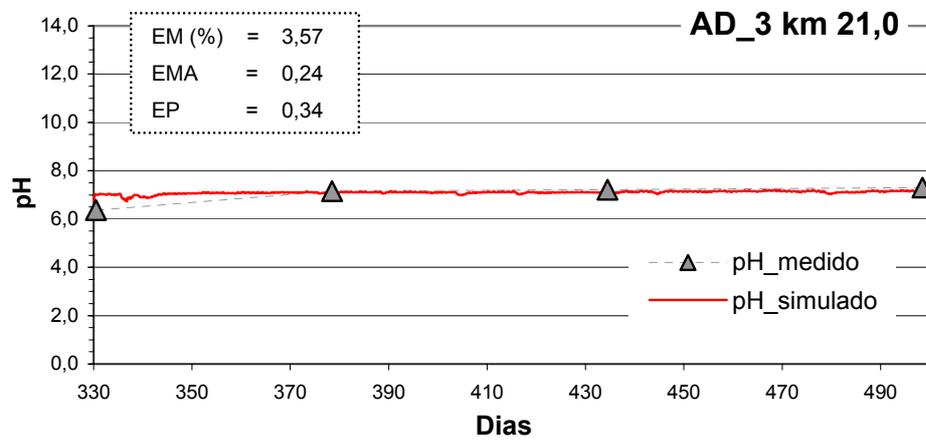
As Figuras 6.41 a 6.45 apresentam os resultados obtidos com o ajuste do modelo nos pontos AD5 a AD1 para pH, respectivamente.



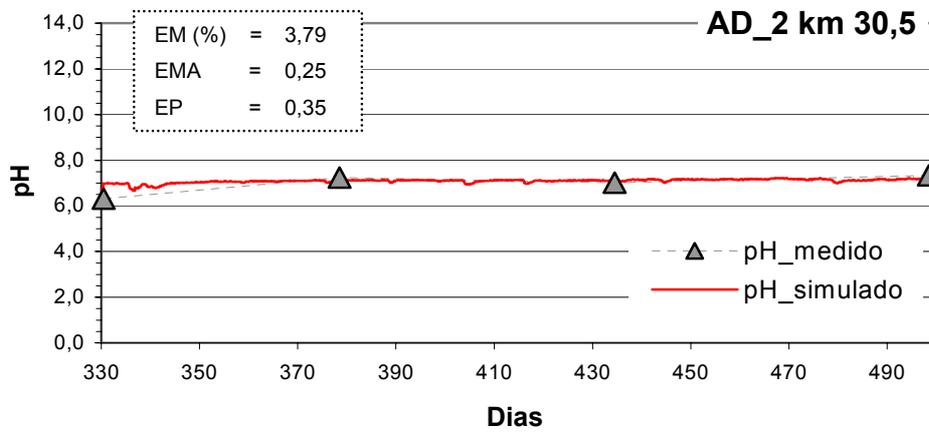
**Figura 6.41. Comparação para pH na seção AD5**



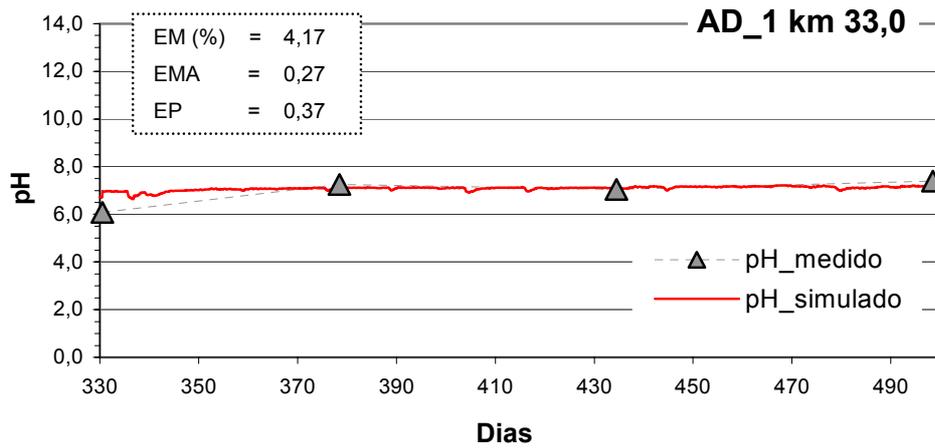
**Figura 6.42. Comparação para pH na seção AD4**



**Figura 6.43. Comparação para pH na seção AD3**



**Figura 6.44. Comparação para pH na seção AD2**

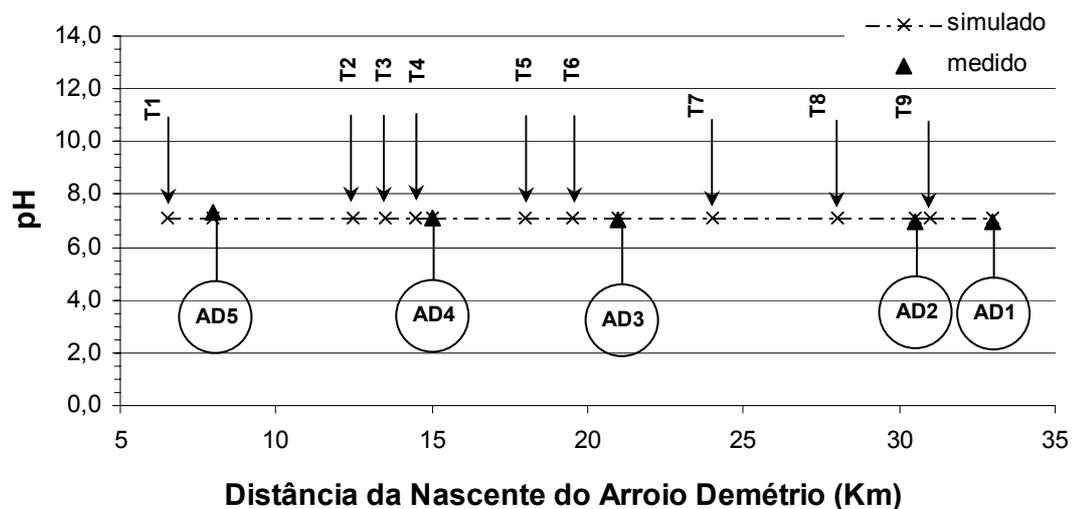


**Figura 6.45. Comparação para pH na seção AD1**

Os valores simulados de pH se ajustaram com boa concordância aos valores medidos para todas seções de amostragem. O erro médio percentual variou de 0,35% na seção AD4 a 4,17% na seção AD1. O EMA variou de 0,03 a 0,27 unidades de pH, enquanto que o EP variou de 0,04 a 0,35 unidades de pH.

Quanto à resolução CONAMA 357/05, o padrão de pH no Arroio Demétrio apresenta dentro dos limites máximos aceitáveis para preservação da vida aquática.

O perfil longitudinal (Figura 6.46) confirma a boa correlação entre os dados simulados e medidos, demonstrando um padrão constante em direção a foz, em torno de um pH igual a 7,0.

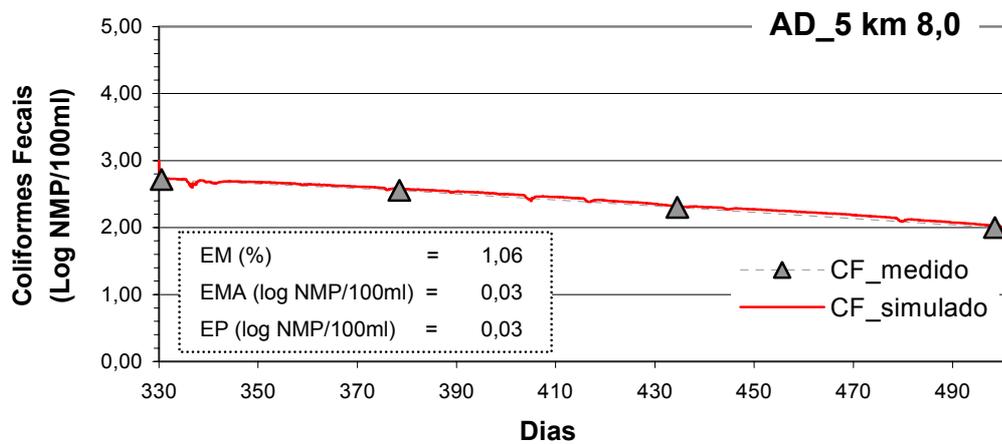


**Figura 6.46. Perfil longitudinal para pH**

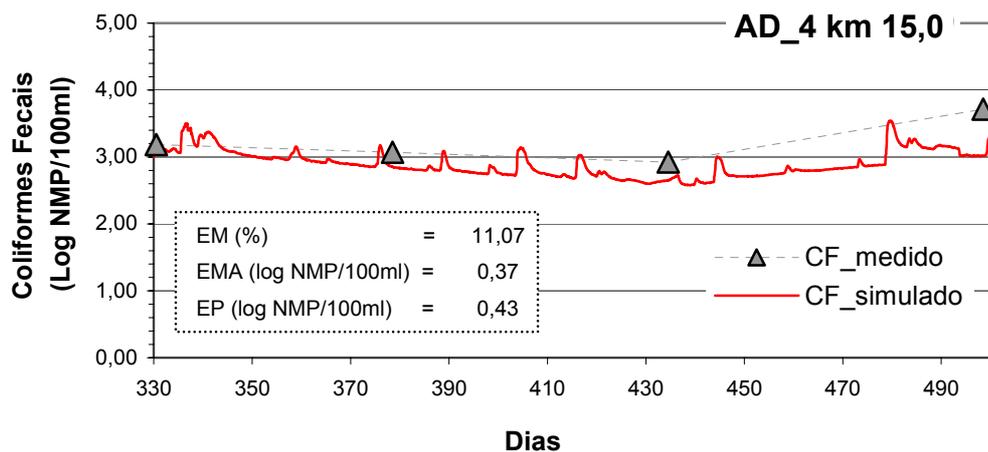
## Coliformes Fecais

Coliforme fecal foi simulado como um constituinte genérico. No modelo CE-QUAL-W2 V.3.2, constituinte genérico é modelado sem interações com os demais constituintes, ajustando somente a taxa de decaimento de 1ª ordem, definida por  $1,0\text{dia}^{-1}$ .

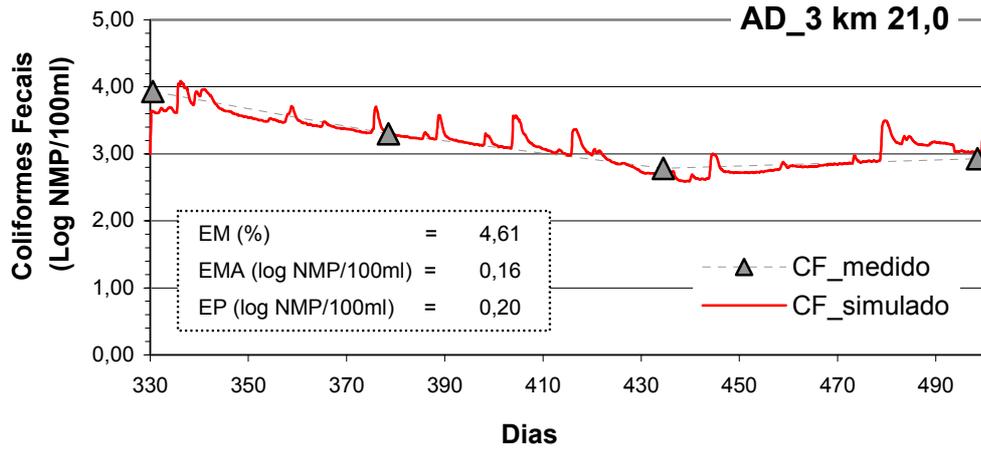
As Figuras 6.47 a 6.51 apresentam os resultados obtidos com o ajuste do modelo nos pontos AD5 a AD1 para coliformes fecais, respectivamente.



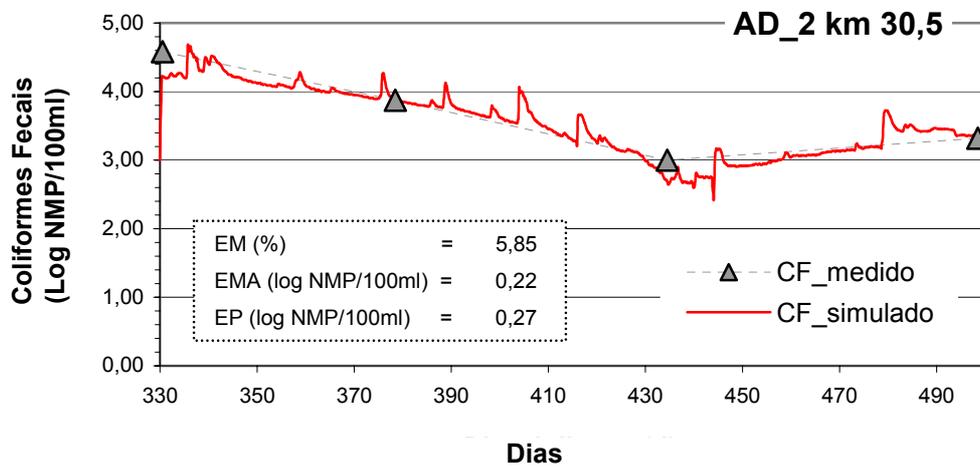
**Figura 6.47. Comparação para coliformes fecais na seção AD5**



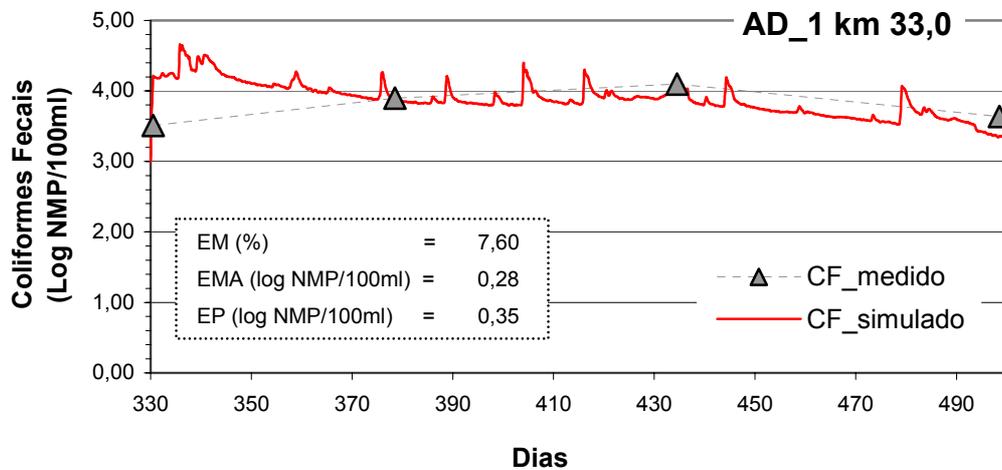
**Figura 6.48. Comparação para coliformes fecais na seção AD4**



**Figura 6.49. Comparação para coliformes fecais na seção AD3**



**Figura 6.50. Comparação para coliformes fecais na seção AD2**



**Figura 6.51. Comparação para coliformes fecais na seção AD1**

Os valores simulados de coliformes fecais se ajustaram com boa concordância aos valores medidos para todas seções de amostragem. O erro médio percentual variou de 1,06% na seção AD5 a 11,07% na seção AD4. O EMA variou de 0,03 a 0,37 log NMP/100ml, enquanto que o EP variou de 0,03 a 0,43 NMP org/100ml.

O perfil longitudinal das médias dos dados simulados e medidos (Figura 6.52) demonstra a boa concordância entre os dados ao longo da extensão do Arroio Demétrio aplicando o modelo não-permanente de qualidade da água CE-QUAL-W2 V.3.2, com exceção, entretanto, da seção AD2. Esta discrepância entre os dados pôde ser determinada, possivelmente, por um pico casual ou erro na amostragem do parâmetro em campo.

Os valores simulados de coliformes tiveram um incremento em direção à foz, sendo que os maiores valores foram verificados no trecho corresponde a área urbana, seções de amostragem AD2 e AD1. A classificação do Arroio Demétrio segundo CONAMA 357/05 para coliformes fecais é modificada de classe 2 na nascente até classe 4 na sua foz. As elevadas densidades de coliformes fecais mesmo nas áreas agropastoris, com menor influência de esgotos urbanos, decorrem do acréscimo de densidades destas bactérias pelas fezes de animais.

Na mesma Figura 6.52 é apresentado o perfil longitudinal para coliformes fecais através da aplicação do modelo permanente QUAL2E. Pôde se verificar, principalmente, para as seções AD5, AD4 e AD3, área rural da sub-bacia, uma boa correlação com os resultados do modelo não-permanente. Para área urbana, no entanto, o uso do modelo permanente subestimou os resultados de coliformes fecais.

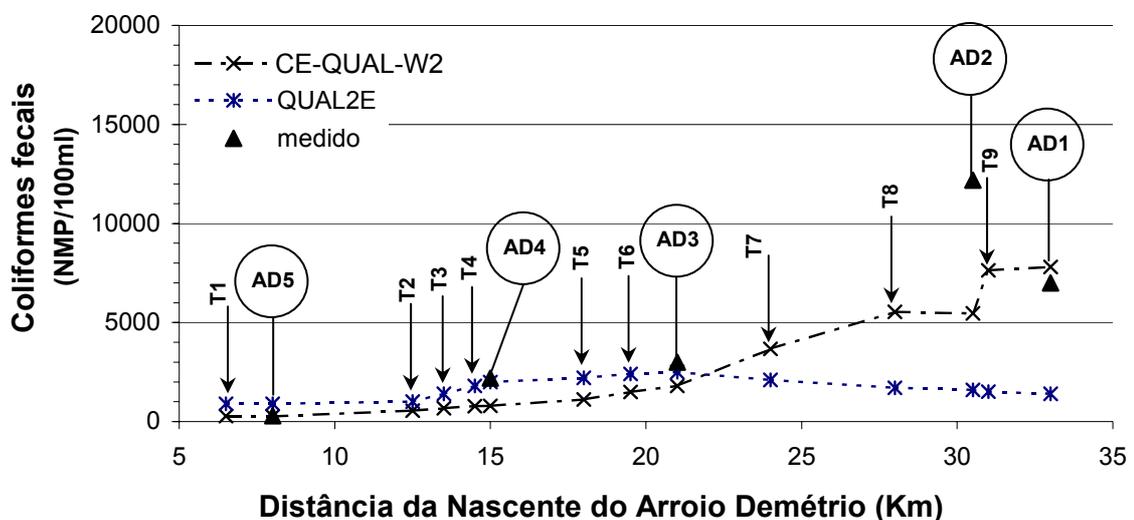


Figura 6.52. Perfil longitudinal para coliformes fecais

Na mesma Figura 6.52 é apresentado o perfil longitudinal para coliformes fecais através da aplicação do modelo permanente QUAL2E. Pôde se verificar, principalmente, para as seções AD5, AD4 e AD3, área rural da sub-bacia, uma boa correlação com os resultados dos modelos. Para área urbana, no entanto, o uso do modelo permanente subestimou os resultados de coliformes fecais. Os erros (Tabela 6.6) demonstraram uma simulação de coliformes fecais melhor sucedida com o uso do modelo CE-QUAL-W2 V.3.2, ainda que em algumas seções os erros se mantiveram elevados.

