

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

Elisa Bolzan Steinke

**PROPOSTA DE SISTEMA PARA SIMULAÇÃO DE
DERRAMAMENTO DE POLUENTES A MONTANTE DE
PORTO ALEGRE**

Porto Alegre
novembro 2018

ELISA BOLZAN STEINKE

**PROPOSTA DE SISTEMA PARA SIMULAÇÃO DE
DERRAMAMENTO DE POLUENTES A MONTANTE DE
PORTO ALEGRE**

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

Orientador: Fernando Mainardi Fan

Porto Alegre
novembro 2018

ELISA BOLZAN STEINKE

**PROPOSTA DE SISTEMA PARA SIMULAÇÃO DE
DERRAMAMENTO DE POLUENTES A MONTANTE DE
PORTO ALEGRE**

Este Trabalho de Diplomação foi julgado adequado como pré-requisito para a obtenção do título de ENGENHEIRA CIVIL e aprovado em sua forma final pelo Professor Orientador e pela Coordenadora da atividade de ensino Trabalho de Conclusão de Curso II - CIVIL da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Porto Alegre, 29 de novembro de 2018

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

BANCA EXAMINADORA

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

Prof. Juan Martin Bravo (IPH/UFRGS)
Dr. pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof. Rodrigo Cauduro Dias de Paiva (IPH/UFRGS)
Dr. pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Dedico este trabalho aos meus pais, Ivo e Odete, e a
minha irmã, Débora.

AGRADECIMENTOS

Meus sinceros agradecimentos:

Aos meus pais, Ivo e Odete, por todo carinho, suporte e incentivo a sempre me dedicar aos estudos e crescimento como pessoa. E também a minha irmã, pela parceria, compreensão e aprendizados.

Ao prof. Fernando Mainardi Fan, orientador desse trabalho, pela disponibilidade a me ajudar, pelas ideias, aulas inspiradoras, pelo conhecimento repassado, incentivo e pela amizade formada ao longo dos últimos semestres.

Aos professores membros da banca, Rodrigo Paiva e Juan Martin Bravo, com os quais também pude aprender e crescer muito durante a graduação e períodos de bolsa de iniciação científica.

Aos bons professores com os quais tive oportunidade de estudar, me esforçar, sonhar alto e poder agora usar esses conhecimentos na vida profissional. Agradeço e espero retribuir a sociedade brasileira, que sustenta essa universidade federal, pela oportunidade que tive de aqui estudar, privilégio de poucos. Também a todos os funcionários e servidores da UFRGS que proporcionaram esse ambiente excelente à minha formação.

A todo pessoal do grupo de pesquisa HGE, pelo acolhimento, pelos aprendizados, pela troca de ideias e pelos momentos divertidos que passamos juntos. Em especial, ao Sly e Matheus, pelas contribuições importantes e auxílio em vários momentos.

Aos amigos, com os quais tive a alegria de dividir esses anos todos de muito estudo, parceria e risadas no Vale, Engenharia e IPH.

Por fim, agradeço a todos meus familiares e amigos, que tornaram todo esse caminho mais leve.

RESUMO

A ocorrência de acidentes envolvendo derramamentos de poluentes nos rios podem causar diversos problemas ao meio aquático e à segurança ao uso da água pela sociedade. Atualmente não existe, para muitas cidades, um sistema de previsão de alerta para esses acontecimentos. Inspirado por recomendações do item de ações para emergência e contingência dos Programas Específicos da Área de Abastecimento de Água no Plano Municipal de Saneamento Básico de Porto Alegre, entendeu-se a importância de iniciar o desenvolvimento de um protótipo de sistema para simulação dessas ocorrências. O objetivo deste trabalho foi testar uma solução tecnológica para simular a dispersão de poluentes até a chegada ao Delta do Jacuí, usando dados simulados pelo modelo hidrológico-hidrodinâmico MGB-IPH compatibilizados para o modelo HEC-RAS através de uma rotina. Os testes consistiram em simular a dispersão de derramamentos pontuais e instantâneos de poluentes em locais com potencial para ocorrência deste tipo de acidente. Os resultados demonstraram que a ferramenta simulou a dispersão de poluentes de forma coerente nos pontos dos rios escolhidos. Escolheu-se adotar para os experimentos três coeficientes de dispersão fixos e um calculado internamente pelo HEC-RAS. O trabalho evidenciou a importância da definição correta dos coeficientes fixos de dispersão ou equações para cada rio com diferentes condições de vazão, mostrando a sensibilidade em cada experimento para alterações do coeficiente. Os testes iniciais deste trabalho contaram com incertezas na qualidade da simulação hidráulica, logo, como recomendação para desenvolvimentos seguintes da ferramenta destaca-se a melhor calibração da parte hidráulica, com possíveis ajustes na geometria e outros que acelerem essa simulação. Com a revisão da literatura e resultados demonstrados nos experimentos, procurou-se contribuir com futuros trabalhos que objetivem a criação de um sistema para monitoramento e alerta para a região.

Palavras-chave: Dispersão de Poluentes, Acidentes com Despejo em Corpo Hídrico, MGB-IPH, HEC-RAS.

ABSTRACT

The occurrence of accidents involving the spillage of pollutants in rivers can cause several problems to the aquatic environment and to the safety of water use by society. Inspired by recommendations of the emergency and contingency actions item of the Specific Programs of the Water Supply Area in the Municipal Basic Sanitation Plan of Porto Alegre, it was understood the importance of starting the development of a prototype system to simulate these occurrences. The objective of this study was to test a technological solution to simulate the dispersion of pollutants until arrival in the Jacuí Delta, using data simulated by hydrodynamic-hydrodynamic model MGB-IPH compatible to the HEC-RAS model through a routine. The tests consisted of simulating the dispersion off instant and point spills of pollutants in areas with potential for occurrence of this type of accident. The results demonstrated that the tool simulated the dispersion of pollutants in a coherent way in the points of the chosen rivers. It was chosen to adopt for the experiments three fixed dispersion coefficients and one calculated internally by the HEC-RAS. The study evidenced the importance of the correct definition of the fixed coefficients of dispersion or equations for each river with different flow conditions, showing the sensitivity in each experiment for coefficient changes. The initial tests of this study had uncertainties in the quality of the hydraulic simulation, so as a recommendation for the following developments of the tool, the best calibration of the hydraulic part is highlighted, with possible adjustments in the geometry and others that accelerate this simulation. With the review of the literature and results demonstrated in the experiments, it was tried to contribute with future works that aim at the creation of a system for monitoring and alert to the region.

Keywords: Dispersion of Pollutants, Accidents with Spill in Water Bodies, MGB-IPH, HEC-RAS.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Advecção-dispersão segundo Equação 5.	35
Figura 2: Correlação para obtenção de parâmetro β_B	36
Figura 3: Componentes dos modelos	44
Figura 4: Resumo do funcionamento conceitual do modelo MGB-IPH;	48
Figura 5: Bacia hidrográfica do Guaíba.	52
Figura 6: Fluxograma dos passos para aplicação do modelo MGB-IPH	54
Figura 7: Pontos de acidentes registrados pela FEPAM na região estudada.....	57
Figura 8: Geometria representativa dos rios a montante de Porto Alegre no HEC-RAS. Em azul é uma identificação do rio e em preto o trecho.....	58
Figura 9: Local de lançamento e chegada do derramamento no rio Gravataí.	62
Figura 10: Hidrograma gerado pelo HEC-RAS na seção escolhida para derramamento do poluente no rio Gravataí.	63
Figura 11: Polutograma do derramamento no dia 25 de março no rio Gravataí próximo à ponte da RS-118 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 2 m ² /s.	64
Figura 12: Polutograma do derramamento no dia 25 de março no rio Gravataí próximo à ponte da RS-118 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 5 m ² /s.	64
Figura 13: Polutograma do derramamento no dia 25 de março no rio Gravataí próximo à ponte da RS-118 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 20 m ² /s.	65
Figura 14: Polutograma do derramamento no dia 25 de março no rio Gravataí próximo à ponte da RS-118 utilizando-se coeficiente de dispersão calculado pelo HEC-RAS no intervalo de 2 a 100 m ² /s.	66
Figura 15: Polutograma do derramamento no dia 08 de maio no rio Gravataí próximo à ponte da RS-118 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 2 m ² /s.	67
Figura 16: Polutograma do derramamento no dia 08 de maio no rio Gravataí próximo à ponte da RS-118 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 5 m ² /s.	67
Figura 17: Polutograma do derramamento no dia 08 de maio no rio Gravataí próximo à ponte da RS-118 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 20 m ² /s.	68
Figura 18: Polutograma do derramamento no dia 08 de maio no rio Gravataí próximo à ponte da RS-118 utilizando-se coeficiente de dispersão calculado pelo HEC-RAS no intervalo de 2 a 100 m ² /s.	68
Figura 19: Local de lançamento e chegada do derramamento no rio dos Sinos.	69
Figura 20: Hidrograma gerado no HEC-RAS para o rio dos Sinos próximo à ponte da BR-116 em São Leopoldo.....	70
Figura 21: Polutograma do derramamento no dia 20 de março no rio dos Sinos próximo à ponte da BR-116 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 2 m ² /s.....	71
Figura 22: Polutograma do derramamento no dia 20 de março no rio dos Sinos próximo à ponte da BR-116 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 5 m ² /s.....	72

Figura 23: Polutograma do derramamento no dia 20 de março no rio dos Sinos próximo à ponte da BR-116 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 20 m ² /s.....	72
Figura 24: Polutograma do derramamento no dia 20 de março no rio dos Sinos próximo à ponte da BR-116 utilizando-se coeficiente de dispersão calculado pelo HEC-RAS no intervalo de 2 a 100 m ² /s.	73
Figura 25: Polutograma do derramamento no dia 05 de maio no rio dos Sinos próximo à ponte da BR-116 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 2 m ² /s.....	74
Figura 26: Polutograma do derramamento no dia 05 de maio no rio dos Sinos próximo à ponte da BR-116 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 5 m ² /s.....	74
Figura 27: Polutograma do derramamento no dia 05 de maio no rio dos Sinos próximo à ponte da BR-116 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 20 m ² /s.....	75
Figura 28: Polutograma do derramamento no dia 05 de maio no rio dos Sinos próximo à ponte da BR-116 utilizando-se coeficiente de dispersão calculado pelo HEC-RAS entre o intervalo de 2 a 100 m ² /s.	75
Figura 29: Local de lançamento e chegada do derramamento no rio Caí.	77
Figura 30: Hidrograma gerado no HEC-RAS para o rio Caí próximo à ponte da BR-386.....	78
Figura 31: Polutograma do derramamento no dia 15 de fevereiro próximo à ponte da BR-386 no rio Caí utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 2 m ² /s.	79
Figura 32: Polutograma do derramamento no dia 15 de fevereiro próximo à ponte da BR-386 no rio Caí utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 5 m ² /s.	79
Figura 33: Polutograma do derramamento no dia 15 de fevereiro próximo à ponte da BR-386 no rio Caí utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 20 m ² /s.	80
Figura 34: Polutograma do derramamento no dia 15 de fevereiro próximo à ponte da BR-386 no rio Caí utilizando-se coeficiente de dispersão calculado pelo HEC-RAS entre o intervalo de 2 a 100 m ² /s.	80
Figura 35: Polutograma do derramamento no dia 10 de maio próximo à ponte da BR-386 no rio Caí utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 2 m ² /s.	81
Figura 36: Polutograma do derramamento no dia 10 de maio próximo à ponte da BR-386 no rio Caí utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 5 m ² /s.	82
Figura 37: Polutograma do derramamento no dia 10 de maio próximo à ponte da BR-386 no rio Caí utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 20 m ² /s.	82
Figura 38: Polutograma do derramamento no dia 10 de maio próximo à ponte da BR-386 no rio Caí utilizando-se coeficiente de dispersão calculado pelo HEC-RAS entre o intervalo de 2 a 100 m ² /s.	83
Figura 39: Local de lançamento e chegada do derramamento no rio Taquari.	84
Figura 40: Hidrograma gerado no HEC-RAS para o rio Taquari próximo à Lajeado.	85
Figura 41: Polutograma do derramamento próximo à Lajeado no rio Taquari utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 2 m ² /s.....	86
Figura 42: Polutograma do derramamento próximo à Lajeado no rio Taquari utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 5 m ² /s.....	86
Figura 43: Polutograma do derramamento próximo à Lajeado no rio Taquari utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 20 m ² /s.....	87

Figura 44: Polutograma do derramamento próximo à Lajeado no rio Taquari utilizando-se coeficiente de dispersão calculado pelo HEC-RAS no intervalo de 2 a 100 m ² /s.	87
Figura 45: Polutograma do derramamento em 09 de Junho de 1990 às 12h próximo à Lajeado no rio Taquari utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 2 m ² /s.	88
Figura 46: Polutograma do derramamento em 09 de Junho de 1990 às 12h próximo à Lajeado no rio Taquari utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 5 m ² /s.	89
Figura 47: Polutograma do derramamento em 09 de Junho de 1990 às 12h próximo à Lajeado no rio Taquari utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 20 m ² /s.	89
Figura 48: Polutograma do derramamento em 09 de Junho de 1990 às 12h próximo à Lajeado no rio Taquari utilizando-se coeficiente de dispersão calculado pelo HEC-RAS no intervalo de 2 a 100 m ² /s.	90
Figura 49: Local de lançamento e chegada do derramamento no rio Jacuí.....	91
Figura 50: Hidrograma gerado pelo HEC-RAS do rio Jacuí próximo à cidade de Rio Pardo.	92
Figura 51: Polutograma do derramamento em 30 de março de 1990 às 12h próximo à cidade Rio Pardo no rio Jacuí com coeficiente de dispersão de 2 m ² /s.	93
Figura 52: Polutograma do derramamento em 30 de março de 1990 às 12h próximo à cidade Rio Pardo no rio Jacuí com coeficiente de dispersão de 5 m ² /s.	93
Figura 53: Polutograma do derramamento em 30 de março de 1990 às 12h próximo à Rio Pardo no rio Jacuí com coeficiente de dispersão de 20 m ² /s.	94
Figura 54: Polutograma do derramamento em 30 de março próximo à cidade Rio Pardo no rio Jacuí utilizando-se coeficiente de dispersão calculado pelo HEC-RAS no intervalo de 2 a 100 m ² /s.	94
Figura 55: Polutograma do derramamento em 09 de junho de 1990 às 12h próximo à cidade Rio Pardo no rio Jacuí com coeficiente de dispersão de 2 m ² /s.	95
Figura 56: Polutograma do derramamento em 09 de junho de 1990 às 12h próximo à cidade Rio Pardo no rio Jacuí com coeficiente de dispersão de 5 m ² /s.	96
Figura 57: Polutograma do derramamento em 09 de junho de 1990 às 12h próximo à cidade Rio Pardo no rio Jacuí com coeficiente de dispersão de 20m ² /s.	96
Figura 58: Polutograma do derramamento em 09 de junho próximo à cidade Rio Pardo no rio Jacuí utilizando-se coeficiente de dispersão calculado pelo HEC-RAS no intervalo de 2 a 100 m ² /s.	97

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Poluentes, origens e características.	26
Tabela 2: Exemplos de lançamentos com diferentes durações.....	30
Tabela 3: Equações para cálculo do coeficiente de dispersão longitudinal.....	37
Tabela 4: Constante de decaimentos para diferentes constituintes.....	41
Tabela 5: Compostos e constantes.....	43
Tabela 6: Modelos de qualidade da água e suas características	45
Tabela 7: Acidentes no transporte de resíduos e produtos perigosos	56
Tabela 8: Resumo dos experimentos realizados.....	60
Tabela 9: Resumo das características das simulações	61
Tabela 10: Resumo de concentrações resultantes das 8 simulações no rio Gravataí.	69
Tabela 11: Resumo de concentrações resultantes das 8 simulações no rio dos Sinos.....	76
Tabela 12: Resumo de concentrações resultantes das 8 simulações no rio Caí.	83
Tabela 13: Resumo de concentrações resultantes das 8 simulações no rio Taquari.....	90
Tabela 14: Resumo de concentrações resultantes das 8 simulações no rio Jacuí.....	97

LISTA DE SIGLAS

ANA – Agência Nacional das ÁGUAS

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

COV – Composto Orgânico Volátil

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO - Demanda Química de Oxigênio

FEPAM - Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler

HEC-RAS- Hydrologic Engineering Center - River Analysis System

MDE – Modelo Digital de Elevação

MGB-IPH - Modelo Hidrológico de Grandes Bacias

N.T.U - unidade nefelométrica de turbidez

OD - Oxigênio Dissolvido

pH - Potencial Hidrogeniônico

QUICKEST - Quadratic Upstream Interpolation for Convective Kinematics with Estimated Streaming Terms

SIAQUA-IPH- Simulador Analítico de Qualidade da Água

SRTM - Shuttle Radar Topography Mission

Uh - unidades Hazen

ULTIMATE - Universal Limiter

URH- Unidade de Resposta

LISTA DE SÍMBOLOS

A = área da seção transversal onde ocorre a dispersão longitudinal [L^2];

A = constante que depende do constituinte;

B = constante que depende do constituinte;

B = Largura média da seção transversal do curso de água [L];

C = concentração da substância no rio após a mistura [M/L^3]

$c(x,t)$ = concentração no local x no instante de tempo t [ML^{-3}];

$C(x,y,z,t)$ = concentração do poluente [ML^{-3}]

C_0 = concentração da substância no efluente lançado [M/L^3]

C_{Rio} = concentração original da substância no rio [M/L^3]

D_m = coeficiente de difusão molecular [L^2T^{-1}];

$E(x,y,z)$ = coeficiente de dispersão na direção especificada [L^2T^{-1}]

E_L = coeficiente de dispersão longitudinal [L^2T^{-1}];

g = aceleração da gravidade [LT^{-2}]

H = Altura média da água no rio [L];

H = constante de Henry do constituinte ($Pa \cdot m^3/mol$);

h = profundidade média do trecho de rio (m);

k = coeficiente de decaimento ambiental do constituinte [T^{-1}]

k = coeficiente de decaimento do constituinte por volatilização (d^{-1});

K = coeficiente de reação [T^{-1}]

k_2 = coeficiente de reaeração do trecho (d^{-1});

k_3 = coeficiente de transferência de massa por evaporação em um rio (m/d);

M = massa injetada no sistema [M];

Q = Vazão do curso de água [L³T⁻¹];

Q_0 = vazão do efluente lançado [L³/T]

Q_{RIO} = vazão do rio [L³/T]

R = constante dos gases ideais = 8,31 (J/K);

RH = Raio Hidráulico do Escoamento [L]

S = declividade do trecho de lançamento do constituinte [LL⁻¹]

$S(x,y,z,t)$ = contribuição externas [ML⁻³T⁻¹]

t = instante de tempo em que se deseja saber a concentração [T];

T = Temperatura (K);

u = velocidade média da água no sentido longitudinal [LT⁻¹];

u^* = velocidade de atrito ou de cisalhamento [LT⁻¹]

V_W = velocidade do vento (m/s);

x = local onde se deseja saber a concentração [L];

$\alpha_E = 5,93$

$\alpha_{NS} = 1,1$

β_B = parâmetro retirado a partir da relação u^*/u ,

β_L = coeficiente adimensional.

Ψ = constante que depende do constituinte;

ϕ = constante que depende do constituinte;

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	17
2 DIRETRIZES DA PESQUISA	19
2.1 QUESTÃO DA PESQUISA.....	19
2.2 OBJETIVOS DA PESQUISA	19
2.2.1 Objetivo geral	19
2.2.2 Objetivos específicos	19
2.3 HIPÓTESES	20
2.4 DELIMITAÇÕES.....	20
2.5 LIMITAÇÕES	21
2.6 DELINEAMENTO.....	21
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
3.1 PARÂMETROS DE ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA	23
3.2 PROBLEMAS CAUSADOS POR DERRAMAMENTOS	27
3.3 MODELAGEM DA PLUMA DE CONTAMINANTES	29
3.3.1 Classificação segundo a duração	29
3.3.2 Mistura	30
3.3.3 Cinética das reações	31
3.3.4 Equação da Advecção-dispersão	32
3.3.5 Dispersão Longitudinal	35
3.3.6 Decaimento	40
3.4 MODELOS DE QUALIDADE DA ÁGUA EXISTENTES	44
3.5 SOFTWARES UTILIZADOS.....	47
3.5.1 MGB-IPH	47
3.5.2 HEC-RAS	48
3.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE A REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	50
4 METODOLOGIA	52
4.1 ÁREA DE ESTUDO	52
4.2 SIMULAÇÃO EXTRAÍDA DO MGB-IPH	52
4.3 PONTOS DE POSSÍVEIS ACIDENTES	55
4.4 SIMULAÇÃO NO HEC-RAS	57
4.5 EXPERIMENTOS REALIZADOS.....	59
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	62
5.1 EXPERIMENTO 1 – RIO GRAVATAÍ.....	62
5.2 EXPERIMENTO 2 – RIO DOS SINOS	69
5.3 EXPERIMENTO 3 – RIO CAÍ.....	77

5.4 EXPERIMENTO 4 – RIO TAQUARI	84
5.5 EXPERIMENTO 5 - RIO JACUÍ	91
5.1 AVALIAÇÃO DOS EXPERIMENTOS EM CONJUNTO	98
6 CONCLUSÕES.....	100
7 RECOMENDAÇÕES.....	102
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	104

1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento e segurança da civilização humana, desde os primórdios da organização em sociedades, dependem, em grande parte, dos recursos hídricos. O Brasil abriga bacias de grande destaque pela sua área de drenagem e volume escoado, entretanto, está em evidência também pela péssima qualidade da água de muitos dos seus rios. O estado do Rio Grande do Sul conta com três, dentre os dez rios mais poluídos do país, rio dos Sinos, rio Gravataí e rio Caí (IBGE, 2013).

Despejos de poluentes afetam significativamente a qualidade da água de um rio, e seu tratamento depende de bom conhecimento dos parâmetros de qualidade encontrados na água captada. Mesmo diante da importância dessa informação para garantia de segurança ao abastecimento da população, indústrias, agricultura e preservação do meio ambiente, na cidade de Porto Alegre não existe um sistema operacional que simule de forma rápida e efetiva eventuais despejos em os rios que desaguam no delta do Jacuí. Nesse trabalho, despejos e derramamentos fazem referência a queda de poluente de forma pontual e esporádica no corpo hídrico, por exemplo, os ligados a acidentes com tombamento de caminhões, trens e transporte hidroviários.

O capítulo de Programas Específicos da Área de Abastecimento de Água no Plano Municipal de Saneamento Básico de Porto Alegre - Volume 3 (Programas, Participação Social e Indicadores) inclui o item de ações para emergência e contingência. Estas ações fazem parte da abrangência mínima do plano de saneamento básico e são divididas em diagnóstico do risco e procedimentos operacionais. A etapa de diagnóstico necessita da simulação caso haja despejos, por exemplo, mas mesmo com a existência desse requisito, o município não possui nenhum software para entender como um poluente se desloca e dispersa nos rios, caso algum acidente com derramamento venha a acontecer.

Modelos numéricos para previsão de tempo de advecção e concentração de substâncias são ferramentas já bastante usadas para qualidade da água e transporte de poluentes. Quando a esses modelos são fornecidos dados hidráulicos confiáveis, eles podem fornecer informações de saída que subsidiem melhores decisões diante de acidentes.

Assim, o presente trabalho fez um estudo de desenvolvimento de uma ferramenta para simulação da dispersão de poluentes de lançamentos pontuais que possam vir a atingir a região da cidade de Porto Alegre. Será testado um desenvolvimento baseado no acoplamento do Modelo Hidrológico de Grandes Bacias, MGB-IPH (Collischonn e Tucci, 2001; Fan e Collischonn, 2014) e do modelo HEC-RAS (HEC, 2016). O modelo hidrológico MGB-IPH já foi usado com sucesso em diversas bacias do Brasil e continente, sendo adequado para gerar os dados necessários a simulação no modelo de qualidade do HEC-RAS.

Nesse contexto, o desenvolvimento de novas técnicas com auxílio de diferentes ferramentas computacionais é de suma importância para predizer impactos ambientais e garantir a segurança ao uso da água pela sociedade. Com o acoplamento dos dois modelos, será possível também efetuar outras simulações que auxiliem o planejamento de estratégias para reduzir os efeitos da poluição nas águas dos rios que nos cercam.

2 DIRETRIZES DA PESQUISA

2.1 QUESTÃO DA PESQUISA

É possível desenvolver uma ferramenta para auxílio na tomada de decisão quanto à captação de água em Porto Alegre utilizando o módulo de qualidade da água do HEC-RAS acoplado com dados de saída simulados no MGB-IPH?

2.2 OBJETIVOS DA PESQUISA

Os objetivos da pesquisa se dividem em geral e secundários, da seguinte forma:

2.2.1 Objetivo geral

O objetivo geral deste trabalho foi desenvolver e testar um protótipo de ferramenta de simulação da advecção e dispersão de poluentes em pontos dos rios que desaguam no delta do Jacuí, a montante da cidade de Porto Alegre (RS).

2.2.2 Objetivos específicos

Para cumprir o objetivo geral os seguintes objetivos específicos foram desenvolvidos:

- a) Avaliar a solução tecnológica de acoplamento dos dados de saída do MGB-IPH para o HEC-RAS, ajustando a geometria e dados de entrada acoplados, permitindo que a simulação hidráulica funcionasse para um período representativo. Assim possibilitar no HEC-RAS, com a simulação hidráulica funcionando, a simulação de derramamentos no seu módulo de qualidade da água.
- b) Definir, com base na literatura e ocorrências passadas, os locais mais apropriados para realizar os experimentos e como avaliar os resultados.
- c) Interpretar os resultados e incertezas das simulações a fim de possibilitar futuras melhorias da ferramenta para auxílio na tomada de decisões após derramamentos.

2.3 HIPÓTESES

As hipóteses adotadas para o desenvolvimento do presente trabalho são as que seguem:

É possível simular a advecção e dispersão de poluentes em rios através do HEC-RAS utilizando dados hidrológicos fornecidos por simulação no MGB-IPH.

Acontecem muitos derramamentos nos rios que desaguam no Delta do Jacuí, entretanto, atualmente esses acontecimentos não são simulados e o serviço de captação de água não recebe informações sobre possíveis poluentes diferentes dos que comumente se encontram nas águas. É possível usar as simulações para monitorar esses acontecimentos caso o operador do sistema receba o alerta com as informações necessárias.

Enquanto esses acontecimentos não são devidamente simulados, o serviço de captação não pode agir com certeza frente a eles, avaliando, por exemplo, a necessidade de interrupção temporária na captação ou recomendando tratamentos mais sofisticados. Assim, a população da cidade pode estar ingerindo água com contaminantes não identificados.

2.4 DELIMITAÇÕES

O trabalho se propôs a testar a simulação hidráulica em oito bacias dos afluentes do delta do Jacuí na região hidrográfica do Guaíba, sendo elas: Alto Jacuí, Baixo Jacuí, Pardo, Vacacaí, Taquari-Antas, Caí, Sinos e Gravataí. Para testar a ferramenta de simulação de qualidade da água foram escolhidos somente cinco pontos, relatados nos próximos capítulos. Não foi modelado o comportamento dos poluentes no lago e nem em outras bacias que drenam diretamente para o Guaíba.

A dispersão dos poluentes no HEC-RAS foi simulada em apenas uma fase, simplificando derramamentos de substâncias que não se misturam completamente com a água e apenas considerando a dimensão longitudinal, que é a considerada usualmente na modelagem em rios. Foram adotados da literatura os dados de entrada como coeficiente de rugosidade de Manning, outros coeficientes permaneceram padrões do programa. A seção transversal simplificada adotada foi a retangular, visto que os dados de entrada do MGB-IPH forneciam as informações de largura e profundidade da calha do rio. Além desses dados o MGB-IPH forneceu os valores de vazão escoada e declividade.

2.5 LIMITAÇÕES

Foi definido para geração da geometria no HEC-RAS, a partir dos dados do MGB-IPH, que apenas pontos com área de drenagem maiores que 1750 km² seriam representados, os menores se tornaram exclusivamente fonte de escoamento que geram as vazões para o hidrograma de entrada a montante. Essa escolha foi feita para que a rede fosse ampla o suficiente para que rios menores como o Rio Gravataí fossem representados e também não estender o tempo de simulação, quanto maior o tamanho da rede, maior o tempo de simulação necessário.

Apesar das simplificações na rede, esse tempo ainda foi longo suficiente para levar, visto a duração do trabalho, a calibração incompleta da simulação hidráulica. Foram necessárias mais de quatro horas para simular hidraulicamente os dados de apenas seis meses. O trabalho então se centrou em testar essa alternativa tecnológica, não já gerar resultados precisos finais que podem ser obtidos com esse tipo de ferramenta, precisão que seria exigida para a aplicação em sistemas de alerta.

Além disso, não se teve acesso a dados precisos de volume, concentração e maiores detalhes sobre o tipo de poluente nos derramamentos que aconteceram nos rios. O acesso a essas informações seria imprescindível para permitir uma simulação fiel da pluma de poluentes. Para funcionamento como sistema de alerta, também se deve fazer a simulação hidrológica no MGB-IPH com os dados atuais para em seguida acoplar ao HEC-RAS.

A simulação em 1D só será considerada até a chegada no delta do Jacuí. A partir desse local seria mais adequado simulações hidrodinâmicas 2D para representar o transporte e a mistura, usando um modelo como o IPH-ECO (Fragoso Jr *et al.*, 2009), por exemplo.

2.6 DELINEAMENTO

O trabalho foi realizado de acordo com as etapas aqui descritas:

1. Compreensão

a) pesquisa bibliográfica

b) descrição dos processos de dispersão

- c) descrição do modelo hidrológico de grande escala MGB-IPH.
- d) descrição dos modelos de simulação de dispersão, HEC-RAS.
- e) definição dos procedimentos metodológicos

2. Desenvolvimento

- f) obtenção de dados já simulados do primeiro modelo
- e) acoplamento e aplicação do segundo modelo

3. Análise

- g) considerações finais

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A finalidade deste capítulo é expor de forma clara as informações técnico-científicas necessárias para que os objetivos específicos antes citados possam ser atingidos. Dessa forma, o presente estudo fundamentou-se nos seguintes tópicos: (i) Parâmetros de qualidade da água; (ii) Problemas ocasionados por derramamentos pontuais; (iii) Modelagem da pluma de contaminantes (iv) Modelos de qualidade da água; (v) Softwares utilizados e; (vi) Considerações finais sobre a revisão bibliográfica. Os assuntos serão explanados e discutidos nos tópicos a seguir.

3.1 PARÂMETROS DE ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA

A avaliação da qualidade da água depende do conhecimento das principais características físicas, químicas e biológicas da água. Para representação delas diversos parâmetros são utilizados como indicadores. Eles representam os estados físico-químicos do corpo-hídrico, assim como substâncias ou microrganismos possivelmente presentes (Sperling, 1995).

Parâmetros físicos

Sólidos Totais

É a matéria que permanece como resíduos após evaporação de uma amostra de água a temperatura entre 103°C e 105°C. São classificados em sólidos suspensos totais e sólidos dissolvidos totais e cada um deles, também, em voláteis ou fixos. A matéria que passa por um filtro de abertura 1,2 μm é considerada dissolvida, embora colóides (partículas com tamanho entre 0,001 μm a 1,0 μ) são incluídas, não somente os íon e moléculas (tamanho menor que os coloides) (Sperling, 2007).

Temperatura

É a medida de calor presente na água que afeta outros parâmetros físicas e químicas, influencia de forma marcante a velocidade das reações químicas, a solubilidade de substâncias e as atividades metabólicas. Analisada em conjunto com outros parâmetros, sua elevação

diminui a solubilidade de gases, como o oxigênio dissolvido, e aumenta a taxa de transferência de gases (Sperling, 1995).

Turbidez

É uma medida de resistência a passagem da luz em linha reta, sendo causada pela presença de materiais em suspensão na água. Ela é determinada pelo processo de nefelometria, que compara a intensidade de luz dispersa com a de um padrão. O resultado é indicado em unidade nefelométrica de turbidez (N.T.U), também conhecida por uT (Sperling, 1995).

Cor

Essa característica tem origem na presença de coloides finamente dispersos. Classificada em “cor aparente”, causada por matéria em suspensão e mais facilmente removida por processos convencionais ou “cor verdadeira”, devida a extratos vegetais ou orgânicos que são coloidais. Determina-se o teor da cor por comparação visual da amostra com um padrão de cobalto-platina, o resultado é fornecido em unidades Hazen (Uh) (Sperling, 1995).

Sabor e odor

Importante dada à possibilidade de rejeição ao consumo pela população abastecida, padrão muito variável de ocorrência e remoção difícil pelos tratamentos usuais. Derramamentos de poluentes são possíveis causadores de gostos com origem de difícil identificação. Em geral provém da decomposição da matéria orgânica, da presença de cianobactérias ou fenol. Já algumas substâncias, como metais pesados e alguns compostos organosintéticos, não atribuem sabor ou odor algum à água, entretanto são altamente tóxicas ao organismo (Sperling, 1995).

Parâmetros Químicos

Potencial Hidrogeniônico (pH)

Representa a concentração de íons de hidrogênio H^+ (em escala antilogarítmica). Ele é uma medida crítica tanto para tratamento de água e esgoto, quanto em águas naturais, principalmente por influenciar o equilíbrio de compostos químicos. Ph baixo tem potencial corrosivo e agressivo em tubulações, enquanto o elevado pode levar a inscrustações, precipitação de metais e estar associado à proliferação de algas (Sperling, 1995).

Oxigênio Dissolvido (OD)

Um dos parâmetros mais significativos que expressa a qualidade do ambiente aquático e indica a capacidade receptora do corpo d'água. A variação no teor de oxigênio se deve ao consumo por seres vivos, ou produção por plantas e algas através da fotossíntese, ou ainda reaeração. Sua solubilidade varia com a altitude e temperatura, com valores superiores a saturação quando algas estão presentes e inferiores indicando presença de matéria orgânica (em geral esgotos) (Sperling, 1995).

Matéria Orgânica

É uma característica muito importante por causar o principal problema de poluição nas águas: a redução do oxigênio pelos microrganismos que o consomem nos processos de decomposição dessa matéria. Ela é composta de diversos componentes orgânicos, como óleos, carboidratos, proteína, ureia, surfactantes, fenóis, pesticidas entre outros. Como há dificuldade em representar esses compostos separadamente, utiliza-se métodos indiretos de quantificação do potencial poluidor da matéria orgânica. Sendo a DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e DQO (Demanda Química de Oxigênio) os parâmetros mais importantes na caracterização do grau de poluição do corpo hídrico (Sperling, 1995).

Nitrogênio

Este elemento pode ser encontrado sob diversas formas e estados de oxidação, sendo um indicador do estágio de poluição. Níveis mais altos de íon amônio (NH_4^+) ou nitrogênio orgânicos estão associados à poluição mais recente, enquanto níveis mais alto do íon nitrato (NO_2^-), forma oxidada do nitrogênio, indicam uma poluição mais remota. Ele é um elemento essencial para o crescimento de algas, elevadas concentrações podem levar ao aumento excessivo desses organismos (processo conhecido como eutrofização) (Sperling, 1995).

Fósforo

Nutriente indispensável para crescimento de algas (em excesso também causa eutrofização) e microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. Apresenta-se principalmente na forma de fosfatos (PO_4^-), dependendo do pH. As principais fontes são de origem antropogênica como despejos industriais, agrícolas e domésticos, detergentes e

excrementos, ou natural, como lixiviação de rochas, dissolução de compostos do solo, decomposição da matéria orgânica (Sperling, 1995).

Micropoluentes inorgânicos e orgânicos

Os micropoluentes inorgânicos são um parâmetro importante, visto que grande parte deles são tóxicos, com destaque para os metais, como arsênio, cádmio, cromo, chumbo, mercúrio e prata. Em baixas concentrações são nutrientes para alguns seres vivos, mas em geral tóxicos para microrganismos, habitantes dos meios aquáticos e seres humanos e animais. A origem é em geral antropogênica, sendo de difícil biodegradação e muitos apresentam características carcinogênicas, mutagênicas e teratogênicas (geração de fetos com graves deficiências físicas).

Os micropoluentes orgânicos são compostos resistentes à degradação biológica, como defensivos agrícolas, detergentes (ABS) e um grande número de produtos químicos. Sendo esses presentes em geral em cargas de derramamentos acidentais, têm grande relevância no presente trabalho, assim como os inorgânicos. Estão também associados a problemas de toxicidade e não biodegradáveis (Sperling, 1995).

A presença de substâncias orgânicas requer atenção no controle da qualidade da água, especialmente frente à poluição por compostos com estrutura molecular complexa que se mantem por longo tempo inalterada misturada na água. A tabela a seguir traz alguns poluentes, sua origem e característica geral.

Tabela 1: Poluentes, origens e características.

Category	Origin	Characteristics
Pesticides	Agriculture	Persistent
Polychlorinated biphenyls (PCB)	Industry	Persistent
Halogenated aliphatics (HAS)	Industry	Persistent
Ethers	Industry	Highly toxic (carcinogenic)
Phthalates	Industry	Persistent
Phenols	Industry	Persistent
Monocyclic aromatics	Industry	Highly toxic
Polycyclic aromatics	Industry	Highly toxic (carcinogenic)
Nitrosamines	Also in current practices	Highly toxic (carcinogenic)

Fonte: Benedini (2011)

Parâmetros biológicos

Coliformes Termotolerantes

Um aspecto de grande importância na poluição dos corpos hídricos é relacionado à presença de agentes patogênicos, dado o potencial deste em transmitir doenças de veiculação hídrica. Essa análise deveria ser feita através da identificação de presença de microrganismos específicos, já que muitos não são causadores de doenças, mas desempenham diversas funções nos ciclos biogeoquímicos de transformação da matéria. Entretanto, em razão das baixas concentrações de agentes patogênicos, detectá-los de forma isolada é muito difícil. Assim, são estudados através do conceito de organismos identificadores de contaminação fecal.

