



Universidade Federal do Rio Grande do Sul  
Instituto de Pesquisas Hidráulicas  
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e  
Saneamento Ambiental



EFEITO DO VENTO E VAZÃO NA HIDRODINÂMICA E NA DISPERSÃO DE POLUENTES NA  
REGIÃO NORDESTE DA LAGUNA DOS PATOS

Rosane Barbosa Lopes Cavalcante

**Orientador:** Carlos André Bulhões Mendes

Porto Alegre, 2017

Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Instituto de Pesquisas Hidráulicas

EFEITO DO VENTO E VAZÃO NA HIDRODINÂMICA E NA DISPERSÃO DE POLUENTES NA  
REGIÃO NORDESTE DA LAGUNA DOS PATOS

Rosane Barbosa Lopes Cavalcante

Tese de doutorado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito para a obtenção do título de Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Carlos André Bulhões Mendes

Porto Alegre, 2017

Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e  
Saneamento Ambiental

IPH - UFRGS



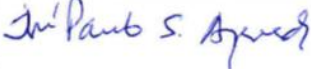
ATA DE SESSÃO DE DEFESA DE TESE

Aluno: ROSANE BARBOSA LOPES CAVALCANTE

Título da tese: "EFEITO DO VENTO E VAZÃO NA HIDRODINÂMICA E NA DISPERSÃO DE POLUENTES NA REGIÃO NORDESTE DA LAGUNA DOS PATOS."

Orientador: Prof. Dr. Carlos André Bulhões Mendes

*Parecer conclusivo dos examinadores:*

EXAMINADORES	ASSINATURA DOS EXAMINADORES PRESENTES À SESSÃO	Apro- vado	Repro- pro- vado
Prof. <sup>a</sup> Dr. <sup>a</sup> Teresinha Guerra BIOCIÊNCIAS/UFRGS		<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Prof. Dr. André Luiz Lopes da Silveira IPH/UFRGS		<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Prof. Dr. José Paulo Soares Azevedo UFRJ/COPPE		<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Aprovado sem correções

Aprovado com correções de forma

*No caso de aprovação sem ou com condicionantes, responder à questão abaixo:*

A tese é um trabalho excepcional, contribuindo relevantemente para o conhecimento do problema, merecendo, pela manifestação unânime de todos os examinadores, voto de louvor?	SIM	NÃO
	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Porto Alegre, 25 de agosto de 2017.

Assinaturas:

  
Orientador

Rosane Cavalcanti  
Doutorando

Homologado pela Comissão de Pós-Graduação \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_  
em \_\_\_\_\_

Coordenador: \_\_\_\_\_

*Caberá ao orientador presidir a sessão de defesa e preencher esta ata. Após a defesa, ela deverá ser encaminhada à Secretaria de Pós-Graduação, pelo orientador, juntamente com os pareceres individuais dos examinadores.*

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por todas as coisas.

Ao CNPQ, pela concessão de bolsa de estudo.

Aos professores que tive, pelos ensinamentos.

Aos amigos do IPH, por tornarem os dias de trabalho mais divertidos.

Ao professor Alejandro, pela disponibilidade.

Ao meu orientador, Carlos André, pela confiança desde o início do trabalho.

Aos professores Mônica Porto, Juan Martín, José Paulo Azevedo, Teresinha Guerra e André Silveira pelas contribuições nas bancas de qualificação e de defesa do doutorado.

Aos meus pais e irmãos, minha base, por fazerem com que eu queira melhorar sempre.

Ao meu esposo pelo apoio diário, pela troca de ideias e motivação.

A todos os citados nas referências, por iluminarem o caminho.

A todos que medem, analisam e compartilham dados para a ciência.

## RESUMO

O impacto de um lançamento de efluente na qualidade da água do corpo hídrico depende de características do lançamento e do corpo hídrico, a exemplo de suas condições hidrodinâmicas. O conhecimento das relações entre os fatores envolvidos permite avaliar os riscos envolvidos, alterar a forma de lançamento de efluentes de modo a reduzir seu impacto e reduzir os custos com as formas de controle da poluição, entre outras ações. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho é compreender as relações entre os fatores dominantes das condições hidrodinâmicas e a dispersão de poluentes na região nordeste da Laguna dos Patos, buscando identificar formas de utilizar a modelagem hidrodinâmica para melhorar a gestão do corpo hídrico e de lançamento de efluentes. A área de estudo consiste na região nordeste da Laguna dos Patos, no Rio Grande do Sul, onde o vento e a vazão afluyente são os fatores determinantes de circulação de água. O modelo utilizado (IPH-A) apresentou boa representação da variação de nível, exceto pelo posto mais próximo da região estuarina, e da circulação de água. O coeficiente de dispersão foi definido a partir da comparação visual da simulação da dispersão dos sedimentos em suspensão afluentes ao Lago Guaíba e a pluma do Guaíba observada em imagens de satélite. Cenários de vento e vazão foram determinados a partir da análise da série histórica de dados de vento na estação de Rio Grande e da vazão afluyente ao Lago Guaíba. Os resultados dos ventos sudoeste e nordeste foram semelhantes ao verificado na literatura com uso de modelo bidimensional para o corpo lagunar. Na região nordeste, uma célula de circulação entre o Banco das Desertas e o Banco dos Abreus é observada no sentido horário (anti-horário) para os cenários com vento sudoeste (nordeste). O vento sudeste provoca o aumento do nível na margem oeste e redução na margem leste. É observada uma maior renovação de água na região ao norte do Banco das Desertas e menor troca de água com a Lagoa do Casamento do que nos cenários anteriores. Nos cenários de vento nulo, as velocidades da água na região nordeste da laguna são bastante baixas. A vazão necessária para manutenção do nível na laguna dependeu do vento predominante. Os diferentes cenários de vento produziram diferentes plumas de dispersão do lançamento de efluente simulado, seguindo os padrões da circulação de água no local. As maiores concentrações foram observadas no local de lançamento do efluente para o cenário de vento nulo e a maior área de influência foi observada para os cenários de vento nordeste (maior velocidade de vento simulada). Para os cinco dias de simulação, foi observada pouca influência da vazão afluyente no nível e na circulação de água do corpo lagunar e, conseqüentemente, na dispersão de poluentes. Os resultados evidenciam a necessidade de as concentrações de lançamento permitidas serem estabelecidas com base em estudo da dispersão física do efluente no corpo hídrico receptor, conforme determinado pela legislação nacional para corpos d'água onde não se aplica a vazão de referência. A consideração de uma zona de mistura onde as concentrações dos parâmetros podem estar em desacordo com o enquadramento do corpo hídrico é debatida nas discussões. As simulações permitiram ainda identificar locais prioritários para monitoramento dos efeitos do efluente lançado na qualidade da água, cenários críticos para conflitos de uso da água considerando outros usos na região e verificar possíveis conseqüências do encurtamento ou alongamento do emissário.

Palavras-chave: Gestão de recursos hídricos; Modelo hidrodinâmico; Dispersão de efluentes; Gestão de efluentes industriais; Laguna dos Patos; Zona de mistura.

## ABSTRACT

The aim of this study is to understand the relationship between hydrodynamic and the pollutants dispersion in the northeast region of the Patos Lagoon, looking for identify ways of using hydrodynamic modeling to improve water resources and effluent discharge management. The study area is the northeastern region of Patos Lagoon, a choked lagoon in the Brazilian state of Rio Grande do Sul, where winds and freshwater runoff drive water circulation. The model IPH-A performed well, except for the estuarine region. The dispersion coefficient was defined from the visual comparison between the dispersion of suspended sediments on Guaíba Lake simulated and observed in satellite images. The wind and freshwater runoff scenarios were determined by analyzing the historical wind data series at the Rio Grande station and the freshwater discharge of the main tributaries of Guaíba Lake. The results for the scenarios of the southwest and northeast winds were similar to those observed in the literature using a two-dimensional hydrodynamic model. In the northeast region, a circulation cell between the *Banco das Desertas* and *Banco dos Abreus* is observed clockwise (counter-clockwise) for the southwest (northeast) wind scenarios. The southeast wind increases water level in the west margin and reduces in the east margin. It is observed a more intense water exchange in the region to the north of the *Banco das Desertas* and less water exchange with the Casamento Lagoon than in the previous scenarios. In null wind speed scenarios, the water velocities in the northeast region of the lagoon are quite low. The water inflow necessary to maintain the water level in the lagoon depends on the wind condition. Different wind scenarios produced different effluent plumes, following the local water circulation patterns. The highest concentrations were observed at the effluent discharge site for the scenario with null wind speed and the largest area of influence was observed for the northeast wind scenario (highest simulated wind speed). Due to the only 5-days period of simulation, little influence was observed of the freshwater runoff on the water level and on the lagoon circulation, and, consequently, on the dispersion of pollutants. This evidences the need for the maximum permitted concentrations of pollutants to be established based on a study of the physical dispersion of the effluent in the receiving water body, as determined by national legislation for water bodies where the reference flow does not apply. The simulations also allowed to identify priority sites for monitoring the effects of effluent discharge on water quality, critical scenarios for water use conflicts considering other uses, and to verify possible consequences of changes in emissary length.

**Keywords:** Water resources management; Hydrodynamic model; Effluent dispersion; Industrial effluent management; Patos Lagoon; Mixing Zone.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1. Esquema de gestão dos recursos hídricos. ....	8
Figura 2.1. Modelo econômico incluindo o meio ambiente e o conceito de externalidade. ....	29
Figura 2.2. Hierarquia de ações da gestão de efluentes na abordagem in-plant-design. ....	32
Figura 2.3. Estratégias para a gestão dos efluentes líquidos, adaptado da gestão eficiente do uso da água apresentado por TERI (2013).....	34
Figura 2.4. Características determinantes da zona de mistura em rios (Largura-BMZ e comprimento-LMZ) para uma descarga tradicional (a) e para o uso de difusores perpendiculares (b). ....	34
Figura 2.5. Estrutura típica de um sistema de suporte à decisão. ....	36
Figura 2.6. À esquerda: Ensaio em laboratório de uma descarga em um corpo hídrico com estratificação da coluna d'água. À direita: Escalas espaciais e temporais dos processos envolvidos. ....	44
Figura 3.1. Localização da Laguna dos Patos e bacia de contribuição dos principais afluentes*... ..	46
Figura 3.2. Histograma das médias de descarga mensais do rio Jacuí (1940-1954 e 1964-1999), Taquari (1940-1997) e Camaquã (1940-1954,1964-1975,1977-1996), exibindo sobre cada barra o desvio padrão relativo à descarga mensal. ....	48
Figura 3.3. Representação esquemática das células verticais de circulação formadas na Lagoa dos Patos quando forçada por vento nordeste (A) e sudoeste (B). Os vetores representam apenas o sentido das correntes, e não suas intensidades. ....	50
Figura 3.4. Localização e batimetria da região nordeste da Laguna dos Patos e sua ligação com o Lago Guaíba e a Lagoa do Casamento.....	52
Figura 4.1. Batimetria (em metros) da Laguna dos Patos inserida no modelo IPH-A.....	63
Figura 4.2. Localização dos postos climatológicos e fluviométricos utilizados.....	68
Figura 5.1. Nível observado e simulado em Laranjal em 2011 para as condições de contorno analisadas. ....	75
Figura 5.2. Nível observado e simulado em Arambaré em 2011 para as condições de contorno analisadas. ....	75
Figura 5.3. Nível observado e simulado em Ponta dos Coatis em 2011 para as condições de contorno analisadas. ....	76
Figura 5.4. Influência da inclusão no modelo da vazão do rio Camaquã na circulação da região central da Laguna dos Patos para a vazão máxima do Camaquã em 2011 (31/07/2011).....	77
Figura 5.5. Influência da inclusão no modelo da vazão do rio Camaquã nos níveis da Laguna dos Patos para a vazão máxima do Camaquã em 2011 (31/07/2011). ....	77
Figura 5.6. Efeito da variação do coeficiente de Chezy ( $m^{1/2}.s^{-1}$ ) utilizado no cálculo do atrito de fundo em Arambaré.....	78
Figura 5.7. Intensidade da velocidade na Lagoa dos Patos obtida para 31/12/12 com Chezy igual a $50 m^{1/2}.s^{-1}$ (esquerda) e a 70 (direita). ....	78
Figura 5.8. Máxima variação de nível para o ano de 2011 obtida com Chezy igual a 70 (esquerda) e a $50 m^{1/2}.s^{-1}$ (direita). ....	79
Figura 5.9. Efeito da variação do coeficiente de atrito do vento em Laranjal. ....	80
Figura 5.10. Intensidade da velocidade na Lagoa dos Patos obtida para 31/12/12 com coeficiente de atrito do vento igual a 3,0 (esquerda) e a 4,0 (direita). ....	80