**Tabela 6.6. Comparação do erro (%) entre as simulações com CE-QUAL-W2 V.3.2 e QUAL2E para coliformes fecais**

Seção	Erro (%)	
	CE-QUAL-W2	QUAL2E
AD5	12,47	205,08
AD4	63,54	8,62
AD3	39,88	16,39
AD2	55,17	86,86
AD1	11,62	79,97
<i>Erro Médio</i>	<i>36,54</i>	<i>79,39</i>

## 6.2. Resultados da Análise de Sensibilidade

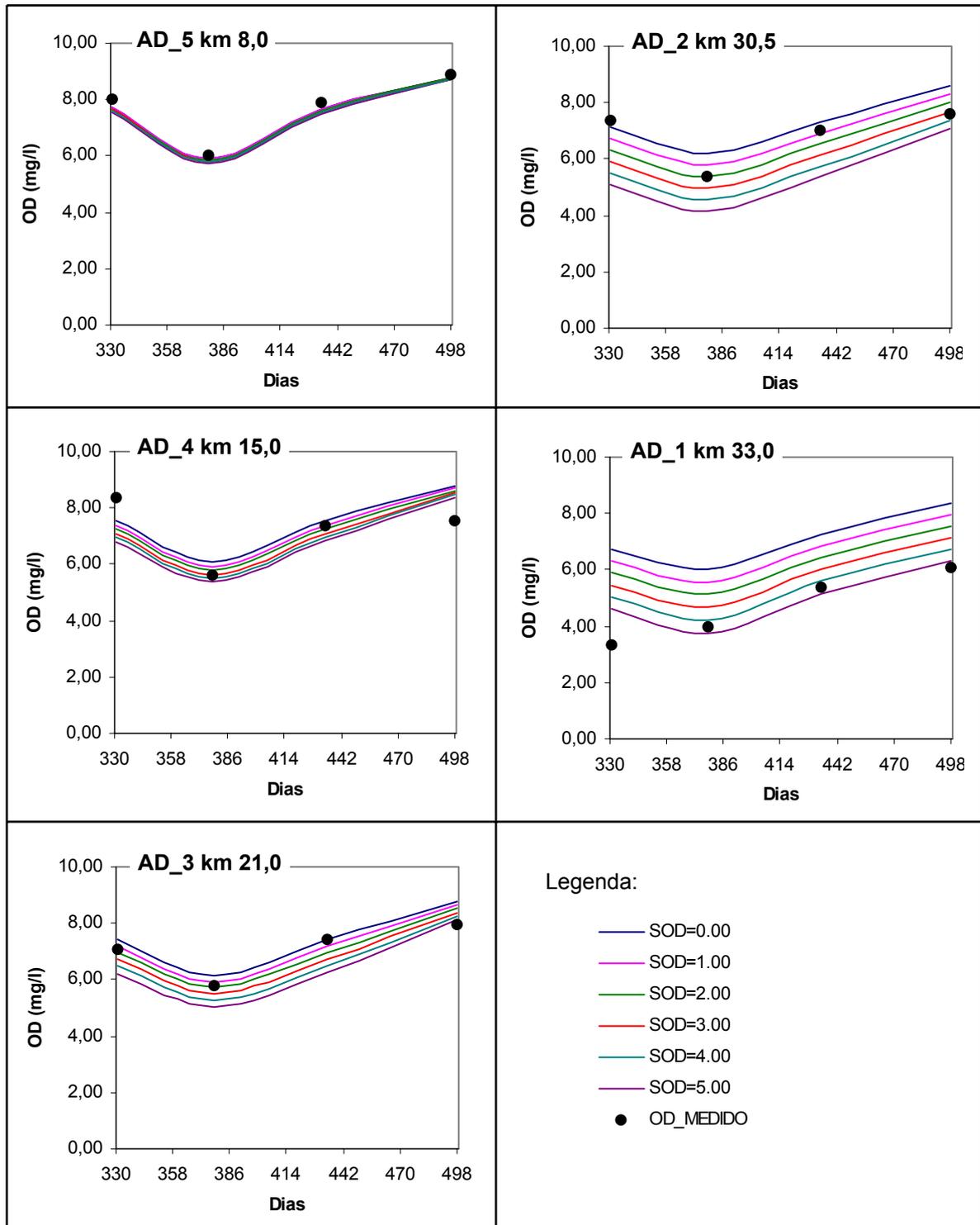
### 6.2.1. Demanda de Oxigênio pelo Sedimento (SOD)

O modelo CE-QUAL-W2 V.3.2 mostrou-se bastante sensível quanto às modificações de oxigênio dissolvido pela demanda de oxigênio pelo sedimento adotada.

A Figura 6.53 mostra, visivelmente, uma tendência na dispersão, em direção à foz, dos resultados de oxigênio segundo a demanda de oxigênio pelo sedimento empregada.

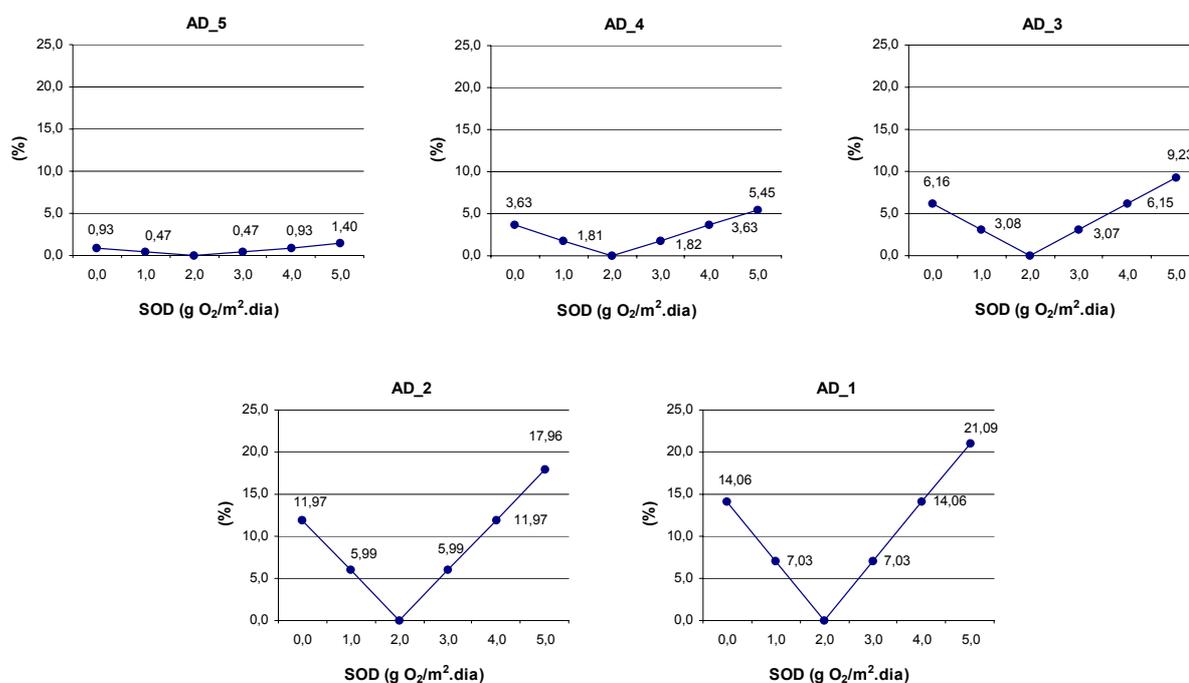
Este fato pode ser atribuído pelo aumento da área superficial do Arroio Demétrio ao longo do seu curso. A unidade da demanda de oxigênio pelo sedimento é empregada em [ $\text{g O}_2/\text{m}^2.\text{dia}$ ], portanto quanto maior a área superficial maior será a demanda de oxigênio pela zona bentônica. Por exemplo, para seção AD5, mais a jusante e, portanto, com uma área superficial inferior, as concentrações de OD mantiveram-se similares independentemente das demandas do sedimento adotadas. Ao passo que a área superficial aumenta junto com o acréscimo da seção do arroio em direção a foz, conforme os resultados para a seção AD1, as

diferenças entre as concentrações de oxigênio dissolvido podem alcançar valores acima de 2,0mg/l, levando em conta na comparação uma demanda nula e de 5 O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>.dia.



**Figura 6.53. Análise de sensibilidade do oxigênio dissolvido em função do parâmetro demanda de oxigênio pelo sedimento, SOD**

Esta dispersão dos resultados em relação a foz é facilmente notada na Figura 6.54. O percentual de variação na concentração de OD em relação ao valor ajustado,  $2,0 \text{ gO}_2/\text{m}^2.\text{dia}$ , se eleva em direção a foz, como demonstrado pela variação entre as seções AD5 e AD1. Além disso, esta dispersão em função da demanda de oxigênio empregada resulta em variações lineares na concentração de OD.



**Figura 6.54. Percentual de variação na concentração de OD em relação ao valor ajustado para a demanda de oxigênio pelo sedimento (SOD)**

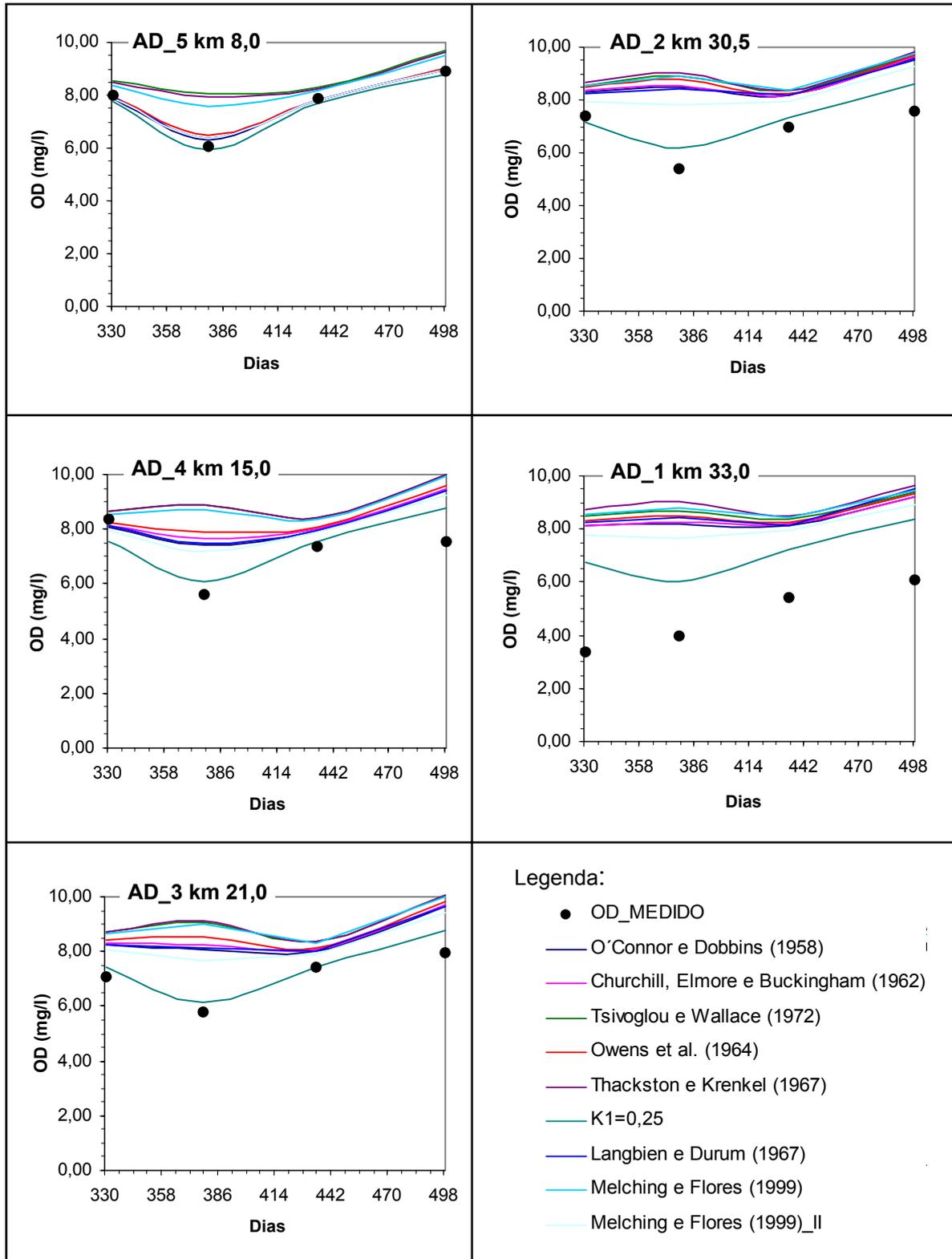
## 6.2.2. Coeficientes de Reaeração ( $K_a$ )

A análise de sensibilidade para o parâmetro  $K_a$  é apresentada na Figura 6.55. Para todas as formulações utilizadas a concentração de oxigênio dissolvido foi superestimada, principalmente em direção a foz, onde os valores de OD tenderam para a concentração de saturação do mesmo.

Isto se deve pelo fato das formulações para  $K_a$ , em geral, manterem uma relação diretamente proporcional com a velocidade e vazão do canal, as quais tendem a elevar-se em direção da foz, juntamente com a reduzida influência dos baixos valores de DBO no Arroio Demétrio no papel de principal sumidouro no sistema. Este comportamento conduziu a não

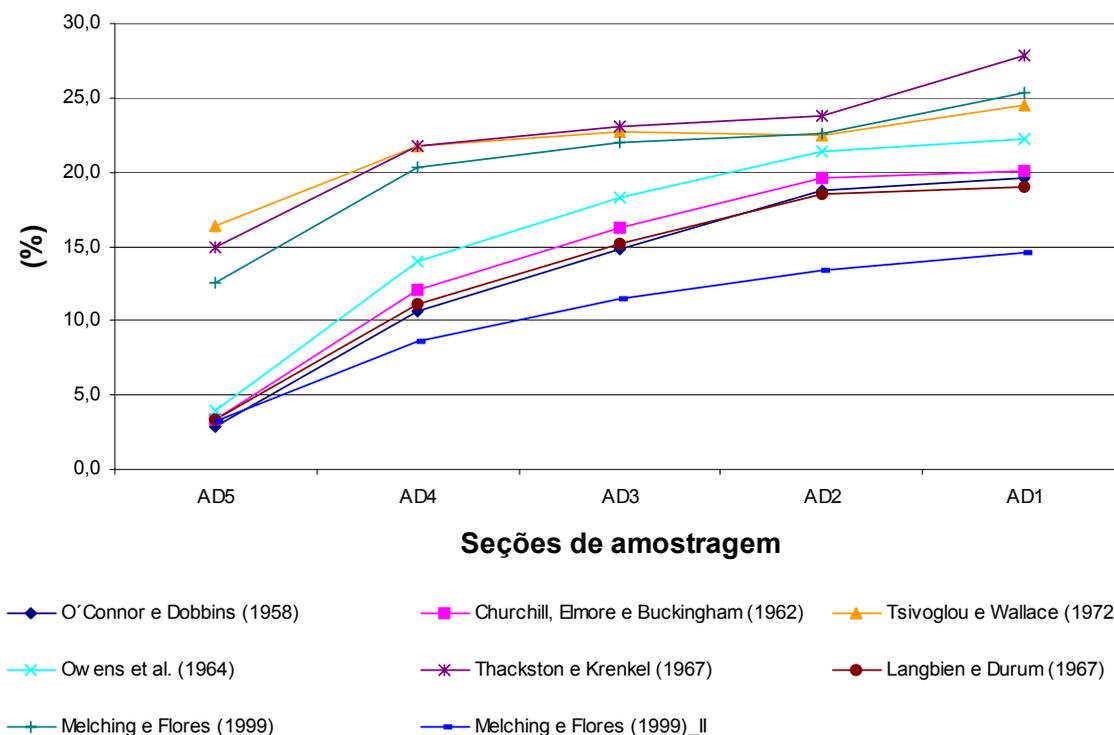
representação da depleção de oxigênio, principalmente, durante os meses de estiagem, correspondentes aos meses de verão. Ao contrário, o perfil temporal demonstrou um padrão exatamente oposto ao medido, evidenciado principalmente, pelas seções AD3 e AD2.

O melhor ajuste, portanto, ocorreu com a aplicação de um parâmetro constante para  $K_a$ , igual a 0,25, que não é afetado pelas modificações na velocidade e vazão no canal. Este mesmo valor já havia sido aplicado com sucesso ao Arroio Demétrio nos trabalhos realizados por De Luca et al. (2005) com modelo permanente QUAL2E.



