



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

VANESSA UETA GOMES

**APLICAÇÃO DA TEORIA *FUZZY* EM UM MODELO
BIDIMENSIONAL DE TRANSPORTE DE MASSA, PARA
ESTUDAR O RISCO *FUZZY* EM RIOS URBANOS,
SUJEITOS A LANÇAMENTOS DE AGENTES
POLUENTES.**

**FORTALEZA – CE
2011**

VANESSA UETA GOMES

**APLICAÇÃO DA TEORIA *FUZZY* EM UM MODELO
BIDIMENSIONAL DE TRANSPORTE DE MASSA, PARA
ESTUDAR O RISCO *FUZZY* EM RIOS URBANOS,
SUJEITOS A LANÇAMENTOS DE AGENTES
POLUENTES.**

Tese submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, pela Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do grau de Doutor.

Área de Concentração: Recursos Hídricos

Orientador: Prof. Dr. Raimundo Oliveira de Souza

**FORTALEZA – CE
2011**

APLICAÇÃO DA TEORIA *FUZZY* EM UM MODELO BIDIMENSIONAL DE TRANSPORTE DE MASSA, PARA ESTUDAR O RISCO *FUZZY* EM RIOS URBANOS, SUJEITOS A LANÇAMENTOS DE AGENTES POLUENTES.

Esta Tese foi apresentada como parte integrante dos requisitos necessários à obtenção do Grau de Doutor em Engenharia Civil, na área de Concentração em Recursos Hídricos, outorgado pela Universidade Federal do Ceará, a qual encontrar-se-á à disposição dos interessados na Biblioteca Central da referida Universidade. A citação de qualquer trecho desta tese é permitida, desde que seja feita em conformidade com as normas da ética científica.

Aprovada em 28 de julho de 2011.

Vanessa Ueta Gomes

Prof. Raimundo Oliveira de Souza, Dr.
(Orientador)
Universidade Federal do Ceará

Profa. Carla Freitas de Andrade, Dra.
Universidade Federal do Ceará

Profa. Marisete Dantas de Aquino, Dra.
Universidade Federal do Ceará

Prof. Antônio Clécio Fontelles Thomas, Dr.
Universidade Estadual do Ceará

Profa. Patrícia Freire Chagas, Dra.
Universidade Federal do Rio Grande do Norte

DEDICATÓRIA

À minha família:

Aos meus lindos pais, Vânia e Valmir, por sempre me ensinarem o caminho do amor e me tornarem a mulher que sou hoje.

Aos meus irmãos, Rodrigo, Beatriz, Júlia e Davi, por serem especiais e essenciais na minha vida.

À minha avó, Kimiyo, pelo exemplo de força e pelo orgulho de ser a minha Bá.

Ao meu amado marido, Saulo, por ser a luz, o amor, a paz e a leveza da minha vida.

Aos meus filhos, João e Pedro, simplesmente por me fazerem sentir um amor único, o amor de mãe.

AGRADECIMENTO ESPECIAL

*Agradeço imensamente ao meu querido amigo e mestre,
Prof. Raimundo Oliveira de Souza, pela paciência, companherismo e
ensinamentos dedicados à mim todos esses anos.
Juntos construímos um elo eterno de respeito, carinho e amizade.*

AGRADECIMENTOS

À Deus por representar a fé que me guia e me protege em todos os momentos de minha vida.

À minha mãe Vânia, pelo exemplo de mulher forte, pelo apoio emocional e pelo amor incondicional de mãe.

Ao meu pai Valmir, pelo orgulho, amor e companherismo sempre presentes em minha vida.

Aos meus maravilhosos irmãos, Rodrigo, Beatriz, Júlia e Davi, por seres os anjos iluminados da minha vida.

Ao meu marido Saulo, por ser o meu amor, meu coração, minha vida e por me ensinar todos os dias o verdadeiro caminho do amor e da luz.

Aos meus filhos, João e Pedro, por me tornarem mãe e encherem o meu coração com o mais sincero e gigante amor. .

Aos meus amigos queridos e inseparáveis, Mariana e André, pela amizade forte e sincera.

Às minhas amigas Engenheiras, Andréa e Alina, pelo carinho e apoio de sempre.

Aos membros da banca de defesa: Profa. Dra. Marisete Dantas de Aquino; Profa. Dra. Carla Freitas de Andrade; Profa. Dra. Patrícia Freira Chagas; Prof. Dr. Antônio Clécio Fontelles Thomas.

Aos membros da banca de qualificação: Profa. Dra. Marisete Dantas de Aquino; Profa. Dra. Ticiane Marinho de Carvalho Studart; Prof. Dr. Antônio Idivan Vieira Nunes e Prof. Dr. Silvrano Adonias Dantas Neto.

Às amigas de pesquisa e profissão, Ada e Sivia, compartilhando todos os momentos dessa caminhada.

Aos professores do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental pelos ensinamentos passados nas disciplinas e em todos os dias de convivência.

Aos funcionários do DEHA Umbelina, Bete, Xavier, Joviene, Junior, Shirley e Erivelton Ferreira.

Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento e Tecnológico) pelo financiamento desta pesquisa.

RESUMO

A modelagem matemática tem se tornado uma importante ferramenta para quantificar a qualidade de água nos mais diversos sistemas hídricos. Estas formulações se tornaram mais frequentes a partir dos anos 60 com os avanços dos métodos numéricos e dos computadores digitais. Atualmente, como os problemas de qualidade de água se tornaram mais críticos, a busca por modelos mais consistentes que consigam levar em conta e quantificar as incertezas inerentes aos processos de transporte de poluentes e suas relações com os mecanismos da hidráulica e da hidrologia, tem se tornado mais intensa. Neste contexto, a Teoria *Fuzzy* desponta como uma alternativa viável para estudar o risco de falha de sistemas hídricos sujeitos a lançamentos de efluentes. Esta teoria, combinada com o Princípio de Transporte de Massa, tem permitido que campos de risco possam ser determinados e, com isso, que um melhor controle nos lançamentos possam ser estabelecidos. Este trabalho propõe uma metodologia, baseado em uma modelagem matemática dos processos de transporte de poluentes, em rios naturais, onde os seus parâmetros principais são Funções de Pertinências, definidas segundo a Teoria *Fuzzy*. A pesquisa usa esses conceitos na solução da Equação da Difusão Advectiva Bidimensional “fuzzificada”, para determinar o comportamento do risco de falha e a garantia de sustentabilidade dos rios sujeitos, por exemplo, a variados tipos de lançamentos. Desta forma, campos de concentração, campos de risco e campos de confiabilidade são determinados, tanto do ponto de vista espacial, como do ponto de vista temporal. Os resultados mostraram que esta formulação pode se tornar uma alternativa consistente na avaliação dos impactos causados por derramamento de substâncias poluidoras e prover aos gestores dos recursos hídricos subsídios para uma melhor tomada de decisão.

ABSTRACT

Mathematical modeling has become an important tool to quantify the water quality in various water systems. These formulations have become more frequent in the last 50 years with the advances in numerical methods and digital computers. Currently, as the water quality problems have become more critical, the research for more robust models, able to consider and quantify the uncertainties, inherent in the processes of pollutant transport and their relationship with the mechanisms of hydraulics and hydrology, has become more intense. In this context, the fuzzy theory emerges as a viable alternative to study the risk of failure of water systems subject to effluent discharges. This theory, combined with the Principle of Mass Transport, has allowed that risk fields could be determined and, thus, a better control over releases can be established. This research proposes a methodology, based on mathematical modeling of transport of pollutants, in natural rivers, where their main parameters are membership functions, defined according to the Fuzzy Theory. The research uses these concepts in solving the advection bi-dimensional Diffusion Equation, in its fuzzy way, to determine the behavior of the risk of failure and the reliability of rivers subject, for example, all kinds of releases. Thus, field of concentration, field of risk are determined, both from the spatial point of view, as the temporal point of view. The results showed that this formulation is becoming a consistent alternative in the assessment of impacts caused by the spreading of pollutants, giving to the managers of water resources subsidies to better decision making.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 2.1 -	Representação de um volume de controle.	25
FIGURA 2.2 -	Série temporal de uma função de controle f em um campo turbulento.	29
FIGURA 2.3 -	Representação do T_{90} como uma função de pertinência.	39
FIGURA 3.1 -	Representação de uma função de pertinência para a função marginal de segurança.	58
FIGURA 3.2 -	Representação de uma discretização em diferenças finitas.	62
FIGURA 3.3 -	Fluxograma completo do programa.	65
FIGURA 4.1 -	Concentração em função da distância para diferentes tempos.	71
FIGURA 4.2 -	Perfil de Concentração transversal para diferentes tempos.	71
FIGURA 4.3 -	Funções de Pertinência da Concentração para diferentes tempos, em uma seção a 1,5 km da origem.	72
FIGURA 4.4 -	Funções de Pertinência da Concentração em diferentes seções, para um tempo de 20 minutos.	73
FIGURA 4.5 -	Função Marginal de Segurança para diferentes seções do rio.	73
FIGURA 4.6 -	Função Marginal de Segurança para diferentes tempos em uma seção a 2 km da origem.	74
FIGURA 4.7 -	Comportamento do Campo de Concentração para um tempo de 10 min.	75
FIGURA 4.8 -	Comportamento do Campo de Concentração para um tempo de 30 min.	76
FIGURA 4.9 -	Comportamento do Campo de Risco para um tempo de 10 min.	77
FIGURA 4.10 -	Comportamento do Campo de Risco para um tempo de 30 min.	78
FIGURA 4.11 -	Comportamento do Campo de Confiabilidade para um tempo	79

	de 10 min.	
FIGURA 4.12 -	Comportamento do Campo de Confiabilidade para um tempo de 30 min.	80
FIGURA 4.13 -	Comportamento do Campo de Concentração em função do tempo a uma seção 1,5 km da origem.	80
FIGURA 4.14 -	Comportamento do Campo de Concentração em função do tempo, para uma seção a 2 km da origem.	81
FIGURA 4.15 -	Comportamento do Campo de Risco em função do tempo, para uma seção a 1,5 km da origem.	82
FIGURA 4.16 -	Comportamento do Campo de Risco em função do tempo, para uma seção a 2 km da origem.	83
FIGURA 4.17 -	Comportamento do Campo de Confiabilidade em função do tempo, para uma seção a 1,5 km da origem.	83
FIGURA 4.18 -	Comportamento do Campo de Confiabilidade em função do tempo, para uma seção a 2 km da origem.	84
FIGURA 4.19 -	Comportamento do Campo de Concentração em função do tempo, para uma seção a 1,5 km da origem.	84
FIGURA 4.20 -	Comportamento do Campo de Concentração em função do tempo, para uma seção a 2 km da origem.	85
FIGURA 4.21	Comportamento do Campo de Risco em função do tempo, para uma seção a 1,5 km da origem.	85
FIGURA 4.22 -	Comportamento do Campo de Risco em função do tempo, para uma seção a 2 km da origem.	86
FIGURA 4.23 -	Funções Marginais de Segurança para diferentes seções, para um tempo de 20 minutos.	87
FIGURA 4.24 -	Funções Marginais de Segurança para diferentes tempos, para uma seção a 2 km da origem.	87
FIGURA 4.25 -	Comportamento do Campo de Concentração para um tempo de 10 min.	88
FIGURA 4.26 -	Comportamento do Campo de Concentração para um tempo de 30 min.	89

FIGURA 4.27 -	Comportamento do Campo de Risco para um tempo de 10 min.	89
FIGURA 4.28 -	Comportamento do Campo de Risco para um tempo de 30 min.	90
FIGURA 4.29 -	Comportamento do Campo de Confiabilidade para um tempo de 10 min	91
FIGURA 4.30 -	Comportamento do Campo de Confiabilidade para um tempo de 30 min.	91
FIGURA 4.31 -	Comportamento do Campo de Concentração para um tempo de 10 min.	92
FIGURA 4.32 -	Comportamento do Campo de Concentração para um tempo de 30 min.	93
FIGURA 4.33 -	Comportamento do Campo de Risco para um tempo de 10 min.	93
FIGURA 4.34 -	Comportamento do Campo de Risco para um tempo de 30 min.	94
FIGURA 4.35 -	Comportamento do Campo de Confiabilidade para um tempo de 10 min	94
FIGURA 4.36 -	Comportamento do Campo de Confiabilidade para um tempo de 30 min.	95
FIGURA 4.37 -	Comportamento do Campo de Risco para o Rio Sabine, para o tempo de 10 min.	96
FIGURA 4.38 -	Comportamento do Campo Risco no Rio Sabine, para um tempo de 30 min.	96
FIGURA 4.39 -	Comportamento do Campo de Confiabilidade para o Rio Sabine para um tempo de 10 min.	97
FIGURA 4.40 -	Comportamento do Campo da Confiabilidade, para o Rio Sabine, em um tempo de 30 min.	97
FIGURA 4.41 -	Comportamento do Campo de Risco, no Rio Yadkin, para um tempo 10 min.	98

FIGURA 4.42 -	Comportamento do Campo de Risco, no Rio Yadkin, para um tempo de 30 min.	99
FIGURA 4.43 -	Comportamento do Campo da Confiabilidade, para o Rio Yadkin, em um tempo de 10 min.	99
FIGURA 4.44 -	Comportamento do Campo da Confiabilidade para o Rio Yadkin, para um tempo de 30 min.	100
FIGURA 4.45 -	Comportamento do Campo de Risco para um lançamento variável, em 10 min.	101
FIGURA 4.46	Comportamento do Campo de Risco para um lançamento variável, para um tempo de 30 min.	102
FIGURA 4.47 -	Comportamento do Campo da Confiabilidade para lançamento variável, para um tempo de 10 min.	102
FIGURA 4.48 -	Comportamento do Campo da Confiabilidade para lançamento variável, para um tempo de 30 min.	103
FIGURA 4.49 -	Comportamento do Campo de Risco para o número de Péclet igual a [1,53; 2,17; 3,40], para um tempo de 10 min.	104
FIGURA 4.50	Comportamento do Campo de Risco para o número de Péclet igual a [1,53; 2,17; 3,40], para um tempo de 30 min.	104
FIGURA 4.51 -	Comportamento do Campo da Confiabilidade para o número de Péclet igual a [1,53; 2,17; 3,40], para um tempo de 10 min.	105
FIGURA 4.52 -	Comportamento do Campo da Confiabilidade para o número de Péclet igual a [1,53; 2,17; 3,40], para um tempo de 30 min.	105
FIGURA 4.53 -	Comportamento do Campo de Risco para o número de Péclet igual a [3,54; 3,65; 3,68], para um tempo de 10 min.	106
FIGURA 4.54 -	Comportamento do Campo de Risco para o número de Péclet igual a a [3,54; 3,65; 3,68], para um tempo de 30 min.	106
FIGURA 4.55 -	Comportamento do Campo da Confiabilidade para o número de Péclet igual a a [3,54; 3,65; 3,68], para um tempo de 10 min.	107
FIGURA 4.56 -	Comportamento do Campo da Confiabilidade para o número de Péclet igual a [3,54; 3,65; 3,68], para um tempo de 30	107

	min.	
FIGURA 4.57	Comportamento do Campo de Risco para o número de Péclet igual a [6,7; 7,7; 9,2], para um tempo de 10 min	108
FIGURA 4.58 -	Comportamento do Campo de Risco para o número de Péclet igual a [6,7; 7,7; 9,2], para um tempo de 30 min.	108
FIGURA 4.59 -	Comportamento do Campo da Confiabilidade para o número de Péclet igual a [6,7; 7,7; 9,2], para um tempo de 10 min.	109
FIGURA 4.60 -	Comportamento do Campo da Confiabilidade para o número de Péclet igual a [6,7; 7,7; 9,2], para um tempo de 30 min.	110

LISTA DE SÍMBOLOS

t	Tempo: $[T]$.
\bar{q}	Fluxo de massa por unidade de área: $[MT^{-1}L^{-2}]$.
D	Coeficiente de difusão molecular: $[L^2T^{-1}]$.
\vec{V}	Campo de velocidade do escoamento: $[LT^{-1}]$.
D_x, D_y, D_z	Coeficiente de difusão turbulenta nas direções x, y e z: $[L^2T^{-1}]$
$d\vec{A}$	Representação vetorial de um elemento infinitesimal de área: $[L^2]$
$\frac{\partial}{\partial x}, \frac{\partial}{\partial y}, \frac{\partial}{\partial z}$	Operadores diferenciais parciais em relação a x, y e z: $[L^{-1}]$
$\frac{\partial}{\partial t}$	Operador diferencial temporal: $[T^{-1}]$
x, y, z	Coordenadas nos eixos x, y e z: $[L]$.
$\frac{\partial u}{\partial x}$	Derivada da componente de u em relação a x: $[L/L]$.
$\frac{\partial v}{\partial y}$	Derivada da componente de v em relação a y: $[L/L]$.
$\frac{\partial w}{\partial z}$	Derivada da componente de w em relação a z: $[L/L]$.
$\vec{\nabla}$	Operador diferencial vetorial: $[L^{-1}]$.
∇^2	Operador Laplaciano: $[L^{-2}]$.
\iiint_v	Integral de volume.
\oiint_s	Integral de superfície fechada.
E	Coeficiente de dispersão longitudinal: $[L^2T^{-1}]$.
E_x, E_y, E_z	Representa os coeficientes de dispersão longitudinal nas direções x, y, z: $[L^2T^{-1}]$.
A	Área da seção transversal: $[L^2]$.
U	Velocidade média em cada seção do rio: $[LT^{-1}]$.
$C(x, y, z, t)$	Campo de Concentração de uma substância: $[ML^{-3}]$

C_0	Concentração da substância na água no tempo $t = 0$: $[ML^{-3}]$.
k	Coeficiente de decaimento bacteriano: $[T^{-1}]$.
$\tilde{A}, \tilde{B}, \tilde{D}, \tilde{F}$	Parâmetros fuzzy da equação matricial.
$\tilde{\mu}_A$	Função de pertinência fuzzy para um conjunto \tilde{A} .
\tilde{L}	Função de pertinência para carga poluente lançada: $[ML^{-3}]$.
\tilde{C}	Função de pertinência para o campo de concentração: $[ML^{-3}]$.
\tilde{R}	Função de pertinência para a resistência do sistema: $[L]$.
\tilde{M}	Função marginal de segurança: $[L]$.
R	Índice de risco fuzzy.
G	Índice de Confiabilidade fuzzy.
\tilde{U}	Campo de velocidade fuzzy na direção longitudinal $[LT^{-1}]$.
f, \bar{f}, f'	Funções genéricas para o campo de turbulência.
α	Nível de pertinência de um número fuzzy.
\tilde{E}_x, \tilde{E}_y	Coeficiente de dispersão longitudinal e transversal fuzzy: $[L^2T^{-1}]$.
L	Comprimento característico no processo de adimensionalização: $[L]$
C_i	Concentração na seção i .
C_{i+j}	Concentração na seção $i+1$.
C_{i+1}^j	Concentração na seção $i+1$ e na linha do tempo j .
C_i^j	Concentração na seção i e na linha do tempo j .
C_{i+1}^{j+1}	Concentração na seção $i+1$ e na linha do tempo $j+1$.
C_i^{j+1}	Concentração na seção i e na linha do tempo $j+1$.
$\Delta x, \Delta y$	Incrementos no espaço para a solução numérica: $[L]$.
Δt	Incremento no tempo para a solução numérica: $[T]$.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	
LISTA DE SÍMBOLOS	
1 INTRODUÇÃO	18
1.1 Objetivos da Pesquisa	20
1.2 Organização do Trabalho	21
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	23
2.1 Aspectos Introdutórios.....	23
2.2 Teoria do Transporte de Massa.....	23
2.3 Teoria <i>Fuzzy</i>	38
2.4 Análise de Risco <i>Fuzzy</i>	49
3 METODOLOGIA	55
3.1 Generalidades.....	55
3.2 Formulação do Modelo Matemático.....	55
3.3 Cálculo do Risco e da Confiabilidade <i>Fuzzy</i>	57
3.4 Adimensionalização do Modelo.....	59
3.5 Solução do Modelo.....	62
3.6 Programa Computacional.....	64
3.7 Características dos Rios.....	66
3.8 Composição das Funções de Pertinências.....	67
4 ANÁLISE DOS RESULTADOS	71
5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	112
5.1 Conclusões.....	112
5.2 Recomendações.....	115
6 BIBLIOGRAFIA	116

1 INTRODUÇÃO

Os problemas de qualidade de água e dos recursos hídricos têm se tornado mais latente nos dias presentes. No passado, a grande demanda se limitava apenas ao consumo doméstico, presentes nas grandes cidades. Com o grande desenvolvimento social que o mundo tem experimentado, principalmente causado pelos avanços tecnológicos, essas demandas por água têm se tornado mais abrangente.

Neste contexto, um importante problema que os gestores de recursos hídricos têm que enfrentar, trata do destino de efluentes das grandes cidades que, normalmente, são lançados em corpos hídricos urbanos, como os rios naturais. Associados à esta prática, há também a presença de cargas difusas provenientes de grandes regiões agrícolas, que por drenagem superficial, acabam poluindo, de forma significativa, os corpos d'água. Com isso, as questões de qualidade de água aparecem como um grande desafio para pesquisadores, engenheiros e gestores que tratam com esta classe de problema.

Estudar e entender os problemas de qualidade de água representam um grande desafio, considerando que este é assunto multidisciplinar. Em geral, há a necessidade de se ter um domínio sobre química, biologia, hidrologia, hidráulica, além de uma apreciável base matemática. A combinação dessas interações, com os processos físicos presentes nos corpos hídricos, é que vai permitir que se consiga uma compreensão apropriada da dinâmica dos problemas de poluição hídrica.

Atualmente, com o desenvolvimento dos sistemas computacionais, os modelos matemáticos têm surgido como uma metodologia viável nos estudos de qualidade de água em rios, reservatórios e estuários. Estes sistemas, composto de computadores cada vez mais velozes, permitem que robustas equações diferenciais, que representam processos mais integrados, possam ser incorporadas nos modelos matemáticos e, com isso, previsões mais completas possam ser realizadas.

Por outro lado, com a intensificação dos problemas ambientais nos recursos hídricos, e com surgimento da necessidade de programas de gestão desses recursos naturais, tem havido a necessidade de um novo tipo de tratamento desta classe de problema. Esta necessidade é causada pela presença das incertezas contidas em todos os processos que envolvem a modelagem matemática, desde o levantamento de dados, passando pelo processo de formulação e, finalmente, chegando ao processo de solução do modelo. Desta forma, considerar a incerteza nos processos de modelagem faz parte de uma nova abordagem que se deve dar às novas metodologias usadas para a o estudo de Qualidade de Água e, em conseqüência, ao estudo da Análise de Risco.

Há duas metodologias que podem ser usadas para contornar esta inconveniência. A primeira, que é bem conhecida no meio científico, é a que trata da aplicação da Teoria das Probabilidades nos modelos determinísticos. Esta metodologia bem desenvolvida nos dias presentes necessita, para um completo sucesso de sua aplicação, de um banco de dados consistente. Com isso, em regiões em que não há uma tradição em bancos de dados históricos, o sucesso desta metodologia fica comprometido.

A outra metodologia que está começando a ser usada nos estudos das incertezas e na Análise de Risco é a Teoria *Fuzzy*. Esta teoria, desenvolvida nos anos 60, vem se tornando uma ferramenta útil para a análise desta classe de problema, por não depender de um banco de dados tão completo. Deve ficar claro que a aplicação desta teoria nos recursos hídricos, para estudar a Análise de Risco, ainda se encontra em um estágio bastante embrionário. Há muito que se avançar neste campo para que se tenha uma metodologia consolidada.

A grande dificuldade, com relação à aplicação da Teoria *Fuzzy* nos problemas ambientais, reside no fato de que as equações diferenciais que governam os processos de transporte da massa poluente precisam ser “fuzzificadas”. Isto quer dizer, em outras palavras, que essas equações diferenciais têm que ser transformadas em novas equações diferenciais com

características *fuzzy*. Evidentemente que esta transformação ainda se encontra em fase de desenvolvimento em sua estrutura matemática.

Este trabalho desenvolveu uma metodologia que combinou a Teoria *Fuzzy* com um Modelo de Transporte de Poluente, bidimensional, aplicado em rios naturais sujeitos a vários tipos de lançamentos de agentes poluentes. Este procedimento visou estabelecer condições que permitissem a determinação de campos de concentração, em forma de Funções de Pertinências e, com isso, estabelecer um estudo da Análise de Risco de Contaminação para esses corpos hídricos.

1.1 Objetivos da Pesquisa

- **Geral**

Desenvolver uma metodologia, com base na Teoria dos Números *Fuzzys*, aplicada em um Modelo Bidimensional de Transporte de Massa, para estudar o comportamento do Risco Ambiental em um rio natural, notadamente um rio urbano, que recebe agentes poluentes de diferentes fontes de lançamentos.

- **Específicos**

1. Desenvolver um Modelo Matemático completo para o transporte de poluente bidimensional, em rios naturais;
2. Transformar as equações diferenciais do modelo matemático proposto em equações diferenciais *Fuzzy*;
3. Estabelecer a transformação dos parâmetros do Modelo Matemático em Funções de Pertinência, de modo que os Campos de Concentrações possam ser calculados em forma de Funções de Pertinência;

4. Estabelecer uma formulação para a Análise de Risco a partir das Funções de Pertinências do Campo de Concentração que se desenvolve no rio;
5. Desenvolver um programa computacional capaz de resolver o Modelo Matemático e calcular o Risco e a Confiabilidade a partir de níveis de lançamentos de agentes poluentes no rio;
6. Verificar a sensibilidade dos Funcionais de Risco e da Confiabilidade diante dos parâmetros da dispersão e do decaimento, em suas formas *Fuzzy*;
7. Aplicar a metodologia em um estudo de caso e verificar o comportamento da mesma na análise de um problema real.

1.2 Organização do Trabalho

Esta tese foi organizada em seis capítulos:

- Capítulo 1 - O presente capítulo descreve sua introdução, seus objetivos e mostra como o documento foi organizado.
- O Capítulo 2 - Apresenta a fundamentação teórica do trabalho. Nele apresenta-se os principais princípios da modelagem de qualidade de água e seus avanços nas diversas aplicações da engenharia ambiental. Também está descrito neste capítulo as teorias do transporte de massa, *fuzzy* e de análise de risco que são usadas para quantificar os riscos de impactos ambientais após o lançamento de cargas poluentes.

- Capítulo 3 - Mostra as fases a serem seguidas no desenvolvimento do programa computacional, em linguagem Fortran, para solucionar o conjunto de equações diferenciais existente nas diversas etapas da esquisa. Neste capítulo devem ser apresentados os passos necessários à quantificação do risco, bem como os diversos cenários de aplicação deste modelo, incluindo sua aplicação para um rio natural.
- Capítulo 4 - Apresenta uma análise dos resultados, estabelecendo um roteiro de apresentação para diferentes cenários de simulações, mostrando alguns campos de concentração e terminando nas questões pertinentes à Análise de Risco.
- Capítulo 5 - Apresenta as conclusões desta pesquisa e faz algumas recomendações sobre estudos futuros.
- Capítulo 6 - Apresenta a bibliografia utilizada para realizar esse estudo.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Aspectos Introdutórios

O trabalho desenvolvido tem como fundamentos o desenvolvimento de uma formulação *Fuzzy* nos modelos de Transporte de Massa que permita uma aplicação em um rio natural para o cálculo do Risco de degradação de um sistema. Assim, o trabalho combina o desenvolvimento de um modelo matemático *Fuzzy* capaz de calcular campos de Risco em duas dimensões e suas aplicações nos rios naturais considerando sua dinâmica e suas propriedades. Desta forma, serão apresentados primeiramente os fundamentos de cada uma dessas teorias e seus avanços recentes. Serão apresentadas também algumas das aplicações dessas teorias no campo da Engenharia Ambiental.

2.2 Teoria de Transporte de Massa

Quando se estuda os processos de transporte de massa percebe-se que esta teoria é fundamentada em dois princípios. O primeiro, conhecido como Princípio de Conservação de Massa, quantifica o fluxo de massa através da superfície de um volume de controle e a variação temporal dessa massa no interior do volume de controle. O segundo princípio estabelece a relação do fluxo de massa com o gradiente de concentração dessa substância. Este princípio conhecido como Lei de Fick relaciona os efeitos da advecção e da difusão molecular com o fluxo de massa em uma região no espaço.

Tecnicamente, o processo de dispersão de uma substância em um ambiente aquático qualquer é composto de várias etapas individuais. A primeira diz respeito ao movimento molecular do fluido sobre as partículas das substâncias. Este processo é conhecido como difusão molecular e seus efeitos no processo de dispersão são pouco significativos tendo em vista que o coeficiente de difusão molecular, parâmetro que controla esse processo, é muito pequeno.

A segunda etapa do processo diz respeito ao processo advectivo. Este processo é causado pelo movimento de translação horizontal da massa fluida conduzindo assim, a nuvem poluente em uma determinada direção. Neste caso, a

nuvem poluente passa a se deslocar de um ponto para outro, causando inconveniências temporais em determinadas seções de um corpo hídrico.

Outra etapa de maior importância no processo de transporte de massa diz respeito ao comportamento turbulento da massa fluida. Neste caso, o movimento aleatório, de pequena escala, no fluido, desenvolve um processo conhecido como difusão turbulenta. Com isso, surge um coeficiente conhecido como coeficiente de difusão turbulenta que desempenha um importante papel no processo de dispersão. É importante notar que o coeficiente de dispersão turbulento tem uma ordem de grandeza de algumas dezenas de vezes maior que o coeficiente de difusão molecular. Por esta razão, o coeficiente de difusão molecular, muitas vezes, é desconsiderado diante do coeficiente de difusão turbulenta.

Finalmente, outra etapa, que está presente nos processos de transporte de poluente, está relacionada com as reações físico-químicas das substâncias. Este processo, normalmente conhecido como decaimento, pode ser resumido como sendo o resultado de uma reação cinética de primeira ordem. Sua representação é feita através de um coeficiente conhecido como coeficiente de decaimento, e o processo final desta fase é proporcional ao valor da concentração da substância em questão.

1. Princípio de Conservação das Massas

Seja $C(\vec{X}, t)$ a concentração de uma substância em um ambiente aquático qualquer. Seja \vec{X} um vetor definido por $\vec{X} = x\vec{i} + y\vec{j} + z\vec{k}$. Nestas condições, o fluxo de massa que passa através da superfície de um volume de controle qualquer definido através da Figura 2.1 é

$$\oiint_S \vec{q}(\vec{X}, t) \cdot d\vec{A} \quad (2.1)$$

Onde \vec{q} representa o fluxo de massa por unidade de área, $d\vec{A}$ é a representação vetorial de um elemento de área da superfície do volume de controle.

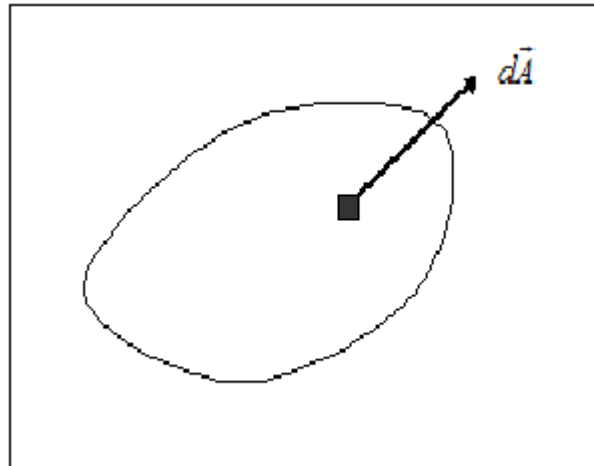


Figura 2.1 – Representação de um volume de controle

Por outro lado, a massa total contida no volume de controle pode ser calculada como sendo

$$\iiint_v C(\vec{X}, t) dv \quad (2.2)$$

Desta forma, o Princípio de Conservação das Massas estabelece que o fluxo de massa que passa através da superfície de controle é igual à variação temporal da massa fluida no interior do volume de controle. Matematicamente, este princípio pode ser apresentado da seguinte forma

$$\oiint_s \vec{q}(\vec{X}, t) \cdot d\vec{A} = -\frac{\partial}{\partial t} \iiint_v C(\vec{X}, t) dv \quad (2.3)$$

Ou ainda,

$$\frac{\partial}{\partial t} \iiint_v C(\vec{X}, t) dv + \oiint_s \vec{q}(\vec{X}, t) \cdot d\vec{A} = 0 \quad (2.4)$$

A equação (2.4) é conhecida como forma integral da Equação da Continuidade ou do Princípio de Conservação das Massas.

Esta equação pode ser apresentada em sua forma diferencial. Para tal basta que se aplique o Teorema de Green à equação (2.4). Desta forma,

$$\frac{\partial}{\partial t} \iiint_{\nu} C(\vec{X}, t) d\nu + \iiint_{\nu} \vec{\nabla} \cdot \vec{q} d\nu = 0 \quad (2.5)$$

Ou ainda, considerando as propriedades de linearidade do operador integral, tem-se,

$$\iiint_{\nu} \left[\frac{\partial}{\partial t} C(\vec{X}, t) + \vec{\nabla} \cdot \vec{q} \right] d\nu = 0 \quad (2.6)$$

Assim,

$$\frac{\partial C(\vec{X}, t)}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot \vec{q} = 0 \quad (2.7)$$

Onde $\vec{\nabla}$ é um operador diferencial vetorial representado por

$$\vec{\nabla} = \frac{\partial}{\partial x} \vec{i} + \frac{\partial}{\partial y} \vec{j} + \frac{\partial}{\partial z} \vec{k} \quad (2.8)$$

Em uma apresentação cartesiana tem-se,

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z} = 0 \quad (2.9)$$

As equações (2.7) e (2.9) são formas diferenciais da equação da continuidade.

2. Lei de Fick

A Lei de Fick relaciona o fluxo de massa em uma seção com o gradiente de concentração. Segundo Fick, o fluxo de massa por unidade de área é proporcional ao gradiente de concentração. Do ponto de vista de formulação, esta lei pode ser escrita na forma,

$$\vec{q} \propto -\vec{\nabla}C(\vec{X},t) \quad (2.10)$$

Ou ainda, considerando uma constante de proporcionalidade, tem-se

$$\vec{q} = -D\vec{\nabla}C(\vec{X},t) \quad (2.11)$$

Onde D é conhecido como coeficiente de difusão molecular [L^2/T].

Se o meio possui um campo de velocidade \vec{V} , definido por,

$$\vec{V} = V(x, y, z, t) \quad (2.12)$$

Então a Lei de Fick se transforma em,

$$\vec{q} = \vec{V}(\vec{X},t)C(\vec{X},t) - D\vec{\nabla}C(\vec{X},t) \quad (2.13)$$

Onde o termo $\vec{V}C$ representa o processo advectivo do transporte de massa.

Combinando as equações (2.13) com a (2.7), vem

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot [\vec{V}(\vec{X},t)C(\vec{X},t) - D\vec{\nabla}C(\vec{X},t)] = 0 \quad (2.14)$$

Ou ainda

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \vec{\nabla} \bullet [\vec{V}C] - D\nabla^2 C = 0 \quad (2.15)$$

Como pelo principio da continuidade para fluidos incompressíveis $\vec{\nabla} \bullet \vec{V} = 0$ tem-se,

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \vec{V} \bullet \vec{\nabla} C = D\nabla^2 C \quad (2.16)$$

A equação (2.16) é conhecida como equação diferencial da difusão advectiva. Em sua forma cartesiana pode ser escrita na forma:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = D \left[\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right] \quad (2.17)$$

Onde u , v , w são as componentes do campo de velocidade do fluido.

É importante notar que até esta fase da formulação dos princípios de transporte de massa, somente dois processos estão sendo representados na formulação (2.17). Em outras palavras, somente a difusão molecular e o processo advectivo estão compondo a equação acima. Para que seja incluído os efeitos da turbulência, há necessidade de se definir o campo de velocidade e o campo de concentração na forma,

$$f = \bar{f} + f' \quad (2.18)$$

Onde f representa uma função qualquer, \bar{f} representa a media temporal e f' representa variações de f em torno da media. A Figura 2.2 mostra o comportamento de f em função do tempo.

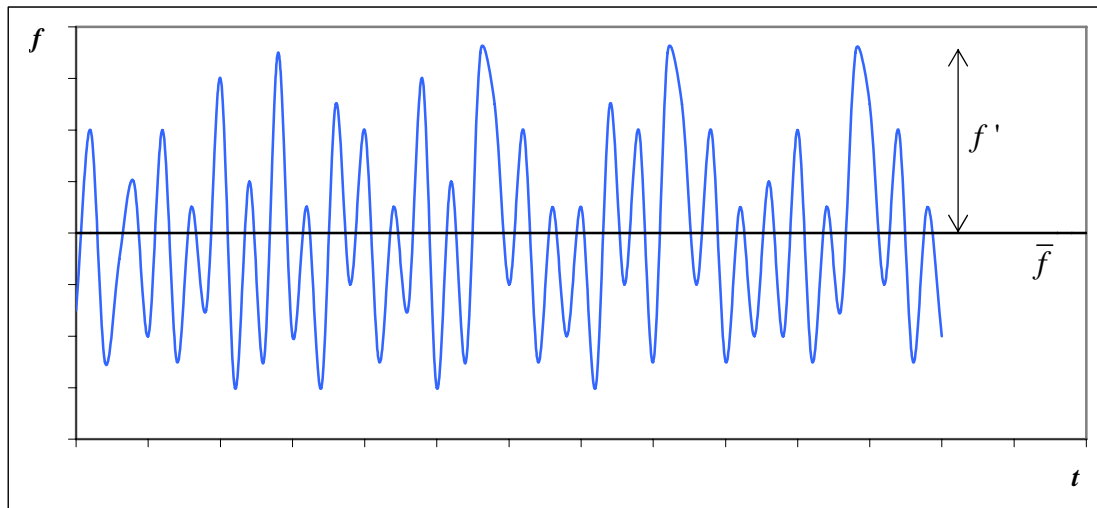


Figura 2.2 – Série temporal de uma função de controle f em um campo turbulento.