Figura 5.11. Máxima variação de nível para o ano de 2011 obtida com coeficiente de atrito do vento igual a 3,0 (esquerda) e a 4,0 (direita). .....	81
Figura 5.12. Resultado do modelo de circulação (velocidade como setas brancas) sobreposto à composição falsa cor de imagens Landsat para o dia 05/05/2011 na região norte da Laguna dos Patos. As setas vermelhas destacam a direção da velocidade nos locais com maior velocidade de água, sem indicar intensidade da velocidade. ....	84
Figura 5.13. Resultado do modelo de circulação (velocidade como setas) sobreposto à composição falsa cor de imagens Landsat para o dia 28/10/2011 na região norte da Laguna dos Patos. As setas vermelhas destacam a direção da velocidade nos locais com maior velocidade de água, sem indicar intensidade da velocidade. ....	85
Figura 5.14. Variação da vazão média mensal afluente ao Lago Guaíba. ....	86
Figura 5.15. Curva de permanência da vazão afluente ao Lago Guaíba. ....	86
Figura 5.16. Distribuição da direção e velocidade média do vento médio de cinco dias para cada mês para a estação de Rio Grande (dados de 1961 a 2014). ....	87
Figura 5.17. Velocidade média do vento em Rio Grande para períodos de 1 a 7 dias com direção resultante sudoeste. ....	88
Figura 5.18. Velocidade média do vento em Rio Grande para períodos de 1 a 7 dias com direção resultante nordeste. ....	89
Figura 5.19. Velocidade média do vento em Rio Grande para períodos de 1 a 7 dias com direção resultante sudeste. ....	89
Figura 5.20. Módulo da velocidade e principais direções de escoamento na Laguna dos Patos para os cenários com vento nordeste para o quinto dia de simulação. ....	91
Figura 5.21. Nível d'água na Laguna dos Patos para os cenários com vento nordeste para o quinto dia de simulação. ....	92
Figura 5.22. Velocidade do vento na região nordeste da Laguna dos Patos para o cenário de vazão média e vento nordeste. ....	93
Figura 5.23. Trajetória de flutuadores lançados no início da simulação no nordeste da Laguna dos Patos após 5 dias para o cenário de vazão média e vento nordeste. ....	93
Figura 5.24. Módulo da velocidade e principais direções de escoamento na Laguna dos Patos para os cenários com vento sudoeste para o quinto dia de simulação. ....	95
Figura 5.25. Nível d'água na Laguna dos Patos para os cenários com vento sudoeste para o quinto dia de simulação. ....	96
Figura 5.26. Velocidade do vento na região nordeste da Laguna dos Patos para o cenário de vazão média e vento sudoeste. ....	97
Figura 5.27. Trajetória de flutuadores lançados no início da simulação no nordeste da Laguna dos Patos após 5 dias para o cenário de vazão média e vento sudoeste. ....	97
Figura 5.28. Módulo da velocidade e principais direções de escoamento na Laguna dos Patos para os cenários com vento sudeste para o quinto dia de simulação. ....	99
Figura 5.29. Nível d'água na Laguna dos Patos para os cenários com vento sudeste para o quinto dia de simulação. ....	100
Figura 5.30. Velocidade do vento na região nordeste da Laguna dos Patos para o cenário de vazão média e vento sudeste. ....	101
Figura 5.31. Trajetória de flutuadores lançados no início da simulação no nordeste da Laguna dos Patos após 5 dias para o cenário de vazão média e vento sudeste. ....	101



Figura 5.32. Módulo da velocidade e principais direções de escoamento na Laguna dos Patos para os cenários com vento nulo para o quinto dia de simulação.....	102
Figura 5.33. Nível d'água na Laguna dos Patos para os cenários com vento nulo para o quinto dia de simulação. ....	103
Figura 5.34. Velocidade do vento na região nordeste da Laguna dos Patos para o cenário de vazão média e vento nulo. ....	104
Figura 5.35. Trajetória de flutuadores lançados no início da simulação no nordeste da Laguna dos Patos após 5 dias para o cenário de vazão média e vento nulo. ....	104
Figura 5.36. Vazão afluyente ao Lago Guaíba e concentração de sedimentos em suspensão para o período de calibração, com identificação das datas de análise das imagens de satélite (linhas tracejadas).....	105
Figura 5.37. Comparação dos padrões de dispersão da pluma do Guaíba na metade norte da Laguna dos Patos obtidos por sensoriamento remoto e simulação para a data 05/05/2011. Composição Lansat5-TM em cor natural (a), reflectância da banda 3 do Landsat5-TM com reamostragem de 1km (b), e resultados da simulação da concentração de sedimentos em suspensão (CSS) com coeficientes de dispersão iguais a 5 (c), 1 (d) e 0,1 m <sup>2</sup> /s (e). ....	106
Figura 5.38. Comparação dos padrões de dispersão da pluma do Guaíba na metade norte da Laguna dos Patos obtidos por sensoriamento remoto e simulação para a data 28/10/2011. Composição Lansat5-TM em cor natural (a), reflectância da banda 3 do Landsat5-TM com reamostragem de 1 km (b), e resultados da simulação da concentração de sedimentos em suspensão (CSS) com coeficientes de dispersão iguais a 5 (c), 1 (d) e 0,1 m <sup>2</sup> /s (e). ....	107
Figura 5.39. Variação da concentração de sedimentos em suspensão nos pontos apresentados resultante das simulações com coeficientes de dispersão iguais a 5, 1 e 0,1. ....	107
Figura 5.40. Comparação dos padrões de dispersão da pluma do Guaíba na metade norte da Laguna dos Patos obtidos por sensoriamento remoto e simulação para a data 27/04/2011, 05/05/2011 e 30/06/2011. ....	109
Figura 5.41. Concentração de sedimentos em suspensão na metade norte da Laguna dos Patos em 05/05/2011 simulados com T <sub>90</sub> =2,5 dias. ....	110
Figura 5.42. Comparação dos padrões de dispersão da pluma do Guaíba na metade norte da Laguna dos Patos obtidos por sensoriamento remoto e simulação para a data 02/09/2011 e 28/10/2011. ....	111
Figura 5.43. Mistura das águas da Lagoa do Casamento na metade norte da Laguna dos Patos em 28/10/2011. ....	111
Figura 5.44. Resultados da modelagem de transporte de massa de um poluente não conservativo (Características de lançamento: Q=0.144537 m <sup>3</sup> /s; Concentração=1000 (mg/L); e T <sub>90</sub> =24 h), com indicação da concentração máxima atingida no local de lançamento, após 5 dias de simulação para diferentes cenários de vazão e vento constantes.....	112
Figura 5.45. Resultados da modelagem de transporte de massa de um poluente conservativo (Características de lançamento: Q=0.144537 m <sup>3</sup> /s; Concentração=20 (mg/L); e T <sub>90</sub> =0 h), com indicação da concentração máxima atingida no local de lançamento, após 5 dias de simulação para diferentes cenários de vazão e vento constantes.....	113
Figura 5.46. Resultados da modelagem de transporte de massa de um contaminante não conservativo (Características de lançamento: Q=0.144537 m <sup>3</sup> /s; Concentração=1000 (mg/L); e T <sub>90</sub> =24 h) para três diferentes locais de lançamento (distância de lançamento de 0,5, 1,5 e 2,5km	

da costa), com indicação da concentração máxima atingida no local de lançamento, após 5 dias de simulação com vazão afluente a laguna de 1086 m <sup>3</sup> /s e diferentes cenários de vento.....	114
Figura 5.47. Resultados da modelagem de transporte de massa de um contaminante conservativo (Características de lançamento: Q=0.144537 m <sup>3</sup> /s; Concentração=20 (mg/L); e T90=0 h) para três diferentes locais de lançamento (distância de lançamento de 0,5, 1 e 1,5km da costa), com indicação da concentração máxima atingida no local de lançamento, após 5 dias de simulação com vazão afluente a laguna de 1086 m <sup>3</sup> /s e diferentes cenários de vento. ....	115
Figura 5.48. Variação de nível e concentração de um poluente não conservativo (Características de lançamento: Q=0.144537 m <sup>3</sup> /s; Concentração=1000 (mg/L); e T90=24 h) no local de lançamento analisado (ponto A), próximo à entrada da Lagoa do Casamento (ponto B) e ao Banco das Desertas (ponto C) simulados para 2011.....	116
Figura 5.49. Pluma de dispersão de um poluente não conservativo (Características de lançamento: Q=0.144537 m <sup>3</sup> /s; Concentração=1000 (mg/L); e T90=24 h), com indicação da concentração máxima atingida no local de lançamento, para diferentes datas em 2011. ....	117

## LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1. Postos fluviométricos disponíveis. ....	65
Tabela 4.2. Valores dos parâmetros de ajuste do modelo encontrados na literatura. ....	66
Tabela 4.3. Valores estabelecidos para a análise de sensibilidade do modelo. ....	67
Tabela 4.4. Postos fluviométricos que serão utilizados na verificação do modelo hidrodinâmico.67	
Tabela 4.5. Limites de classificação para os parâmetros estatísticos utilizados na avaliação do modelo. ....	69
Tabela 4.6. Valores de referência para efluentes de cervejarias de acordo com IFC (2007) e correspondentes as melhores técnicas disponíveis estabelecidos por EPA Ireland (2008). ....	73
Tabela 5.1. Parâmetros estatísticos de avaliação do modelo para o período de calibração.* .....	81
Tabela 5.2. Parâmetros de avaliação de qualidade do modelo obtidos para coeficiente de atrito do vento de 2,5, coeficiente de viscosidade turbulenta de $10 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ e Chezy igual a 50 e $60 \text{ m}^{1/2} \cdot \text{s}^{-1}$ . ....	82
Tabela 5.3. Parâmetros de avaliação de qualidade do modelo obtidos para coeficiente de viscosidade turbulenta de $10 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ , Chezy igual a $50 \text{ m}^{1/2} \cdot \text{s}^{-1}$ e coeficiente de atrito do vento de 2,5 e 3,5. ....	82
Tabela 5.4. Parâmetros estatísticos de avaliação do modelo para o período de calibração.* .....	83
Tabela 5.5. Cenários de vento e vazão simulados para entendimento da hidrodinâmica do nordeste da Laguna dos Patos. ....	90