**Figura 6.55. Análise de sensibilidade do oxigênio dissolvido em função das formulações do parâmetro de reaeração (K<sub>a</sub>) empregadas**

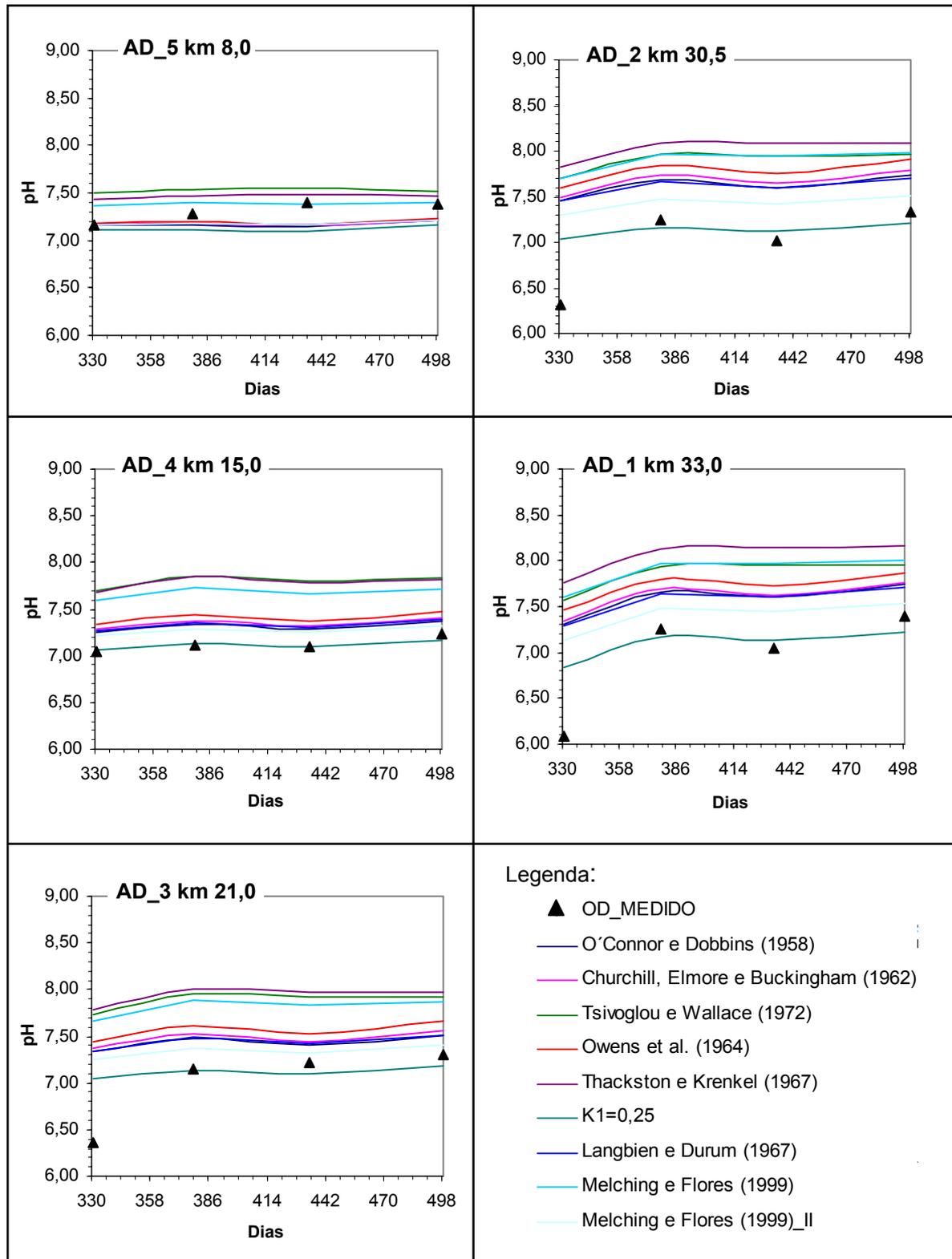
A Figura 6.56 demonstra o percentual de variação na concentração de OD aplicando as formulações disponíveis para o coeficiente de reaeração em rios no modelo CE-QUAL-W2 V.3.2 em relação ao valor ajustado de 0,25. Todas as equações demonstraram um padrão dispersivo em direção a foz para a concentração de OD em relação àquelas como modelo ajustado. Com destaque para as maiores dispersões para as equações de Tsivoglou e Wallace (1972), Thackston e Krenkel (1967) e Melching e Flores (1999), enquanto as demais mantiveram um padrão espacial similar.



**Figura 6.56. Percentual de variação na concentração de OD em relação ao valor ajustado para o coeficiente de reaeração ( $K_a$ )**

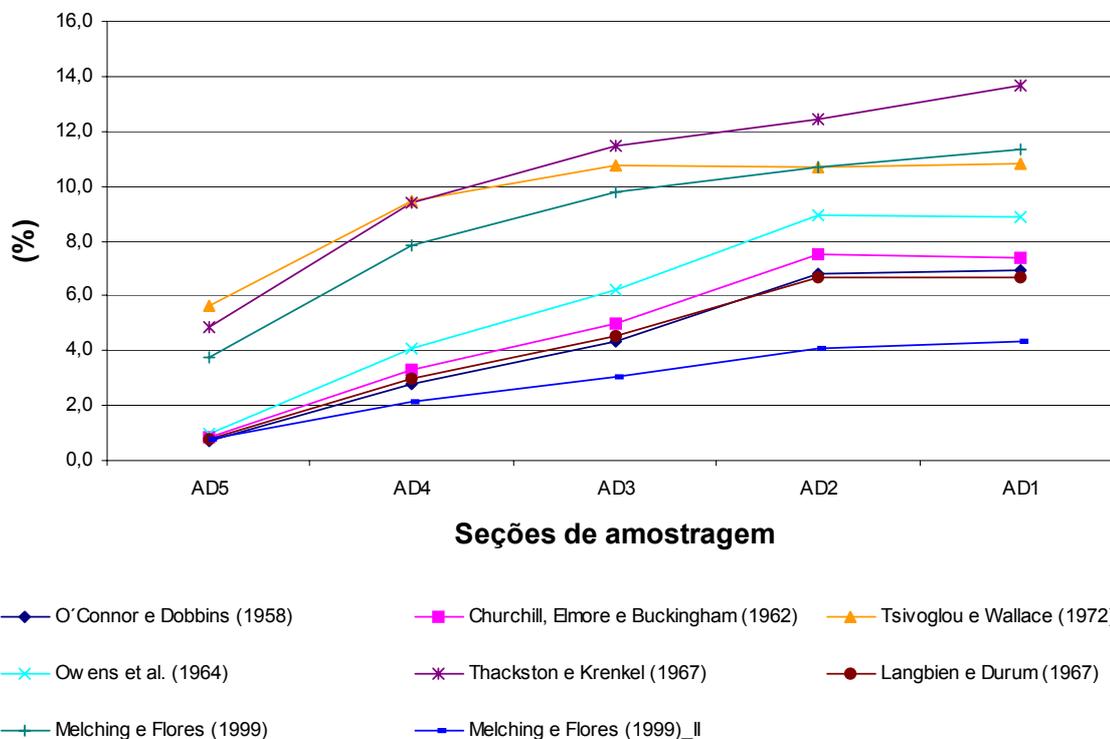
Quanto à sensibilidade do pH em razão do coeficiente de reaeração empregado, os resultados são apresentados na Figura 6.57.

Os dados simulados tenderam a aumentar os dados simulados para pH em direção a foz, pelo fato do acréscimo do coeficiente de reaeração, conforme comentado nos parágrafos anteriores. Este comportamento já era esperado, pois o modelo utiliza-se um percentual do coeficiente de reaeração ( $K_a$ ) para modelar o processo difusivo de gás carbônico na interface ar/água. Logo, novamente, o melhor ajuste foi obtido utilizando um parâmetro constante para o coeficiente de reaeração.



**Figura 6.57. Análise de sensibilidade do pH em função das formulações do parâmetro de reeração ( $K_a$ ) empregadas**

A Figura 6.58 apresenta um padrão similar a Figura 6.56 para as variações percentuais de pH aplicando as formulações disponíveis para o coeficiente de reaeração em rios no modelo CE-QUAL-W2 V.3.2 em relação ao valor ajustado.



**Figura 6.58. Percentual de variação do pH em relação ao valor ajustado para o coeficiente de reaeração ( $K_a$ )**

### 6.3. Simulação da Projeção Futura da Qualidade das águas do Arroio Demétrio

Com base na metodologia aplicada para projeção das cargas da sub-bacia do Arroio Demétrio, os acréscimos previstos totais das cargas dos tributários pontuais e distribuídos estão apresentados nas Figuras 6.59 e 6.60, respectivamente.

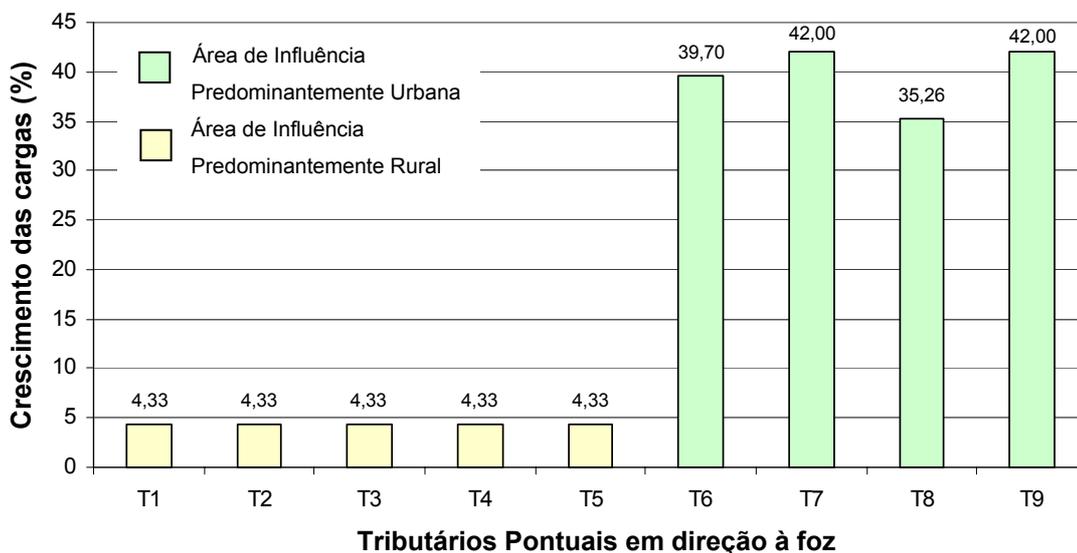


Figura 6.59. Crescimento das cargas pontuais ao longo do Arroio Demétrio

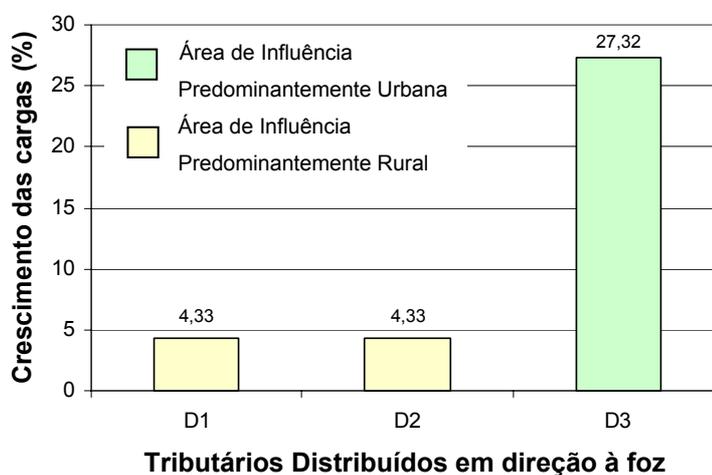


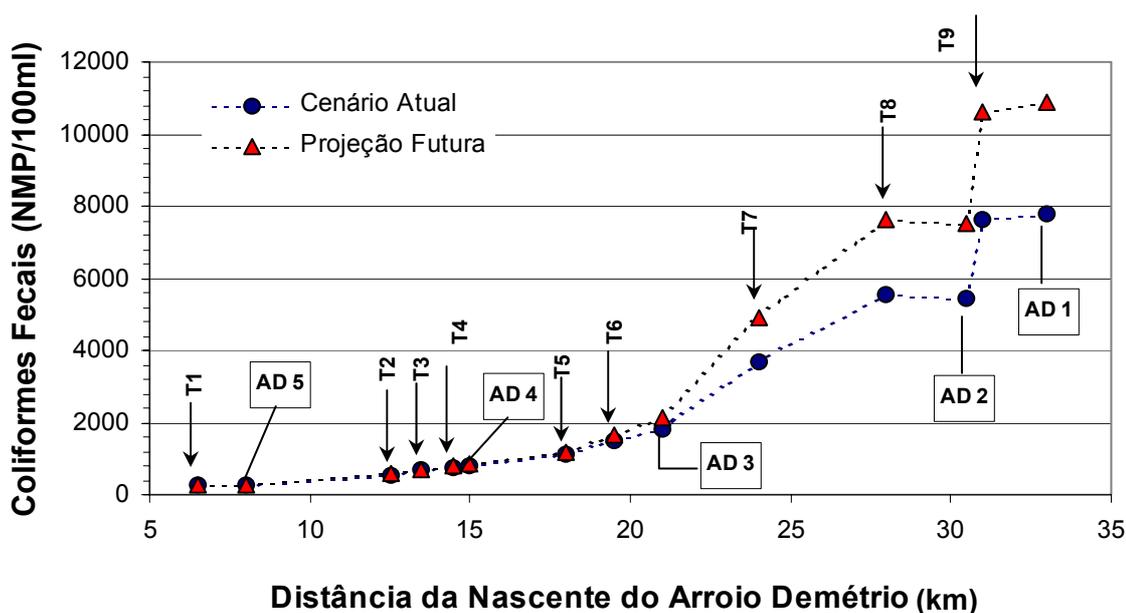
Figura 6.60. Crescimento das cargas distribuídas ao longo do Arroio Demétrio

A comparação entre os resultados simulados atuais e futuros dos parâmetros da qualidade de água do Arroio Demétrio demonstraram que não se prevêem acréscimos acentuados na contaminação orgânica do arroio Demétrio, devido aos níveis de crescimento de atividades projetados.

Em geral, os parâmetros simulados demonstraram uma pequena elevação das concentrações, sendo mais acentuadas no curso inferior do Arroio Demétrio, devido à zona urbana e, conseqüentemente, justificadas pelo maior crescimento populacional neste trecho da sub-bacia.

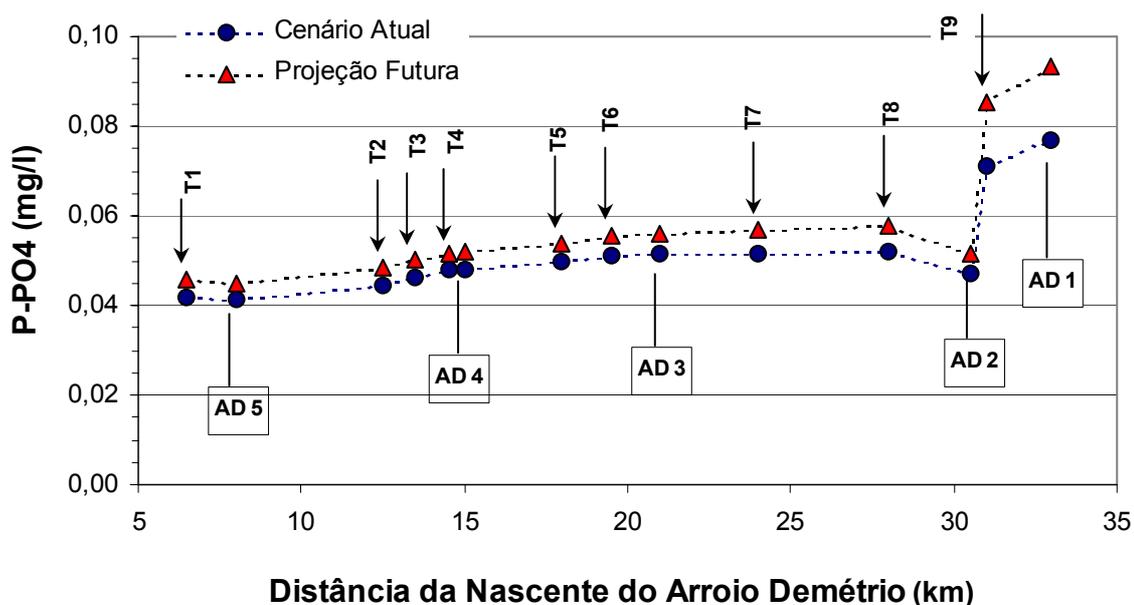
Os resultados para a projeção futura considerando um horizonte de 10 anos, portanto para 2013, estão mostrados nas Figuras 6.61 a 6.67, para os parâmetros coliformes fecais, fósforo dissolvido, nitrogênio amoniacal, nitrato e DBO, OD e pH respectivamente.

A projeção para coliformes fecais (Figura 6.61) mostra uma elevação de 10% em média na densidade de coliformes fecais para a zona rural da sub-bacia hidrográfica do Arroio Demétrio, representada pelas seções AD5, AD4 e AD3. Em direção a foz, os impactos ocasionados pela zona urbana da sub-bacia (AD2 e AD1), representaram um acréscimo de 40% em média na densidade de coliformes fecais. Os valores variaram de 279 NMP/100ml, na seção AD5 a 10868 NMP/100ml na seção AD1.



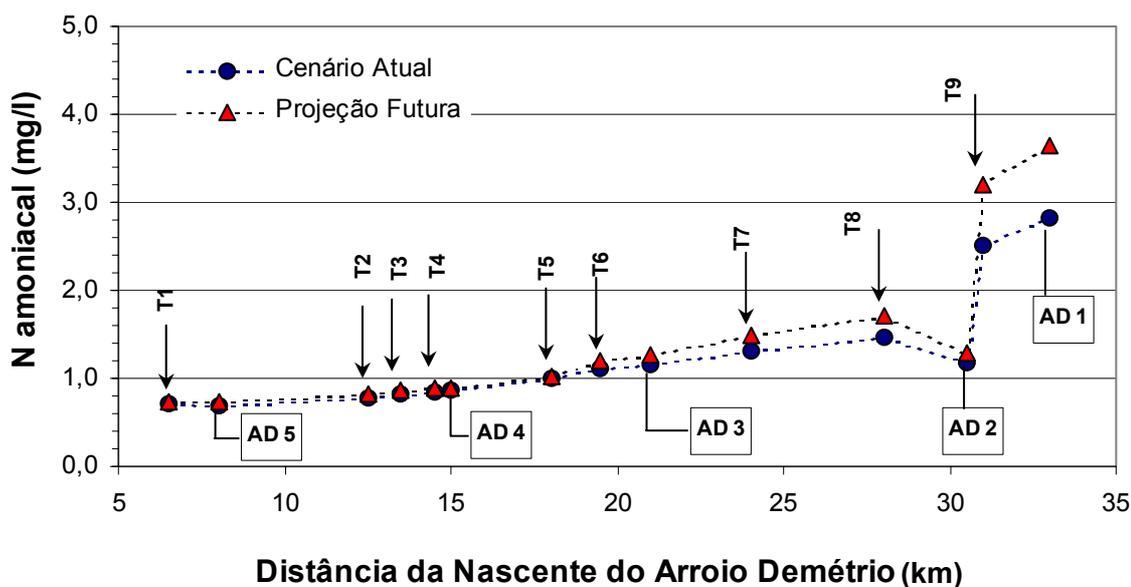
**Figura 6.61. Comparação dos dados atuais e para 2013 para coliformes fecais**

Para o parâmetro fósforo dissolvido, a Figura 6.62 mostra uma elevação de 10% em média para a zona rural da sub-bacia hidrográfica do Arroio Demétrio. Em direção a foz, seções AD2 e AD1, os impactos ocasionados pela zona urbana da sub-bacia, representaram um acréscimo de 15% em média. Os valores variaram de 0,045 mg/l, na seção AD5, a 0,093 mg/l na seção AD1.