Aplicando este conceito nas componentes da velocidade e na concentração do poluente na equação (2.15) e fazendo D igual a zero (JAMES, 1993), vem,

$$\frac{\partial}{\partial t}(\bar{C} + C') + \frac{\partial}{\partial x}(\bar{C} + C')(\bar{u} + u') + \frac{\partial}{\partial y}(\bar{C} + C')(\bar{v} + v') + \frac{\partial C}{\partial z}(\bar{w} + w') = 0 \quad (2.19)$$

Lembrando que expressões do tipo Cu' tem média temporal igual a zero, a equação (2.19) após a aplicação dessa média tem-se,

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{C}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x}(\bar{D}_x \frac{\partial \bar{C}}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(\bar{D}_y \frac{\partial \bar{C}}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z}(\bar{D}_z \frac{\partial \bar{C}}{\partial z}) \quad (2.20)$$

Onde

$$\overline{u'c'} = -D_x \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} \quad (2.21)$$

$$\overline{v'c'} = -D_y \frac{\partial \bar{C}}{\partial y} \quad (2.22)$$

$$\overline{w'c'} = -D_z \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} \quad (2.23)$$

Os parâmetros D_x , D_y , D_z são algumas dezenas de vezes maiores do que D . Isto decorre do fato de que eles são oriundos do processo turbulento do fluido. Assim, D_x , D_y , D_z são conhecidos como coeficientes de difusão turbulenta e desempenham importante papel no contexto do transporte de massa.

A equação (2.20) será usada como base fundamental para descrever os processos de transporte de poluentes em um ambiente aquático qualquer. Entretanto, deve ficar explícito que esta equação descreve apenas o transporte de substâncias conservativas. Para o caso de substâncias não conservativas, há a necessidade de se incluir o termo correspondente ao processo de decaimento. Assim, a equação física pode ser representada por

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) - kC \quad (2.24)$$

Onde k é o conhecido como coeficiente de decaimento da substância [T^{-1}].

Esta equação será ajustada para ser aplicada em um meio aquático qualquer, de preferência em um rio natural, para estudar o comportamento de um campo de concentração de substâncias poluentes e, com isso, determinar o risco de degradação ambiental naquele corpo hídrico.

Muitos são os trabalhos que têm sido desenvolvidos sobre a aplicação desta formulação no campo da engenharia ambiental.

Pujol e Sanchez-Cabeza (1999) realizaram um estudo para determinar o coeficiente de dispersão longitudinal e a velocidade do Rio Ebro no Nordeste da Espanha usando o trítio como traçador. Os autores levantaram os dados de campo durante o ano de 1999. Após o lançamento do traçador, foram colhidas amostras à jusante do ponto de lançamento em intervalos periódicos durante várias horas. Para determinar o coeficiente de dispersão e a velocidade, os dados experimentais foram ajustados usando uma metodologia analítica-numérica para resolver a equação advectiva em uma dimensão. Foram usadas 50 seções à jusante do ponto de lançamento. Os autores encontraram para a vazão uma variação entre 178 e 915 m^3/s . Para o coeficiente de dispersão longitudinal foi encontrada uma variação de 41 a 392 m^2/s e para a velocidade média, uma variação de 0,563 a 1,278 m/s .

Abril e Adbel – Aal (2000) desenvolveram um modelo em uma e duas dimensões para estudar os processos de transporte de sal no canal Suez através de

um modelo hidrodinâmico e de transporte de massa. Os autores utilizaram dados da administração do canal para realizar a calibração do coeficiente de dispersão. Os resultados obtidos das simulações mostraram um razoável comportamento das concentrações de sais no interior do canal, permitindo concluir que esta metodologia de estudo é um meio eficiente para estudar dispersão de poluentes em processos ecológicos.

Grunwald (2000) apresentou um trabalho para investigar o desempenho de um modelo de poluição de fontes difusas provenientes da agricultura. O estudo foi desenvolvido com o uso de 52 eventos de chuva-vazão para duas pequenas bacias na Bavaria sendo 22 para calibração do modelo e 30 para validação. Os resultados mostraram que na avaliação de transporte de sedimento para diferentes simulações, os resultados dependem sistematicamente da forma como a calibração foi feita. Em outras palavras, nem sempre o modelo apresenta resultados compatíveis com as observações em campo.

Drago et al. (2001) desenvolveram um modelo numérico tri-dimensional para analisar a dispersão de sólidos suspensos e poluentes conservativos, que são lançados em um ambiente aquático, e seus efeitos no comportamento trófico. Os autores usaram um esquema de diferenças finitas para as integrações espaciais e o método de Runge – Kutta de quarta ordem para as integrações temporais. O modelo inclui os processos advectivos difusivos e permite uma análise das interações bioquímicas entre o fitoplâncton, o zooplâncton, os nutrientes e o oxigênio dissolvido. Os autores testaram o desempenho do modelo comparando com a solução analítica e destacaram a eficiência do esquema numérico utilizado.

Kashefipour e Falconer (2002) estudaram os coeficientes de dispersão longitudinal de poluente em rios naturais, os mesmos usaram dados de campo obtidos em 30 rios dos EUA, dados que foram aplicados em uma equação desenvolvida pelos autores. A equação relaciona o coeficiente de dispersão com parâmetros hidráulicos e geométricos no escoamento e foi desenvolvida usando a regressão e análise dimensional com alto coeficiente de correlação. A formulação foi comparada a muitas equações empíricas existentes na literatura, baseadas em quatro diferentes métodos estatísticos. A análise mostrou que esta equação é mais exata que outras equações consideradas.

Doglioli et al. (2004) utilizaram o modelo da dispersão para simular o comportamento de um efluente em uma fazenda de peixe o qual é lançado no

Mediterrâneo. Os autores acoplaram o modelo lagrangiano – LAMP3D com o modelo hidrodinâmico POM para a realização dos seus estudos. O estudo se baseia nos nutrientes básicos, nitrogênio, fósforo e carbono orgânico, que são calculados usando um modelo tridimensional e comparados com dados experimentais. Os resultados mostram claramente, que as partículas dissolvidas tendem a se espalharem rapidamente provocando uma rápida diluição dependendo das correntes de vento na superfície. Por outro lado, a maioria das partículas em suspensão permanece confinada na área de lançamento e acaba se segmentando num curto espaço de tempo. Os resultados mostram também que as concentrações são baixas tanto nas colunas d'água quanto no compartimento de sedimentos e nunca excedem os níveis causadores de impactos.

Austin (2004) usou dados da Agência de Proteção Ambiental obtidos na Baía do Chesapeake nos EUA para estudar o comportamento do coeficiente de difusão longitudinal como função do tempo e do espaço. O autor verificou que os coeficientes desta baía variam de 200 – 1000 m²/s com uma média em torno de 650 m²/s. Do ponto de vista espacial, o autor verificou que este coeficiente varia inversamente com a seção transversal do estuário, já do ponto de vista temporal, varia com o cubo da vazão. Segundo o autor, as estimativas dos valores numéricos da dispersão são úteis para o melhor entendimento da distribuição da concentração de traçadores.

Lopes et al. (2004) apresentaram um análise global em modelos hidrodinâmicos para estudar a qualidade da água e a sua influência na flora aquática. O estudo de caso foi conduzido no segmento do Rio Lima no Norte de Portugal à jusante da Barragem Touvedo que foi construída basicamente para a produção de energia elétrica. O programa ISISFLOW foi usado para simular a hidrodinâmica do rio. O trabalho mostrou que a relação entre o habitat físico e o alvo das espécies aquáticas é uma condição necessária, mas não suficiente para uma viável população de uma espécie aquática.

Dehghan (2004) desenvolveu várias técnicas numéricas e comparou na solução da Equação da Difusão Advectiva em uma dimensão e com coeficientes constantes. Essas técnicas foram baseadas em dois níveis de aproximação de Diferenças Finitas. As bases da análise das equações em diferenças finitas que foram consideradas no trabalho são equivalentes à metodologia de solução desenvolvida por Warning e Hyett. O trabalho permite uma comparação simples dos

erros associados às equações, bem como permite o estabelecimento de metodologias para esquemas mais eficientes. O autor concluiu que esta metodologia é mais eficiente que os métodos convencionais e concluiu também que esse esquema está livre de erros numéricos.

Keylock et al. (2005) aplicaram um método de simulação de turbilhonamento em longa escala para estudar a estrutura transiente em escoamentos turbulentos. Segundo os autores, com essa metodologia é possível modelar o comportamento da estrutura turbulenta e estudar seus efeitos no campo de escoamento mostrando assim, que esta metodologia pode se tornar uma grande ferramenta para cenários fluviais onde os processos de mistura e transporte de segmentos são altamente afetados pela presença de vórtices. O trabalho considerou alguns recentes desenvolvimentos e suas potencialidades que permitem validar a simulação de turbilhonamento em cenários de rios e canais.

Park et al. (2005) desenvolveram um modelo de qualidade de água em três dimensões acoplado ao modelo hidrodinâmico para estudar a eutrofização na região costeira da Coréia. O modelo tem capacidade de simular as correntes, os mecanismos de transporte e os processos de eutrofização através de uma coluna d'água. Os resultados mostra que excessivos lançamentos de matéria orgânica têm deteriorado significativamente as condições da qualidade de água da Costa Coreana.

Revelli e Ridolfi (2005) desenvolveram um estudo de modelagem para solucionar uma classe não-linear de problemas inversos relativos à modelos difusivos de transporte com um termo de fonte. Especificamente, a primeira parte do estudo tratou da descrição do sistema físico e suas relações com os problemas matemáticos. A segunda parte tratou do desenvolvimento dos métodos de solução, os quais decompôs um domínio em convenientes grupos de subdomínios. Em cada um deles as condições iniciais são consideradas através do método generalizado de colocação. A combinação das soluções de todos os domínios fornece a solução generalizada do problema. Segundo os autores, essa metodologia em estudo tem uma boa perspectiva de sucesso.

Barros et al. (2006) usaram a técnica de transformar Integrais Generalizadas para obter soluções numéricas/analíticas de modelos matemáticos para estimar a dispersão de poluentes dissolvidos em rios sujeitos a escoamentos simétricos e assimétricos. O modelo bidimensional em estado permanente apresentado permite o

uso de coeficientes representados a partir de velocidades não-uniformes e coeficientes de difusão turbulenta em várias formas de funcionais generalizados. O modelo proposto foi aplicado como um exemplo de contaminação de poluentes, à jusante de uma Termohidrelétrica, originados de um sistema de resfriamento. O modelo de transporte tratado com esta metodologia teve um razoável comportamento para diferentes casos de contaminação mesmo quando apenas um parâmetro do modelo de escoamento é aplicado.

Sequencialmente, Barros et al. (2007) desenvolveram um modelo matemático tridimensional no estado permanente para avaliar o comportamento de contaminantes dissolvidos em rios e cenários sujeitos a condições de escoamento turbulento. O modelo considera campos de velocidade e difusividade turbulenta não-uniforme em um canal de seção transversal retangular, fazendo uso da Técnica de Transformar Integrais Generalizadas, obtendo uma solução híbrida numérica/analítica para o campo da concentração. O comportamento da convergência no processo de solução é investigado e o critério do reordenamento dos termos na série infinita é discutido, com a ajuda de um redutor de esforços computacionais associado com a expansão de múltiplas autofunções. Os autores avaliaram esta metodologia que apresentou resultados satisfatórios.

Deflandre et al. (2006) realizaram um trabalho onde a análise sensitiva através do modelo de qualidade de água QUESTOR foi aplicado em dois rios de usos contrastantes no Nordeste da Inglaterra. Esse contraste decorre do fato de um deles receber forte influência rural e a outra forte influência urbana. A análise emprega uma versão de teste da amplitude da sensibilidade Fourier que quantifica a contribuição de mudanças em parâmetros individuais e a contribuição dos mesmos nas variâncias dos resultados do modelo. A quantificação da sensibilidade da saída do modelo em relação aos seus parâmetros permite a identificação dos parâmetros mais sensíveis. A diferença entre os dois rios foi observada refletindo principalmente as diferenças no regime de qualidade de água. No rio urbano estudado, os lançamentos dos efluentes exerceram uma grande influência nos resultados finais e acabaram se tornando mais importantes que os parâmetros do próprio modelo. Já para o rio rural, a descarga do tributário determina a influência, mas não tão grande como os parâmetros do modelo.

Wang et al. (2006) apresentaram um estudo onde combinam sistemas de rios e reservatórios, em uma dimensão para o rio e em duas dimensões para os

reservatórios, para simular a hidrodinâmica e os processos de transporte de poluentes. O estudo foi aplicado nos projetos de transferência de água do Sul para o Norte da China, para tentar resolver os problemas de armazenamento de curto prazo nas vastas áreas do Norte da China. Os parâmetros dos modelos foram estimados usando dados de campo obtidos através de monitoramento. Os modelos foram empregados para avaliar a degradação da demanda de oxigênio carbonáceo e o nitrito no curso principal do rio sob condições de lançamento de poluentes *fuzzys* e diferentes condições hidrológicas. Os resultados mostraram que a qualidade da água do reservatório é melhor que a água do rio e, a qualidade da água que sai do reservatório é melhor que a água que entra no mesmo. Os autores colocam também, que a descarga de poluentes na rota de transferência de água deve ser fortemente controlada porque ela exerce grande impacto na qualidade da água.

Even et al. (2007) desenvolveram um estudo através de um modelo matemático para verificar os impactos combinados entre os lançamentos de efluentes e ondas de cheia na qualidade da água do Rio Sena. Os estudos se desenvolveram na cidade de Paris através da análise do sistema de lançamento e controle de cheia com o objetivo de planejamento da gestão no futuro, a composição de gorduras dos lançamentos urbanos foi caracterizada através de amostras de experimentos em laboratório e estudos de modelos. Os autores também usaram, para representar os impactos em Paris, largas escalas espaciais e temporais. Os autores concluíram que a oxidação do sistema é muito forte devido à alta atividade de fitoplâncton. O estudo concluiu que, dado uma extensão na escala temporal e espacial do impacto de muitos CSOs, os modelos de qualidade de água devem levar em conta a liberação da substância.

Kachiashvili et al. (2007) apresentaram um trabalho onde o maior objetivo é simular, através de modelagem matemática e simulação computacional, a difusão e o transporte de substâncias químicas no rio. Os autores apresentaram um modelo uni, bi e tri-dimensional da equação da difusão advectiva em estado não-permanente. O estudo de caso foi verificado para as substâncias de nitrato e fosfato em dois rios no Oeste da Geórgia que escoam para o Mar Negro. Neste caso, todo o processo de calibração foi realizado com dados desses rios. Os autores concluíram que a simulação da geometria do rio, controle de seção e as concentrações das substâncias poluentes do rio coincidem com os dados reais mostrando a importância da modelagem matemática no método de avaliação.

Yuceer et al. (2007) apresentaram um trabalho onde o mesmo aplica o software RSDS (River Stream Dynamics and Simulation) para implantar uma metodologia iterativa e fazer uma pesquisa comparativa com o software QUAL2E. Os dados experimentais foram coletados ao longo do Rio Yesilirmak na Turquia. Os resultados mostraram uma melhor aproximação dos dados obtidos pelo RSDS com os dados de campo. Isso mostra que a metodologia apresentada pelos autores se mostrou como uma importante alternativa nos modelos de simulação para rios e contribui de forma efetiva na análise dos efeitos de possíveis descargas de poluentes em rios.

Zhang et al. (2008) utilizaram um esquema implícito para resolver as Equações de Saint-Venant numa rede de rios e com isso estudar a qualidade de água dos mesmos. O modelo de qualidade de água foi estabelecido para calcular as concentrações transientes de uma série de constituintes, que são primariamente governadas pelo processo de difusão, advecção e reações químicas, com base na teoria do programa de análise de qualidade de água (WASP). A ênfase foi dada para simulações de Transformações Bioquímicas que determinam a gordura de nutrientes, em particular, do ciclo aquático do nitrogênio e do fósforo. Esse modelo também inclui a determinação do crescimento e morte do fitoplâncton.

Ani (2009) apresentou um trabalho onde se constrói dois modelos para estimar a concentração em um rio sujeito a lançamentos de poluente e ao mesmo tempo para investigar a estimativa dos parâmetros dos modelos. A calibração dos modelos foi realizada com dados de campo do Rio Murray Burn na Inglaterra. Durante o desenvolvimento do estudo foi realizada uma comparação dos dados de campo com o resultado das simulações dos dois modelos e verificou-se que ambos foram capazes de prever, na média, o comportamento das concentrações nos três primeiros monitoramentos, mas o resultado do último monitoramento não foi satisfatório. Os autores concluíram que, embora esses parâmetros possam ser calculados através de experimentos de transporte de matéria, é muito mais fácil e objetivo se os parâmetros forem estimados de dados hidráulicos e hidrológicos como taxa de vazão e característica do canal. Os autores concluíram também, que esta formulação pode ser usada para o cálculo de parâmetros de rios similares ao Murray Burn. Por outro lado, os autores concluíram que estudos futuros são necessários para estudar como esses parâmetros variam de um rio para o outro.

Trancoso et al. (2009) apresentaram um estudo onde utilizaram um modelo hidrodinâmico para rede de rios como parte de um sistema de modelagem de qualidade de água (MOHID). Esse é sistema modular, que associado ao modelo de dispersão, permite o estudo da qualidade de água e seu desenvolvimento especialmente focado na reprodução de processos temporários no rio. O modelo permite também a quantificação de materiais sedimentários no fundo do canal. Segundo os autores, essa técnica é muito importante para garantir a conservação das massas em situações de fortes variabilidades temporal da vazão. Os modelos de qualidade de água são baseados em modelos hidrológicos como o WASP que permitem explicitar parâmetros contidos nos ciclos do carbono, nitrogênio, fósforo e oxigênio. Segundo os autores, a metodologia pertinente permite uma formulação rápida de redes de rio que mereçam atenção nas questões de qualidade de água.

Chen et al. (2009) apresentaram uma metodologia para o transporte de poluentes em rios e canais usada para simular a dissolução, o transporte e o decaimento de um sistema com uma fonte que se desloca continuamente. Os autores usaram os métodos de volumes finitos de modo que essa nova metodologia fosse capaz de prever o transporte do soluto adicionado ao canal, tipicamente em pequenas frações. O modelo foi testado com muito sucesso em um caso hipotético.

Deng e Jung (2009) apresentaram um trabalho onde um modelo de escala de dispersão de transporte de poluente em rios foi usado. O objetivo foi estudar a dispersão do poluente e seu transporte em rios sem usar os métodos convencionais. Segundo os autores, o modelo de escala de dispersão consiste primeiramente na equação advectiva com um termo de armazenamento o qual é caracterizado pela variável chamada de tempo de residência, em um novo método para estimar o coeficiente de dispersão longitudinal envolvido no modelo e um operador para a solução numérica das equações que envolvem o modelo. Comparações entre esse modelo e os modelos tradicionais de armazenamento foram observadas em três rios americanos e os resultados mostraram que o modelo SD (escala de dispersão) é capaz de simular diferentes tipos de distribuições de tempo de residência, comumente observado em pequenos rios com uma precisão bem maior que os resultados obtidos nos métodos tradicionais, demonstrando a eficácia do modelo.

2.3 Teoria *Fuzzy*

As equações desenvolvidas na seção anterior tratavam de relações entre funções e variáveis independentes formando modelos determinísticos. Esses modelos operam com relações que interagem dados de entrada e resultados provenientes das simulações por intermédio dos modelos.

Entretanto, nesses modelos determinísticos, incertezas inerentes aos dados medidos, valores de parâmetros, condições de contorno e ajustes nas soluções numéricas das equações, não são levados em consideração. Com isso, qualquer medida de incerteza, necessária para o estudo da análise de risco em engenharia, não pode ser obtida a partir da aplicação de modelos com natureza determinística. Para essa classe de análise há a necessidade do emprego de variáveis estocásticas ou conjuntos de números *Fuzzy*.

O emprego de variáveis estocásticas implica na disponibilidade de dados consistentes para alimentação dos modelos. Esses bancos de dados nem sempre são disponibilizados para pesquisa, fato este que acaba por prejudicar o desempenho dos modelos.

Atualmente, para resolver esse inconveniente, começa a ser usada a Teoria *Fuzzy*. Essa teoria apresentada nos anos 60, por Zadeh, permite que a quantificação das incertezas possa ser realizada e, com isso, o risco de falha de um determinado sistema possa ser obtido. Evidentemente que a grande vantagem desta teoria se encontra na liberação de utilização de um banco de dados consistente. Neste caso, apenas algumas informações permitem que os resultados possam ser obtidos com relativo sucesso.

Para ilustrar o que foi discutido, suponha o seguinte exemplo proposto por Ganoullis, 1994. No estudo de qualidade de água um dos mais importantes parâmetros que se usa é o T_{90} . O T_{90} é o tempo necessário para que 90% das bactérias sejam eliminadas do sistema. Como se sabe, o T_{90} é maior do que zero e muito improvável que seja maior que 25 horas. As observações mostram que o T_{90} tem seu valor igual a 5 horas na maioria dos casos. Estas três informações são necessárias para se representar o T_{90} como um número *fuzzy*.

Assim, o número *fuzzy* \tilde{T}_{90} é composto por um intervalo de 0 horas a 25 horas. A novidade nesse caso é que cada número neste intervalo possui um grau de

confidência ou, como é conhecido na Teoria *Fuzzy*, um grau de pertinência. A Figura 2.3 ilustra o exemplo.

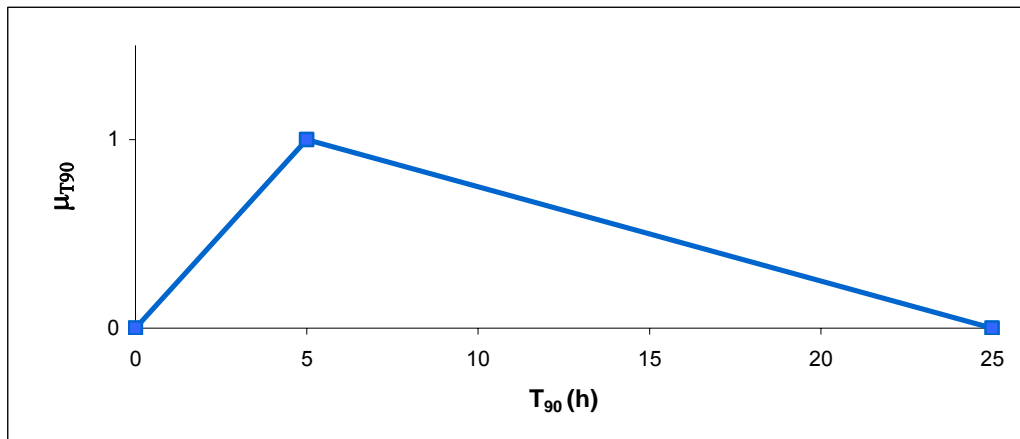


Figura 2.3 – Representação do T_{90} como uma função de pertinência.

Fonte: Ganoullis, 1994.

A função representada na Figura 2.3 é conhecida como função de pertinência representada dentro do intervalo de $[0,1]$, onde esta função quantifica o grau de pertinência de cada valor dos números *fuzzy*. Assim, pode-se verificar que 0 horas e 25 horas são os números de 0 grau de pertinência, enquanto que o T_{90} igual a 5 horas possui o maior grau de pertinência que é igual a 1.

A Teoria *Fuzzy* é um método matemático usado para caracterizar e quantificar incertezas e imprecisão presentes em bancos de dados e nas relações funcionais. Como foi dito anteriormente, os conjuntos *fuzzys* são usados especificamente quando não há dados suficientes para se formar distribuições de probabilidade.

O conceito central da Teoria dos Números *Fuzzys* é a função de pertinência a qual representa numericamente o grau que um elemento pertence ao conjunto X e pode ser definida como segue:

$$\tilde{A} = \{(x, \mu_{\tilde{A}}(x)) / x \in X\} \quad (2.25)$$

No qual $\mu_{\tilde{A}}(x)$ é chamado de função de pertinência x em \tilde{A} . Deve ficar claro que o conjunto X , formado dos elementos x , é um conjunto ordinário.

A função de pertinência nos modelos *fuzzy*, desempenha o mesmo papel da função distribuição de probabilidade nos modelos estocásticos. Entretanto, em

contraste com as regras básicas de probabilidade, na teoria dos conjuntos *fuzzys* as regras são definidas de forma de axioma para a avaliação das funções de pertinência, principalmente no que diz respeito a união e interseção de conjuntos. Assim, para qualquer conjunto \tilde{A} e \tilde{B} definidos como segue, vale as relações;

- União

$$\forall \tilde{A}, \tilde{B} \subset X$$

$$\mu_{\tilde{A} \cup \tilde{B}}(x) = \max[\mu_{\tilde{A}}(x), \mu_{\tilde{B}}(x)] \quad (2.26)$$

- Interseção

$$\forall \tilde{A}, \tilde{B} \subset X$$

$$\mu_{\tilde{A} \cap \tilde{B}}(x) = \min[\mu_{\tilde{A}}(x), \mu_{\tilde{B}}(x)] \quad (2.27)$$

Por exemplo, de acordo com essas regras, a função de pertinência de uma união entre duas funções de pertinência \tilde{A} e \tilde{B} é estimada como sendo o máximo entre correspondentes funções de pertinência \tilde{A} e \tilde{B} .

Da mesma forma, o complementar \tilde{A}_c é definido como sendo

$$\mu_{\tilde{A}_c} = 1 - \mu_{\tilde{A}} \quad (2.28)$$

Essas regras são normalmente usadas na teoria dos números *fuzzys*. Entretanto, essas não são as únicas.

Alguns conceitos importantes no desenvolvimento da Teoria dos Números *Fuzzy* serão apresentados a seguir.

1. Nível α de Pertinência

Para cada elemento x pertencente ao conjunto \tilde{A} , está associado ao nível de pertinência α relacionado com a função de pertinência. Assim, define-se o conjunto α de nível de pertinência de um conjunto *fuzzy* \tilde{A} ao conjunto de números ordinários com nível de pertinência α ou maior do que α . Assim:

$$A(\alpha) = \{x, \mu_{\tilde{A}}(x) \geq \alpha : x \in X, \alpha \in [0,1]\} \quad (2.29)$$

Um conjunto *fuzzy* normalizado é aquele em que pelo menos um valor $x \in X$ existe tal que $\mu_{\tilde{A}}(x) = 1$. Em outras palavras, o valor máximo da função de pertinência é a unidade.

2. Conjuntos *Fuzzys* Convexos

Um conjunto *fuzzy* é chamado de convexo se vale a relação;

Para quaisquer números reais a, b, c com $a < b < c$ vale a relação,

$$\mu_{\tilde{A}}(b) \geq \min[\mu_{\tilde{A}}(a), \mu_{\tilde{A}}(c)] \quad (2.30)$$

3. Números *Fuzzys*

Um número *fuzzy* \tilde{X} é um caso especial de um conjunto *fuzzy*, tendo as seguintes propriedades:

- ✓ É definido em base de números reais;
- ✓ Sua função de pertinência atinge o maior valor 1, ou seja, \tilde{X} é um conjunto *fuzzy* normalizado;
- ✓ Sua função de pertinência tem um ramo de crescimento e um ramo que decresce;
- ✓ É completo segundo as operações aritméticas, para combinar números *fuzzys*. Assim, as funções multidimensionais de números *fuzzys* podem ser computadas, permitindo que a análise das incertezas e o cálculo do risco possam ser executados.

Do ponto de vista do formalismo matemático, um número *fuzzy* pode ser definido como sendo,

$$\tilde{X} = \{(x, \mu_{\tilde{X}}(x)) : x \in R; \mu_{\tilde{X}} \in [0,1]\} \quad (2.31)$$

Assim, pode-se dizer que um número *fuzzy* \tilde{X} é um normal, convexo subconjunto de um conjunto dos números reais.

4. Representação L - R de um número *fuzzy*

A função de pertinência de um número *fuzzy* pode ser descrita matematicamente por uma expressão do tipo,

$$\left\{ \begin{array}{l} L \left[\frac{(x_m - x)}{x_1} \right] \quad x \leq x_m; x_1 > 0 \\ R \left[\frac{(x - x_m)}{x_2} \right] \quad x \geq x_m; x_2 > 0 \end{array} \right. \quad (2.32)$$

5. Suporte de um número *fuzzy*

O suporte de um número *fuzzy* \tilde{X} é um conjunto ordinário como segue,

$$S(\tilde{X}) = \{x : \mu_{\tilde{X}}(x) > 0\} \quad (2.33)$$

Algumas operações podem ser definidas na Teoria dos números *Fuzzys*.

- Produto Cartesiano

Sejam $\tilde{x}_1, \tilde{x}_2, \tilde{x}_3, \dots, \tilde{x}_n$ números *fuzzys* de números reais, o produto cartesiano de n conjuntos *fuzzys* é também o conjunto *fuzzy* definido como sendo,

$$\mu_{\tilde{X}}(b) = \min \left[\mu_{\tilde{x}_k}(x_k) : k = 1, 2, 3, \dots, n \right] \quad (2.34)$$

Onde $\mu_{\tilde{x}_k}(x_k) : k = 1, 2, 3, \dots, n$ é a função de pertinência do conjunto *fuzzy* $\tilde{X}(k)$

- Princípio da Extensão

Este princípio é uma forma de se computar funções de pertinência de conjuntos *fuzzys*, os quais são funções de outros conjuntos *fuzzys*.

Sejam X e Y dois conjuntos ordinários e f uma aplicação de X em Y tal que,

$$f = x \rightarrow y \quad \forall x \in X, \quad y = f(x), \quad y \in Y$$

A função f é determinística e pode ser estendida para uma situação descrita por um conjunto *fuzzy* como segue,

$$\mu_{\tilde{y}}(y) = \begin{cases} \sup \{ \mu_{\tilde{x}}; y = f(x), x \in X, y \in Y \} \\ 0 & \text{de outra forma} \end{cases} \quad (2.35)$$

- Soma e Diferença de intervalos

Sejam \tilde{A} e \tilde{B} dois intervalos definidos como segue,

$$\tilde{A} = \{a_1, a_2\} = \{a : a_1 \leq a \leq a_2\} \quad (2.36)$$

$$\tilde{B} = \{b_1, b_2\} = \{b : b_1 \leq b \leq b_2\} \quad (2.37)$$

A soma dos intervalos \tilde{A} e \tilde{B} é definida como sendo:

$$\tilde{C} = \tilde{A} + \tilde{B} = [a_1 + b_1, a_2 + b_2] \quad (2.38)$$

Da mesma forma a diferença pode ser computada como sendo,

$$\tilde{C} = \tilde{A} - \tilde{B} = [a_1 - b_2, a_2 - b_1] \quad (2.39)$$

- Produto dos intervalos

$$\tilde{C} = \tilde{A} \times \tilde{B} = [a_1 b_1, a_2 b_2] \quad (2.40)$$

- Divisão de Intervalos

$$\tilde{C} = \tilde{A} \div \tilde{B} = [a_1 \div b_2, a_2 \div b_1] \quad (2.41)$$

Essas operações representam as bases para as operações com números *fuzzys*. Por exemplo, uma operação entre dois números *fuzzys* pode ser considerada uma operação de intervalos com níveis de pertinência α . Assim, sejam,

$$\tilde{A}(\alpha) = [a_1(\alpha), a_2(\alpha)] \text{ e } \tilde{B}(\alpha) = [b_1(\alpha), b_2(\alpha)] \quad (2.42)$$

A soma $\tilde{A} + \tilde{B}$ é definida como sendo,

$$\tilde{A} + \tilde{B} = [a_1(\alpha) + b_1(\alpha), a_2(\alpha) + b_2(\alpha)] \quad (2.43)$$

A subtração é definida como sendo

$$\tilde{A} - \tilde{B} = [a_1(\alpha) - b_2(\alpha), a_2(\alpha) - b_1(\alpha)] \quad (2.44)$$

A multiplicação é definida como,

$$\tilde{A} \times \tilde{B} = [a_1(\alpha) \times b_1(\alpha), a_2(\alpha) \times b_2(\alpha)] \quad (2.45)$$

Finalmente a divisão é definida por

$$\tilde{A} \div \tilde{B} = [a_1(\alpha) \div b_2(\alpha), a_2(\alpha) \div b_1(\alpha)] \quad (2.46)$$

Essas operações associadas com o Princípio da Extensão representam as bases para o desenvolvimento de uma metodologia que envolve modelos *Fuzzy* aplicados aos Princípios de Transporte de Massa no campo de Engenharia Ambiental.

Essa teoria está sendo largamente usada por vários campos da ciência e começa a ter uma aplicação mais significativa no campo dos Recursos Hídricos e da Engenharia Ambiental.

Suzuki (1993) apresenta um artigo onde ele mostra as bases analíticas para a teoria dos conjuntos *fuzzy*. A idéia central é introduzir a noção de conjuntos de consensos de variáveis subjetivas que lembra, de uma forma precisa, eventos e variáveis aleatórias na teoria da probabilidade. A semelhança é uma consequência natural do fato de que uma das mais importantes regras da teoria de conjuntos *fuzzy* é o método de análise de incertezas da subjetividade humana enquanto que na teoria probabilística suas análises se concentram em eventos aleatórios.

Dou et al. (1997) utilizaram a aritmética *fuzzy* para avaliar informações imprecisas dos modelos de transporte em água subterrânea. O modelo é aplicado em uma e duas dimensões. Os autores deram ênfase para as soluções numéricas dos modelos de transporte *fuzzy* e comparam os resultados produzidos pela solução numérica com a solução analítica. Os autores concluíram que o método de simulação numérica *fuzzy* pode controlar o crescimento das imprecisões nos cálculos das concentrações dos constituintes através das iterações dependentes das dimensões do espaço e do tempo no modelo de diferenças finitas *fuzzy*. Segundo os autores, essa vantagem permite o uso de dados imprecisos para modelar e processar informações *fuzzy*.

Borri et al. (1998) apresentaram uma modelagem de sistemas ambientais usando a Teoria *Fuzzy*. Os mesmos aplicaram essa teoria para tentar resolver problemas de subjetividades na determinação dos parâmetros ambientais envolvidos. O trabalho descreve uma metodologia *fuzzy* aplicada diretamente para

uma avaliação ambiental tentando relacionar, de forma clara, as expressões linguísticas e as variáveis do sistema ambiental analisando nesta mesma linha.

Dubbois e Prade (1998) apresentaram de forma introdutória um artigo sobre sistemas *fuzzy*. Os autores introduziram a Teoria *Fuzzy* como uma ferramenta para modelar conjuntos com fronteiras flexíveis. O trabalho tenta estabelecer incertezas através dos conjuntos *fuzzy* como uma teoria de possibilidade. As funções de pertinência são definidas como um tipo de função utilitária que representa restrições flexíveis.

Mais recentemente, outros autores tentaram aplicar a Teoria *Fuzzy* buscando estabelecer expressões mais precisas nas medidas de incertezas.

Silvert (2000) utilizou a lógica *fuzzy* para formalizar alguns índices em condições ambientais. O autor empregou a Teoria *Fuzzy* para estabelecer um formalismo conveniente de modo a classificar as condições ambientais que permitisse mudanças de ordem natural e antropogênica. Em outras palavras, o autor tenta restabelecer uma nova possibilidade de representar os índices, que eram representados anteriormente pelos conjuntos clássicos com fronteira descontínua entre eles, através de uma abordagem *fuzzy* onde esses índices possam ser representados por funções de pertinência. Essa metodologia é ilustrada em forma de exemplo para avaliar os efeitos da comercialização de peixes na qualidade da água de uma zona costeira.

Mauris et al. (2001) estabeleceram um estudo onde propõem a representação de medidas de incertezas através de uma família de intervalos de confiança. A metodologia é compatível com os guias ISO para expressões de medidas de incerteza sendo interessante devido à essa metodologia permitir especificar e medir as incertezas.

Chang et al. (2001) desenvolveram um trabalho para identificar a qualidade de água em rios usando uma metodologia de avaliação *fuzzy* sintética. Neste trabalho, vários métodos de classificação foram usados para estimar a mudança de status e a forma de uso da água superficial em rios. Tendo em vista as imprecisões inerentes aos métodos clássicos, dificuldades sempre existem nessas metodologias tradicionais quando descrevem as condições de qualidade de água no que diz respeito aos vários constituintes químicos, aspectos biológicos, nutrientes e qualidade estética. O trabalho foi desenvolvido com base na coleta de dados de sete estações extraídas do Rio Tseng-Wen em Taiwan, os quais foram usados para

demonstrar a potencialidade dessa teoria. O resultado indica que essa técnica pode ser usada com sucesso apesar das condições complexas de interpretação.

Mpimpas et al. (2001) usaram a Teoria *Fuzzy* para tentar definir parâmetros imprecisos os quais são usados em modelos de qualidade de água. Os coeficientes físico-químicos e as fontes de lançamento foram expressos em forma de números *fuzzy* triangulares. Um modelo bidimensional com solução em elementos finitos combinada com a análise da lógica *fuzzy* foi usado para resolver a equação da difusão advectiva onde os autores tentam encontrar dez diferentes parâmetros de qualidade de água. O modelo foi aplicado para estudar a poluição no Golfo Thermaikos localizado no Nordeste da Grécia. As distribuições de concentração foram calculadas em forma de funções de pertinência. Os autores concluíram que esta técnica permite a determinação de um melhor valor confidente para cada variável de qualidade de água e é muito eficiente na determinação de valores extremos dessas variáveis.