O grupo de organismos coliformes tolerantes são os principais utilizados como indicadores, estes estão incluídos nos grupo de coliformes totais, que incluem mais bactérias de vida livre. A *Escherichia coli* é a principal bactéria do grupo de termotolerantes, e é a única que dá a garantia de contaminação exclusivamente fecal, entretanto, não necessariamente humana. A medição desse parâmetro permite a caracterização do potencial de transmissão de doenças de um corpo hídrico (FAN, 2013).

3.2 PROBLEMAS CAUSADOS POR DERRAMAMENTOS

A descarga de esgotos sanitário, efluentes industriais e águas de escoamentos superficiais urbanos e agrícolas são os principais causadores de degradação do ambiente fluvial, no entanto derramamentos esporádicos de poluentes também podem afetar consideravelmente a qualidade da água, com a complicação da detecção temporária. Esses acontecimentos, além dos danos causados a saúde do meio biótico e antrópico, trazem também prejuízos socioeconômicos e aumento no custo de tratamentos e análises da qualidade da água.

A presença de matéria orgânica biodegradável causa redução do nível de oxigênio podendo levar a mortandade de peixes. Quando vinculada à contaminação por patogênicos, a poluição pode provocar diversas doenças na população. Os sólidos em suspensão geram problemas estéticos, depósitos de lodo, ambiente propício à sobrevivência de organismos patogênicos e adsorção de poluentes a esses sólidos. Com referência a nutrientes específicos, nitrogênio e

fósforo conduzem ao crescimento excessivo de plantas, e sua posterior decomposição reduz os níveis de oxigênio na água.

Derramamentos esporádicos ligados a acidentes com tombamento de caminhões, trens e transporte hidroviários, em geral poluem a água com matéria orgânica não biodegradável e metais pesados. Esses contaminantes podem causar maus odores, gosto na água e ainda produzir toxicidade imperceptível aos sentidos humanos, mas prejudicando o desenvolvimento da vida aquática e intoxicando a população de forma rápida ou lenta e cumulativa.

A presença de certos poluentes também dificulta e encarece os processos de tratamento da água, ou ainda, podem não ser identificados, e não removidos. O ecossistema aquático é afetado diretamente após esses incidentes e a população que consome a água com toxinas, peixes pescados no rio ou alimentos irrigados com ela, tem chance de desenvolver diversas doenças, como câncer, e intoxicações relacionadas a metais pesados, entre outras.

Como exemplo, pode-se citar o desastre ambiental após incêndio no armazém de Sandoz, em Basel no ano de 1986, resultando em derramamento de 20 a 30 toneladas de agrotóxicos no rio Reno. Os produtos químicos causaram uma maciça mortalidade de animais selvagens até 400 km a jusante do ponto de descarga, os danos calculados forma estimados em 50 milhões de dólares. A grande parte dos contaminantes pode ser retirada nos meses seguintes, entretanto a água subterrânea da bacia permaneceu contaminada (Tolba et al, 1992).

Acidentes no transporte de produtos químicos são fontes importantes de derramamentos pontuais causados em rios. As consequências desses acontecimentos são de difícil avaliação, entretanto, a base para remediação é no estudo com modelagem do impacto no ambiente. No caso de descarga em corpo hídrico, a simulação fornecerá bons indicadores para selecionar as melhores medidas emergenciais. Acidentes envolvendo transporte e armazenagem de químicos que resultem em potencial perigo para a comunidade são, em geral, considerados acidentes ampliados. (Freitas et al, 1995).

No estado de São Paulo houve um total de 10,288 registros de emergências químicas atendidas pela CETESB no período entre 1978 e setembro de 2015, 45% delas através da atividade de transporte rodoviário. E 12% do total atingiram o meio aquático. No estado do

Rio Grande do Sul a FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler) tem a atribuição de atender essas emergências ambientais.

As emergências atendidas pela Fundação são principalmente vazamentos de produtos químicos, mortandade de peixes, descarte clandestino de resíduos, acidentes rodoviários, ferroviários e hidroviários no transporte de produtos perigosos (explosivos, inflamáveis, tóxicos, radioativos etc.) ou ainda incêndios envolvendo produtos químicos. Sendo de sua competência também o licenciamento, fiscalização e manutenção de cadastro atualizado do transporte rodoviário, ferroviário e hidroviário de produtos perigosos e do comércio varejista de combustíveis (postos de gasolina).

De interesse para esse trabalho foram selecionados do site da FEPAM (http://www.fepam.rs.gov.br/emergencia/rel_acidentes.asp) todos os acidentes no transporte de produtos e resíduos perigosos ocorridos nos últimos 10 anos na área de abrangência das bacias que drenam até o delta do Jacuí. Os produtos mais comuns envolvidos foram diesel, gasolina, álcool, agrotóxicos, tintas, entre outros.

3.3 MODELAGEM DA PLUMA DE CONTAMINANTES

As mudanças nas concentrações dos poluentes ao longo do rio são devidas aos fenômenos advecção, difusão e conversão. Sendo o primeiro um transporte devido à velocidade da água de montante a jusante, sem alterar as características do constituinte em movimento. Já a difusão engloba um aleatório das partículas que pode acontecer no fluido em repouso (difusão molecular) e um causado pela mistura causada pelo fluxo turbulento e caótico do fluido (difusão turbulenta). A conversão se refere a todos os processos químicos, físicos e biológicos que venham a produzir ou consumir constituintes estudados. Ainda que os processos sejam simplificados para considerar apenas o eixo longitudinal (predominante nos rios), eles acontecem em todas as direções (Sperling, 2007).

3.3.1 Classificação segundo a duração

A simulação dos fenômenos após o derramamento depende da correta quantificação dos poluentes e compreensão do tempo de duração deste lançamento. Segundo Von Sperling os

poluentes devem ser quantificados em termos de carga. Essa expressa em unidade massa por tempo. No caso de uma descarga pontual e com objetivos de previsão de concentração a uma distância grande deste local, resultando em duração de descarga pequena se comparada ao total da análise, esse tempo é desprezível e a carga pode ser considerada instantânea.

Além de lançamentos com duração instantânea, no modelo SIAQUA, Fan (2013) cita a classificação de outros despejos em: Intermitentes, quando a duração é finita; Contínuos, com tempo inicial determinado, mas final não; e Permanente, sem tempo inicial nem final determinados. Como exemplos, observa-se a tabela a seguir:

Tabela 2: Exemplos de lançamentos com diferentes durações

Tipo de Lançamento	Exemplo
Instantâneo	- Efluente de um processo em batelada; - Derramamento de um caminhão que tomba de uma ponte; - Derramamento acidental de um processo;
Intermitente	- Derramamento de efluente de uma bacia de contenção;
Contínuo	- Efluente que começa a ser despejado em um rio em um momento considerado;
Permanente	- Efluente de uma ETE que está operando 24h/dia na bacia hidrográfica.

Fonte: Fan, 2013

No comportamento de despejos instantâneos, assim com a mistura, advecção e decaimento, a dispersão longitudinal deve ser avaliada. Esta é governada pela lei de Fick no modelo unidimensional de balanço de massa (Chapra, 1997; Devens *et al.*, 2006; Chin 2006; Ribeiro et al. 2010).

3.3.2 Mistura

O balanço de massa de uma substância conservativa, considerando uma mistura instantânea e completa permite calcular a concentração resultante. A mistura é o processo mais simples, entretanto bastante importante, que acontece com o poluente ao atingir o curso de água. (Laurentis, 2004, Fan, 2013). O equacionamento da concentração é feito da seguinte forma:

$$C = \frac{C_0 Q_0 + C_{Rio} Q_{Rio}}{Q_0 + Q_{Rio}} \quad (1)$$

Onde:

C = concentração da substância no rio após a mistura [M/L³]

C_0 = concentração da substância no efluente lançado [M/L³]

C_{Rio} = concentração original da substância no rio [M/L³]

Q_0 = vazão do efluente lançado [L³/T]

Q_{Rio} = vazão do rio [L³/T]

A premissa de mistura perfeita e instantânea no ponto de contribuição é adotada na maior parte dos modelos de qualidade da água (Sperling, 2007). Esta premissa é reforçada no trabalho visto que as análises foram feitas em pontos distantes do lançamento. No entanto, a distância real, após o derramamento, para a qual o constituinte estaria completamente misturado poderia ser calculada através de formulações empíricas do “comprimento de mistura completa” (Fan, 2013).

3.3.3 Cinética das reações

Processos químicos e bioquímicos que venham a ocorrer com os constituintes podem ser classificados segundo a ordem da reação. O conhecimento desta, além da constante da reação, permite determinar a velocidade de ocorrência da transformação, a taxa da reação, dada em concentração por tempo.

Reações de ordem zero são aquelas nas quais, a taxa não depende da concentração do reagente, sendo constante durante o processo. As de primeira ordem têm taxa de reação diretamente proporcional à concentração do reagente, apresentando decaimento exponencial. Essas são as mais presentes em processos ambientais. As reações de segunda ordem não são tão importantes no decaimento de poluentes, mas presentes em processos nas estações de

tratamento de água, sua taxa é proporcional ao quadrado da concentração do reagente. Outras ordens com números fracionários também existem (Sperling, 2007).

A simulação de muitos parâmetros de qualidade da água segue a cinética de primeira ordem. Cita-se a redução da matéria orgânica, o consumo de OD, a reaeração e o decaimento de organismos patogênicos ou substâncias radioativas.

3.3.4 Equação da Advecção-dispersão

Segundo Cox (2003) e Benedini (2011) em modelos mais atuais de qualidade da água a representação do deslocamento de substâncias é feito principalmente através da equação diferencial da advecção-dispersão. Ela foi deduzida a partir dos princípios de Fick (1885) e é, em três dimensões, assim apresentada:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial v_x C}{\partial x} + \frac{\partial v_y C}{\partial y} + \frac{\partial v_z C}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(E_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(E_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \pm S - KC \quad (2)$$

Onde:

$C(x,y,z,t)$ = concentração do poluente [ML^{-3}]

$E(x,y,z)$ = coeficiente de dispersão na direção especificada [L^2T^{-1}]

$S(x,y,z,t)$ = contribuição externas [$ML^{-3}T^{-1}$]

K = coeficiente de reação [T^{-1}]

Esta equação possibilita estimar as concentrações de um constituinte em qualquer ponto do corpo hídrico em um intervalo de tempo determinado. Para cada modelo de simulação os métodos para solução dessa representação se diferenciam, além do número de dimensões adotadas, variáveis consideradas e complexidade.

Para simulação em rios, a dispersão nos eixos transversais y e z acontece de forma mais rápida se comparada com a longitudinal, dessa forma a concentração em qualquer ponto da seção transversal do rio pode ser considerada igual. (Fan, 2013). Além disso, nesse trabalho

foram desejadas informações sobre pontos distantes do local de lançamento, podendo-se assim, usar soluções da equação de transporte que avaliem apenas a dimensão longitudinal.

Caso fossem desejadas concentrações em pontos muito próximos do local de lançamento, onde a mistura ainda é incompleta, soluções completas deveriam ser adotadas. A simplificação da equação para variação apenas na direção longitudinal resulta em:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial v_x C}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) \pm S - KC \quad (3)$$

Onde:

$C(x)$ = concentração do poluente [ML^{-3}]

$E(x)$ = coeficiente de dispersão na direção especificada [L^2T^{-1}]

$S(x)$ = contribuição externas [$ML^{-3}T^{-1}$]

K = coeficiente de reação [T^{-1}]

Uma revisão sobre as origens da lei de Fick e do equacionamento da dispersão longitudinal pode ser encontrada no trabalho de dissertação de Fan (2013) e para mais detalhes Chanson (2014), Barbosa Jr. et. al (2005a, 2005b), Devens (2006) e Chin (2006), e Chapra (1997).

A Lei de Fick representa a difusão molecular, sendo esta um fluxo de massa do constituinte avaliado. Esse fluxo é proporcional à derivada da concentração no espaço, e acontece na direção da maior para menor concentração.

Aplicada lei de conservação de massa e feitas as substituições matemáticas necessárias, como apresentado por Fan (2013), obtém-se a equação diferencial da difusão em sua forma unidimensional. Segundo Fan (2013) com condições de contorno demonstradas por Barbosa Jr. et al. (2005a), a solução apresentada para a difusão de um derramamento instantâneo é dada por:

$$c(x, t) = \frac{M}{A\sqrt{4\pi D_m t}} \cdot \exp(-x^2/4D_m t) \quad (4)$$

Onde:

$c(x,t)$ = concentração no local x no instante de tempo t [ML^{-3}];

M = massa injetada no sistema [M];

A = área da seção transversal onde ocorre a dispersão longitudinal [L^2];

D_m = coeficiente de difusão molecular [L^2T^{-1}];

t = instante de tempo em que se deseja saber a concentração [T]; e

x = local onde se deseja saber a concentração [L].

A equação (4) de dispersão não considera o movimento longitudinal devido à velocidade da água em movimento no rio. Esse movimento é representado pela advecção, a equação de Fick resolvida com a adição deste novo movimento é demonstrado por Fischer (1975) e explicado por Fan (2013). A solução mostrada foi:

$$c(x, t) = \frac{M}{A\sqrt{4\pi D_m t}} \cdot \exp(-(x - u \cdot t)^2/4D_m t) \quad (5)$$

Onde:

$c(x,t)$ = concentração no local x no instante de tempo t [ML^{-3}];

M = massa injetada no sistema [M];

A = área da seção transversal onde ocorre a dispersão longitudinal [L^2];

D_m = coeficiente de difusão molecular [L^2T^{-1}];

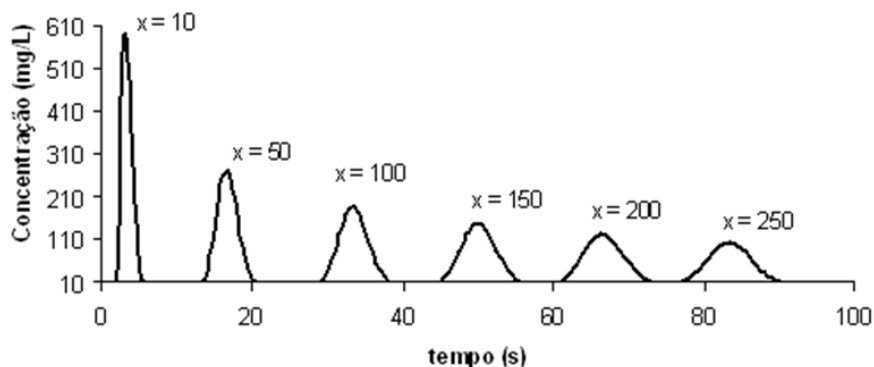
t = instante de tempo em que se deseja saber a concentração [T];

x = local onde se deseja saber a concentração [L].

u = velocidade média da água no sentido longitudinal [LT^{-1}];

A Figura 1 a seguir retirada da dissertação de Fan (2013) exemplifica a variação da concentração para diferentes distâncias x segundo a equação acima.

Figura 1: Advecção-dispersão segundo Equação 5.



Fonte: Retirado de Fan (2013).

3.3.5 Dispersão Longitudinal

A dispersão é a soma de duas diferentes difusões (molecular e turbulenta) com a advecção diferenciada (devido ao cisalhamento entre camadas adjacentes com deslocamento relativo). Uma pluma de poluentes se dispersa em todas as direções, encontrando os limites laterais e inferiores do rio a dispersão continua apenas no eixo longitudinal. (Fan, 2013).

A Equação 5 não representa todos esses fenômenos, entretanto, a correta modelagem dessa dispersão é necessária, e pode ser feita utilizando o conceito de dispersão longitudinal, que combina os movimentos de poluentes acima citados. Considerando essa dispersão e não apenas a difusão molecular (como feita para deduzir as equações anteriores), muitos autores como Fischer (1975), Chapra (1997), Chanson (2004), Barbosa Jr. et al., 2005, Devens, 2006 e Chin (2006), apresentam soluções com a substituição de D_m (coeficiente de difusão molecular) por E_L (coeficiente de dispersão longitudinal). Essa substituição é feita diretamente na Equação 5.

O coeficiente de dispersão é um dos mais importantes parâmetros na simulação da advecção-dispersão de um derramamento instantâneo. Logo, o bom funcionamento do modelo depende da qualidade na determinação deste parâmetro, que é dominado pela parcela de difusão turbulenta sobre a molecular (Chapra, 1997). Diversos autores estudaram métodos, generalizações e experimentos para determinação do coeficiente de dispersão longitudinal a partir de dados do canal ou uso de traçadores. Para cada faixa de vazão, profundidade e condições do rio existe uma equação mais adequada para calcular a dispersão longitudinal. A

tabela a seguir, retirada de Fan (2013) resume as principais equações empíricas para cálculo do coeficiente.

Onde:

E_L = coeficiente de dispersão longitudinal [L^2T^{-1}];

H = Altura média da água no rio [L];

u^* = velocidade de atrito ou de cisalhamento [LT^{-1}]

$\alpha_E = 5,93$

R_H = Raio Hidráulico do escoamento [L]

g = aceleração da gravidade [LT^{-2}]

S = declividade do trecho de lançamento do constituinte [LL^{-1}]

Q = Vazão do curso de água [L^3T^{-1}];

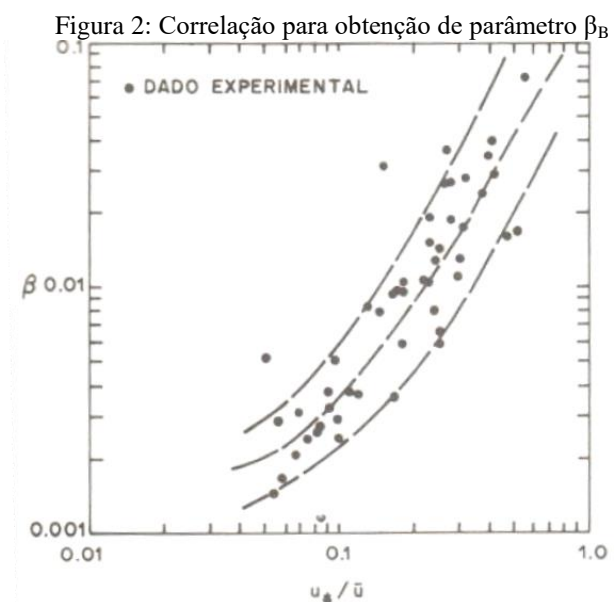
B = Largura média da seção transversal do curso de água [L];

U = velocidade média da água no sentido longitudinal [LT^{-1}];

β_L = coeficiente adimensional.

β_B = parâmetro retirado a partir da relação u^*/u , conforme a Figura 2.

$\alpha_{NS} = 1,1$



Fonte: Beltaos (1980); Eiger (1997).

Segundo Fan, alguns autores, como Ribeiro et al. (2010), Devens et. al. (2006) e Kasherfipour e Falconer (2002), apresentam avaliações críticas quanto ao uso e precisão de outras fórmulas práticas desenvolvidas, além de trazerem novas equações para o cálculo da dispersão. Cada curso de água deve ser profundamente analisado, antes da escolha e justificativa de adoção de uma equação.

Tabela 3: Equações para cálculo do coeficiente de dispersão longitudinal.

Autor (Referência)	Eq.	Fórmula	Descrição
Taylor (1954) (Taylor, 1954)	(2)	$E_L = 10,1.R_h.u_*$	Primeira aproximação para o coeficiente de dispersão longitudinal. Desenvolvida para escoamento em condutos.
Elder (1959) (Elder, 1959)	(3)	$E_L = u_* . H . \alpha_E$	Desenvolvido para escoamento em canais livres considerados infinitos.
Krenkel (1980) (Bowie et al., 1985)	(4)	$E_L = 6,4.H^{1,24} . (U.S.g)^{0,3}$	Desenvolvida a partir de estudos em canais considerados bi-dimensionais.
Parker et al. (1961) (Bowie et al., 1985)	(5)	$E_L = 14,3.(R_h)^{3/2} . \sqrt{2S}$	Aproximação a partir de estudos em canais abertos.
Glover (1964) (Glover, 1964)	(6)	$E_L = 500.R_h.u_*$	Desenvolvida para considerar variações laterais na velocidade em canais naturais.
Thackston (1966) (Thackston, 1966)	(7)	$E_L = 7,25.H.u_* . U$	Desenvolvida a partir de estudos em canais considerados bi-dimensionais.
McQuivey e Keefer (1974) (McQuivey e Keefer, 1974)	(8)	$E_L = 0,058 \frac{Q}{S.B}$ para Froude < 0,5	Utilizaram dados de campo de 18 cursos de água naturais. As vazões variaram entre 1 e 935m ³ /s, as velocidades entre 0.21 e 1.53m/s e as profundidades médias entre 0.3 e 4.75m.

Fischer (1975) (Fischer, 1975)	(9)	$E_L = 0,011 \frac{u^2 B^2}{H U^*}$ <p>onde</p> $U^* = \sqrt{g \cdot R_H \cdot S}$	Desenvolvida a partir da fórmula de McQuivey e Keefer (1974) com mais algumas considerações e ensaios. As vazões variaram entre 1.02 e 109m³/s, as velocidades entre 0.14 e 0.86m/s e as profundidades médias entre 0.39 e 2.13m.
Liu (1977) (Liu, 1977)	(10)	$E_L = \beta_L \cdot \frac{Q^2}{u_* \cdot R_H^3}$ <p>onde</p> $\beta_L = 0,18 \cdot \left(\frac{u_*}{U} \right)^{1,5}$	Desenvolvida a partir de estudos de Fischer sobre variação lateral da velocidade. Propôs B a partir de dados para 14 rios naturais. As vazões de teste variaram entre 0.99 e 957m³/s, as velocidades entre 0.181 e 1.71m/s e a área das seções transversais entre 5.30 e 561m².
Beltaos (1980) (Eiger, 1991)	(11)	$E_L = 1,14 \beta_B \cdot \frac{U^2 B^2}{u_* \cdot H}$	Desenvolvida a partir de estudos com modelo unidimensional de dispersão longitudinal em rios naturais.
Nikora e Sukhodolov (1993) (Nikora e Sukhodolov, 1993)	(12)	$E_L = \alpha_{NS} \cdot U \cdot B$	Desenvolvida a partir de experimentos em cursos de água naturais e NaCl como traçador. As vazões de ensaio variaram entre 0.013 e 4.7m³/s.
Vargas e Mellado (1994) (Devens e Barbosa Jr., 2010)	(13)	$E_L = \beta_{VM} \cdot \frac{U^2 B^2}{u_* \cdot H}$	Desenvolvida para rios largos, pouco profundos e de baixas declividades. A faixa de declividades de trabalho foi compreendida entre 0,001 e 0,003 e $18,27 < B/Rh < 152,15$
Seo e Cheong (1998) (Seo e Cheong, 1998)	(14)	$E_L = 5,915 \cdot \left[\frac{B}{H} \right]^{0,628} \left[\frac{U}{u_*} \right]^{1,428} \cdot H \cdot u_*$	Deduziram a equação a partir de análises dimensionais e de regressão. Foram utilizados 59 conjuntos de dados de 26 rios. As vazões variaram entre 0.92 e 7941.54m³/s, as velocidades entre 0.13 e 1.74m/s e as profundidades médias entre 0.22 e 19.94m.

<p>Koussis e Rodrigues-Mirasol (1998) (Koussis e Rodrigues-Mirasol, 1998)</p>	(15)	$E_L = \phi \cdot \frac{u_* \cdot B^2}{H}$ <p>e</p> $\phi \approx 0,6$	<p>Desenvolvida a partir da teoria de Fischer e da aplicação da lei de Karman, com a estimativa do parâmetro ϕ com base em 16 conjuntos de dados de campo. As vazões variaram entre 2.47 e 935.82m³/s, as velocidades entre 0.24 e 1.55m/s e as profundidades médias entre 0.43 e 4.75m.</p>
<p>Deng <i>et al.</i> (2001) (Deng <i>et al.</i>, 2001)</p>	(16)	$E_L = 0,15 \cdot \left(\frac{H \cdot u_*}{8 \cdot n_{t0}} \right) \cdot \left(\frac{B}{H} \right)^{5/3} \cdot \left(\frac{U}{u_*} \right)^2$ <p>onde</p> $n_{t0} = 0,145 \cdot \left(\frac{1}{3520} \right) \cdot \left(\frac{U}{u_*} \right) \cdot \left(\frac{B}{H} \right)^{1,38}$	<p>Utilizou a mesma base de dados de Seo e Cheong (1998) para a dedução.</p>
<p>Kasherfipour e Falconer (2002) (Kasherfipour e Falconer, 2002)</p>	(17)	$E_L = 10,612 \cdot H \cdot u_* \cdot \left(\frac{U}{u_*} \right)$ <p>ou</p> $E_L = \left(7,428 + 1,775 \cdot \left[\frac{B}{H} \right]^{0,62} \cdot \left[\frac{u_*}{u} \right]^{0,572} \right) H \cdot u_* \cdot \left(\frac{u}{u_*} \right)$	<p>Desenvolvida a partir de três estudos diferentes, com dados de campo de mais de 30 rios. As vazões variaram entre 0.92 e 7941.54m³/s, as velocidades entre 0.14 e 1.55m/s e as profundidades médias entre 0.26 e 4.75m.</p>
<p>Devens <i>et al.</i> (2006) (Devens <i>et al.</i>, 2006)</p>	(18)	$E_L = 0,000355 \cdot \frac{U^{-0,793} \cdot B^{0,793}}{H^{1,610} \cdot S^{0,026}}$	<p>Desenvolvida para pequenos cursos de água a partir de estudos de campo com traçadores. As vazões variaram entre 0.00521 e 11.25m³/s, as velocidades entre 0.08 e 0.59m/s e as profundidades médias entre 0.02 e 1.37m.</p>
<p>Ribeiro <i>et al.</i> (2010) (Ribeiro <i>et al.</i>, 2010)</p>	(19)	$E_L = 7,326 \cdot (u^*)^{0,303} \cdot (H)^{1,316} \cdot (B)^{0,445} \cdot (U)^{1,458}$	<p>Desenvolvida para rios de médio porte, a partir de ensaios com traçadores nos rios Pomba e Paraíba (Brasil). As vazões de teste variaram entre 16.2 e 98m³/s, as velocidades entre 0.5 e 0.92m/s e as profundidades médias entre 1.17 e 2.42m.</p>

Fonte: Fan (2013).

3.3.6 Decaimento

Um constituinte pode se comportar de duas formas durante seu deslocamento ao longo do rio na direção longitudinal: de forma conservativa ou não conservativa. Substâncias que se sofrem perdas devido a processos biológicos, físicos ou reações químicas são consideradas não conservativas, sua concentração se altera entre trechos de rios sem entrada de novas descargas ou confluência com outros tributários. (Thomann e Muller, 1987, Laurentis, 2004).

Para substâncias não conservativas, os processos cinéticos de decaimento dos constituintes devem ser levados em conta. Muitos poluentes clássicos decaem segundo reações de primeira ordem, para qual a taxa de perda da substância depende da concentração da mesma no dado instante. (Thomann e Muller, 1987; Laurentis, 2004). Essas reações podem ter natureza química, física ou biológica e suas taxas devem ser conhecidas para se utilizar uma fórmula similar a Equação 5, entretanto solucionada com a adição da influência do decaimento. Conforme demonstrado por Fan (2013), a equação de advecção-dispersão unidimensional para derramamentos instantâneos de substâncias não conservativas é assim representada:

$$c(x, t) = \frac{M}{A\sqrt{4\pi D_m t}} \cdot \exp\left[-(x - u \cdot t)^2 / 4D_m t\right] - k \cdot t \quad (6)$$

Onde:

$c(x,t)$ = concentração no local x no instante de tempo t [ML^{-3}];

E_L = coeficiente de dispersão longitudinal [L^2T^{-1}];

t = instante de tempo em que se deseja saber a concentração [T];

x = local onde se deseja saber a concentração [L];

u = velocidade média da água no sentido longitudinal [LT^{-1}];

M = massa injetada no sistema [M];

A = área da seção transversal onde ocorre a dispersão longitudinal [L^2]; e

k = coeficiente de decaimento ambiental do constituinte [T^{-1}]

Essa equação é de extrema importância para análise da passagem da pluma por um local de interesse. Podendo fornecer quanto tempo um ponto de captação indicado estaria exposto, e a que níveis ao poluente derramado.

O conhecimento prévio do coeficiente de decaimento de cada poluente simulado é primordial para a correta solução da equação de advecção-dispersão. Os valores de decaimento para diferentes reações podem ser encontrados na literatura ou ainda ensaiados em laboratório. Para constituintes clássicos no controle da qualidade de água são indicados intervalos na tabela a seguir, compilada por Fan (2013).

Tabela 4: Constante de decaimentos para diferentes constituintes.

Constituinte	Constante de Decaimento (k) em dia ⁻¹	Condição/ Comentário	Referência
DBO	0,1 a 3,0	20°C	Thomann e Mueller (1987)
	0,02 a 3,4	-	Santos e De Luca (2002)
	0,1	20°C	Alvarenga <i>et al.</i> (1998)
Coliformes	0,8 a 5,5	20°C	Thomann e Mueller (1987)
	0,07 a 2,7	23°C; E. coli	Easton <i>et al.</i> (2005) <i>apud</i> Hellweger <i>et al.</i> (2009)
	0,018 a 0,47	5–15°C; E. coli	Medema <i>et al.</i> (1997) <i>apud</i> Hellweger <i>et al.</i> (2009)
	≥ 0.57	37°C; E. coli	Bogosian <i>et al.</i> (1966) <i>apud</i> Hellweger <i>et al.</i> (2009)
Nitrogênio orgânico e Fósforo orgânico	0,05 a 0,6	-	Bell (1973) <i>apud</i> Moretti (1980).
	0,01 a 0,7	-	Santos e De Luca (2002)
Compostos fenólicos	0,03 a 6,6	Laboratório	Priya e Madras (2005)
Alguns Pesticidas	0,0355 a 0,1473	-	Karpouzas <i>et al.</i> (2006)

Fonte: Fan (2013).

Os poluentes geralmente envolvidos em acidentes com descarga em corpos hídricos são outros. Compostos orgânicos voláteis (COVs) estão em geral entre esses. Diversos processos afetam seu decaimento e transporte, entretanto, para a maioria, dominam os fenômenos de volatilização e dispersão.

Segundo Chin (2006), exemplificado por Fan (2013), a volatilização sofre decaimento de primeira ordem, sendo seu coeficiente calculado segundo as formulações a seguir:

$$k = \frac{1}{h} \left(\frac{1}{\phi \cdot k_2 \cdot h} + \frac{R \cdot T}{H \cdot \Psi \cdot k_3} \right)^{-1} \quad (7)$$

$$\ln H = A - \frac{B}{T} \quad (8)$$

$$k_3 = (416 + 156 \cdot V_w) \cdot e^{[0,00934 \cdot (T-26.1)]} \quad (9)$$

Onde:

k = coeficiente de decaimento do constituinte por volatilização (d^{-1});

h = profundidade média do trecho de rio (m);

ϕ = constante que depende do constituinte;

Ψ = constante que depende do constituinte;

k_2 = coeficiente de reaeração do trecho (d^{-1});

R = constante dos gases ideais = 8,31 (J/K);

T = Temperatura (K);

H = constante de Henry do constituinte ($Pa \cdot m^3/mol$);

k_3 = coeficiente de transferência de massa por evaporação em um rio (m/d); e

V_w = velocidade do vento (m/s);

A = constante que depende do constituinte;

B = constante que depende do constituinte;

A fim de abranger uma ampla gama de produtos possivelmente derramados, a tabela a seguir, retirada de Fan (2013), adaptada de Chin (2006) fornece as constantes para cálculo do coeficiente de decaimento segundo as Equações 7, 8 e 9 acima.

Tabela 5: Compostos e constantes.

Composto	Φ	Ψ	H (20°C)	A	B
Benzeno	0,638	0,590	507	17,06	3194
Clorobenzeno	0,601	0,499	311	15,00	2689
Cloroetano	0,694	0,645	1030	15,80	2580
Triclorometano (clofórmio)	0,645	0,485	310	22,94	5030
1,1-Dicloroetano	0,643	0,529	465	17,01	3137
1,2-Dicloroetano	0,643	0,529	112	10,16	1522
Etilbenzeno	0,569	0,512	559	23,45	4994
Metil tetra-butil éter (MTBE)	0,583	0,558	64.3 (25°C)	20,01	7721
Diclorometano (Cloro metileno)	0,697	0,568	229	30,06	4268
Naftaleno	0,560	0,470	56 (25°C)	-	-
Tetracloroetano	0,585	0,417	1390	22,18	4368
Metilbenzeno (tolueno)	0,599	0,547	529	16,66	3024
1,1,1-Tricloroetano	0,605	0,461	1380	18,88	3399
Tricloroetano (TCE)	0,617	0,464	818	19,38	3702
Cloroetano (Cloro de Vinila)	0,709	0,510	2200	17,67	2931
1,2-Dimetilbenzeno	0,569	0,512	409	17,07	3220
1,4-Dimetilbenzeno	0,569	0,512	555	15,00	2689

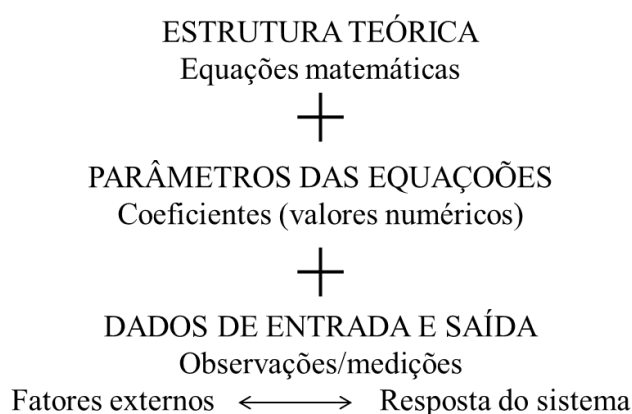
Fonte: Fan (2013) adaptada de Chin (2006).

3.4 MODELOS DE QUALIDADE DA ÁGUA EXISTENTES

A gestão de bacias hidrográficas e a tomada de decisões envolvendo emergências, como derramamento acidentais de poluentes, são altamente facilitadas com a disponibilidade de ferramentas de modelagem matemática da qualidade da água. Nesse sentido, podem ser usadas na avaliação da adequação a padrões recomendados, ou análise do tempo de deslocamento e concentração de constituintes após descargas até pontos de abastecimento.

Um modelo é uma representação da realidade que utiliza simplificações e generalizações, ressaltando as características mais importantes do ambiente a ser simulado. A figura 3 sumariza esses componentes. Essas variáveis devem ser passíveis de observação ou medição para uso dos modelos ambientais. Dessa forma, objetiva-se clareza conceitual através da redução da variedade e complexidade da realidade, e assim possibilitando sua representação e entendimento. (Sperling, 2007).

Figura 3: Componentes dos modelos



Fonte: Baseado em Sperling (2007).

Os primeiros modelos desenvolvidos, com baixa capacidade computacional, como de Streeter e Phelps (1925) resolveram problemas em uma dimensão para trechos de rios com geometria simples (Fragoso Jr. et al., 2009). A tabela 6 a seguir, adaptada de Fan (2013), traz uma série de diferentes simuladores, com diferentes abordagens e utilizações:

Tabela 6: Modelos de qualidade da água e suas características

Modelo (Referência)	Descrição
AQUASIM (EAWAG, 1998)	Desenvolvido no Instituto Suíço de Ciência Ambiental e Tecnologia, o modelo executa além das simulações, análises de sensibilidade e estimativas de parâmetro que usam dados medidos. O AQUASIM permite que o usuário modifique estrutura do modelo e os valores dos parâmetros com facilidade.
BASINS (USEPA, 2012)	É um sistema de análise ambiental de uso múltiplo atualmente integrado ao SIG denominado <i>MapWindow GIS®</i> e projetado para o uso das agências regionais, estatais, e locais para o estudos de qualidade de água, focado em bacias dos Estados Unidos.
CE-QUAL- R1V1 (USACE, 1990)	Modelo hidrodinâmico e unidimensional para simular a qualidade de água em rios onde a variação longitudinal é importante, mas as variações na profundidade e na lateral podem ser desprezadas. Conveniente para vazões não permanentes. Os constituintes modelados são: temperatura, coliformes, nitrogênio, DBO, algas, fósforo, OD e metais.
CE-QUAL-W2 (Cole, 2003)	Modelo bidimensional (longitudinal/vertical) e hidrodinâmico. Pode ser aplicados a rios, lagos, reservatórios e estuários. As versões atuais têm a capacidade de modelar bacias de rios inteiras, interligando rios a lagos, reservatórios e/ou estuários. Esse modelo pode simular 21 constituintes além da temperatura.
MIKE 11 (Danish Hydraulic Institute, 1990)	Modelo desenvolvido pelo Instituto Dinamarquês de Hidráulica para simular processos de águas pluviais/escoamento em bacias e hidrodinâmica e qualidade da água em corpos de água unidimensionais. Os constituintes simulados são OD, DBO, coliformes, nitrogênio, fósforo, metais e indicadores aquáticos (fitoplâncton, zooplâncton e demanda bentônica).
WASP7 (Ambrose <i>et al.</i> , 1993)	Modelo hidrodinâmico de sistemas aquáticos (coluna d'água e camada bentônica). Permite que o usuário estude 1, 2, e 3 dimensões e vários tipos de poluente. Os processos de advecção, dispersão e carga difusa e pontual são representados no modelo. Os constituintes modelados são: nitrogênio, fósforo, OD, DBO, algas, produtos químicos orgânicos, metais, mercúrio, agentes patogênicos e temperatura.
QUAL-2E (Brown e Barnwell, 1987)	Modelo de qualidade de água abrangente e versátil de reconhecimento internacional. Ele pode simular até 15 constituintes de qualidade de água: OD, DBO, temperatura, algas, amônia, nitrito, nitrato, nitrogênio orgânico, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, coliformes, três substâncias conservativas e uma arbitrária não conservativa. Metais podem ser simulados arbitrariamente como constituintes conservativos ou não.