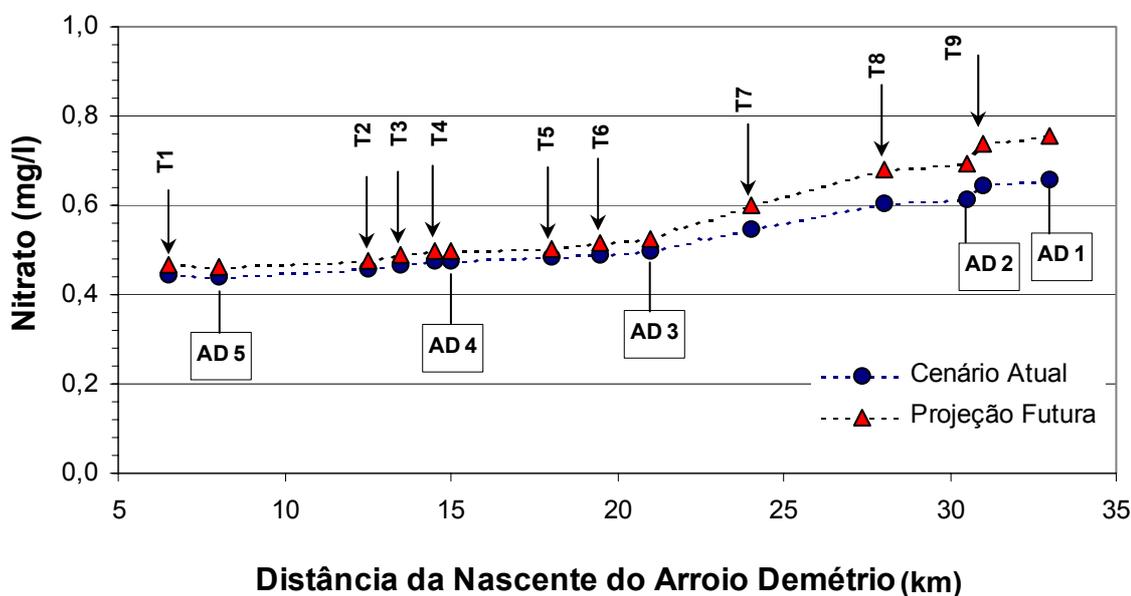
**Figura 6.62. Comparação dos dados atuais e para 2013 para fósforo dissolvido**

A Figura 6.63 apresenta uma elevação de 6% em média na concentração de N-amoniacal na zona rural da sub-bacia hidrográfica do Arroio Demétrio. Em direção a foz, seções AD2 e AD1, os impactos ocasionados pela zona urbana da sub-bacia, representaram um acréscimo de 20% em média. Os valores variam de 0,74 mg/l, na seção AD5, a 3,65 mg/l na seção AD1.



**Figura 6.63. Comparação dos dados atuais e para 2013 para N-amoniacal**

A Figura 6.64 demonstra uma elevação de 5% em média na concentração de nitrato para a zona rural da sub-bacia hidrográfica. Em direção a foz, seções AD2 e AD1, os impactos ocasionados pela zona urbana da sub-bacia, representaram um acréscimo de 15% em média. Os valores variam de 0,46 mg/l, na seção AD5, a 0,76 mg/l na seção AD1.



**Figura 6.64. Comparação dos dados atuais e para 2013 para nitrato**

A Figura 6.65 demonstra uma elevação de 5% em média na concentração de  $\text{DBO}_5$  para a zona rural da sub-bacia hidrográfica do Arroio Demétrio. Em direção a foz, os impactos ocasionados pela zona urbana da sub-bacia representaram um acréscimo de 10% em média nas seções de amostragem AD2 e AD1. Os valores nas concentrações de  $\text{DBO}_5$  variaram de 2,67 mg/l, na seção AD5, a 3,13 mg/l na seção AD1.

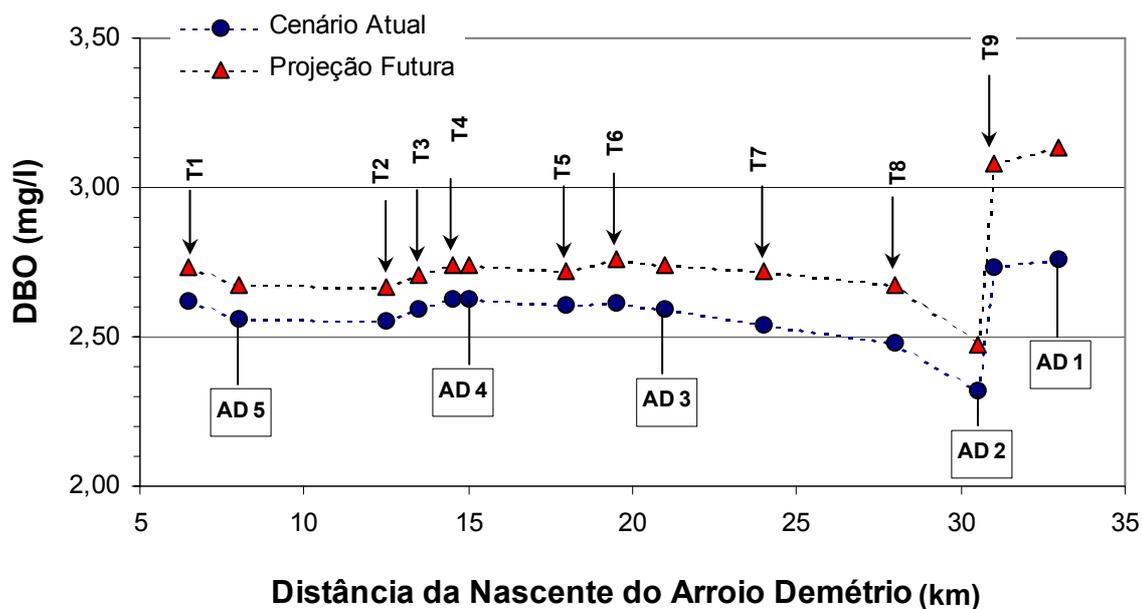


Figura 6.65. Comparação dos dados atuais e para 2013 para DBO<sub>5</sub>

A seguir, nas Figuras 6.66 e 6.67, para os parâmetros OD e pH, respectivamente, não se espera alteração no perfil médio longitudinal dentro do horizonte projetado segundo a metodologia aplicada na previsão.

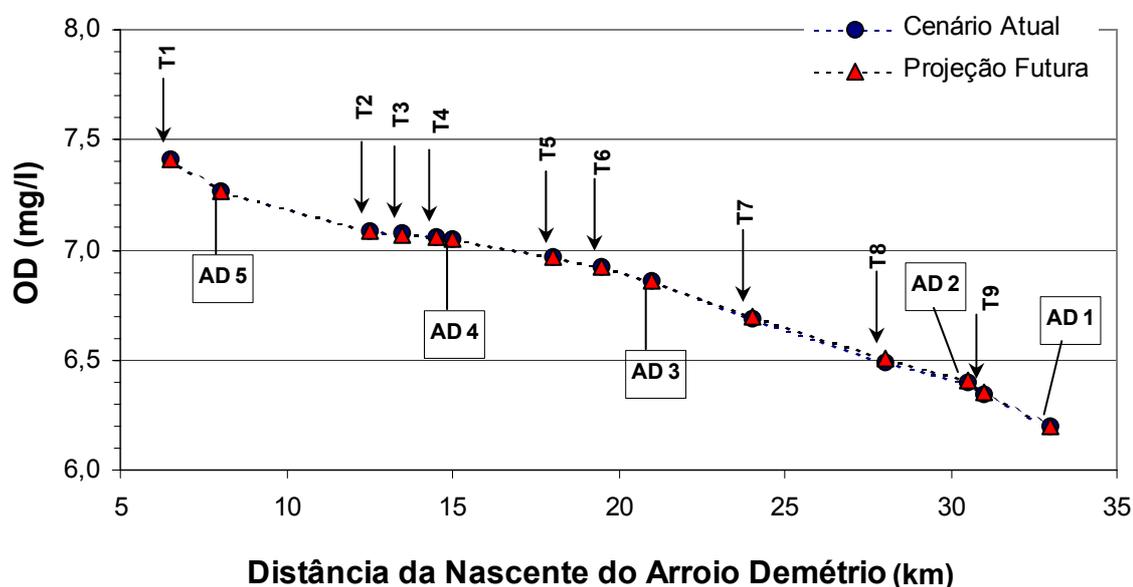


Figura 6.66. Comparação dos dados atuais e para 2013 para OD

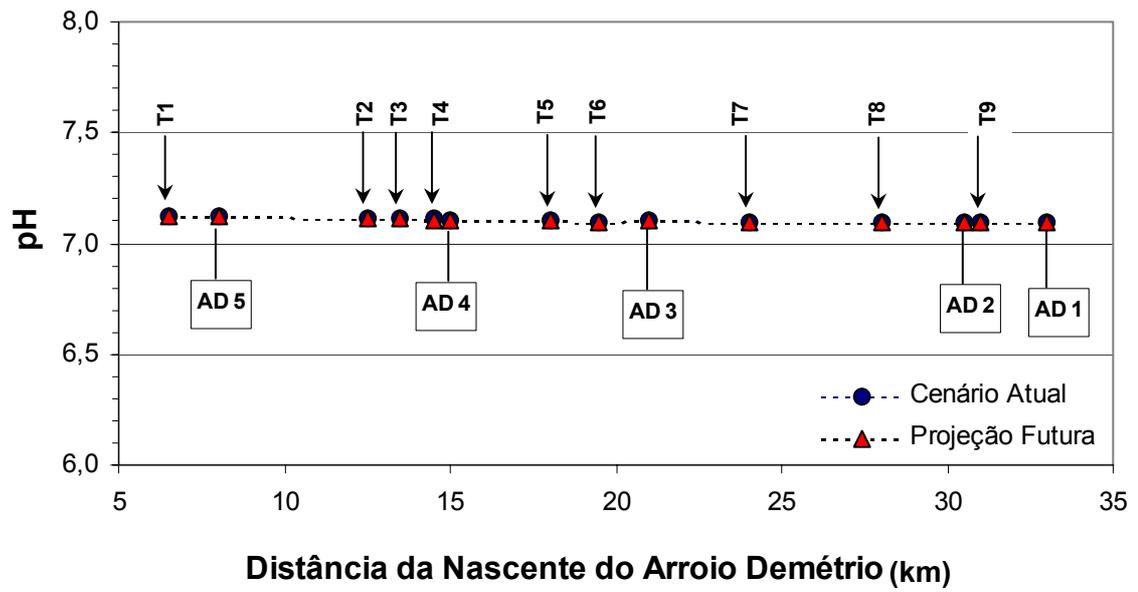


Figura 6.67. Comparação dos dados atuais e para 2013 para pH

## 7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A aplicação do modelo CE-QUAL-W2 V.3.2 à sub-bacia do Arroio Demétrio, bacia hidrográfica do Rio Gravataí, foi julgada bem sucedida segundo a metodologia fundamentada e os resultados gerados posteriormente. Nesse sentido, o modelo apresenta-se como uma boa opção na simulação de rios e arroios cuja hipótese de regime não-permanente e unidimensionalidade seja levada em conta no exercício de simulação da qualidade da água.

Com relação ao módulo hidrodinâmico, pode-se destacar as seguintes conclusões:

- 1) Confirmou-se a dificuldade em simular trechos de rios com elevada declividade e submetidos a vazões baixas de cabeceira (Cole et al., 2003). Esta premissa foi confirmada durante a simulação do Arroio Demétrio no seu trecho superior, o qual é caracterizado por relevo em cascata. Teve-se, por isso, a necessidade de assumir como hipótese, a retirada o trecho com elevada declividade, deslocando sua contribuição de vazão para entrada do próximo trecho.
- 2) A metodologia aplicada para estimar as vazões de entrada e de contorno na bacia, baseada em uma contribuição uniforme foi considerada satisfatória uma vez que os resultados do módulo hidráulico obtiveram boa concordância. Da mesma forma, as características morfométricas do arroio assumidas, tais como declividade e largura, por exemplo, demonstraram ser compatíveis àquelas observadas nas seções de amostragem, validadas pela coerência nos resultados simulados para o campo de velocidade e nível d'água nas seções.
- 3) Um coeficiente de rugosidade de Manning de 0,05 foi adotado devido às características físicas do Arroio Demétrio.
- 4) A estabilidade numérica foi obtida com intervalo de tempo bastante reduzido (30s) devido às bruscas mudanças na quantidade de fluxo no canal, sem alterar, contudo, significativamente o tempo de simulação. Este parâmetro mostrou-se importante durante as tentativas iniciais de rodar o modelo, principalmente, nos momentos de variações bruscas no padrão do escoamento observadas durante o período simulado.
- 5) Cabe ressaltar para a excelente estabilidade hidrodinâmica do modelo, tanto em regimes de baixa vazão quanto nos eventos de picos de vazão na sub-bacia hidrográfica do Arroio Demétrio. Esta premissa foi assegurada pela frequência de

saída dos dados simulados, 15min, conforme o intervalo dos registros no linígrafo, durante um período de simulação de 170,5 dias. O grande número de comparações entre os valores simulados e medidos para ambas variáveis de estado, vazão e nível d'água, com erros baixos, valorizou a afirmativa de um excelente ajuste do modelo durante o intervalo de modelagem proposto. O erro médio para a vazão foi de 6% e para nível d'água foi de 1%, aproximadamente, na seção AD3.

Com relação ao módulo de qualidade da água, pode-se destacar as seguintes conclusões:

- 1) A principal dificuldade encontrada durante a simulação se deteve na distribuição das condições de contorno das cargas poluidoras e temperatura do Arroio Demétrio. Isto se deve pelo fato das seções de amostragem serem localizadas ao longo do leito do canal e não apresentarem um padrão espacial e temporal claro dos parâmetros amostrados. A metodologia aplicada, entretanto, para estimar as séries de entrada dos tributários para os parâmetros de qualidade e, principalmente, para a temperatura, foi considerada válida por considerar satisfatório os resultados obtidos em função dos erros gerados na simulação.
- 2) Por esta razão, para as seções AD4 a AD1, a ausência de um melhor ajuste dos parâmetros de qualidade da água foi determinado pela falta de confiabilidade das cargas dos tributários. De forma contrária, o modelo se comportou com uma ótima concordância em relação aos dados medidos na seção AD5, a montante das demais, devido aos dados de qualidade não sofrerem interferência das demais seção.
- 3) Os melhores ajustes foram obtidos para OD, DBO e fósforo dissolvido, com erros médios de 12, 18 e 20%, respectivamente. Em geral, pode-se resumir que o erro médio dos parâmetros de qualidade da água em todas as seções se manteve em torno de 25%.
- 4) Conforme observados em outras aplicações do modelo não-permanente CE-QUAL-W2 V.3.2 em rios, confirmou-se a sensibilidade dos resultados dos parâmetros de qualidade da água devido às oscilações dinâmicas resultantes do módulo hidráulico, principalmente nas seções AD2 e AD1, mais próximas da foz. Este comportamento pode influenciar na discordância entre os dados medidos e simulados.
- 5) Em relação à comparação entre os resultados do modelo permanente QUAL2E e o modelo não-permanente CE-QUAL-W2 V.3.2, pode-se concluir que há uma tendência em subestimar as cargas poluidoras com emprego do modelo permanente, exceto para

fósforo dissolvido. Este fato pode decorrer das diferentes metodologias aplicadas nas duas simulações para estimar as cargas de entrada na sub-bacia. Os coeficientes de contribuição *per capita* para as cargas poluidoras utilizadas no modelo QUAL2E podem não representar com fidelidade as reais cargas poluidoras da sub-bacia do Arroio Demétrio. Quanto ao parâmetro oxigênio dissolvido houve uma boa concordância entre os resultados de ambos modelos, demonstrado pelos erros similares. Por outro lado, os erros encontrados na simulação com o modelo CE-QUAL-W2 foram menores para todos os parâmetros simulados em relação ao modelo QUAL2E.

- 6) O parâmetro oxigênio dissolvido demonstrou uma considerável sensibilidade devido à demanda de oxigênio pelo sedimento adotada. Para esta demanda, na maioria das experiências, não se têm valores amostrados em campo e, portanto, as incertezas relacionadas a ela devem ser avaliadas. A análise de sensibilidade demonstrou uma relação diretamente proporcional à área superficial do leito do canal, ou seja, quanto maior a área superficial maior será o decaimento de oxigênio dissolvido. Nos casos de canais rasos, como o Arroio Demétrio, este parâmetro pode ser um importante sumidouro de OD no sistema.
- 7) As formulações disponíveis para o cálculo do coeficiente de reaeração mostraram uma relação direta com a velocidade do arroio. Para todas equações, a concentração de OD foi superestimada, tendendo para a concentração de equilíbrio em direção a foz. Este fato foi ressaltado pela baixa influência da DBO na depleção de OD, resultante das baixas concentrações deste parâmetro ao longo do Arroio Demétrio, O melhor ajuste foi obtido para um valor constante de 0,25 para o coeficiente de reaeração.
- 8) Os valores simulados de pH, parâmetro químico de qualidade não tratado como uma variável de estado, se ajustaram com ótima concordância, confirmando a metodologia utilizada para estimar a alcalinidade e carbono orgânico total em canais abertos. No ajuste do pH, a sensibilidade dos resultados deve ser analisada para cada uma das formulações disponíveis para o coeficiente de reaeração, em função do processo difusivo do gás carbônico na interface ar/água.
- 9) De maneira geral, a qualidade da água na sub-bacia do Arroio Demétrio não apresentou grande variabilidade espacial dos parâmetros amostrados durante o tempo simulado, exceto, deve-se salientar, para as variações de concentração entre as seções AD2 e AD1, esta última influenciada pela drenagem urbana do município de Gravataí.

Através da análise dos perfis médios dos parâmetros de qualidade da água simulados pelo modelo CE-QUAL-W2 V3.2 durante o período proposto, o enquadramento do Arroio Demétrio quanto à classificação da resolução CONAMA 357/05 situa-se dentro dos limites da classe 2 e 3, segundo o parâmetro e sua localização ao longo do arroio. Para o parâmetro coliforme fecal, no curso inferior do arroio, os resultados atingiram densidades superiores aos da classe 4.

- 10) A simulação do cenário futuro da qualidade da água do Arroio Demétrio apresentou piora dos parâmetros de qualidade em direção à foz, devido às maiores taxas de crescimento populacional da população urbana do município de Gravataí. As concentrações, conforme a metodologia estabelecida, crescerão em média 7% no trecho superior com influência predominantemente rural e 20% no curso inferior do Arroio Demétrio, com influência predominantemente urbana. Este acréscimo em relação à projeção da concentração estabelecida para os tributários, revela uma boa capacidade assimilativa do Arroio Demétrio. Quanto aos parâmetros OD e pH, não sofreram modificações para o cenário proposto. Por esta razão, possivelmente, não há indícios para o comprometimento da vida aquática ou para mudança da classe do arroio segundo o enquadramento definido na resolução CONAMA 357/05 para o horizonte simulado na sub-bacia do Arroio Demétrio.
- 11) Quanto à metodologia aplicada para projeção do cenário futuro, a hipótese adotada se deve pela falta de dados mais concretos em relação ao crescimento das cargas potencialmente poluidoras na sub-bacia hidrográfica do Arroio Demétrio para o horizonte estipulado.