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>7</b>
1.1. GESTÃO DOS CORPOS HÍDRICOS.....	7
1.2. RELEVÂNCIA DO TRABALHO.....	9
1.3. RELEVÂNCIA DO ESTUDO DE CASO.....	11
1.4. OBJETIVO .....	12
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>13</b>
2.1. POLÍTICAS PARA PROTEGER A QUALIDADE DA ÁGUA SUPERFICIAL .....	13
2.1.1. LEGISLAÇÃO BRASILEIRA .....	15
2.2. GESTÃO DOS EFLUENTES LÍQUIDOS INDUSTRIAIS.....	29
2.3. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS CORPOS HÍDRICOS.....	38
2.3.1. MODELOS HIDRODINÂMICOS E DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	40
2.3.2. O MODELO IPH-A DE CORRETOLOGIA E TRANSPORTE DE MASSA .....	45
<b>3. ESTUDO DE CASO: REGIÃO NORDESTE DA LAGUNA DOS PATOS</b> .....	<b>46</b>
3.1. ESTUDOS DA CIRCULAÇÃO DE ÁGUA NA LAGUNA DOS PATOS.....	53
3.2. ASPECTOS QUALITATIVOS .....	56
<b>4. PROPOSIÇÃO METODOLÓGICA</b> .....	<b>61</b>
4.1. MODELO IPH-A .....	62
4.1.1. SIMULAÇÃO DA CIRCULAÇÃO.....	63
4.1.2. SIMULAÇÃO DA DISPERSÃO DE CONTAMINANTES .....	69
4.2. AVALIAÇÃO DE CENÁRIOS HIDRODINÂMICOS.....	71
4.3. ANÁLISE DOS RESULTADOS COMO AUXÍLIO À GESTÃO .....	74
<b>5. RESULTADOS</b> .....	<b>75</b>
5.1. MODELAGEM HIDRODINÂMICA .....	75
5.1.1. ANÁLISE DAS CONDIÇÕES DE CONTORNO.....	75
5.1.2. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE .....	77
5.1.3. CALIBRAÇÃO .....	81
5.1.4. VALIDAÇÃO.....	82
5.2. ANÁLISE DE CENÁRIOS DE VENTO E VAZÃO CONSTANTES .....	85
5.2.1. CENÁRIOS COM VENTO NORDESTE (4,4 M/s).....	90
5.2.2. CENÁRIOS COM VENTO SUDOESTE (3,4 M/s).....	94
5.2.3. CENÁRIOS COM VENTO SUDESTE (3,1 M/s).....	98
5.2.4. CENÁRIOS COM VENTO NULO .....	101
5.3. MODELO DE TRANSPORTE DE MASSA.....	105
5.4. ANÁLISE DA DISPERSÃO DE UM LANÇAMENTO NA REGIÃO NORDESTE PARA DIFERENTES CENÁRIOS HIDRODINÂMICOS .....	112
<b>6. DISCUSSÕES</b> .....	<b>118</b>
6.1. MODELAGEM HIDRODINÂMICA E DE TRANSPORTE DE MASSA DA LAGUNA DOS PATOS .....	118
6.2. GESTÃO DO LANÇAMENTO DE EFLUENTES E DA QUALIDADE DA LAGUNA DOS PATOS.....	120

6.3. CONDIÇÕES DE ATENDIMENTO AOS PADRÕES AMBIENTAIS: VAZÃO DE REFERÊNCIA, VOLUME DISPONÍVEL E ZONA DE MISTURA.....	123
<b>7. CONCLUSÕES.....</b>	<b>126</b>
<b>APÊNDICE A - RESULTADOS DA CALIBRAÇÃO DO MODELO PARA O ANO DE 2011.....</b>	<b>141</b>
<b>APÊNDICE B - RESULTADOS DA VALIDAÇÃO DO MODELO PARA O ANO DE 2012.....</b>	<b>143</b>
<b>APÊNDICE C - DIREÇÃO E VELOCIDADE MÉDIA DO VENTO PARA PERÍODOS DE TRÊS E CINCO DIAS.....</b>	<b>145</b>
<b>APÊNDICE D - VELOCIDADE E DIREÇÃO DE CIRCULAÇÃO DA ÁGUA NA REGIÃO NORDESTE DA LAGUNA DOS PATOS PARA OS CENÁRIOS DE VAZÕES E VENTOS CONSTANTES.....</b>	<b>147</b>

## 1. INTRODUÇÃO

### 1.1. Gestão dos corpos hídricos

A sociedade enfrenta um importante desafio: proteger e preservar os recursos do planeta conforme continua a se desenvolver economicamente. Para atingi-lo, é necessário conhecer os impactos das atividades econômicas no ambiente natural e usar esse conhecimento para tomar melhores decisões.

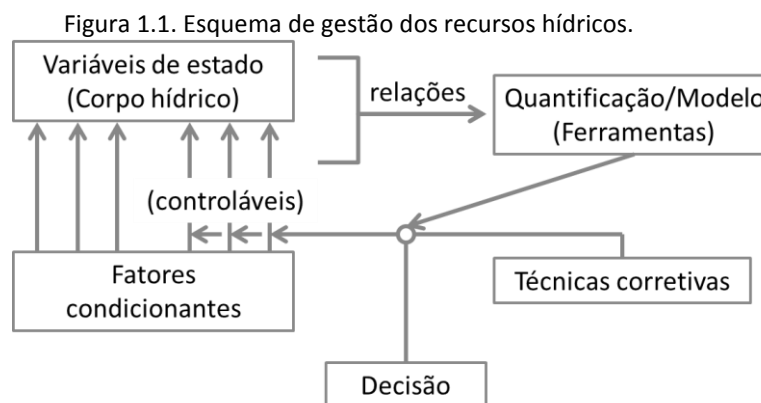
As águas superficiais são utilizadas em diferentes atividades, como consumo humano, doméstico e animal, aquicultura, irrigação, geração de energia elétrica, usos industriais, mineração, pesca e recreação. Há uma ampla variedade de requisitos em termos de quantidade e qualidade da água que devem ser atendidos para os diferentes usos.

Além da retirada de água, os seres humanos também utilizam os corpos hídricos para a diluição de efluentes gerados. Devido às características topográficas, os corpos d'água são receptores potenciais não só da água, mas também de toda contaminação que ocorre na bacia de contribuição (CHIN, 2006). Os efluentes que atingem os recursos hídricos alteram as características físicas e/ou químicas do ecossistema, podendo prejudicar a vida aquática e comprometer os usos da água. Isso pode ocorrer devido à presença de substâncias que causam redução do oxigênio, de nutrientes, de patógenos, de sólidos suspensos e sedimentáveis, de metais tóxicos, de valores elevados ou reduzidos de pH e temperatura, entre diversos outros poluentes. As características e impactos dos principais poluentes são amplamente abordados na literatura (PEREIRA, 2004a; von SPERLING, 1995; METCALF; EDDY, 2003).

Por se tratar de sistemas abertos, o estado dos corpos d'água superficiais depende dos processos de troca de energia e massa com o ambiente (JORGENSEN; VOLLENWEIDER, 1989). Os fatores condicionantes (variáveis externas) do estado dos corpos d'água podem ser controláveis (como as modificações humanas que alteram a entrada e saída de água, nutrientes e substâncias tóxicas) ou não controláveis (como precipitação, vento e radiação solar). Logo, a gestão dos ambientes aquáticos deve conhecer as relações entre os fatores condicionantes e as variáveis de estado (quantitativas e qualitativas) e utilizá-las para alterar os fatores controláveis, a fim de alcançarem o estado desejado. Diferentes ferramentas (métodos de quantificação, modelos) podem ser utilizadas para obter as relações e diferentes métodos (técnicas de remediação) são disponíveis para alterar os fatores condicionantes controláveis. As relações entre estes conceitos encontram-se apresentadas na Figura 1.1.

As consequências de um determinado poluente dependem da combinação temporal e espacial das características de lançamento, das características do corpo d'água receptor e dos usos pretendidos. As fontes de poluição hídrica são geralmente agrupadas em fontes pontuais ou difusas, cada uma exigindo abordagens diferentes para o problema. As fontes pontuais referem-se às emissões localizadas e concentradas, incluindo as águas residuais, industriais e municipais. Na maioria dos países, essas fontes são regulamentadas, seu controle é obrigatório e é requerida uma permissão para seu lançamento. As fontes difusas referem-se às cargas poluidoras originadas de forma distribuída, incluindo o escoamento superficial de áreas

urbanas, de agricultura e pecuária. Estas fontes são mais complexas e difíceis de controlar que as fontes pontuais, pois se encontram dispersas em grandes áreas e variam no tempo devido aos efeitos do clima (CARPENTER et al., 1998).



Fonte: Jorgensen e Vollenweider (1989).

Nos países desenvolvidos, muita atenção tem sido dada à poluição difusa decorrente do uso do solo, pelo fato de lançamentos pontuais terem sido em grande parte controlados (von SPERLING, 1995). No Brasil, porém, a falta de tratamento de esgotos domésticos da maioria das cidades ainda representa uma importante fonte de poluição. As águas residuárias industriais também geram preocupação, visto que podem possuir altas vazões e cargas de poluentes, além de variarem significativamente com o tipo de indústria, com o processo industrial utilizado, com os níveis de produção e com a operação da indústria e da estação de tratamento.

Ao atingirem os corpos d'água os poluentes são submetidos a diversos mecanismos físicos, químicos e biológicos. Estes mecanismos alteram o comportamento dos poluentes e suas respectivas concentrações, o que pode ser benéfico ou não. O fenômeno da autodepuração está vinculado ao restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, por mecanismos essencialmente naturais, após as alterações induzidas pelos despejos afluentes (von SPERLING, 1995).

O volume de água disponível e seu movimento afetam significativamente não apenas a distribuição de temperatura, nutrientes e oxigênio dissolvido, mas também da agregação e/ou distribuição de sedimentos, contaminantes e algas (JI, 2008). Uma vez que a quantidade e velocidade da água influenciam na capacidade de diluição do poluente, o monitoramento da quantidade e da qualidade da água deve ser realizado de forma integrada (GARCIA, 2011). Logo, as abordagens práticas para a questão do balanço de massa envolvem o balanço da substância poluente em análise e o balanço hídrico, ao qual o balanço de massa está intimamente ligado (JORGENSEN; VOLLENWEIDER, 1989). A elaboração do balanço de uma substância implica uma estimativa precisa da carga total para um determinado corpo d'água, uma vez que a poluição é geralmente causada por mais de uma fonte.