<p>QUAL-2K (Chapra e Pelletier, 1996)</p>	<p>Modelo distribuído pela USEPA (United States Environmental Protection Agency), é eficiente para simular as condições hidrológicas e de qualidade da água de pequenos rios quando os dados de entrada são confiáveis. O modelo se baseia em equações diferenciais ordinárias para sistemas unidimensionais e de fluxo constante, ou seja, a concentração do material em estudo é homogênea numa mesma seção transversal. Também é eficiente para simular condições de rios com descargas de efluentes difusas.</p>
<p>QUAL-UFGM (Von Sperling, 2007)</p>	<p>Ferramenta de modelagem criada por Von Sperling (2007). Tem como objetivo possibilitar a modelagem de rios através da utilização de um modelo baseado no QUAL-2E.</p>
<p>HEC-RAS (HEC, 2010)</p>	<p>O HEC-RAS é um modelo desenvolvido para realização de análises unidimensionais de propagação em trechos de rios. Ele possui um módulo de simulação de qualidade da água que possibilita a solução da equação de advecção-dispersão com um esquema numérico. Ele permite a análise dos seguintes constituintes: Nitrogênio, Fósforo, Algas, Oxigênio dissolvido, DBO e constituintes arbitrários.</p>
<p>IPH-MGBq (Larentis, 2004; Larentis <i>et al.</i>, 2009)</p>	<p>Modelo distribuído de simulação hidrológica e de qualidade de água aplicável principalmente a grandes bacias (maiores que 1.000 km²). Desenvolvido no IPH-UFRGS, trabalho com concentração de OD, DBO, nitrogênio e fósforo totais e coliformes fecais. O modelo permite a análise temporal das condições hidrológicas e de qualidade da água de toda a bacia, discretizada por células, com trechos de rios e reservatórios.</p>
<p>SIAQUA-IPH (Fan, 2013)</p>	<p>Simulador analítico de qualidade da água, utiliza soluções analíticas para as equações de advecção-dispersão longitudinal e simulação de outros parâmetros. É utilizada a técnica de convolução do polutograma para calcular a dispersão dos lançamentos instantâneos nos trechos subsequentes ao lançamento, a discretização temporal e posterior soma de polutogramas individuais é utilizada.</p>
<p>IPH-ECO (Fragoso Jr <i>et al.</i>, 2009)</p>	<p>Modelo hidrodinâmico, ecológico e de nutrientes para simulação de lagos e estuários. É desenvolvido no IPH/UFRGS. Pode ser utilizado para simulações em diversas dimensões. Possui interface gráfica amigável.</p>

Fonte: retirada e adaptada de Fan (2013).

3.5 SOFTWARES UTILIZADOS

3.5.1 MGB-IPH

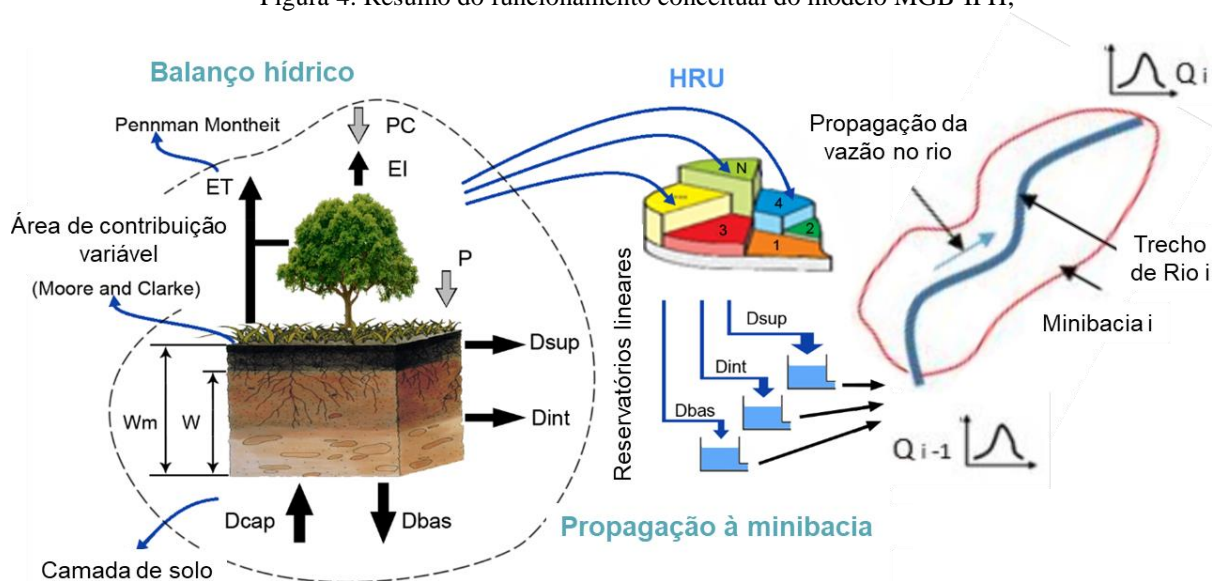
Dados de vazão em todos os trechos são de extrema importância para modelagem matemática da dispersão de um poluente em tempo real. O comportamento hidráulico do rio e a capacidade de diluição do derramamento dependem da vazão que escoar no momento analisado. (Sperling, 2007). Através de ferramentas de simulação hidrológica, como o MGB-IPH, pode-se obter os valores de vazão e outros dados hidráulicos que serão utilizados para analisar o comportamento dos constituintes até os pontos de captação de água de Porto Alegre.

O Modelo de Grandes Bacias (MGB) desenvolvido no Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) é um modelo criado com base nos modelos LARSIM (Bremicker, 1998) e VIC (Liang et al., 1994; Nijssen et al., 1997). Desde 2001 vem sendo aplicado com sucesso em grande número de bacias e bastante usado em sistemas de previsão (e.g. Collischonn et al. 2007; Paiva et al. 2013).

O MGB-IPH se baseia em processos onde a bacia hidrográfica é dividida em minibacias, subdivididas em unidades de resposta hidrológica (URH) em função da vegetação e usos do solo encontrados. São simulados os processos verticais: balanço d'água no solo, precipitação, balanço de energia e evapotranspiração, interceptação, infiltração no solo, armazenamento de água no solo e escoamento superficial, subsuperficial e subterrâneo.

O modelo calcula a evapotranspiração através da equação de Peaman-Monteith com uma abordagem similar a Wigmosta et al. (1994). O volume resultante do balanço hídrico é propagado em cada minibacia através de reservatórios lineares que representam o escoamento superficial, subsuperficial e subterrâneo. Mais detalhe sobre o desenvolvimento do modelo e equações podem ser encontrados em Collischonn e Tucci (2011) e Collischonn et al. (2007). Na rede de drenagem sua propagação foi simulada com uma formulação inercial local (Pontes et al., 2017). Um esquema do seu funcionamento pode ser visto na Figura 4,

Figura 4: Resumo do funcionamento conceitual do modelo MGB-IPH;



Fonte: Adaptado de Paiva (2009).

Na Figura 2 onde P indica a precipitação que atinge o solo, EI é a evapotranspiração da lâmina interceptada; e W_m é um parâmetro do armazenamento máximo da água na camada de solo. Originalmente o método de Muskingum-Cunge Linear (Collischon e Dornelles, 2013) era o único disponível para propagação da vazão no modelo. Atualmente o MBG-IPH está na versão Inercial, apresentada por Pontes *et al.* (2017, 2015) podendo ser simulado com o método inercial (Bates *et al.*, 2010).

3.5.2 HEC-RAS

O HEC-RAS (Hydrologic Engineering Center-River Analysis System) é um modelo desenvolvido pelo Corpo de Engenheiros do Exército Norte-americano para análises de unidimensionais de fenômenos e processos de propagação em trechos de rios. Ele é capaz de simular escoamento unidimensional em regime permanente, e também bidimensional para regime transitório, transporte de sedimentos, leito móvel e modelagem da qualidade da água. O modelo de qualidade da água, assim como o de transporte de sedimentos foi desenvolvido entre os anos de 2004 e 2007 (HEC, 2016).

Na simulação em regime transitório, o modelo utiliza as equações completas de Saint Venant e o esquema de diferenças finitas implícito de quatro pontos. O módulo de qualidade da água

soluciona a equação de advecção dispersão com um esquema numérico explícito com abordagem volumétrica, o QUICKEST (Quadratic Upstream Interpolation for Convective Kinematics with Estimated Streaming Terms) desenvolvido por Leonard (1979) em conjunto com o algoritmo ULTIMATE (Universal Limiter) por Leonar (1991) segundo Jensen *et al.* (2004). O módulo permite a simulação dos seguintes constituintes: Nitrogênio, Fósforo, Algas, Oxigênio dissolvido, DBO e constituintes arbitrários. É informado que futuras versões permitirão simular constituintes adicionais (HECRAS, 2016).

A qualidade da utilização de solução numérica para resolver as equações de advecção-dispersão depende da discretização adotada, entretanto erros em comparação a solução exata obtida de forma analítica existirão. Essa solução tem aplicação mais flexível, válida para uso também em escoamentos em regime não permanente. Já as desvantagens de modelos com solução numérica são além de erros de aproximação, instabilidade, maior quantidade de memória física alocada, maior custo operacional (Fan, 2013).

São encontradas diversas simulações feitas no módulo de qualidade da água no HEC-RAS com resultados satisfatórios em comparação de testes com traçadores. O modelo respondeu adequada e proporcionalmente a variações no coeficiente de dispersão longitudinal. Apesar disso, reforça a importância da determinação apropriada deste coeficiente em conjunto com boa discretização do modelo para boa calibração e assim atingir qualidade nos resultados simulados e confiança como ferramenta para tomada de decisões (Velísková, 2014; Szomorová, 2015).

Desde suas primeiras versões, o software HEC-RAS vem sendo amplamente utilizado e testado. A escolha desse simulador para modelagem dos derramamentos também é baseada na disponibilidade para download gratuito em domínio público, em desenvolvimento constante e na presença de uma base documental ampla (HEC, 2016). Assim, tornando-se também atrativo para simular processos em evolução, não somente a advecção-dispersão de poluentes clássicos no estudo de qualidade da água, mas outros mais incomuns. Como vantagens operacionais, o software contém uma interface gráfica de usuário (GUI) que padroniza diversos aspectos da entrada de dados, facilita uma exibição rápida e eficiente dos resultados, também verifica e converte dados utilizados. Analisando essas características, utilizar em

conjunto os dois modelos de alta qualidade, MGB-IPH e HEC-RAS subsidia desenvolvimento de uma simulação satisfatória para análise de risco de captação.

3.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE A REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Após revisão e compreensão dos parâmetros de qualidade da água, esse trabalho optou por focar na simulação de poluentes conservativos. Eles serviram como base para os experimentos porque muitos derramamentos acidentais se enquadram nessa categoria, além disso, menos informações oscilantes sobre a qualidade do rio em análise são necessárias, como temperatura da água, oxigênio dissolvido, entre outros. Com o desenvolvimento desse acoplamento testado pelos experimentos do trabalho, pode-se propor o uso da simulação de outros parâmetros no mesmo software HEC-RAS.

Estudando-se os problemas causados por derramamentos, reforça-se a importância do desenvolvimento de simulação confiável desses acidentes. Com isso, facilita-se a tomada de decisões que mitiguem esses problemas, por exemplo, alertando em tempo hábil os responsáveis por captação de água ou estimando a concentração máxima para tratamentos posteriores.

Analisando as formas de simulação de dispersão de poluentes e registros da literatura, concluiu-se que a simulação unidimensional realizada no HEC-RAS pode atender aos requisitos desejados nos experimentos, que foram tempo de deslocamento, concentrações em diferentes horários e pontos do rio. O software escolhido permite definir durações diferentes da instantânea para os derramamentos, entretanto, dada a grande distância entre os pontos de início e chegada e condições dos acidentes pensados, a instantânea foi considerada adequada.

A compreensão dos equacionamentos usados para resolução da dispersão dos poluentes em rios evidencia a importância do coeficiente de dispersão longitudinal usado em cada um. O trabalho fez testes verificando a sensibilidade dos resultados diante de alterações nesse coeficiente. Idealmente para cada rio e tipo de escoamento deve ser adotada a equação mais adequada a suas condições. Os poluentes simulados foram considerados conservativos, logo as constantes de decaimento não precisaram ser usadas nos experimentos. Contudo, para simular outros constituintes, devem-se verificar as constantes de decaimento descritas na revisão acima.

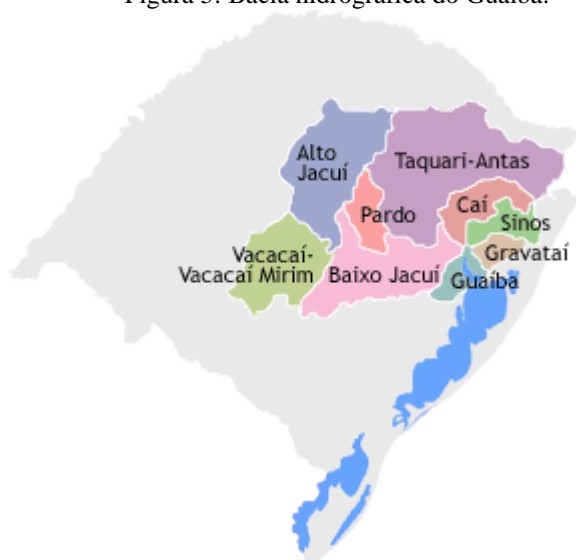
Muitos são os softwares existentes para a simulação da qualidade da água, a escolha pelo acoplamento dos arquivos gerados pela simulação no MGB-IPH ao HEC-RAS é justificada pela disponibilidade gratuita na internet, os constantes desenvolvimentos de ambos softwares e a existência do modelo já calibrado das bacias escolhidas no primeiro. Essa integração pode ser o primeiro passo para o desenvolvimento de uma ferramenta de alerta para acidentes com derramamento ocorridos na região.

4 METODOLOGIA

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do Guaíba é composta pelas seguintes bacias hidrográficas: Alto Jacuí, Baixo Jacuí, Pardo, Vacacaí, Taquari-Antas, Caí, Sinos e Gravataí. Elas estão localizadas no estado do Rio Grande do Sul, sua distribuição pode ser verificada na figura 5 abaixo:

Figura 5: Bacia hidrográfica do Guaíba.



Fonte: <http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/guaiba.asp>

4.2 SIMULAÇÃO EXTRAÍDA DO MGB-IPH

A área a montante de Porto Alegre, escolhida para os experimentos de dispersão de poluentes, está contida dentro de uma bacia mais abrangente, da Lagoa dos Patos. Essa bacia foi estudada e calibrada nas simulações encontradas em Lopes (2015) e Lopes (2018). Os resultados simulados no período de 1990 a 2010 na etapa de calibração do trabalho foram selecionados para a continuação dos estudos com o HEC-RAS. Caso período diferente deste, ou mais atual fosse desejado, as seguintes etapas deveriam ser refeitas ou revisadas.

O banco de dados utilizado pelo modelo MGB-IPH que gerou os resultados usados consistia em mapas, de modelos digitais de elevação (MDE), de tipo e uso do solo e arquivos de séries históricas climáticas, de precipitação e de vazão. A rede de drenagem foi gerada a partir do

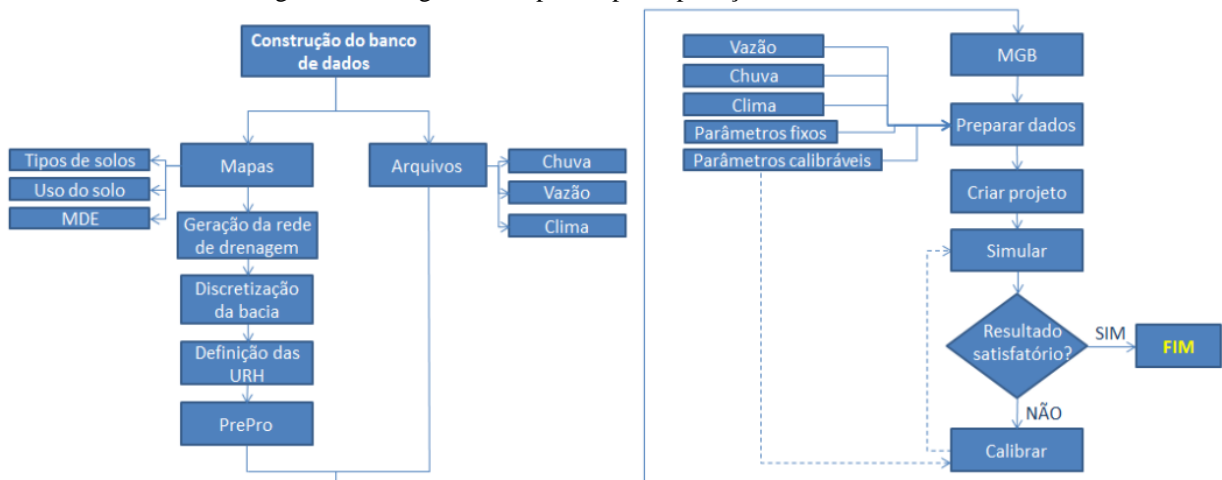
MDE, obtendo-se a discretização em minibacias e as áreas de contribuição de cada uma e das sub-bacias a qual pertencem. Em combinação com o mapa de uso e tipo de solo, foram criadas Unidades de Resposta Hidrológica (URH), que estão presentes em porcentagens diferentes em cada minibacia e representam regiões com comportamento hidrológico similar. Para cada uma também são fornecidos após discretização pelo modelo, os dados de clima e precipitação. Esses dados de entrada permitem que o modelo seja colocado em funcionamento.

Os dados de relevo foram obtidos por meio do Modelo Digital de Elevação (MDE) do SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) (Farr *et al.*, 2007) com resolução espacial de 90 m e resolução vertical de 1 m. As Unidades de Resposta Hidrológica da região foram adquiridas a partir do mapa de URHs desenvolvido por Fan et al.(2015c).

As séries de dados diários das estações pluviométricas e fluviométricas pertencentes à área usadas na simulação adotada foram coletadas a partir do site Hidroweb (<http://hidroweb.ana.gov.br>) da Agência Nacional das Águas (ANA). Os dados climatológicos de pressão atmosférica, velocidade do vento, umidade relativa, temperatura do ar e insolação foram obtidos a partir do banco de dados do INMET, disponíveis no MGB-IPH. A evapotranspiração em cada URH é calculada com base nesses dados.

Após a realização do pré-processamento, estavam disponíveis os arquivos e mapas necessários para criação do projeto e simulação no modelo. A aquisição dos dados e mapas necessários para iniciar a modelagem está ilustrada juntamente com as etapas no fluxograma abaixo:

Figura 6: Fluxograma dos passos para aplicação do modelo MGB-IPH



Fonte: Lopes (2015).

A simulação que gerou as saídas usadas para o HEC-RAS foi feita no modo inercial para representar adequadamente principalmente as regiões mais planas próximas ao delta do Jacuí. Após a simulação a calibração do modelo foi feita com base nos dados de vazão observada e adotado um período com quantidade satisfatória de dados de precipitação e vazão. Podem ser ajustados nessa etapa os parâmetros do solo, sendo o mais importante o W_m de cada URH.

Os resultados gerados após a simulação foram hidrogramas e curvas de permanência para as vazões calculadas e observadas. Séries de níveis simulados também estavam disponíveis, assim como a área inundada simulada. Um arquivo importante gerado no pré-processamento é denominado *Mini.gtp*, nele estarão contidas informações como área de drenagem local e a montante, largura, profundidade, comprimento e declividade do trecho, identificação da bacia a jusante. Outros dois arquivos, cada qual contendo os valores de evapotranspiração diária e vazão em cada minibacia e trecho de rio contido nela foram gerados após a simulação. As saídas geradas dessa simulação já calibrada adotada foram colocadas em uma rotina para se adequar ao formato compatível ao modelo hidrodinâmico unidimensional Hydrologic Engineering Center's River Analysis System (HEC-RAS).

4.3 PONTOS DE POSSÍVEIS ACIDENTES

Acidentes com derramamentos nos rios costumam acontecer em pontes de rodovias ou ferrovias. A FEPAM disponibiliza em seu site o registro de 681 acidentes que ocorreram desde 1994 até abril de 2017 no Estado do Rio Grande do Sul. Foram escolhidos com dessa base de locais acidentes os pontos para simular os experimentos.

Futuramente a ideia é possibilitar o desenvolvimento de um sistema para acompanhamento em tempo real dos derramamentos acidentais que venham a acontecer em rios que drenam para o delta do Jacuí. A base de informações de despejos no passado, de tipos de poluentes, local exato, e data permite análise com dados hidráulicos simulados pelo MGB-IPH para aquele momento preciso. Para a correta tomada de decisão diante de emergências ambientais ainda serão necessários dados precisos de volume e concentração do poluente derramado. Essas informações não foram obtidas, pois o trabalho se propôs a realizar primeiro experimentos para validar a ferramenta.

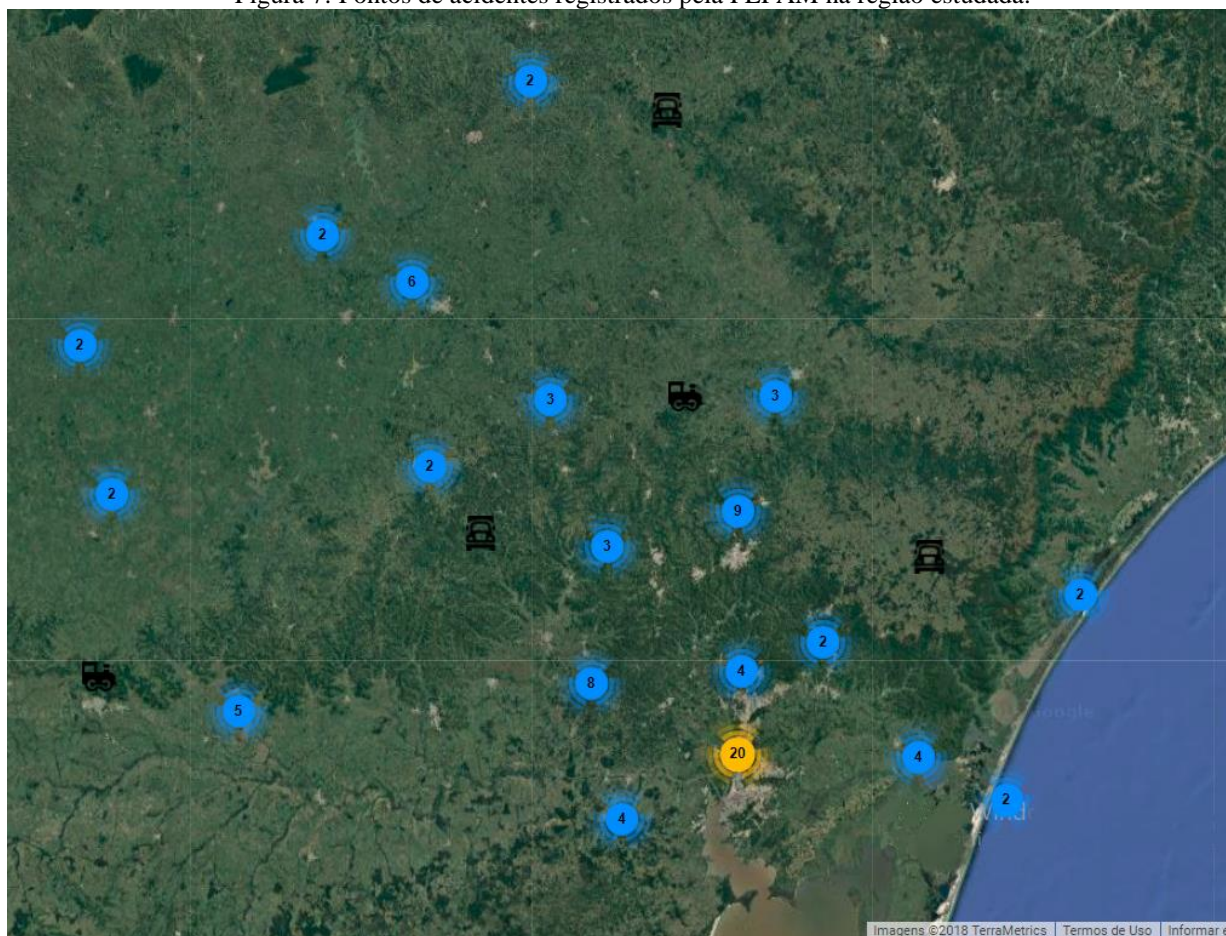
A tabela a seguir informa alguns dados encontrados no site da FEPAM e a próxima figura tem marcados os locais da região que têm registro de acidentes, pontos próximos estão aglutinados e informam o número de acidentes que representam.

Tabela 7: Acidentes no transporte de resíduos e produtos perigosos

	Data	Local do acidente	Município	Produto envolvido
1	13/04/2017	BR 158, km 518	Santana do Livramento	diesel e gasolina
2	05/03/2017	km 231 da Linha Ferroviária	Muitos Capões	diesel
3	06/02/2017	BR 101, km 7	Torres	ácido sulfúrico
4	31/01/2017	BR 290, km 115	Eldorado do Sul	GNC
5	18/01/2017	linha férrea	Veranópolis	diesel
6	19/12/2016	RS 115, km 27	Gramado	gasolina
7	18/11/2016	BR 386, km 418	Montenegro	Gasolina
8	26/10/2016	RS 135, km 43	Coxilha	diesel
9	10/10/2016	ERS 400, km 39	Passa Sete	diesel
10	10/10/2016	RS 404 entre Sarandi e Rondinha	Sarandi	álcool
11	03/10/2016	BR 153, km 10	Marcelino Ramos	biodiesel
12	01/10/2016	RS 122, km 20	Bom Princípio	gasolina
13	26/09/2016	RS 805, junto à ponte sobre rio Ibicuí Mirim	Dilermando de Aguiar	emulsão asfáltica
14	21/09/2016	BR 158 com Br 293	Santana do Livramento	Agrotóxicos
15	07/09/2016	BR 392 km 65	Pelotas	Diesel
16	05/09/2016	BR 386 km 379	Tabaí	Diesel
17	30/08/2016	RS 118	Cachoeirinha	Soda Cáustica
18	30/08/2016	Br 290 km 459	Rosário do Sul	Gasolina e Diesel
19	25/08/2016	BR290, km 06	Osório	Gasolina
20	10/08/2016	BR 386 km 370	Teutônia	Pesticida
21	18/07/2016	BR 285, km 610	Santo Antônio das Missões	Gasolina
22	15/07/2016	Estrada da Linha 16	Vila Maria	Diesel
23	14/07/2016	BR 386 km 292	Pouso Novo	Gasolina
24	14/07/2016	BR 386 km 198	Victor Graeff	Diesel
25	04/07/2016	BR 285 km 425,6	Panambi	Diesel
26	08/06/2016	Av. Independência	Esteio	Gasolina e Diesel
27	07/06/2016	BR 290, km 113	Eldorado do Sul	Agrotóxico
28	21/04/2016	BR 116, km 474	Turuçu	Ácido Fórmico
29	09/04/2016	BR 158, km 382	Dilermando de Aguiar	Diesel e Gasolina
30	06/04/2016	Monobóia Transpetro - MN602	Tramandaí	Petróleo
31	30/03/2016	BR 116	Vacaria	Ác. Clorídrico
32	20/03/2016	RS 153, km 41	Sertão	Glicerina
33	11/03/2016	RS 122, rótula acesso a cidade	Antônio Prado	Gasolina
34	23/02/2016	Linha Férrea, próximo ponte Rio Caí	Nova Santa Rita	combustível
35	22/02/2016	BR 101, km 73	Osório	Diesel

Fonte: Site da FEPAM (http://www.fepam.rs.gov.br/emergencia/rel_acidentes.asp).

Figura 7: Pontos de acidentes registrados pela FEPAM na região estudada.

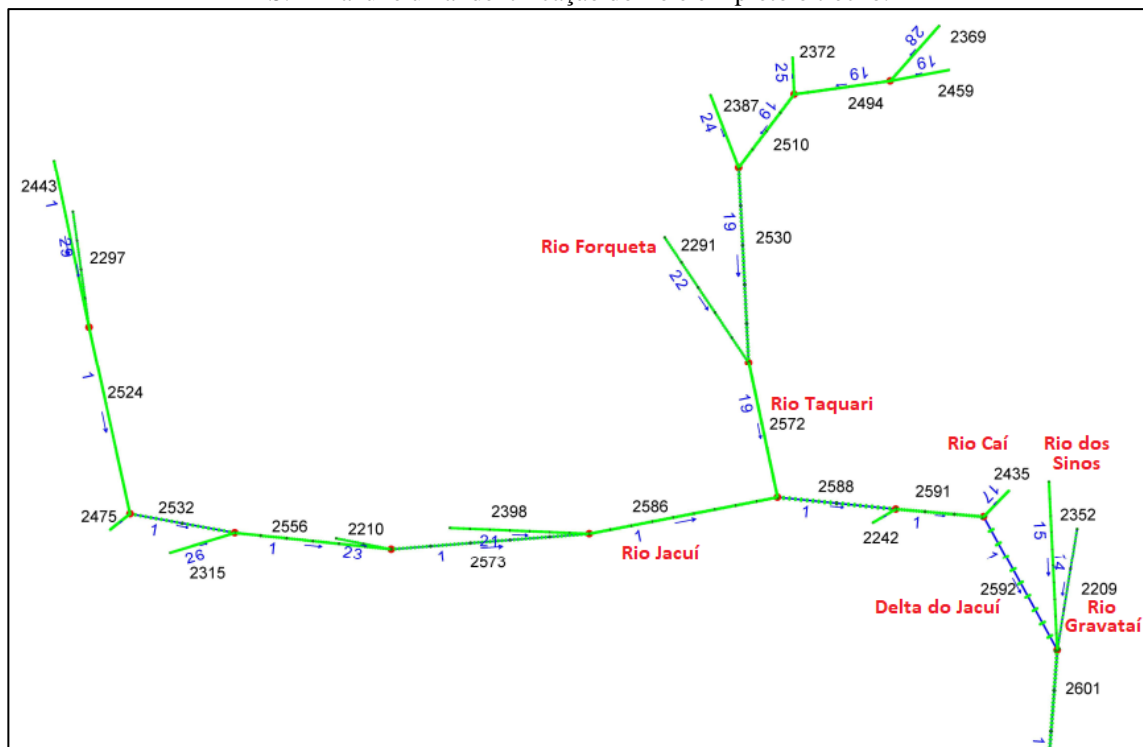


Fonte: Site da FEPAM (http://www.fepam.rs.gov.br/emergencia/rel_acidentes.asp).

4.4 SIMULAÇÃO NO HEC-RAS

Os dados exportados do MGB-IPH forneceram os dados hidráulicos dos trechos de rios simulados: área, perímetro, raio hidráulico e declividade para a resolução das equações de Saint Venant. Esses dados, trabalhados pela rotina, geraram, também a geometria dos rios no HEC-RAS que pode ser vista na Figura 8 abaixo, contendo o número de cada rio e trecho que posteriormente foram usados nos experimento. Essa geometria é esquemática, não representa as distâncias proporcionais entre trechos ou sinuosidades dos rios, nem localização exata. Ela também foi criada a partir dos pontos de rio com área de drenagem maior que 1750 km², valor escolhido para reduzir o tamanho da rede, mas ainda assim apresentar os menores rios desejados. As seções originais importadas do MGB-IPH foram interpoladas a cada quilometro, originalmente estavam a cada 10 quilômetros.

Figura 8: Geometria representativa dos rios a montante de Porto Alegre no HEC-RAS. Em azul é uma identificação do rio e em preto o trecho.



Cada cabeceira de rio apresentada e cada seção ao longo dos trechos tem associado a eles, hidrogramas de entrada, informação trazida do MGB-IPH após uso da rotina para adequação do formato dos dados. Após verificar a representação desses dados na geometria decidiu-se manter os valores de coeficiente de Manning padrão 0,035 para a simulação.

O presente trabalho não contou com a utilização de traçadores para determinação do coeficiente de dispersão longitudinal nos diferentes rios e trechos simulados. Logo, os cálculos dos coeficientes de dispersão longitudinal poderiam ser feitos com base nas tabelas do referencial teórico, onde cada equação foi desenvolvida com base em estudos para diferentes cursos de água, com condições de escoamento diferentes. A partir dos dados hidráulicos de cada trecho modelado deveria ser escolhida a equação que é mais compatível com as características para as quais a equação foi testada e criada (Fan, 2013). Neste trabalho optou-se por usar a ferramenta de cálculo do coeficiente de dispersão interna do HEC-RAS, além de fixar outros coeficientes para verificar a sensibilidade da simulação a sua alteração, sem uso de outras equações.

Para simulações de derramamentos pontuais, utilizou-se a ferramenta “Mass Injection”, onde foi fornecida quantidade de massa do poluente, e não necessariamente sua concentração. Para adicionar esse derramamento indicou-se a seção correspondente do rio escolhido em (RS Location) e a massa em gramas (HEC, 2016).

Foram simulados constituintes arbitrários sem decaimento. Para isso, na opção de Dados de Qualidade da Água selecionou-se a de constituintes arbitrários. Ali se pode adicionar ou editar parâmetros existentes. Caso a proposta fosse simular poluentes não conservativos, nesse local deveriam ser colocados os valores de constantes de decaimento de primeira ordem ou segunda ordem.

4.5 EXPERIMENTOS REALIZADOS

Foram definidos cinco pontos para testar os experimentos, um em cada rio que desagua diretamente no delta do Jacuí (rio Gravataí, rio dos Sinos, rio Caí e rio Jacuí) e um ponto no rio Taquari por ser um afluente importante do Jacuí. Esses efluentes foram escolhidos para os testes iniciais pela proximidade com a cidade de Porto Alegre. Neles foram localizadas as pontes de rodovias ou ferrovias, por serem pontos propensos à ocorrência de acidentes com derramamento nos rios. Os mapas com os locais escolhidos estão apresentados nos resultados de cada experimento. Após definição dos locais pelo Google Earth, foram medidas as distâncias, aproximadas até o delta do Jacuí e comparadas com as representadas na geometria com todos os rios do HEC-RAS. A seguir, pode-se determinar, em cada rio, o número da seção na qual seria feito o derramamento, usando como referência a distância até o delta e outros afluentes próximos do local, como, por exemplo, no rio Taquari, já que a ponte de Lajeado fica apenas a 10 km a jusante da entrada do rio Forqueta. O ponto de lançamento no rio Jacuí, na ponte da cidade de Rio Pardo também teve como referência a proximidade com o afluente de mesmo nome da cidade.

Pela interface, após abrir a janela de dados de entrada de qualidade da água, foram inseridas as informações do derramamento: localização (número do rio, trecho e seção), data e hora, massa em gramas e duração de cada experimento. As datas foram escolhidas com base no hidrograma gerado após simulação hidráulica ainda que sem uma boa calibração, contemplando uma vazão menor e outra maior no período de seis meses simulado. A massa

escolhida para todos os derramamentos foi de dez toneladas, por ser um valor comum em carregamentos em transportes com caminhão. A duração dos derramamentos foi determinada como sendo instantânea.

Os constituintes arbitrários são independentes da modelagem da temperatura e de nutrientes, oxigênio dissolvido, DBO e algas. O tamanho da célula para simulação da qualidade escolhido foi 1000m por ser, aproximadamente, a distância entre as seções já predefinidas. Quanto maior esse tamanho, menor é o tempo computacional necessário para simular. Alterações nesse valor não exigiriam uma nova simulação do escoamento, pois não afeta a simulação hidráulica. Já as condições de contorno foram ajustadas em todos os experimentos para zero em todos os locais, ou seja, a concentração do poluente derramado, antes do experimento, é zero em todos os rios.

Os coeficientes de dispersão fixos escolhidos foram 2, 5 e 20. Para quarta simulação em cada data foi utilizada a ferramenta de cálculo do HEC-RAS, que utiliza a equação de Fischer para calcular este coeficiente de dispersão. Entretanto, deve ser determinado um intervalo, adotado de 2 a 100 m²/s, inserido na interface para cada simulação.

Após definição de todas as características do derramamento e condições de contorno em todos os rios, o período para simulação da dispersão dos poluentes no módulo de qualidade da água precisou ser definido como o mesmo da simulação hidráulica do escoamento não permanente. A seguir foram resumidas as informações das simulações nas Tabelas 8 e 9.

Tabela 8: Resumo dos experimentos realizados.

Nº do experimento	Rio - Local	Data	Hora	Condição de vazão	Coeficiente de dispersão			
					2	5	20	
1	Rio Gravataí - rodovia BR-290 próximo à RS-118	25-mar-90	12:00	baixa	2	5	20	calculado
		8-mai-90	12:00	alta	2	5	20	calculado
2	Rio dos Sinos - ponte da rodovia BR-116 próximo à São Leopoldo	20-mar-90	12:00	baixa	2	5	20	calculado
		5-mai-90	12:00	alta	2	5	20	calculado
3	Rio Caí - ponte da rodovia BR-386	15-fev-90	12:00	baixa	2	5	20	calculado
		10-mai-90	12:00	alta	2	5	20	calculado
4	Rio Taquari - ponte da rodovia BR-386 próximo à cidade de Lajeado	15-fev-90	12:00	baixa	2	5	20	calculado
		9-jun-90	12:00	alta	2	5	20	calculado
5	Rio Jacuí - ponte da rodovia RS-471 próximo à cidade de Rio Pardo	30-mar-90	12:00	baixa	2	5	20	calculado
		9-jun-90	12:00	alta	2	5	20	calculado

Tabela 9: Resumo das características das simulações

Massa injetada	10 toneladas
Duração	Instantânea
Tamanho célula de simulação	1000
Condições de contorno	0 mg/l
Concentrações iniciais	0 mg/l

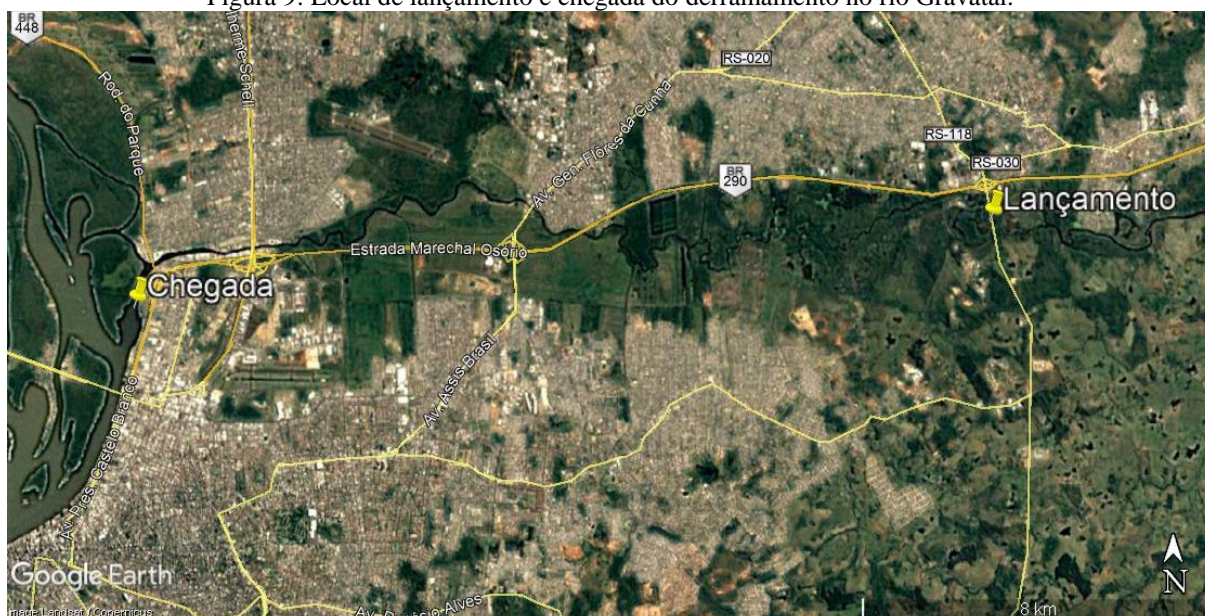
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados gerados para cada experimento foram os gráficos de concentração do poluente por distância até a chegada ao delta do Jacuí, chamados de polutogramas. Por fim, também foi montada uma tabela para cada rio escolhido, onde estão registrados os tempos de deslocamento e grau de concentração de poluentes no encontro com o delta.