Cho et al (2002) apresentaram um trabalho onde eles mostram uma nova metodologia para incorporar incertezas usando conceitos *fuzzy* em análise de risco. No artigo foram introduzidas novas formas de funções de pertinência onde parâmetros probabilísticos são incorporados. Segundo os autores essa metodologia pode ser muito útil na sistematização de risco em projetos de engenharia.

Lu e Lo (2002) usaram a Teoria *Fuzzy* para organizar mapas de qualidade de água em reservatórios. Os autores utilizaram essa teoria para diagnosticar o estado trófico dos reservatórios usando um estudo de caso do Reservatório Fei-Tsui em Taiwan. Os dados históricos foram coletados da Agência de Gestão dos Reservatórios do ano de 1987 a 1995. Os estudos foram comparados com os índices de cálcio e a avaliação sintética *fuzzy* apresentando resultados consistentes com os observados.

Liou et al. (2003) utilizaram dois estágios da Teoria *Fuzzy* para avaliar a qualidade de água em Taiwan. O objetivo do estudo é tentar condensar eficientemente dados de monitoramento. Esta metodologia usa a Teoria *Fuzzy* em dois estágios de análise e constrói dois diferentes tipos de função de pertinência para produzir um indicador agregado de qualidade de água. Os principais indicadores utilizados são o oxigênio dissolvido, a demanda bioquímica de oxigênio, os sólidos suspensos e o nitrato. Os resultados mostraram que a metodologia

apresenta uma maior indicação de sensibilidade nas mudanças de qualidade de água.

Karmakar e Mujumdar (2006) desenvolveram um modelo de otimização com base na Teoria *Fuzzy* para a gestão de qualidade de água em rios. Neste trabalho, os autores tentam incorporar as incertezas envolvidas nas funções de pertinência para diferentes metas da Agência de Controle de Poluição da Índia (PCA). O modelo permite relacionar os diferentes conflitos na PCA e as fontes de lançamentos numa filosofia determinística. As imprecisões associadas aos critérios específicos de qualidade de água e os níveis de remoção são modelados em matemática *fuzzy*. Essa estrutura permite uma maior aplicabilidade no modelo de decisão por apresentar a possibilidade de um leque de soluções ótimas para as decisões finais de gestão de uso e conservação da água.

Icaga (2007) usou a metodologia *fuzzy* para classificar a qualidade da água. Neste estudo, o modelo de índice para avaliação da qualidade de água de superfície é utilizado com base na lógica *fuzzy*. No método, classificações tradicionais de qualidade de água são transformadas em formas contínuas e então, os valores das concentrações dos diferentes parâmetros são somados usando a regra *fuzzy*. Após essa soma a mesma é “desfusificada” para desenvolver os valores dos índices. Essa metodologia foi aplicada no Lago Eber na Turquia e os resultados mostraram a eficácia desses novos índices.

Dahiya et al. (2007) estudaram a qualidade da água subterrânea usando a avaliação sintética *fuzzy*. Os autores desenvolveram uma metodologia baseada na Teoria *Fuzzy* usada para expressar as imprecisões da qualidade da água tanto do ponto de vista ambiental como do ponto de vista de monitoramento de dados e estabelecer limites de um cenário não probabilístico. O modelo de avaliação *fuzzy* mostra um nível de certeza para aceitabilidade da água baseada em limites preestabelecidos das classes de qualidade de água para determinados sistemas hídricos. Os autores aplicaram essa regra *fuzzy* baseada no modelo de otimização utilizando 42 amostras de água subterrânea proveniente de 15 vilarejos nos Sudoeste da Índia. Essas amostras foram analisadas para 16 diferentes parâmetros de qualidade de água. Os autores concluíram que dessas amostras cerca de 64% dessas fontes são aceitáveis para uso.

2.4 Análise de Risco Fuzzy

Risco e confiabilidade têm diferentes significados e são aplicados de forma diferentes, dependendo de cada metodologia usada e de cada tipo de aplicação nos campos da ciência. Neste trabalho, será desenvolvida uma metodologia para avaliar o risco *fuzzy* e a confiabilidade *fuzzy*, através da aplicação desta teoria em um sistema hídrico qualquer.

A probabilidade de ocorrência de determinado evento pode ser avaliada através da Análise de Risco. Segundo Chagas (2005), a avaliação do risco baseia-se na relação entre confiabilidade e criticidade de sistemas complexos, onde o comportamento dinâmico de inúmeras variáveis deve ser analisado, dentro de um seletto conjunto de indicadores, para se monitorar as interações que se processam ao longo do tempo. Em contrapartida, a análise dos eventos considerados benéficos ou desejáveis conduz a noção de confiabilidade.

Do ponto de vista operacional, o risco e a confiabilidade podem ser calculados a partir de uma função *fuzzy* chamada de Função Marginal de Segurança *Fuzzy*. Sua definição segue os seguintes passos.

Seja um sistema hídrico qualquer que recebe uma carga de poluente, proveniente de uma fonte pontual ou difusa. Neste caso, duas funções *fuzzys* podem ser definidas. A primeira diz respeito ao lançamento. Como o lançamento é incerto, esta função pode ser representada em forma de função de pertinência. Assim, o número *fuzzy* que vai representar os lançamentos é representado por \tilde{L} .

Por outro lado, todo sistema hídrico tem uma resistência que nada mais é do que a capacidade de receber poluente, sem que suas águas fiquem comprometidas. Este número *fuzzy* pode ser representado por \tilde{R} .

Seja \tilde{M} uma função marginal de segurança definida por,

$$\tilde{M} = \tilde{R} - \tilde{L} \quad (2.47)$$

Onde \tilde{M} é a função marginal de segurança, que nada mais é do que um conjunto *fuzzy* oriundo de uma diferença entre dois conjuntos *fuzzys*.

Assim, segundo Ganoullis (1994),

$$\tilde{R}(\alpha) = [R_1(\alpha), R_2(\alpha)] \quad (2.48)$$

$$\tilde{L}(\alpha) = [L_1(\alpha), L_2(\alpha)] \quad (2.49)$$

$$\tilde{M}(\alpha) = [M_1(\alpha), M_2(\alpha)] \quad (2.50)$$

Nesta situação, duas condições podem ocorrer:

$$\begin{aligned} M(\alpha) < 0 &\rightarrow \text{o sistema falha} \\ M(\alpha) > 0 &\rightarrow \text{o sistema é confiável} \end{aligned} \quad (2.51)$$

Por outro lado, o risco *fuzzy* e a confiabilidade podem ser avaliados tomando-se as integrais relativas à função marginal de pertinência definida em \tilde{M} .

Assim o risco pode ser calculado por,

$$R = \frac{\int_0^z \mu_{\tilde{m}}(m) dm}{\int_{-\infty}^{\infty} \mu_{\tilde{m}}(m) dm} \quad (2.52)$$

E a confiabilidade pode ser calculada por,

$$G = \frac{\int_z^0 \mu_{\tilde{m}}(m) dm}{\int_{-\infty}^{\infty} \mu_{\tilde{m}}(m) dm} \quad (2.53)$$

Essas expressões serão desenvolvidas na metodologia para avaliação do Risco e da Confiabilidade de um rio natural poder receber carga poluente, nas suas mais variadas formas.

Muitos são os trabalhos que têm se dedicado ao cálculo do risco através da teoria dos números *fuzzy*. Entretanto, deve ficar claro que este interesse é bem recente.

Changfu (1996) aplicou a Teoria *Fuzzy* para determinar o risco de perigos naturais urbanos nas cidades sujeitas a terremotos. O autor justifica essa escolha pelo fato de que o cálculo do risco pelo método probabilístico pode demandar um grande banco de dados, que muitas vezes não trazem informações suficientes para uma análise mais consistente. Nesse artigo, o autor mostra uma revisão sobre os métodos avançados para o cálculo do risco. No presente caso, o autor simulou os efeitos de um terremoto onde são discutidos os vários parâmetros contidos nesse processo natural na sua fórmula *fuzzy*, bem como as possíveis perdas nessas áreas urbanas.

McAwoy et al. (2003) apresentaram um trabalho com uma nova metodologia para analisar risco ambiental na superfície da água que recebe águas tratadas. O estudo utiliza o modelo QUAL2E para simular a qualidade da água de superfície e prever impactos causados por poluentes convencionais. O trabalho utiliza dados do Rio Balatuin localizado nas Filipinas. Os resultados mostraram que o uso do QUAL2E para estudos de risco é viável dentro de condições apropriadas.

McIntyre et al. (2003) desenvolveram um modelo para estudar fitoplâncton, oxigênio dissolvido e nutrientes. Os autores aplicaram o mesmo no Rio Charles em Massachusetts. O modelo permite que algumas análises sensitivas sejam feitas através de simulações de Monte Carlo. Os parâmetros do modelo foram calibrados usando dados de oito estações ao longo de 40 km do referido rio, durante um período supostamente de estado permanente no verão de 1996. Uma análise sensitiva, multi-objetiva e regionalizada foi utilizada para identificar os parâmetros e fontes de poluição que mais afetam os resultados dos modelos, cujas simulações foram executadas observando as condições de verão. Os resultados indicam que o fósforo, que escapa da estação de tratamento de efluentes, pode representar alto risco de intervenção na qualidade da água do rio especialmente no controle da eutrofização.

Sadiq e Rodrigues (2004) usaram uma avaliação sintética *fuzzy* para criar um sistema de indexação de risco para a “desinfecção” da água através da adição de produtos químicos. Os autores usaram cloro e reações de ozônio com matéria orgânica no processo de desinfecção. Nesse estudo, os autores desenvolveram

esse índice para determinar o risco na saúde associado com os diferentes tipos de produtos. Inicialmente, funções de pertinência para risco de câncer e “não câncer” foram usados para desenvolver as matrizes de avaliação *fuzzy*. Em seguida, uma matriz de avaliação ponderada para os dois tipos de risco foi estabelecida através do produto vetorial dos vetores ponderados. Os autores estabeleceram dois estudos de casos para demonstrar a aplicação dessa metodologia onde os resultados foram bastante satisfatórios.

McIntyre et al. (2004) apresentaram uma ferramenta em forma de software para auxiliar nos processos de decisão no gerenciamento da qualidade de água em superfície. A filosofia atrás do software é baseada na presença de incertezas nos modelos de qualidade de água que são relativamente altas devido aos erros de equacionamento, de parametrização e alguns erros presentes na definição das condições de contorno e das condições iniciais. O modelo faz essa análise da sensibilidade dos parâmetros baseada na simulação de Monte Carlo. O software permite ao modelador identificar significantes incertezas e permite também avaliar com que grau pode-se controlar os riscos nas tomadas de decisão.

Suresh e Mujumdar (2004) desenvolveram um modelo para o cálculo do risco *fuzzy* para um baixo rendimento de colheita, os autores estudaram as implicações de um modelo de controle de operação de reservatório. Duas classes de incertezas foram levadas em conta, incertezas aleatórias e incertezas *fuzzy*. As incertezas aleatórias, segundo os autores, são devido à variações aleatórias das variáveis hidrológicas. As incertezas *fuzzy*, segundo os autores, são oriundas do rendimento de uma colheita relacionado com vários fatores como prática das fazendas e variáveis climáticas. A definição do risco *fuzzy* para um baixo rendimento de colheita foi obtida usando um conceito de probabilidade de um evento *fuzzy*. Os autores aplicaram essa metodologia em um estudo de caso na Índia obtendo bons resultados.

Glosh e Mujumdar (2006) os autores apresentaram uma metodologia para minimizar o risco nos problemas de gestão de qualidade de água em rios. O modelo de minimização de risco consiste em três partes. A primeira parte consiste em um modelo de simulação de qualidade de água, a segunda em um modelo de avaliação de risco com análise de incertezas juntamente com um modelo de otimização e a terceira em um modelo de análise de sensibilidade. Os resultados dos modelos são comparados com os resultados de um modelo *fuzzy* de alocação de lançamento de

efluentes, para estudar as condições de um processo de oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio no estado permanente. O resultado mostra que as frações de níveis de remorção, resultados do modelo de otimização, estão acima do esperado mas em níveis tolerantes para os padrões do estudo.

Li et al. (2007) desenvolveram um método com base na Teoria *Fuzzy* estocástica de forma integrada para avaliar o risco de contaminação das águas subterrâneas. O estudo quantifica as incertezas probabilísticas em *Fuzzy* associadas com as condições locais, parâmetros ambientais padrões e os critérios de impactos com relação à saúde. As concentrações no fluxo subterrâneo são calculadas a partir de modelos numéricos associados com incertezas probabilísticas causadas pela aleatoriedade dos parâmetros de entrada. Três cenários com diferentes parâmetros de qualidade ambiental foram analisados e resultados razoáveis foram obtidos. Segundo os autores, esta metodologia para o cálculo do risco desenvolvido para esse estudo se apresenta como ferramenta para a quantificação sistemática de várias incertezas na gestão de áreas contaminadas e também promove um suporte mais realístico para as decisões de recomendações.

Chistodoulou et al. (2009) aplicaram os sistemas *neurofuzzy* para calcular o risco nas questões de gerenciamento de redes de abastecimento de água. O estudo apresenta um sistema de suporte de decisão *neurofuzzy* para avaliar risco de falhas relacionada às redes de distribuição de água. Os dados utilizados foram da cidade de New York e das cidades de Limassol e Cyprus associados com uma metodologia numérica analítica e com uma técnica de inteligência artificial. Nesse contexto, a história do material e o diâmetro dos tubos se mostram como parâmetros significantes na avaliação do risco para esse tipo de sistema.

Rehana e Mujumdar (2009) usaram a Teoria *Fuzzy* para calcular o risco das questões de gestão de qualidade de água em sistema de rios. Como se sabe, a incerteza representa um importante papel nos problemas de gestão de qualidade de água, tendo em vista que a maioria dos elementos que envolvem esses problemas, como variáveis hidrológicas e controle de lançamento de poluentes, são fontes de incertezas das mesmas. Nesse trabalho, o modelo de precisão *fuzzy* para alocação de descarga de efluentes é desenvolvido para gerenciar qualidade de água em sistemas de rios com o objetivo de estabelecer e quantificar incertezas. Uma metodologia é desenvolvida para calcular o risco *fuzzy* de qualidade de água quando os parâmetros são caracterizados através de incertezas devido à falta de

conhecimento. O modelo desenvolvido é baseado no problema de otimização de multi-objetivos *fuzzy*. O objetivo desse modelo de otimização é obter faixas de níveis de remoção de efluentes de tal maneira que o risco *fuzzy* esteja dentro do limite aceitado. O modelo foi aplicado para um estudo de caso no Rio Tunga-Bhadra na Índia.

3 METODOLOGIA

3.1 Generalidades

O estudo que está se desenvolvendo se resume na aplicação do modelo matemático *fuzzy* de transporte de poluente, aplicado em um rio natural para calcular o risco de degradação. Assim, essa metodologia será composta do desenvolvimento do modelo e sua “fuzzificação”, bem como do desenvolvimento da solução numérica do modelo. Por último, será apresentado o método de cálculo do risco e os aspectos computacionais que serão usados. Para o desenvolvimento do modelo buscar-se-á a formulação de uma equação adimensional de modo que parâmetros adimensionais possam ser usados na análise do processo. Esses parâmetros terão que ter natureza *fuzzy* em forma de funções de pertinência, de modo a permitir que campos de concentração *fuzzy* possam ser calculados. Em seguida, serão desenvolvidas separadamente todas as fases da metodologia.

3.2. Formulação do Modelo Matemático

Como a pesquisa trata de transporte de poluentes em um rio natural, e suas consequências do ponto de vista ambiental, é necessário inicialmente formular um modelo matemático de qualidade de água, em sua forma clássica, com base nos princípios de transporte de massa. No capítulo anterior, essas formulações foram desenvolvidas.

Tomando como base a equação (2.24) e aplicando-a a um rio natural tem-se,

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} (D_x \frac{\partial C}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (D_y \frac{\partial C}{\partial y}) - kC \pm S(x, y, z, t) \quad (3.1)$$

Onde C é a concentração do poluente [M/L^3]; D_x, D_y, D_z são os coeficientes de Dispersão [L^2/T]; k é o coeficiente de decaimento [T^{-1}]; x, y, z são as coordenadas do sistema cartesiano [L]; t é o tempo [T]; e S é a fonte ou sumidouro.

As condições de contorno do modelo são

$$C(x_0, y_0, z_0, t) = C_0 \quad (3.2)$$

$$C(L, H, Z, t) = C_1 \quad (3.3)$$

Onde x_0, y_0, z_0 são as coordenadas do ponto de lançamento, enquanto que L, H, Z são, respectivamente, as distâncias longitudinais, profundidade média e largura transversal do rio.

As condições iniciais podem ser definidas como sendo

$$C(x, y, z) = C_i \quad (3.4)$$

O modelo acima apresentado é de natureza determinística. Em outras palavras, não trata das questões das incertezas presentes em todas as fases da modelagem. Desta forma, uma possível avaliação do risco ambiental, a partir deste modelo, fica impossibilitada, tendo em vista que o risco nada mais é, segundo Vieira (2005), do que a medida das incertezas.

Desta forma, há a necessidade de se transformar o modelo matemático de qualidade de água proposto, em um novo modelo matemático com características *fuzzy*. Isto é conseguido através da transformação, por exemplo, dos parâmetros do modelo, em funções de pertinências em intervalos de confiança bem definidos.

Com isso, o modelo anterior pode ser reescrito na forma

$$\frac{\partial \tilde{C}}{\partial t} + \tilde{U} \frac{\partial \tilde{C}}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} (\tilde{D}_x \frac{\partial \tilde{C}}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (\tilde{D}_y \frac{\partial \tilde{C}}{\partial y}) - \tilde{k} \tilde{C} \pm \tilde{S}(x, y, z, t) \quad (3.5)$$

Onde \tilde{U} é a função de pertinência para a componente da velocidade na direção x ; $\tilde{D}_x, \tilde{D}_y, \tilde{D}_z$ são as funções de pertinência para os coeficientes de dispersão; \tilde{k} é a função de pertinência para o coeficiente de decaimento; \tilde{S} uma função de pertinência para a fonte com o sumidouro; \tilde{C} é a função de pertinência para a concentração do poluente.

Neste caso, usando o Princípio da Extensão, é possível calcular o campo de concentração para cada ponto do rio, e em um tempo qualquer t . Para tal, basta que sejam definidos níveis de pertinência α para cada parâmetro na forma;

$$\tilde{u} = [u_L^\alpha; u_R^\alpha] \quad (3.6)$$

$$\tilde{k} = [k_L^\alpha; k_R^\alpha] \quad (3.7)$$

$$\widetilde{D}_x = [D_{xL}^\alpha; D_{xR}^\alpha] \quad (3.8)$$

$$\widetilde{D}_y = [D_{yL}^\alpha; D_{yR}^\alpha] \quad (3.9)$$

$$\widetilde{D}_z = [D_{zL}^\alpha; D_{zR}^\alpha] \quad (3.10)$$

$$\tilde{S} = [S_L^\alpha; S_R^\alpha] \quad (3.11)$$

A aplicação desses parâmetros na equação (3.1) produzirá uma concentração $\tilde{C} = [C_L^\alpha; C_R^\alpha]$ que é a concentração resultante no rio, após um determinado tempo do lançamento. É importante lembrar que esta concentração representa a resposta do rio ao lançamento de um efluente qualquer. Esta concentração, na forma de função de pertinência, será usada como parâmetro de entrada na formulação do Risco *Fuzzy*.

3.3. Cálculo do Risco e da Confiabilidade *Fuzzy*

A solução do modelo matemático proposto, em uma forma *fuzzy*, representa um grande desafio para o sucesso desta pesquisa. Como se sabe, a equação da difusão advectiva é uma equação diferencial parcial, cuja solução analítica só é possível para condições de contorno e condições iniciais simples. Para os casos mais comuns presentes no meio ambiente, há a necessidade de uma solução numérica, nos processos de solução do modelo.

De qualquer maneira, este modelo terá que ser resolvido para que haja sucesso na avaliação do risco e da confiabilidade ambiental do corpo hídrico.

Suponha que o modelo seja resolvido e apresente uma função de pertinência para a concentração do poluente $\tilde{C} [C_L^\alpha; C_R^\alpha]$ em dado ponto do domínio, e em um

tempo t qualquer. Como foi dito anteriormente, esta concentração representa a resposta do rio a um determinado lançamento.

Seja $\tilde{R} = [R_L^\alpha; R_R^\alpha]$ uma função de pertinência que representa os valores padrões das concentrações de determinadas substâncias. Como foi explicitado no capítulo anterior, basta definir uma função marginal de segurança através da relação,

$$\tilde{M} [M_L^\alpha; M_R^\alpha] = \tilde{R} [R_L^\alpha; R_R^\alpha] - \tilde{C} [C_L^\alpha; C_R^\alpha] \quad (3.12)$$

Onde \tilde{M} é uma função de pertinência, pois é resultado da operação entre duas funções de pertinência. Nota-se que \tilde{M} tem o formato mostrado na Figura abaixo.

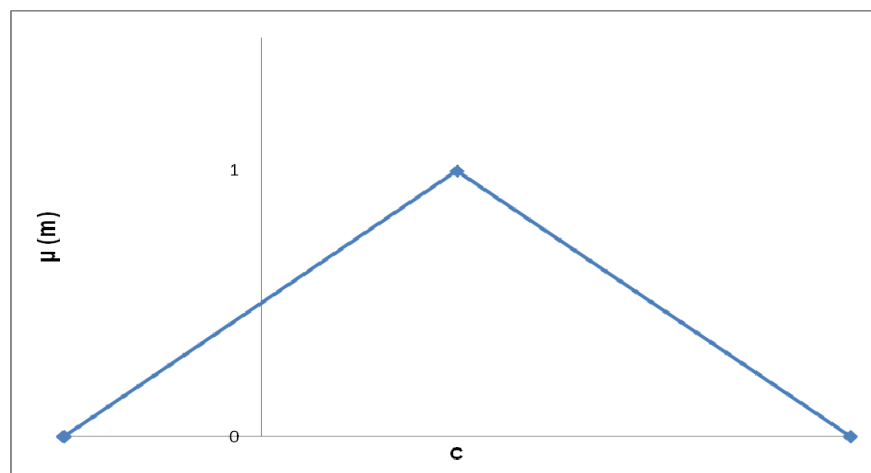


Figura 3.1 – Representação de uma função de pertinência para a função marginal de segurança.

Diante deste quadro, o risco pode ser definido como sendo o valor numérico resultado da divisão da área que se encontra a esquerda do eixo das abscissas e a área total. Enquanto que a confiabilidade pode ser calculada como sendo o resultado da divisão entre a área que está à direita do eixo de $\mu_m(m)$ pela área total.

Matematicamente, isto pode ser avaliado por

$$R = \frac{\int_{-\infty}^0 \mu_{\bar{m}}(m) dm}{\int_{-\infty}^{\infty} \mu_{\bar{m}}(m) dm} \quad (3.13)$$

$$G = \frac{\int_0^{\infty} \mu_{\bar{m}}(m) dm}{\int_{-\infty}^{\infty} \mu_{\bar{m}}(m) dm} \quad (3.14)$$

Com isso é possível determinar o risco e a confiabilidade para vários cenários de lançamento de efluentes em rios e para vários aspectos hidrológicos da bacia.

3.4 Adimensionalização do modelo

Nos estudos de qualidade de água, através de modelagem matemática, muitas vezes é conveniente fazer uma adimensionalização das equações do modelo, de modo que parâmetros adimensionais possam ser analisados. Neste caso, a adimensionalização da equação (3.1), após calcular sua média em relação a profundidade h , é dada por:

$$\frac{\partial hC}{\partial t} + u \frac{\partial hC}{\partial x} = E_x \frac{\partial^2 hC}{\partial x^2} + E_y \frac{\partial^2 hC}{\partial y^2} - khC \quad (3.15)$$

Considerando o h constante, o mesmo pode ser retirado das derivadas.

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = E_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + E_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - kC \quad (3.16)$$

Tem-se então que,

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = E_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + E_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - kC \quad (3.17)$$

Considerando que

$$\begin{aligned}
 x^* = \frac{x}{L} &\Rightarrow x = Lx^* \\
 y^* = \frac{y}{L} &\Rightarrow y = Ly^* \\
 C^* = \frac{C}{C_0} &\Rightarrow C = C_0 C^* \\
 t^* = \frac{t}{T} &\Rightarrow t = Tt^*
 \end{aligned} \tag{3.18}$$

E substituindo as equações (3.18) na equação (3.17) tem-se

$$\frac{C_0}{T} \frac{\partial C^*}{\partial t^*} + \frac{uC_0}{L} \frac{\partial C^*}{\partial x^*} = \frac{E_x C_0}{L^2} \frac{\partial^2 C^*}{\partial x^{*2}} + \frac{E_y C_0}{L^2} \frac{\partial^2 C^*}{\partial y^{*2}} - kC_0 C^* \tag{3.19}$$

Dividindo a equação (3.19) por C_0 , tem-se

$$\frac{1}{T} \frac{\partial C^*}{\partial t^*} + \frac{u}{L} \frac{\partial C^*}{\partial x^*} = \frac{E_x}{L^2} \frac{\partial^2 C^*}{\partial x^{*2}} + \frac{E_y}{L^2} \frac{\partial^2 C^*}{\partial y^{*2}} - kC^* \tag{3.20}$$

Dividindo a equação (3.20) por u , obtem-se

$$\frac{1}{Tu} \frac{\partial C^*}{\partial t^*} + \frac{1}{L} \frac{\partial C^*}{\partial x^*} = \frac{E_x}{uL^2} \frac{\partial^2 C^*}{\partial x^{*2}} + \frac{E_y}{uL^2} \frac{\partial^2 C^*}{\partial y^{*2}} - \frac{k}{u} C^* \tag{3.21}$$

Assim,

$$\frac{1}{L} \frac{\partial C^*}{\partial t^*} + \frac{1}{L} \frac{\partial C^*}{\partial x^*} = \frac{E_x}{uL^2} \frac{\partial^2 C^*}{\partial x^{*2}} + \frac{E_y}{uL^2} \frac{\partial^2 C^*}{\partial y^{*2}} - \frac{k}{u} C^* \quad (3.22)$$

Multiplicando a equação (3.22) por L

$$\frac{\partial C^*}{\partial t^*} + \frac{\partial C^*}{\partial x^*} = \frac{E_x}{uL} \frac{\partial^2 C^*}{\partial x^{*2}} + \frac{E_y L}{uL^2} \frac{\partial^2 C^*}{\partial y^{*2}} - \frac{kL}{u} C^* \quad (3.23)$$

Considera-se que,

$$\lambda = \frac{E_x}{uL} \quad \beta = \frac{E_y}{uL} \quad \gamma = -\frac{kL}{u} \quad (3.24)$$

A relação uL/E_x é conhecida como Número de Péclet e é um importante parâmetro no estudo do comportamento dos modelos de dispersão, e a relação kL/u é conhecido com o Número de Damkohler.

Segundo Chapra (1997), quando o Número Péclet é menor do que 0,1 a mistura longitudinal é dominante e o sistema se comporta como um modelo CSTR (CONTINUOUSLY STIRRED TANK REACTOR). Para um Número de Péclet maior do que 10, o modelo se comporta como um PFR (PLUG FLOW REACTOR), porque os termos da primeira derivada da equação passam a ser o termo dominante sobre o termo da segunda derivada. Para valores intermediários à esses limites, o modelo de dispersão se comporta como um MFR (MIXED-FLOW REACTOR).

A equação (3.23) se transforma em

$$\frac{\partial C^*}{\partial t^*} + \frac{\partial C^*}{\partial x^*} = \lambda \frac{\partial^2 C^*}{\partial x^{*2}} + \beta \frac{\partial^2 C^*}{\partial y^{*2}} + \gamma C^* \quad (3.25)$$

“Fuzzificando” a equação anterior

$$\frac{\partial \tilde{C}}{\partial t} + \frac{\partial \tilde{C}}{\partial x} = \tilde{\lambda} \frac{\partial^2 \tilde{C}}{\partial x^2} + \tilde{\beta} \frac{\partial^2 \tilde{C}}{\partial y^2} + \tilde{\gamma} \tilde{C} \quad (3.26)$$

Esta é a equação “fuzzificada” que produzirá o campo de concentração em um rio com comprimento L e largura B .

Se forem admitidas que E_x , E_y , u e K são funções de pertinência, então λ, β, γ serão funções de pertinência.

3.5. Solução do Modelo

Como já foi mencionada, a solução do modelo precisa ser desenvolvida com sucesso, pois sem esta solução não há cálculo do risco. Neste trabalho, deverão ser aplicados métodos analíticos, quando os cenários permitirem soluções analíticas. Por exemplo, o lançamento de uma massa poluente M de forma instantânea, permite uma solução analítica para a equação (3.1). Há outros casos onde é possível a solução analítica para o modelo. Entretanto, na maioria dos casos, a solução terá que ser numérica. Para isso, será usado o Método das Diferenças Finitas, segundo Chagas (2005), sua formulação pode ser resumida como segue.

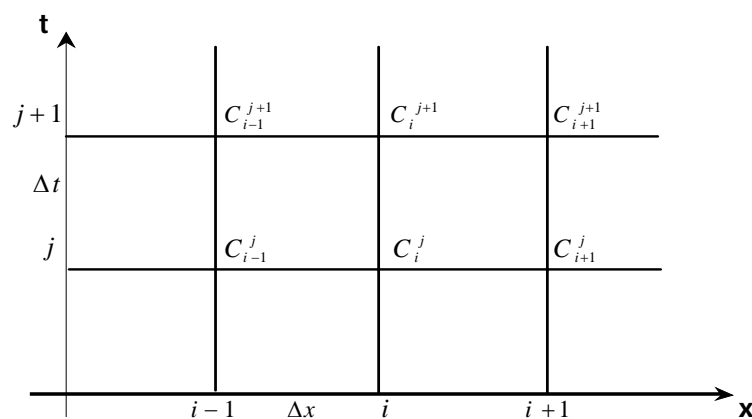


Figura 3.2 – Representação de uma discretização em diferenças finitas.

Tomando a equação (3.26), em duas dimensões, e aplicando o método das diferenças finitas com o algoritmo de Crank-Nicholson, a equação acima mencionada poderá ser discretizada, usando para tal um esquema explícito.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{C_{i,j}^{k+1} - C_{i,j}^k}{\Delta t} \quad (3.27)$$

$$\frac{\partial C}{\partial x} = \frac{C_{i+1,j}^k - C_{i-1,j}^k}{2\Delta x} \quad (3.28)$$

$$\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} = \frac{C_{i+1,j}^k - 2C_{i,j}^k + C_{i-1,j}^k}{\Delta x^2} \quad (3.29)$$

$$\frac{\partial^2 C}{\partial y^2} = \frac{C_{i,j+1}^k - 2C_{i,j}^k + C_{i,j-1}^k}{\Delta y^2} \quad (3.30)$$

Substituindo na equação (3.26), tem-se,

$$\frac{C_{i,j}^{k+1} - C_{i,j}^k}{\Delta t} + \frac{C_{i+1,j}^k - C_{i-1,j}^k}{2\Delta x} = \lambda \frac{C_{i+1,j}^k - 2C_{i,j}^k + C_{i-1,j}^k}{\Delta x^2} + \beta \frac{C_{i,j+1}^k - 2C_{i,j}^k + C_{i,j-1}^k}{\Delta y^2} + \gamma C_{i,j}^k \quad (3.31)$$

$$C_{i,j}^{k+1} = \frac{-\Delta t}{2\Delta x} (C_{i+1,j}^k - C_{i-1,j}^k) + \frac{\lambda \Delta t}{\Delta x^2} (C_{i+1,j}^k - 2C_{i,j}^k + C_{i-1,j}^k) + \frac{\beta \Delta t}{\Delta y^2} (C_{i,j+1}^k - 2C_{i,j}^k + C_{i,j-1}^k) + \gamma \Delta t C_{i,j}^k + C_{i,j}^k \quad (3.32)$$

Considerando que

$$A = \frac{-\Delta t}{2\Delta x} \quad B = \frac{\lambda \Delta t}{\Delta x^2} \quad D = \frac{\beta \Delta t}{\Delta y^2} \quad E = \gamma \Delta t \quad (3.33)$$

Tem-se,

$$C_{i,j}^{k+1} = (A+B)C_{i+1,j}^k + (B-A)C_{i-1,j}^k + (D)C_{i,j+1}^k + (D)C_{i,j-1}^k + (E-2B-2D+1)C_{i,j}^k \quad (3.34)$$

Esta metodologia será aplicada neste trabalho para os mais diversos cenários de lançamento de poluentes em rios naturais. Com isso espera-se estabelecer algumas conclusões com respeito ao comportamento do risco ambiental e da confiabilidade para esses cenários e, assim, oferecer subsídios que permitam uma melhor análise nas concessões de licenças de uso dos rios urbanos, como ponto de lançamento de efluentes.

3.6 Programa Computacional

Para esta pesquisa, foi desenvolvido um programa computacional com a finalidade de resolver as equações pertinentes ao modelo matemático. Este programa, escrito em linguagem FORTRAN, permite avaliar o risco de contaminação em rios através da aplicação da Teoria *Fuzzy*, em conjunto com os modelos de transporte de poluentes. Sua estrutura consiste de várias subrotinas, todas com funções bem definidas.

A primeira subrotina é responsável pela leitura dos dados de entrada, onde foram definidos parâmetros relacionados com o tempo e comprimento do canal, condições iniciais e de contorno, elementos da hidrologia, como vazão, área da seção transversal, entre outros.

Em seguida, desenvolveu-se uma subrotina para a “fuzzificação” dos parâmetros e transformação desses em funções de pertinências. Neste caso, os coeficientes de dispersão longitudinal e transversal, a velocidade e o coeficiente de decaimento receberam o devido tratamento para ser usado nas demais rotinas do programa.

Seguindo, foi criada uma subrotina para determinar o campo de concentração em todos os pontos da superfície do rio, em diferentes tempos. Esta subrotina é de fundamental importância, porque é através da mesma que foram determinados esses campos em forma de funções de pertinência, cujo cálculo permitiu que o risco e a confiabilidade pudessem ser determinados.

Para completar a fase de cálculo, desenvolveu-se uma nova subrotina com o objetivo de avaliar o risco de contaminação para cada cenário simulado. Esta subrotina permite que sejam avaliadas as integrais definidas pelas equações (3.13) e (3.14), onde o risco e a confiabilidade são definidos.

Finalmente, foi desenvolvida uma última subrotina que ficou responsável pela parte da impressão dos resultados. Com a mesma, é possível imprimir os campos de concentração, o campo de risco, o campo de confiabilidade e funções marginais de segurança, tanto no tempo como no espaço, ao longo da superfície que está sendo controlada. A figura abaixo mostra um fluxograma com os principais elementos do programa.

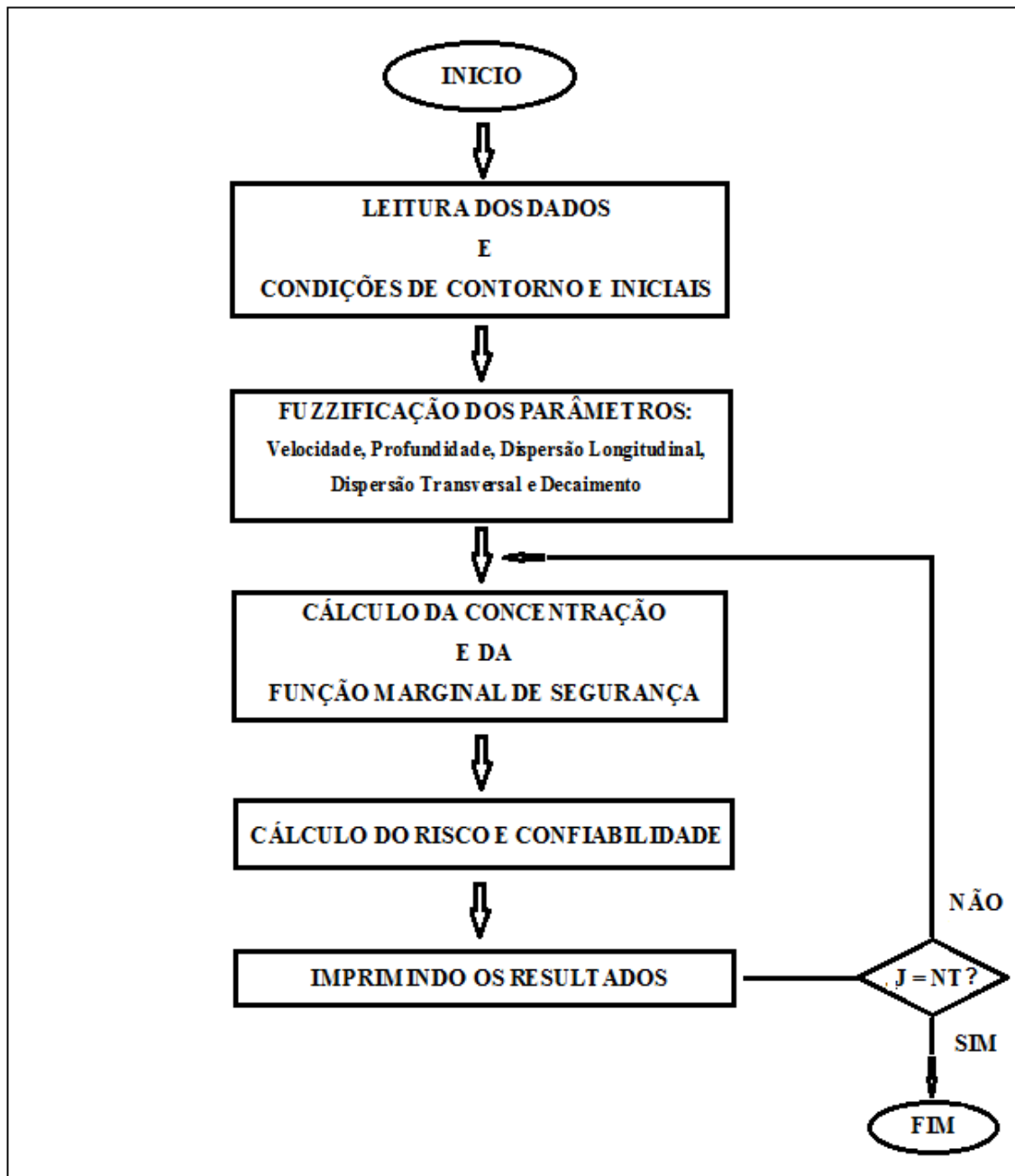


Figura 3.3 – Fluxograma completo do programa.