A habilidade dos ecossistemas de recuperar-se de uma perturbação e de realizar serviços ambientais é limitada e encontra-se cada vez mais ameaçada pelo crescimento do uso das bacias. Existem vários exemplos de corpos de água interiores e costeiros onde a

disposição de efluentes tem gerado problemas ambientais. O uso excessivo da água tem gerado situações de não atendimento às demandas e de comprometimento do ambiente aquático. A restauração desses sistemas ao seu estado anterior, quando possível, é geralmente muito mais dispendiosa do que a prevenção. Essa questão destaca a necessidade de sistemas de tratamento para gerenciar o impacto das atividades humanas e de controles cada vez mais rigorosos sobre todas as fontes de poluição (MACHADO; IMBERGER, 2012).

A unidade adotada para a gestão dos recursos hídricos deve ser a bacia hidrográfica, visto que circunscreve as principais fontes que abastecem o corpo hídrico, em termos hidrológicos, energéticos e químicos, incluindo nutrientes e substâncias tóxicas (JORGENSEN; VOLLENWEIDER, 1989). A gestão dos impactos da ação humana sobre as águas é bastante complexa e deve considerar os múltiplos usos dos recursos hídricos, os fatores sociais, econômicos e políticos envolvidos e as características dos sistemas. O estado final do corpo hídrico será o resultado de todas as atividades em sua bacia hidrográfica, dos poluentes direta ou indiretamente afluentes, do clima local, bem como da geometria e características e processos internos do sistema. Conforme exposto por Porto (2002), “A área técnica está extremamente bem desenvolvida no assunto, enquanto que as considerações de ordem econômica, política, social, que necessitam ser integradas com outros processos como uso e ocupação do solo, por exemplo, estão ainda por serem explicitadas e postas em prática.”

## **1.2. Relevância do trabalho**

Com o aumento dos conflitos relacionados ao uso da água, o Brasil tem apresentado avanços significativos nas legislações de recursos hídricos. Aliadas às legislações ambientais, essas leis fornecem diversos instrumentos legais para melhorar a gestão dos recursos hídricos no país, a exemplo da outorga e cobrança pelo uso da água, dos planos de bacia, do enquadramento dos corpos hídricos em classes de qualidade e dos padrões de lançamento de efluente (Lei Federal nº 9433/1997 e Resoluções CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011).

Além da esfera pública, os problemas ambientais têm exercido um papel cada vez mais significativo também nas decisões empresariais e planejamento corporativo. Essa resposta corporativa é necessária, não só para atender às legislações ambientais, mas também para atender a uma exigência crescente de consumidores que procuram fabricantes ecologicamente responsáveis (THOMAS; CALLAN, 2012). Porém, ainda prevalece a abordagem tradicional focada apenas no tratamento do efluente, ao invés do resultado final na qualidade do corpo receptor.

Apesar dos incentivos e instrumentos técnicos e legais existentes que podem ser utilizados para o controle e gerenciamento da poluição hídrica, os objetivos de melhorias da qualidade dos corpos d'água não estão sendo atendidos (ANA, 2012). Niencheski e Baumgarten (2007) destacam que como a descarga de efluentes domésticos, embora ainda preocupante no Brasil, é relativamente constante, o estado da contaminação da água é altamente dependente da associação entre as atividades industriais e a hidrodinâmica do sistema, foco do presente trabalho.



A qualidade da água necessária aos usos pretendidos e serviços ecossistêmicos não é necessariamente atingida com o atendimento de padrões de emissão de efluentes, mas dependem de efeitos sinérgicos entre os usos e de condições do corpo receptor determinadas por variáveis não controláveis, a exemplo do clima. Portanto, a compreensão das relações entre a qualidade da água do corpo hídrico das características das descargas afluentes e dos fatores determinantes da hidrodinâmica do corpo hídrico é de grande importância para o planejamento e implantação de estratégias de gestão que visem à melhoria da qualidade das águas superficiais. O conhecimento das relações entre os fatores envolvidos permitiria, por exemplo, alterar a forma de lançamento de efluentes de modo a reduzir seu impacto e reduzir os custos com as formas de controle da poluição.

Embora o entendimento dessas relações tenha avançado cientificamente e a sua necessidade esteja explicitada na legislação nacional (por exemplo, a resolução CONAMA nº 430/2011 prevê a necessidade de estudo da dispersão do efluente no corpo hídrico receptor para casos específicos), sua aplicação prática ainda enfrenta diversos entraves. A falta de dados, fiscalização e os diferentes gestores envolvidos são alguns dos problemas a serem enfrentados.

Visto que diversos fatores atuam simultaneamente alterando o estado dos corpos hídricos, um desafio fundamental para prevenir ou reduzir problemas de qualidade é entender a complexa cadeia de eventos e impactos através de estudos de caso usando ferramentas científicas de análise (JORGENSEN; VOLLENWEIDER, 1989). Nesse contexto, os modelos matemáticos e programas computacionais que permitem a realização de estudos específicos, incluindo a simulação e previsão do estado do corpo hídrico, surgem como uma importante ferramenta técnica na avaliação dos impactos decorrentes das atividades potencialmente poluidoras e no auxílio à tomada de decisões, tanto pelos órgãos gestores quanto pelos usuários.

Novotny (2002) cita que o uso de modelos melhora a processo de planejamento pelas seguintes razões: os modelos podem fornecer uma previsão do impacto das ações planejadas sobre as cargas de poluição na qualidade da água; processos críticos e áreas de preocupação podem ser delineados e detectados por modelagem; várias estratégias podem ser investigadas e os impactos das medidas corretivas podem ser avaliados; e podem estimar e analisar os trade-offs entre os objetivos de planejamento. Os modelos podem também ser utilizados para compreender melhor o destino e transporte de substâncias químicas e preencher as lacunas de informações disponíveis e onde os dados reais são de difícil medição (PEREIRA, 2003).

Logo, o uso de modelos contribui para suprir a necessidade indicada pela Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH, 2013) de “avançar no uso dos instrumentos [da gestão de recursos hídricos], com base na identificação de relações consistentes entre causa e efeitos que propiciem planos e propostas em favor da melhoria de gestão das águas”.

Os modelos hidrodinâmicos e de qualidade de água permitem associar as fontes de poluição e a hidrodinâmica do sistema ao estado final do corpo receptor, a exemplo dos trabalhos realizados por Santos et al. (2008), Niencheski e Baumgarten (2007), Janeiro et al. (2008) e Marques et al. (2006). Entretanto, é preciso inserir o conhecimento dessas relações na gestão de recursos hídricos, especialmente em corpos d'água onde o conceito de vazão de

referência, usualmente adotado para definição de padrões de qualidade em rios, não caracteriza a hidrodinâmica e a dispersão de contaminantes no local, devido as diferentes variáveis envolvidas.

### **1.3. Relevância do estudo de caso**

A área de estudo consiste na região nordeste da Laguna dos Patos, situada no sul do Brasil e considerada a maior lagoa costeira estrangulada do mundo (KJERFVE, 1986). As lagoas costeiras são amplamente reconhecidas como sendo particularmente vulneráveis à eutrofização e às mudanças ambientais futuras (LLORET et al., 2008), agravadas pela alta taxa de crescimento populacional e desenvolvimento econômico observada no seu entorno. A circulação de água nas lagoas costeiras é amplamente dependente de sua morfologia e de fatores hidroclimáticos, como vazões afluentes, ventos e maré. A grande variabilidade desses fatores irá influenciar na hidrodinâmica local e, portanto, na dispersão de poluentes, tornando a gestão desses sistemas ainda mais complexa.

A necessidade de estudos nesta região é, em parte, gerada pelo alto interesse ambiental (MMA, 2006) e econômico (turístico, de navegação, pesca artesanal e para irrigação) e pelos efeitos em sua maioria negativos da interferência humana. A Laguna dos Patos recebe significativas entradas antropogênicas resultantes do grande aumento da população e industrialização, principalmente nos arredores de Porto Alegre e Rio Grande, e das grandes áreas plantadas com arroz e soja em sua bacia hidrográfica com uso intensivo de fertilizantes e agrotóxicos (NIENCHESKI; BAUMGARTEN, 2007; NIENCHESKI et al., 2004).

Importantes questões relativas à redução dos impactos negativos e potenciais mudanças na laguna necessitam de um bom conhecimento dos processos hidrodinâmicos para serem respondidas (FERNANDES, 2001). Contudo, estudos que buscam unir variáveis hidrodinâmicas e ambientais nas áreas costeiras têm se concentrado mais na região marinha e estuários, deixando um pouco de lado as lagoas costeiras (LOPARDO, 2002).

Devido à grande escala deste corpo de água, medições diretas da dinâmica e da qualidade da água são caras e exigem grandes esforços experimentais. Embora algumas campanhas de medições e o uso de técnicas de modelagem tenham melhorado o entendimento da hidrodinâmica da Laguna dos Patos, ainda há muitos aspectos a serem analisados. Por exemplo, os modelos usualmente utilizados não ofereceram a possibilidade de facilmente incorporar na hidrodinâmica modelos de qualidade da água (FERNANDES, 2001), oferecendo ferramentas para a gestão integrada dos aspectos qualitativos e quantitativos. Alguns cenários de condições de vento e vazões ou simulações de longos períodos também não foram estudados.

Ademais, a circulação na região nordeste da laguna e sua ligação com a Lagoa do Casamento ainda foi pouco analisada. Na região, há um significativo lançamento de efluentes tratados de uma indústria de cervejas e refrigerantes, cujo local de lançamento será analisado no presente estudo.

#### **1.4. Objetivo**

O objetivo deste trabalho é compreender as relações entre as condições hidrodinâmicas e a dispersão de poluentes na região nordeste da Laguna dos Patos, a partir da análise de cenários variando os principais fatores determinantes da hidrodinâmica local e características de um lançamento de um efluente, buscando identificar formas de utilizar a modelagem hidrodinâmica para melhorar a gestão do corpo hídrico e de lançamento de efluentes.

## **2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

O presente capítulo apresenta uma revisão conceitual e bibliográfica sobre gestão da qualidade de água do ponto de vista das políticas públicas existentes para proteção dos corpos hídricos, da gestão dos efluentes líquidos pelas indústrias e das ferramentas para avaliação da qualidade dos corpos hídricos. São destacados os instrumentos existentes na legislação brasileira que regulamentam o lançamento de efluentes nos corpos d'água nacionais objetivando a manutenção da qualidade de água em condições compatíveis com os usos pretendidos e de suas funções ecossistêmicas. Em especial, é discutido em todos os itens como a hidrodinâmica do corpo d'água receptor, e sua influência na dispersão dos efluentes e na condição final de qualidade no corpo hídrico, é considerada ou pode ser incorporada na gestão da qualidade da água. Dentre as ferramentas de avaliação de qualidade, é enfatizado o uso de modelos hidrodinâmicos e de transporte de massa e apresentado o modelo IPH-A (BORCHE, 1996), utilizado no presente estudo.