5.1 EXPERIMENTO 1 – RIO GRAVATAÍ

O local escolhido para testar o derramamento de dez toneladas de poluente nesse rio foi próximo à BR 290 e a RS 118, visto que ali já ocorreu um acidente no dia 08 de setembro de 2017 com vazamento de produtos químicos diversos, segundo o site da FEPAM. Através do Google Earth e geometria do HEC-RAS mediu-se uma distância de aproximadamente 28 km pelo rio deste local até o encontro com o delta do Jacuí. A Figura 09 abaixo apresenta os locais considerados de lançamento e chegada final.

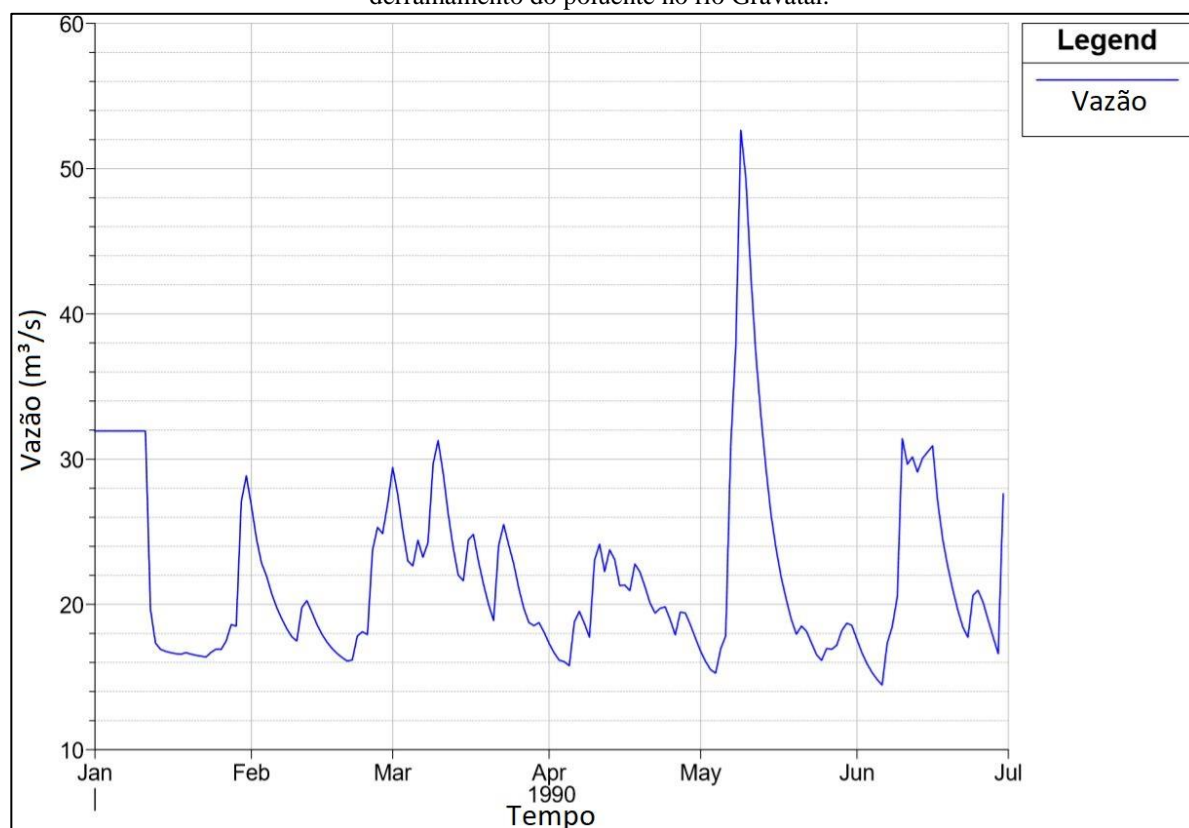
Figura 9: Local de lançamento e chegada do derramamento no rio Gravataí.



Fonte: Imagem do Google Earth datada de 2012.

As datas escolhidas foram 25 de março e 08 de maio de 1990 dentro do período de seis meses. A primeira apresentou baixas vazões, enquanto a segunda, o aumento de vazão. O hidrograma da Figura 10 a seguir foi extraído da seção 382.03, local de lançamento do poluente.

Figura 10: Hidrograma gerado pelo HEC-RAS na seção escolhida para derramamento do poluente no rio Gravataí.



Os polutogramas a seguir mostram, a cada dezesseis horas, o local da pluma de poluentes e a concentração ao longo da distância percorrida no rio Gravataí, identificado por 14-2209 acima do gráfico.

Para o derramamento no dia 25 de março às 12 horas a chegada ao delta do Jacuí foi ao dia 31 de março, após 6 dias e 4 horas, aproximadamente, a pluma percorreu ao todo 28 km. Para o coeficiente de dispersão fixo escolhido de $2,0 \text{ m}^2/\text{s}$ (Figura 11) a concentração na chegada do delta foi de aproximadamente $2,7 \text{ mg/l}$, para o coeficiente de $5 \text{ m}^2/\text{s}$ (Figura 12) reduziu para $2,4 \text{ mg/l}$. Com o coeficiente de dispersão igual a $20 \text{ m}^2/\text{s}$ (Figura 13) a concentração ao chegar no delta foi de $1,55 \text{ mg/l}$. Essa concentração voltou para cerca de $2,7 \text{ mg/l}$ utilizando-se a ferramenta de cálculo interna do HEC-RAS (Figura 14), evidenciando que o coeficiente de dispersão calculado foi muito próximo de $2 \text{ m}^2/\text{s}$ para esse rio com essas condições de vazão.

Figura 11: Polutograma do derramamento no dia 25 de março no rio Gravataí próximo à ponte da RS-118 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a $2 \text{ m}^2/\text{s}$.

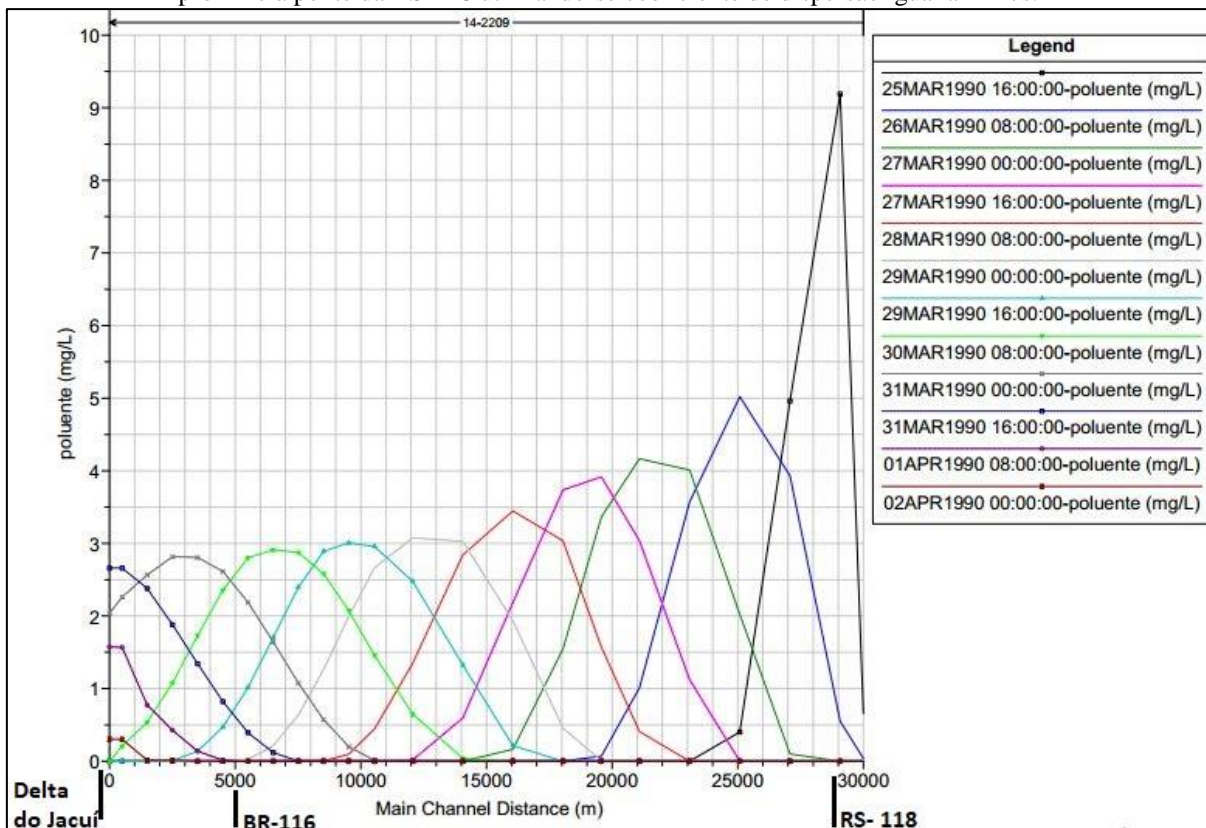


Figura 12: Polutograma do derramamento no dia 25 de março no rio Gravataí próximo à ponte da RS-118 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a $5 \text{ m}^2/\text{s}$.

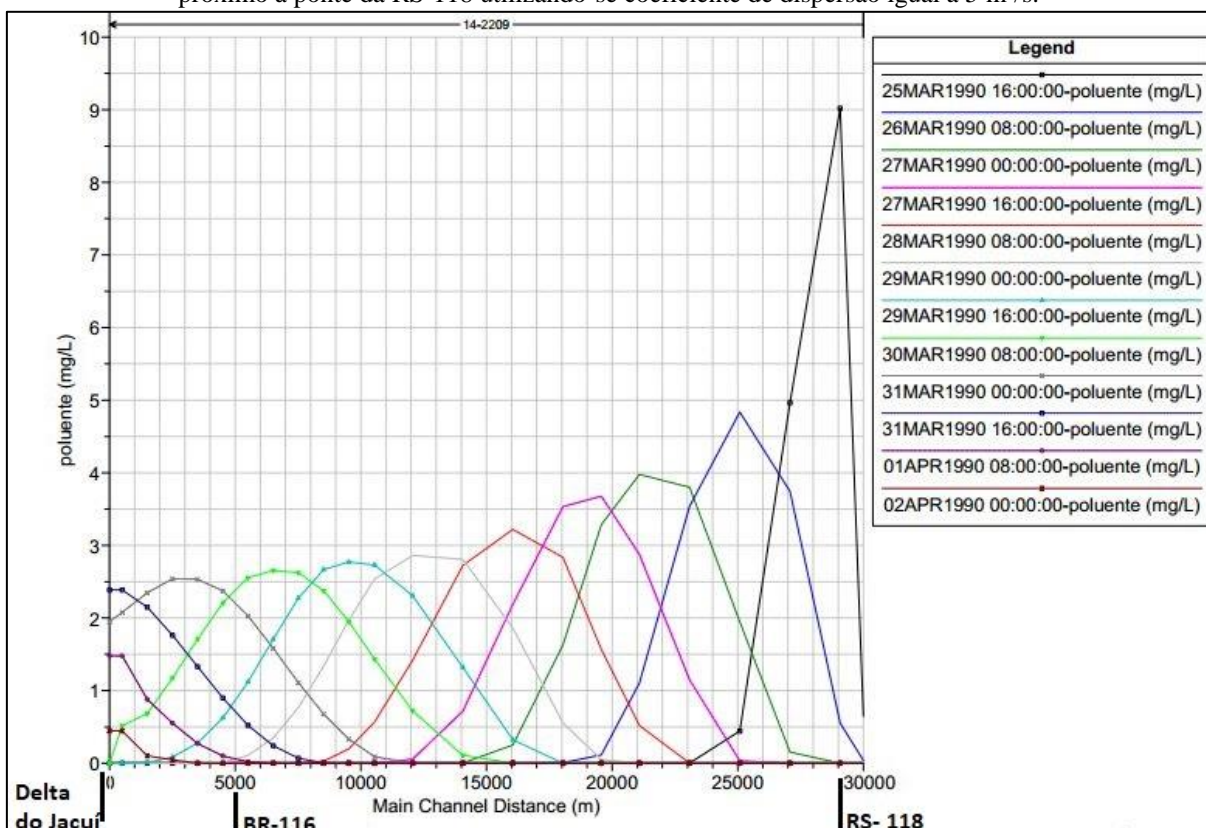


Figura 13: Polutograma do derramamento no dia 25 de março no rio Gravataí próximo à ponte da RS-118 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 20 m²/s.

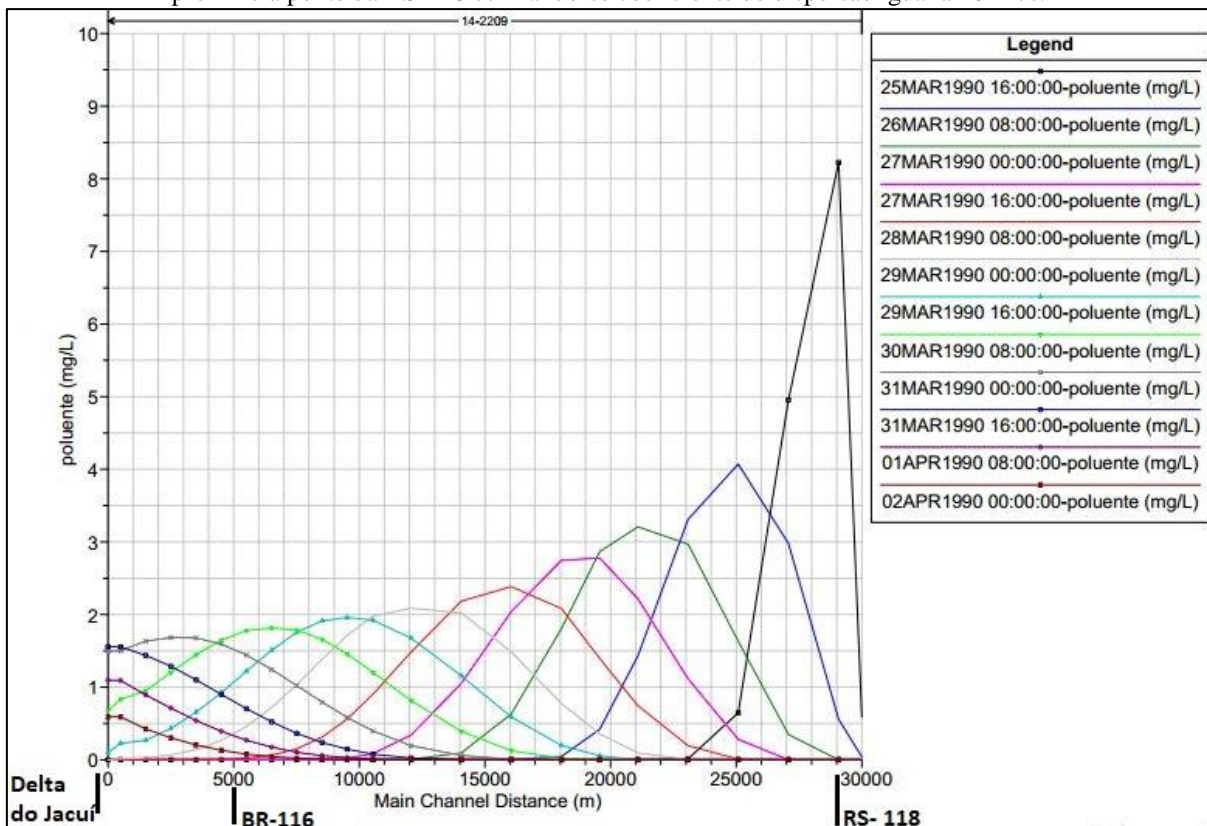
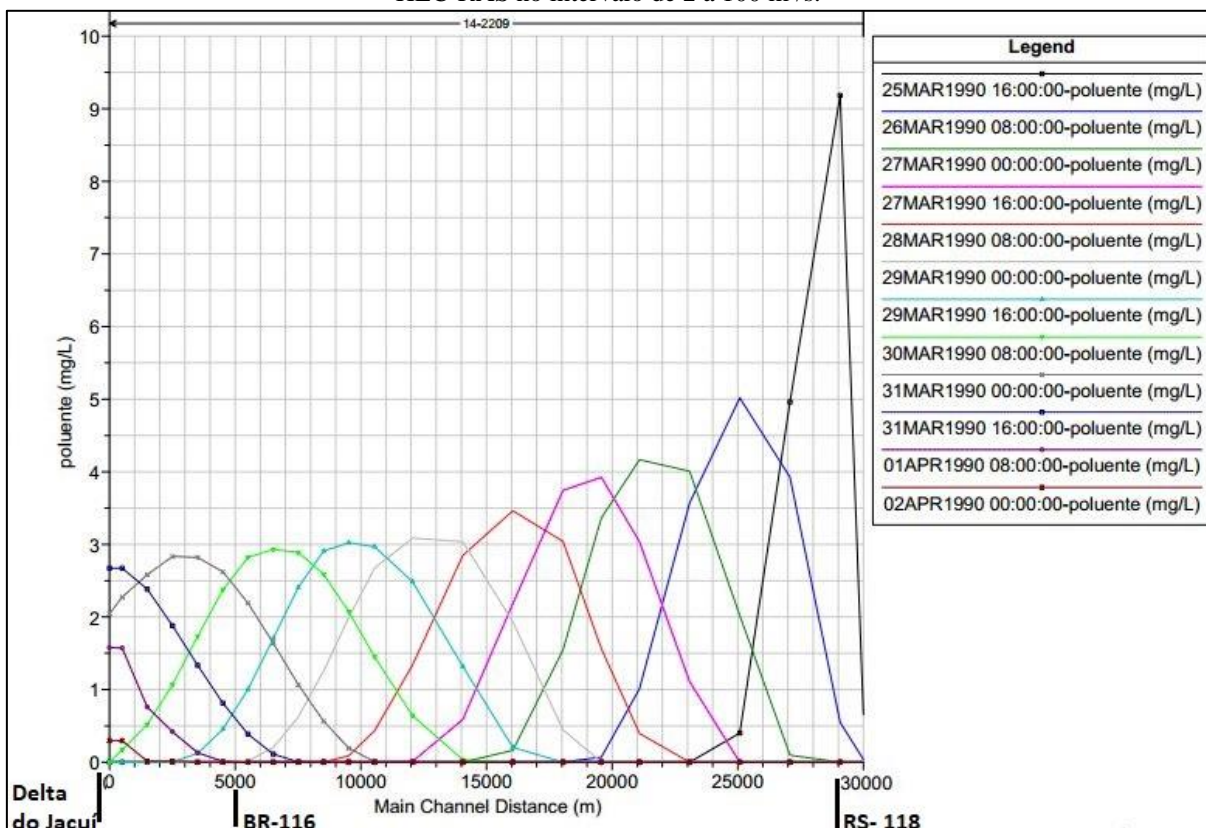


Figura 14: Polutograma do derramamento no dia 25 de março no rio Gravataí próximo à ponte da RS-118 utilizando-se coeficiente de dispersão calculado pelo HEC-RAS no intervalo de 2 a 100 m²/s.



Para o derramamento no dia 08 de maio às 12 horas a chegada ao delta do Jacuí foi ao dia 14 de maio, após 5 dias e meio, aproximadamente, a pluma percorreu ao todo 28 km. O intervalo apresentado no eixo vertical dos próximos polutogramas foi reduzido para 5. Para o coeficiente de dispersão fixo escolhido de 2,0 m²/s (Figura 15) a concentração na chegada do delta foi de aproximadamente 1,35 mg/l, para o coeficiente de 5 m²/s (Figura 16) reduziu para 1,25 mg/l. Com o coeficiente de dispersão igual a 20 m²/s (Figura 17) a concentração ao chegar no delta foi de 0,85 mg/l. Essa concentração voltou para cerca de 1,40 mg/l utilizando-se a ferramenta de cálculo interna do HEC-RAS (Figura 18), evidenciando que o coeficiente de dispersão calculado foi próximo e um pouco menor que 2 m²/s para esse rio com essas condições de vazão.

Figura 15: Polutograma do derramamento no dia 08 de maio no rio Gravataí próximo à ponte da RS-118 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 2 m²/s.

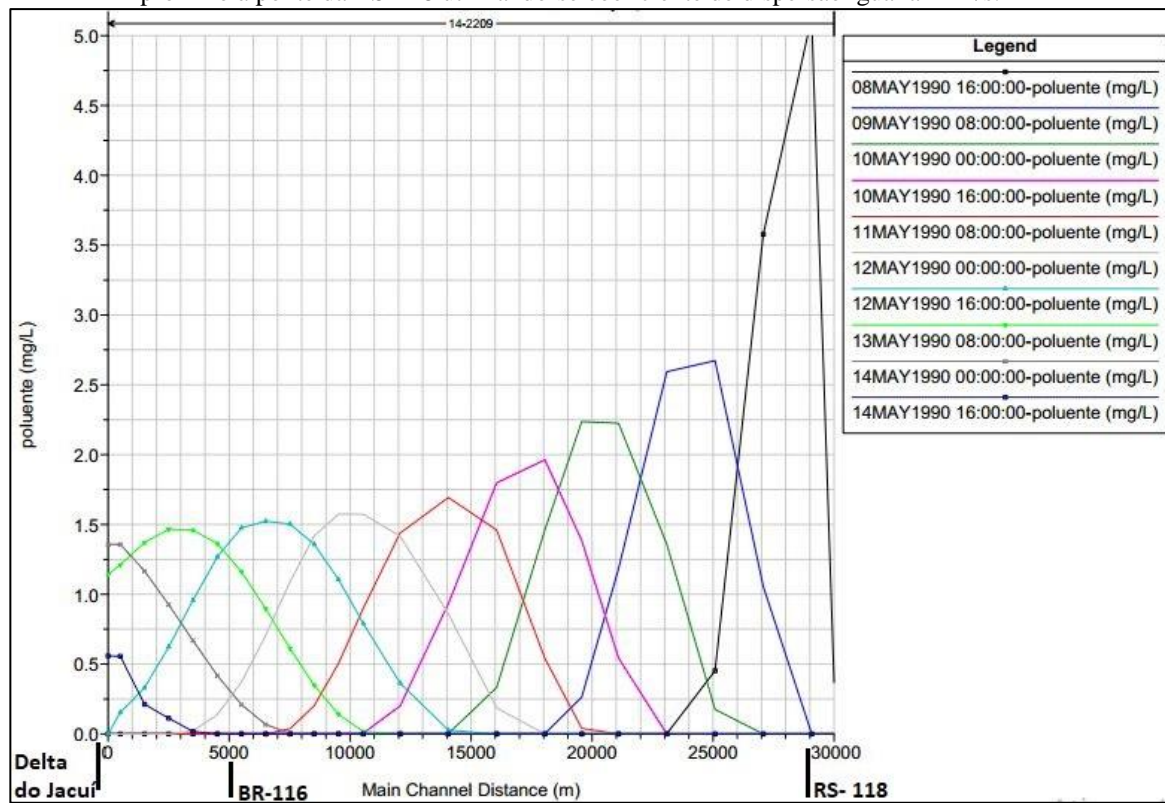


Figura 16: Polutograma do derramamento no dia 08 de maio no rio Gravataí próximo à ponte da RS-118 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 5 m²/s.

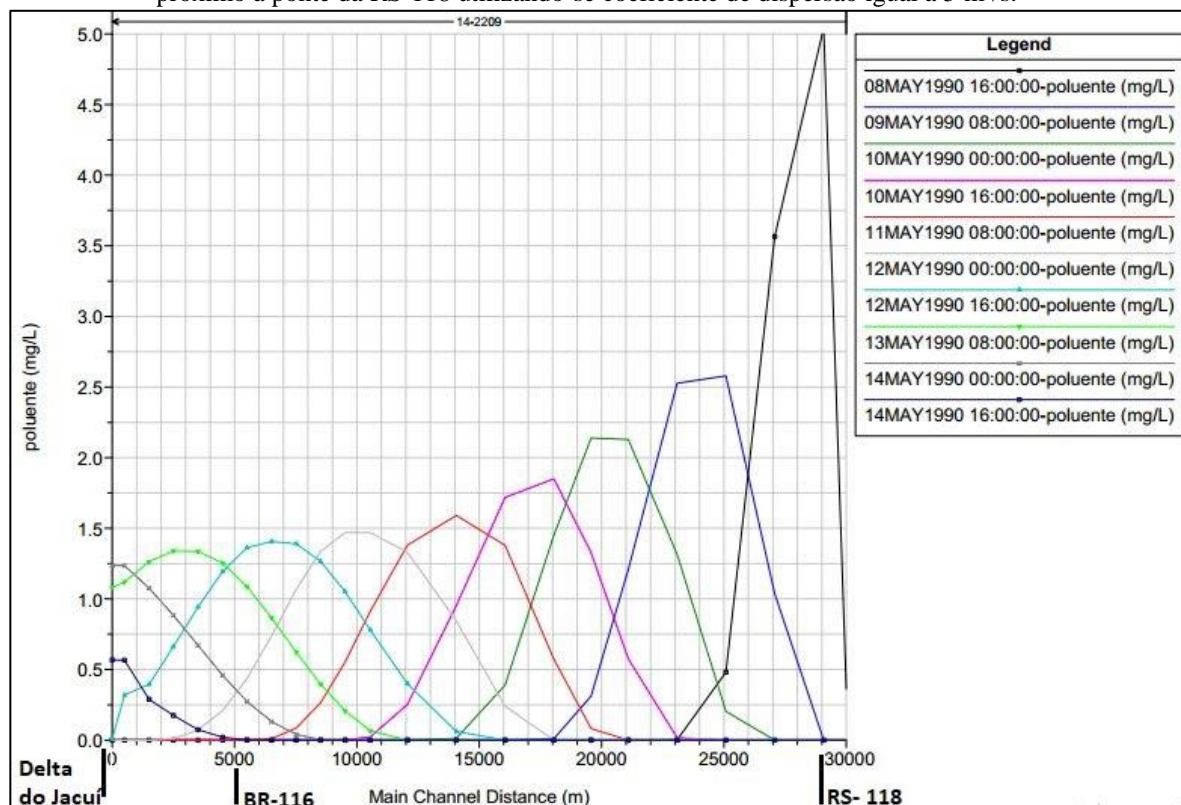


Figura 17: Polutograma do derramamento no dia 08 de maio no rio Gravataí próximo à ponte da RS-118 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 20 m²/s.

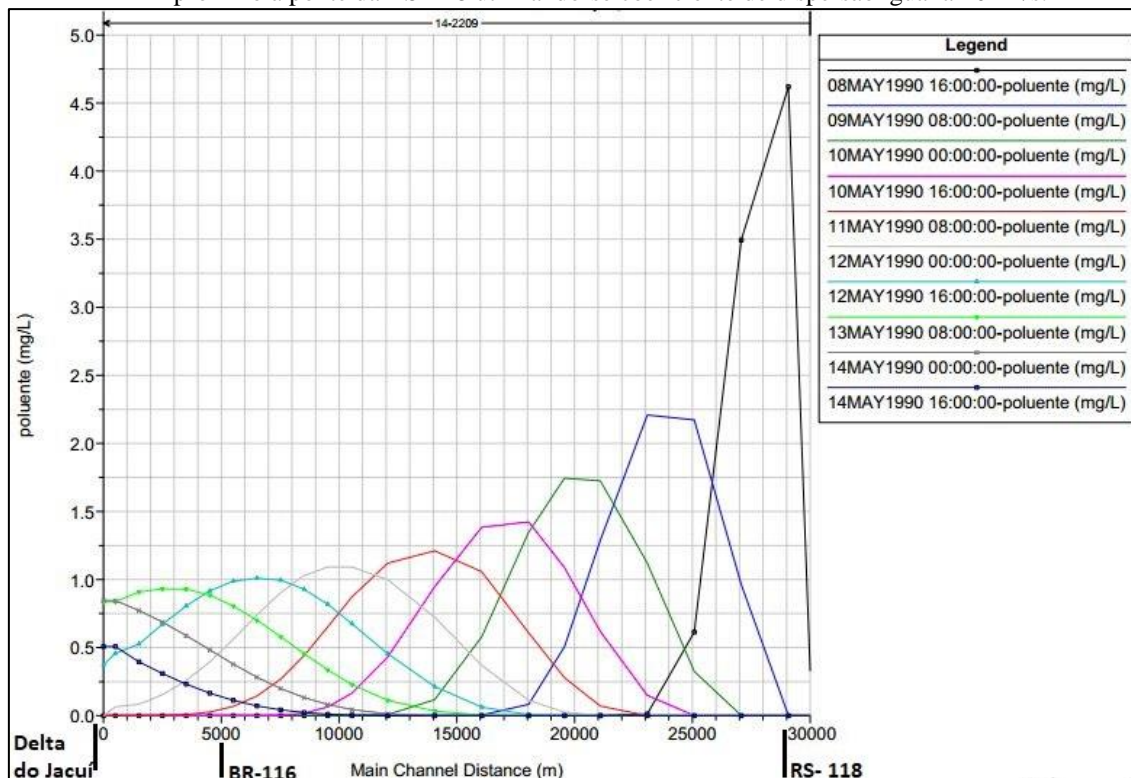


Figura 18: Polutograma do derramamento no dia 08 de maio no rio Gravataí próximo à ponte da RS-118 utilizando-se coeficiente de dispersão calculado pelo HEC-RAS no intervalo de 2 a 100 m²/s.

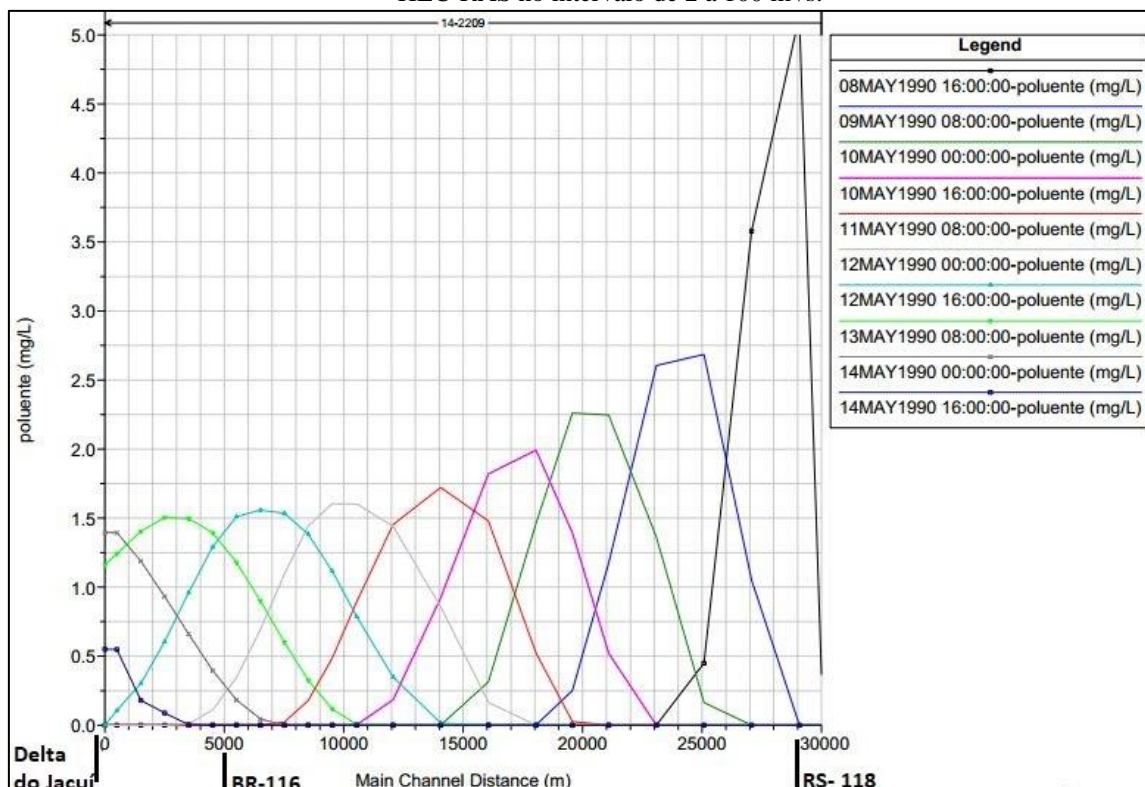


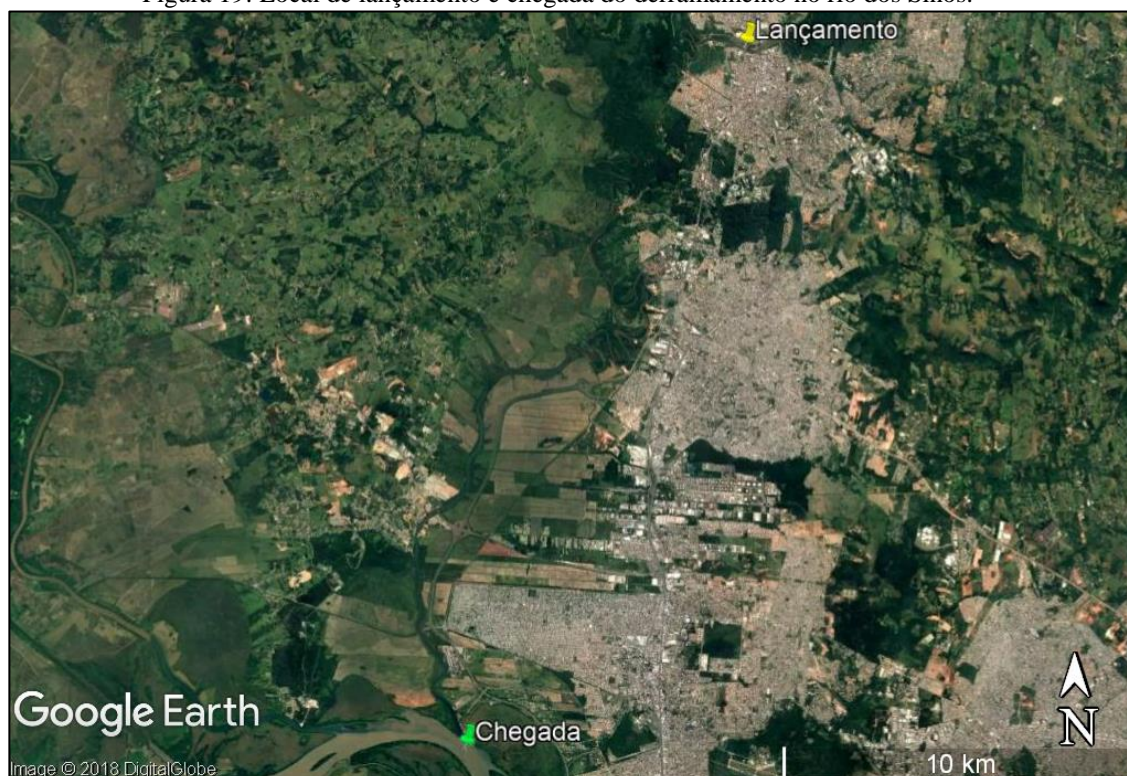
Tabela 10: Resumo de concentrações resultantes das 8 simulações no rio Gravataí.