3.7 Características dos Rios

Para as simulações dos diversos cenários foi proposto um canal retangular de largura 100 m, com comprimento correspondente ao campo de observação de 5 km. Com relação à aplicação deste modelo, utilizaram-se os dados de dois rios dos Estados Unidos para se fazer uma avaliação do risco de contaminação considerando diferentes padrões hidrológicos e de transporte.

O primeiro rio que se usou foi o Rio Sabine, localizado no Sul dos Estados Unidos. Este rio, com aproximadamente 925 km de comprimento, corta os Estados do Texas a Lousiana, desaguando no Golfo do México. O Rio Sabine drena uma área de 24.975 km². Essa é uma área de chuva abundante. A característica principal deste rio é, de o mesmo, estar em uma região propícia a certos desastres de derramamento de petróleo por estar inserido em uma zona de muita produção do mesmo. Sua vazão média é de 254 m³/s, sua profundidade média é de 3,4 m e sua dispersão longitudinal é de 453 m²/s.

O segundo rio que foi usado é o Rio Yadkin que drena da Virginia a Carolina do Sul, passando pela parte Oeste Central da Carolina do Norte. Ele é o segundo maior rio do Estado da Carolina do Norte. Os principais dados desses rios são: profundidade de 3,10 m; vazão de 140 m³/s; coeficiente de dispersão longitudinal de 180 m²/s.

3.8 Composição das Funções de Pertinências

A composição das funções de pertinência foi realizada através da distribuição *fuzzy* triangular a partir da arbitragem dos valores mínimo, médio e máximo para as variáveis consideradas. Suas bases foram avaliadas de acordo com a variância normalmente encontrada na literatura para diferentes pesquisas.

Os principais parâmetros “fuzzificados” nesta pesquisa são:

- ✓ Velocidade;
- ✓ Profundidade;
- ✓ Dispersão longitudinal e transversal;
- ✓ Resistência do rio para lançamentos de efluentes;
- ✓ Decaimento.

- Funções de pertinência para a velocidade

A função de pertinência é calculada levando-se em consideração esta curva periódica multiplicada por dois coeficientes que representam o desvio em torno da curva principal. Na arbitragem dos valores limites para a distribuição triangular estão

sendo usados os coeficientes 0,75 e 1,25. Assim, a função de pertinência para velocidade é

$$\mu_u = \frac{u - u_L}{u_m - u_L}, \text{ para } u_L \leq u \leq u_m \quad (3.35)$$

$$\mu_u = \frac{u - u_u}{u_m - u_u}, \text{ para } u_m \leq u \leq u_u \quad (3.36)$$

- Funções de pertinência para profundidade

O critério aqui utilizado é o mesmo usado para a velocidade. Assim, a função de pertinência para profundidade é definida por:

$$\mu_h = \frac{h - h_L}{h_m - h_L}, \text{ para } h_L \leq h \leq h_m \quad (3.37)$$

$$\mu_h = \frac{h - h_u}{h_m - h_u}, \text{ para } h_m \leq h \leq h_u \quad (3.38)$$

- Função de pertinência para condição dispersão longitudinal

Da mesma maneira anterior, o coeficiente de dispersão longitudinal *fuzzy* é definido, na forma de função de pertinência, como:

$$\mu_{ex} = \frac{E_x - E_{xL}}{E_{xm} - E_{xL}}, \text{ para } E_{xL} \leq E_x \leq E_{xm} \quad (3.39)$$

$$\mu_{Ex} = \frac{E_x - E_{xu}}{E_{xm} - E_{xu}}, \text{ para } E_{xm} \leq E_x \leq E_{xu} \quad (3.40)$$

- Função de pertinência para o coeficiente de dispersão transversal

Esta função de pertinência foi definida da mesma forma que foram definidos os demais parâmetros. Assim:

$$\mu_{E_y} = \frac{E_y - E_{yL}}{E_{ym} - E_{yL}}, \text{ para } E_{yL} \leq E_y \leq E_{ym} \quad (3.41)$$

$$\mu_{E_y} = \frac{E_y - E_{yu}}{E_{ym} - E_{yu}}, \text{ para } E_{ym} \leq E_y \leq E_{yu} \quad (3.42)$$

- Função de Pertinência para a Resistência

A função de pertinência para a resistência foi determinada com base nos limites admissíveis para as principais substâncias que determinam a qualidade ambiental do curso d'água. Esses limites estão relacionados com valores para os diversos usos dos sistemas hídricos. Após algumas análises, verificou-se que a mais apropriada função de pertinência pode ser definida assim (CHAGAS, 2005):

$$\mu_R = \frac{R - R_L}{R_m - R_L}, \text{ para } R_L \leq R \leq R_m \quad (3.43)$$

$$\mu_R = \frac{R - R_u}{R_m - R_u}, \text{ para } R_m \leq R \leq R_u \quad (3.44)$$

- Função pertinência para substâncias com decaimento

Como anteriormente, considera-se para o maior grau de pertinência o valor do decaimento que mais se aproxima do maior número de substâncias presentes nos lançamentos de poluentes.

$$\mu_K = \frac{k - k_L}{k_m - k_L}, \text{ para } k_L \leq k \leq k_m \quad (3.45)$$

$$\mu_K = \frac{k - k_u}{k_m - k_u}, \text{ para } k_m \leq k \leq k_u \quad (3.46)$$

4 ANÁLISE DOS RESULTADOS

Após uma série de simulações realizadas a partir do programa computacional, desenvolvido para esta pesquisa, para diferentes cenários, os resultados podem ser analisados.

Primeiramente, serão apresentados os resultados para um derramamento instantâneo de 800 kg de uma substância conservativa que ocorre em um ponto central de um rio natural. A largura do rio é de 100 m; o lançamento ocorreu no ponto 1 km distante da origem do ponto de observação; a profundidade do rio é um número *fuzzy* definido como [3,1; 3,2; 3,3], onde o 3,2 m é o ponto com maior grau de pertinência.

Com relação aos parâmetros de transporte, o coeficiente de dispersão longitudinal foi definido com um número *fuzzy* [100; 150; 200] em m^2/s , onde 150 representa o número com o maior grau de pertinência; para o coeficiente de dispersão transversal foi considerado o número *fuzzy* [2,2; 2,4; 2,6], em m^2/s , onde o termo central representa o número com maior grau de pertinência; a velocidade é, finalmente, o outro número *fuzzy* com função de pertinência [0,7; 0,8; 0,9], em m/s, onde o termo central também é o número com maior grau de pertinência; o valor tolerável por norma para esta substância foi considerado uma função de pertinência do tipo [0,5; 1,0; 1,5] em mg/L, onde o termo central é o número *fuzzy* com o maior grau de pertinência.

Os resultados serão apresentados de forma sistemática de acordo com cada cenário de simulação, onde a concentração, na sua forma unidimensional, na sua forma de função de pertinência, é mostrada para diferentes tempos. Também será mostrado, na sequência, a função marginal de segurança, para diferentes seções, a concentração, o risco e a confiabilidade na sua forma bidimensional.

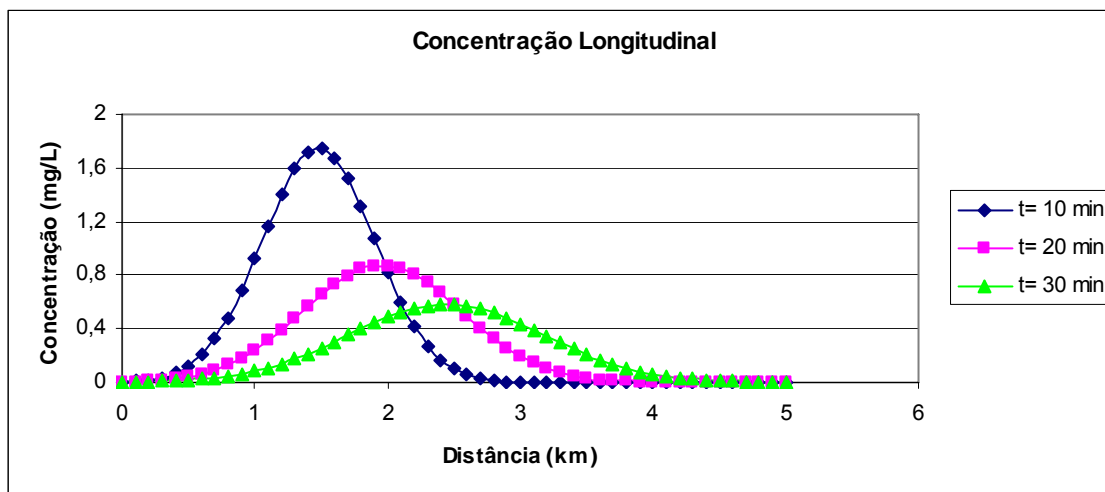


Figura 4.1- Concentração em função da distância para diferentes tempos.

A Figura 4.1 mostra os perfis de concentração, com maior grau de pertinência, para diferentes tempos. Como pode ser observada, a concentração tem um comportamento bem definido pela equação da difusão advectiva, para um lançamento instantâneo, com uma velocidade advectiva. Os espalhamentos dos perfis estão completamente de acordo com a literatura, onde o coeficiente de dispersão longitudinal é o principal responsável por este comportamento da nuvem poluente.

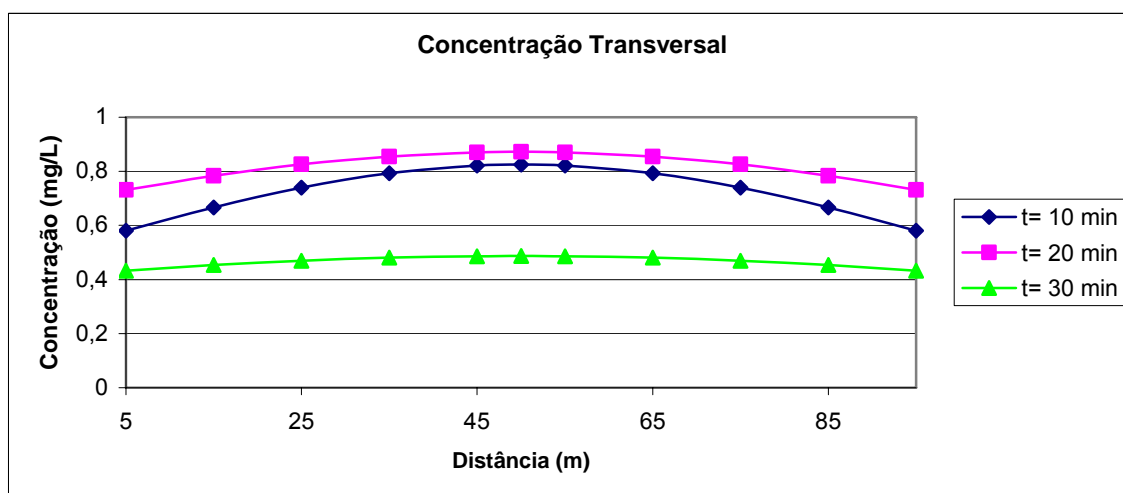


Figura 4.2- Perfil de Concentração transversal para diferentes tempos.

A Figura 4.2 mostra os perfis de concentração com maior grau de pertinência na direção transversal do rio, para diferentes tempos. Como anteriormente, o coeficiente de dispersão transversal faz com que a nuvem poluente se disperse ao longo da largura do rio, provocando, assim, uma distribuição de concentração que

tende para a uniformidade com o passar do tempo. Estes resultados estão de acordo com a literatura e mostram a eficiência da metodologia proposta para este pesquisa.

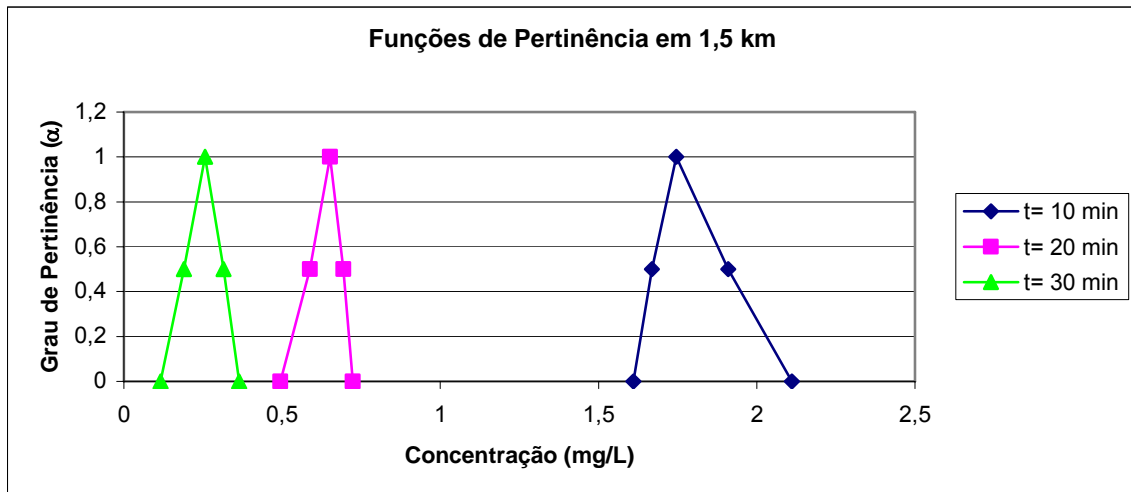


Figura 4.3- Funções de Pertinência da Concentração para diferentes tempos, em uma seção a 1,5 km da origem.

A Figura 4.3 mostra os gráficos das funções de pertinência da concentração, em uma seção 1500 metros da origem, para diferentes tempos. Na figura, pode ser observada a dinâmica do processo de transporte de poluente, através dos diferentes valores para estas funções. Neste caso, pode se ver que, em 10 minutos, a função de pertinência tem para sua base os valores entre 1,5 mg/L e 2,2 mg/L. Já para um tempo de 30 minutos a base da função de pertinência da concentração cai para o intervalo entre 0,1 e 0,4 mg/L. Isto é explicado pelo fato de que em 10 minutos a nuvem poluente está passando na seção indicada. Já para 30 minutos esta nuvem já passou pela seção e os valores da concentração já não são tão intensos.

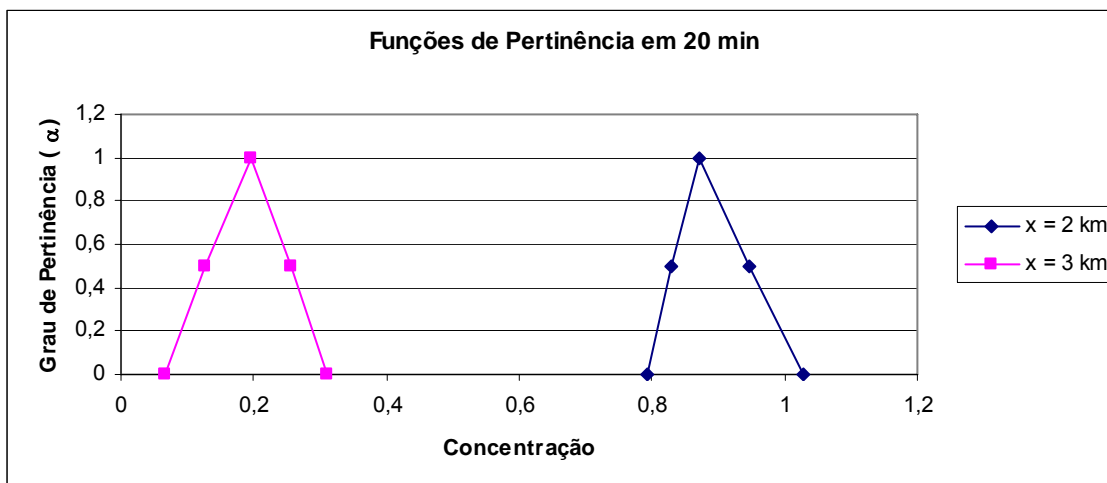


Figura 4.4 – Funções de Pertinência da Concentração em diferentes seções, para um tempo de 20 minutos.

A Figura 4.4 mostra as mesmas funções de pertinência para a concentração, em duas seções para o tempo de 20 minutos. Este resultado mostra que a distribuição das funções de pertinência para a concentração pode ser calculada em qualquer tempo e em qualquer seção do rio. Com isso, é possível calcular o risco de falha para diferentes lançamentos neste corpo hídrico, mostrando a capacidade do programa computacional, nas suas diferentes versatilidades.

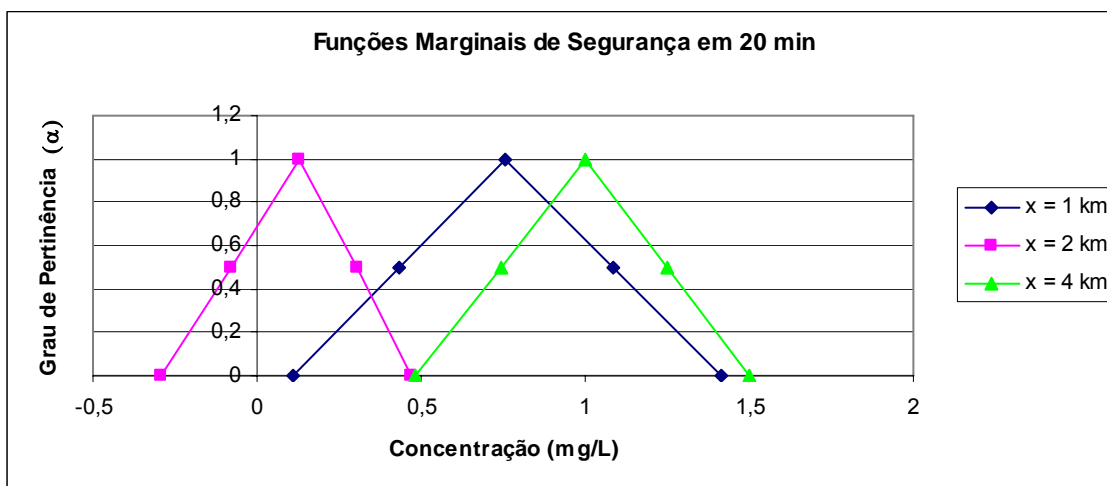


Figura 4.5 – Função Marginal de Segurança para diferentes seções do rio.

Dando continuidade ao desenvolvimento da metodologia para a determinação do risco e da confiabilidade, a Figura 4.5 mostra o comportamento da função marginal de segurança para as seções de 1; 2; 4 km da origem. Como pode ser observada, em 1 km e em 4 km, as figuras mostram que essas funções se encontram com suas bases no eixo positivo da concentração. Isto induz a concluir

que o risco nestas seções é igual a zero, o que implica que a confiabilidade de que o sistema não vai falhar é 100%. Já na seção em 2 km, não se pode afirmar isso, uma vez que a base desta função de pertinência se encontra com uma boa parte negativa. Isto induz a concluir que o risco é diferente de zero. Esses resultados serão verificados na apresentação da quantificação do risco e da confiabilidade.

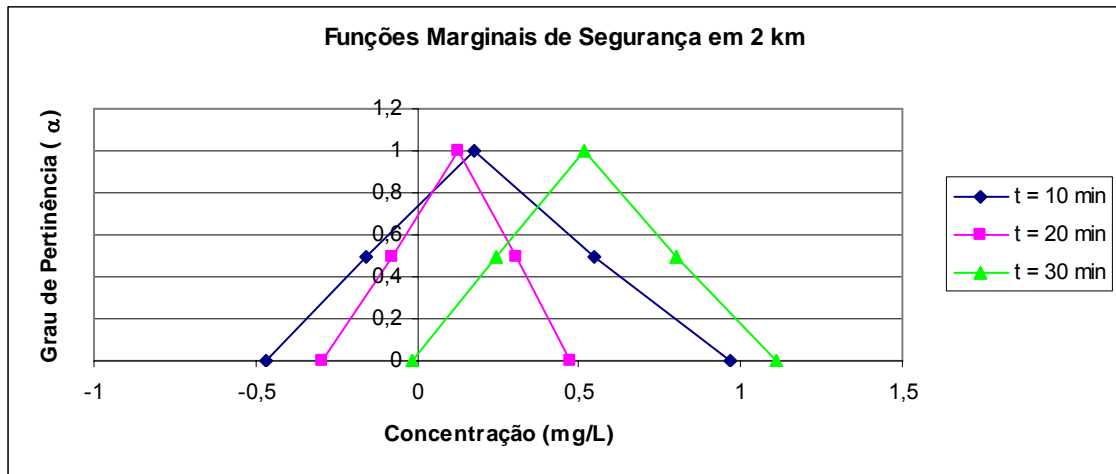


Figura 4.6 – Função Marginal de Segurança para diferentes tempos em uma seção a 2 km da origem.

A Figura 4.6 mostra as funções marginal de segurança para diferentes tempos, em uma seção de 2 km da origem. É importante observar neste caso, a dinâmica dessas funções. Ou seja, sua variação tanto no tempo com o no espaço. A importância desta variabilidade mostra que o risco é uma função transiente no tempo e no espaço. Além disso, pode se dizer que o risco e a confiabilidade são dois funcionais transientes, pois dependem de outras funções, como do campo de velocidade do rio e do campo de concentração da substância lançada ao rio.

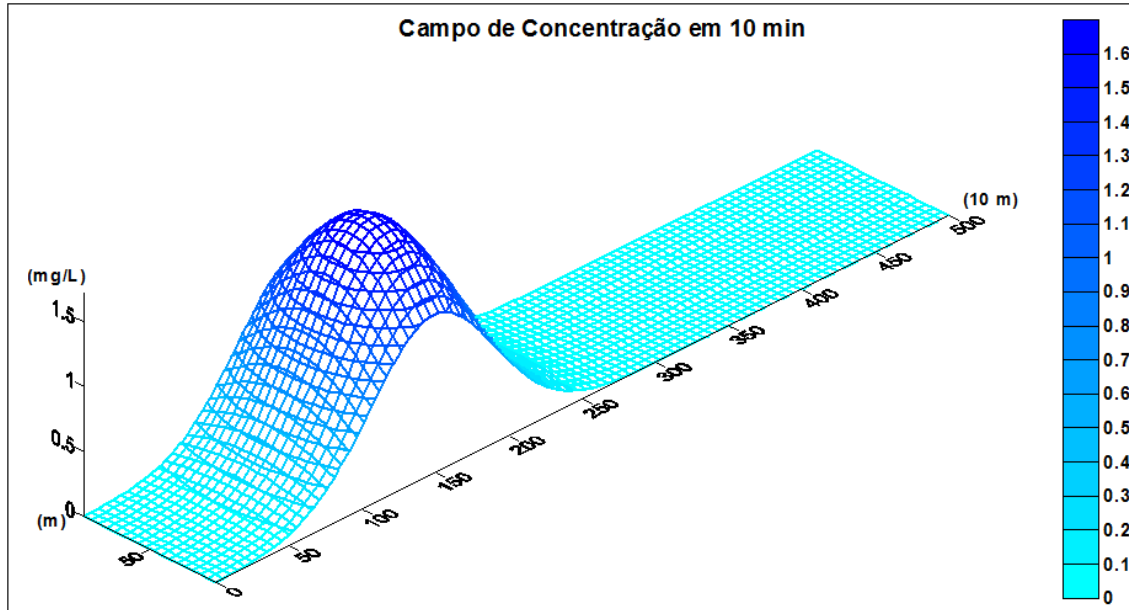


Figura 4.7 – Comportamento do Campo de Concentração para um tempo de 10 min.

As figuras 4.7 e 4.8 mostram o campo de concentração, para o maior grau de pertinência no plano horizontal do rio, para os tempos de 10 minutos e de 30 minutos. Os resultados mostram, em detalhes, como se comporta este campo de concentração de ponto para ponto do rio e para diferentes tempos. Uma análise mais apurada permite que seja observada os efeitos da dispersão, tanto longitudinal como transversal, como também o efeito da velocidade fazendo com que este campo se propague rio abaixo na medida que o tempo passa. Outro fato importante é a capacidade do programa computacional em produzir esses campos para diferentes tempos, para diferentes seções e, principalmente, para diferentes graus de pertinência, uma vez que este é um campo de funções de pertinência para a concentração.

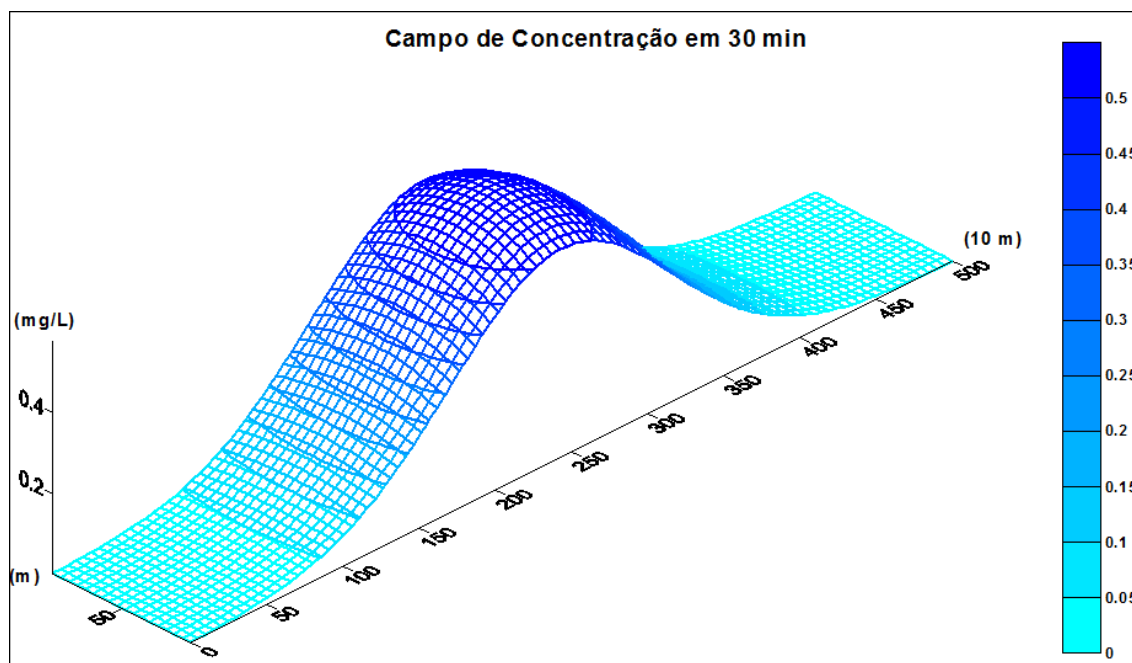


Figura 4.8 – Comportamento do Campo de Concentração para um tempo de 30 min.

É importante notar que para 10 minutos o pico de concentração é de, aproximadamente, 1,5 mg/L, enquanto que para um tempo de 30 minutos, este pico é, aproximadamente de 0,4 mg/L. Também pode ser notado que as curvas de níveis para uma mesma concentração, em 30 minutos são mais espalhadas do que em 10 minutos. Isto mostra a capacidade do processo de diluição do rio que é função de sua hidrologia, uma vez que os parâmetros de dispersão, tanto longitudinal como transversal são funções de velocidades e, em consequência, da vazão do rio.

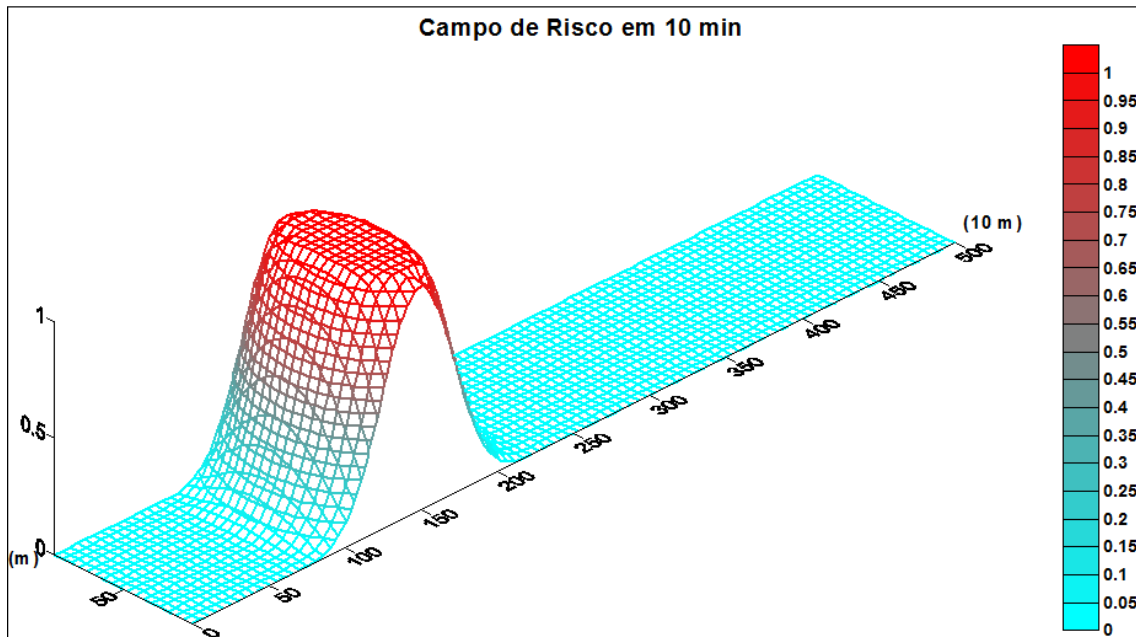


Figura 4.9 – Comportamento do Campo de Risco para um tempo de 10 min.

As figuras 4.9 e 4.10 mostram o comportamento do campo de risco para os tempos de 10 minutos e de 30 minutos, ao longo do plano horizontal da superfície do rio. Como pode ser observado, em 10 minutos o risco de falha do sistema é muito grande em determinadas seções do rio, caindo rapidamente, para diferentes seções do rio por onde a nuvem poluente não alcançou. É importante notar que este funcional do risco é controlado pela intensidade do campo de concentração, como deveria ser, e que seu comportamento é mais intenso no início do processo de derrama, passando para valores menores, logo após o processo de diluição ir acontecendo. É verdade que, para isso acontecer, é necessário que o rio tenha uma capacidade de diluição compatível com sua vazão. Caso esses lançamentos atinjam um valor muito maior do que a capacidade do corpo hídrico, o risco passará a ser alto por um período maior e, certamente, por varias seções do rio em questão.

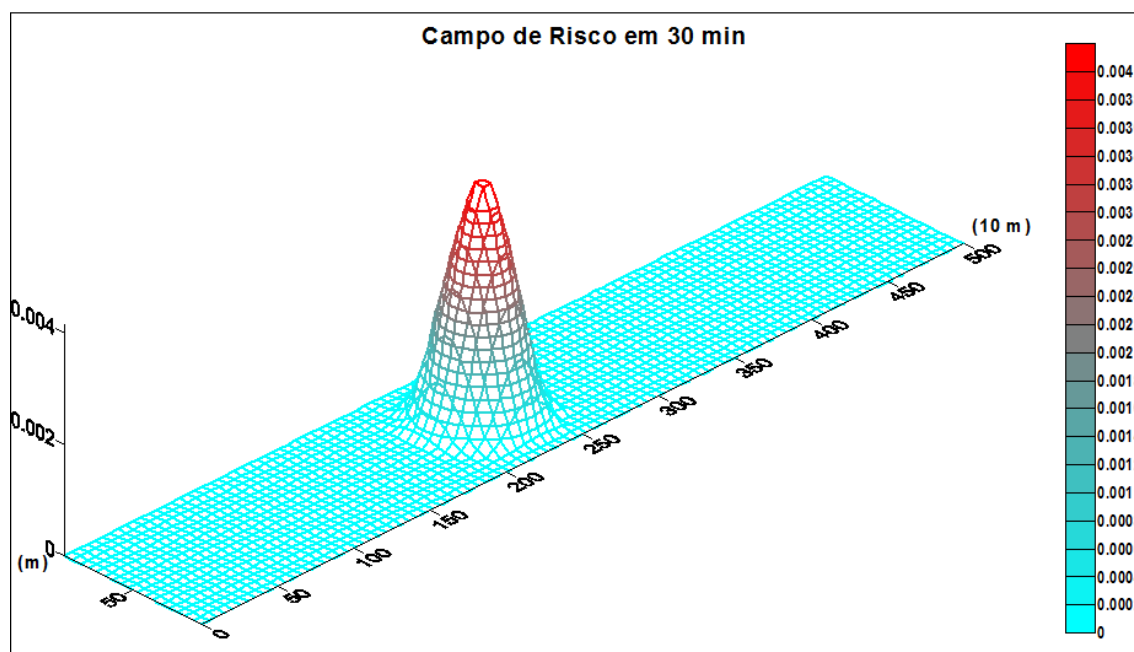


Figura 4.10 – Comportamento do Campo de Risco para um tempo de 30 min.

Este fato pode ser verificado na Figura 4.10. Em 30 minutos, o pico do risco já é bem menor do que para 10 minutos e pode-se afirmar que, neste caso, já não há tanto problema com as questões ambientais naquele corpo hídrico. Este resultado mostra que, devido aos aspectos transientes do campo de risco, é precipitado dizer que um derramamento de óleo, por exemplo, cause uma acidente irreversível em um ambiente aquático, sem antes se saber qual a intensidade do derramamento. Este resultado confirma o que foi dito.

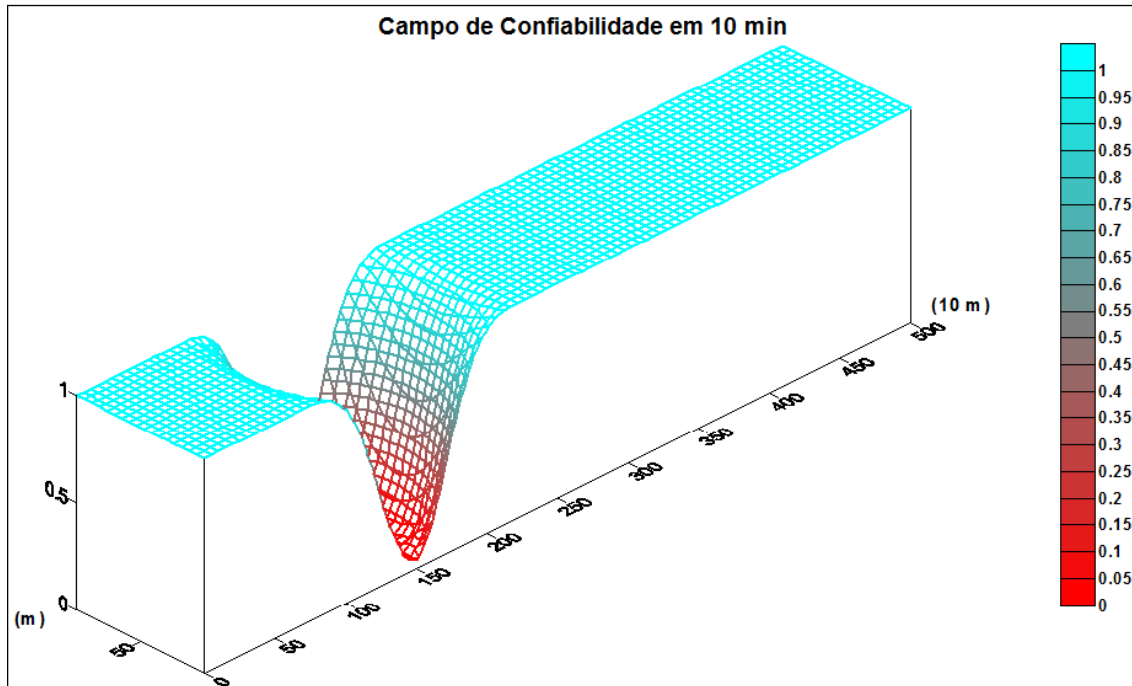


Figura 4.11 – Comportamento do Campo de Confiabilidade para um tempo de 10 min.

As figuras 4.11 e 4.12 mostram os campos de confiabilidade para os tempos de 10 minutos e 30 minutos. Como pode se ver, este funcional é o complemento do funcional do risco. Estes resultados mostram que a confiabilidade é bem menor em 10 minutos do que em 30 minutos, onde a concentração já sofreu um processo de diluição natural. Este resultado confirma o que foi dito para o risco, onde a confiabilidade de um sistema se manter seguro de falha pode variar de acordo com a capacidade de o sistema hidráulico diluir cargas poluidoras. Uma observação mais criteriosa na Figura 4.12 mostra que a confiabilidade é praticamente igual a 1 em toda a extensão do rio, sofrendo um afundamento, apenas, nas proximidades da região entre 2 km e 3 km, onde se encontra a nuvem poluente.