### **2.1. POLÍTICAS PARA PROTEGER A QUALIDADE DA ÁGUA SUPERFICIAL**

As descobertas dos inúmeros danos ambientais resultantes das práticas inadequadas das disposições dos resíduos têm aumentado o conhecimento e a preocupação da população sobre essa questão. Nos últimos anos, essa preocupação tem sido manifestada e concretizada através da promulgação de uma série de legislações federais, estaduais e municipais.

A partir de uma perspectiva econômica, os problemas ambientais podem ser moldados como falhas de mercado utilizando tanto a teoria dos bens públicos (incapacidade do mercado incorporar a disposição a pagar por algo que o consumidor possa consumir sem ter de pagar para adquiri-lo, como qualidade ambiental) como a teoria das externalidades (efeito de propagação associado à produção ou ao consumo de um bem que gera custos a um terceiro) (THOMAS; CALLAN, 2012). Ambos os casos são exacerbados por um terceiro tipo de falha de mercado: informação imperfeita, visto que em muitos casos os consumidores não estão totalmente conscientizados dos benefícios da melhoria da qualidade ambiental. Logo, a poluição ambiental persiste porque os mecanismos de incentivo que normalmente proporcionam uma solução eficiente em um mercado perfeito são incapazes de operar e o governo sente-se obrigado a intervir.

A intervenção governamental pode ser na forma de mecanismos de regulação direta (comando-e-controle) ou utilizando ferramentas econômicas, conforme apresentado por Thomas e Callan (2012) e ARMCANZ e ANZECC (1997) e descrito resumidamente a seguir. Tradicionalmente, o governo tende a implementar políticas de proteção à qualidade da água através de regulações do tipo comando-e-controle, que determinam uma intervenção direta sobre os agentes. Essa forma de abordagem utiliza regras ou padrões para controlar a liberação de poluentes, e tem o seu melhor exemplo de aplicação no Clean Water Act dos Estados Unidos. A fim de obter bons resultados, devem ser utilizadas junto com sistemas de monitoramento e aplicação de sanções de não cumprimento. Embora possa obter efeitos satisfatórios, especialmente durante os períodos iniciais do processo de gestão da bacia, essa abordagem pode ser cara e inconveniente para os usuários e não considera o valor da água

como um recurso econômico escasso. À medida que os problemas a serem atacados tornam-se mais complexos, os instrumentos baseados somente nos conceitos de comando-e-controle tendem a se esgotar e a gestão precisa apoiar-se em instrumentos de aplicação mais difícil, como são os mecanismos econômicos, e em outros mais caros, como os sistemas de informação (PORTO; PORTO, 2008).

Os padrões são a base fundamental da maior parte das políticas públicas do tipo comando-e-controle e podem ser especificados como padrões ambientais, padrões baseados em desempenho ou padrões baseados em tecnologia. Esses padrões devem ser definidos com base nos usos pretendidos dos recursos hídricos e deveriam integrar aspectos ambientais, sociais e econômicos.

Os padrões baseados em tecnologia determinam o equipamento ou o método que deve ser utilizado para atingir algum nível de redução da contaminação. Exemplo é a exigência de que o poluidor adote a 'melhor tecnologia disponível' no momento (*best available technology*).

Os padrões baseados em desempenho especificam um limite máximo de emissões de poluentes para cada poluidor. Bleninger e Jirka (2010) apontam para o fato desses padrões de emissões serem preferíveis da perspectiva administrativa por serem mais fáceis de prescrever e monitorar, mas não consideram diretamente a resposta do corpo d'água em termos qualitativos e não tornam o poluidor responsável pelo estado do corpo hídrico. Portanto, podem não ser suficientes para o atendimento da qualidade de água necessária aos usos pretendidos.

Os padrões de ambiente referem-se a metas de qualidade do meio ambiente a ser atingida, tipicamente expresso em concentração máxima de poluente permitida. A definição dos padrões ambientais deve respeitar os usos pretendidos e as condições naturais dos corpos de água. Entretanto, os padrões ambientais impostos pelo governo usualmente possuem pouca ou nenhuma flexibilidade, reduzindo sua eficiência. Esses padrões são mais difíceis de monitorar e aumentam a necessidade de modelagem de previsão, mas possuem a vantagem de considerar diretamente as respostas física, química e biológica do corpo hídrico devido às emissões.

Embora tenha sido responsável por grandes avanços na gestão da qualidade da água, a abordagem comando-e-controle, entretanto, possui algumas limitações. Ela pode ser inflexível, resultando em grandes custos para atingir pequenos resultados; exige mecanismos de punição com fiscalização e multas; pode desencorajar inovações tecnológicas que poderiam reduzir custos ou resultar em benefícios ambientais além da conformidade; e é pouco efetiva ao tratar as fontes de poluição difusas (CLINTON; GORE, 1995), visto que não há uma identificação clara do poluidor ou da relação causa-efeito entre poluente e o respectivo impacto.

Recentemente, abordagens de mercado têm sido introduzidas progressivamente às políticas públicas. Essas abordagens tentam garantir que as decisões de uso dos recursos considerem todos os benefícios e custos sociais relevantes, inclusive os ambientais, como forma de influenciar os agentes responsáveis pelo dano ambiental. Estão, portanto, de acordo com o conceito de poluidor-pagador, que expressa a noção de que os custos da poluição

devem ser internalizados. Exemplos de ferramentas econômicas utilizadas incluem o mercado de licenças de poluição, taxas sobre a liberação de poluentes, pagamento por serviços ambientais e subsídios para instalações menos poluidoras. Um dos principais empecilhos consiste na dificuldade de quantificação de todos os benefícios e custos envolvidos.

Análises econômicas como auxílio à gestão dos recursos hídricos, bem como exemplos do uso de instrumentos econômicos na busca de uma alocação eficiente deste recurso, podem ser encontradas em Thomas e Callan (2012), Hashimoto e Barrett (1991) e FAO (1995), enquanto Onishi et al. (2013) aborda exclusivamente o pagamento por serviços ambientais.

A utilização conjunta dos diferentes tipos de medidas aumenta a eficiência do sistema. O critério de eficiência requer que os benefícios econômicos das políticas excedam os seus custos. No entanto, outros fatores necessitam ser considerados como saúde pública, impacto ambiental, impacto fiscal, aceitabilidade política e pública, sustentabilidade e viabilidade administrativa (FAO, 1995).

### **2.1.1. Legislação brasileira**

O Brasil possui uma condição privilegiada em termos de recursos hídricos. O país detém em torno de 13% da água doce superficial do planeta, o que sustentou uma cultura de uso abusivo deste recurso durante muito tempo (ANA, 2011). A situação começou a mudar devido ao não atendimento, em algumas regiões do país, das necessidades crescentes da população em termos quantitativos ou qualitativos. O intenso processo de urbanização e industrialização das últimas décadas não foi acompanhado pelo aumento proporcional dos serviços de coleta e tratamento dos esgotos. O alto percentual de desconformidade com a classe padrão de enquadramento observada em rios monitorados (51% em relação aos coliformes termotolerantes, 42% em relação ao fósforo total e 31% em relação ao oxigênio dissolvido) tem origem principalmente nos esgotos domésticos e nas cargas difusas (ANA, 2011).

O déficit dos serviços de esgotamento sanitário no Brasil é enorme. A fração de esgotos domésticos urbanos coletados é de 50,6% e apenas 34,6% são tratados (SNSA, 2012). A operação precária de muitas das estações de tratamento de efluentes (ETE) existentes é outro fator preocupante. Do volume total de esgotos tratados por dia no Brasil (8,5 milhões de m<sup>3</sup>), apenas 10% passam por tratamento terciário (IBGE, 2008). Dessa forma, os esgotos domésticos ainda representam a principal pressão sobre a qualidade dos recursos hídricos do país.

Na área rural, onde a porcentagem de esgoto tratado é menor, o desmatamento e manejo inadequado do solo causam carreamento de sedimentos para os corpos d'água, os quais podem estar associados a fertilizantes e agrotóxicos aplicados sem o devido controle técnico, causando o assoreamento e comprometendo a qualidade das águas (ANA, 2012). A criação intensiva de animais, a mineração e o déficit de tratamento de efluentes industriais são outros dos principais temas preocupantes.

O Código de Águas de 1934 (Decreto Federal nº 24.643, de 10 de julho de 1934) foi o primeiro diploma legal a abordar especificamente a proteção da qualidade da água no Brasil.

No entanto, conforme explanado por Costa e Perin (2004, p. 354) em análise da evolução legislativa da matéria, “o tema já havia sido superficialmente abordado no Código Civil de 1916, [...] quando dispôs sobre o uso da água sem comprometimento de suas qualidades naturais, sob pena de indenização a quem se viu prejudicado”.

Atualmente, a preservação e restauração dos recursos hídricos com vistas à sua utilização racional e disponibilidade permanente está presente entre os objetivos da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA, Lei Federal nº 6938 de 1981) e da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH, Lei Federal nº 9433 de 1997). Com o intuito de assegurar a qualidade de corpos hídricos superficiais em concordância com seus usos previstos, a legislação brasileira utiliza principalmente padrões de ambiente (enquadramento dos corpos hídricos) e de desempenho (padrões de lançamento de efluentes), reforçados por sanções penais para o caso de não cumprimento dos mesmos e pela outorga e cobrança pelo uso da água.

Entre os instrumentos da PNMA estão o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental; o zoneamento ambiental; a criação de espaços especialmente protegidos; as penalidades disciplinares ou compensatórias ao não cumprimento das medidas necessárias à preservação ou degradação da qualidade ambiental; e o licenciamento ambiental. Dependem de prévio licenciamento do órgão ambiental competente, os empreendimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais considerados efetiva ou potencialmente poluidores, bem como os empreendimentos capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental (Resolução do CONAMA nº 237 de 1997). No caso de significativa degradação do meio, a licença dependerá de prévio estudo de impacto ambiental e respectivo relatório de impacto sobre o meio ambiente, ao qual deverá ser dada publicidade.

A água no país é um bem de domínio público, sendo a bacia hidrográfica a unidade territorial para implantação da PNRH. A gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do poder público, dos usuários e das comunidades nos Comitês de Bacia. Entre as diretrizes gerais de ação para implantação da PNRH está a indissociabilidade dos aspectos de quantidade e qualidade; a adequação da gestão de recursos hídricos às diversidades regionais; e a integração com a gestão ambiental e com a de uso do solo. Os instrumentos utilizados para atingir os objetivos da PNRH são: os Planos de Recursos Hídricos (feitos por bacia hidrográfica, por estado e para o país), o enquadramento dos corpos d'água, a outorga de direito de uso, a cobrança pelo uso da água, a compensação aos municípios (cujos artigos a ele dedicados foram vetados) e o sistema de informações sobre recursos hídricos.

“Os Planos de Recursos Hídricos são planos diretores que visam a fundamentar e orientar a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e o gerenciamento dos recursos hídricos” (Art. 6º da Lei Federal nº 9433 de 1997). Trata-se de planos de longo prazo que incluem o diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos da bacia, e o balanço entre disponibilidades e demandas futuras dos recursos hídricos, considerando cenários de desenvolvimento, em quantidade e qualidade, com identificação de conflitos potenciais. Os planos também preveem metas para melhoria da qualidade e quantidade dos recursos hídricos e medidas a serem tomadas para o atendimento das metas previstas, prioridades para outorga e critérios para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos.