#### Recomendações:

É recomendável, em futuras aplicações do modelo matemático de qualidade da água CE-QUAL-W2 V.3.2, inclusive à sub-bacia do Arroio Demétrio, o uso de parâmetros diretos para representação da matéria orgânica ao invés da DBO, por exemplo, COT como as hipóteses disponíveis no modelo através da partição da matéria orgânica em particulada ou dissolvida e refratária ou biodegradável, podem simular com maior complexidade e realidade as interações com as demais variáveis de estado, como oxigênio e algas.

Se possível, uma maior quantidade de parâmetros amostrados ao longo do período simulado, com um menor intervalo entre as amostras, poderiam resultar em uma melhor

compreensão nas alterações da qualidade da água no Arroio Demétrio em função das modificações no regime de escoamento, bem como um melhor entendimento da capacidade depurativa do Arroio Demétrio. Da mesma forma, a amostragem dos parâmetros de qualidade e temperatura dos tributários nos próprios canais, facilitam a compreensão e confiabilidade dos dados de entrada no modelo, além do real conhecimento das cargas poluidoras das sub-bacias do Arroio Demétrio. Assim, trabalhos posteriores de simulação da qualidade da água, não necessariamente aplicados ao Arroio Demétrio, que obtenham os dados amostrados diretamente dos tributários com espaços menores de tempo, principalmente, após eventos de precipitação intensa sobre a bacia, juntamente com o posterior ajuste através de dados das seções do próprio canal, tende a minimizar as incertezas e os erros, elevando a confiabilidade dos resultados.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMBROSE, R.B.; WOOL, T.A.; MARTIN, J.L. *The water quality analysis simulation program WASP5*. Vicksburg, MS, USA, 1993.
- ARHEIMER, B; OLSSON, J. *Integration and Coupling of Hydrological Models with Water Quality Models: Applications in Europe*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI), Suécia, 49p., 2001.
- BEDFORD, K.; FINDIKAKIS, A.; LAROCK, B. E.; RODI, W.; STREET, R. L. *Turbulence Modeling of Surface Water Flow and Transport*. Journal Hydraulic Engineering, V.114, N. 9, pp. 970-1073, 1988.
- BERGER, C. J; WELLS, S. A; ANNEAR, R. L; MCKILLIP, M; JAMAL, S. *Willamette River Basin Temperature Modeling Study*. Proceedings Watershed, Dearborn, MI, 2004.
- BRASIL, CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente, Resolução nº001. Brasília, 1986.
- BRASIL, CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente, Resolução nº357. Brasília, 2005.
- BROWN, L.C; BARNWELL, J. *The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS*. Documentation and user manual. Athens: U. S. Environmental Protection Agency. 183 p., 1995.
- CAMPOLO, M; ANDREUSSI, P; SOLDATI, A. *Water quality control in the river Arno*. Water Research, N.36, pp. 2673–2680, 2002.
- CHAPRA, Steven C. *Surface water quality modeling*. New York: McGraw-Hill, 844p, 1997.

- CHEVEREAU, G. *Mathematical Model for Oxygen Balance in Rivers*. Models for Environmental Pollution Control, Ann Arbor Science Publishers, Michigan, 1973.
- COLE, T. M; WELLS, S. A. *CE-QUAL-W2: A Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.2.*, USA Engineering and Research Development Center, Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS, 2003.
- COX, B. A. *A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers*. The Science of the Total Environment. pp. 335–377, 2003.
- CRAIG, P. M; BURNETTE, G. A. *Basinwide Water-Quality Planning Using the QUAL2E Model in a GIS Environmental*. GIS and Environmental Modeling: Progress and Research Issues. Fort Collins: GIS World Books, 486p., 1996.
- DANISH HYDRAULIC INSTITUTE, DHI. *MIKE 11: user's manual and reference guide*. Vicksburg. MS, USA, 1990.
- DE LUCA a, S.J. E PRATES, S.H. *Simulação da Influência na Qualidade da Água dos balneários de Desmatamento da UHE Dona Francisca*, Anais do XX Congresso AIDIS, Porto Alegre/RS, 2000.
- DE LUCA b, S.J. e PRATES, S.H. *Simulação e Monitoramento de Parâmetros de Qualidade das Águas na Barragem de Itaúba/RS*. II Simpósio Brasileiro sobre Pequenas e Médias Centrais Hidrelétricas, Canela/RS, 2000.
- DE LUCA, S. J.; PICKBRENNER, K.; PEREIRA, D. *Previsão de Impactos nos Recursos Hídricos Empregando Modelo CE-QUAL-W2 V3.1*. XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2004.
- DE LUCA, S. J.; PEREIRA, D et al. *Simulação Matemática de Impactos Ambientais Sanitários da Disposição Final de Efluentes Não Tratados em Corpo Receptor. Estudo de Caso: Sub-Bacia do Arroio Demétrio, Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí/RS*, Relatório Final à Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), 55p., 2005.

- DODDS, W. K; JONES, J. R; WELCH, E. B. *Suggested Classification of Stream Trophic State: Distributions os Temperate Stream Types by Chlorophyll, Total Nitrogen and Phosphorus*. Water Research, V.32, N.5, pp.1455-1462, 1998.
- ELLIS, K. V. *Surface Water Pollution and its Control*. London: Macmillan, 373p., 1989.
- ENVIRONMENTAL LABORATORY. *CE-QUAL-RIV1: a dynamic one-dimensional (longitudinal) water quality model for streams*. Vicksburg. MS, USA, 1990.
- FALCONER, R. A. *Review of Modelling Flow and Pollutant Transport Processes in Hydraulic Basins*. Water Pollution: Modeling, Measuring and Prediction, Computational Mechanics Publications, pp. 3-23, 1991.
- FITZPATRICK, J.; IMHOFF, J.; BURGESS, E.; BRASHEAR, R. *Water Quality Models: A Survey and Assessment*. Water Environmental Research Foundation, 102p, 2001.
- GARCIA, R. L. *Simulação da Qualidade da Água em Regime Não-Permanente no Rio dos Sinos, RS*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH-UFRGS), 112p.,1997.
- GASTALDINI, M.C.C. *Análise do mecanismo de autodepuração do rio Jacaré-Guaçú através de modelo de qualidade da água*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Carlos, 160p, 1982.
- GASTALDINI, M. C; SEFFRIN, G. F; PAZ, M. F. *Diagnóstico Atual e Previsão Futura da Qualidade das Águas do Rio Ibicuí Utilizando o Modelo QUAL2E*. Engenharia Sanitária e Ambiental, Vol. 7 – N.3 e N.4, pp.129-138, 2002.
- HAGGARD B. E.; GREEN W. R. *Simulation of Hydrodynamics, Temperature, and Dissolved Oxygen in Beaver Lake, Arkansas, 1994-1995*. Water-Resources Investigations Report 02-4116, Little Rock, Arkansas, 21p, 2002.
- HEUFF, D. N; SPIGEL, R. H; ROSS, A. H. *Evidence of a significant wind-driven circulation in Akaroa Harbour. Part 2: Results from the application of a width averaged*

*hydrodynamic numerical model (CE-QUAL-W2)*. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, V.39, pp. 1111-1127, 2005.

HORN, A. L; RUEDA, F. J; HORMANN, G; FOHRER, N. *Implementing river water quality modelling issues in mesoscale watershed models for water policy demands—an overview on current concepts, deficits, and future tasks*. Physics and Chemistry of the Earth, N.29, pp. 725–737, 2004.

JAMES, A. *An introduction to water quality modeling*. John Wiley & Sons: Chichester, 311p, 1993.

KASHEFIPOUR, S.M.; FALCONER, R.A. *Longitudinal dispersion coefficients in natural channels*. Water Research, v. 36, pp. 1596-1608, 2002.

KRAFT, T; BERGER, C. J; WELLS, S. A; ANNEAR, R. L. *Green River CE-QUAL-W2 Project: A Hydrodynamic and Water Quality Study of the Green River, King County, Washington, USA*. Department of Civil and Environmental Engineering, Portland State University, Portland, Oregon, 263p., 2004.

LARENTIS, D. G. *Modelagem Matemática da Qualidade da água em Grandes Bacias: Sistema Taquari-Antas*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH-UFRGS), 112p., 2004.

LINDENSCHMIDT, K. *The effect of complexity on parameter sensitivity and model uncertainty in river water quality modelling*. Ecological Modelling, V.190, pp. 72-86, 2006.

MAHAMAH, D. S. *Simplifying assumptions in water quality modeling*. Ecological Modelling, N.109, pp.295–300, 1998.

MAKINIA, J; WELLS, S. A; CRAWFORD, D; KULBIK, M. *Application of Mathematical Modeling and Computer Simulation for Solving Water Quality Problems*. Portland State University, Portland, USA, 1998.

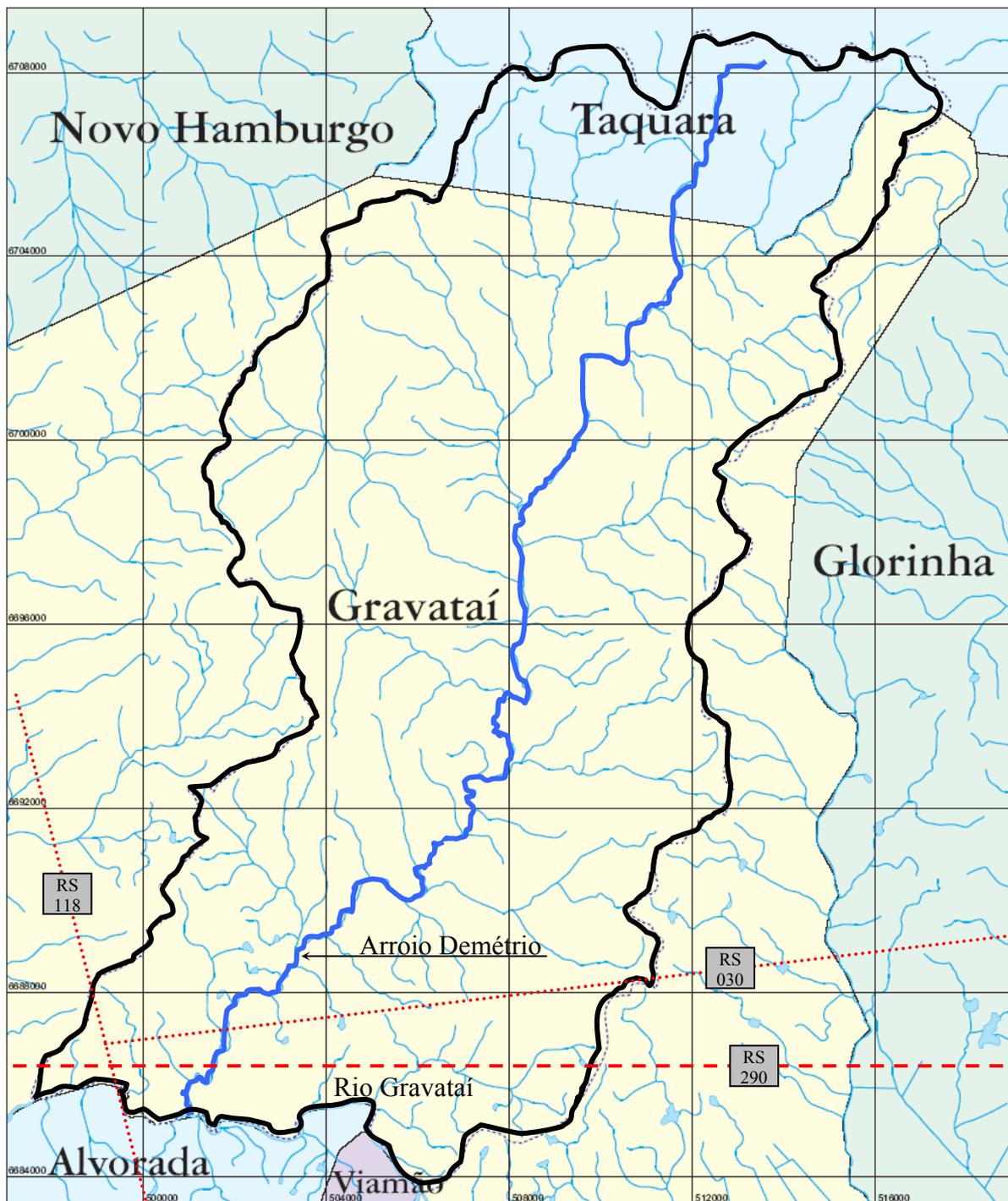
- MARTIN, P. H; LEBOEUF, E. J.; DANIEL, E. B.; DOBBINS, J. P. *Development of a GIS-based Spill Management Information System*. Journal of Hazardous Materials, v.112 , p. 239–252, 2004.
- McAVOY, D. C; MASSCHELEYN, P; PENG, C; MORRALL,S. W. *Risk assessment approach for untreated wastewater using the QUAL2E water quality model*. Chemosphere, N.52, pp.55–66, 2003.
- McCUTCHEON, Steve C. *Water Quality Modeling: Transport and Surface Exchange in Rivers*. Vol. 1. CRC Press, Boca Raton, Flórida, USA, 334p, 1989.
- METROPLAN, Fundação de Planejamento Metropolitano e Regional. *Estudo de Impacto Ambiental, EIA, V.2 – Complexo Automotivo de Gravataí – RS*, 1997.
- MORETTI, L. B. M. *Análise da Autodepuração em Cursos d'Água: Aplicação ao Rio dos Sinos*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH-UFRGS), 131p.,1980.
- ORLOB, Gerald T. *Introduction to Simulation Techniques*. Models for Environmental Pollution Control, Ann Arbor Science Publishers, Michigan, 1973.
- ORLOB, Gerald T. *Mathematical Modeling of Water Quality: Streams, Lakes, and Reservoir*. John Wiley & Sons, Chichester, 517p, 1983.
- PARK, S. S; LEE, Y. S. *A water quality modeling study of the Nakdong River, Korea*. Ecological Modelling, N.152, pp. 65–75, 2002.
- PIEDMONT, R; OLSEN, P; HENSLEY, A. *Water Quality Modeling Evaluation of the Proposed Cary West WWTP Discharge to the Haw and Cape Fear Rivers between Jordan Dam and Buckhorn Dam*. Modeling Documentation Report, 1997.
- PREFEITURA MUNICIPAL DE GRAVATAÍ. Disponível em: [www.gravatai.rs.gov.br/perfil](http://www.gravatai.rs.gov.br/perfil)  
Acesso em: 10/2005.

- RAJAR, R.; CETINA, M. *Hydrodynamic and water quality modelling: An experience*. Ecological Modelling, V.101, pp. 195-207, 1997.
- RAUCH, W.; HENZE, M.; KONCSOS, L. et al. *River water quality modeling: I. State of the art*. Water Science Technology, v.38, n.11, p. 237-244, 1998.
- REDE DE METEOROLOGIA DO COMANDO DA AERONÁUTICA (REDEMET). Departamento de Controle do Espaço Aéreo. Disponível em: [www.redemet.aer.mil.br](http://www.redemet.aer.mil.br)  
Acesso em: 04/2005.
- ROUNDS, S.A.; WOOD, T.M. *Modeling Water Quality in the Tualatin River, Oregon, 1991–1997*. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 01–4041, Portland, Oregon, 53 p., 2001.
- SANTOS, Z, S; FURTADO, R. D; PEREIRA, D; DE LUCA, S. J. *Impacto nos Recursos Hídricos. PCHS da Bacia Hidrográfica Do Rio Ijuí*. XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2004.
- SCHNOR, J. L. *Environmental Modeling: Fate and Transport of Pollutants in Water, Air, and Soil*. John Wiley & Sons, New York, 682p, 1996.
- SHANAHAN, P.; HENZE, M.; KONCSOS, L. et al. *River water quality modeling: II. Problems of the Art*. Water Science Technology, v.38, n.11, p. 245-252, 1998.
- SILVA, M. C; BARBOSA, A. E; ROCHA, J. S; FORTUNATO, A. B. *State-of-the-Art for Surface Water Quality Modelling*. HarmoniQuA – State-of-the-art Report on QA guidelines. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Portugal, 10 p., 2002.
- SOMLYÓDY, L.; HENZE, M.; KONCSOS, L. et al. *River water quality modeling: III. Future of the Art*. Water Science Technology, v.38, n.11, pp. 253-260, 1998.
- STANDARD METHODS FOR EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. 20.ed. Washington: American Public Health Association, 1998.

- SULLIVAN, A.B; ROUNDS, S. A. *Modeling Hydrodynamics, Temperatura and Water Quality in Henry Hagg Lake, Oregon, 2000-03*. U.S. Geological, Portland, Oregon, 47p., 2005.
- TONG, S. T. Y; CHEN, W. *Modeling the relationship between land use and surface water quality*. Journal of Environmental Management, N.66, pp. 377-393, 2002.
- TUCCI, C. E. M. *Modelos Hidrológicos*. Editora da Universidade, 669p., 1998.
- WALTON, R; BENNETT, T; HU, H; et al. *Technical Report on The Development of a CE-QUAL-W2 Model for the Rocky Reach Hydroelectric Project*. Public Utility District, Chelan County, Wenatchee, Washington, 57p, 2006.
- WANG, P. F. *Dispersion resulting from aggregating hydrodynamic properties in water quality modeling*. International Journal of Engineering Science, N. 39, pp.95-12, 2001.
- WELLS, S. A. *CE-QUAL-W2 Version 3: Hydrodynamic and Water Quality River Basin Modeling*. Proceedings ASCE International Water Resources Engineering Conference, Seattle, WA, 1999.
- WELLS, S. A.; COLE, T. M. *TMDLS: Statistical Correlations or Mechanistic Modeling?*. Proceedings National TMDL Conference, Phoenix, Arizona, 2002.
- WELLS, S. A; BERGER, C. J; ANNEAR, R. L; *Review of Spokane River Model for Washington Department of Ecology*. College of Engineering and Computer Science, Department of Civil Engineering, Portland State University, Portland, Oregon, 77p., 2004.
- WELLS, S. A. *Surface Water Hydrodynamic and Water Quality Models: Use and Misuse*. 26rd Annual Water Law Conference. San Diego, CA, 10p., 2005.
- WURBS, R. *Computer Models for Water Resources Planning and Management*. Report 94-NDS-7 U.S, Army Corps of Engineers - Institute for Water Resources, 218p., 1994.