Derramamento no rio Gravataí- próximo à ponte da RS-118				
Data	Coefficiente de dispersão (m ² /s)	Concentração no delta (mg/l)	Tempo de Deslocamento (h)	Distância (km)
25/mar/90 vazão baixa	2,00	2,70	148	28
	5,00	2,40	148	28
	20,00	1,55	148	28
	calculado	2,70	148	28
08/mai/90 vazão aumenta	2,00	1,35	132	28
	5,00	1,25	132	28
	20,00	0,85	132	28
	calculado	1,40	132	28

5.2 EXPERIMENTO 2 – RIO DOS SINOS

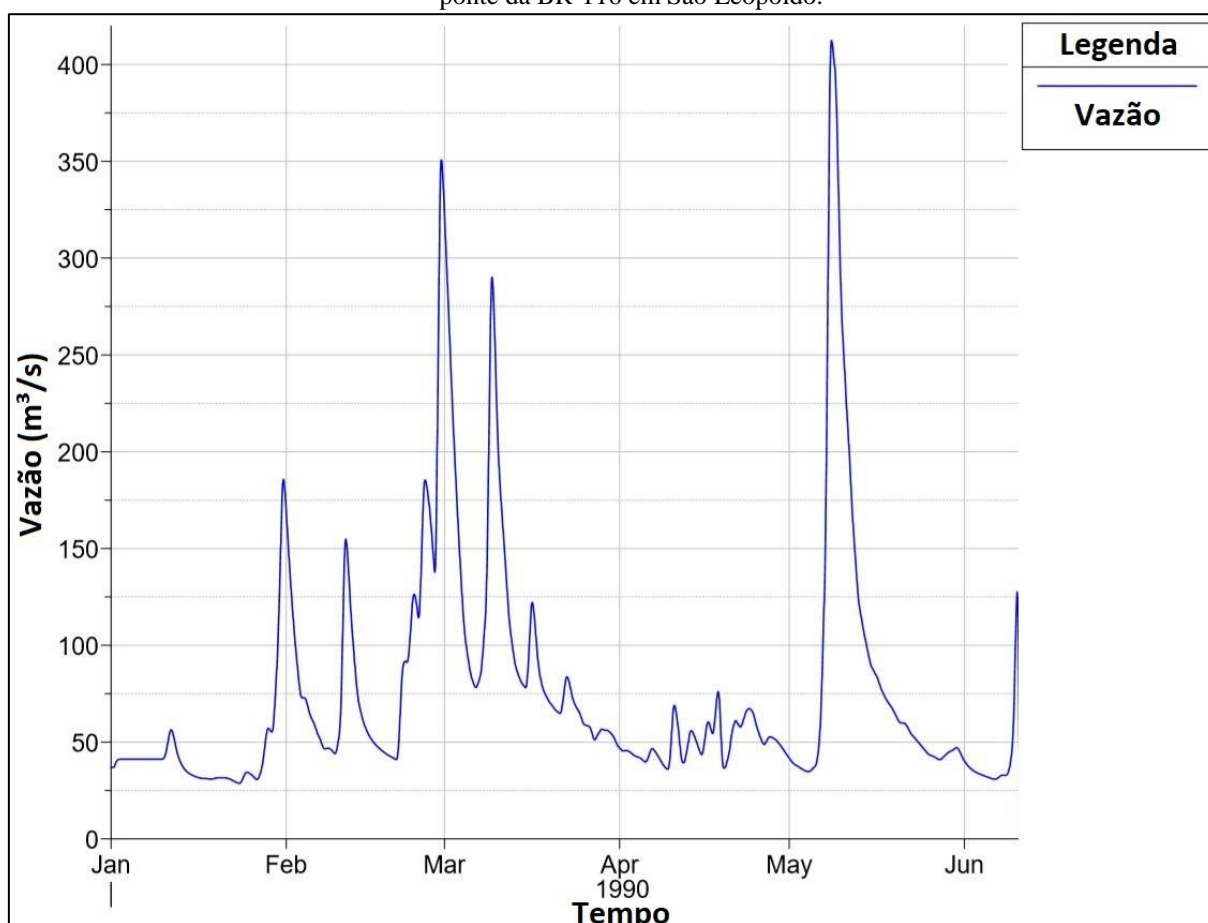
O local escolhido para testar o derramamento de dez toneladas de poluente nesse rio foi próximo da cidade de São Leopoldo na ponte da rodovia BR 116, por ser um ponto propenso à ocorrência de acidentes com derramamento. Através do Google Earth (Figura 19) e geometria do HEC-RAS mediu-se uma distância de aproximadamente 42 km pelo rio deste local até o encontro com o delta do Jacuí.

Figura 19: Local de lançamento e chegada do derramamento no rio dos Sinos.



As datas escolhidas foram 20 de março e 5 de maio de 1990 dentro do período de 6 meses. A primeira apresentou baixas vazões, enquanto a segunda, um aumento de vazão no período, verificado no hidrograma da Figura 20. Os polutogramas a seguir (Figura 21 a 28) mostram, a cada quatro horas, o local da pluma de poluentes e a concentração ao longo da distância percorrida no rio dos Sinos, identificado por 15-2352 na geometria do HEC-RAS (Figura 08).

Figura 20: Hidrograma gerado no HEC-RAS para o rio dos Sinos próximo à ponte da BR-116 em São Leopoldo.



Para o derramamento no dia 20 de março ao meio dia a chegada ao delta do Jacuí foi após aproximadamente 52 horas após o lançamento, a pluma percorreu ao todo 42 km. Para o coeficiente de dispersão fixo escolhido de $2 \text{ m}^2/\text{s}$ (Figura 21) a concentração na chegada do delta foi de aproximadamente 4 mg/l , para o coeficiente de $5 \text{ m}^2/\text{s}$ (Figura 22) reduziu para $3,8 \text{ mg/l}$. Com o coeficiente de dispersão igual a $20 \text{ m}^2/\text{s}$ (Figura 23) a concentração ao chegar no delta foi de $3,0 \text{ mg/l}$. Essa concentração aumentou para cerca de $3,1 \text{ mg/l}$ utilizando-se a ferramenta de cálculo interna do HEC-RAS (Figura 24) , evidenciando que o coeficiente calculado foi menor, mas próximo de $20 \text{ m}^2/\text{s}$ para esse rio com essas condições de vazão. Nas

simulações com coeficiente fixo, a concentração próxima ao lançamento, após apenas 4 horas do derramamento, variou de 15 a 14 mg/l, para o coeficiente de dispersão calculado pelo HEC-RAS a concentração foi 12,5 mg/l.

Figura 21: Polutograma do derramamento no dia 20 de março no rio dos Sinos próximo à ponte da BR-116 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 2 m²/s.

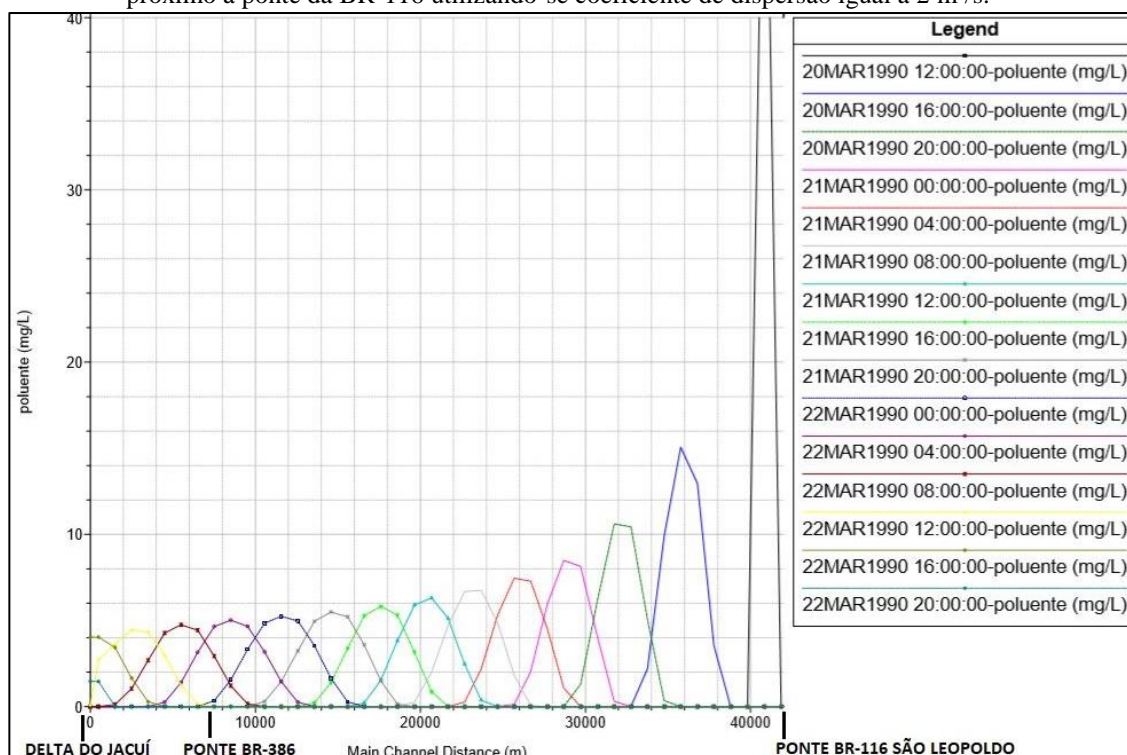


Figura 22: Polutograma do derramamento no dia 20 de março no rio dos Sinos próximo à ponte da BR-116 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 5 m²/s.

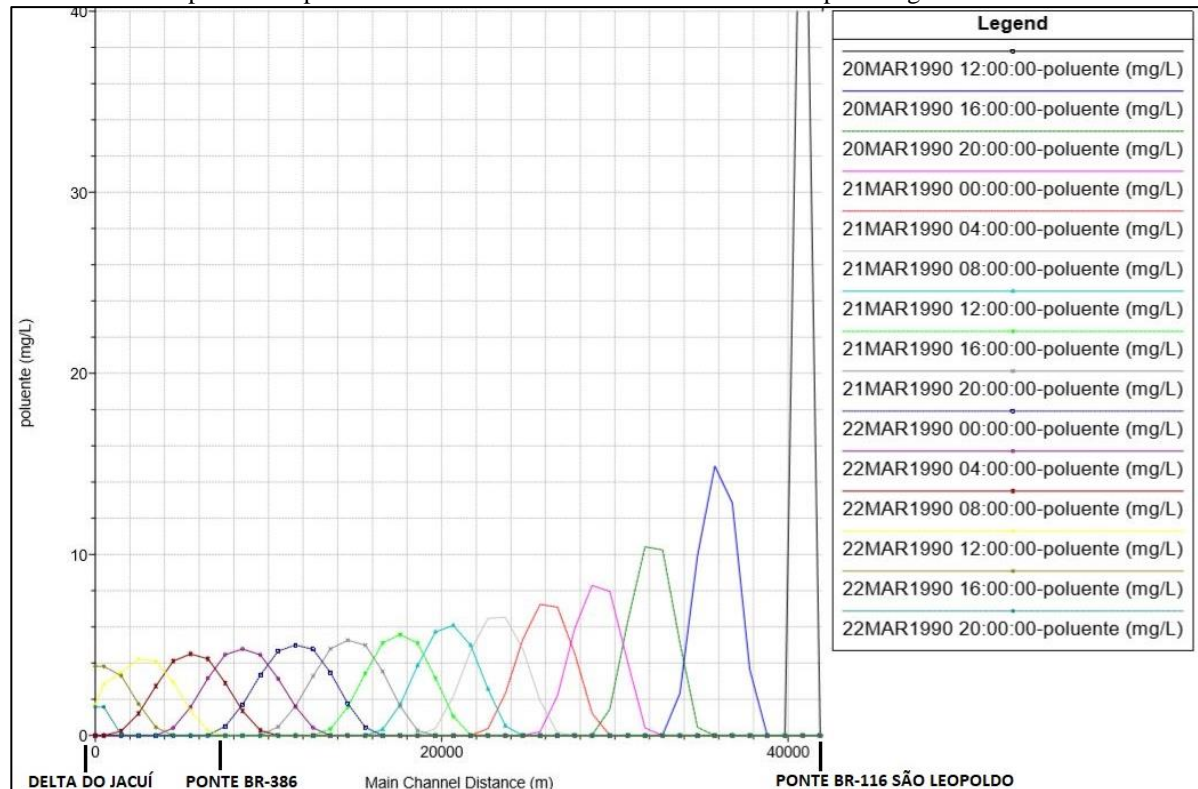


Figura 23: Polutograma do derramamento no dia 20 de março no rio dos Sinos próximo à ponte da BR-116 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 20 m²/s.

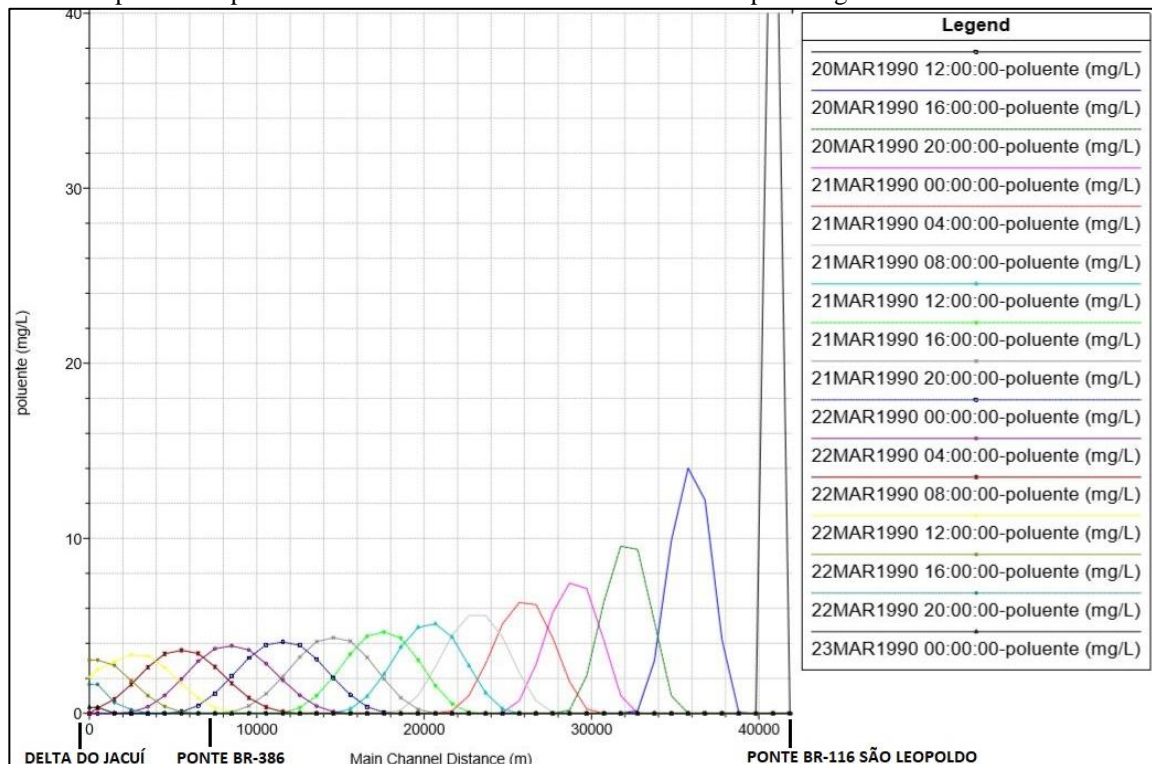
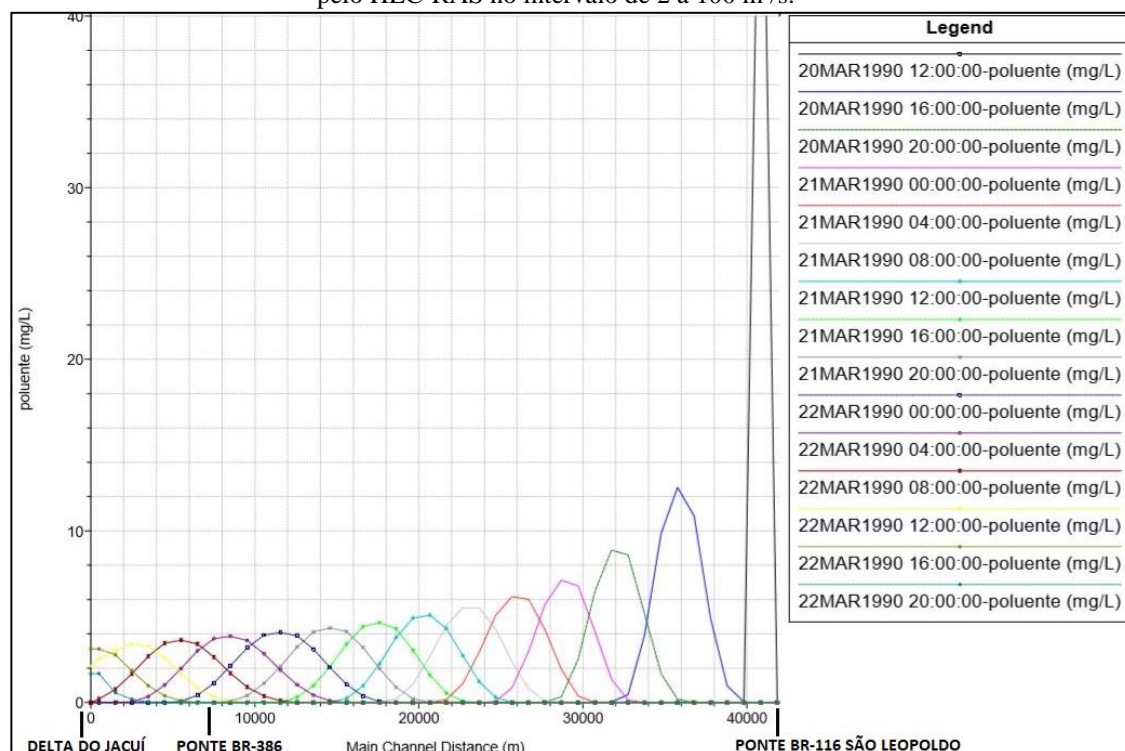


Figura 24: Polutograma do derramamento no dia 20 de março no rio dos Sinos próximo à ponte da BR-116 utilizando-se coeficiente de dispersão calculado pelo HEC-RAS no intervalo de 2 a 100 m²/s.



Para o derramamento no dia 05 de maio ao meio dia a chegada ao delta do Jacuí também foi após aproximadamente 52 horas após o lançamento, a pluma percorreu ao todo 42 km. Para o coeficiente de dispersão fixo escolhido de 2 m²/s (Figura 25) a concentração na chegada do delta foi de aproximadamente 4 mg/l, já para o coeficiente de 5 m²/s (Figura 26) a concentração reduziu para 3,8 mg/l. Com o coeficiente de dispersão igual a 20 m²/s (Figura 27) a concentração ao chegar no delta foi de aproximadamente 3,1 mg/l, próximo ao simulado para o dia 22 de março, entretanto o polutograma apresentou uma deformação e após mais 4 horas, nesse mesmo local a concentração reduziu para 1,40 mg/l, enquanto na primeira data era 1,70 mg/l. Na simulação com coeficiente de dispersão calculado internamente pelo HEC-RAS (Figura 28) a concentração na chegada do delta resultou em 3,2 mg/l, muito próxima a simulada com coeficiente de 20m²/s.

Apesar dos valores de concentração semelhantes no final do trecho simulado para as duas diferentes datas, as concentrações na segunda data nas seções mais a montante foram maiores. A concentração apenas após 4h do derramamento do dia 05 de maio variou de 29 a 27 mg/l, enquanto em março foi de 15 a 17 mg/l.

Figura 25: Polutograma do derramamento no dia 05 de maio no rio dos Sinos próximo à ponte da BR-116 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 2 m²/s.

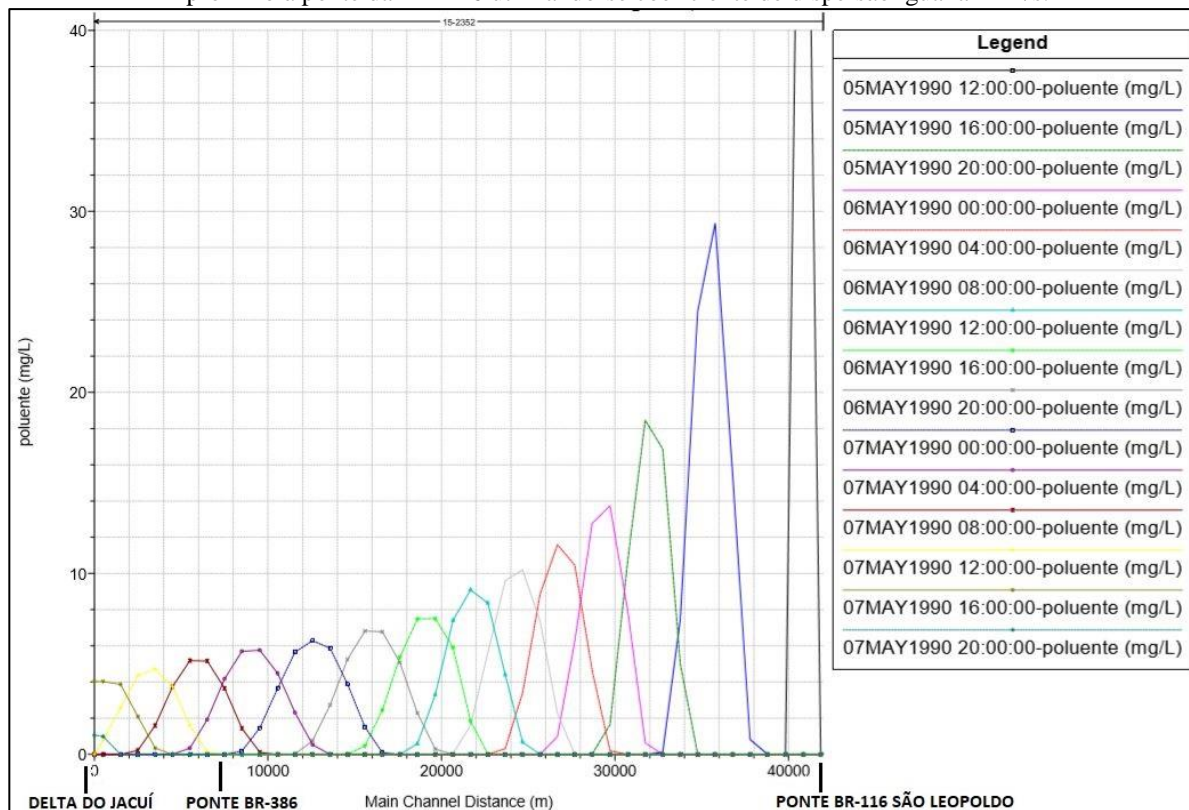


Figura 26: Polutograma do derramamento no dia 05 de maio no rio dos Sinos próximo à ponte da BR-116 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 5 m²/s.

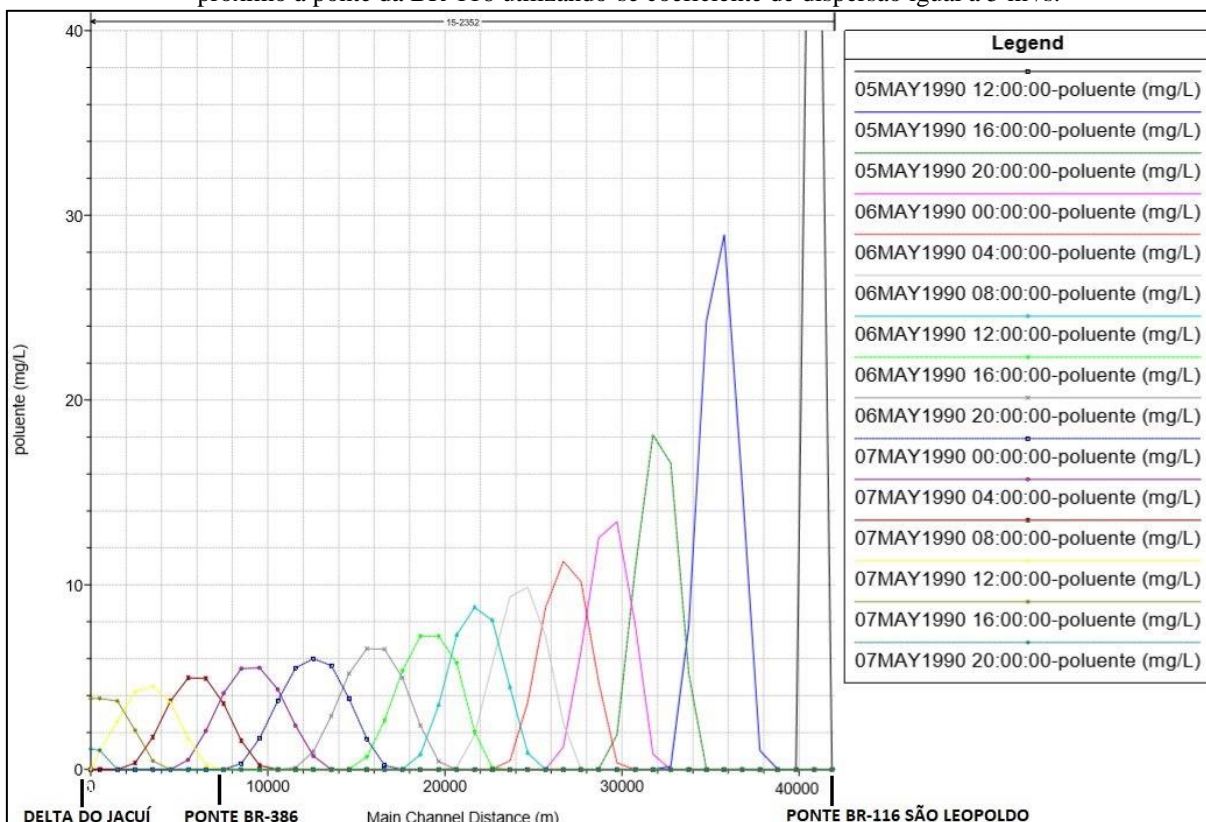


Figura 27: Polutograma do derramamento no dia 05 de maio no rio dos Sinos próximo à ponte da BR-116 utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 20 m²/s.

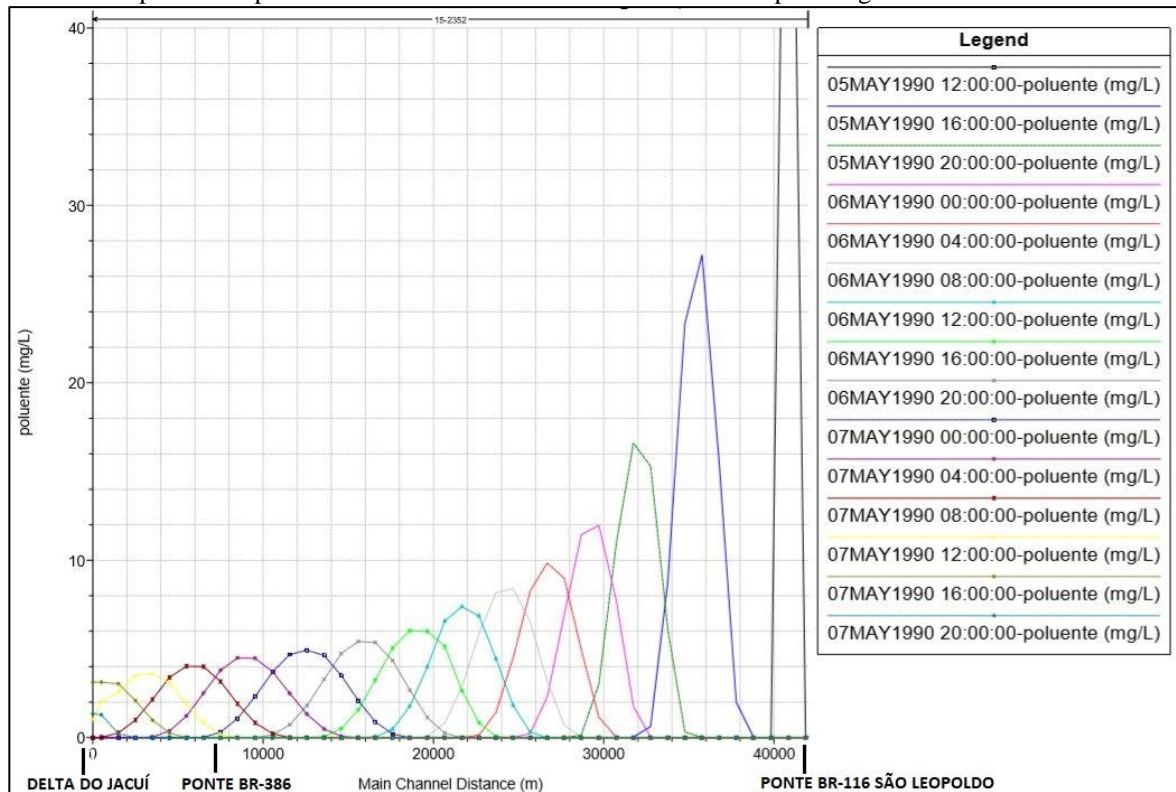


Figura 28: Polutograma do derramamento no dia 05 de maio no rio dos Sinos próximo à ponte da BR-116 utilizando-se coeficiente de dispersão calculado pelo HEC-RAS entre o intervalo de 2 a 100 m²/s.

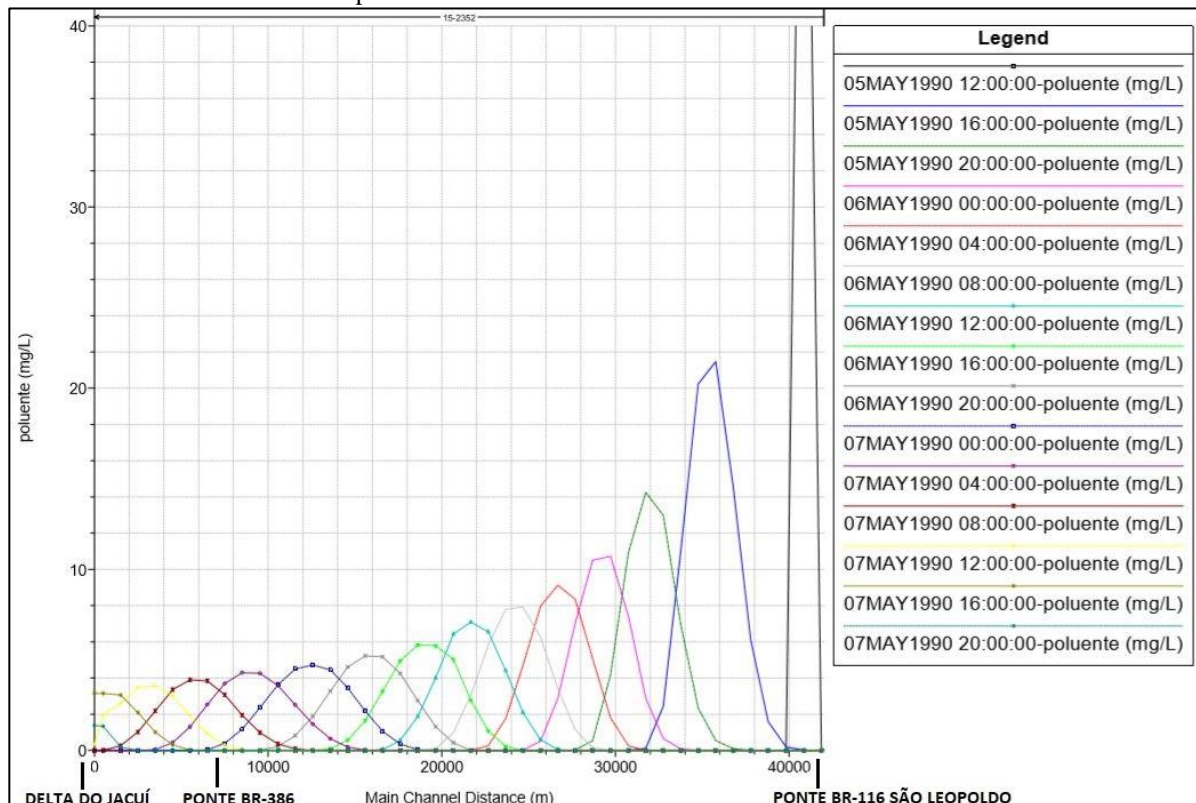


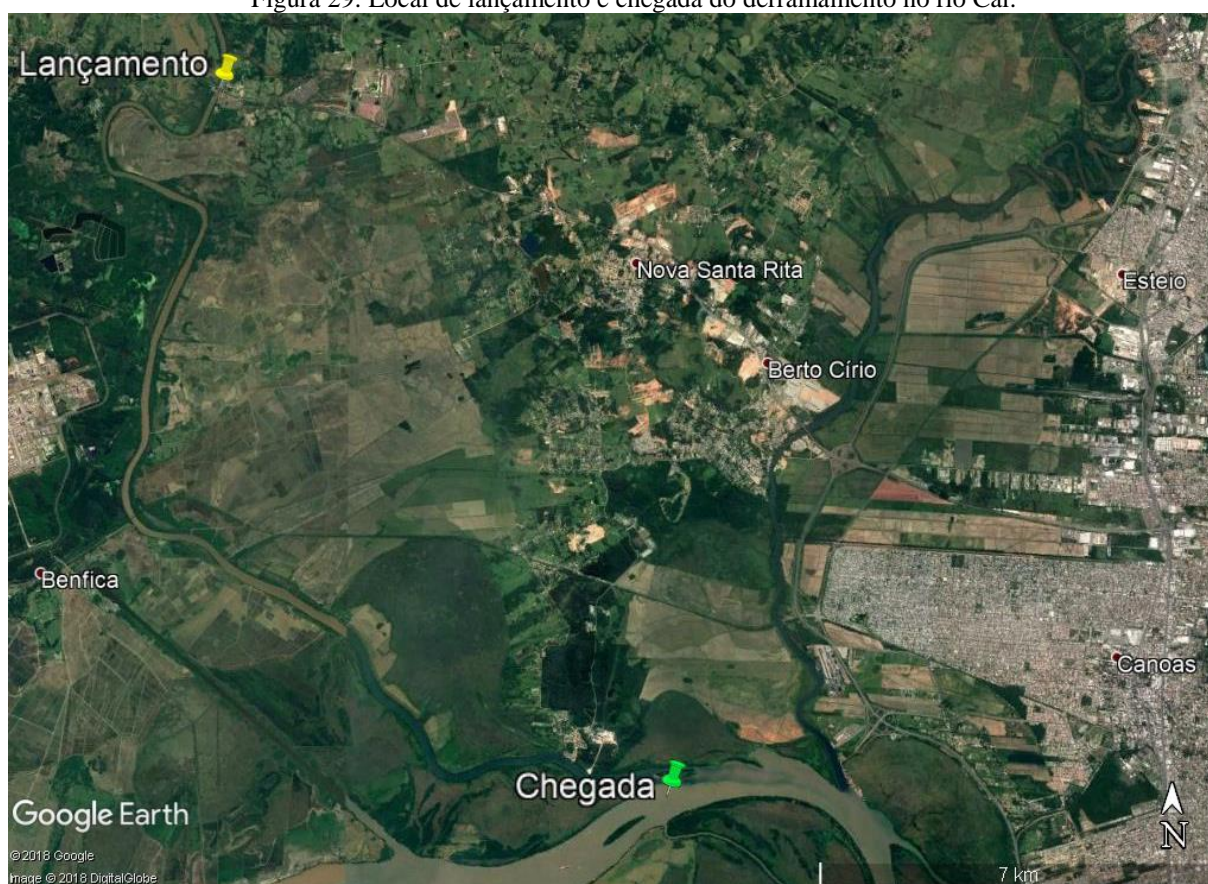
Tabela 11: Resumo de concentrações resultantes das 8 simulações no rio dos Sinos.

Derramamento no rio dos Sinos- próximo à São Leopoldo				
Data	Coefficiente de dispersão (m ² /s)	Concentração no delta (mg/l)	Tempo de Deslocamento (h)	Distância (km)
20/mar/90 vazão baixa	2.00	4.0	52	42
	5.00	3.8	52	42
	20.00	3.1	52	42
	calculado	3.0	52	42
05/mai/90 vazão aumenta	2.00	4.0	52	42
	5.00	3.8	52	42
	20.00	3.1	52	42
	calculado	3.2	52	42

5.3 EXPERIMENTO 3 – RIO CAÍ

O local escolhido para testar o derramamento de dez toneladas de poluente nesse rio foi na ponte da rodovia BR 386 a 2,5 km do Velopark Kartodromo, por ser um ponto propenso à ocorrência de acidentes com derramamento. Houve um acidente envolvendo um caminhão de combustível a 700m do local, segundo registros da FEPAM, no dia 02 de março de 2018. Através do Google Earth (Figura 29) e geometria do HEC-RAS mediu-se uma distância de aproximadamente 21 km pelo rio deste local até o encontro com o delta do Jacuí.

Figura 29: Local de lançamento e chegada do derramamento no rio Caí.

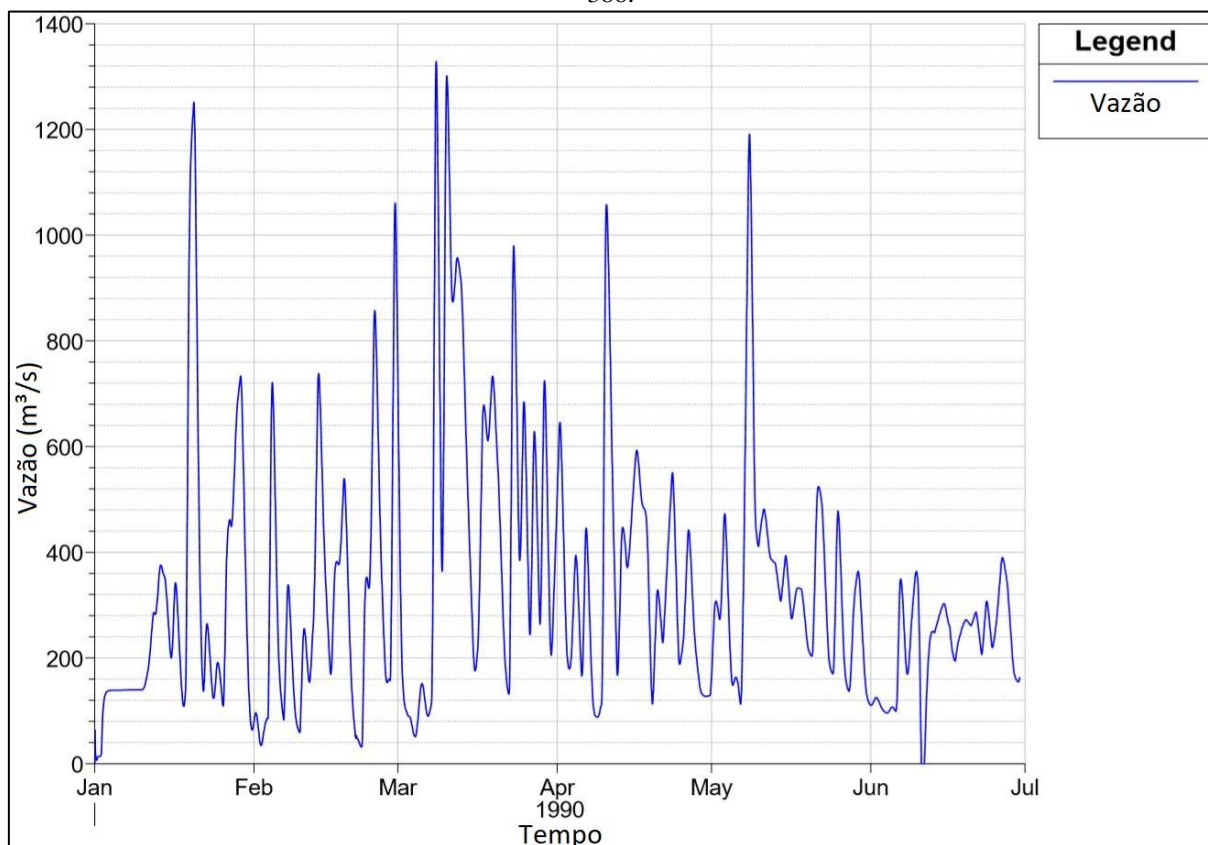


Fonte: Imagem do Google Earth Pro de agosto de 2018.