O Sistema de Informações em Recursos Hídricos objetiva reunir, dar consistência, divulgar e atualizar informações sobre a situação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos no Brasil e fornecer subsídios para a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos (Art. 27 da Lei Federal nº 9433 de 1997).

Os usos de recursos hídricos que alterem o regime, a quantidade ou a qualidade da água existente em um corpo de água estão sujeitos à outorga (concessão do direito de uso dos recursos hídricos) e à cobrança pelo uso. A cobrança pelo uso da água e a compensação aos municípios são instrumentos de incentivo econômico à gestão adequada dos recursos hídricos. O uso de instrumentos econômicos também está previsto no PNMA ao colocar entre seus objetivos a imposição, ao poluidor e ao predador, de recuperar e/ou indenizar os danos causados e, ao usuário, da contribuição pela utilização de recursos ambientais com fins econômicos.

A cobrança objetiva: reconhecer a água como bem econômico e dar ao usuário uma indicação de seu real valor; incentivar a racionalização do uso da água; e obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos. Entretanto, assim como em outros países, o preço da água utilizado nas bacias em que a cobrança já foi implementada não atinge esses objetivos (RIBEIRO et al., 1998; LANNA; LAIGNEAU, 2000). Para a cobrança do lançamento, os Comitês de Bacia têm usualmente adotado a carga de DBO lançada (ANA, 2014). Entretanto, o uso da vazão de água necessária à diluição do efluente lançado facilita as análises dos pleitos de outorga que realizam lançamento de efluentes, unificando, dessa forma, a gestão dos usos de água para captação ou consumo e para lançamento de efluentes (SILVA, 2007).

Os instrumentos de comando-e-controle de enquadramento dos corpos hídricos e outorga pelo uso da água da PNRH e a definição de padrões de qualidade dos corpos hídricos e de lançamento de efluentes são comentados em itens destacados a seguir.

### **Enquadramento e classes dos corpos hídricos**

O enquadramento é o “estabelecimento da meta ou objetivo de qualidade da água (classe) a ser, obrigatoriamente, alcançado ou mantido em um segmento de corpo de água, de acordo com os usos preponderantes pretendidos” (Resolução do CONAMA nº 357 de 2005). O processo engloba a identificação dos usos da água mais restritivos e as metas pretendidas para utilização da água do corpo hídrico, o que deve ser feito de forma participativa e descentralizada, considerando a conjuntura real da bacia hidrográfica e as necessidades estabelecidas pela comunidade.

O estabelecimento de critérios e padrões de qualidade ambiental é um dos objetivos e instrumentos da PNMA e é de competência do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). A classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos d'água superficiais do território nacional foram definidas pela Resolução do CONAMA nº 357 de 2005. Os corpos hídricos nacionais são classificados em treze classes de qualidade de acordo com seus usos preponderantes: 5 classes de água doce, 4 de água salina e 4 de águas salobras. A resolução determina padrões ambientais de qualidade das águas que estabelecem limites



individuais para cada substância em cada classe. Caso o corpo hídrico receptor não apresente o enquadramento pelo respectivo Comitê de Bacia no âmbito do seu plano de recursos hídricos, será considerado como classe 2. A escolha dos parâmetros de qualidade de água utilizados para subsidiar a proposta de enquadramento (entre os mais de 100 condições e padrões listados) deve considerar as características e os principais problemas observados na bacia. “Nas bacias hidrográficas em que a condição de qualidade dos corpos de água esteja em desacordo com os usos preponderantes pretendidos, deverão ser estabelecidas metas obrigatórias, intermediárias e final de melhoria da qualidade da água para efetivação dos respectivos enquadramentos, excetuados os parâmetros que excedam aos limites devido às condições naturais.” (Resolução do CONAMA nº 357 de 2005, art. 38).

As ações de gestão referentes ao uso dos recursos hídricos, tais como a outorga e cobrança pelo uso da água, ou referentes à gestão ambiental, como o licenciamento, termos de ajustamento de conduta e o controle da poluição, deverão basear-se nas metas progressivas intermediárias e final aprovadas pelo órgão competente para a respectiva bacia hidrográfica ou corpo hídrico específico.

O enquadramento dos corpos hídricos impactará os usos de água permitidos na bacia, visto que as alterações na qualidade e/ou quantidade dos recursos hídricos ocasionados pelos usos não poderá deixar a qualidade da água em desacordo com as metas definidas. O enquadramento também impactará os custos de combate à poluição das águas, devendo buscar sua redução mediante ações preventivas. A resolução, entretanto, permite a alteração dos limites de algumas substâncias em decorrência de condições naturais ou caso estudos específicos comprovem que os novos valores não acarretarão prejuízos para os usos previstos.

Esta abordagem permite que se avance de forma gradual no controle da poluição, o que é fundamental para os países com menos recursos disponíveis para investimento. A utilização apenas destes padrões permitiria a utilização da capacidade natural de assimilação dos corpos d'água como parte do tratamento dos efluentes de forma a reduzir os custos. Embora alguns autores citem que a capacidade que um corpo d'água tem de assimilar os despejos, sem apresentar problemas do ponto de vista ambiental, é um recurso natural que pode ser explorado desde que feito com parcimônia e dentro de critérios técnicos seguros e bem definidos, sendo justificada pela carência de recursos (von Sperling, 2005), este tema é controverso e ainda gera discussões.

Como pontos negativos, Houck (1999) cita a dificuldade de controlar a qualidade final do corpo hídrico pelo caráter estocástico das vazões e pela variabilidade dos lançamentos; e o fato da descentralização que ocorre no controle da poluição diminuir a eficiência do processo.

A concentração final das substâncias nos corpos d'água depende das características do corpo hídrico que influenciam a diluição e dispersão dessas substâncias no tempo e no espaço, entre outros processos que determinam o aumento ou redução da substância no corpo hídrico. Dessa forma, o enquadramento é uma importante ferramenta de integração dos aspectos qualitativos e quantitativos da gestão de recursos hídricos, e entre a PNMA e PNRH.

Os valores limites dos parâmetros estabelecidos para as classes de enquadramento devem ser obedecidos nas condições de vazão de referência (Resolução do CONAMA nº 357 de 2005), sendo indicado que para os corpos de água intermitentes ou com regime de vazão que

apresente diferença sazonal significativa, as metas progressivas obrigatórias podem variar ao longo do ano, de acordo com a vazão (Art. 38, § 5º).

### **Vazão de referência e zona de mistura**

A vazão de referência consiste na vazão do corpo hídrico utilizada como base para o processo de gestão, tendo em vista o uso múltiplo e a necessária articulação entre os sistemas nacionais de meio ambiente e de gestão dos recursos hídricos (SISNAMA e SINGRH) (Resolução do CONAMA nº 357 de 2005). Portanto, deve oferecer base técnica para garantir os usos múltiplos e “proteger os corpos hídricos, impedindo que os volumes outorgados venham a comprometer as condições necessárias à manutenção dos ecossistemas terrestres e aquáticos” (GRANZIERA, 2013).

As concentrações padrões das substâncias para enquadramento devem ser estabelecidas para a condição de vazão de referência. Quando a vazão é menor que a vazão de referência é facultado ao Poder Público o estabelecimento de restrições e medidas adicionais (Art. 12 da Resolução do CONAMA nº 357 de 2005).

Entretanto, os critérios para determinação da vazão de referência não foram definidos na legislação nacional, deixando em aberto um dos principais critérios de enquadramento (GRANZIERA, 2013). A tendência tem sido a definição pelos Estados de uma vazão mínima constante, associada a um alto tempo de permanência no trecho do rio, a exemplo da Q95 (vazão com 95% da curva de permanência) e da Q7,10 (mínima vazão média de 7 dias com 10 anos de tempo de retorno). Não obstante os Estados assumem uma postura ainda mais conservadora ao fixarem um percentual dessas vazões de referência como máxima vazão outorgável. Um resumo das vazões outorgáveis por estado brasileiro pode ser encontrado no estudo de Pinto et al. (2016). Os autores destacam que “apesar de amplamente aceito que não existe um valor de fluxo único capaz de conservar um ecossistema, nenhuma legislação estadual ou mesmo federal incorporou em seu texto a importância da adoção de hidrogramas ecológicos e a sazonalidade da oferta hídrica.”

Ribeiro e Lanna (2003) indicam que outros critérios de outorga, em que a vazão máxima outorgável variaria segundo a dinâmica hidrológica e meteorológica da bacia, ao invés de se fixar uma vazão de referência, poderia otimizar o uso da água, tentando-se evitar que em épocas do ano com maior disponibilidade hídrica fossem impostas restrições desnecessárias aos usuários. Entretanto, esse sistema é de difícil implementação o que poderia comprometer a aplicabilidade do instrumento e exigir grande fiscalização por parte do órgão gestor. É preciso considerar também que a variação temporal da capacidade assimilativa do corpo hídrico e das emissões de poluentes podem tornar o período de vazões maiores mais crítico para a qualidade de água. É o caso da poluição por fontes difusas que usualmente aumenta após eventos de chuva, sendo associada a vazões maiores. Neste sentido, Garcia (2011) sugere uma classificação dos corpos hídricos por porcentagem do tempo de atendimento às concentrações limites, considerando fontes pontuais e difusas, a fim de introduzir a ideia da avaliação do rio ao longo do tempo e não somente para uma condição limite. Porto (2002) indica que o enquadramento deve dar diretrizes para a frequência das

violações do enquadramento permitidas e em quanto o padrão pode ser excedido; e que o padrão pode ter características de sazonalidade.

Outro aspecto a ser considerado é que os processos de mistura em rios são usualmente mais eficientes do que em corpos d'água com tempos de residência maiores. Em reservatórios, lagos e lagoas, por exemplo, o fenômeno torna-se mais complexo pela possível existência de estratificação de densidades, variações no plano horizontal, a possível formação de zonas com baixas velocidades e altos tempos de residência e influência importante de outras variáveis, além da vazão, que sejam determinantes para a dispersão nesses ambientes, tais como a maré, a intrusão salina e o regime de ventos.

A legislação (resolução CONAMA nº 430 de 2011) define que a concentração do efluente no corpo receptor (CECR) será estabelecida por:

- para corpos receptores confinados por calhas (rio, córregos, etc):

$$CECR = [(vazão\ do\ efluente) / (vazão\ do\ efluente + vazão\ de\ referência\ do\ corpo\ receptor)] \times 100;$$

- para áreas marinhas, estuarinas e lagos a CECR é estabelecida com base em estudo da dispersão física do efluente no corpo hídrico receptor, sendo a CECR limitada pela zona de mistura definida pelo órgão ambiental.