# **ANEXOS**

**ANEXO 1 – Mapas da sub-bacia do Arroio Demétrio**



- Drenagem
- Corpo d' água
  - Curso d' água
  - Limite da sub-bacia do Arroio Demétrio
  - - - Rodovia



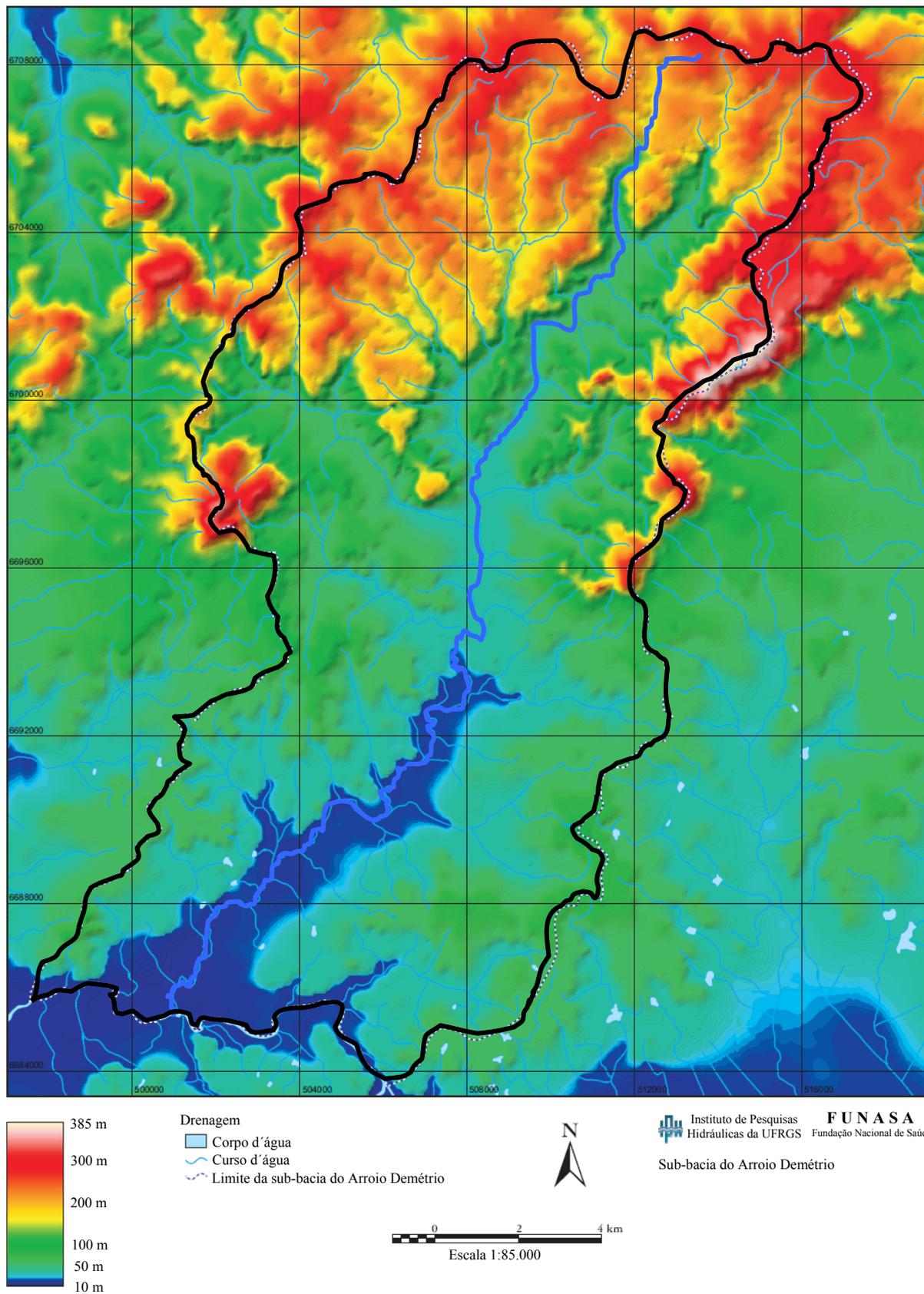
Escala 1:85.000



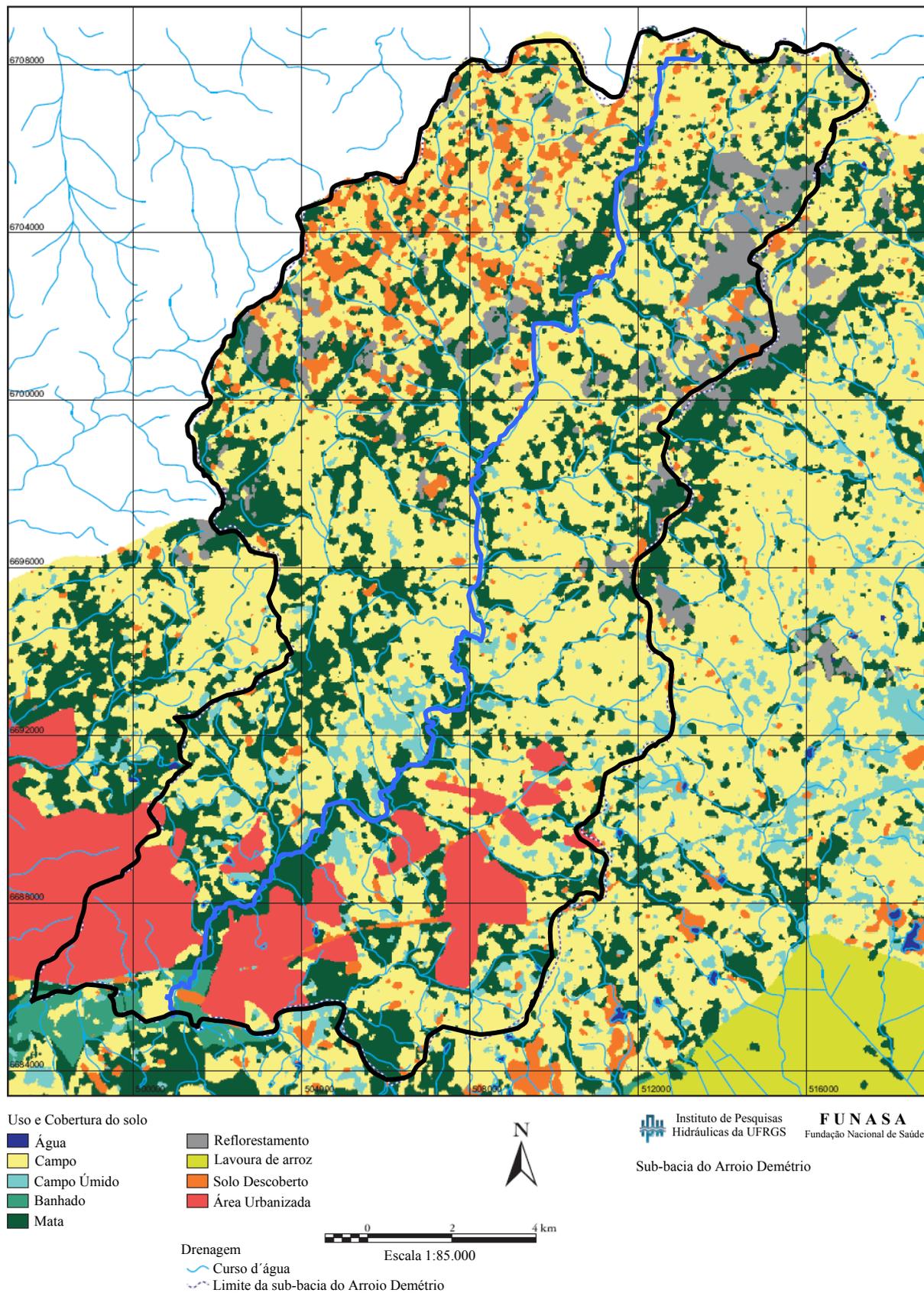
Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS **FUNASA**  
Fundação Nacional de Saúde

Sub-bacia do Arroio Demétrio

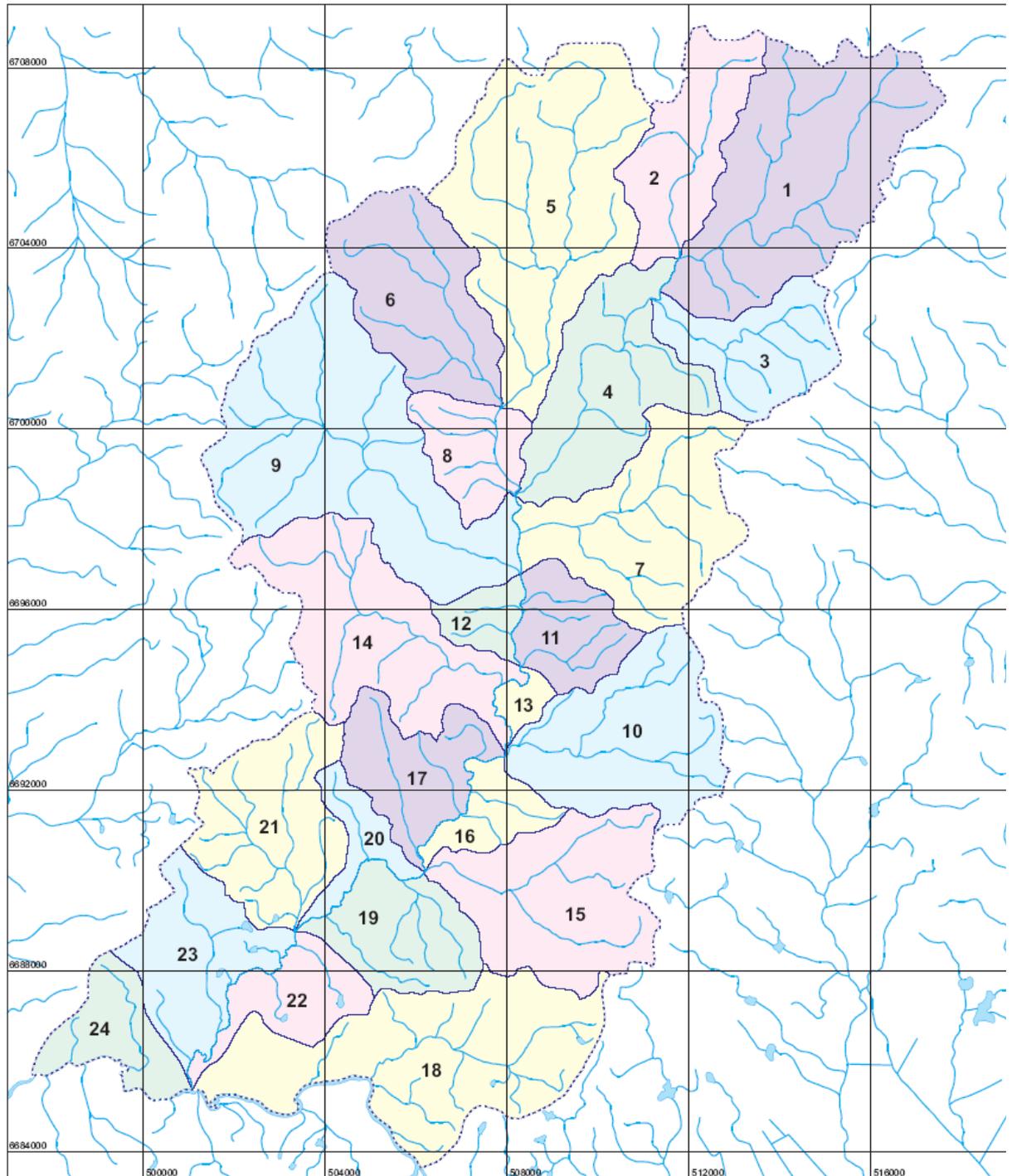
**Figura A.1. Localização geográfica da Sub-Bacia do Arroio Demétrio**



**Figura A.2. Mapa planialtimétrico da Sub-bacia do Arroio Demétrio**



**Figura A.3. Mapa de uso e cobertura do solo da Sub-Bacia do Arroio Demétrio**



Drenagem  
 ■ Corpo d'água  
 ~ Curso d'água  
 ~ Limite da sub-bacia do Arroio Demétrio



Instituto de Pesquisas  
Hidráulicas da UFRGS

FUNASA  
Fundação Nacional de Saúde

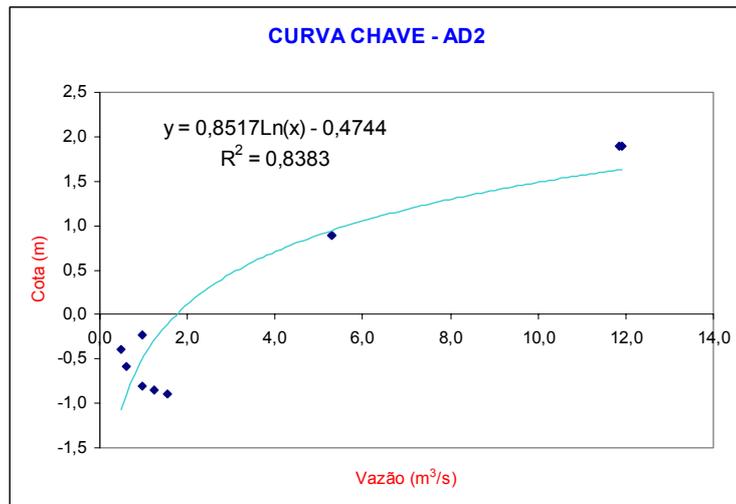
Sub-bacia do Arroio Demétrio



**Figura A.4. Mapa de divisão geográfica das Sub-Bacias do Arroio Demétrio**

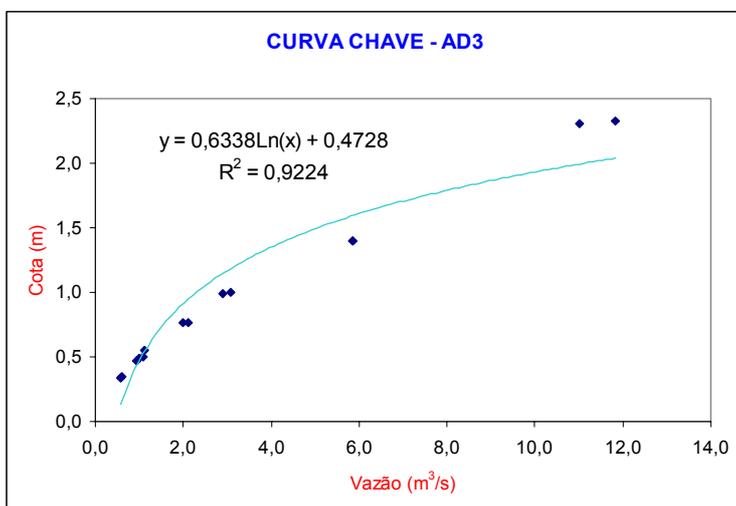
**ANEXO 2 – Curvas Chave das seções de amostragem**

AD2		
Data	Cota (m)	Vazão (m <sup>3</sup> /s)
27/11/2002	0,89	5,278
27/11/2002	0,89	5,282
6/12/2002	1,89	11,847
6/12/2002	1,89	11,918
17/1/2003	-0,23	0,959
6/3/2003	-0,85	1,244
20/3/2003	-0,80	0,978
11/11/2003	-0,90	1,541
27/1/2004	-0,59	0,615
3/3/2004	-0,40	0,493



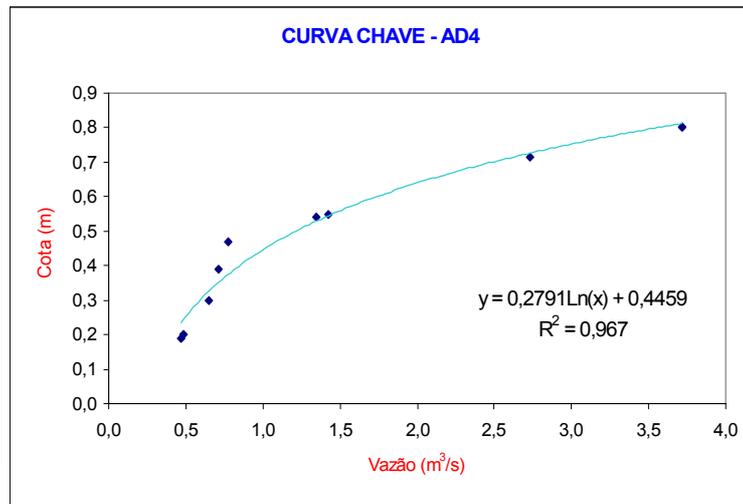
**Figura A.5. Curva-chave para seção AD2**

AD3		
Data	Cota (m)	Vazão (m <sup>3</sup> /s)
5/11/2002	1,40	5,848
5/11/2002	1,40	5,851
16/11/2002	0,77	1,982
16/11/2002	0,77	2,104
6/12/2002	2,31	11,007
6/12/2002	2,33	11,835
8/1/2003	0,47	0,946
25/2/2003	1,00	3,063
6/3/2003	0,55	1,127
20/3/2003	0,49	0,986
11/11/2003	0,50	1,098
23/12/2003	0,99	2,882
27/1/2004	0,34	0,581
3/3/2004	0,35	0,615



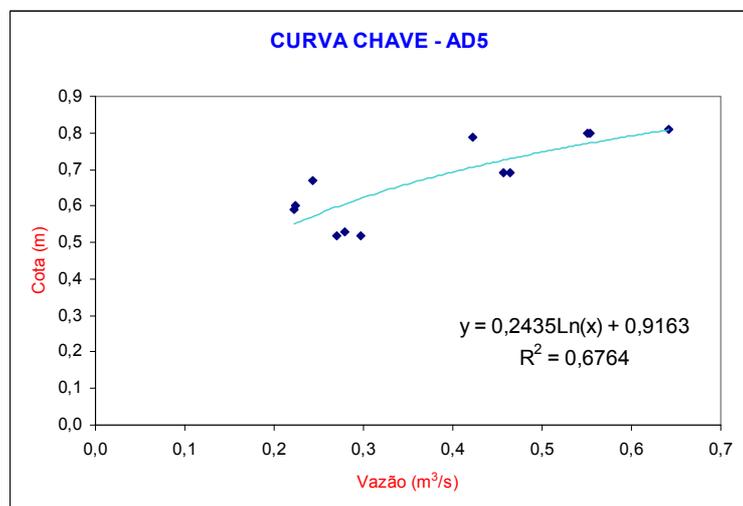
**Figura A.6. Curva-chave para seção AD3**