As datas escolhidas foram 15 de fevereiro e 10 de maio de 1990 dentro do período de 6 meses. A primeira apresentou baixas vazões, enquanto a segunda, um aumento de vazão. O hidrograma representa dados fornecidos pelo primeiro modelo, conta com alguma instabilidade não identificada. Não foi possível no HEC-RAS ajustar esses dados. Os polutogramas a seguir mostram, a cada quatro horas, o local da pluma de poluentes e a

concentração ao longo da distância percorrida no rio Caí, identificado por 17-2435 na geometria do HEC-RAS (Figura 8).

Figura 30: Hidrograma gerado no HEC-RAS para o rio Caí próximo à ponte da BR-386.



Para o derramamento no dia 15 de fevereiro ao meio dia a chegada ao delta do Jacuí foi após, aproximadamente, 14 horas, como pode ser visto nas Figuras 31 a 34. Com o coeficiente de dispersão fixo escolhido de $2 \text{ m}^2/\text{s}$ (Figura 31) a concentração na chegada do delta foi de aproximadamente $1,70 \text{ mg/l}$, reduzindo muito pouco para o coeficiente de $5 \text{ m}^2/\text{s}$ (Figura 32), e atingindo aproximadamente $1,65 \text{ mg/l}$ com o coeficiente de $20 \text{ m}^2/\text{s}$ (Figura 33). Entretanto, utilizando-se a ferramenta de cálculo interna do HEC-RAS (Figura 34) a concentração atingiu, aproximadamente, $1,60 \text{ mg/l}$, evidenciando que o coeficiente de dispersão utilizado deveria ser ainda maior que $20 \text{ m}^2/\text{s}$.

Figura 31: Polutograma do derramamento no dia 15 de fevereiro próximo à ponte da BR-386 no rio Caí utilizando-se coeficiente de dispersão igual a $2 \text{ m}^2/\text{s}$.

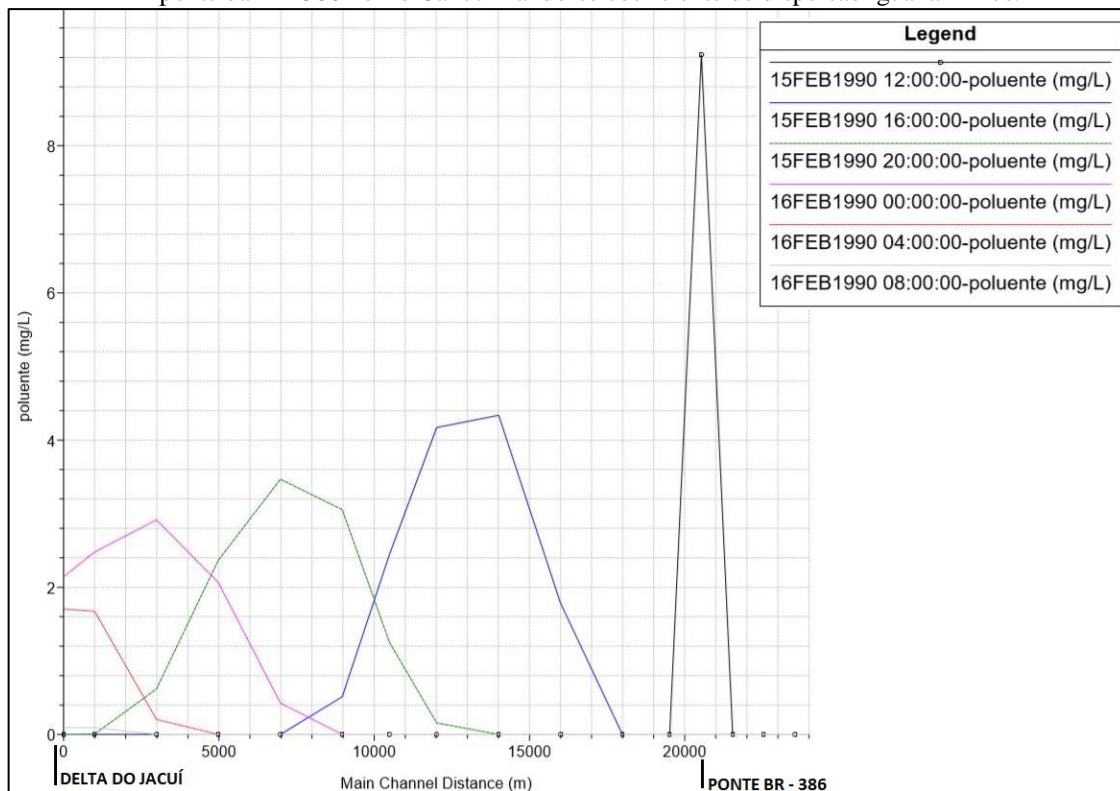


Figura 32: Polutograma do derramamento no dia 15 de fevereiro próximo à ponte da BR-386 no rio Caí utilizando-se coeficiente de dispersão igual a $5 \text{ m}^2/\text{s}$.

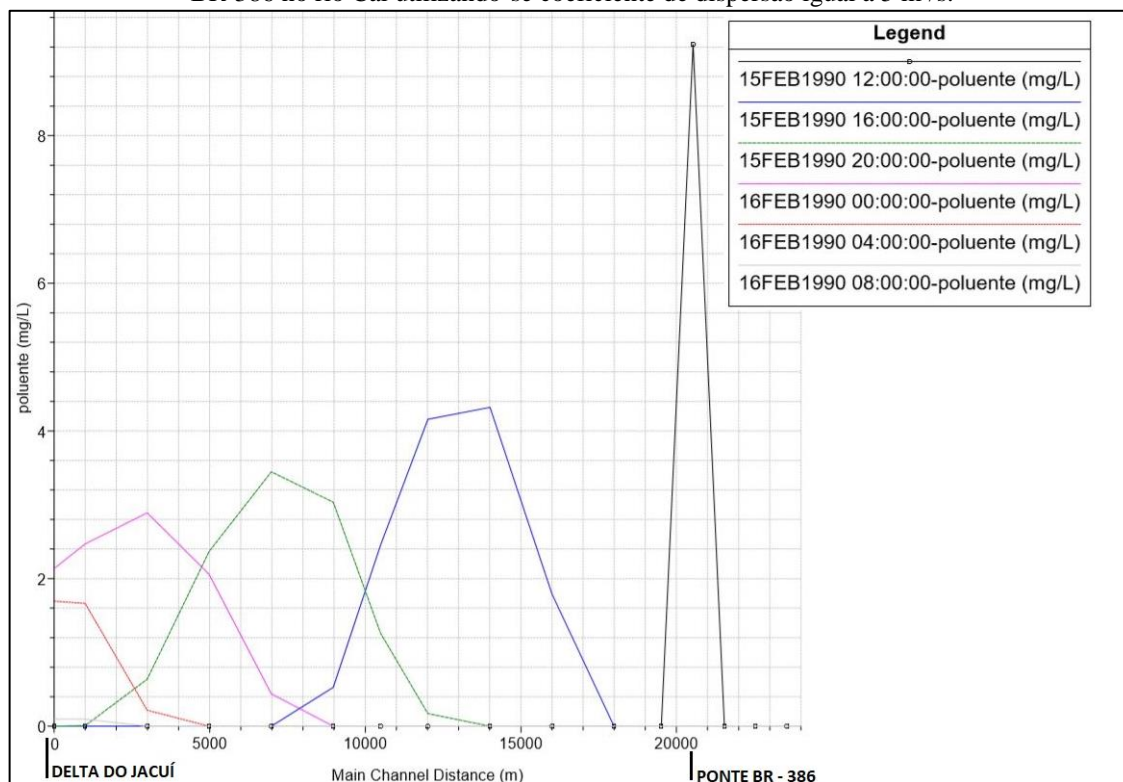


Figura 33: Polutograma do derramamento no dia 15 de fevereiro próximo à ponte da BR-386 no rio Caí utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 20 m²/s.

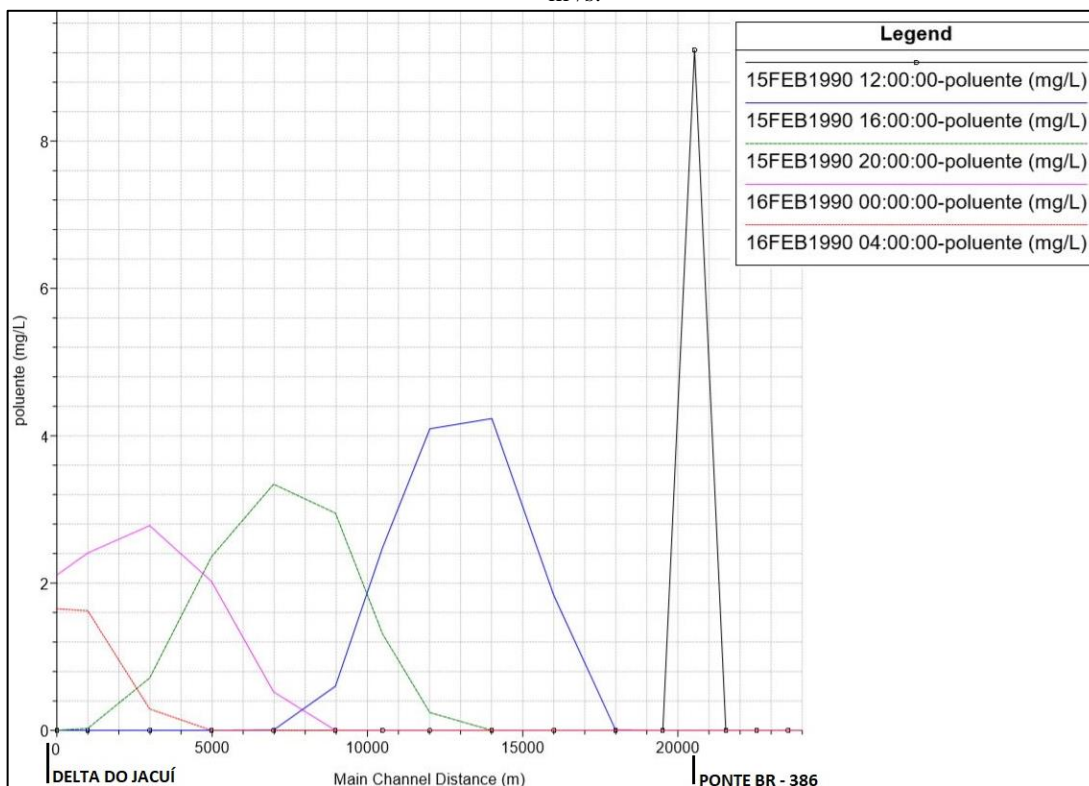
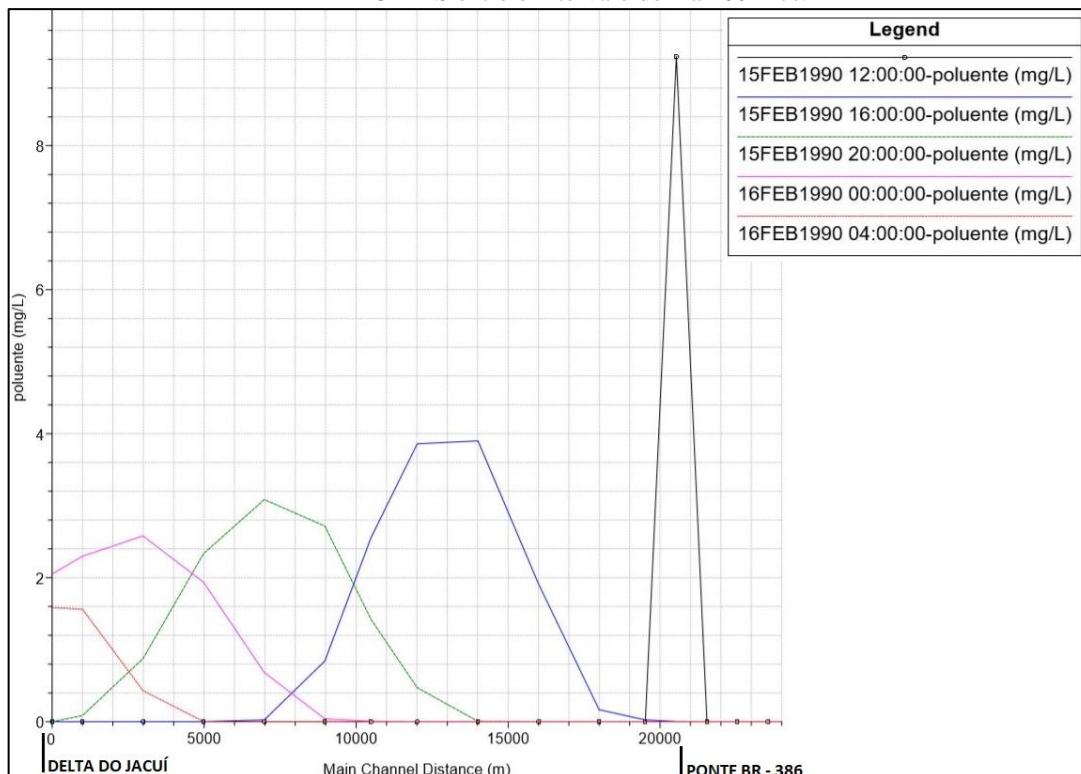


Figura 34: Polutograma do derramamento no dia 15 de fevereiro próximo à ponte da BR-386 no rio Caí utilizando-se coeficiente de dispersão calculado pelo HEC-RAS entre o intervalo de 2 a 100 m²/s.



Para o derramamento no dia 10 de maio ao meio dia a chegada ao delta do Jacuí foi após, aproximadamente, 14 horas, como pode ser visto nas Figuras 35 a 38. Com o coeficiente de dispersão fixo escolhido de $2 \text{ m}^2/\text{s}$ (Figura 35) a concentração na chegada do delta foi de aproximadamente $0,93 \text{ mg/l}$, reduzindo muito pouco para o coeficiente de $5 \text{ m}^2/\text{s}$ (Figura 36), e atingindo aproximadamente $0,89 \text{ mg/l}$ com o coeficiente de $20 \text{ m}^2/\text{s}$ (Figura 37). Utilizando-se a ferramenta de cálculo interna do HEC-RAS (Figura 38) a concentração atingiu, aproximadamente, $0,90 \text{ mg/l}$, evidenciando que o coeficiente de dispersão calculado é menor, mas próximo de $20 \text{ m}^2/\text{s}$.

Figura 35: Polutograma do derramamento no dia 10 de maio próximo à ponte da BR-386 no rio Caí utilizando-se coeficiente de dispersão igual a $2 \text{ m}^2/\text{s}$.

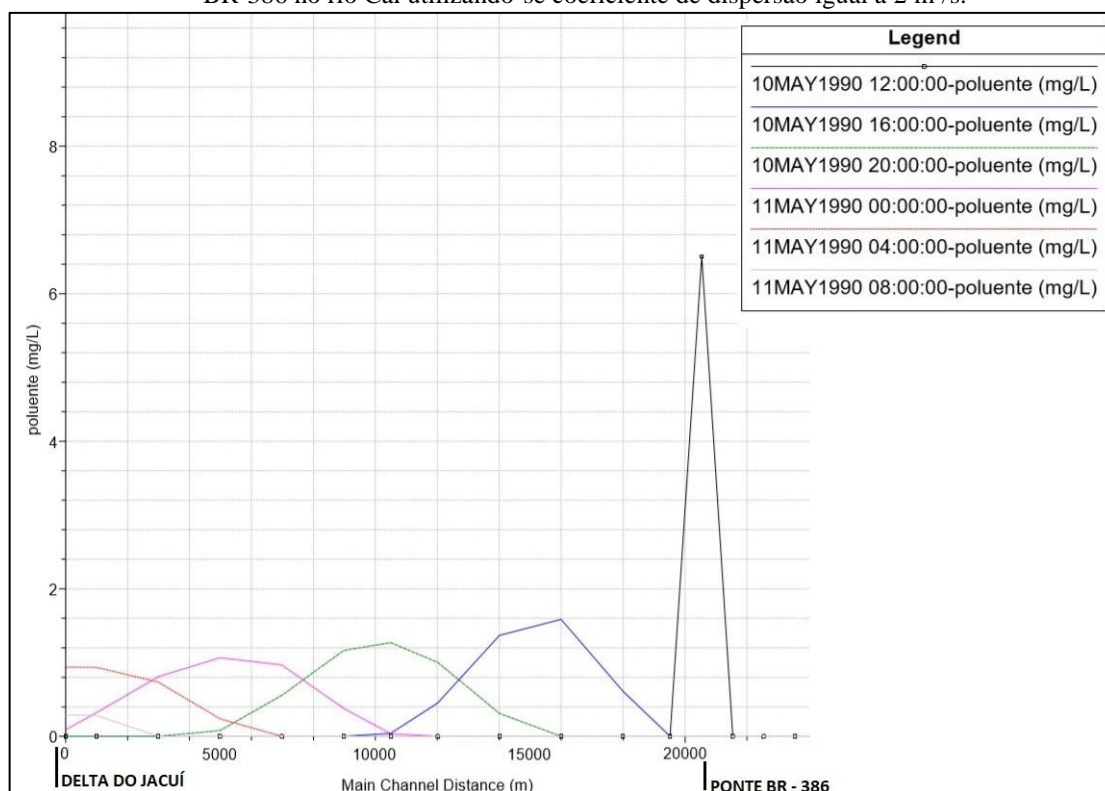


Figura 36: Polutograma do derramamento no dia 10 de maio próximo à ponte da BR-386 no rio Caí utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 5 m²/s.

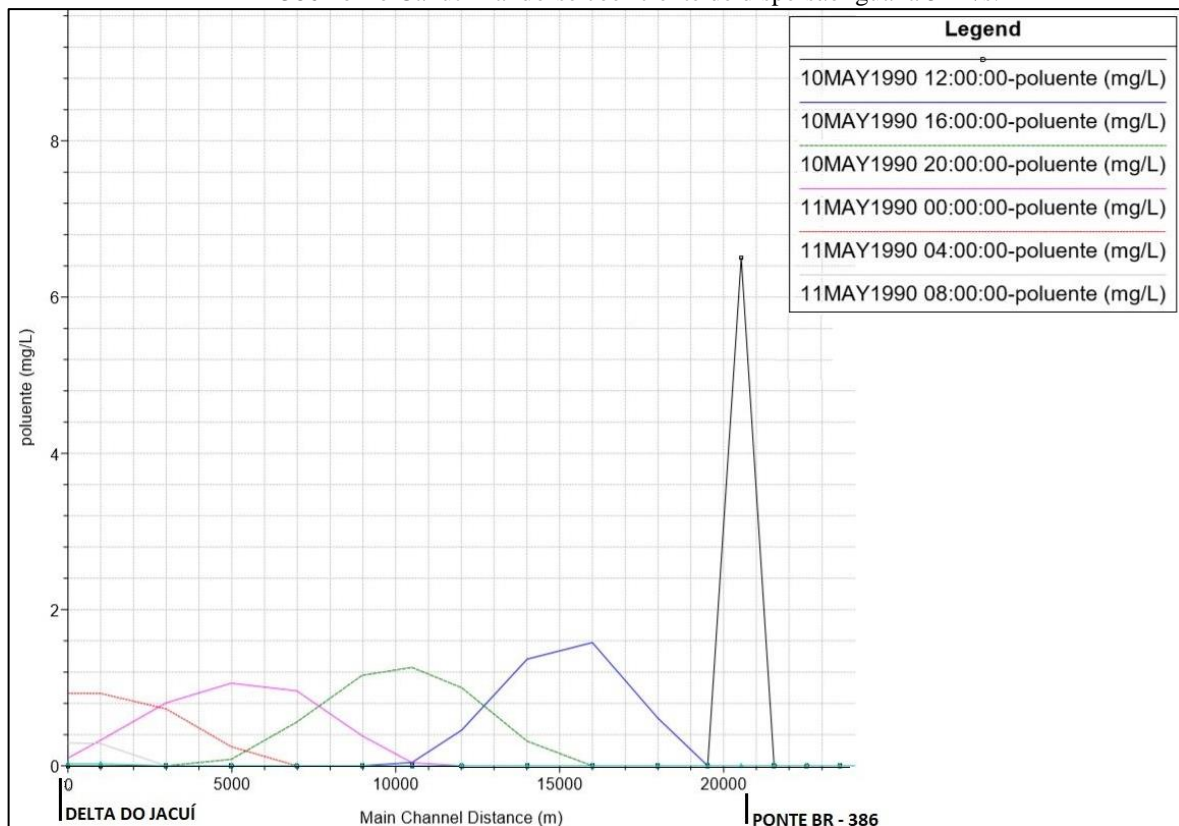


Figura 37: Polutograma do derramamento no dia 10 de maio próximo à ponte da BR-386 no rio Caí utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 20 m²/s.

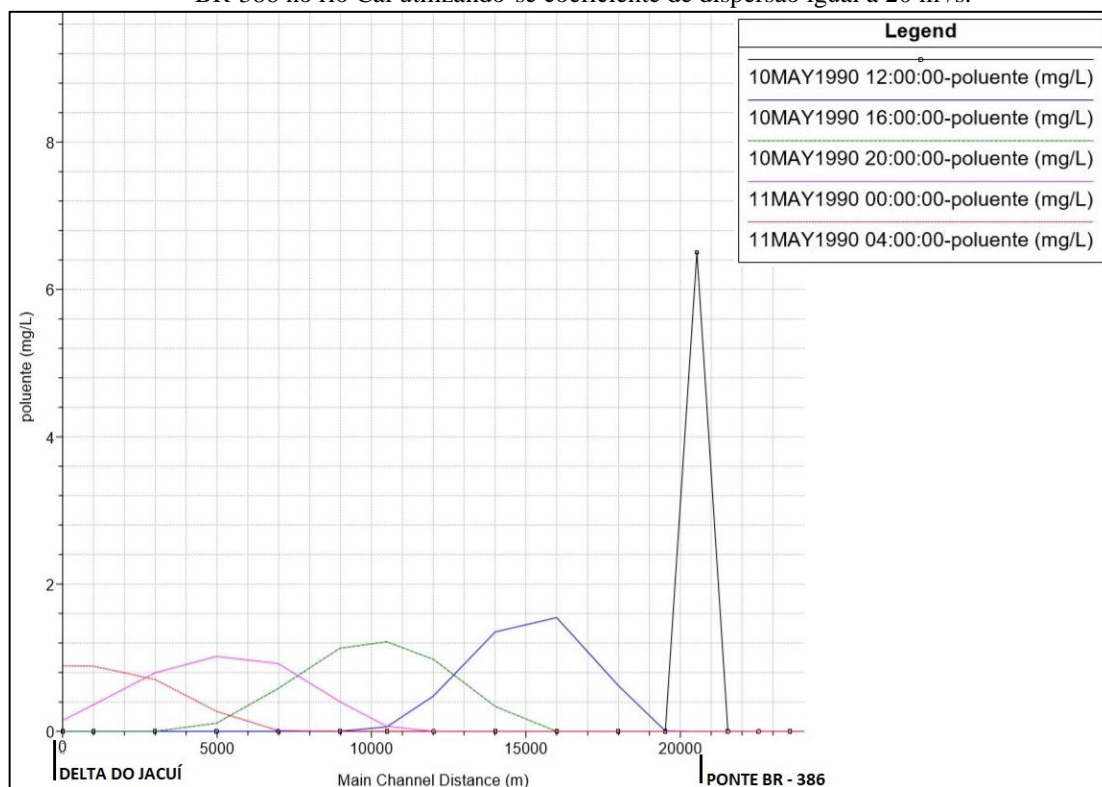


Figura 38: Polutograma do derramamento no dia 10 de maio próximo à ponte da BR-386 no rio Caí utilizando-se coeficiente de dispersão calculado pelo HEC-RAS entre o intervalo de 2 a 100 m²/s.

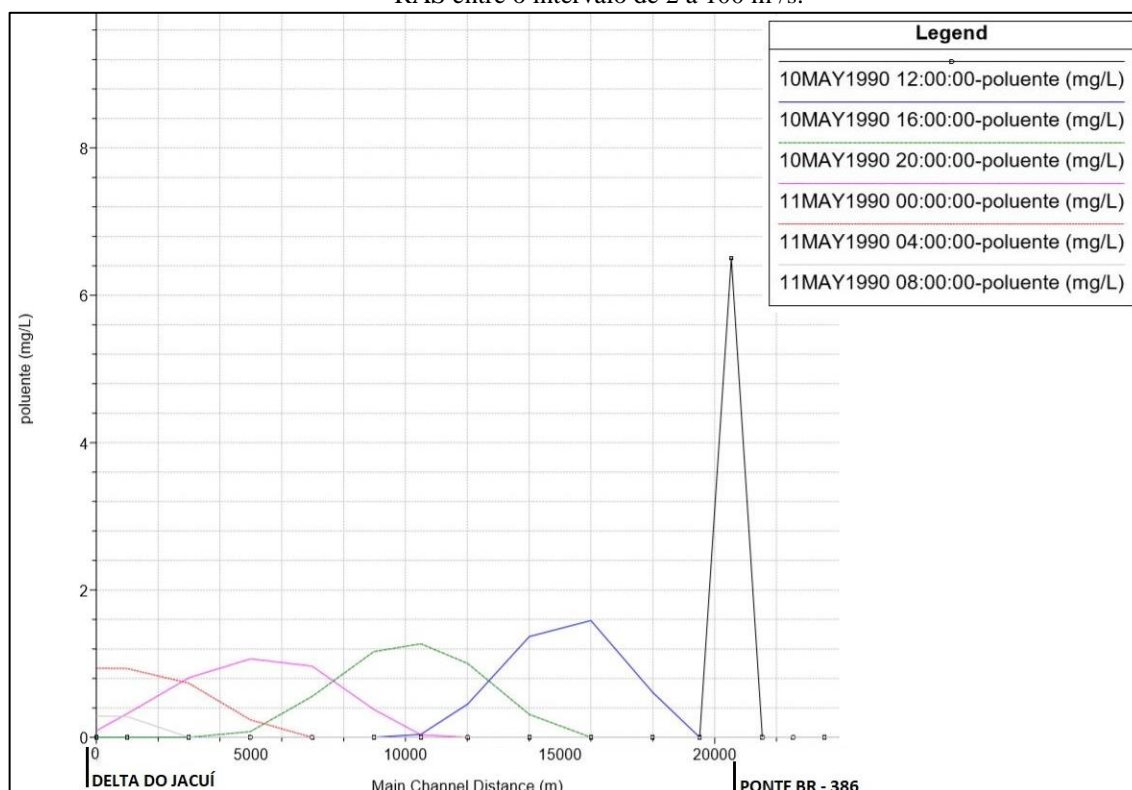


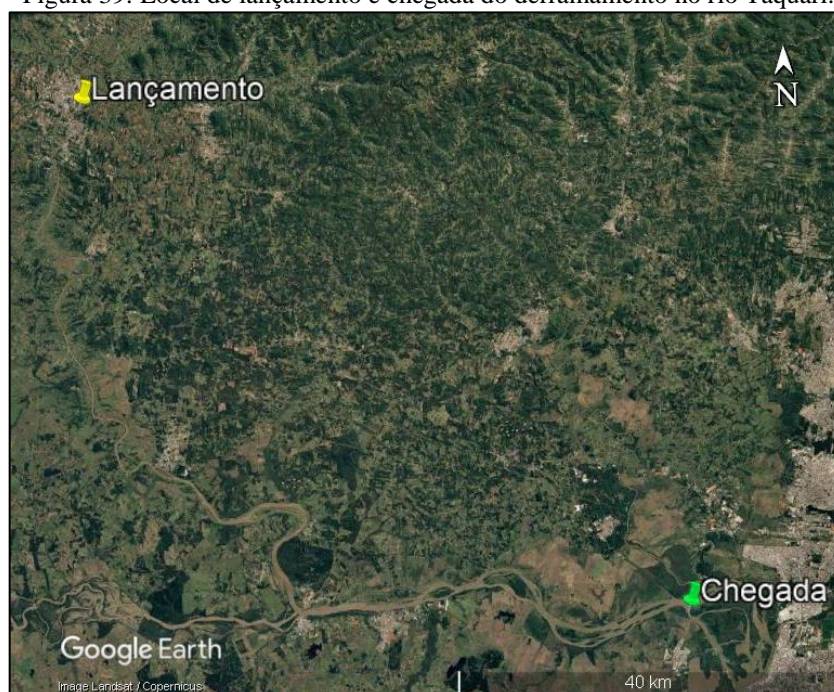
Tabela 12: Resumo de concentrações resultantes das 8 simulações no rio Caí.

Derramamento no rio Caí- próximo à ponte da BR-386				
Data	Coefficiente de dispersão (m ² /s)	Concentração no delta (mg/l)	Tempo de Deslocamento (h)	Distância (km)
15/fev/90 vazão baixa	2,00	1,70	14	21
	5,00	1,70	14	21
	20,00	1,65	14	21
	calculado	1,60	14	21
10/mai/90 vazão alta	2,00	0,93	14	21
	5,00	0,93	14	21
	20,00	0,89	14	21
	calculado	0,90	14	21

5.4 EXPERIMENTO 4 – RIO TAQUARI

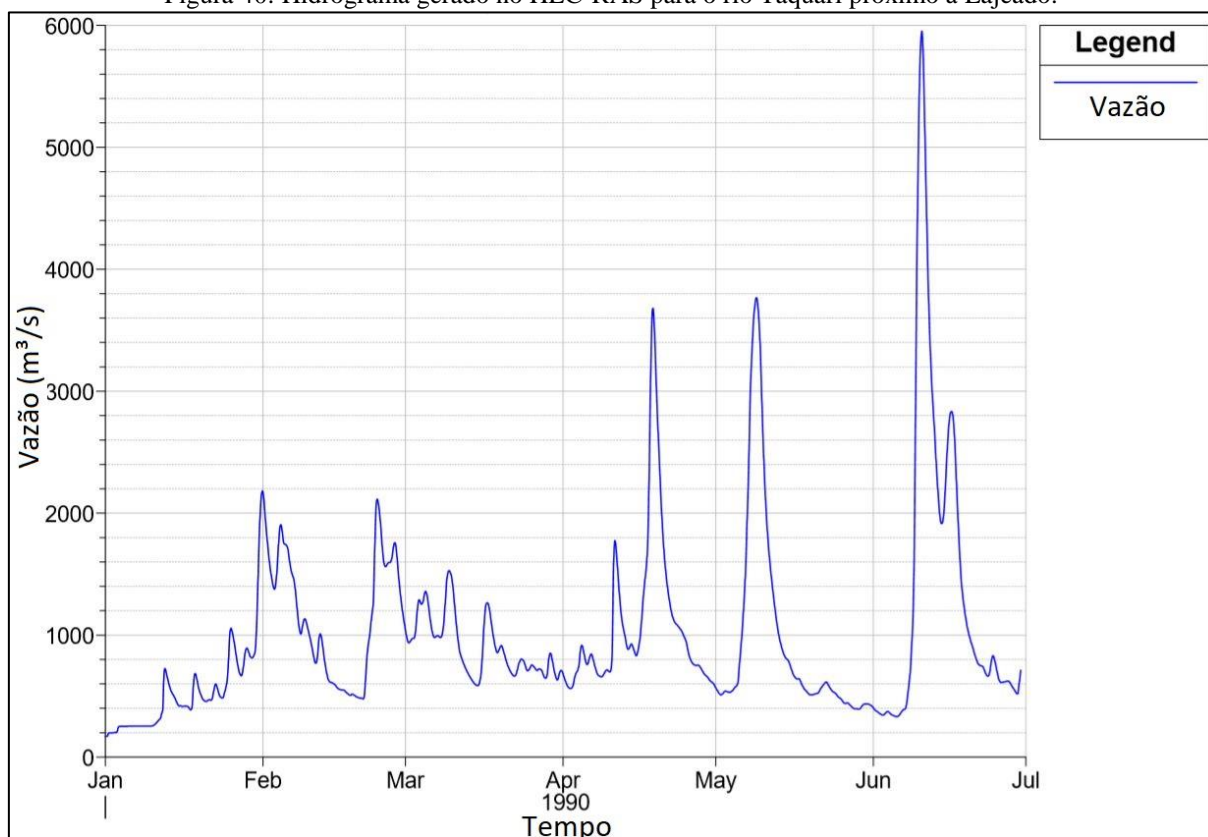
O local escolhido para testar o derramamento de dez toneladas de poluente nesse rio foi próximo à cidade de Lajeado, visto que ali existe uma ponte da rodovia 386, sendo um ponto propenso à ocorrência de acidentes com derramamento. Através do Google Earth (Figura 39) e geometria do HEC-RAS mediu-se uma distância de aproximadamente 100 km pelo rio deste local até o encontro com o rio Jacuí em Triunfo. Deste ponto até o encontro com o delta do Jacuí, a geometria representada pelo HEC-RAS indicava aproximadamente 50 km de distância, totalizando 150 km de deslocamento.

Figura 39: Local de lançamento e chegada do derramamento no rio Taquari.



As datas escolhidas foram 15 de fevereiro e 9 de junho de 1990 dentro do período de 6 meses. A primeira apresentou baixas vazões, enquanto a segunda, as maiores vazões do período como pode ser observado na Figura 40 a seguir. Os polutogramas a seguir mostram, a cada quatro horas, o local da pluma de poluentes e a concentração ao longo da distância percorrida no rio Taquari, identificado por 19-2572 acima do gráfico e seguindo pelo rio Jacuí, identificado por 1-2588 e 1-2591, até o delta do Jacuí.

Figura 40: Hidrograma gerado no HEC-RAS para o rio Taquari próximo à Lajeado.



Para o derramamento de poluente no dia 15 de fevereiro ao meio dia, o pico de concentração no encontro com o rio Jacuí, na cidade de Triunfo, foi após, aproximadamente, 48 horas. Já pico de concentração, no delta, próximo à Porto Alegre, ocorreu 80 horas após o lançamento, a pluma percorreu ao todo 150 km.

Para o coeficiente de dispersão fixo escolhido de 2 m²/s (Figura 41) a concentração na chegada do delta foi de aproximadamente 0,34 mg/l, reduzindo muito pouco para o coeficiente de 5 m²/s (Figura 42), e atingindo aproximadamente 0,30 mg/l com o coeficiente de 20 m²/s (Figura 43). Entretanto, utilizando-se a ferramenta de cálculo interna do HEC-RAS (Figura 44) a concentração atingiu, aproximadamente, 0,22 mg/l, evidenciando que o coeficiente de dispersão utilizado deveria ser maior. No rio Taquari, para a simulação com o coeficiente calculado pelo HEC-RAS, a concentração variou de 2,20 mg/l após 4 horas do derramamento até 0,50 mg/l próximo ao encontro com o rio Jacuí.

Figura 41: Polutograma do derramamento próximo à Lajeado no rio Taquari utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 2 m²/s.

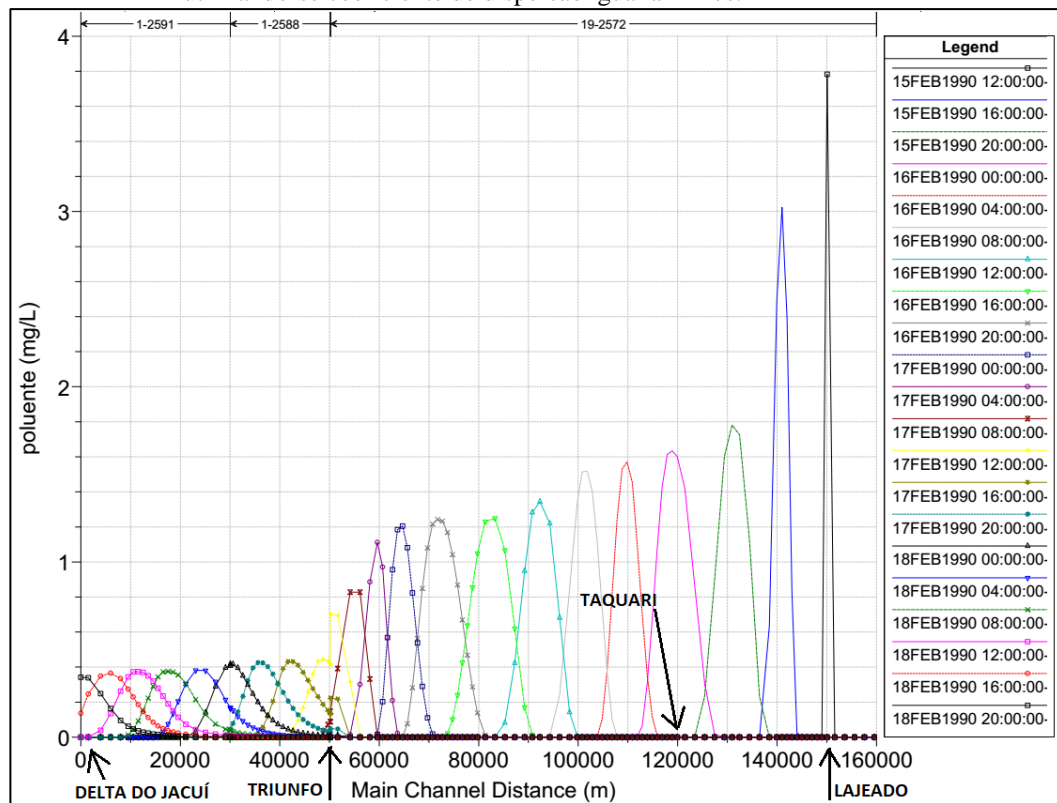


Figura 42: Polutograma do derramamento próximo à Lajeado no rio Taquari utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 5 m²/s.