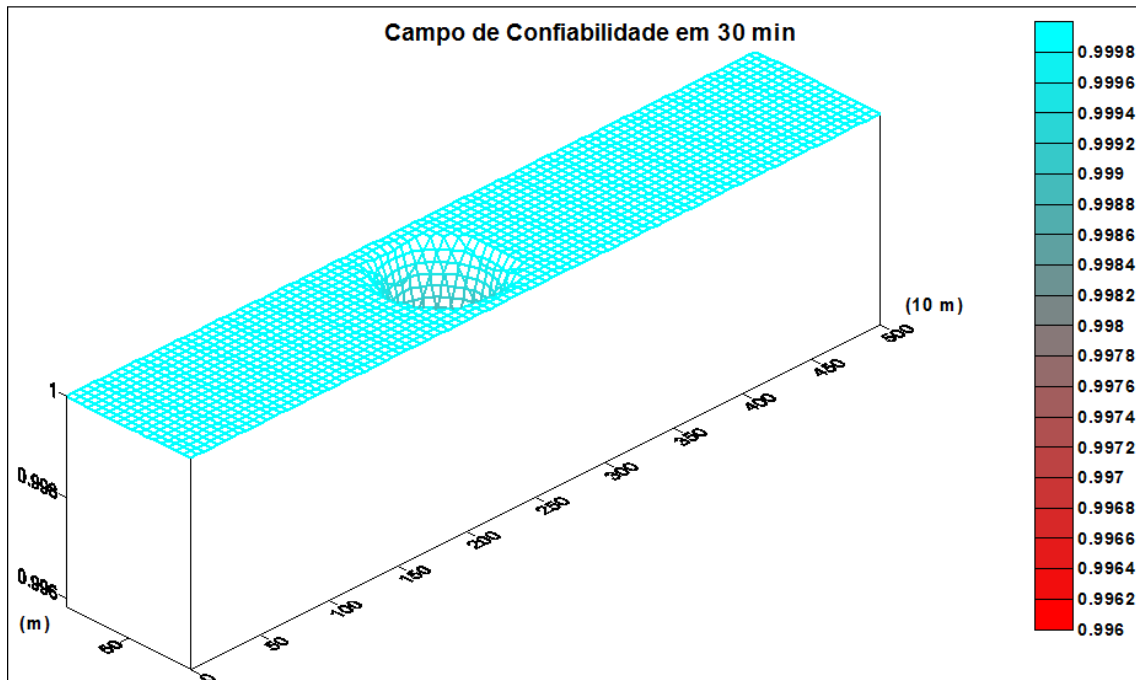


Figura 4.12 – Comportamento do Campo de Confiabilidade para um tempo de 30 min.

Fundamentalmente, o que se pode enfatizar sobre estes resultados é a capacidade da metodologia proposta em determinar campos de riscos e de confiabilidade, para sistemas dinâmicos, como são os rios naturais. Em se tratando de processos bidimensionais, esta é uma metodologia bem inovadora e que merece o devido destaque.

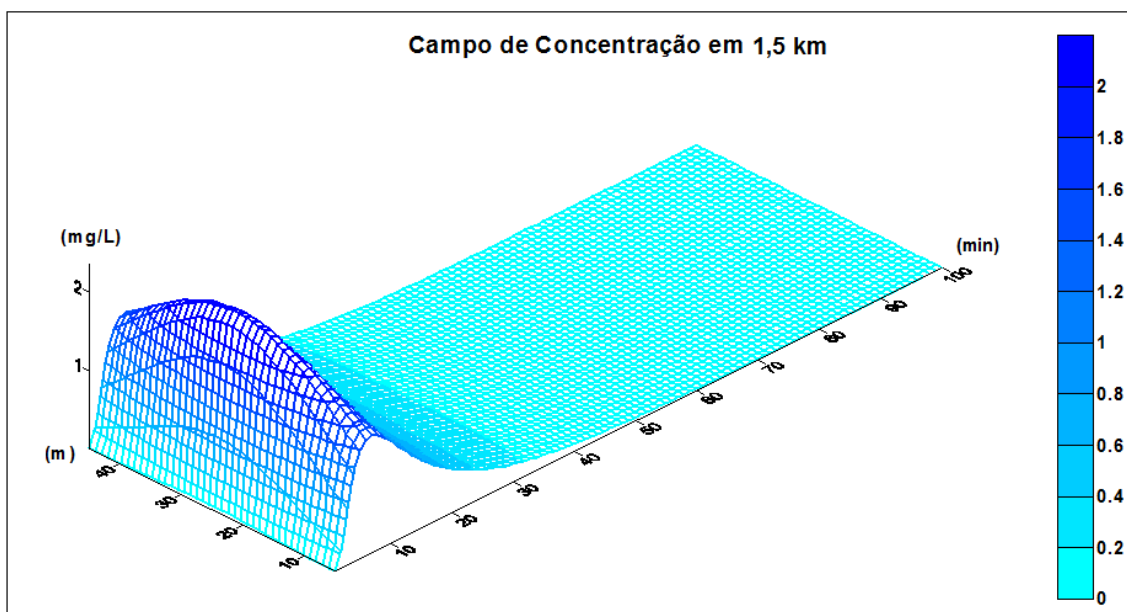


Figura 4.13 – Comportamento do Campo de Concentração em função do tempo, em uma seção a 1,5 km da origem.

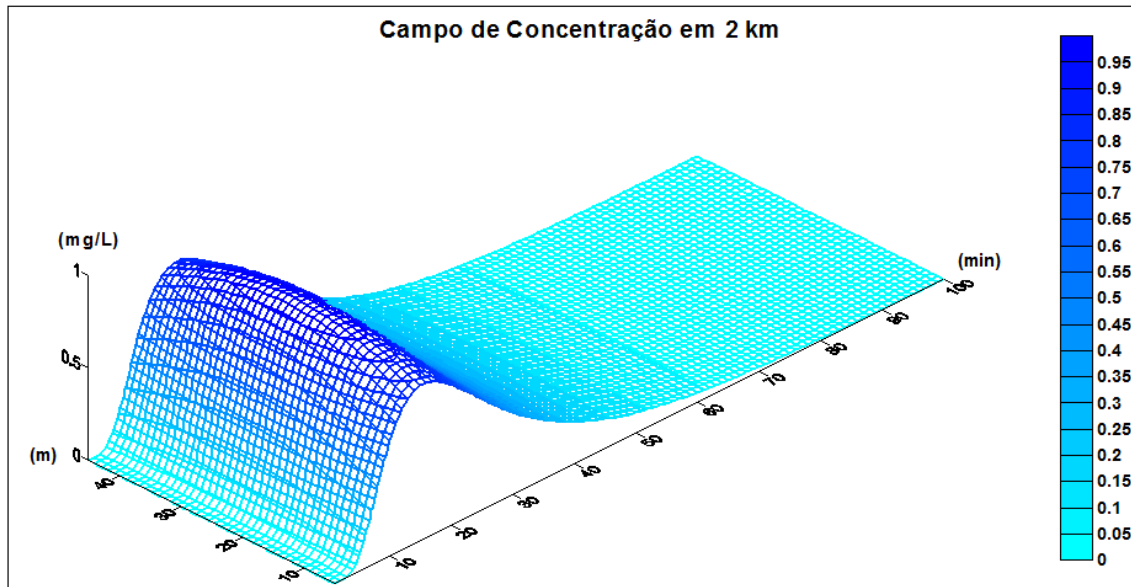


Figura 4.14 – Comportamento do Campo de Concentração em função do tempo, em uma seção 2 km da origem.

As figuras 4.13 e 4.14 mostram um importante resultado. Trata-se da observação da nuvem poluente em diferentes seções, em função do tempo. Como pode ser observada através dos gráficos, a concentração é próxima de zero, nos primeiros tempos, aumenta de acordo com a chegada da nuvem poluente na seção, atinge seu pico e retorna para os valores próximos de zero, após a passagem da nuvem. Estes resultados estão de acordo com as observações de campo para qualquer derramamento de um poluente, de forma instantânea, como é o caso de acidente de óleo em rios naturais. Os resultados mostram também que, na medida em que o tempo passa e seções mais distantes são atingidas pela nuvem poluente, menor é o pico de concentração observado. Este efeito é resultado da ação da dispersão durante o processo de transporte.

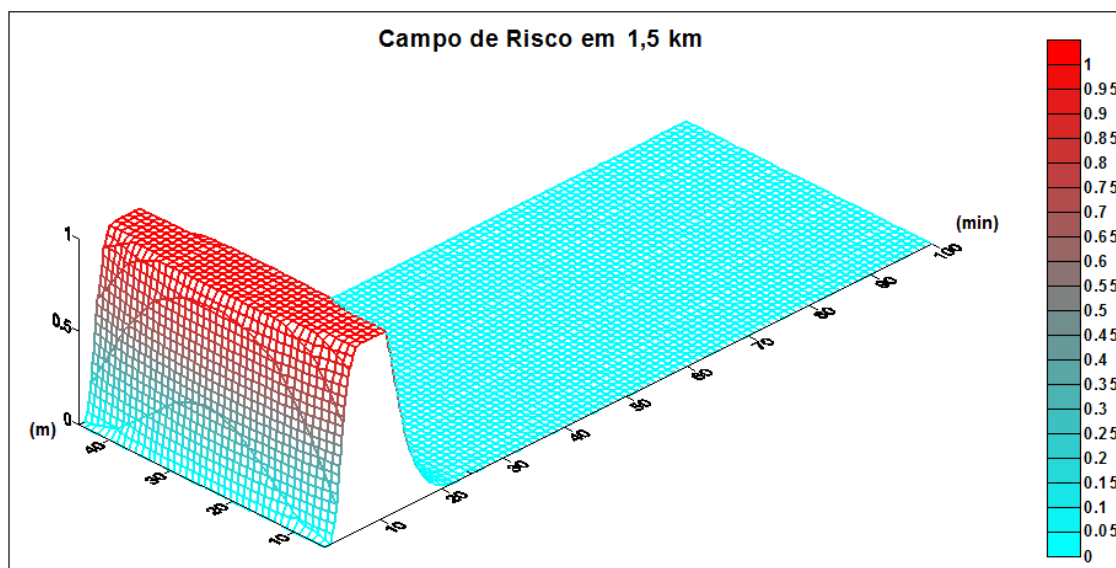


Figura 4.15 – Comportamento do Campo de Risco em função do tempo, para uma seção a 1,5 km da origem.

De forma semelhante, as figuras 4.15 e 4.16 mostram o comportamento do risco, em função do tempo, para as mesmas seções anteriores. Como no caso anterior, os resultados mostram o crescimento da função risco durante um intervalo de tempo, e seu retorno para valores próximos de zero após certo intervalo de tempo. Este fato é explicado pelas mesmas razões ocorridas com a concentração. Neste caso, o risco cresce no mesmo intervalo de tempo que chega a nuvem poluente pela seção de controle. Os resultados mostram que, para uma seção mais distante do ponto de lançamento, o risco de contaminação tem picos menores. Isto é explicado pela presença da dispersão no processo de transporte de massa. Estes resultados comprovam a capacidade da metodologia proposta na determinação do risco de falha de um sistema hídrico, sujeito a um lançamento instantâneo qualquer, e sua importância na Gestão Integrada dos Recursos Hídricos.

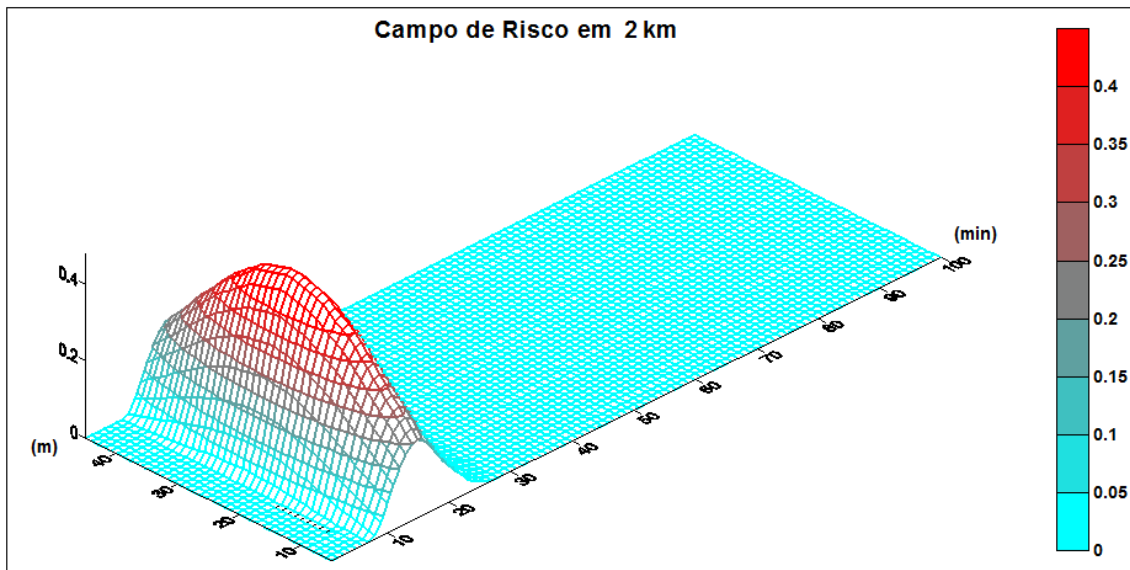


Figura 4.16 – Comportamento do Campo de Risco em função do tempo, para uma seção a 2 km da origem.

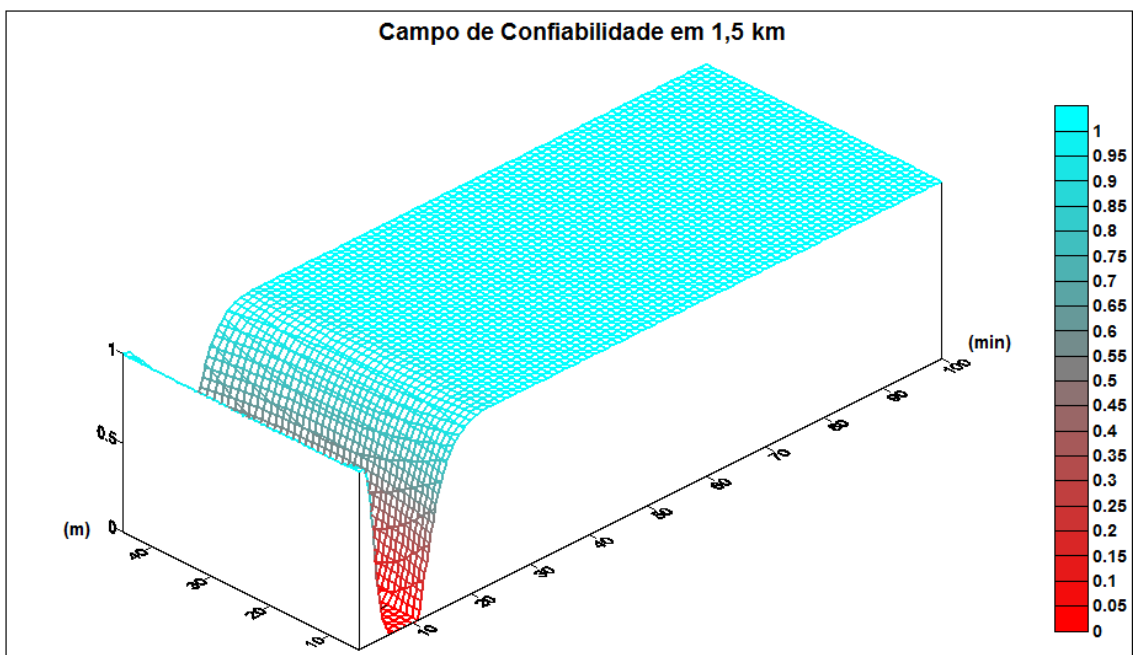


Figura 4.17 - Comportamento do Campo de Confiabilidade em função do tempo, para uma seção a 1,5 km da origem.

As figuras 4.17 e 4.18 mostram o comportamento da confiabilidade para a simulação anterior. Como podem ser observados, estes campos tem comportamento inverso do campo de risco, o que comprova que quando a nuvem poluente passa por uma determinada seção, a confiabilidade diminui da mesma forma que o risco cresce. Os resultados mostram, como foi dito anteriormente, que esta metodologia pode ser uma alternativa consistente na avaliação dos impactos decorrente de lançamentos de efluentes.

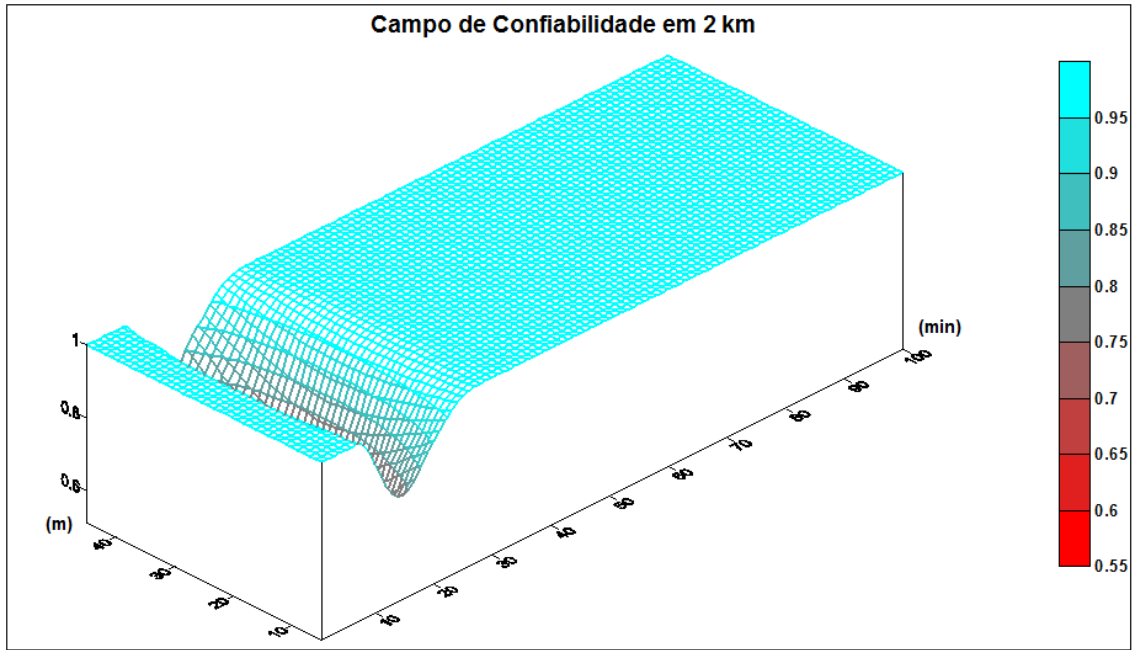


Figura 4.18 – Comportamento do Campo de Confiabilidade em função do tempo, para uma seção a 2 km da origem.

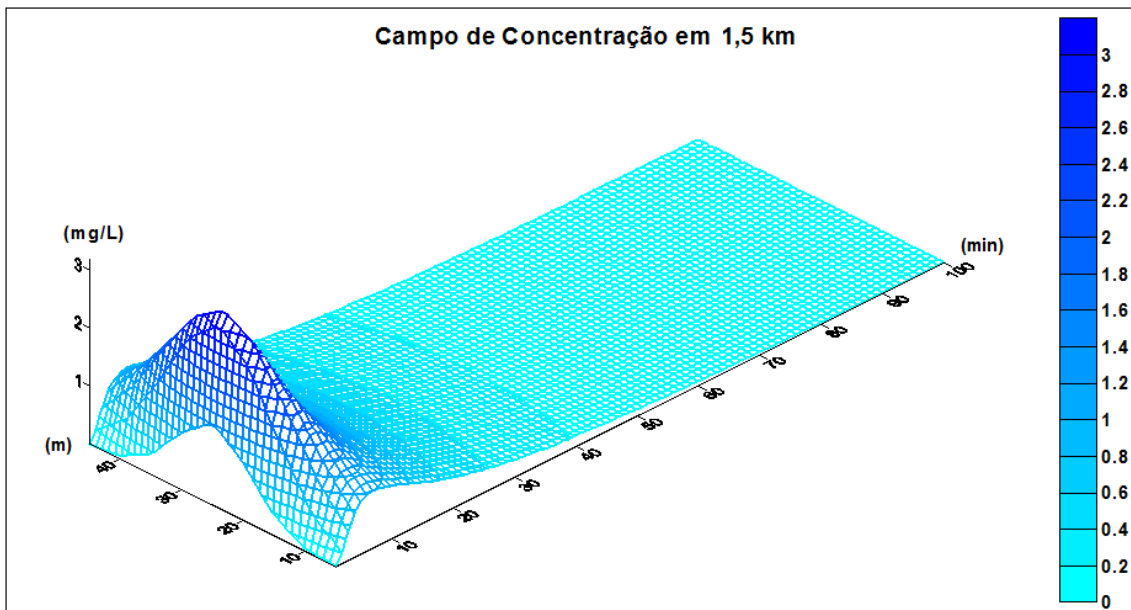


Figura 4.19 – Comportamento do Campo de Concentração em função do tempo, para uma seção a 1,5 km da origem.

As figuras, 4.19, 4.20, 4.21, 4.22 mostram a mesma simulação para uma função de pertinência da dispersão longitudinal na forma [300; 350; 400], em m^2/s . Este dado é significativo para o processo de dispersão pois mostra que esta dispersão é dominante sobre a dispersão transversal. Os resultados mostram este fato. Como pode ser observado, o pico de concentração ficou mais crítico e mais concentrado na região central do rio, onde passa a linha em que o derramamento

ocorreu. Por outro lado, o pico de concentração ocorreu antes de 10 minutos, mostrando, assim, que quanto maior for o coeficiente de dispersão longitudinal, maior é a capacidade de transporte do rio. Neste caso, percebe-se que a nuvem poluente atinge a seção do rio, em um tempo menor do que na simulação anterior, onde a função de pertinência era de [100;150;200]. Este resultado é mais bem observado para na análise da seção há 2 km da origem.

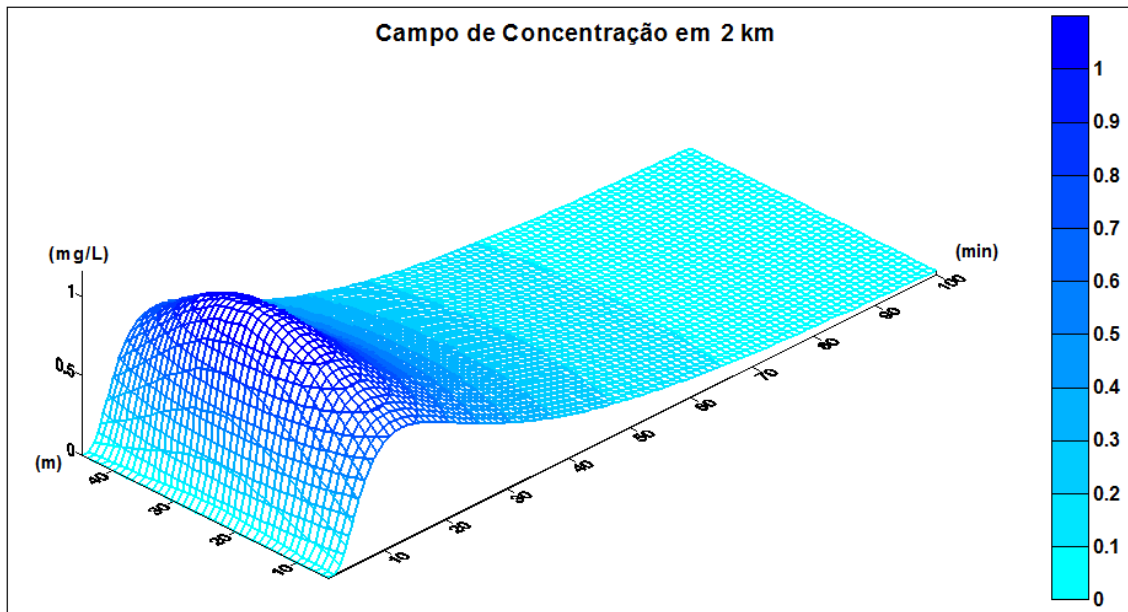


Figura 4.20 – Comportamento do Campo de Concentração em função do tempo, para uma seção a 2 km da origem.

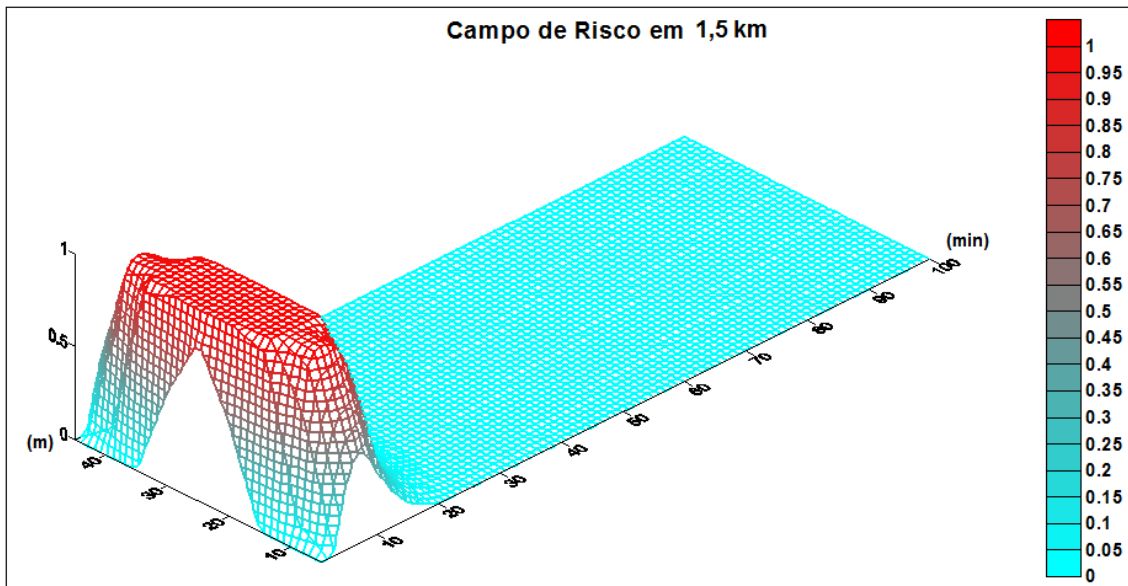


Figura 4.21 – Comportamento do Campo de Risco em função do tempo, para uma seção a 1,5 km da origem.

O mesmo pode ser observado com o comportamento do risco e da confiabilidade, que têm seus picos, em um tempo menor do que na simulação anterior. Por outro lado, os resultados mostram que nesta simulação, o tamanho da nuvem poluente é maior do que no caso anterior. As figuras, 4.19 e 4.20 mostram este fato. Uma análise mais apurada mostra, por exemplo, que a nuvem leva menos tempo para chegar em uma seção, mas leva mais tempo para deixar a seção, o que comprova que um derramamento de óleo, por exemplo, tem sua área poluída bem maior para rios com maior coeficiente de dispersão longitudinal ou transversal. Mas este resultado não é acompanhado pelos funcionais do risco e da confiabilidade. Nestes casos, esses funcionais crescem rapidamente e tendem para zero na mesma escala de tempo.

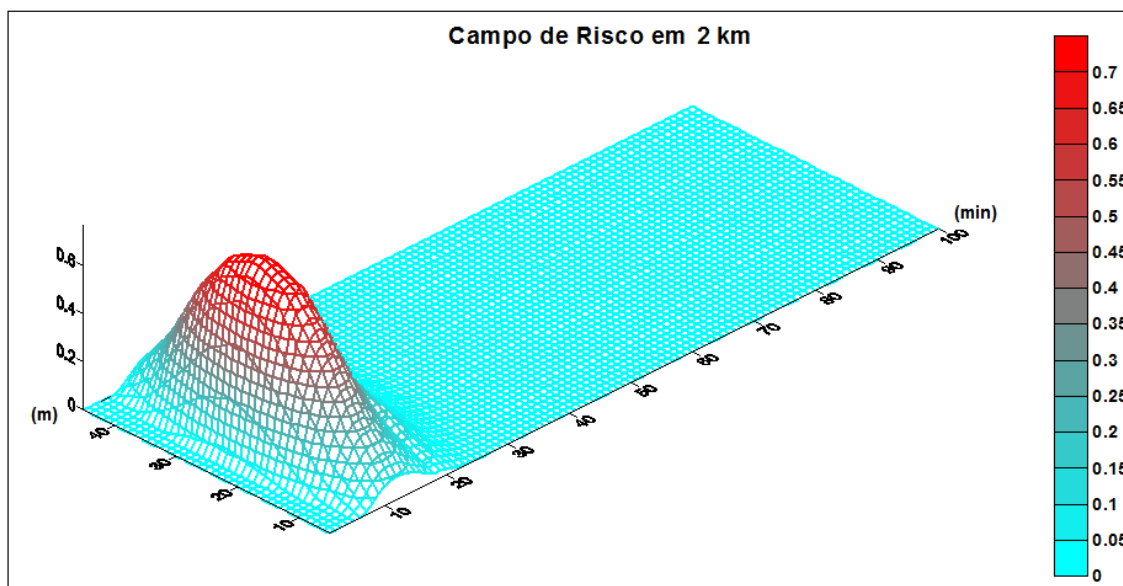


Figura 4.22 - Comportamento do Campo de Risco em função do tempo, a uma seção a 2 km da origem.

Outra simulação foi realizada admitindo um derramamento instantâneo de 1 tonelada de uma substância conservativa. Os demais parâmetros foram mantidos no processo de avaliação. As figuras 4.23 e 4.24 mostram os resultados para as funções marginais de segurança dentro deste novo cenário. Como podem ser observadas, as funções marginais de segurança se deslocaram mais para a esquerda do eixo horizontal. Isto implica dizer que o risco de falha, para este caso, é maior e que a confiabilidade de sucesso é menor. A Figura 4.24, por exemplo, mostra este fato com clareza. Tomando os tempos de 10 minutos e de 20 minutos, em uma seção de 2 km da origem, percebe-se que as funções de marginais estão

bem para a esquerda do eixo, o que induz a dizer que o risco, para estes tempos é considerável.

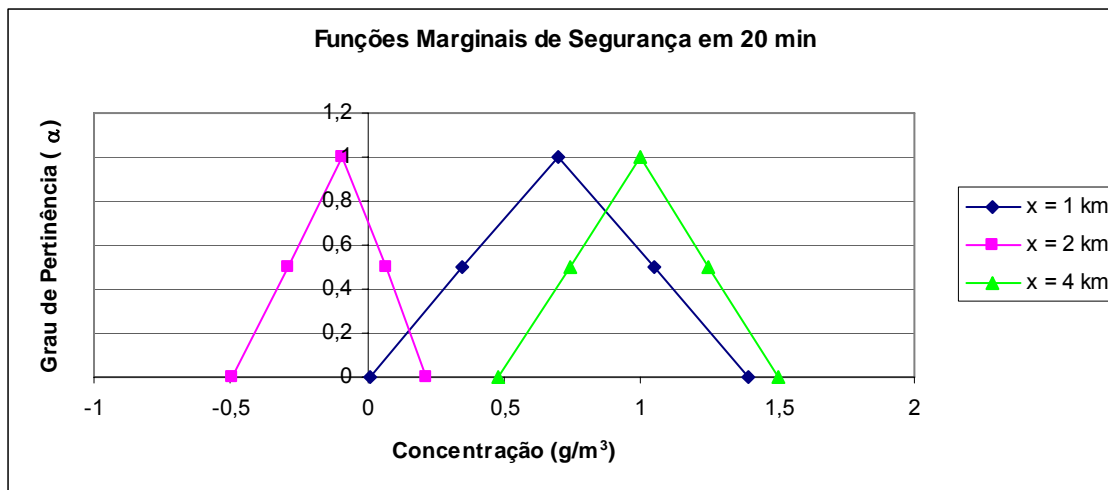


Figura 4.23 – Funções Marginais de Segurança para diferentes seções, para um tempo de 20 minutos.

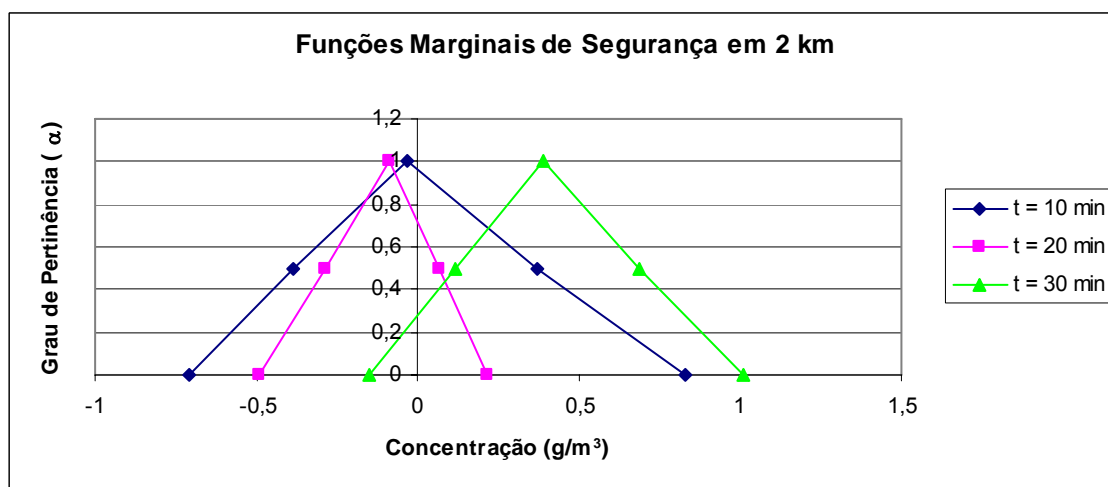


Figura 4.24 – Funções Marginais de Segurança para diferentes tempos em uma seção de 2 km da origem.

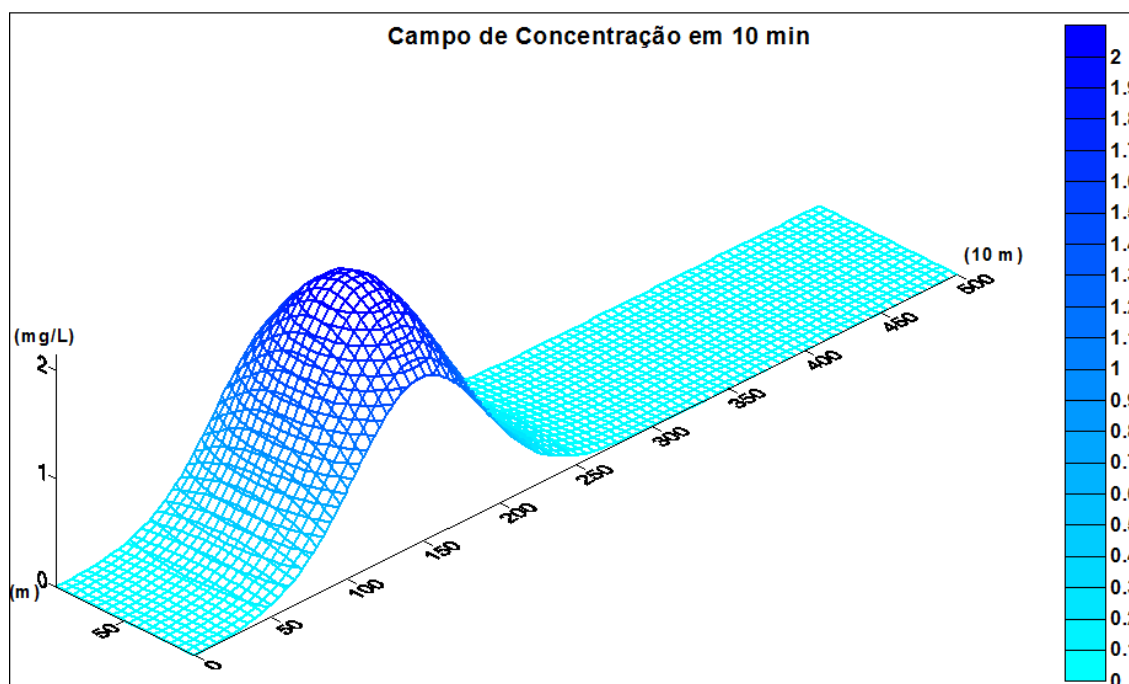


Figura 4.25 – Comportamento do Campo de Concentração para um tempo de 10 min.

As figuras 4.25 e 4.26 mostram o comportamento do campo de concentração para diferentes seções do plano horizontal do canal, para este novo cenário, em 10 minutos e 30 minutos. Como pode ser visto, este campo é mais intenso do que aquele produzido no cenário anterior, o que certamente, produzirá um maior risco de que o sistema venha a falhar. Este resultado reforma a idéia de que esta metodologia, que considera a combinação da teoria *fuzzy* com o princípio de transporte de massa, é uma alternativa consistente na determinação do risco e da confiabilidade para sistemas ambientais sujeitos a acidentes de derramamento de óleo ou lançamentos de efluentes em geral.

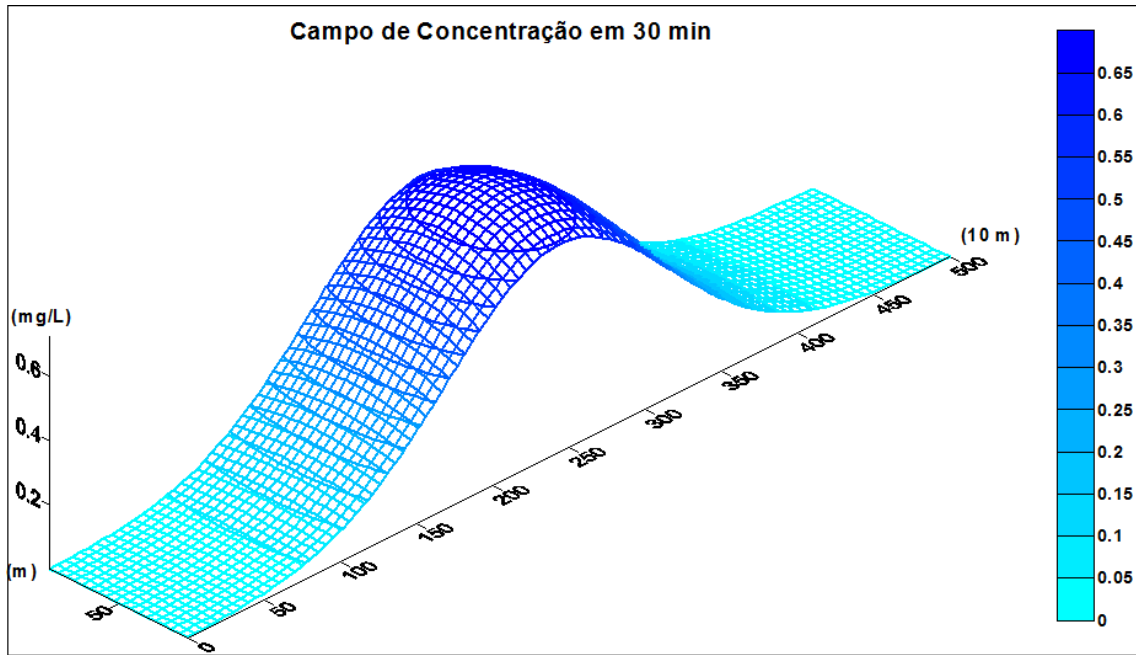


Figura 4.26 – Comportamento do Campo de Concentração para um tempo de 30 min.