Reconhece assim corpos hídricos em que não é aplicável a vazão de referência. A resolução CONAMA nº 357 de 2005, de forma mais explícita, indica em seu Art. 38 que nas baías de águas salinas ou salobras, ou outros corpos hídricos onde não seja aplicável a vazão de referência, “deverão ser elaborados estudos específicos sobre a dispersão e assimilação de poluentes no meio hídrico” para análise do atendimento às metas progressivas obrigatórias, intermediárias e final de qualidade do corpo hídrico. É especificado apenas que deverá ser estimada com base em modelos teóricos aceitos pelo órgão ambiental competente, sendo específica para cada parâmetro, e que não deve comprometer os usos da água. Portanto, é reconhecida a particularidade também destes corpos d'água, devido às condições de salinidade, estratificação e condições de mistura, onde também não é aplicável o conceito de vazão de referência. Destaca-se que o uso e ocupação da zona costeira, que inclui municípios estuarinos-lagunares, deve observar as regras apresentadas no Decreto nº 5.300 de 7 de dezembro de 2004, que define normas gerais visando à gestão ambiental da zona costeira do país.

A zona de mistura é definida como a região do corpo receptor que se estende do ponto de lançamento do efluente e é delimitada pela superfície em que é atingido o equilíbrio de mistura entre os parâmetros físicos e químicos, bem como o equilíbrio biológico do efluente e do corpo receptor, sendo específica para cada parâmetro (Resolução do CONAMA, nº 430 de 2011). Valores superiores aos limites das concentrações para as classes de enquadramento podem ser admitidos dentro da zona de mistura. Os limites máximos e critérios de determinação dessa zona, entretanto, não foram definidos. É especificado apenas que deverá ser estimada com base em modelos teóricos aceitos pelo órgão ambiental competente, sendo específica para cada parâmetro, e que não deve comprometer os usos da água.

A diversidade de condições de descarga e condições ambientais do corpo receptor resulta em um grande número de padrões de mistura que determinarão a configuração da zona de mistura e seu impacto no corpo hídrico. Especificações, recomendações e os procedimentos a serem utilizados ainda necessitam ser definidos para se evitar altas concentrações na pluma sobre longas distâncias e impactos em regiões sensíveis. Como exemplo, cita-se os diversos documentos publicados pela agência de proteção ambiental americana (U. S. EPA) dando orientações para a determinação dessas zonas. Uma compilação pode ser verificada em U. S. EPA (2006).

Há também a possibilidade de atendimento aos padrões da qualidade de água estabelecidos, nas condições de volume disponível (Art. 12 da resolução CONAMA nº 430 de 2011), embora sua definição, método de determinação ou circunstâncias de aplicação também não estejam especificadas. Uma das formas de utilização deste parâmetro seria a união dos critérios de zona de mistura com um nível d'água de referência.

### **A outorga pelo uso da água para diluição**

O conhecimento da disponibilidade e dos usos de água na bacia é essencial para a correta gestão desse recurso. A outorga é o ato administrativo mediante o qual o Poder Público outorgante (União, Estados ou Distrito Federal) concede ao outorgado (usuário da água) o direito de uso dos recursos hídricos, bem de domínio público, por prazo determinado, nos termos e condições estabelecidas no referido ato administrativo. É através da outorga que o Poder Público promove a harmonização entre os múltiplos usos, conforme a disponibilidade em cada bacia hidrográfica, as prioridades de uso estabelecidas nos Planos de Recursos Hídricos, a classe em que o corpo de água estiver enquadrado e a manutenção de condições adequadas ao transporte aquaviário, quando for o caso. A outorga, assim como a cobrança, pode ser utilizada como um instrumento de implantação de sistemas de gestão de demanda e uso racional da água, além de permitir que se faça o disciplinamento do tipo de atividade a ser implantada na bacia e, portanto, também auxiliar na gestão territorial (PORTO, 2002).

Os usos de recursos hídricos que alterem o regime, a quantidade ou a qualidade da água existente em um corpo de água estão sujeitos à outorga e à cobrança pelo uso. Inclui-se entre esses usos o "lançamento em corpo hídrico de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final" (artigo 12, inciso III da Lei Federal nº 9.433 de 1997). A exceção são os usos considerados insignificantes e os usos para a satisfação das necessidades de pequenos núcleos populacionais, distribuídos no meio rural, conforme definido nos Planos de Bacia Hidrográfica. Embora não sejam sujeitos a outorga, esses usos devem ser computados para verificação dos balanços quali-quantitativos.

A outorga para diluição é o reconhecimento que deve ser prevista uma disponibilidade de água para esse fim. Para os corpos hídricos da União, a Resolução da ANA nº 219 de 2005 determina que "somente serão avaliados os parâmetros relativos à temperatura, DBO e, em locais sujeitos à eutrofização, ao fósforo e ao nitrogênio".

O Art. 13 da Lei Federal nº 9433 de 1997 estabelece que toda outorga estará condicionada a respeitar a classe em que o corpo hídrico estiver enquadrado. Logo, a outorga

dos lançamentos visa garantir que o padrão ambiental será mantido até as condições previstas para a vazão de referência adotada e, portanto, que os lançamentos não afetem os usos pretendidos em cada trecho.

Adicionalmente, a outorga, por ser um instrumento que envolve direitos de uso, é um dos documentos exigidos no processo de licenciamento ambiental (Resolução CONAMA n° 237 de 1997). Consequentemente, os órgãos gestores de meio ambiente e de recursos hídricos deverão trabalhar de forma plenamente articulada, visto que as eficiências de tratamento de efluentes definidas na licença de instalação ambiental e as correspondentes cargas poluidoras remanescentes deverão estar em consonância com as vazões que poderão ser alocadas para a diluição desses poluentes, e vice-versa (SILVA; MONTEIRO, 2004).

Conforme apresentado anteriormente, o uso da capacidade assimilativa dos corpos hídricos ainda gera discussão. Cruz (2001) ressalta que o uso de água para diluição de efluentes é proibido em alguns países, a exemplo de Israel, que proíbe a poluição, e da lei das águas dos Estados Unidos, que prevê a eliminação de lançamentos de poluição nos rios americanos e o encontro de níveis de qualidade adequados para peixes e natação. No Brasil, a outorga permite a utilização de parte da água de um corpo hídrico para diluição dos efluentes, não tendo função de autorizar o lançamento. Ressalta-se que a Resolução n° 430 de 2011 do CONAMA proíbe o lançamento “in natura” em seu artigo 3°: “Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis. ” Portanto, a outorga seria concedida apenas para poluição remanescente de efluentes tratados.

Para a instrução de um processo de outorga, é necessário considerar a disponibilidade hídrica (oferta) e a demanda, incluindo as necessidades ecológicas. A demanda pode ser estimada a partir do cadastro atualizado de usuários e de direitos de uso, enquanto a disponibilidade hídrica varia no tempo e no espaço e é estimada a partir da avaliação do regime hidrológico da bacia (CRUZ, 2001). No caso da outorga para diluição de poluentes, também devem ser analisadas as características dos efluentes e de qualidade dos corpos hídricos, suas condições de autodepuração e o impacto cumulativo desses usos nos corpos de água.

Os critérios gerais para a outorga de lançamento de efluentes estão definidos na Resolução n° 16 de 2001 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). O Art. 16 inciso III estabelece que o requerimento de outorga de uso de recursos hídricos com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final deve incluir a vazão máxima instantânea e volume diário a ser lançado no corpo de água receptor e regime de variação do lançamento e as concentrações e cargas de poluentes físicos, químicos e biológicos.

A Resolução do CNRH n° 140/2012 em seu artigo 4° determina ainda que:

Na análise dos pedidos de outorga de lançamento de efluentes com fins de diluição em corpos de água superficiais serão observadas:

I - as características quantitativas e qualitativas dos usos dos recursos hídricos e do corpo receptor para avaliação da disponibilidade hídrica, levando em consideração os usos outorgados e cadastrados a montante e a jusante da seção em análise;

II - as condições e padrões de qualidade, relativos aos parâmetros outorgáveis, referentes à classe em que o corpo de água estiver enquadrado ou às metas intermediárias formalmente instituídas;

III - as vazões de referência [que representa a disponibilidade hídrica do curso de água, associada a uma probabilidade de ocorrência];

IV - a capacidade de suporte do corpo de água receptor quanto aos parâmetros adotados; e

V - outras referências tecnicamente justificadas.

A resolução determina que a outorga “será dada em quantidade de água necessária para a diluição da carga poluente, que pode variar ao longo do prazo de validade da outorga, com base na classe de enquadramento e/ou em critérios específicos definidos no correspondente plano de recursos hídricos ou pelos órgãos competentes”. As vazões e volumes outorgados poderão ficar indisponíveis, total ou parcialmente, para outros usos no corpo de água, considerando o balanço hídrico e a capacidade de autodepuração do corpo hídrico receptor. Entretanto, Silva (2007) observou que a cobrança dos usuários era usualmente feita sobre o lançamento de efluentes e não sobre a diluição, citando como exemplo as estruturas de cobrança da Bacias do Piracicaba, Capivari e Jundiá e do Piracicaba, que cobravam pelo lançamento de cargas de matéria orgânica (kg/dia) lançada.

A vazão de diluição de efluentes é a vazão necessária para diluir determinada concentração de dado parâmetro de qualidade, de modo que o corpo de água, após a mistura com o efluente, atenda ao enquadramento estabelecido ou à meta intermediária. Desse modo, as interferências qualitativas no corpo hídrico são “transformadas” em equivalentes quantitativos, unificando as análises quantitativas e qualitativas pertinentes. O uso da vazão de diluição como critério para outorga qualitativa possui como desvantagem a quantificação das vazões de diluição, sendo uma das vantagens a unificação do processo em termos de entendimento e fiscalização (RIBEIRO; LANNA, 2003). Conforme proposta de Cardoso e Monteiro (2004), admite-se sempre que o manancial receptor do efluente está na condição natural de concentração do parâmetro de qualidade em estudo, a fim de avaliar o quanto cada usuário comprometerá qualitativamente o manancial em termos absolutos, de forma independente e sem a interferência de outros usuários.

### **Padrões de lançamento de efluentes**

Os padrões de emissão ou de lançamento visam estabelecer limites para as concentrações de poluentes que podem ser lançadas no corpo receptor. Sua utilização tem por objetivo responsabilizar o poluidor e permitir uma fiscalização objetiva para torná-lo facilmente imputável pela violação cometida (PORTO, 2002).

No Brasil, os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados nos corpos receptores depois do devido tratamento e desde que obedeçam às condições e padrões de lançamento de efluentes dispostos na Resolução do CONAMA nº 430 de 2011, que complementou e alterou o disposto na Resolução nº 357 de 2005, exceto nos casos permitidos pela autoridade competente. Um histórico da elaboração e as principais alterações da resolução de 2011 podem ser verificados em Zanardi Jr. e Tavares (2011).

Os padrões de lançamento listados na resolução referem-se a valores máximos de parâmetros orgânicos e inorgânicos permitidos e outras condições de lançamento. Por exemplo, a vazão máxima do regime de lançamento é de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor e exige-se uma remoção mínima de 60% da demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

As emissões também não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as condições e padrões de qualidade de água estabelecidos para as respectivas classes ou metas do enquadramento, nas condições da vazão de referência ou volume disponível. Exceção feita à zona de mistura, onde são admitidas concentrações de substâncias em desacordo com os padrões de qualidade estabelecidos para o corpo receptor, desde que não comprometam os usos previstos para o mesmo e que a extensão e as concentrações de substâncias na zona de mistura sejam objetos de estudo.