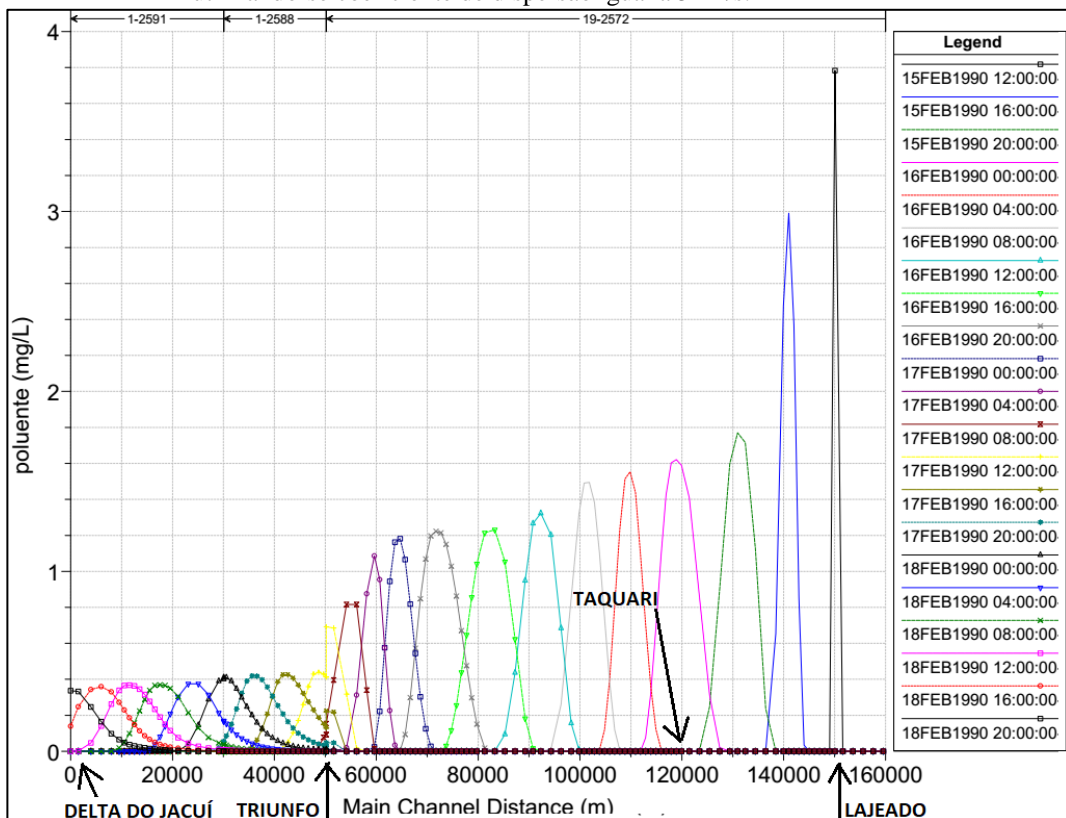


Figura 43: Polutograma do derramamento próximo à Lajeado no rio Taquari utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 20 m²/s.

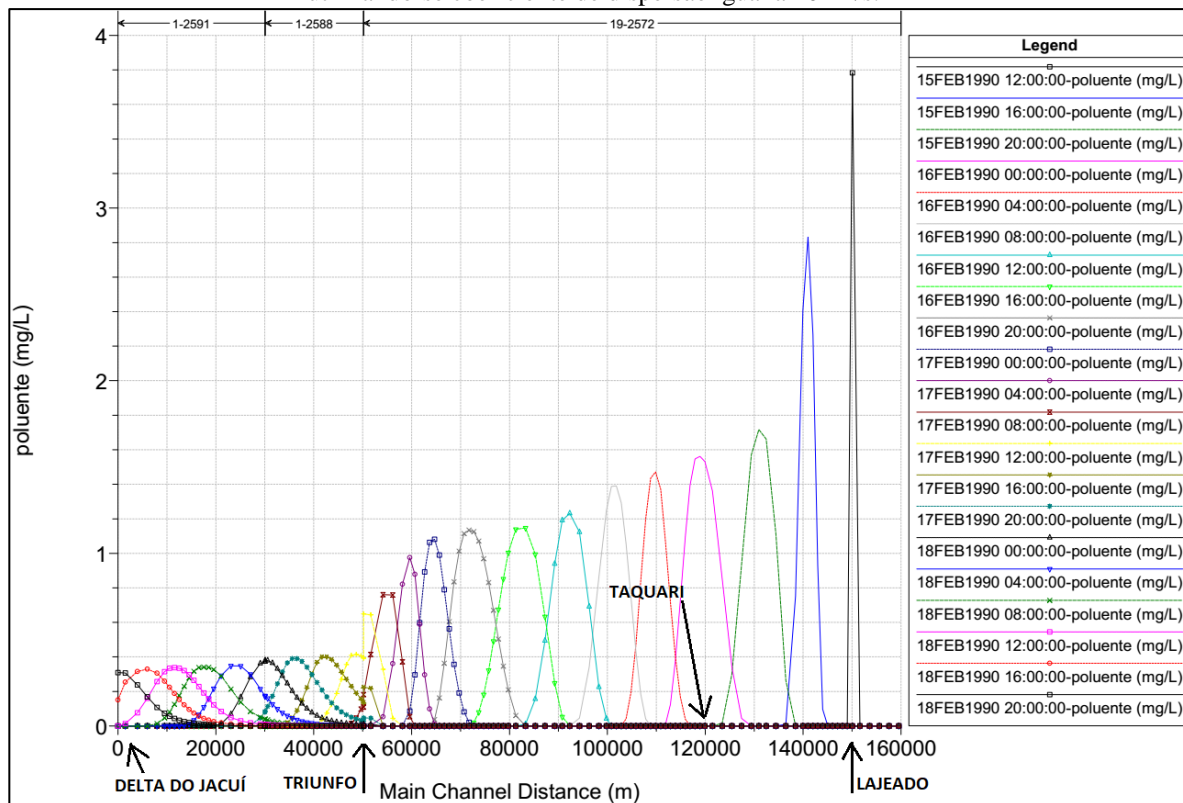
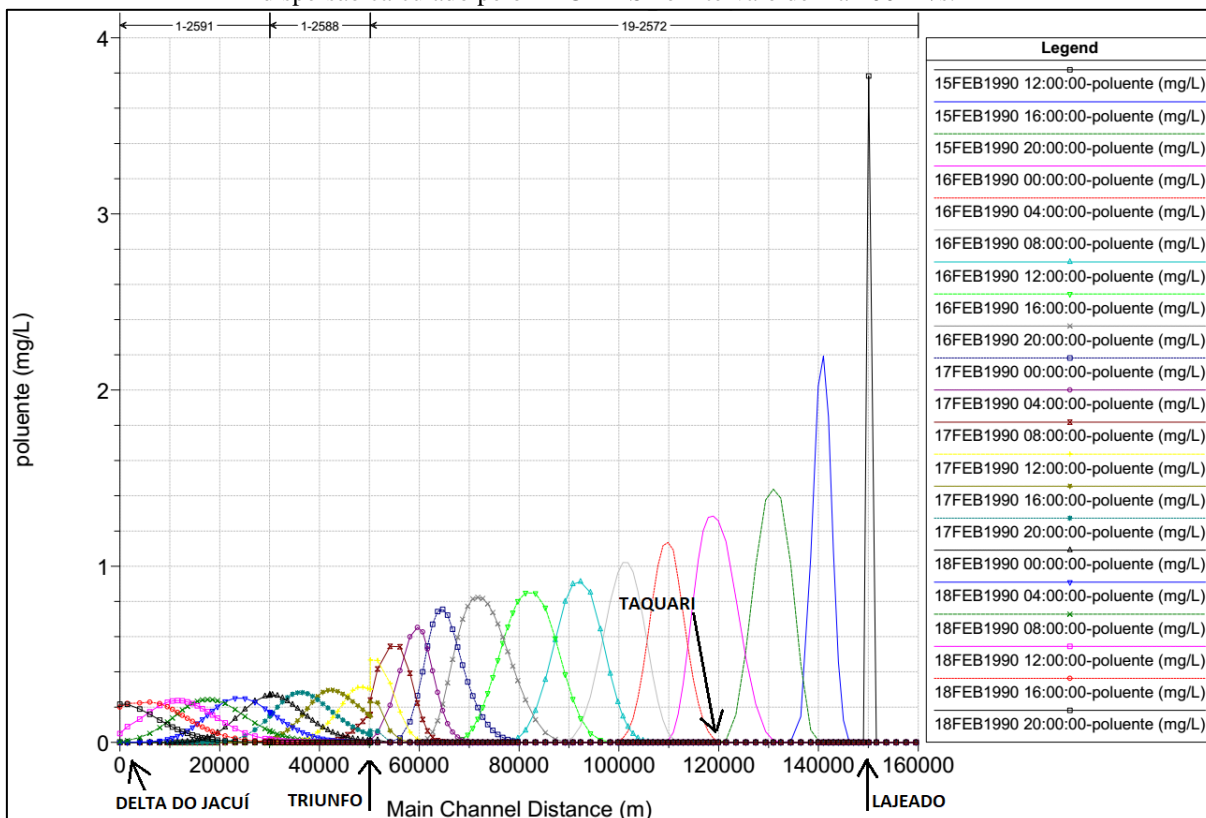


Figura 44: Polutograma do derramamento próximo à Lajeado no rio Taquari utilizando-se coeficiente de dispersão calculado pelo HEC-RAS no intervalo de 2 a 100 m²/s.



Para o derramamento no dia 9 de junho a chegada ao rio Jacuí, na cidade de Triunfo, foi após aproximadamente 18 horas. O pico de concentração, no delta, próximo a Porto Alegre, ocorreu 29 horas após o lançamento, a pluma percorreu ao todo 150 km.

Para os três coeficientes fixos escolhidos a concentração na chegada do delta foi de aproximadamente 0,15 mg/l (Figura 45 a 47). Entretanto, utilizando-se a ferramenta de cálculo interna do HEC-RAS (Figura 48) a concentração ficou 0,12 mg/l, evidenciando que o coeficiente de dispersão utilizado deveria ser maior. No trecho do rio Taquari, para a simulação com o coeficiente calculado pelo HEC-RAS a concentração variou de 0,57 após 4 horas do derramamento até 0,28 mg/l próximo ao encontro com o rio Jacuí.

Figura 45: Polutograma do derramamento em 09 de Junho de 1990 às 12h próximo à Lajeado no rio Taquari utilizando-se coeficiente de dispersão igual a 2 m²/s.

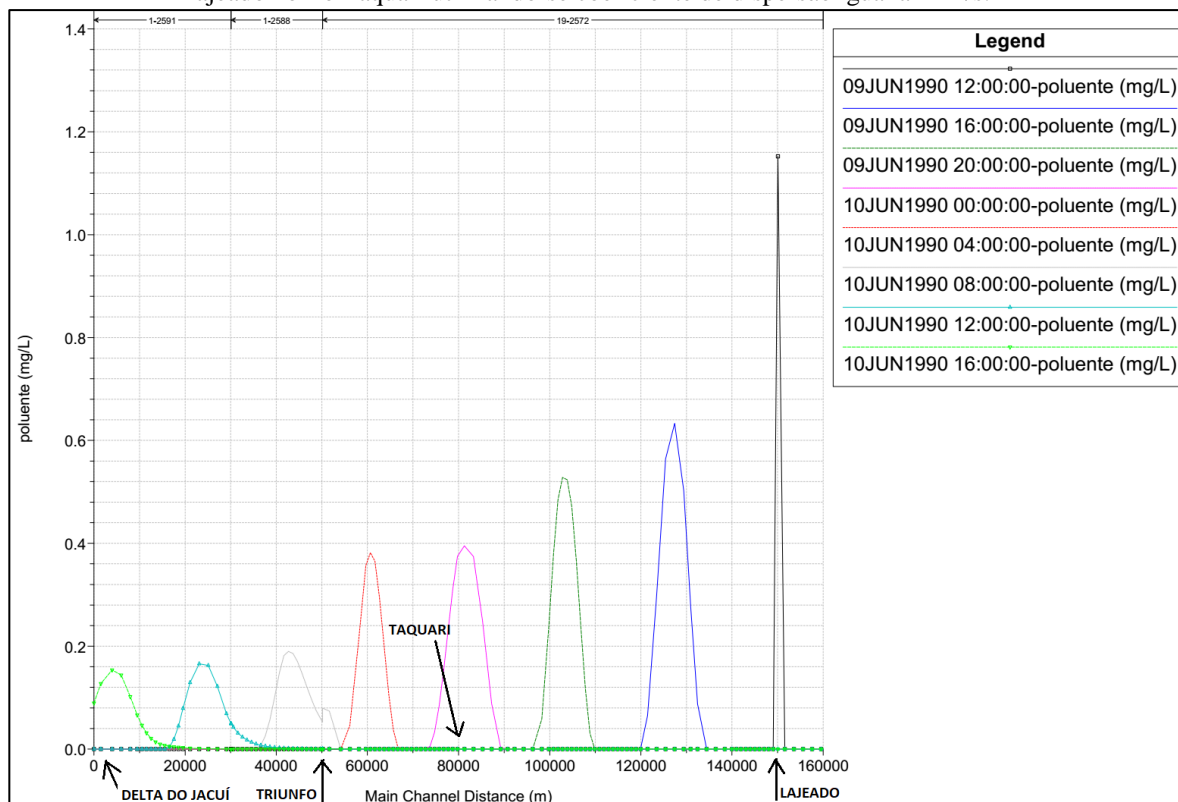


Figura 46: Polutograma do derramamento em 09 de Junho de 1990 às 12h próximo à Lajeado no rio Taquari utilizando-se coeficiente de dispersão igual a $5 \text{ m}^2/\text{s}$.

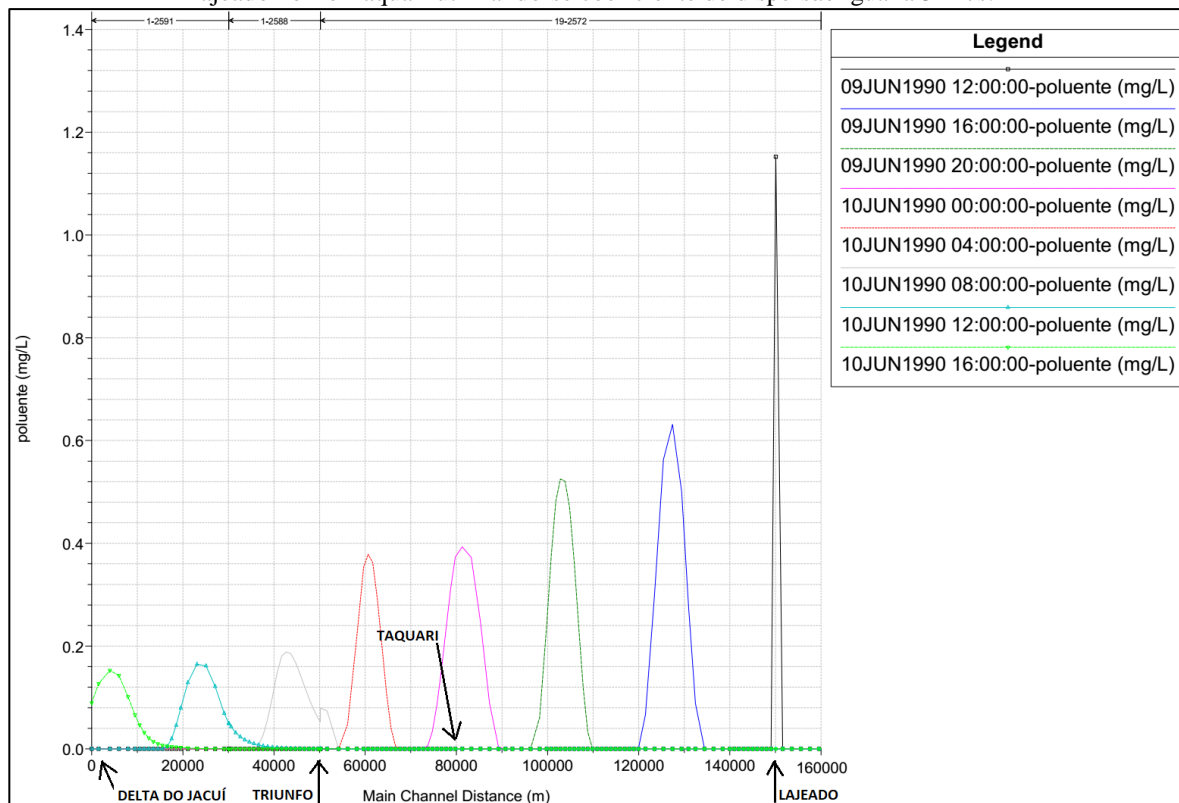


Figura 47: Polutograma do derramamento em 09 de Junho de 1990 às 12h próximo à Lajeado no rio Taquari utilizando-se coeficiente de dispersão igual a $20 \text{ m}^2/\text{s}$.

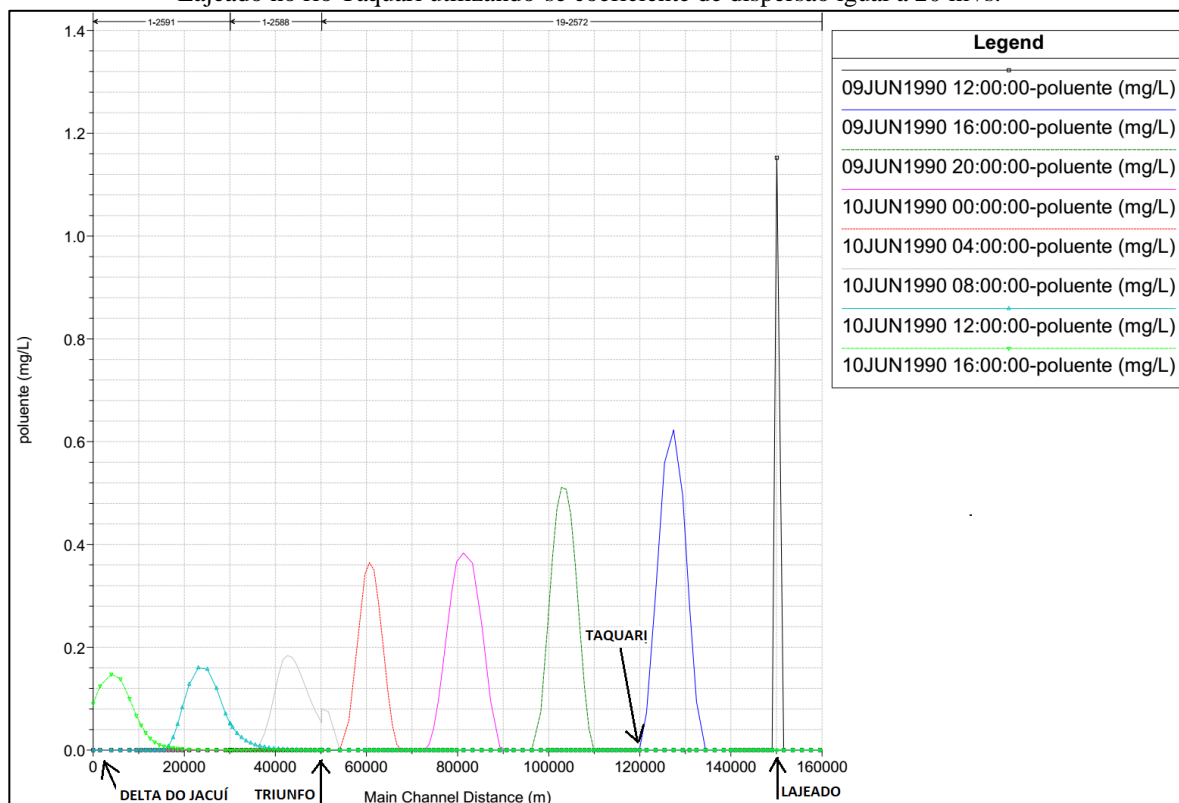


Figura 48: Polutograma do derramamento em 09 de Junho de 1990 às 12h próximo à Lajeado no rio Taquari utilizando-se coeficiente de dispersão calculado pelo HEC-RAS no intervalo de 2 a 100 m²/s.

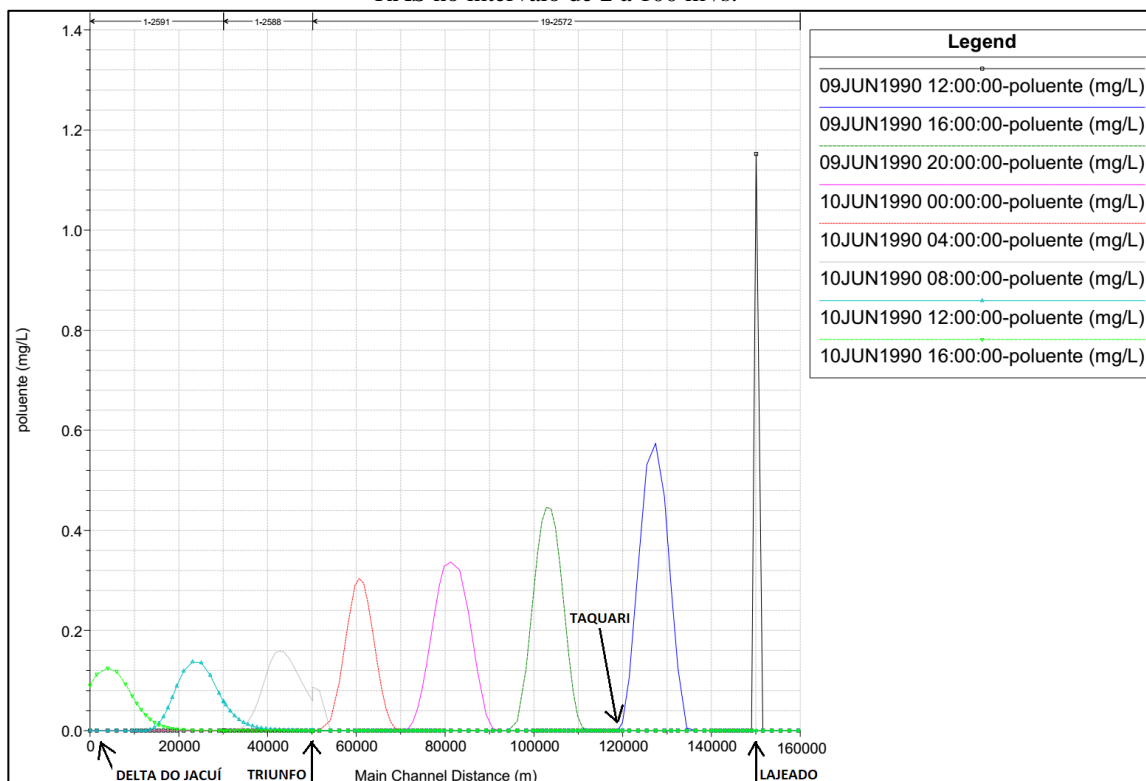


Tabela 13: Resumo de concentrações resultantes das 8 simulações no rio Taquari.

Derramamento no rio Taquari- próximo à Lajeado				
Data	Coeficiente de dispersão (m ² /s)	Concentração no delta (mg/l)	Tempo de Deslocamento (h)	Distância (km)
15/fev/90 vazão baixa	2.00	0.34	80	150
	5.00	0.34	80	150
	20.00	0.31	80	150
	calculado	0.22	80	150
09/jun/90 vazão alta	2.00	0.15	29	150
	5.00	0.15	29	150
	20.00	0.14	29	150
	calculado	0.12	29	150

5.5 EXPERIMENTO 5 - RIO JACUÍ

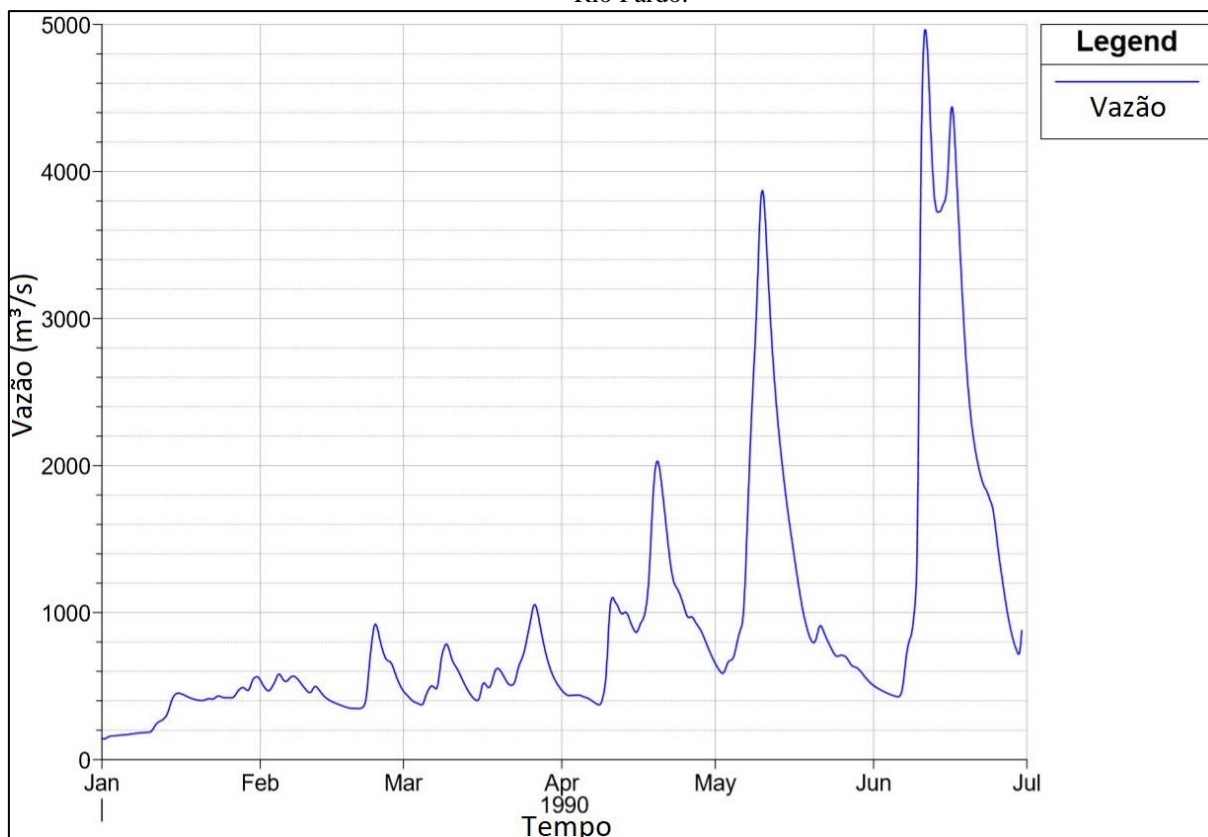
O local escolhido para testar o derramamento de dez toneladas de poluente nesse rio foi próximo à cidade de Rio Pardo, visto que ali existe uma ponte da rodovia BR-471, sendo um ponto propenso à ocorrência de acidentes com derramamento. Pela geometria representada no HEC-RAS mediu-se uma distância de aproximadamente 87 km pelo rio deste local até o encontro com o rio Taquari em Triunfo. Deste ponto até o encontro com o delta do Jacuí, a geometria representada pelo HEC-RAS indica aproximadamente 50 km de distância, totalizando 137 km de deslocamento.

Figura 49: Local de lançamento e chegada do derramamento no rio Jacuí.



As datas escolhidas foram 30 de março e 9 de junho de 1990 dentro do período de 6 meses. A primeira apresentou baixas vazões, enquanto a segunda, as maiores vazões do período. Os polutogramas a seguir mostram, a cada quatro horas, o local da pluma de poluentes e a concentração ao longo da distância percorrida no rio Jacuí, identificado por 1-2586 até Triunfo, acima do gráfico e seguindo pelos trechos identificados por 1-2588 e 1-2591, até o delta do Jacuí.

Figura 50: Hidrograma gerado pelo HEC-RAS do rio Jacuí próximo à cidade de Rio Pardo.



Para o derramamento de poluente no dia 30 de março ao meio dia, o pico de concentração no encontro com o rio Taquari, na cidade de Triunfo, foi após, aproximadamente, 52 horas. Já o pico de concentração, no delta, próximo a Porto Alegre, ocorreu 82 horas após o lançamento, a pluma percorreu ao todo 137 km.

Na simulação do dia 30 de março, para o coeficiente de dispersão fixo escolhido de $2 \text{ m}^2/\text{s}$ (Figura 51) a concentração na chegada do delta foi de aproximadamente $0,32 \text{ mg/l}$, reduzindo muito pouco para o coeficiente de $5 \text{ m}^2/\text{s}$ (Figura 52), e atingindo aproximadamente $0,27 \text{ mg/l}$ com o coeficiente de $20 \text{ m}^2/\text{s}$ (Figura 53). Entretanto, utilizando-se a ferramenta de cálculo interna do HEC-RAS (Figura 54) a concentração atingiu, aproximadamente, $0,16 \text{ mg/l}$, evidenciando que o coeficiente de dispersão utilizado deveria ser maior. A montante da cidade de Triunfo, no rio Jacuí, para a simulação com o coeficiente calculado pelo HEC-RAS, a concentração variou de $1,48 \text{ mg/l}$ após 6 horas do derramamento até $0,48 \text{ mg/l}$ próximo ao encontro com o rio Taquari.

Figura 51: Polutograma do derramamento em 30 de março de 1990 às 12h próximo à cidade Rio Pardo no rio Jacuí com coeficiente de dispersão de 2 m²/s.

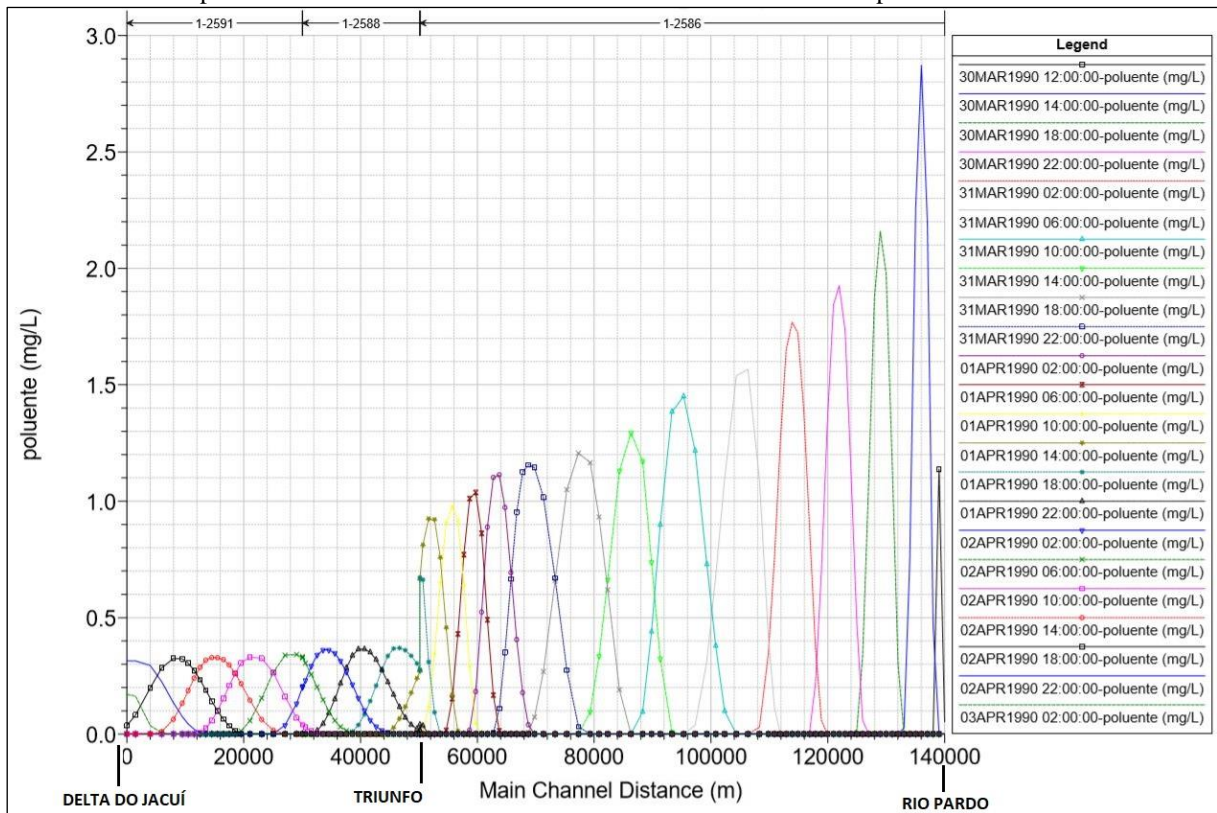


Figura 52: Polutograma do derramamento em 30 de março de 1990 às 12h próximo à cidade Rio Pardo no rio Jacuí com coeficiente de dispersão de 5 m²/s.

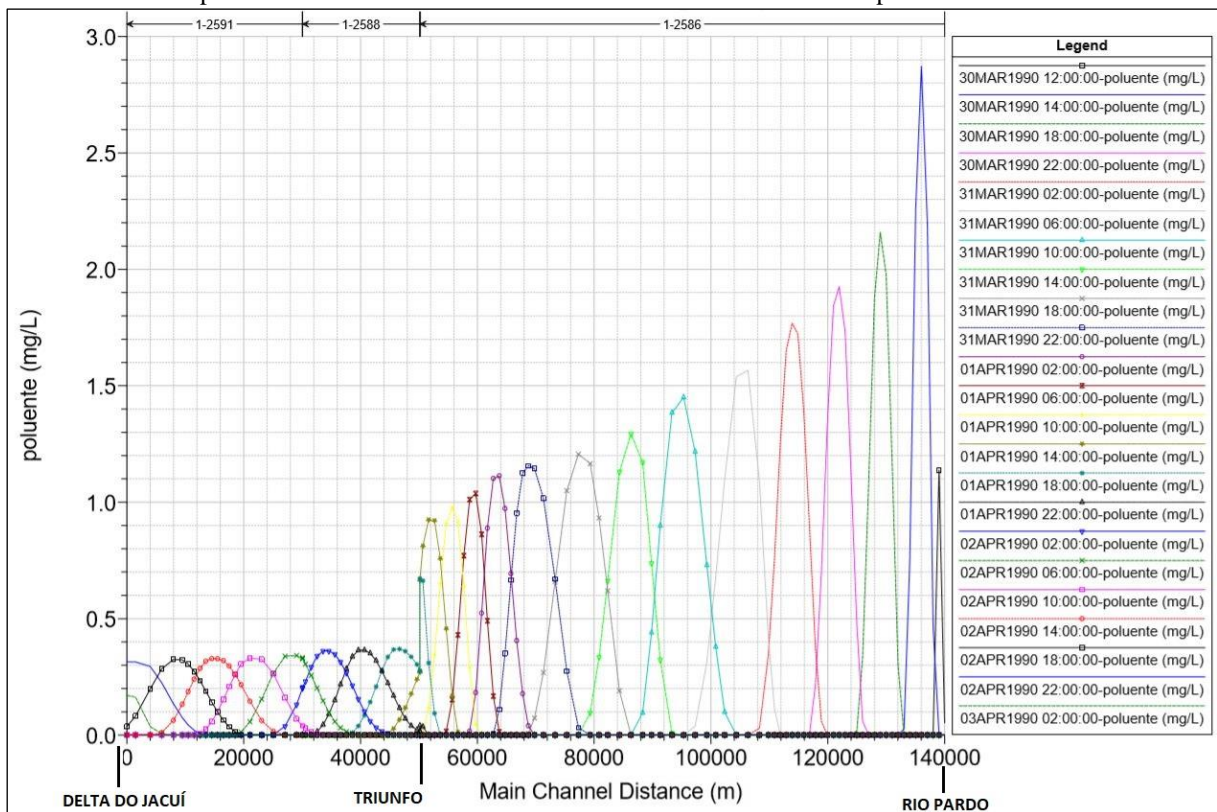


Figura 53: Polutograma do derramamento em 30 de março de 1990 às 12h próximo à Rio Pardo no rio Jacuí com coeficiente de dispersão de 20 m²/s.