As figuras 4.27 e 4.28 mostram os campos de risco de falha, em todas as seções do rio, e para os tempos de 10 minutos e 30 minutos. Como era de se esperar, os resultados comprovam o que foi dito nas análises anteriores. O risco de falha, para este cenário, é bem maior do que naquele cenário anterior, onde o foram lançados, somente 800 kg de uma substância. Neste caso, uma razoável região do rio fica exposta ao risco máximo, o que não representa um nível aceitável para este corpo hídrico.

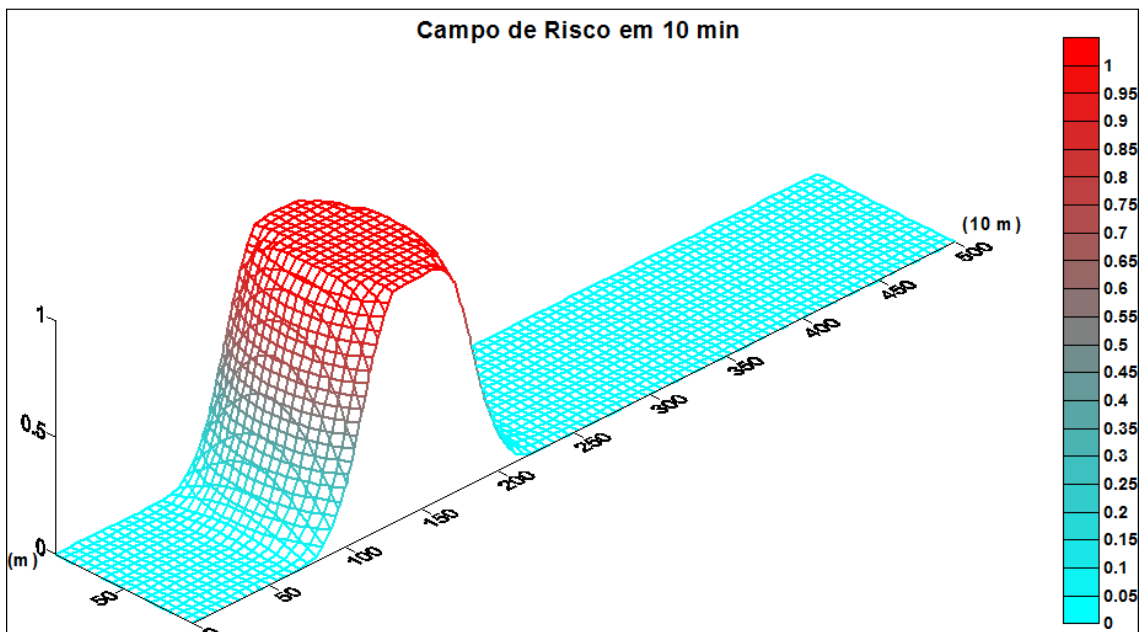


Figura 4.27 – Comportamento do Campo de Risco para um tempo de 10 min.

Na Figura 4.28 pode ser notado que o risco cai consideravelmente, para 30 minutos, mas, mesmo assim, este resultado é revelador de que, para as condições hidrológicas consideradas na bacia, o impacto de uma acidente com esta intensidade pode ser de considerável dano para o meio aquático em questão.

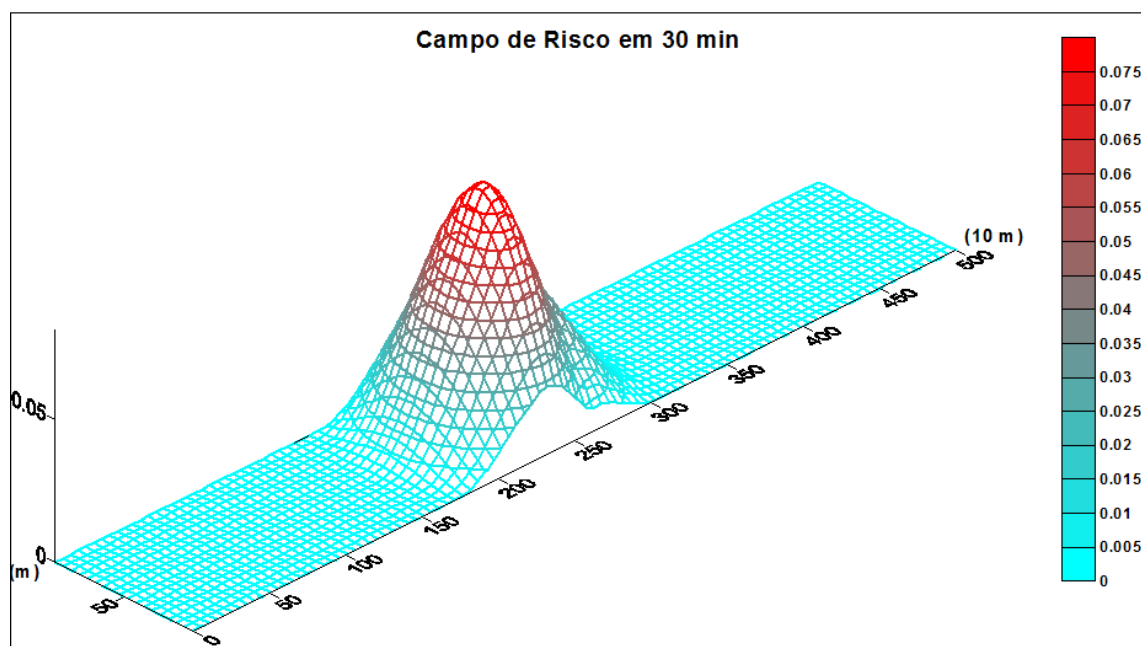


Figura 4.28 – Comportamento do Campo de Risco para um tempo de 30 min.

As figuras 4.28 e 4.29 mostram os campos de confiabilidade para o mesmo cenários que está sendo analisados. Os resultados comprovam o que foi dito anteriormente. Há uma razoável redução nos níveis de confiabilidade para as regiões do rio por onde está passando a nuvem poluente. Esta confiabilidade tende a melhorar ao longo do tempo, mas mesmo assim, nos primeiros momentos, os resultados permitem concluir que o impacto pode produzir efeitos significativos.

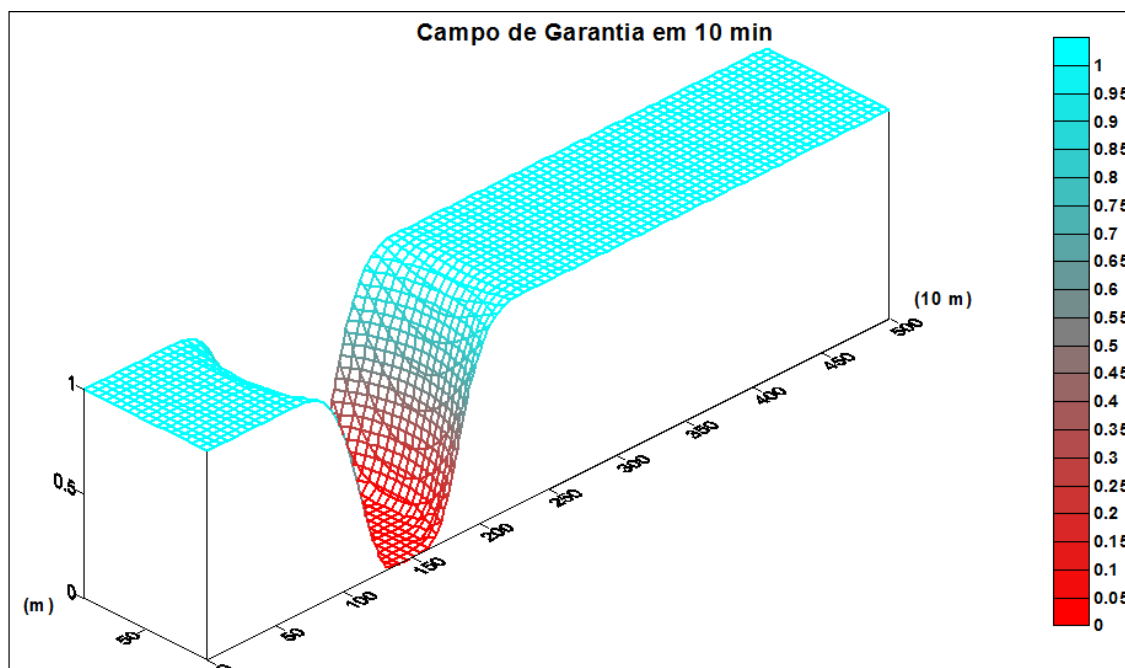


Figura 4.29 – Comportamento do Campo de Confiabilidade para um tempo de 10 min.

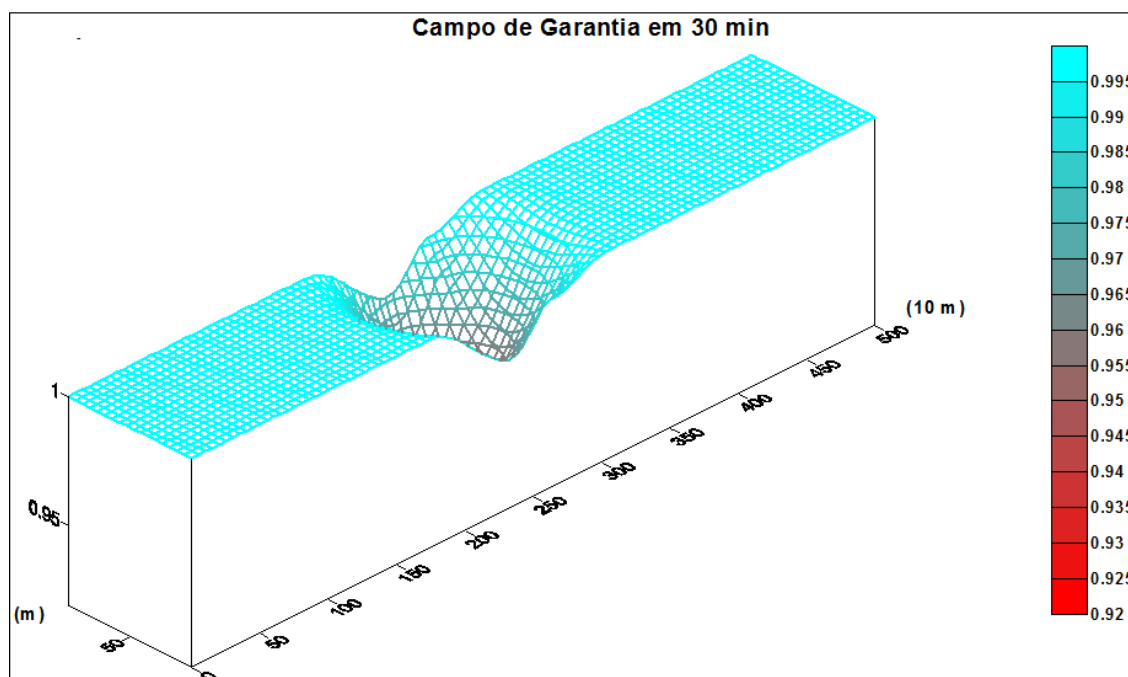


Figura 4.30 – Comportamento do Campo de Confiabilidade para um tempo de 30 min.

Para as simulações seguintes, o modelo foi adimensionalizado de modo que os resultados pudessem ser generalizados em uma escala tal que novos parâmetros adimensionais fossem analisados. Neste caso, o estudo pode ser realizado em função do Número de Péclet, onde o comportamento dos campos de concentração, risco e confiabilidade podem ser avaliados.

As figuras 4.31 e 4.32 mostram os resultados para um rio natural com baixo coeficiente de dispersão longitudinal. Neste caso, foram usados para este parâmetro os valores de [105; 125; 145], em m^2/s , onde 125 representa o número com o maior grau de pertinência. Também foram usados os valores de [2,16; 2,6; 3,04], também em m^2/s , para o coeficiente de dispersão transversal; o campo de velocidade é definido por [0,7; 0,83; 0,96], em m/s , onde 0,83 representa a velocidade com o maior grau de pertinência.

As figuras 4.31 e 4.32 mostram os resultados desta simulação para o campo de concentração ao longo do canal, para os tempos de 10 e 30 minutos. Neste caso, houve um lançamento contínuo de DBO, na origem. O valor adimensionalizado desta concentração é de 0,5. Os resultados mostram que durante a passagem do tempo, a nuvem poluente vai se deslocando rio abaixo e o campo de concentração vai se dispersando, tanto na direção longitudinal quanto na direção transversal.

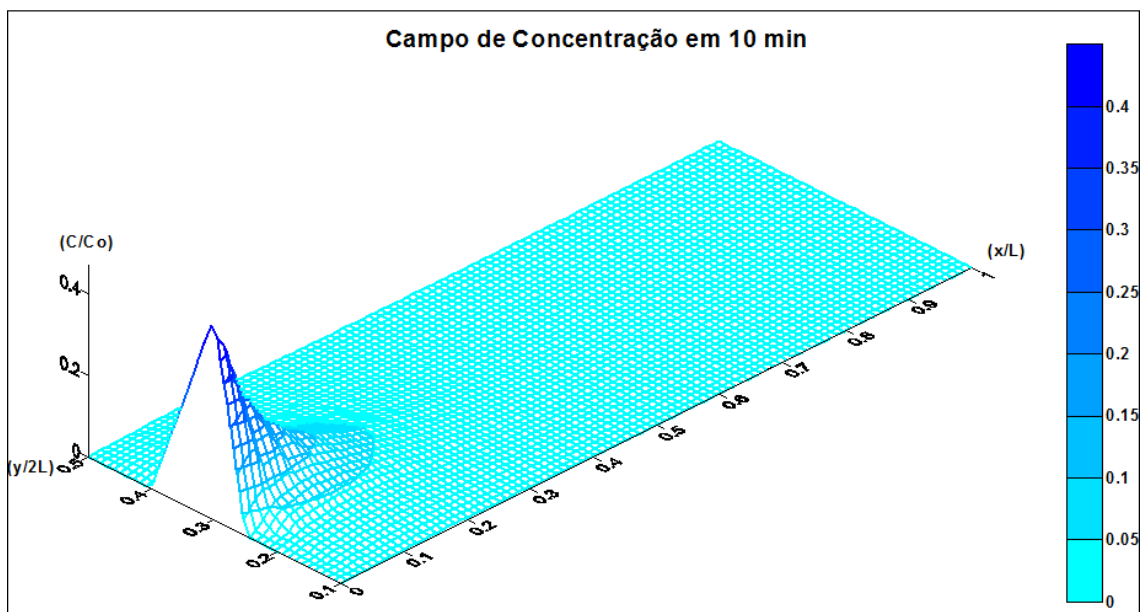


Figura 4.31 – Comportamento do Campo de Concentração para um tempo de 10 min.

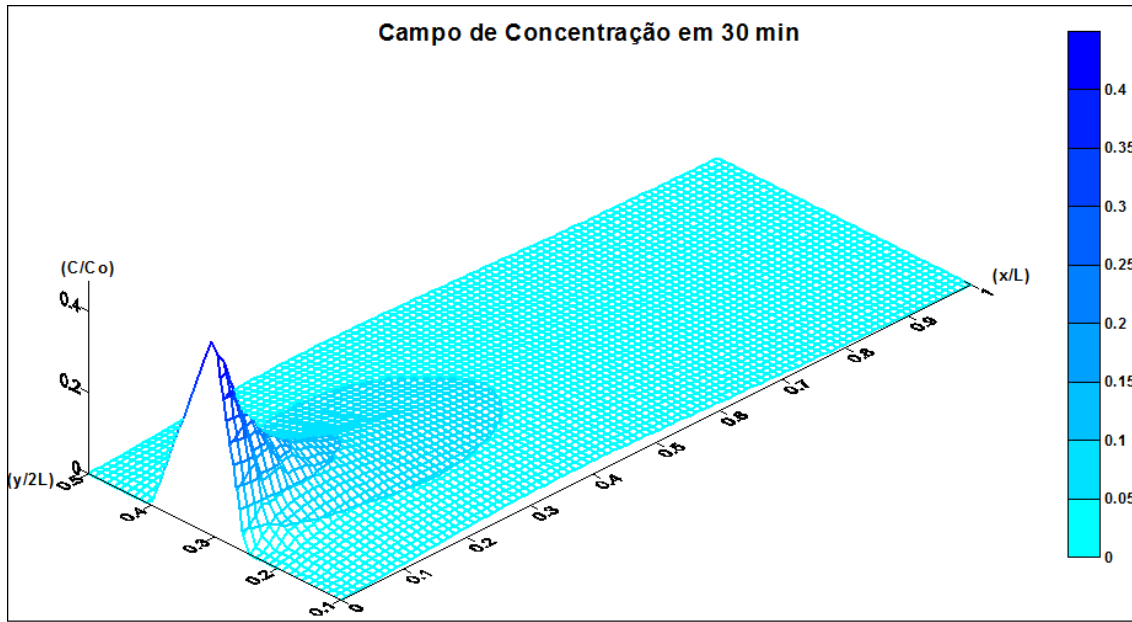


Figura 4.32 – Comportamento da Concentração para um tempo de 30 min.

As figuras 4.33 e 4.34 mostram o campo de risco para os tempos de 10 e 30 minutos. Como pode ser observado, este campo de risco tem o mesmo comportamento da concentração que, por sua vez, acompanha o comportamento da nuvem poluente. Este resultado mostra a eficiência da metodologia no cálculo do risco, em uma avaliação e quantificação ambiental de um sistema hídrico.

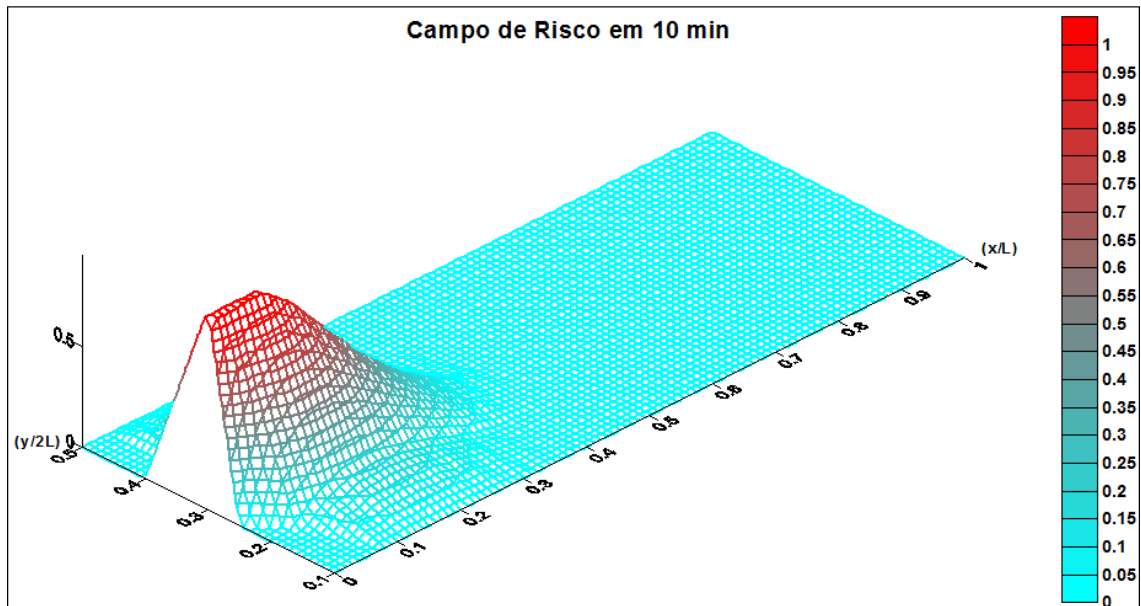


Figura 4.33 – Comportamento do Campo de risco Risco para um tempo de 10 min.

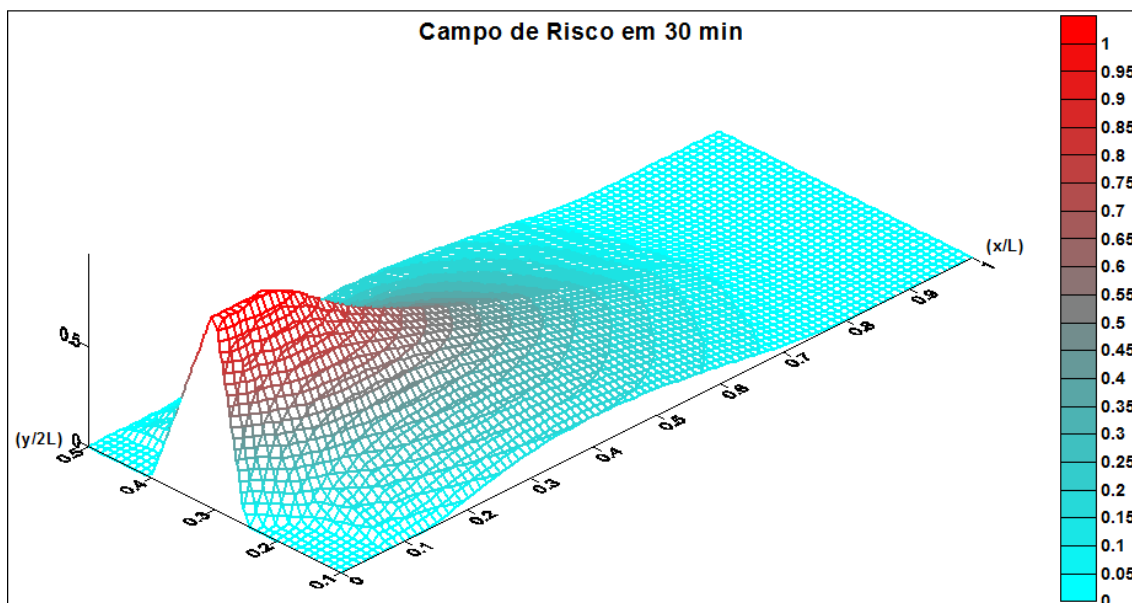


Figura 4.34 - Comportamento do Campo de risco para um tempo de 30 min.

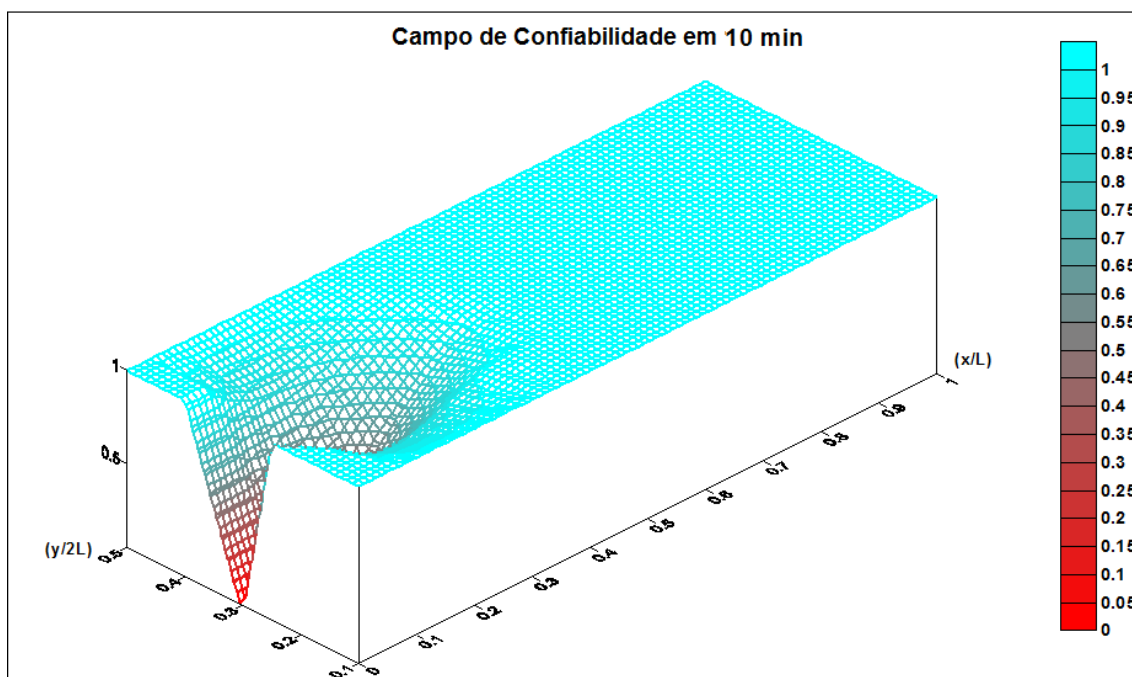


Figura 4.35 – Comportamento do Campo de Confiabilidade para um tempo de 10 min.

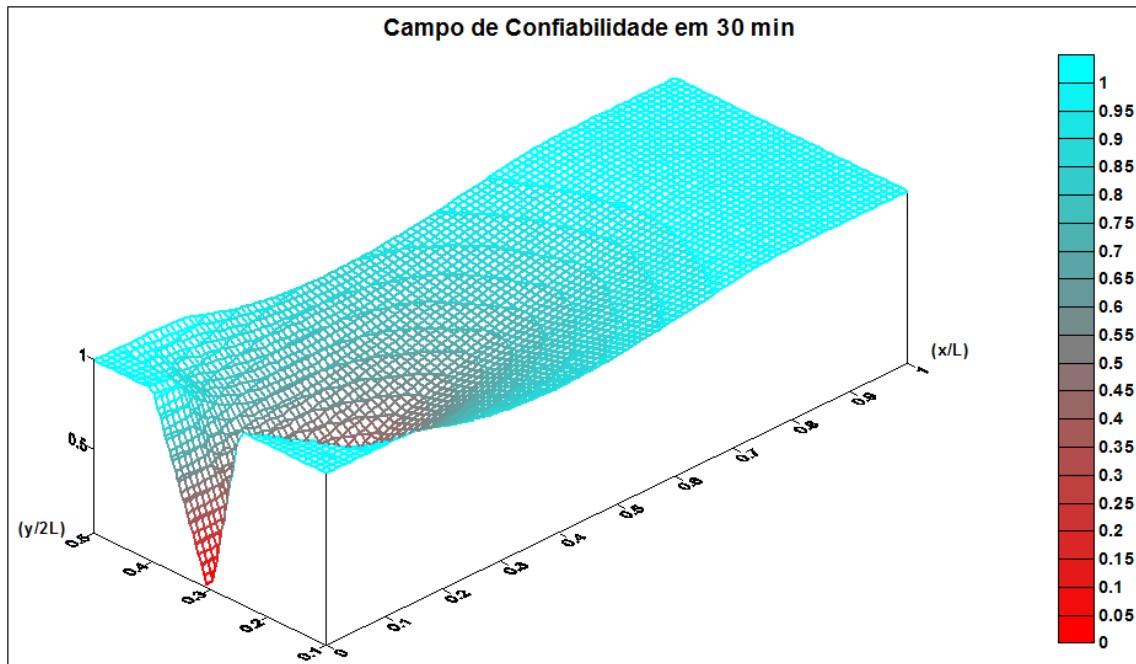


Figura 4.36 – Comportamento do Campo de Confiabilidade para um tempo de 30 min.

As figuras 4.35 e 4.36 mostram os campos de confiabilidade para os tempos anteriores. Como podem ser observados, esses campos se comportam da mesma forma que os campos de risco. O importante neste trabalho é verificar a capacidade da metodologia em mostrar, de forma detalhada, esses campos, estabelecendo, novas possibilidades para os processos de quantificação dos problemas ambientais em corpos hídricos.

As figuras 4.37 e 4.38 mostram os resultados do risco para os tempos de 10 e 30 minutos para o Rio Sabine, no Sul dos Estados Unidos. Neste caso, foram tomados para os dados do rio os seguintes valores: o coeficiente de dispersão longitudinal usado é de [252; 315; 378], em m^2/s , onde 315 representa o número com o maior grau de pertinência. Também foram usados os valores de [1,0; 1,5; 2,0], também em m^2/s , para o coeficiente de dispersão transversal; o campo de velocidade é definido por [0,46; 0,58; 0,67], em m/s , onde 0,58 representa a velocidade com o maior grau de pertinência. A Concentração inicial foi considerada 0,5 em uma escala que vai até a unidade. Como podem ser observados, neste caso, os parâmetros hidráulicos, como velocidade, coeficiente de dispersão, tanto transversal como longitudinal, desempenham um importante papel no processo de diluição, fazendo com que o campo de risco se propague de forma mais intensa.

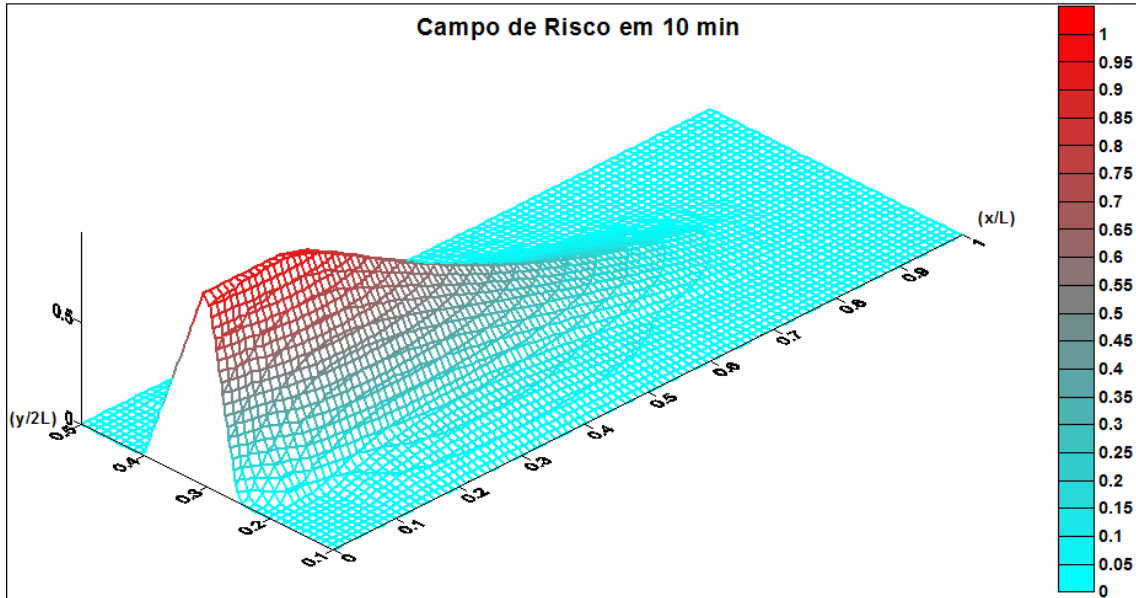


Figura 4.37 – Comportamento do Campo de Risco para o Rio Sabine, para o tempo de 10 min.

As figuras 4.39 e 4.40 mostram a confiabilidade para o Rio Sabine nos tempos de 10 e 30 minutos. Uma análise das figuras permite concluir que as ondas de risco e de confiabilidade se propagam em uma forma de onda seguindo o comportamento do processo de dispersão, o que é de se esperar, tendo em vista estes campos são funcionais que dependem do campo de concentração. Esses resultados mostram que a hidráulica e a hidrologia dos rios são determinantes no processo de recuperação desses corpos d’água.

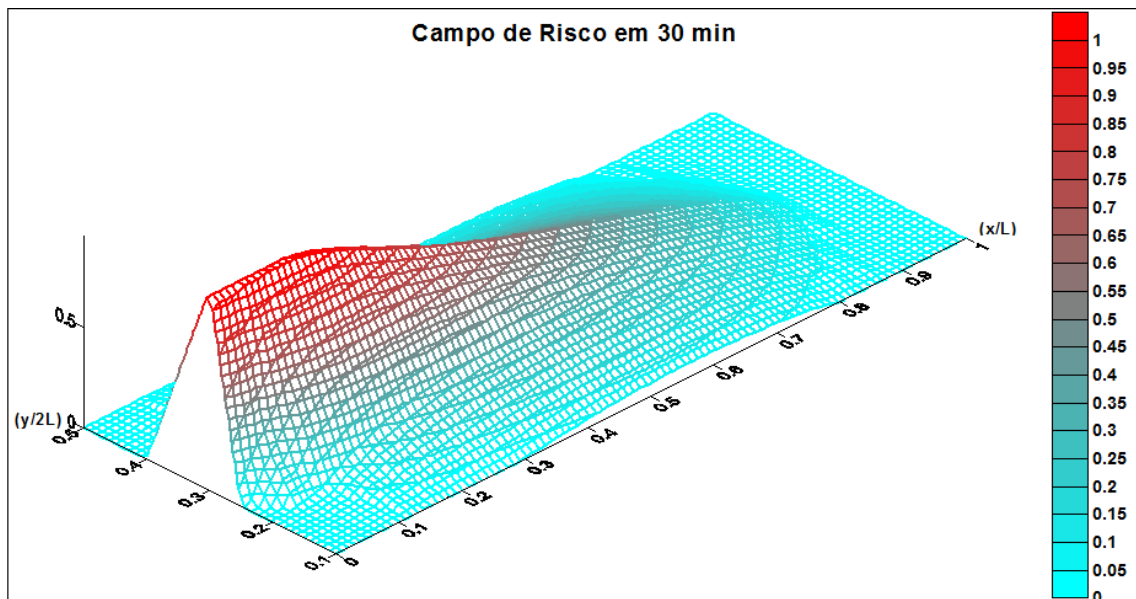


Figura 4.38 - Comportamento do Campo Risco no Rio Sabine, para um tempo de 30 min.

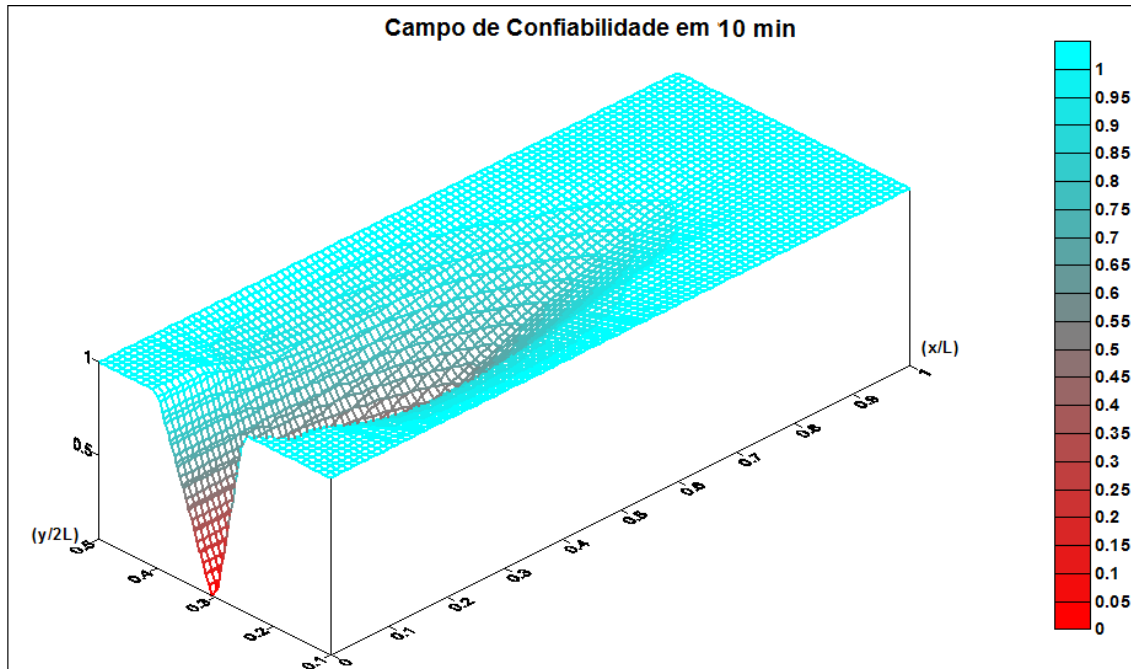


Figura 4.39 – Comportamento do Campo de Confiabilidade para o Rio Sabine, para um tempo de 10 min.