AD4		
DATA	Cota (m)	Vazão (m <sup>3</sup> /s)
5/11/2002	0,80	3,719
5/11/2002	0,80	3,721
27/11/2002	0,54	1,347
27/11/2002	0,55	1,426
25/2/2003	0,72	2,728
20/3/2003	0,39	0,714
11/11/2003	0,30	0,646
23/12/2003	0,47	0,777
27/1/2004	0,20	0,484
3/3/2004	0,19	0,470

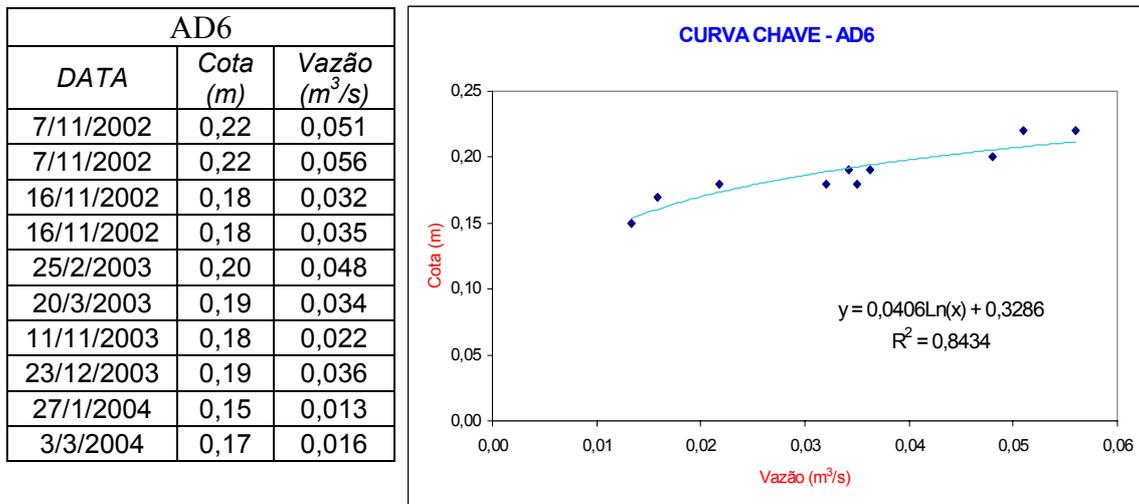


**Figura A.7. Curva-chave para seção AD4**

AD5		
DATA	Cota (m)	Vazão (m <sup>3</sup> /s)
7/11/2002	0,80	0,551
7/11/2002	0,80	0,553
16/11/2002	0,69	0,464
16/11/2002	0,69	0,457
8/1/2003	0,52	0,297
8/1/2003	0,52	0,270
25/2/2003	0,81	0,642
20/3/2003	0,53	0,279
11/11/2003	0,67	0,243
23/12/2003	0,79	0,423
27/1/2004	0,59	0,222
3/3/2004	0,60	0,224

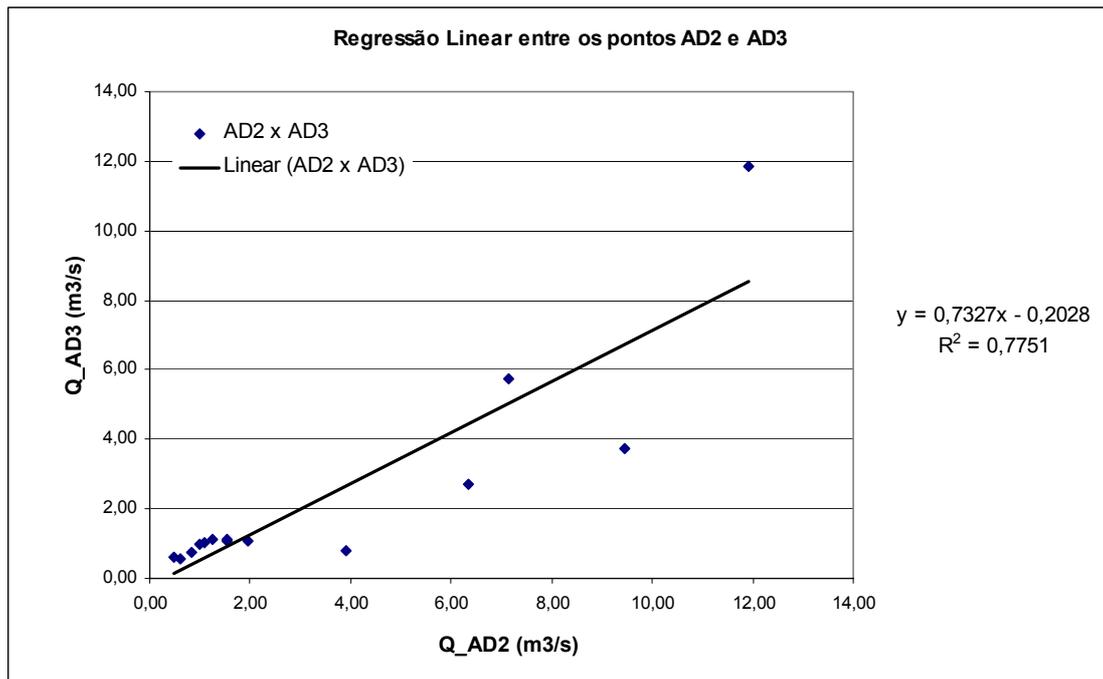


**Figura A.8. Curva-chave para seção AD5**



**Figura A.9. Curva-chave para seção AD6**

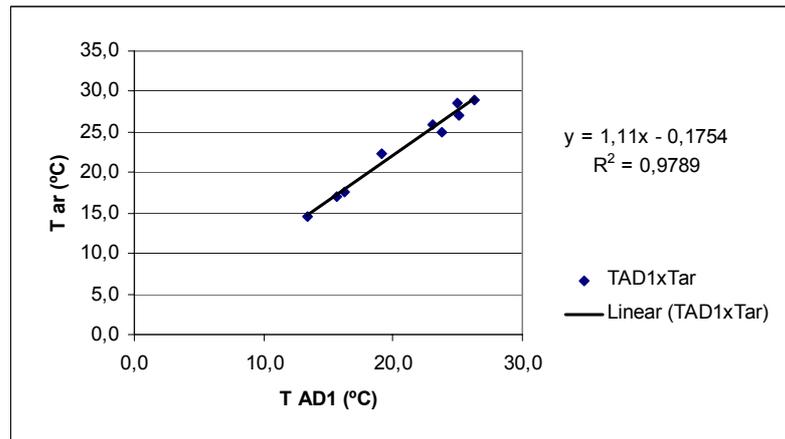
**ANEXO 3 – Correlação de vazões entre as seções de amostragem AD3  
e AD2**



**Figura A.10. Correlação entre as vazões das seções AD3 e AD2**

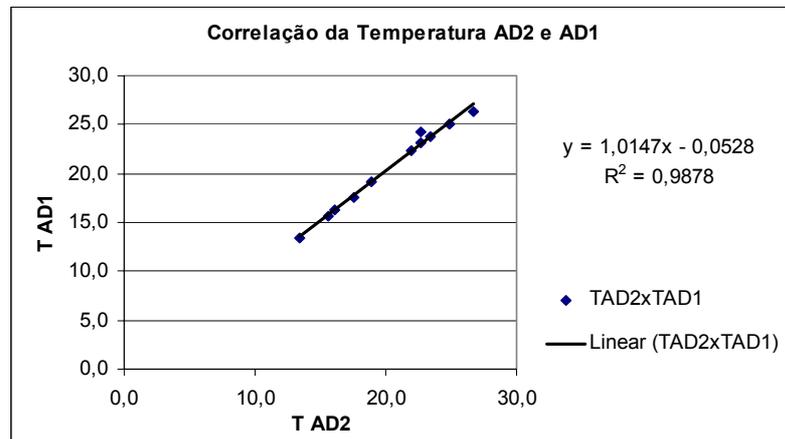
**ANEXO 4 – Correlações das temperaturas entre seções de amostragem**

	T_AD1	Tar
13/01/03	26,33	29,0
10/03/03	24,99	28,5
13/05/03	16,27	17,6
05/06/03	15,67	17,0
16/07/03	13,40	14,5
02/10/03	19,15	22,3
13/11/03	23,09	26,0
27/01/04	25,09	27,0
12/02/04	23,83	25,0



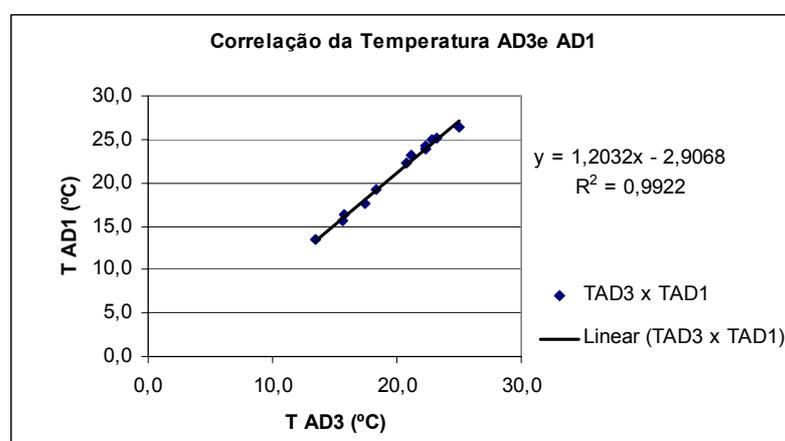
**Figura A.11. Correlação entre temperatura do ar e a temperatura da água na seção AD1**

	T_AD2	T_AD1
26/11/02	22,70	24,32
13/01/03	26,74	26,33
10/03/03	24,88	24,99
13/05/03	16,06	16,27
05/06/03	15,65	15,67
16/07/03	13,45	13,40
02/10/03	18,90	19,15
13/11/03	22,73	23,09
27/01/04	24,91	25,09
12/02/04	23,43	23,83



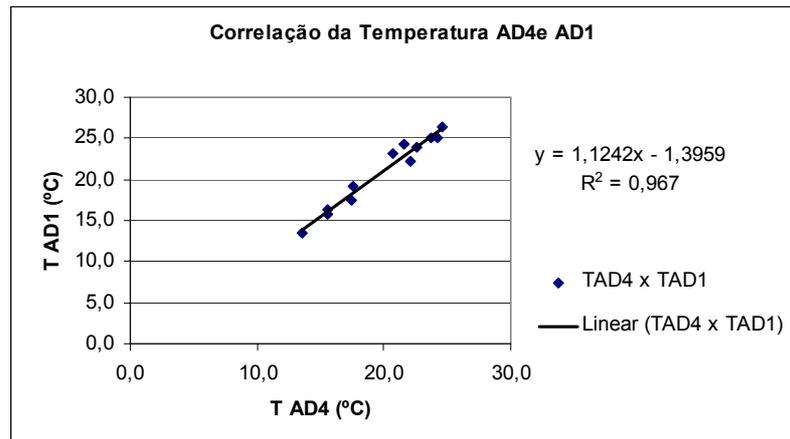
**Figura A.12. Correlação para a temperatura da água entre as seções AD1 e AD2**

	T_AD3	T_AD1
26/11/02	22,37	24,32
13/01/03	24,95	26,33
10/03/03	22,84	24,99
13/05/03	15,77	16,27
05/06/03	15,68	15,67
16/07/03	13,49	13,40
02/10/03	18,30	19,15
13/11/03	21,19	23,09
27/01/04	23,15	25,09
12/02/04	22,37	23,83



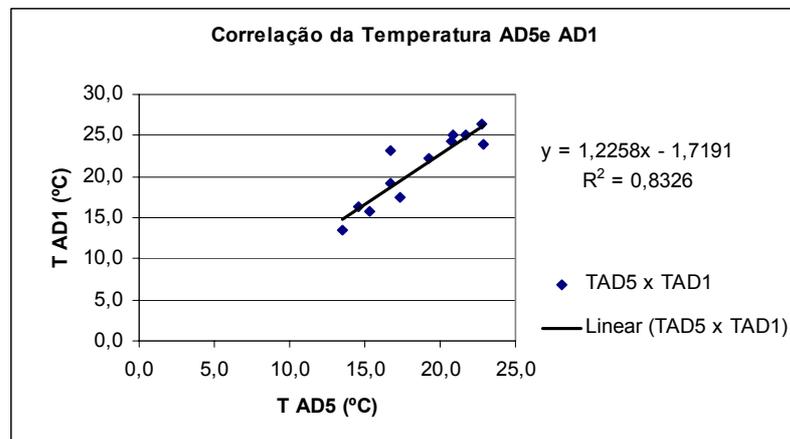
**Figura A.13. Correlação para a temperatura da água entre as seções AD1 e AD3**

	T_AD4	T_AD1
26/11/02	21,59	24,32
13/01/03	24,56	26,33
10/03/03	23,70	24,99
13/05/03	15,56	16,27
05/06/03	15,51	15,67
16/07/03	13,53	13,40
02/10/03	17,58	19,15
13/11/03	20,69	23,09
27/01/04	24,22	25,09
12/02/04	22,60	23,83



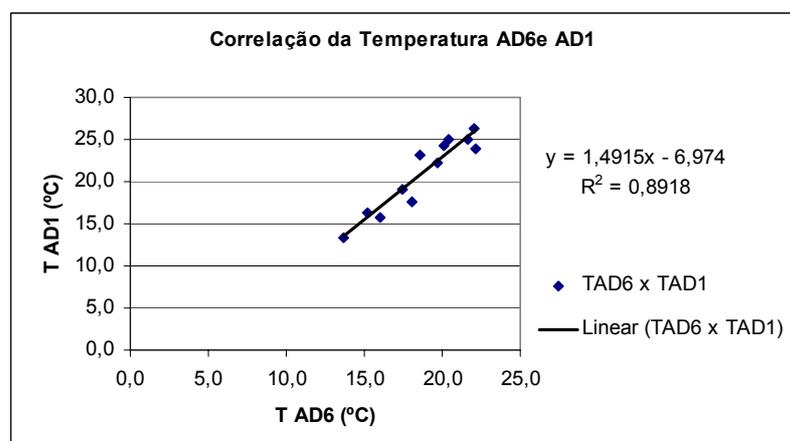
**Figura A.14. Correlação para a temperatura da água entre as seções AD1 e AD4**

	T_AD5	T_AD1
26/11/02	20,72	24,32
13/01/03	22,79	26,33
10/03/03	20,81	24,99
13/05/03	14,62	16,27
05/06/03	15,33	15,67
16/07/03	13,50	13,40
02/10/03	16,71	19,15
13/11/03	16,68	23,09
27/01/04	21,73	25,09
12/02/04	22,82	23,83



**Figura A.15. Correlação para a temperatura da água entre as seções AD1 e AD5**

	T_AD6	T_AD1
26/11/02	20,10	24,32
13/01/03	22,06	26,33
10/03/03	20,41	24,99
13/05/03	15,23	16,27
05/06/03	16,00	15,67
16/07/03	13,70	13,40
02/10/03	17,43	19,15
13/11/03	18,54	23,09
27/01/04	21,63	25,09
12/02/04	22,16	23,83



**Figura A.16. Correlação para a temperatura da água entre as seções AD1 e AD6**

**ANEXO 5 – Cargas Poluidoras Totais para o Cenário Atual (11/2002 a 05/2003) e Projeção Futura (11/2012 a 05/2013) das Sub-bacias do Arroio Demétrio**

**Tabela A.1. Cargas poluidoras atuais para coliformes fecais  
(NMP/100ml/s)**

Sub-Bacia	26/11/02	13/01/03	10/03/03	13/05/03
Sub-DEM 1	6,55E+04	3,47E+04	3,29E+04	6,30E+03
Sub-DEM 2	2,79E+04	1,48E+04	1,40E+04	2,68E+03
Sub-DEM 3	2,52E+04	1,33E+04	1,26E+04	2,42E+03
Sub-DEM 4	1,68E+05	1,01E+05	1,24E+05	3,13E+05
Sub-DEM 5	3,10E+05	1,86E+05	2,29E+05	5,76E+05
Sub-DEM 6	1,57E+05	9,41E+04	1,16E+05	2,92E+05
Sub-DEM 7	1,89E+05	1,13E+05	1,40E+05	3,51E+05
Sub-DEM 8	6,84E+04	4,09E+04	5,04E+04	1,27E+05
Sub-DEM 9	3,26E+05	1,95E+05	2,40E+05	6,06E+05
Sub-DEM 10	2,66E+06	1,00E+06	9,93E+04	8,23E+04
Sub-DEM 11	1,05E+06	3,94E+05	3,90E+04	3,23E+04
Sub-DEM 12	4,60E+05	1,73E+05	1,72E+04	1,42E+04
Sub-DEM 13	2,05E+05	7,72E+04	7,64E+03	6,34E+03
Sub-DEM 14	2,96E+06	1,11E+06	1,10E+05	9,13E+04
Sub-DEM 15	1,49E+07	6,15E+06	4,07E+06	1,90E+06
Sub-DEM 16	3,66E+06	1,51E+06	9,97E+05	4,65E+05
Sub-DEM 17	7,64E+06	3,15E+06	2,08E+06	9,72E+05
Sub-DEM 19	7,96E+06	3,28E+06	2,17E+06	1,01E+06
Sub-DEM 20	3,09E+06	1,27E+06	8,43E+05	3,93E+05
Sub-DEM 21	1,22E+07	5,01E+06	3,32E+06	1,55E+06
Sub-DEM 22	5,50E+06	2,26E+06	1,50E+06	6,99E+05
Sub-DEM 23	2,26E+05	4,37E+05	2,58E+07	2,47E+06

**Tabela A.2. Cargas poluidoras futuras para coliformes fecais  
(NMP/100ml/s)**

Sub-Bacia	26/11/2012	13/1/2013	10/3/2013	13/5/2013
Sub-DEM 1	7,12E+04	3,77E+04	3,57E+04	6,84E+03
Sub-DEM 2	3,03E+04	1,61E+04	1,52E+04	2,92E+03
Sub-DEM 3	2,74E+04	1,45E+04	1,37E+04	2,63E+03
Sub-DEM 4	1,83E+05	1,10E+05	1,35E+05	3,40E+05
Sub-DEM 5	3,37E+05	2,02E+05	2,48E+05	6,26E+05
Sub-DEM 6	1,71E+05	1,02E+05	1,26E+05	3,17E+05
Sub-DEM 7	2,06E+05	1,23E+05	1,52E+05	3,82E+05
Sub-DEM 8	7,43E+04	4,45E+04	5,48E+04	1,38E+05
Sub-DEM 9	3,55E+05	2,12E+05	2,61E+05	6,58E+05
Sub-DEM 10	5,20E+06	1,96E+06	1,94E+05	1,61E+05
Sub-DEM 11	1,14E+06	4,28E+05	4,24E+04	3,51E+04
Sub-DEM 12	5,00E+05	1,88E+05	1,86E+04	1,55E+04
Sub-DEM 13	2,23E+05	8,39E+04	8,31E+03	6,88E+03
Sub-DEM 14	3,21E+06	1,21E+06	1,20E+05	9,92E+04
Sub-DEM 15	3,00E+07	1,24E+07	8,18E+06	3,82E+06
Sub-DEM 16	7,24E+06	2,98E+06	1,97E+06	9,21E+05
Sub-DEM 17	8,30E+06	3,42E+06	2,26E+06	1,06E+06
Sub-DEM 19	1,60E+07	6,59E+06	4,36E+06	2,04E+06
Sub-DEM 20	3,36E+06	1,38E+06	9,16E+05	4,27E+05
Sub-DEM 21	2,25E+07	9,25E+06	6,12E+06	2,86E+06
Sub-DEM 22	1,10E+07	4,55E+06	3,01E+06	1,40E+06
Sub-DEM 23	4,53E+05	8,78E+05	5,18E+07	4,96E+06