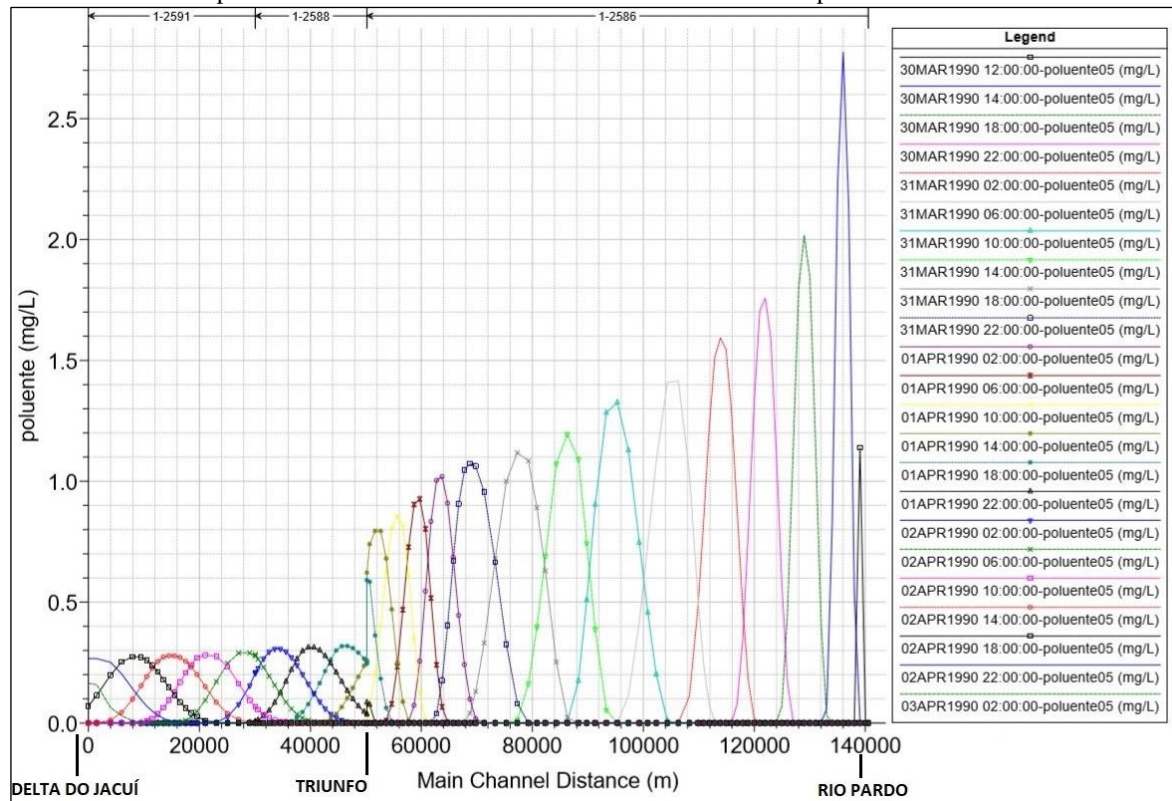
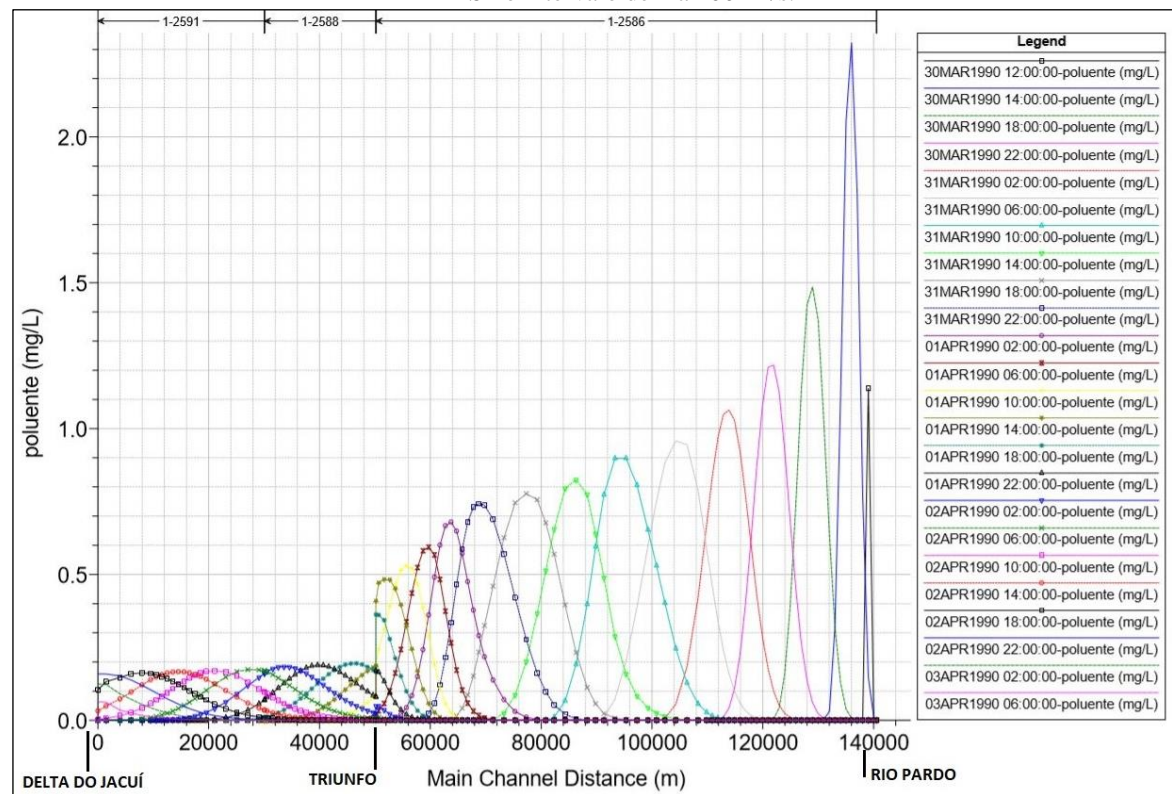


Figura 54: Polutograma do derramamento em 30 de março próximo à cidade Rio Pardo no rio Jacuí utilizando-se coeficiente de dispersão calculado pelo HEC-RAS no intervalo de 2 a 100 m²/s.



Para o derramamento de dez toneladas de poluente no dia 09 de junho ao meio dia, o pico de concentração no encontro com o rio Taquari, na cidade de Triunfo, foi após, aproximadamente, 24 horas. Já pico de concentração, no delta, próximo a Porto Alegre, ocorreu 34 horas após o lançamento, a pluma percorreu ao todo 137 km.

Na simulação do dia 09 de junho, para o coeficiente de dispersão fixo escolhido de $2 \text{ m}^2/\text{s}$ (Figura 55), a concentração na chegada do delta foi de aproximadamente $0,11 \text{ mg/l}$, reduzindo muito pouco para o coeficiente de $5 \text{ m}^2/\text{s}$ (Figura 56), e atingindo $0,10 \text{ mg/l}$ com o coeficiente de $20 \text{ m}^2/\text{s}$ (Figura 57). Utilizando-se a ferramenta de cálculo interna do HEC-RAS (Figura 58) a concentração também ficou muito próxima de $0,11 \text{ mg/l}$, evidenciando que o coeficiente de dispersão calculado está próximo de $5 \text{ m}^2/\text{s}$, visto que concentrações em outros horários também são semelhantes nos dois polutogramas. A montante da cidade de Triunfo, no rio Jacuí, para a simulação com o coeficiente calculado pelo HEC-RAS a concentração variou de $1,18 \text{ mg/l}$ após 6 horas do derramamento até $0,54 \text{ mg/l}$ próximo ao encontro com o rio Taquari.

Figura 55: Polutograma do derramamento em 09 de junho de 1990 às 12h próximo à cidade Rio Pardo no rio Jacuí com coeficiente de dispersão de $2 \text{ m}^2/\text{s}$.

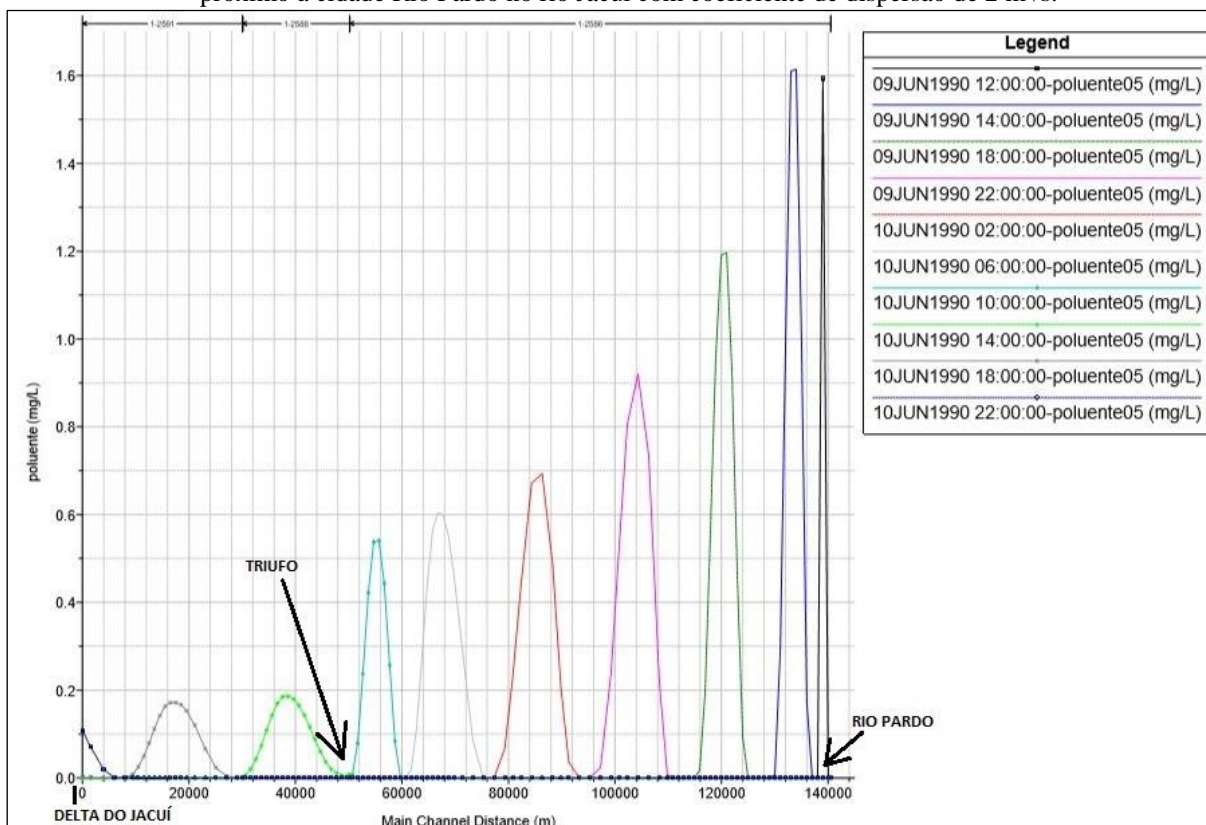


Figura 56: Polutograma do derramamento em 09 de junho de 1990 às 12h próximo à cidade Rio Pardo no rio Jacuí com coeficiente de dispersão de 5 m²/s.

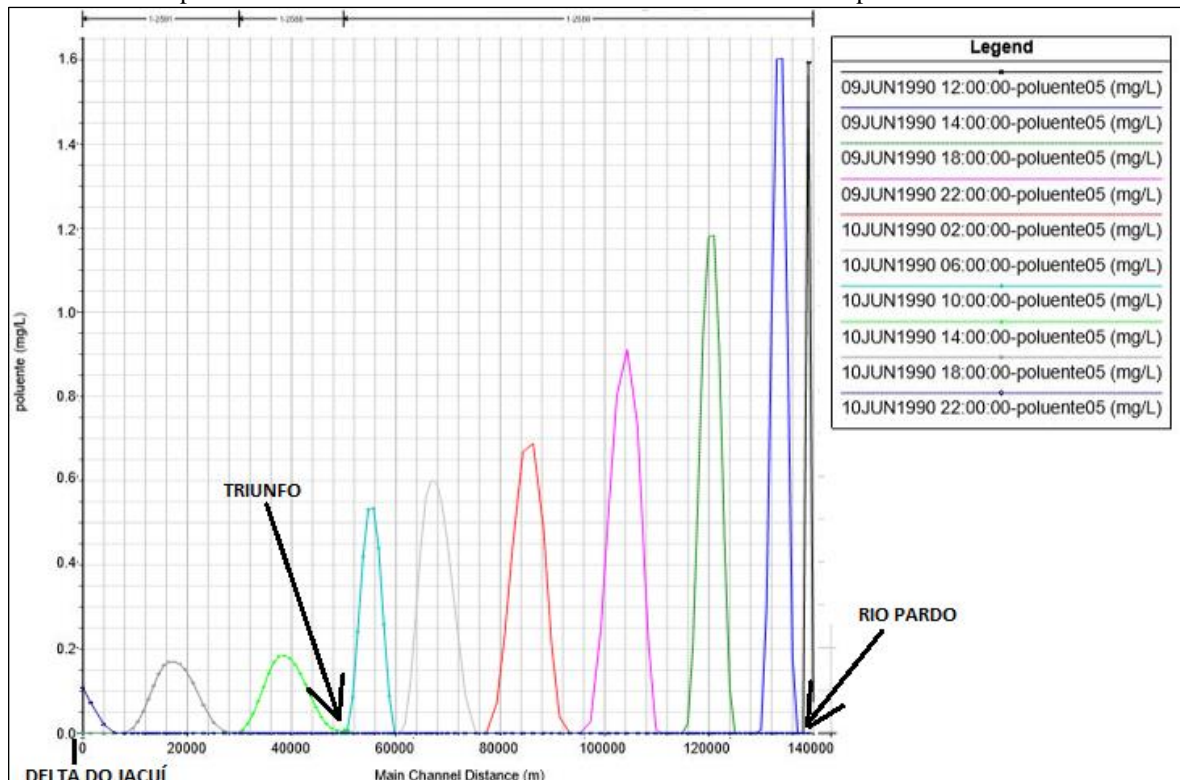


Figura 57: Polutograma do derramamento em 09 de junho de 1990 às 12h próximo à cidade Rio Pardo no rio Jacuí com coeficiente de dispersão de 20m²/s.

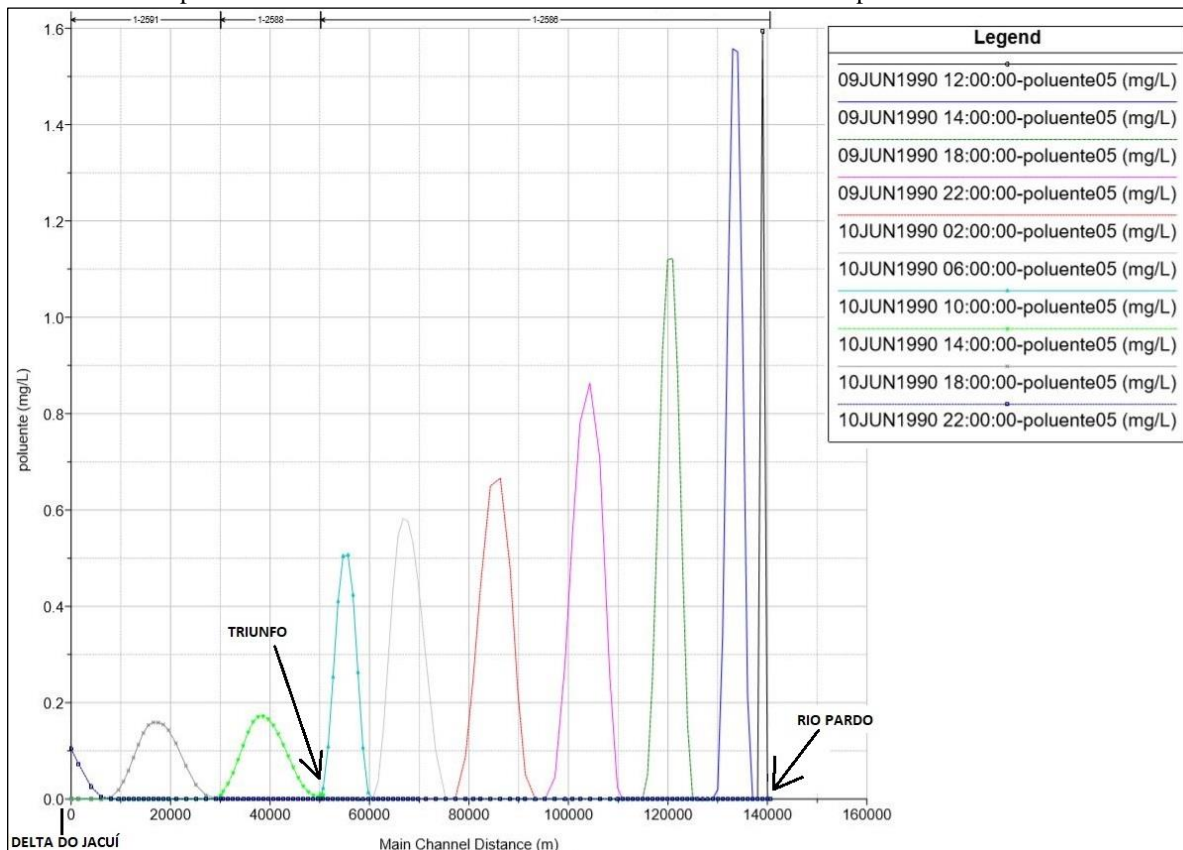


Figura 58: Polutograma do derramamento em 09 de junho próximo à cidade Rio Pardo no rio Jacuí utilizando-se coeficiente de dispersão calculado pelo HEC-RAS no intervalo de 2 a 100 m²/s.

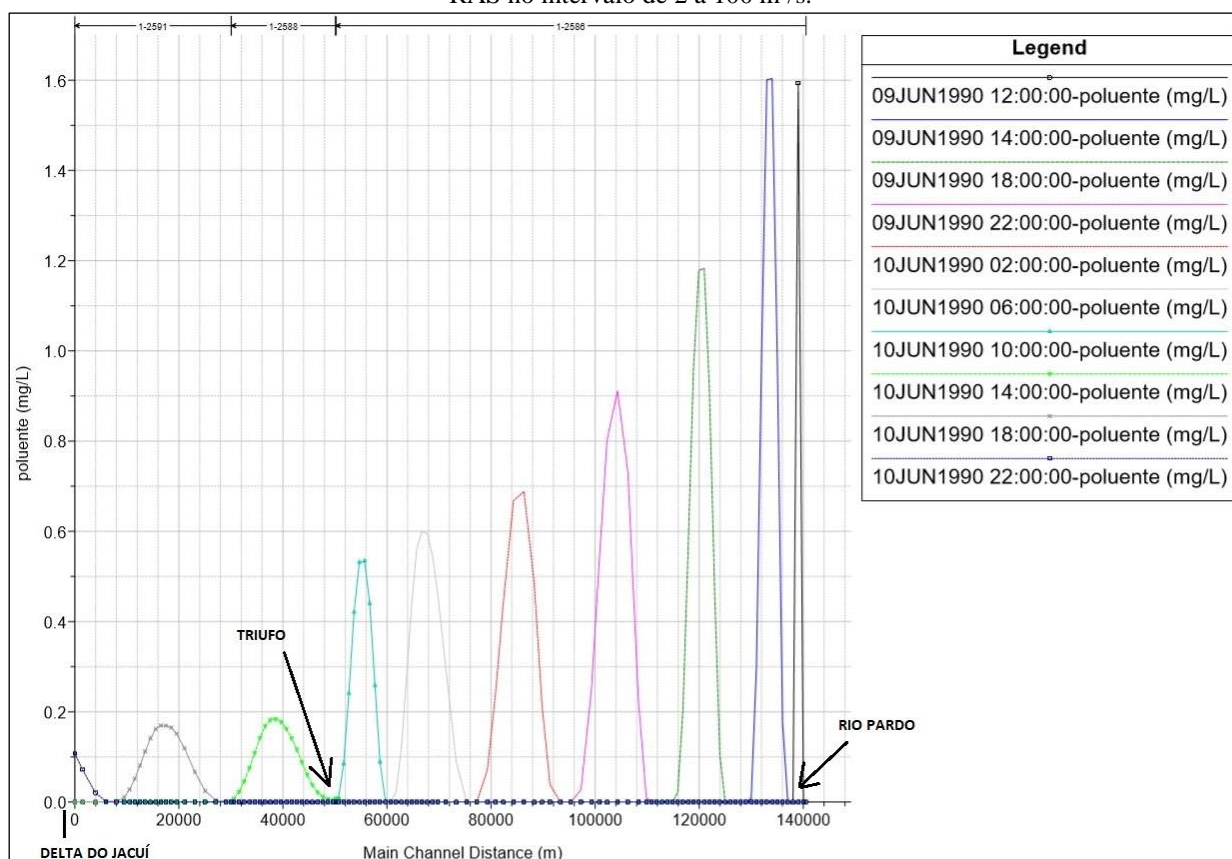


Tabela 14: Resumo de concentrações resultantes das 8 simulações no rio Jacuí.

Derramamento no rio Jacuí- próximo à cidade de Rio Pardo				
Data	Coeficiente de dispersão (m ² /s)	Concentração no delta (mg/l)	Tempo de Deslocamento (h)	Distância (km)
30/mar/90 vazão baixa	2,00	0,32	82	137
	5,00	0,32	82	137
	20,00	0,27	82	137
	calculado	0,16	82	137
09/jun/90 vazão alta	2,00	0,11	34	137
	5,00	0,11	34	137
	20,00	0,10	34	137
	calculado	0,11	34	137

5.1 AVALIAÇÃO DOS EXPERIMENTOS EM CONJUNTO

As oito simulações em cada rio, nas duas diferentes datas para condição de vazão baixa e alta, geraram os polutogramas para cada derramamento. A escolha do intervalo de representação nesses gráficos foi arbitrária, podendo-se alterar antes da simulação o tempo desejado. Elas levaram de 2 a 4 minutos para rodarem, dependendo do rio escolhido, tempo insignificante perto das 4 horas necessárias para simulação hidráulica. Modificações no horário ou massa de poluente para testar poderiam ser feitas rapidamente, entretanto a determinação do número de outra seção para modifica-la, e a própria alteração de coeficientes de dispersão exigia mais tempo para ser feito, por ser um processo manual.

Os polutogramas para cada experimento foram gerados separadamente. Não foram feitas simulações simultâneas ou com datas próximas em rios diferentes para possibilitar a análise dos experimentos de forma isolada. O tempo para alteração dos coeficientes, para montagem do polutograma do rio analisado foi em geral maior que a simulação em si, que precisava de 3 a 4 minutos. Logo, a geração de padrões para montagem e posterior visualização dos resultados é um ponto importante para acelerar o processo.

O programa simulou de forma coerente a dispersão dos poluentes, demonstrando redução nos picos de concentração e deslocamento para jusante com o passar do tempo. Os resultados ainda possuem incertezas relacionadas com a calibração não ideal do modelo hidráulico. Esse foi um protótipo de testes, logo para comparação final com medições reais de acidentes, caso houvesse, nos locais e momentos simulados, ainda deve ser aperfeiçoado. Contudo, esses gráficos permitem uma análise da sensibilidade da concentração frente à alteração dos coeficientes de dispersão e observações mais gerais comparando-se as simulações em diferentes rios também puderam ser feitas.

Pode ser verificado que o tempo total de deslocamento das plumas de poluentes não sofreu interferência do coeficiente de dispersão, sendo semelhante nos testes feitos na mesma data para o mesmo rio. Entretanto, nas simulações feitas no rio dos Sinos e rio Caí esse tempo também foi semelhante nas datas diferentes, talvez por conta das incertezas dos hidrogramas ou pela pequena distância até o delta. As características dos polutogramas dos derramamentos nos rios Taquari e Jacuí, como tempo e concentrações finais, resultaram em faixas de valores próximos, visto que o trecho final, no Jacuí, foi o mesmo para os dois. A distância dos pontos

escolhidos até o delta nesses rios também foram próximas (150 e 137 quilômetros) e maiores que a escolhida nos outros rios (máximo de 40 quilômetros).

Quanto a sensibilidade à variação do coeficiente de dispersão, todos os experimentos, com exceção dos no Rio Gravataí, tiveram pequena redução na concentração ao longo do percurso ao se comparar os polutogramas de coeficiente de dispersão de 2 para 5 m²/s, indicando baixa sensibilidade. Ao alterar-se para 20 m²/s houve redução perceptível na concentração ao chegar ao delta em todos os experimentos. Os derramamentos nos rios Taquari e Jacuí apresentaram maior sensibilidade na data com vazão menor. Os experimentos no rio dos Sinos apresentou uma concentração diferente nos trechos a montante para as diferentes datas, mas a jusante não se alterou, uma hipótese seria a influência das condições de jusante no delta.

Percebendo-se a sensibilidade das simulações a alterações nos coeficientes, é reforçada a importância de definir adequadamente este coeficiente para correta representação da pluma. Os coeficientes de dispersão calculados com a ferramenta do HEC-RAS pelo método de Fischer (1975), em geral, se mostraram maiores que os encontrados na literatura, a faixa de 2 a 20, usados para simulações com coeficientes fixos, apenas na simulação do Gravataí, o coeficiente calculado ficou próximo de 2 m²/s. Os testes do Jacuí com vazão alta teve o coeficiente calculado próximo dos 2 a 5 m²/s. As simulações com vazão baixa tanto para o rio Caí e rio dos Sinos apresentaram coeficientes calculados elevados, enquanto as de alta vazão, o coeficiente de dispersão calculado gerou concentrações finais similares ao coeficiente de 20m²/s.

De um ponto de vista de um Engenheiro, que preza pela segurança, a análise englobando cada rio permite afirmar, que, caso não haja confiança na escolha do coeficiente de dispersão a adotar, é preferível manter-se os coeficientes de dispersão fixos e pequenos, garantindo um fator de segurança no resultado final dos valores concentração. Entretanto, no fator tempo de chegada, e com exigências de melhor precisão de horário, um coeficiente de dispersão maior fará com que essa pluma chegue antes do que a modelada com coeficiente menor. Assim, com a devida calibração da simulação hidráulica, é desejável a realização de testes com traçadores, podendo-se determinar com maior precisão um coeficiente para diferentes condições de vazão.

6 CONCLUSÕES

Após acoplamento de dados oriundos da simulação do MGB-IPH para o software HEC-RAS, o trabalho demonstrou ser possível usar dessa solução tecnológica de forma experimental testando a simulação da dispersão de poluentes nos rios que desaguam no delta do Jacuí. Os testes foram feitos em pontos de possíveis acidentes com derramamento, servindo como um primeiro passo no desenvolvimento de uma futura ferramenta de sistema de alerta para derramamento de poluentes a montante de Porto Alegre, mais precisamente o Delta do Jacuí.

Incertezas da qualidade da simulação hidráulica devido a não calibração, ainda não permitiram comparar os resultados da dispersão de poluentes com ocorrências reais. Para essa análise também são necessários dados medidos e informações confiáveis sobre derramamentos. Visando a aproximação com acidentes verídicos, os testes procuraram se adequar às condições comuns com derramamento de poluentes em rio, como em pontes de rodovias e usando a massa de tombamento a capacidade de caminhões de carga comum.

Os resultados dos experimentos mostram de que forma os resultados da simulação no HEC-RAS podem ser apresentados com geração na própria interface. A comparação entre os polutogramas de simulações com diferentes coeficiente de dispersão permitiu uma breve análise de sensibilidade desse coeficiente em cada rio com duas situações diferentes de vazão. Ele mostrou-se um parâmetro de grande importância para simulação confiável da dispersão dos poluentes.

A escolha desses dois modelos para os primeiros testes dessa ferramenta se justificou pela disponibilidade de forma livre internet e constante atualização. O funcionamento dos primeiros experimentos reforça a hipótese de que eles são ferramentas apropriadas para o desenvolvimento de um futuro sistema de alerta para derramamentos de poluentes nos rios que chegam ao delta do Jacuí. Diversas etapas ainda precisam ser desenvolvidas para validar um futuro um sistema de qualidade, que também poderia ser estudado para outras bacias, visto que muitas outras já têm uma boa calibração no MGB-IPH.

Esse trabalho se inspirou na lacuna existente para um diagnóstico de risco preciso diante de acidentes em bacias que drenem para o delta do Jacuí e posteriormente para o Lago Guaíba, fonte de abastecimento de água para cidade de Porto Alegre. No Plano Municipal de

Saneamento Básico da Cidade, no capítulo de Programas Específicos da área de abastecimento de água existe um item de ações para emergência e contingência, que exige esse diagnóstico de qualidade diante de derramamentos. O desenvolvimento desse trabalho procurou realizar os testes e estudos iniciais que auxiliem futuros trabalhos para criação de um sistema de alerta para a cidade de Porto Alegre e outras dentro dessas bacias.

7 RECOMENDAÇÕES

Após a realização do trabalho, podem-se citar os pontos que ainda podem ser desenvolvidos para evolução da ferramenta e também para redução das dificuldades encontradas para rodar o modelo. Dentre os entraves apresentados, destaca-se o elevado número de horas exigido para simulação da parte hidráulica, resultando na decisão de, por agora não se calibrar o sistema inteiro. Essa decisão levou a incertezas nos hidrogramas resultantes e características do escoamento, logo é ideal que haja melhorias nessa calibração para uso futuro da ferramenta. Isso pode ser feito através de testes com diferentes discretizações no tempo e distância entre seções do HEC-RAS, por exemplo.

A amplitude do intervalo de meses foi escolhida de forma que apresentasse variações razoáveis de vazões. Idealmente, esse intervalo deveria ser maior que os seis meses adotados, aumentando, assim, as chances de contemplar eventos com tempos de retorno maiores, gerando hidrogramas com maior panorama da sazonalidade com picos de vazão os períodos de estiagem. O tempo de simulação impossibilitou ampliar esse intervalo de simulação, logo, trabalhos futuros devem procurar métodos de reduzir esse tempo mesmo para período de meses grande, comprometendo o mínimo a qualidade dos resultados.

Para reduzir o tempo necessário de simulação, outro ajuste que contribuiria, seria a possibilidade de iniciar a simulação hidráulica em qualquer data, mesmo sem alterar a data dos arquivos fornecidos pelo MGB-IPH. Assim, para teste em datas mais distantes da inicial padrão, a simulação não precisaria necessariamente começar na data do arquivo de entrada.

A influência da alteração da geometria padrão extraída do MGB-IPH na calibração do modelo no HEC-RAS também poderia ser estudada. A geometria exportada foi a retangular, entretanto, rios da bacia estudada apresentam planícies de inundação. Possivelmente, para calibração ideal do HEC-RAS, essa geometria padrão dos rios deva-se ser alterada e aproximada da real, permitindo resultados mais precisos das características do escoamento.

Após calibração da simulação hidráulica no HEC-RAS, deve-se ajustar um coeficiente de dispersão ideal ou equação para simulação em cada rio e situação de vazão. Isso poderia ser feito através de estudos com traçadores, por exemplo. O presente trabalho testou a ferramenta de cálculo interna do coeficiente de dispersão do HEC-RAS e também adotou outros valores

comuns encontrados na literatura. As equações citadas no trabalho poderiam ser testadas para escolha de outros coeficientes.

Visando a construção de um sistema real de alerta para as cidades da bacia, também se deve pensar numa transferência automatizada dos dados simulados no MGB-IPH para o HEC-RAS. Além disso, para funcionamento em tempo hábil, o primeiro programa deve ser carregado rapidamente com informações atuais das condições climáticas fornecendo as entradas para o segundo. A obtenção das informações rapidamente após o acidente, como massa de poluente, tipo, horário e local, podem, por fim, ser inseridas no sistema calibrado, permitindo o uso como sistema de alerta.

Outra opção, visando obtenção de informação da dispersão rapidamente após acidentes, seria a criação de ábacos, com os resultados de simulações contemplando inúmeras situações possíveis. A comparação com modelos mais simples, com menor exigência de dados e tempo de simulação também é uma alternativa importante que pode ser estudada.

Apesar de diversos ajustes ainda necessários, o primeiro passo para monitoramento de derramamentos, que este trabalho se propôs a fazer, mostrou que os testes funcionaram e existe sensibilidade a coeficientes de dispersão diferentes. Acredita-se ser possível novos ajustes que acelerem o processamento dos dados e permitam o uso no futuro para real acompanhamento da dispersão dos poluentes após um derramamento.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARBOSA JUNIOR, A. R.; SILVA, G. Q.; NEVES, B. V. B. e DEVENS, J. A. **Métodos diretos de determinação do coeficiente de dispersão longitudinal em cursos d'água naturais**. Parte 1 - Fundamentos teóricos. Revista Escola de Minas, v. 58, n.1, p. 27-32, 2005a.

BARBOSA JUNIOR, A. R.; SILVA, G. Q.; NEVES, B. V. B. e DEVENS, J. A. **Métodos diretos de determinação do coeficiente de dispersão longitudinal em cursos d'água naturais**. Parte 2 - Aplicação e comparação dos métodos. Revista Escola de Minas, v. 58, n. 2, p. 139-145. 2005b.

BENEDINI, M. **Water Quality Models for Rivers and Streams**. State of the Art and Future Perspectives. European Water, v. 34, p. 27-40, 2011.

CHANSON, H. "**Environmental Hydraulics of Open Channel Flows**." Elsevier Butterworth-Heinemann, London, UK, 2004. 483 p.

CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Models**. McGraw-Hill, Inc.: EUA, 1997.

CHIN, D. A. **Water-Quality Engineering in Natural Systems**. John Wiley & Sons, New York, 2006.

COLLISCHONN, W. **Simulação Hidrológica de Grandes Bacias**. (Tese Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Porto Alegre (RS). Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2001. 270 p.

COLLISCHONN, W., TUCCI, C. E. M. **Simulação hidrológica de grandes bacias**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 6, n. 2, 2001.

COLLISCHONN, W.; ALLASIA, D. G.; SILVA, B. C.; TUCCI, C. E. M. The MGB-IPH model for large-scale rainfall-runoff modeling. **Hydrological Sciences Journal**, v. 52, p. 878-895, 2007.

COLLISCHONN, Walter et al. **The MGB-IPH model for large-scale rainfall—runoff modelling**. Hydrological Sciences Journal, v. 52, n. 5, p. 878-895, 2007.

COLLISCHONN, Walter; DORNELLES, Fernando. **Hidrologia para engenharia e ciências ambientais**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH), 2013.

DEVENS, J.A. **Quantificação do coeficiente de dispersão longitudinal em pequenos cursos d'água naturais com o uso de traçador ambientalmente neutro**. 2006. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental) Ouro Preto (SP): Universidade Federal de Ouro Preto.

DEVENS, J. A.; BARBOSA JUNIOR, A. R.; SILVA, G. Q. **Modelo de quantificação do coeficiente de dispersão longitudinal de pequenos cursos de água naturais**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 11, n. 3, p. 269-276, 2006.

FAN, F. M. **Acoplamento entre SIG e modelos hidrológicos**: Integração do modelo MGB-IPH. Trabalho de Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS, Brasil, 2011.

FAN, Fernando Mainardi; COLLISCHONN, Walter. **Integração do modelo MGB-IPH com sistema de informação geográfica**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 19, n. 1, p. 243-254, 2014.

FAN, F. M. **Simulação dos impactos de lançamentos de poluentes sobre a qualidade da água de bacias hidrográficas integrada com sistema de informação geográfica**. 2013. 231p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

Fan, F. M., Buarque, D. C., Pontes, P. R., & Collischonn, W. (2015c). **Um mapa de Unidades de Resposta Hidrológica para a América do Sul**. XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Brasília, DF.

Farr, T. G., Rosen, P. A., Caro, E., Crippen, R., Duren, R., Hensley, S., . . . Alsdorf, D., 2007 **The Shuttle Radar Topography Mission**. Reviews of Geophysics, V. 45

FICK, A. On liquid diffusion. Philos.Mag. J. Sci.,v. 10, p. 31–39, 1855

FISCHER H. B. Discussion of a simple method for predicting dispersion in streams, by R.S. McQuivey and T.N. Keefer. J Environ Eng Div ASCE, v.5, p. 101:45, 1975.

FRAGOSO J. R. C.R.; FERREIRA, T. F.; MOTTA MARQUES, D. **Modelagem Ecológica em Ecossistemas Aquáticos**. Oficina de Textos, São Paulo, SP. 2009. 304p.

FREITAS, Carlos M. de; PORTE, Marcelo F. de S.; GOMEZ, Carlos M. **The increase in chemical accidents: a challenge for public health**. Revista de Saúde Pública, v. 29, n. 6, p. 503-514, 1995.

HEC (2016). **HEC-RAS River Analysis System**, User's Manual, Version 5.0, CPD-68, February, 2016. Hydrologic Engineering Center, Institute for Water Resources, U.S. Corps of Engineers, Davis, CA, 2016.

LOPES, V. A., Fan, F. M., Collischonn, W., Pontes, P. R., & Siqueira, V. A., 2015 **Aplicação Preliminar do Modelo MGB-IPH para a Bacia Hidrográfica Completa da Laguna dos Patos**. In: XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2015, Brasília - DF. Anais XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos.

LOPES, Vitória Ache Rocha et al. A first integrated modelling of a river-lagoon large-scale hydrological system for forecasting purposes. Journal of hydrology, v. 565, p. 177-196, 2018.

LARENTIS, Dante Gama. **Modelagem matemática da qualidade da água em grandes bacias: sistema Taquari-Antas-RS**. 2004.

JENSEN, Mark R.; LOWNEY, Cynthia L. **Temperature modeling with HEC-RAS**. In: Critical Transitions in Water and Environmental Resources Management. 2004. p. 1-10.

PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO DE PORTO ALEGRE, 2015

PAIVA, R. C. D. **Modelagem hidrológica e hidrodinâmica de grandes bacias: Estudo de caso na bacia do rio Solimões**. 2009. (Dissertação de Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) Porto Alegre (RS): Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 182f.

PONTES, Paulo RM et al. **Modelagem hidrológica e hidráulica de grande escala com propagação inercial de vazões**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 20, n. 4, p. 888-904, 2015.

PONTES, Paulo Rógenes Monteiro et al. **MGB-IPH model for hydrological and hydraulic simulation of large floodplain river systems coupled with open source GIS**. Environmental Modelling & Software, v. 94, p. 1-20, 2017.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, 1995.

SPERLING, M. V. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 2007

SZOMOROVÁ, Lenka; HALAJ, Peter. **Numerical simulations in the mala nitra stream by 1D model**. Acta Scientiarum Polonorum. Formatio Circumiectus, v. 14, n. 2, p. 185, 2015.

THOMANN, Robert V.; MUELLER, John A., 1987. **Principles of surface water quality modeling and control**. Harper & Row, Publishers, Inc., NY.

TOLBA, Mostafa K. **Saving our planet: challenges and hopes**. Springer Science & Business Media, 1992.

VELÍSKOVÁ, Yvetta et al. **Pollutant spreading in a small stream: A case study in Mala Nitra Canal in Slovakia**. Environmental Processes, v. 1, n. 3, p. 265-276, 2014.

BUARQUE, D. C.; FAN, F. M.; COLLISCHONN, W.; PAIVA, R. C. D.; KAYSER, R. **MANUAL DO PREPRO-MGB PARA APLICAÇÃO DO MODELO MGB-IPH**. 2011. 19p

JARDIM, Pedro Frediani et al. **MANUAL DE EXEMPLO DE APLICAÇÃO DO MODELO MGB-IPH 2017 UTILIZANDO O IPH-Hydro Tools**. 2017.

IBGE, <http://www.ciespjacarei.org.br/noticias/ibge-apresenta-ranking-dos-10-rios-mais-poluidos-do-brasil/>, 2013