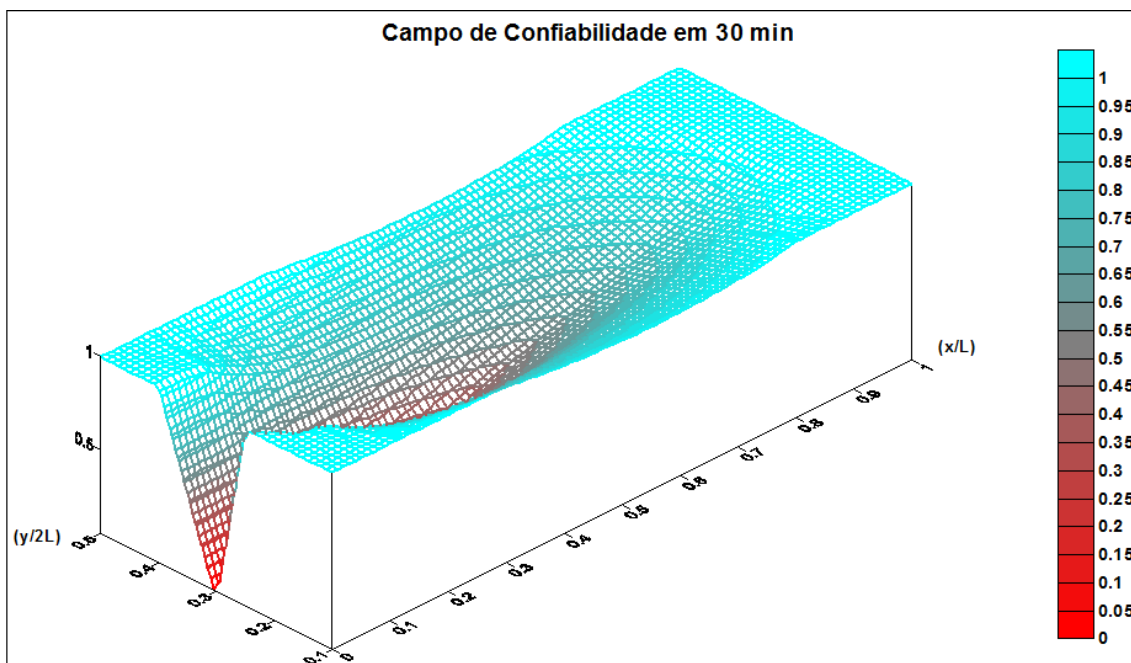


Figura 4.40 – Comportamento do Campo da Confiabilidade para o Rio Sabine, para um tempo de 30 min.

As próximas figuras mostram os resultados de uma simulação realizada com os dados do Rio Yadkin, localizado no Estado da Carolina do Norte, nos Estados Unidos da América. Os principais dados usados para esta pesquisa são: coeficiente de dispersão longitudinal [88; 110; 132]; velocidade [0,52; 0,64; 0,77] e coeficiente

de dispersão transversal [1,0; 1,2; 1,4] todos nas mesmas unidades anteriormente definidas. A concentração inicial é de 0,4 de uma escala que vai até a unidade.

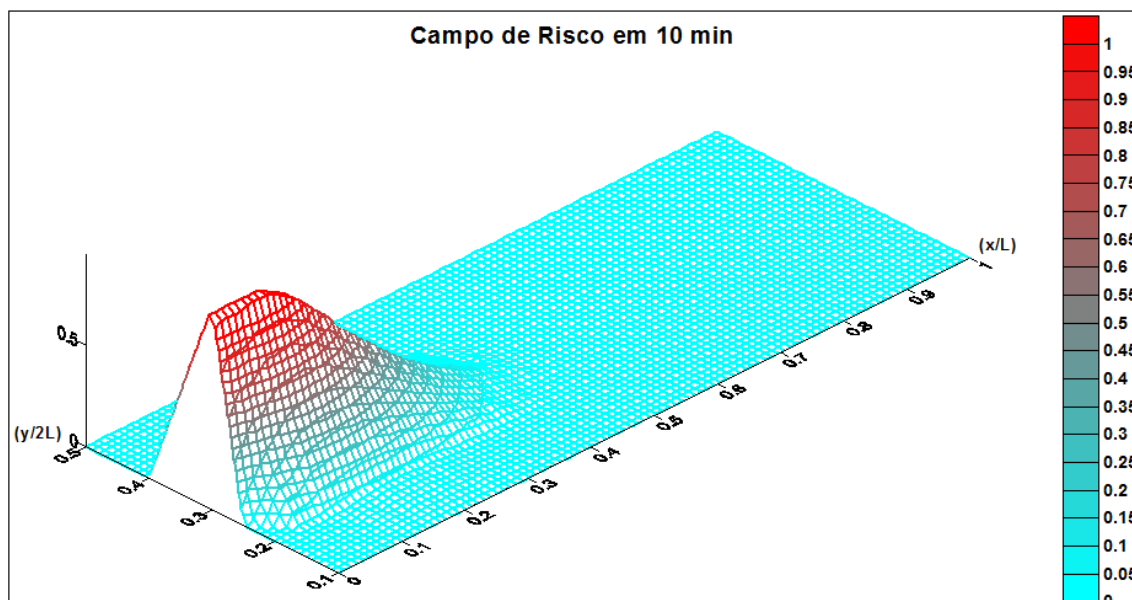


Figura 4.41 – Comportamento do Campo de Risco para o Rio Yadkin, para um tempo 10 min.

As figuras 4.41 e 4.42 mostram os resultados desta simulação para os tempos de 10 minutos e de 30 minutos. A análise dos resultados mostra que, tendo em vista que o coeficiente de dispersão longitudinal para este rio é bem menor do que do Rio Sabine, o processo de propagação das ondas de dispersão é bem menor do que no caso anterior. Este resultado induz a concluir que, como a dispersão é menor, este rio tem uma tendência maior em concentrar os maiores riscos nas primeiras seções.

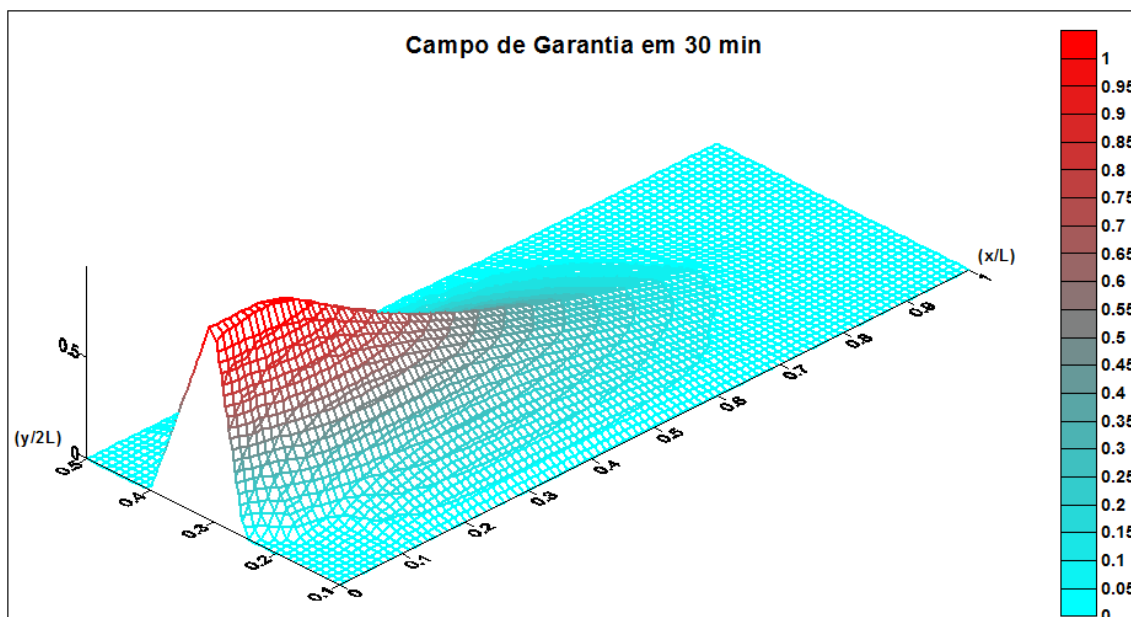


Figura 4.42 – Comportamento do Campo de Risco para o Rio Yarkin, para um tempo de 30 min.

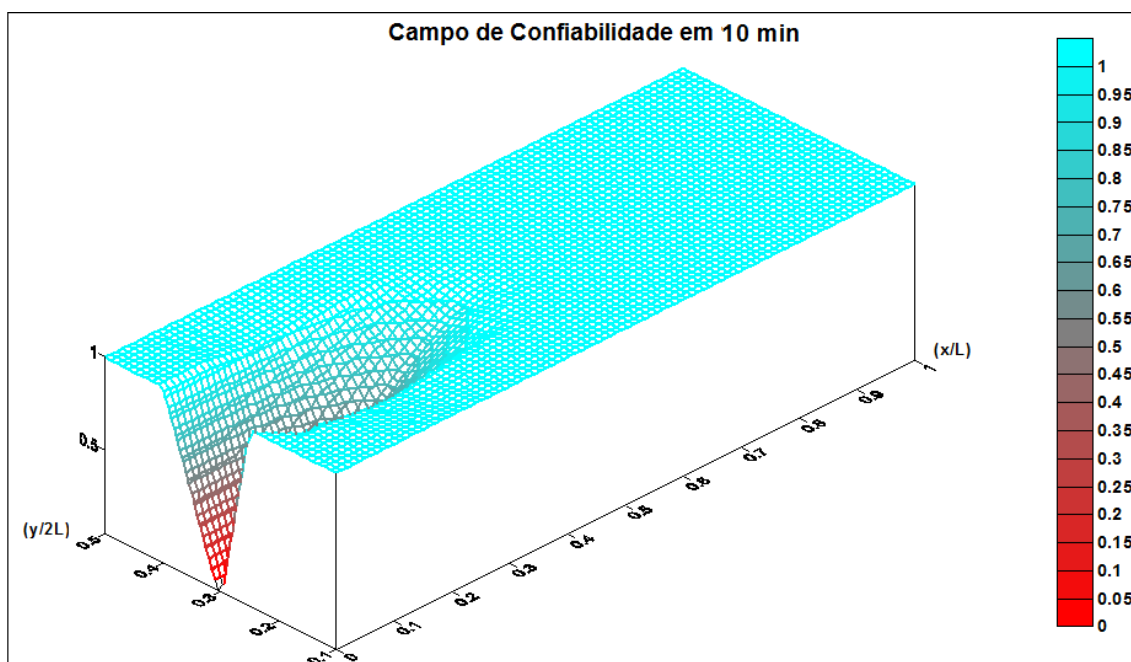


Figura 4.43 – Comportamento do Campo da Confiabilidade para o Rio Yarkin, para um tempo de 10 min.

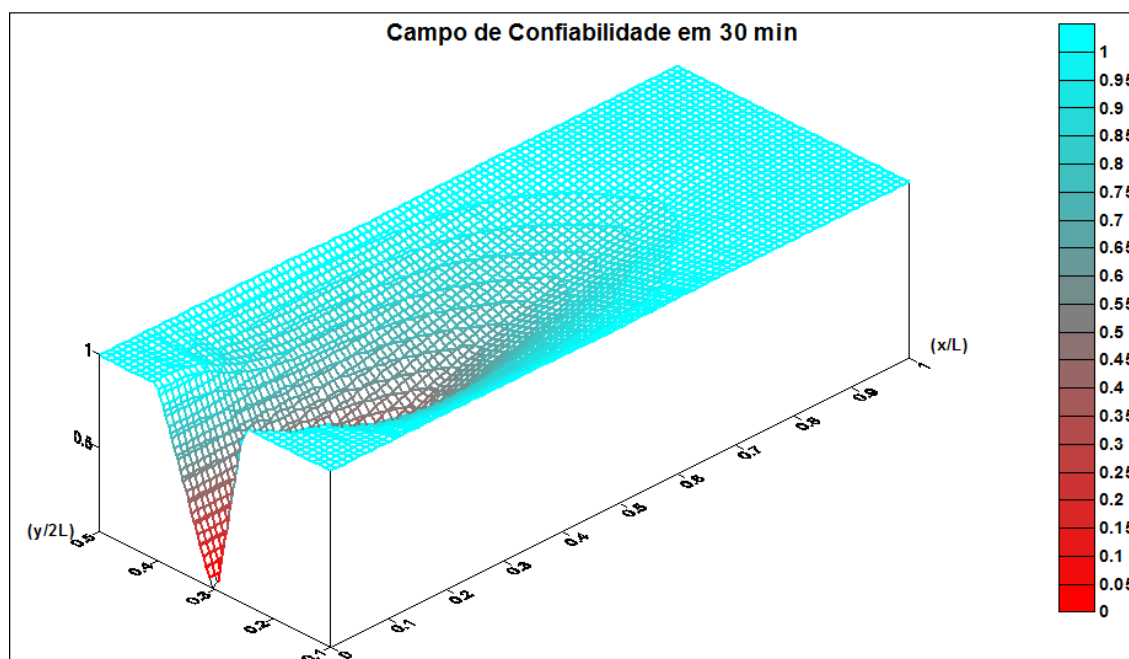


Figura 4.44 – Comportamento do Campo da Confiabilidade para o Rio Yadkin, para um tempo de 30 min.

As figuras 4.43 e 4.44 mostram os resultados dos campos de concentração para a confiabilidade nos tempos de 10 e 30 minutos. Como pode ser verificado, este comportamento é semelhante àquele analisado para o risco. Como o coeficiente de dispersão longitudinal é menor do que o coeficiente do Rio Sabine, a propagação da onda de confiabilidade aumenta mais lentamente do que aquele rio. Este resultado está de acordo com a literatura para os processos de dispersão em rios naturais.

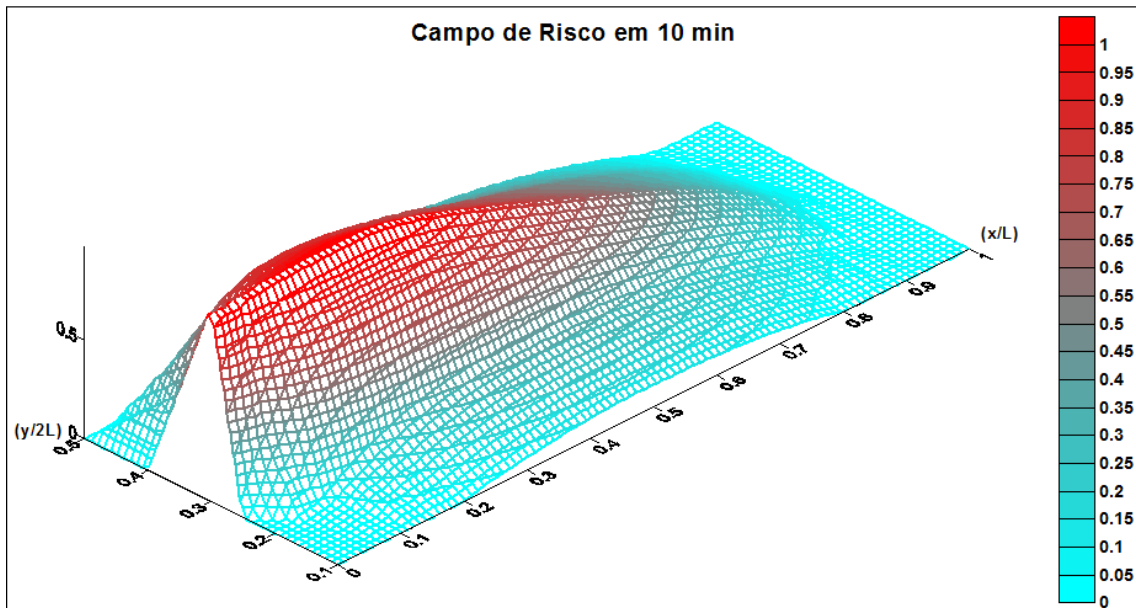


Figura 4.45 – Comportamento do Campo de Risco para um lançamento variável, em 10 min.

As figuras 4.45 e 4.46 mostram o desenvolvimento dos campos de risco para um lançamento variado, onde a concentração de lançamento dobra de valor, através de uma função senoidal, com um tempo de base de 0,25, para uma escala que vai até 1. Neste caso, nesta simulação, o coeficiente de dispersão longitudinal foi tomado como [500; 600; 700], em m^2/s . Os resultados mostram, para um tempo de 10 minutos, um risco bem mais agressivo do que para 30 minutos. Isto é decorrente de fato de que em 10 minutos há muito mais Demanda Bioquímica de Oxigênio sendo lançada do que para um tempo de 30 minutos. Outra observação que deve ser levada em conta é sobre o efeito do coeficiente de dispersão longitudinal. Os resultados mostram que rios com maiores dispersão longitudinal tende a dispersar as concentrações com mais intensidade fazendo com que o campo de risco se espalhe por toda a superfície do corpo hídrico. Na figura também é possível verificar os níveis de risco para diferentes regiões do rio, mostrando em detalhes a capacidade da metodologia proposta.

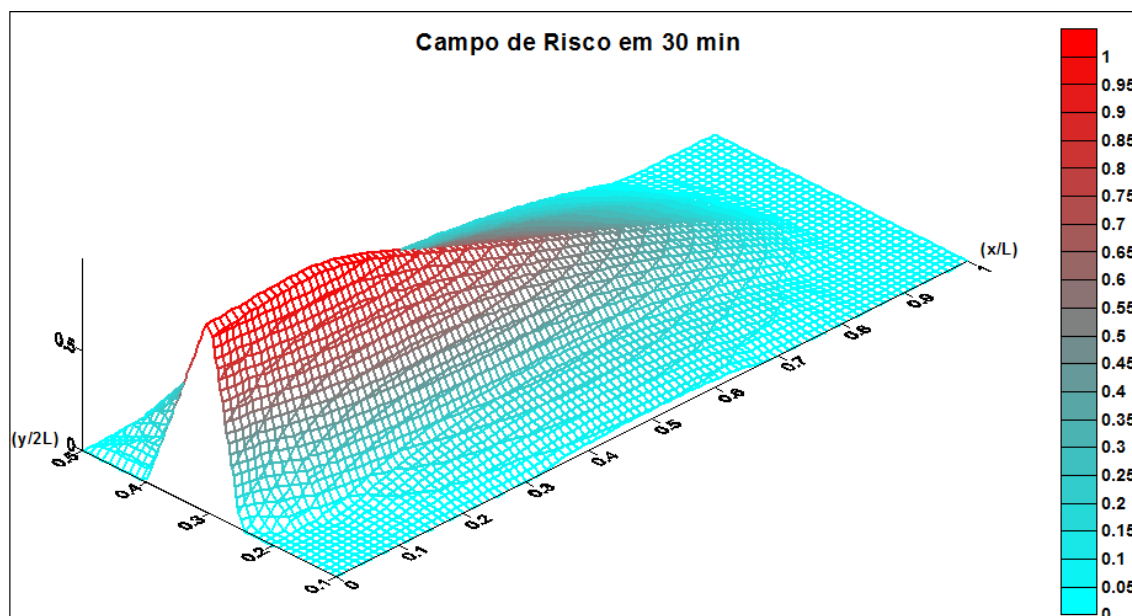


Figura 4.46 – Comportamento do Campo de Risco para um lançamento variável, para um tempo de 30 min.

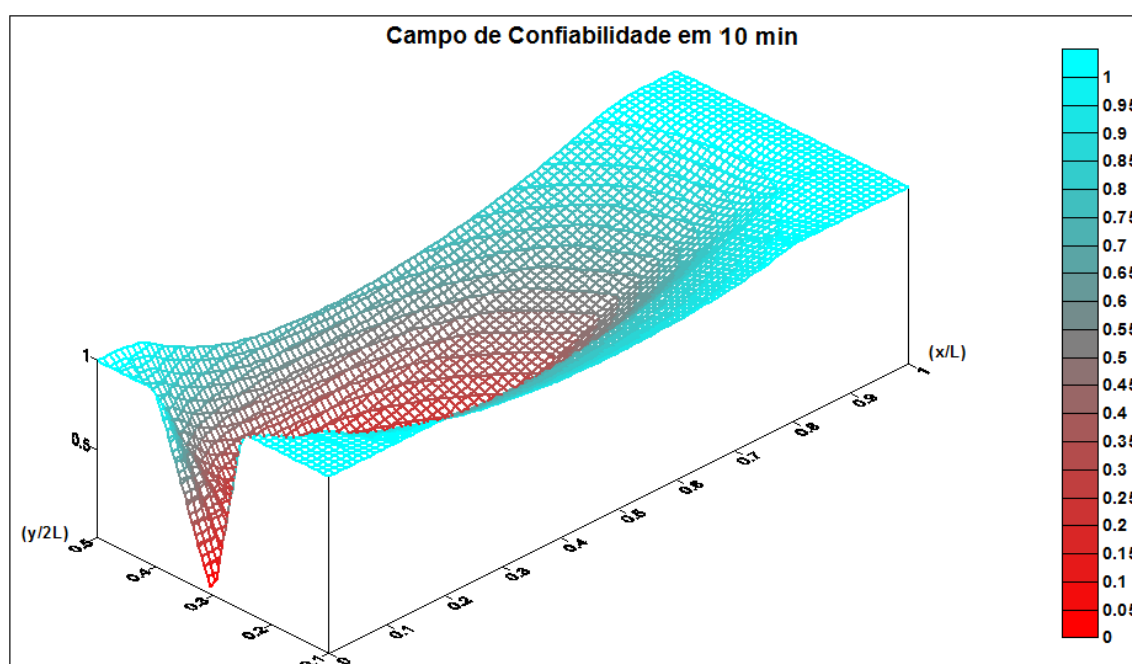


Figura 4.47 – Comportamento do Campo da Confiabilidade para lançamento variável, para um tempo de 10 min.

As figuras 4.47 e 4.48 mostram os campos de confiabilidade para a simulação anterior. Como pode ser visto, a confiabilidade em 10 minutos é bem menor do que em 30 minutos. Este fato é explicado pelos mesmos motivos que foram explicados na análise do risco das figuras anteriores. Este resultado só reforça a certeza de que a metodologia proposta se qualifica como uma alternativa para os estudos de qualidade ambiental em corpos d'água.

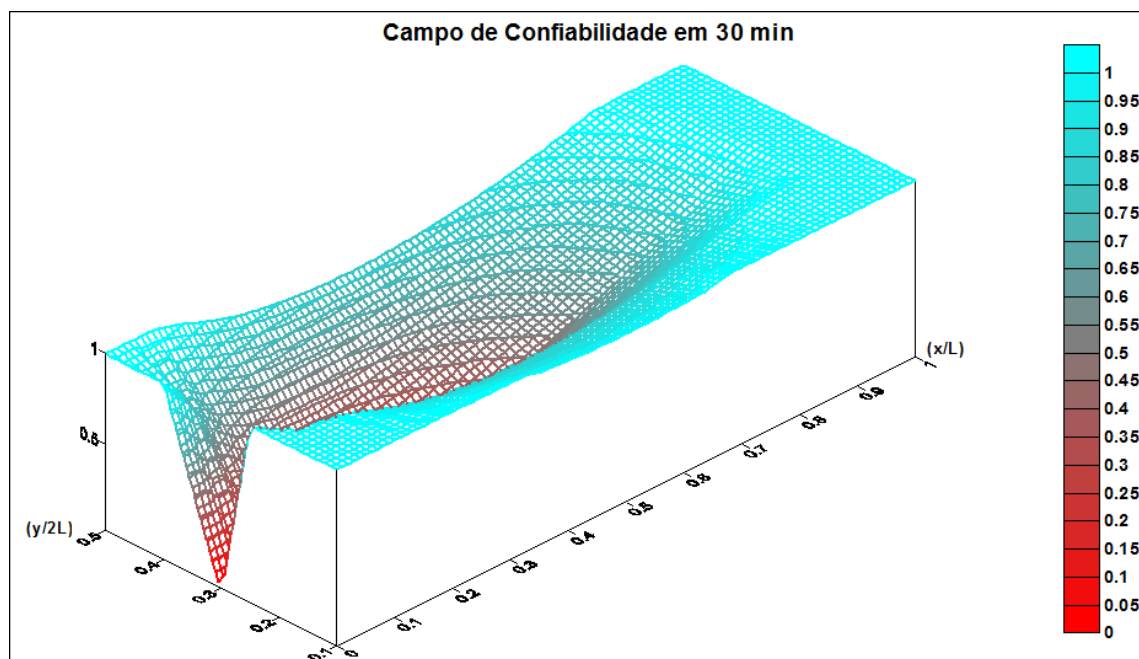


Figura 4.48 – Comportamento do Campo da Confiabilidade para lançamento variável, para um tempo de 30 min.

As figuras 4.49 e 4.50 mostram o desenvolvimento da função risco, em função do número *fuzzy* de Péclet, definido por $a [1,53; 2,17; 3,40]$. Neste caso, o risco é estudado em função deste parâmetro adimensional que é vinculado aos processos de transporte. Uma análise das figuras mostra que a capacidade de transporte depende deste número. Assim, para pequenos números de Péclet, o processo de transporte é maior. Estes resultados estão de acordo com as observações na literatura.

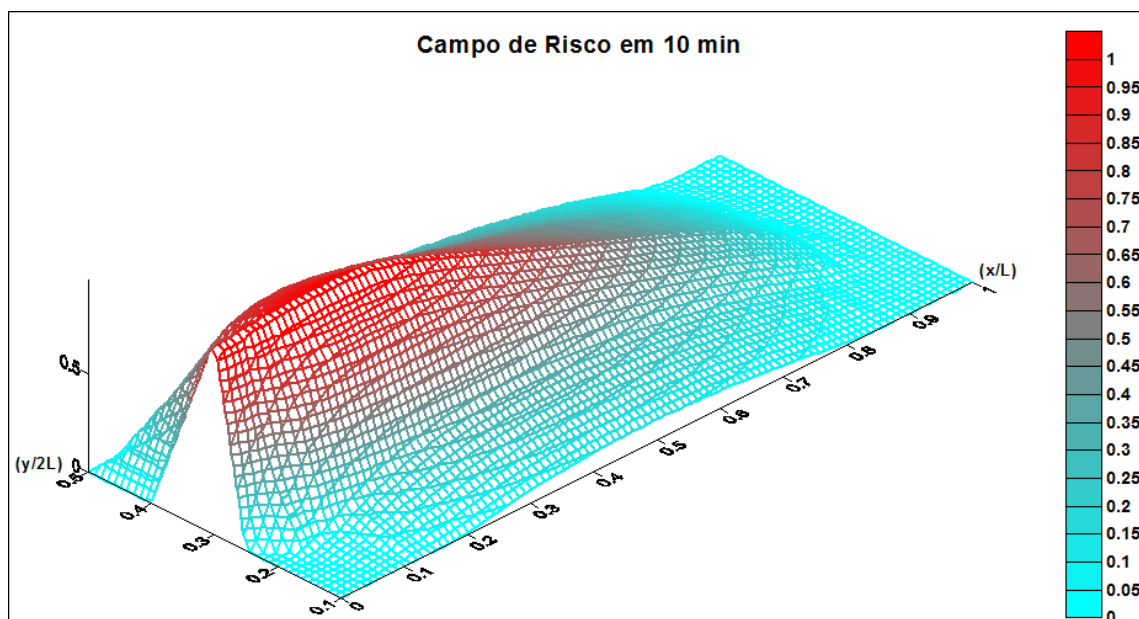


Figura 4.49 – Comportamento do Campo de Risco, para o número de Péclet igual a [1,53; 2,17; 3,40], para um tempo de 10 min.

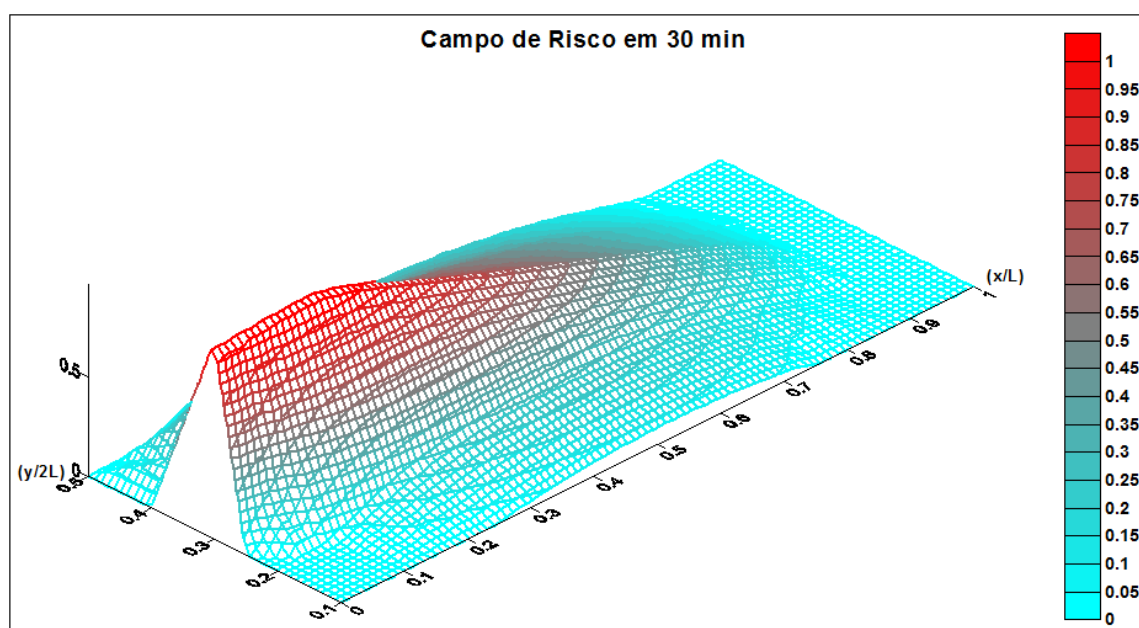


Figura 4.50 - Comportamento do Campo de Risco, para o número de Péclet igual a [1,53; 2,17; 3,40], para um de 30 min.

As figuras 4.51 e 4.52 mostram a confiabilidade para o mesmo cenário anterior. Como pode se ver o campo de confiabilidade se estende por quase toda a superfície do rio, mostrando, assim, que houve uma dispersão quase completa em todo trecho em estudo.

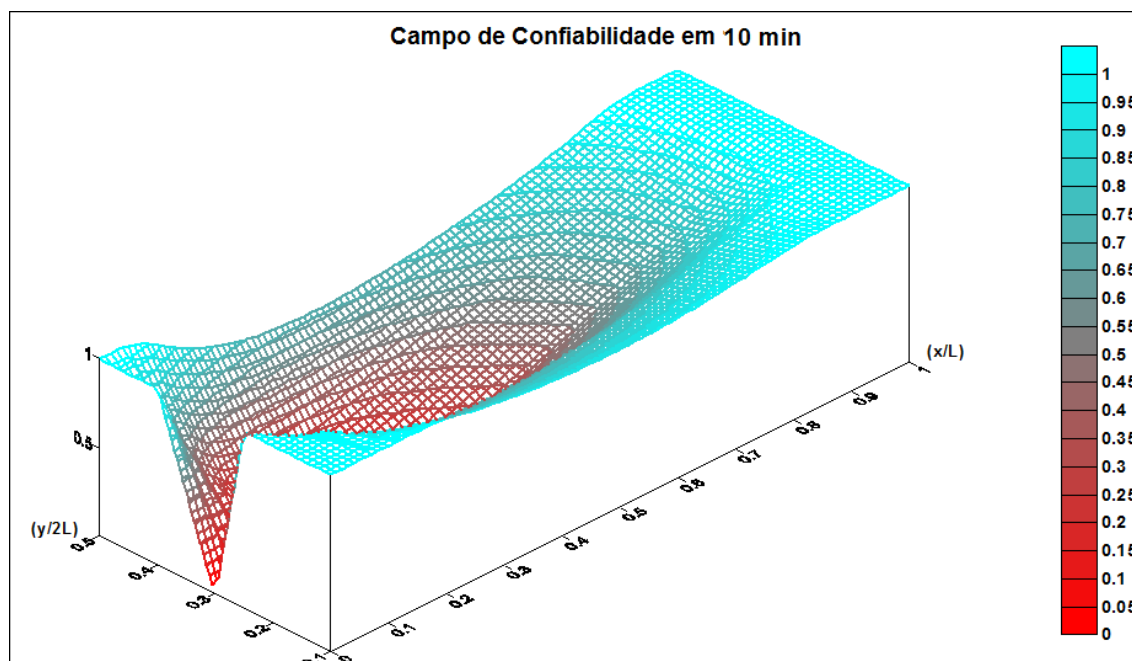


Figura 4.51 – Comportamento do Campo da Confiabilidade para o número de Péclet igual a [1,53; 2,17; 3,40], para um tempo de 10 min.

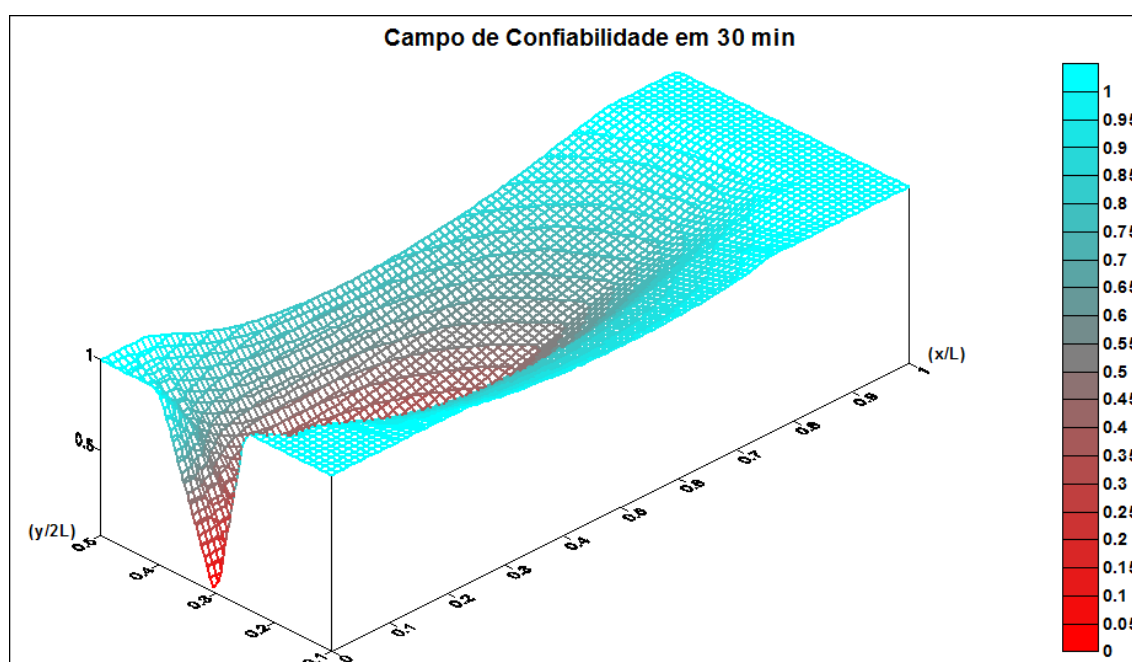


Figura 4.52 – Comportamento do Campo da Confiabilidade para o número de Péclet igual a [1,53; 2,17; 3,40], para um tempo de 30 min.

As figuras 4.53 e 4.54 mostram o risco para o número *fuzzy* de Péclet igual a [3,54; 3,65; 3,68]. Os resultados mostram que, neste caso, os campos de riscos de confiabilidade não se desenvolveram como no caso anterior, onde a dispersão foi mais acentuada. Isto implica em dizer que quanto maior for o número de Péclet menor será a propagação das ondas de risco e de confiabilidade para os corpos d' água com estas características.

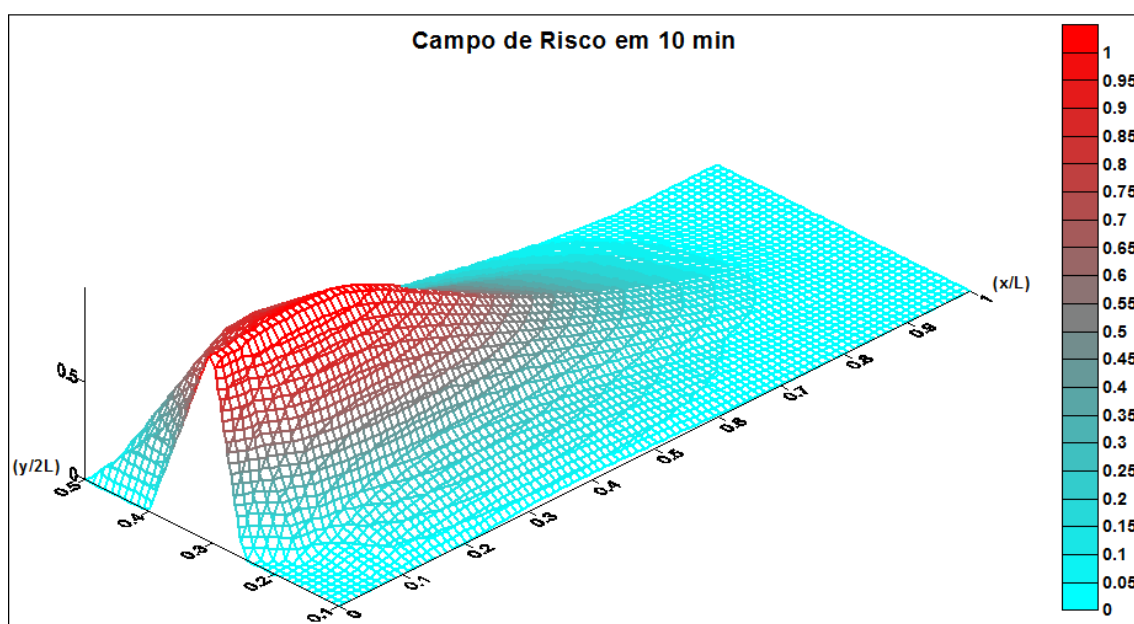


Figura 4.53 – Comportamento do Campo de Risco para o número de Péclet igual a [3,54; 3,65; 3,68], para um tempo de 10 min.