**Tabela A.3. Cargas poluidoras atuais para DBO<sub>5</sub> (Kg/s)**

Sub-Bacia	26/11/02	13/01/03	10/03/03	13/05/03
Sub-DEM 1	5,16E-04	5,01E-04	1,64E-05	1,39E-04
Sub-DEM 2	2,20E-04	2,13E-04	7,00E-06	5,90E-05
Sub-DEM 3	1,99E-04	1,93E-04	6,32E-06	5,33E-05
Sub-DEM 4	3,06E-04	4,24E-04	3,36E-05	1,62E-04
Sub-DEM 5	5,64E-04	7,81E-04	6,19E-05	2,98E-04
Sub-DEM 6	2,86E-04	3,95E-04	3,13E-05	1,51E-04
Sub-DEM 7	3,44E-04	4,76E-04	3,77E-05	1,82E-04
Sub-DEM 8	1,24E-04	1,72E-04	1,36E-05	6,56E-05
Sub-DEM 9	5,93E-04	8,21E-04	6,51E-05	3,13E-04
Sub-DEM 10	3,38E-04	4,79E-04	3,69E-05	1,97E-04
Sub-DEM 11	1,33E-04	1,88E-04	1,45E-05	7,76E-05
Sub-DEM 12	5,85E-05	8,28E-05	6,38E-06	3,41E-05
Sub-DEM 13	2,60E-05	3,69E-05	2,84E-06	1,52E-05
Sub-DEM 14	3,75E-04	5,31E-04	4,09E-05	2,19E-04
Sub-DEM 15	3,58E-04	5,17E-04	3,39E-05	2,59E-04
Sub-DEM 16	8,76E-05	1,27E-04	8,31E-06	6,34E-05
Sub-DEM 17	1,83E-04	2,65E-04	1,74E-05	1,33E-04
Sub-DEM 19	1,91E-04	2,76E-04	1,81E-05	1,38E-04
Sub-DEM 20	7,41E-05	1,07E-04	7,03E-06	5,36E-05
Sub-DEM 21	2,92E-04	4,22E-04	2,76E-05	2,11E-04
Sub-DEM 22	1,32E-04	1,90E-04	1,25E-05	9,53E-05
Sub-DEM 23	2,23E-04	1,22E-03	1,74E-05	3,58E-03

**Tabela A.4. Cargas poluidoras futuras para DBO<sub>5</sub> (Kg/s)**

Sub-Bacia	26/11/2012	13/1/2013	10/3/2013	13/5/2013
Sub-DEM 1	5,61E-04	5,44E-04	1,78E-05	1,51E-04
Sub-DEM 2	2,39E-04	2,32E-04	7,60E-06	6,41E-05
Sub-DEM 3	2,16E-04	2,10E-04	6,87E-06	5,80E-05
Sub-DEM 4	3,32E-04	4,60E-04	3,65E-05	1,76E-04
Sub-DEM 5	6,12E-04	8,48E-04	6,72E-05	3,23E-04
Sub-DEM 6	3,10E-04	4,30E-04	3,41E-05	1,64E-04
Sub-DEM 7	3,74E-04	5,17E-04	4,10E-05	1,97E-04
Sub-DEM 8	1,35E-04	1,87E-04	1,48E-05	7,13E-05
Sub-DEM 9	6,44E-04	8,92E-04	7,07E-05	3,40E-04
Sub-DEM 10	6,61E-04	9,36E-04	7,21E-05	3,86E-04
Sub-DEM 11	1,44E-04	2,04E-04	1,58E-05	8,43E-05
Sub-DEM 12	6,35E-05	8,99E-05	6,93E-06	3,71E-05
Sub-DEM 13	2,83E-05	4,01E-05	3,09E-06	1,65E-05
Sub-DEM 14	4,08E-04	5,77E-04	4,45E-05	2,38E-04
Sub-DEM 15	7,19E-04	1,04E-03	6,82E-05	5,21E-04
Sub-DEM 16	1,74E-04	2,51E-04	1,65E-05	1,26E-04
Sub-DEM 17	1,99E-04	2,88E-04	1,89E-05	1,44E-04
Sub-DEM 19	3,83E-04	5,54E-04	3,64E-05	2,78E-04
Sub-DEM 20	8,05E-05	1,16E-04	7,63E-06	5,83E-05
Sub-DEM 21	5,38E-04	7,78E-04	5,10E-05	3,89E-04
Sub-DEM 22	2,65E-04	3,83E-04	2,51E-05	1,92E-04
Sub-DEM 23	4,48E-04	2,46E-03	3,51E-05	7,19E-03

**Tabela A.5. Cargas poluidoras atuais para N-amoniacoal (Kg/s)**

Sub-Bacia	26/11/02	13/01/03	10/03/03	13/05/03
Sub-DEM 1	2,39E-04	4,82E-05	8,21E-05	3,66E-05
Sub-DEM 2	1,02E-04	2,05E-05	3,50E-05	1,56E-05
Sub-DEM 3	9,21E-05	1,85E-05	3,16E-05	1,41E-05
Sub-DEM 4	3,75E-04	2,49E-05	4,25E-05	2,21E-05
Sub-DEM 5	6,91E-04	4,59E-05	7,83E-05	4,08E-05
Sub-DEM 6	3,50E-04	2,33E-05	3,97E-05	2,07E-05
Sub-DEM 7	4,22E-04	2,80E-05	4,78E-05	2,49E-05
Sub-DEM 8	1,52E-04	1,01E-05	1,73E-05	8,99E-06
Sub-DEM 9	7,27E-04	4,83E-05	8,23E-05	4,29E-05
Sub-DEM 10	3,38E-04	2,71E-04	9,46E-04	3,03E-05
Sub-DEM 11	1,33E-04	1,07E-04	3,71E-04	1,19E-05
Sub-DEM 12	5,84E-05	4,69E-05	1,63E-04	5,24E-06
Sub-DEM 13	2,60E-05	2,09E-05	7,28E-05	2,33E-06
Sub-DEM 14	3,75E-04	3,01E-04	1,05E-03	3,36E-05
Sub-DEM 15	1,07E-03	3,80E-04	6,52E-04	2,02E-04
Sub-DEM 16	2,62E-04	9,30E-05	1,60E-04	4,95E-05
Sub-DEM 17	5,47E-04	1,94E-04	3,34E-04	1,03E-04
Sub-DEM 19	5,70E-04	2,03E-04	3,48E-04	1,08E-04
Sub-DEM 20	2,22E-04	7,87E-05	1,35E-04	4,18E-05
Sub-DEM 21	8,72E-04	3,10E-04	5,32E-04	1,65E-04
Sub-DEM 22	3,94E-04	1,40E-04	2,40E-04	7,43E-05
Sub-DEM 23	5,87E-03	4,40E-03	3,24E-03	3,26E-03

**Tabela A.6. Cargas poluidoras futuras para N-amoniacoal (Kg/s)**

Sub-Bacia	26/11/2012	13/1/2013	10/3/2013	13/5/2013
Sub-DEM 1	2,60E-04	5,23E-05	8,92E-05	3,98E-05
Sub-DEM 2	1,11E-04	2,23E-05	3,80E-05	1,69E-05
Sub-DEM 3	1,00E-04	2,01E-05	3,43E-05	1,53E-05
Sub-DEM 4	4,07E-04	2,71E-05	4,62E-05	2,41E-05
Sub-DEM 5	7,51E-04	4,99E-05	8,50E-05	4,43E-05
Sub-DEM 6	3,81E-04	2,53E-05	4,31E-05	2,25E-05
Sub-DEM 7	4,58E-04	3,04E-05	5,19E-05	2,71E-05
Sub-DEM 8	1,66E-04	1,10E-05	1,87E-05	9,77E-06
Sub-DEM 9	7,90E-04	5,24E-05	8,94E-05	4,66E-05
Sub-DEM 10	6,60E-04	5,30E-04	1,85E-03	5,92E-05
Sub-DEM 11	1,44E-04	1,16E-04	4,04E-04	1,29E-05
Sub-DEM 12	6,34E-05	5,09E-05	1,78E-04	5,69E-06
Sub-DEM 13	2,82E-05	2,27E-05	7,91E-05	2,53E-06
Sub-DEM 14	4,07E-04	3,27E-04	1,14E-03	3,65E-05
Sub-DEM 15	2,15E-03	7,64E-04	1,31E-03	4,06E-04
Sub-DEM 16	5,19E-04	1,84E-04	3,17E-04	9,80E-05
Sub-DEM 17	5,95E-04	2,11E-04	3,63E-04	1,12E-04
Sub-DEM 19	1,15E-03	4,07E-04	6,99E-04	2,16E-04
Sub-DEM 20	2,41E-04	8,55E-05	1,47E-04	4,55E-05
Sub-DEM 21	1,61E-03	5,71E-04	9,81E-04	3,04E-04
Sub-DEM 22	7,91E-04	2,81E-04	4,83E-04	1,49E-04
Sub-DEM 23	1,18E-02	8,85E-03	6,51E-03	6,55E-03

**Tabela A.7. Cargas poluidoras atuais para nitrato (Kg/s)**

Sub-Bacia	26/11/02	13/01/03	10/03/03	13/05/03
Sub-DEM 1	1,26E-06	9,63E-07	1,64E-06	1,42E-04
Sub-DEM 2	5,37E-07	4,10E-07	7,00E-07	6,04E-05
Sub-DEM 3	4,85E-07	3,71E-07	6,32E-07	5,46E-05
Sub-DEM 4	8,93E-07	1,05E-05	6,10E-05	7,15E-05
Sub-DEM 5	1,65E-06	1,94E-05	1,12E-04	1,32E-04
Sub-DEM 6	8,34E-07	9,84E-06	5,70E-05	6,68E-05
Sub-DEM 7	1,00E-06	1,19E-05	6,86E-05	8,04E-05
Sub-DEM 8	3,63E-07	4,28E-06	2,48E-05	2,90E-05
Sub-DEM 9	1,73E-06	2,04E-05	1,18E-04	1,39E-04
Sub-DEM 10	8,47E-07	5,07E-06	9,39E-05	4,91E-05
Sub-DEM 11	3,33E-07	1,99E-06	3,69E-05	1,93E-05
Sub-DEM 12	1,46E-07	8,77E-07	1,62E-05	8,49E-06
Sub-DEM 13	6,52E-08	3,91E-07	7,23E-06	3,78E-06
Sub-DEM 14	9,40E-07	5,63E-06	1,04E-04	5,45E-05
Sub-DEM 15	1,06E-06	1,47E-05	6,83E-05	6,01E-04
Sub-DEM 16	2,61E-07	3,59E-06	1,67E-05	1,47E-04
Sub-DEM 17	5,45E-07	7,50E-06	3,49E-05	3,08E-04
Sub-DEM 19	5,68E-07	7,82E-06	3,64E-05	3,20E-04
Sub-DEM 20	2,20E-07	3,04E-06	1,41E-05	1,24E-04
Sub-DEM 21	8,68E-07	1,19E-05	5,56E-05	4,90E-04
Sub-DEM 22	3,92E-07	5,39E-06	2,51E-05	2,21E-04
Sub-DEM 23	2,39E-04	1,55E-04	2,53E-05	5,72E-05

**Tabela A.8. Cargas poluidoras futuras para nitrato (Kg/s)**

Sub-Bacia	26/11/2012	13/1/2013	10/3/2013	13/5/2013
Sub-DEM 1	1,31E-06	1,00E-06	1,71E-06	1,48E-04
Sub-DEM 2	5,60E-07	4,28E-07	7,30E-07	6,30E-05
Sub-DEM 3	5,06E-07	3,87E-07	6,60E-07	5,69E-05
Sub-DEM 4	9,32E-07	1,10E-05	6,37E-05	7,46E-05
Sub-DEM 5	1,72E-06	2,03E-05	1,17E-04	1,37E-04
Sub-DEM 6	8,70E-07	1,03E-05	5,94E-05	6,96E-05
Sub-DEM 7	1,05E-06	1,24E-05	7,16E-05	8,39E-05
Sub-DEM 8	3,79E-07	4,47E-06	2,59E-05	3,03E-05
Sub-DEM 9	1,81E-06	2,13E-05	1,23E-04	1,45E-04
Sub-DEM 10	1,18E-06	7,09E-06	1,31E-04	6,87E-05
Sub-DEM 11	3,47E-07	2,08E-06	3,85E-05	2,01E-05
Sub-DEM 12	1,53E-07	9,15E-07	1,69E-05	8,86E-06
Sub-DEM 13	6,81E-08	4,07E-07	7,54E-06	3,95E-06
Sub-DEM 14	9,81E-07	5,87E-06	1,09E-04	5,69E-05
Sub-DEM 15	1,51E-06	2,08E-05	9,69E-05	8,53E-04
Sub-DEM 16	3,67E-07	5,05E-06	2,35E-05	2,07E-04
Sub-DEM 17	5,68E-07	7,83E-06	3,64E-05	3,21E-04
Sub-DEM 19	8,06E-07	1,11E-05	5,17E-05	4,55E-04
Sub-DEM 20	2,30E-07	3,17E-06	1,48E-05	1,30E-04
Sub-DEM 21	1,17E-06	1,62E-05	7,52E-05	6,62E-04
Sub-DEM 22	5,56E-07	7,66E-06	3,57E-05	3,14E-04
Sub-DEM 23	3,39E-04	2,21E-04	3,59E-05	8,12E-05

**Tabela A.9. Cargas poluidoras atuais para fósforo dissolvido (Kg/s)**

Sub-Bacia	26/11/02	13/01/03	10/03/03	13/05/03
Sub-DEM 1	1,05E-05	8,00E-06	1,64E-06	6,30E-07
Sub-DEM 2	4,45E-06	3,41E-06	7,00E-07	2,68E-07
Sub-DEM 3	4,02E-06	3,08E-06	6,32E-07	2,42E-07
Sub-DEM 4	9,66E-06	6,60E-06	1,76E-06	3,08E-06
Sub-DEM 5	1,78E-05	1,22E-05	3,23E-06	5,67E-06
Sub-DEM 6	9,02E-06	6,16E-06	1,64E-06	2,87E-06
Sub-DEM 7	1,09E-05	7,42E-06	1,97E-06	3,46E-06
Sub-DEM 8	3,92E-06	2,68E-06	7,13E-07	1,25E-06
Sub-DEM 9	1,87E-05	1,28E-05	3,40E-06	5,96E-06
Sub-DEM 10	1,14E-05	7,68E-06	2,16E-06	4,35E-06
Sub-DEM 11	4,46E-06	3,02E-06	8,50E-07	1,71E-06
Sub-DEM 12	1,96E-06	1,33E-06	3,74E-07	7,52E-07
Sub-DEM 13	8,74E-07	5,91E-07	1,66E-07	3,35E-07
Sub-DEM 14	1,26E-05	8,52E-06	2,40E-06	4,83E-06
Sub-DEM 15	1,04E-05	9,91E-06	1,34E-06	6,25E-07
Sub-DEM 16	2,55E-06	2,43E-06	3,28E-07	1,53E-07
Sub-DEM 17	5,34E-06	5,07E-06	6,85E-07	3,20E-07
Sub-DEM 19	5,56E-06	5,28E-06	7,14E-07	3,33E-07
Sub-DEM 20	2,16E-06	2,05E-06	2,77E-07	1,29E-07
Sub-DEM 21	8,50E-06	8,08E-06	1,09E-06	5,09E-07
Sub-DEM 22	3,84E-06	3,65E-06	4,93E-07	2,30E-07
Sub-DEM 23	1,07E-04	5,11E-06	4,59E-05	1,88E-04

**Tabela A.10. Cargas poluidoras futuras para fósforo dissolvido (Kg/s)**

Sub-Bacia	26/11/2012	13/1/2013	10/3/2013	13/5/2013
Sub-DEM 1	1,09E-05	8,34E-06	1,71E-06	6,57E-07
Sub-DEM 2	4,65E-06	3,55E-06	7,30E-07	2,80E-07
Sub-DEM 3	4,20E-06	3,21E-06	6,60E-07	2,53E-07
Sub-DEM 4	1,01E-05	6,89E-06	1,83E-06	3,21E-06
Sub-DEM 5	1,86E-05	1,27E-05	3,37E-06	5,92E-06
Sub-DEM 6	9,41E-06	6,43E-06	1,71E-06	3,00E-06
Sub-DEM 7	1,13E-05	7,75E-06	2,06E-06	3,61E-06
Sub-DEM 8	4,09E-06	2,80E-06	7,44E-07	1,30E-06
Sub-DEM 9	1,95E-05	1,33E-05	3,55E-06	6,22E-06
Sub-DEM 10	1,59E-05	1,07E-05	3,02E-06	6,08E-06
Sub-DEM 11	4,65E-06	3,15E-06	8,86E-07	1,78E-06
Sub-DEM 12	2,05E-06	1,38E-06	3,90E-07	7,85E-07
Sub-DEM 13	9,12E-07	6,17E-07	1,74E-07	3,50E-07
Sub-DEM 14	1,31E-05	8,89E-06	2,50E-06	5,04E-06
Sub-DEM 15	1,48E-05	1,41E-05	1,90E-06	8,87E-07
Sub-DEM 16	3,60E-06	3,42E-06	4,62E-07	2,15E-07
Sub-DEM 17	5,57E-06	5,29E-06	7,15E-07	3,34E-07
Sub-DEM 19	7,90E-06	7,50E-06	1,01E-06	4,73E-07
Sub-DEM 20	2,25E-06	2,14E-06	2,89E-07	1,35E-07
Sub-DEM 21	1,15E-05	1,09E-05	1,48E-06	6,89E-07
Sub-DEM 22	5,45E-06	5,18E-06	6,99E-07	3,26E-07
Sub-DEM 23	1,52E-04	7,25E-06	6,52E-05	2,67E-04