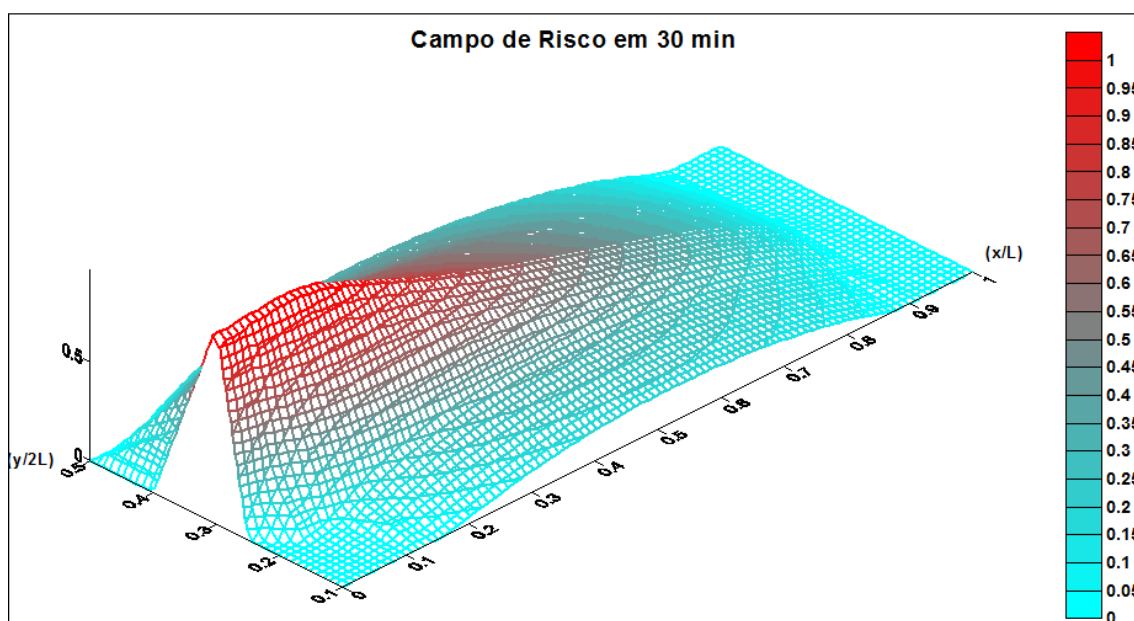


Figura 4.54 – Comportamento do Campo de Risco para o número de Péclet igual a [3,54; 3,65; 3,68], para um tempo de 30 min.

As figuras 4.55 e 4.56 mostram a confiabilidade para este cenário e podem confirmar o que foi dito. Outra observação que deve ser feita é sobre a relação entre os coeficientes de dispersão longitudinal e transversal. Os resultados mostram que na medida em que aumenta o número de Péclet, diminuindo assim o coeficiente de dispersão longitudinal, e mantendo-se o coeficiente de dispersão transversal, a

nuvem poluente tem uma dispersão transversal mais significativa, fazendo com que o risco se comporte de forma, menos intensa porém mais espalhada na direção transversal. Este efeito é maior para maiores tempos de observação.

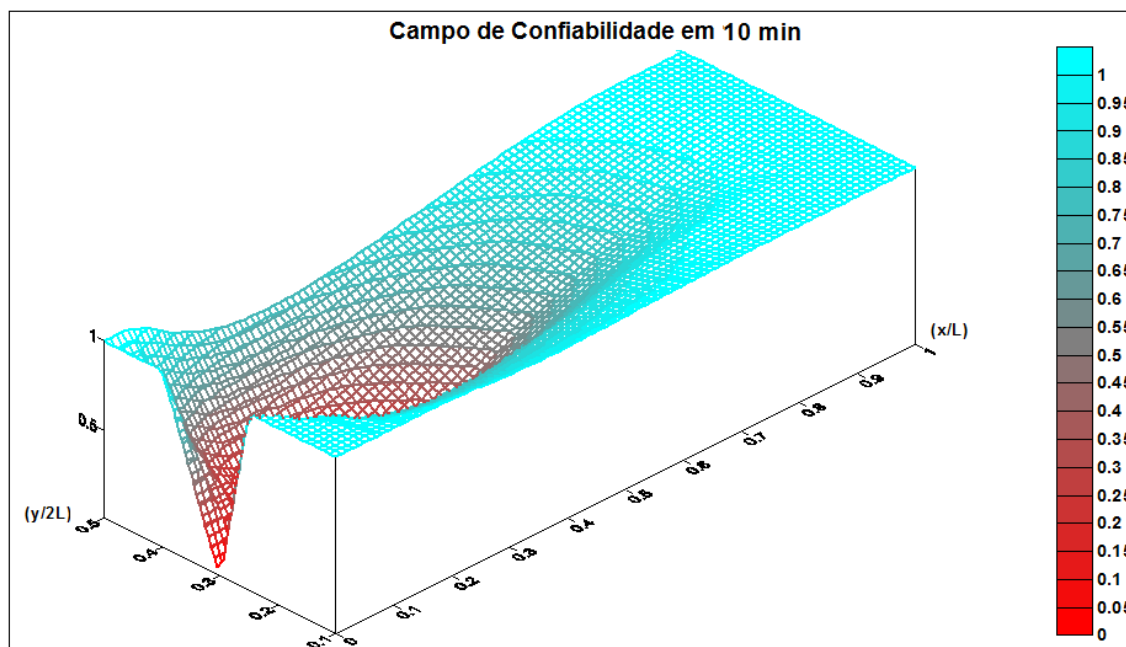


Figura 4.55 - Comportamento do Campo da Confiabilidade para o número de Péclet igual a [3,54; 3,65; 3,68], para um tempo de 10 min.

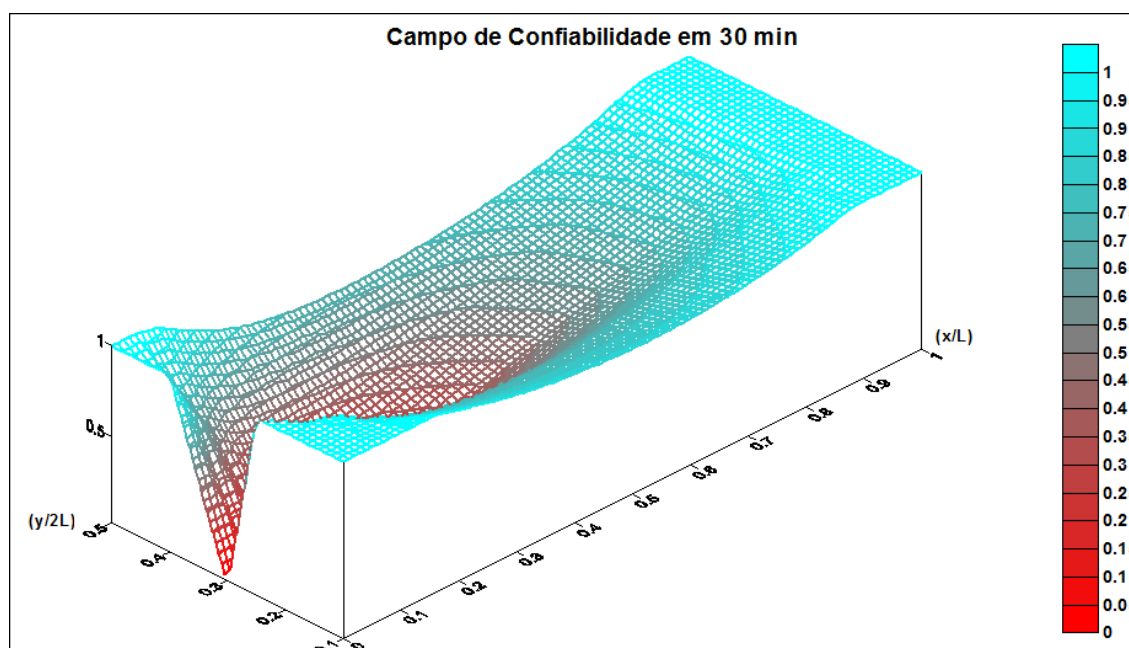


Figura 4.56 - Comportamento do Campo da Confiabilidade para o número de Péclet igual a [3,54; 3,65; 3,68], para um tempo de 30 min.

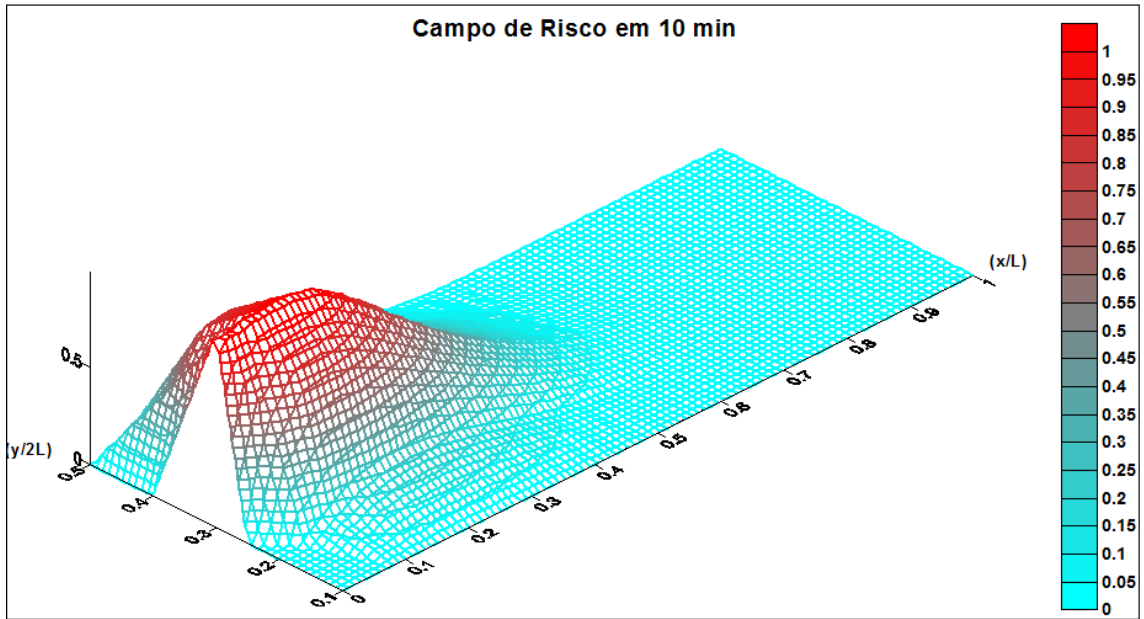


Figura 4.57 - Comportamento do Campo de Risco para o número de Péclet igual a [6,7; 7,7; 9,2], para um tempo de 10 min.

As figuras 4.57, 4.58, 4.59, 4.60 mostram os campos de risco e de confiabilidade para diferentes tempos, tomando para o número de Péclet [6,7; 7,7; 9,2]. Neste caso, os resultados mostram que, para um tempo de 10 minutos os campos de risco e de confiabilidade estão bem concentrados nas proximidades da origem. Este comportamento é bem diferente daqueles analisados anteriormente.

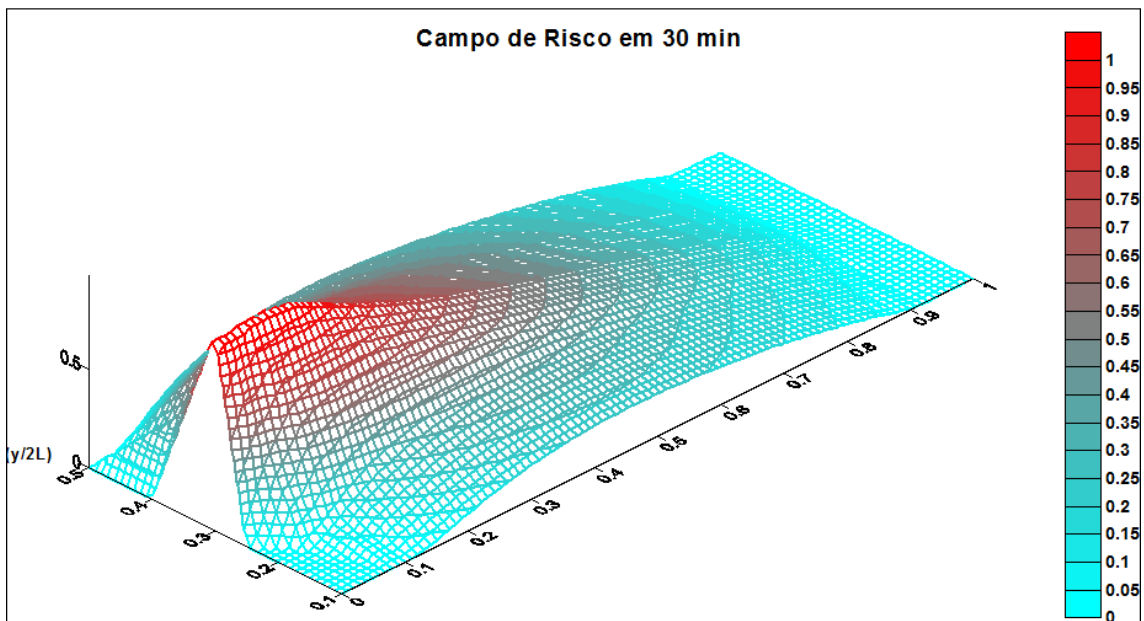


Figura 4.58 - Comportamento do Campo de Risco para o número de Péclet igual a [6,7; 7,7; 9,2], para um tempo de 30 min.

Como isso, pode se concluir que nas questões da análise de risco ambiental relacionado, com qualidade de água em rios naturais, principalmente nas questões de concessão de outorga para lançamentos, há a necessidade de se tomar alguns cuidados com relação aos parâmetros hidráulicos e hidrológicos dos mesmos. Considerando que o número de Péclet é um parâmetro que está diretamente ligado ao coeficiente de dispersão longitudinal e, em consequência, à hidrologia da bacia, é de fundamental importância que estudos criteriosos sejam realizados, de modo a se conhecer a priori a capacidade de diluição e de transporte de um corpo hídrico venha a ser solicitado para receber lançamentos de efluentes.

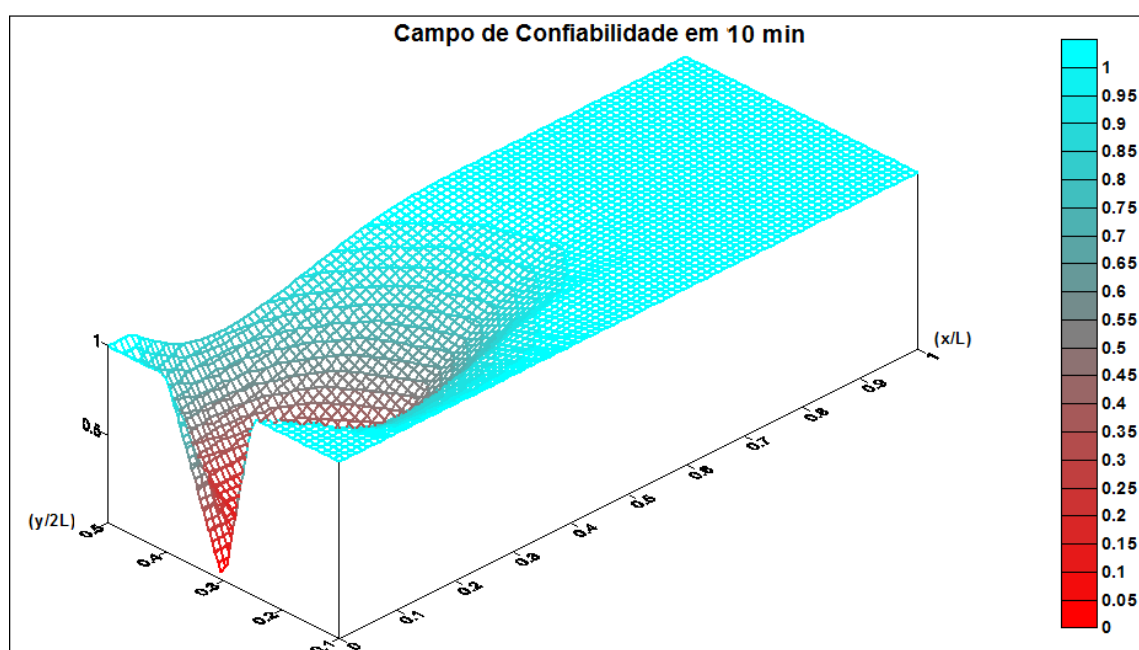


Figura 4.59 - Comportamento do Campo da Confiabilidade para o número de Péclet igual a [6,7; 7,7; 9,2], para um tempo de 10 min.

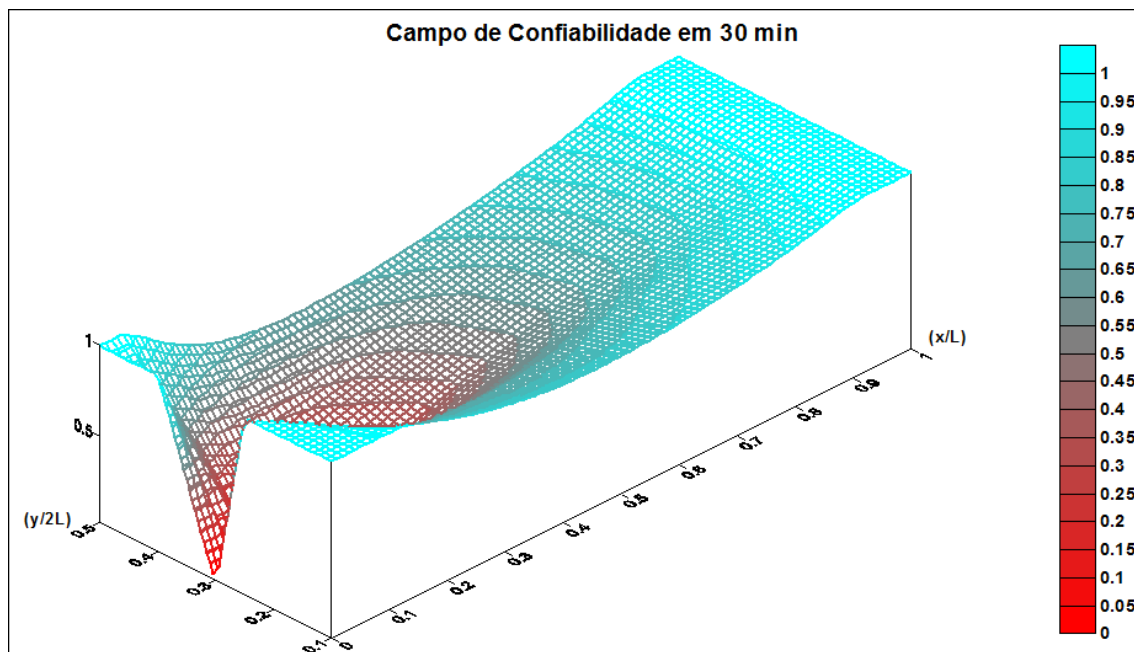


Figura 4.60 – Comportamento do Campo da Confiabilidade para o número de Péclet igual a [6,7; 7,7; 9,2], para um tempo de 30 min.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1 Conclusões

Após análise dos resultados, algumas conclusões foram tiradas com base nos diferentes comportamentos dos campos de risco e de confiabilidade, para diferentes cenários propostos. Com isso, conclui-se que:

- A metodologia proposta se comportou de forma adequada, com capacidade de avaliar o risco de falha ambiental e a confiabilidade para um corpo hídrico em questão, mostrando que a Equação da Difusão Diferencial Advectiva, na sua forma *fuzzy*, pode ser resolvida para avaliar impactos nos lançamentos de efluentes em sistemas hídricos;
- Os modelos bidimensionais, compostos pela equação da difusão advectiva fuzzificada, permitem que campos de concentração sejam calculados, tanto no tempo como no espaço, fornecendo funções de pertinências com diferentes níveis de pertinência;
- O programa computacional desenvolvido para esta pesquisa permite que sejam avaliados diferentes elementos em um processo de poluição hídrica, proveniente de um lançamento de efluente. Neste caso, o programa é capaz de calcular perfis de concentração, tanto longitudinal como transversal, funções de pertinência do campo de concentração, tanto longitudinal como transversal, níveis de corte para números *fuzzy*, onde limites de intervalos com maior grau de pertinência sejam estabelecidos, campos de funções marginais de segurança, campos de risco de o sistema falhar nos seus aspectos de qualidade e campos de confiabilidade do sistema ser sustentável para diferentes tipos de lançamentos;

- O comportamento dos campos de concentração depende dos vários parâmetros hidráulicos e de transporte, na sua forma *fuzzy*, que compõem o modelo matemático. Desta forma, parâmetros como velocidade, coeficiente de dispersão longitudinal, coeficiente de dispersão transversal e coeficiente de decaimento, determinam a distribuição do campo de concentração ao longo do rio, para diferentes tempos;
- Quanto maior for o coeficiente de dispersão longitudinal, maior é a propagação da concentração e menor será sua propagação transversal, o que permite dizer que, neste caso, a nuvem poluente tende a se deformar na direção do eixo do rio. Este resultado mostra que rios com maiores capacidade de diluição e maiores capacidade de transporte têm uma maior capacidade receptora para lançamentos;
- A metodologia proposta permite visualizar que a dinâmica da função marginal de segurança tem um papel fundamental na determinação dos campos de risco e da confiabilidade. Os resultados mostraram que nas situações de maior risco esta função se desloca para a esquerda do eixo horizontal e em situações de menor risco, a função se desloca para o lado direito do referido eixo. Este fato é relevante para mostrar que, em sistemas transientes tem-se uma função marginal de segurança se comportando da mesma forma e, em consequência, o risco de falha e a confiabilidade também;
- Os modelos bidimensionais mostram detalhes do campo de concentração. Por exemplo, para um lançamento instantâneo como ocorreu em uma das simulações, há uma visualização perfeita da distribuição das concentrações ao longo de toda a extensão do trecho do rio estudado, para diferentes tempos, o que mostra a eficiência da metodologia proposta;
- Os campos de risco e de confiabilidade se comportam da mesma forma que os campos de concentração da substância lançada no rio. Em outras palavras, como no caso da concentração, os campos de risco e de confiabilidade dependem dos principais elementos que interveem no

comportamento da concentração. Desta forma, pode-se dizer que o risco e a confiabilidade são funcionais que dependem de varias funções nos processos de transporte;

- A propagação do risco e da confiabilidade se comporta de forma diferente para diferentes rios. Por exemplo, quando o modelo foi aplicado nos Rios Sabine e Yadkin, houve uma propagação maior destes funcionais no Rio Sabine, permitindo dizer que este rio possui uma capacidade de transporte bem maior do que o Rio Yadkin. Este resultado comprova a eficiência desta metodologia, onde cada lançamento pode ser mais bem controlado para reduzir os riscos de falha do sistema e aumentar a confiabilidade para cada lançamento;
- As simulações realizadas com os modelos bidimensionais adimensionais permitiram concluir que quando maior for o Número de Peclet, menor é a capacidade de propagação das ondas de risco e de confiabilidade. Este número foi testado na sua forma *fuzzy* e os resultados mostraram que sua variação permite avaliar, com consistência, o comportamento dos funcionais do risco e da confiabilidade;
- Finalmente, os resultados mostraram que a combinação da Teoria *Fuzzy* com os Modelos de Transporte pode ser uma alternativa consistente nos programas de avaliação de sistemas hídricos, com vistas a um melhor controle dos lançamentos de poluentes e, assim, no fornecimento de subsídios para uma melhor Gestão dos Recursos Hídricos.

5.2 Recomendações

Como, neste momento, esta metodologia ainda é objeto de estudo em seu desenvolvimento, recomenda-se que novas pesquisas, com novos cenários, possam ser desenvolvidas de modo que se tenha um conhecimento mais consistente nas questões relacionadas com a Teoria *Fuzzy*, com o Transporte de Massa e com os Modelos Hidrológicos. Por exemplo, recomenda-se para novos estudos:

- Que se avaliem melhor as questões da hidrodinâmica no comportamento do risco bidimensional;
- Que sejam realizados alguns testes com diferentes fontes, tais como fontes difusas, para que seja possível avaliar como estes lançamentos afetam um campo bidimensional;
- Que esta metodologia seja aplicada em um modelo de DBO e OD para estudar o comportamento do risco crítico, em função do tempo crítico de equilíbrio do rio entre o consumo de oxigênio e o processo de aeração.

6 BIBLIOGRAFIA

Abril, J.M.; Abdel-Aal, M.M; *A modelling study on hydrodynamics and pollutant dispersion in the Suez Canal. **Ecological Modelling***, n 128, p 1-17, 2000.

Andrade, C.F.; *Estudo de planícies de inundação através da análise dos parâmetros hidráulicos do canal principal e sua influência na avaliação do risco fuzzy de enchentes, Tese de Doutorado* em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.

Ani E. C.; Wallis, S.; Kraslawski, A.; Agachi, E. S.; *Development, calibration and evaluation of two mathematical models for pollutant transport in a small river. **Environmental Modelling & Software***, n 24 p 1139-1152, 2009.

Austin, J.A.; *Estimating effective longitudinal dispersion in the Chesapeake Bay. **Estuarine, Coastal and Shelf Science***, n 60 p 359-368, 2004.

Barros, F.P.J.; Mills, W.B.; Cotta, R.M.; *Integral transform solution of a two-dimensional model for contaminant dispersion in rivers and channels with spatially variable coefficients. **Environmental Modelling & Software***, n 21 p 699-709, 2006

Barros F.P.J.; Mills, W.B.; Cotta, R.M.; *Integral transforms for three-dimensional steady turbulent dispersion in rivers and channels. **Applied Mathematical Modelling***, n 31 p 2719–2732, 2007.

Bird, R. B.; Stewart, W. E; Lightfoot, E. N.; In: *Transport phenomena*. John Wiley, Ney, York, 2001.

Borri, D., Concilio, G., Conte, E. A Fuzzy Approach for Modelling Knowledge in Environmental Systems Evaluation. *Comput. **Environ. and Urban Systems***, n. 23, p 299-313, 1998.

Chagas, P. F.; *Perspectivas da aplicação da teoria fuzzy para cálculo de risco em sistemas hidrodinâmicos. Tese de Doutorado* em Engenharia Civil Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005.

Chang, N.B.; Chen, H.W.; Ning, S.K.; *Identification of river water quality using the fuzzy Synthetic Evaluation approach. **Journal of environmental management***, 63, 293-305, 2001.

Chapra, S.C.; Canale, R.P.; In: *Numerical methods for engineers. 2th edition*, McGraw-Hill, New York, 1988.

Chapra, S.C.; In: *Surface Water Quality Modeling*. McGraw-Hill, New York, 1997.

Chen, L.; Zhu, J.; Young, M.H.; Susfalk, R.B.; *An integrated approach for*

modeling solute transport in streams and canals with applications. Journal of Hydrology, n 378, p 128–136, 2009.

Chistodoulou, S.; Deligianni, A.; Aslani, P.; Agathokleous, A.; *Risk-based asset management of water piping networks using neurofuzzy systems. Computers, Environment and Urban Systems*, n 33, p 138–149, 2009.

Chiu, C.; Park, C. S.; *Fuzzy cash flow analysis using present worth criterion. The Engineering Economist*, n 39, p 113-137, 1994.

Cho, H.; Choi, H. ; Kim, Y.; *A risk assessment methodology for incorporating uncertainties using fuzzy concepts. Reliability Engineering and System*, South Korea, n 78, p 173–183. 2002.

Chongfu, H.; *Fuzzy risk assessment of urban natural hazards. Fuzzy Sets and Systems*, n 83 p 271-282, 1996.

Dahiya, S.; Singh, B.; Gaur, S.; Garg, V.K.; Kushwaha, H.S.; *Analysis of groundwater quality using fuzzy synthetic evaluation. Journal of Hazardous Materials*, n 147, p 938–946, 2007.

Deflandre, A.; Willans, R.J.; Elorza, F.J.; Mira, J.;Boorman, D.B. *Analysis of the QUESTOR water quality model using a Fourier amplitude sensitivity test (FAST) for two UK rivers. Science of the Total Environment* , n 360, p 290-304, 2006.

Dehghan, M. *Numerical solution of the three-dimensional advection–diffusion equation Applied Mathematics and Computation. Applied Mathematics and Computation*, n 147, p 307-319, 2004.

Deng Z.Q.; Jung, H.S.; *Scaling dispersion model for pollutant transport in rivers. Environmental Modelling & Software*, n 24, p 627–631, 2009.

Doglioli, A.M.; Magaldi, M.G.; Vezzulli, L.; Tucci, S.; *Development of a numerical model to study the dispersion of wastes coming from a marine fish farm in the Ligurian Sea (Western Mediterranean). Aquaculture*, n 231, p 215–235, 2004.

Dou, C.; Woldt, W.; Bogardi, I.; Dahab, M. *Numerical Solute Transport Simulation using Fuzzy Sets Approach. Journal of Contaminant Hydrology*, 27, 107-126, 1997

Drago, M; Cescon, B.; Iovenitti, L.; *A three-dimensional numerical model for eutrophication and pollutant transport. Ecological Modelling*, n. 145, p 17-34, 2001.

Dubois, D.,P.; *An introduction to fuzzy systems. Clinica Chimica Acta*, n 270, p 3-29, 1998.

Duckstein, L; Plate,E.J.; Benedini, M.; *Water Engineering Reliability and*

Risk: a System Framework. In: Engineering Reliability and Risk in Water Resources. Duckstein and Plate (Eds). Nato ASI Series, Serie E: **Applied Science**, 124, Sordrecht, Nijhoff Publishers, 1987.

Even, S.; Mouchel, j-m.; Servais, P.; Flipo, N.; Poulin, M.; Blanc, S.; Chabanel, M.; Paffoni, C.; *Modelling the impacts of Combined Sewer Overflows on the river Seine water quality*. **Science of the Total Environment**, n. 375, p 140-151, 2007.

Fisher, H.B.; In: *Mixing in inland and coastal water*. Academic Press, 1979.

Fletcher, C.A.J.; In: *Computational techniques for fluid dynamics*. Vol. 02, Springer Series in Computational, Springer Verlag, 1989.

Ganoulis, J.; Duckstein, L.; Bogardi, I.; *Risk analysis of water quantity and quality problems: The engineering approach*. In: Ganoulis (Ed.), **Water Resources Engineering Risk Assessment**, Nato ASI Series, Serie G: Ecological Sciences, (29), 1991.

Ganoulis, J.G; In: *Engineering risk analysis of water pollution*. **Probabilities and fuzzy sets**. VCH publishers Inc. Weinheim; New York; Basel; Tokyo, 1994.

Ghosh, S., Mujumdar, P.P., *Risk minimization in water quality control problems of a river system*. **Advances in Water Resources**, n 29, p 458-470, 2006.

Gomes, V.U., *Aplicação dos Modelos da Onda Cinemática e da Onda Difusa, em Rios Naturais, para Estudar Propagação de Onda de Cheia.*, **Dissertação de Mestrado** em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.

Grunwald, S., Nortonb, L.D.; *Calibration and validation of a non-point source pollution model*. **Agricultural Water Management**, n. 45, p 17±39, 2000.

Icaga, Y., *Fuzzy evaluation of water quality classification*. **Ecological Indicators**, n 7, p 710-718, 2007.

James, A.; In: An introduction to water quality modeling, 2nd edition. By John Wiley & Sons, 1993.

Kachiashvili, K.; Gordeziani, D.; Lazarov, R.; Melikdzhanian, D. *Modeling and simulation of pollutants transport in rivers*. **Applied Mathematical Modelling**, n. 31, p 1371–1396, 2007.

Karmakar, S., Mujumdar, P.P., Grey fuzzy optimization model for water quality management of a river system. **Advances in Water Resources**, n 29, p 1088-1105, 2006.

Kashefipour S. M.; Falconer, R.A.; *Longitudinal dispersion coefficients in natural channels*. **Water Research**, n 36, p 1596–1608, 2002.

Keylock C.J.; Hardy, R.J.; Parsons, D.R.; Ferguson, R.I.; Lane, S.N.; Richards, K.S.; *The theoretical foundations and potential for large-eddy simulation (LES) in fluvial geomorphic and sedimentological research*. **Earth-Science Reviews**, n 71, p 271–304, 2005.

Li J.; Huang, G.H.; Zeng, G.; Maqsood, I.; Huang, Y.; *An integrated fuzzy-stochastic modeling approach for risk assessment of groundwater contamination*. **Journal of Environmental Management**, n 82, p 173–188, 2007.

Liou, S-M.; Lo, S-L.; Hu, C-Y.; *Application of two-stages fuzzy set theory to river quality evaluation in Taiwan*. **Water Research**, n 37, p 1406-1406, 2003.

Liou, Yin-Ting., Lo, Shang-Lien., *A fuzzy index model for trophic status evaluation of reservoir waters*. **Water Research**, n 39, p 1415-1423, 2005.

Lopes, A.A.S.; *Desenvolvimento de uma metodologia, com base na Teoria Fuzzy, aplicada a modelos da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e oxigênio dissolvido (OD), para calcular o risco de degradação ambiental em rios naturais*. **Tese de Doutorado** em Engenharia Civil. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009.

Lopes, L.F.G.; Carmo, J.S.A.; Cortes, R.M.V.; Oliveira, D. *Hydrodynamics and water quality modelling in a regulated river segment: application on the instream flow definition*. **Ecological Modelling**, n. 173, p 197–218, 2004.

Lu, R-S; Lo, S-L.; *Diagnosing Reservoir Water Quality using Self-organizing Maps and Fuzzy Theory*. **Water Research**, n 36, p 2265–2274, 2002.

Mauris, G., Lasserre, V. Foulloy, L. *A fuzzy approach for the expression of uncertainty in measurement*. **Measurement**, n. 29, p 165-177, 2001.

McAvoy, D.C., Masscheleyn, P., Peng, C., *Risk assessment approach for untreated wastewater using the Qual2E water quality model*. **Chemosphere**, n 52, p 55-66, 2003.

McIntyre, N.R.; Wheeler, H.S.; *A tool for risk based management of surface water quality*. **Environmental Modeling & Software**, n 19, p 1131-1140, 2004.

McIntyre, N. R.; Wagener, T.; Wheeler, S.H.; Chapra, S.C. *Risk-based modelling of surface water quality: a case study of the Charles River, Massachusetts*. **Journal of Hydrology**, n. 274, p 225–247, 2003.

Mpimpas, H.; Anagnostopoulos, P.; Ganoulis, J. *Modelling of water pollution in the Thessaloniki Gulf with fuzzy parameters*. **Ecological Modelling**, 142,

91-104, 2001.

Park, S.S.; Lee, Y.S. *A water quality modeling study of the Nakdong river. Ecological Modeling*, 152, 65-75, 2002.

Park, S.S.; Lee, Y.S. *Three-dimensional hydrodynamic-eutrophication model (HEM-3D): application to Kwang-Yang Bay, Korea MARINE ENVIRONMENTAL RESEARCH*, 60, 171-193, 2005.

Porto, F.A., Branco, S.M., Luca, S.J., *Caracterização da qualidade da água. In: Porto, R.L.L., Hidrologia Ambiental. EDUSP/ABRH. São Paulo, 1991.*

Puyol Ll.; Sanchez-Cabeza, J.A.; *Determination of longitudinal dispersion coefficient and velocity of the Ebro river waters (Northeast Spain) using tritium as a radiotracer. Journal of Environmental Radioactivity*, n 45, p 39-57, 1999.

Rehana, S.; Mujumdar P.P.; *An imprecise fuzzy risk approach for water quality management of a river system. Journal of Environmental Management*, n 90, p 3653–3664, 2009.

Revelli, R.; Ridolf, L.; *Nonlinear Convection-Dispersion models with a localized pollutant source. Mathematical and Computer Modelling*, n 42, p 601-612, 2005.

Saavedra, O. R. *Introdução aos Conjuntos Difusos – Notas de aula – Inteligência Artificial. Universidade Federal do Maranhão, 2003.*

Sadiq R.; Rodriguez, M.J.; *Fuzzy synthetic evaluation of disinfection by-products a risk-based indexing system. Journal of Environmental Management*, n 73, p 1–13, 2004.

Santos, S.H.L.; *Aplicação da Teoria dos Números Difusos em um Modelo de Operação de Reservatório, para Estudar o Comportamento da Vazão Regularizada e do Rendimento como Variáveis Difusas., Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.*

Silvert, W., *Fuzzy indices of environmental conditions. Ecological Modeling*, 130, 111-119, 2000.

Suresh, K.R.; Mujumdar, P.P.; *A fuzzy risk approach for performance evaluation of an irrigation reservoir system. Agricultural Water Management*, n 69, p 159–177, 2004.

Suzuki, H. *Fuzzy sets and membership functions. Fuzzy Sets and Systems*, n 58, p 123-132, 1993.

Thomann, R.V., Mueller, J.A., *Principles of surface water quality modeling and control. Harper & Row. New York, 1987.*

Tucci, C.; Em: *Modelos hidrológicos*. Ed. UFRGS; ABRH, Porto Alegre, 1998.

Trancoso, A. R.; Braunschweig, F.; Leitão, P.C.; Obermann, M.; Neves, R.; *An advanced modelling tool for simulating complex river systems*. **Science of the Total Environment**, n 407, p 3004–3016, 2009.

Vieira, V. P. P. B. *Análise de Risco Aplicada a Recursos Hídricos*. Notas de aula. Curso de Doutorado em Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, 2003.

Von Sperling, M.; Em: *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2ª edição. Belo Horizonte: UFMG, 1996.

Von Sperling, M.; Em: *Estudo e modelagem da qualidade de água de rios*. 1ª edição. Belo Horizonte: UFMG, 2007.

Wang, C., Wang, Y-Y.; Wang, P-f. *Water Quality Modeling and Pollution Control for the Eastern Route of South to North Water Transfer Project in China*. **Journal of Hydrodynamics**, n. 8(3) p 253-261, 2006.

Yuceer, M.; Karadurmusb, E.; Berbera, R. *Simulation of river streams: Comparison of a new technique with QUAL2E*. **Mathematical and Computer Modelling**, n. 46 p 292–305, 2007

Zhang, M. L.; Shen, Y. M.; Guo, Y.; *Development and Application of a Eutrophication water quality model for river networks*. **Journal of Hydrodynamics**, n 20, p 719-726, 2008.