Embora não haja legislação específica que estabeleça padrões de tecnologia para as diferentes atividades, a exemplo dos documentos de referência das melhores tecnologias disponíveis (best available techniques - BAT/BREF) adotadas pelo IPCC e IED, a norma de lançamento de efluente diz que o órgão competente pode exigir tecnologia ambientalmente adequada e economicamente viável para o tratamento dos efluentes, compatível com as condições do respectivo corpo receptor.

O órgão ambiental competente deve, por meio de norma específica ou no processo de licenciamento da atividade ou empreendimento, estabelecer a carga poluidora máxima para o lançamento das substâncias. Também pode ser exigida a apresentação de estudo da capacidade de suporte do corpo receptor e estabelecidas medidas adicionais para quando a vazão do corpo receptor estiver abaixo da vazão de referência e para alterações dos limites ambientais.

Um grande avanço da resolução CONAMA nº 430 de 2011 é a definição de diretrizes para a gestão de efluentes pelos poluidores. Os responsáveis pelas fontes poluidoras dos recursos hídricos ficam obrigados a realizar o automonitoramento para controle e acompanhamento periódico dos efluentes lançados nos corpos receptores e apresentar declaração de carga poluidora anualmente ao órgão ambiental competente. Também deverão buscar práticas de gestão de efluentes com vistas ao uso eficiente da água, à aplicação de técnicas para redução da geração e melhoria da qualidade de efluentes gerados e, sempre que possível e adequado, proceder à reutilização. No controle das condições de lançamento, é vedada, para fins de diluição antes do seu lançamento, a mistura de efluentes com águas de melhor qualidade.

As exigências e deveres previstos nas resoluções citadas caracterizam obrigação de relevante interesse ambiental. O não cumprimento ao disposto acarreta aos infratores, entre outras, às sanções previstas na Lei nº 9.605 de 1998 e respectiva regulamentação (suspensão de atividades, interdição, prestação de serviço à comunidade, multa, privação de liberdade, etc.).

Para o caso dos efluentes de unidades de tratamento de esgotos sanitários, tendo em vista à alta desconformidade ainda existente, a Política Nacional de Saneamento Básico (Lei Federal nº 11.445 de 2007) determina que:

“a autoridade ambiental competente estabelecerá metas progressivas para que a qualidade dos efluentes de unidades de tratamento de esgotos sanitários atenda aos padrões das classes dos corpos hídricos em que forem lançados, a partir dos níveis presentes de tratamento e considerando a capacidade de pagamento das populações e usuários envolvidos”.

Essas metas devem ser consideradas no licenciamento dos mesmos. A lei estabelece ainda que os municípios, titulares dos serviços de saneamento, devem elaborar os planos de saneamento básico, compatíveis com os planos das bacias hidrográficas em que estiverem inseridos e com os planos diretores municipais. Também assinala a necessidade de integração das infraestruturas e serviços de saneamento com a gestão eficiente dos recursos hídricos, sendo adotada a bacia hidrográfica como unidade de referência para o planejamento de suas ações.

### **Considerações sobre a legislação brasileira**

Do exposto, observa-se que a evolução legal e institucional da gestão dos recursos hídricos no Brasil ao longo dos últimos anos tem sido expressiva. A abordagem de gestão de bacia hidrográfica, com a participação de diferentes setores da comunidade nos comitês de bacia é um avanço significativo. Entretanto, é importante que estes sejam fortalecidos e que haja uma comunicação efetiva com o público com interesse no local, a fim de melhorar a participação e julgamento popular, objetivo do atual Programa Nacional de Fortalecimento dos Comitês de Bacias Hidrográficas (PROCOMITÊS) da Agência Nacional de Águas (ANA). Os órgãos gestores estaduais precisam ser mais bem capacitados (em termos materiais e de recursos humanos), o que facilitaria a execução dos planos de recursos hídricos (ABRH, 2013).

Como ressaltado pela ANA (2012), a alta desconformidade com o enquadramento evidencia a necessidade de implantação de programas de efetivação de enquadramento em todo o país. Esses programas, além de envolver a construção e melhoria da operação de Estações de Tratamento de Esgotos (ETE), devem envolver várias outras ações, tais como efetivação dos mecanismos de comando-e-controle já existentes (fiscalização das fontes poluidoras, aplicação de multas, outorga, termos de ajustamento de conduta), mecanismos de disciplinamento (zoneamento do uso do solo, criação de Unidade de Conservação) e mecanismos econômicos (cobrança pelo lançamento de efluentes, subsídios para redução da poluição) (ANA, 2012). Por outro lado, é necessário que as metas de enquadramento, objetivos de qualidade das águas superficiais, sejam definidas de forma realista, visto que objetivos muito restritivos vão se refletir em gastos elevados, reduzindo as chances de alcançá-los. A avaliação das ações já tomadas e a definição de novas estratégias e programas dependem de um monitoramento adequado e de um sistema de informação, e a escassez de dados de qualidade da água no Brasil ainda é um entrave.

A cobrança pelo uso da água, além de incipiente e pouco aplicada, não alcança valores que induzam à conservação dos recursos hídricos e aumento da eficiência da sua utilização ou indiquem seu real valor. Em 2012, o uso qualitativo, caracterizado apenas pelo lançamento de carga orgânica e relativo ao parâmetro da demanda bioquímica de oxigênio (DBO),



correspondeu a 17% do total arrecadado na bacia do Rio Paraíba do Sul, 2% no São Francisco, 13% na bacia do Rio Doce e 7% nas Bacias PCJ (ANA, 2013). A grande maioria deste uso era realizada pelo setor de saneamento. O uso de mecanismos econômicos mais eficazes junto com as políticas existentes pode auxiliar no cumprimento da legislação ambiental de maneira eficiente.

A regulamentação fragmentada e as diferentes competências envolvidas prejudicam a integridade da gestão da bacia hidrográfica. Resumidamente, são de domínio dos Estados as águas subterrâneas e as águas superficiais cujas bacias hidrográficas estejam inteiramente localizadas dentro dos mesmos e de domínio da União as águas superficiais de bacias transfronteiriças e que abrangem mais de um estado. De modo semelhante, o órgão competente pelo licenciamento ambiental é definido com base na área de influência dos empreendimentos. Já as políticas de uso e ocupação do solo e os sistemas de abastecimento de água e esgoto são de responsabilidade do município, que precisam ser fortalecidos e mais envolvidos na gestão dos recursos hídricos.

Apesar do crescente conhecimento dos impactos causados pelas alterações no uso do solo nos recursos hídricos, ainda é pequena a integração entre as políticas de recursos hídricos, do meio ambiente e do uso do solo. Por exemplo, a legislação de lançamento de efluentes não contempla as fontes difusas decorrentes do uso do solo. Entretanto, apesar da maior dificuldade de controlar estas fontes, a redução da poluição difusa é essencial para o atendimento dos padrões de qualidade de águas superficiais. Por outro lado, instrumentos da gestão dos recursos hídricos, a exemplo da outorga, podem ser utilizados para direcionamento da gestão territorial, incentivando ou reprimindo atividades, além de poder ser um instrumento de implantação de sistemas de gestão de demanda e uso racional da água (PORTO; PORTO, 2008).

A articulação dos órgãos gestores de meio ambiente e recursos hídricos é um desafio a ser vencido para a integração dos aspectos qualitativos e quantitativos, amplamente reconhecida cientificamente e preconizada na PNRH, e para a melhor vinculação dos processos de lançamento de efluentes e emissão de outorga. A outorga, por ser um instrumento que envolve direitos de uso, é um dos documentos exigidos no processo de licenciamento ambiental, conforme preceitua a Resolução CONAMA n° 237 de 1997. No caso da outorga para lançamento (diluição) de efluentes, “as eficiências de tratamento de efluentes definidas na licença de instalação ambiental e as correspondentes cargas poluidoras remanescentes, deverão estar em perfeita consonância com as vazões que poderão ser alocadas para a diluição desses poluentes, e vice-versa” (SILVA; MONTEIRO, 2004).

Entretanto, se apenas forem avaliados os padrões de emissão, não se analisam os lançamentos de forma conjunta, a bacia não é gerida de forma integrada (GARCIA, 2011) e não é garantido que efluentes legalmente lançados atinjam a qualidade do corpo hídrico exigida pelo enquadramento. Portanto, as condições do licenciamento devem ainda “verificar o atendimento ao padrão ambiental proposto pelo enquadramento e dar as ferramentas necessárias ao controle para o acompanhamento e a verificação da obediência aos padrões adotados na Bacia” (PORTO, 2002).

A preocupação com ambientes com condições hidrodinâmicas diferentes para a dispersão de poluentes é explicitada duas vezes na resolução de padrões de qualidade. Primeiro na definição de limites de fósforo e nitrogênio total para ambientes lênticos diferentes dos definidos para ambientes lóticos, devido à preocupação com a eutrofização. Adicionalmente, os valores máximos admissíveis dos parâmetros relativos às formas químicas de nitrogênio e fósforo, “poderão ser alterados em decorrência de condições naturais, ou quando estudos ambientais específicos, que considerem também a poluição difusa, comprovem que esses novos limites não acarretarão prejuízos para os usos previstos no enquadramento do corpo de água” (Art. 10 § 2º).

Segundo, a legislação indica que “para áreas marinhas, estuarinas e lagos a CECR é estabelecida com base em estudo da dispersão física do efluente no corpo hídrico receptor, sendo a CECR limitada pela zona de mistura definida pelo órgão ambiental”, diferente do que ocorre para corpos receptores confinados por calhas (rio, córregos, etc), onde a concentração do efluente é definida utilizando a vazão de referência (Art. 4º da resolução CONAMA nº 430 de 2011). As baías de águas salinas e salobras são citadas como exemplo, não limitando os casos de uso desta exigência. O Poder Público também pode, a qualquer momento, acrescentar outras condições e padrões de qualidade, para um determinado corpo de água, ou torná-los mais restritivos, tendo em vista as condições locais, mediante fundamentação técnica (Art. 11 da resolução CONAMA nº 357 de 2005).

A Resolução CONAMA nº 430/2011 reforça a necessidade de observação das condições do corpo receptor, enfatizando a prerrogativa dos órgãos ambientais competentes em restringir ou acrescentar outras condições e padrões para o lançamento de efluentes, bem como exigir tecnologia de tratamento de efluentes adequada, mediante fundamentação teórica. Reconhece, assim, que a definição de padrões é um instrumento, muitas vezes, necessário, mas não suficiente para garantir qualidade de água compatível com os usos pretendidos, como destacado por Zanardi Jr. e Tavares (2011). O uso de modelos que permitam a realização dos estudos específicos, incluindo a simulação e previsão do estado do corpo hídrico e a análise da zona de mistura, apresenta-se como uma importante ferramenta a ser utilizada na gestão dos recursos hídricos tanto pelos órgãos gestores quanto pelos usuários.

As diretrizes para gestão de efluentes apresentadas na CONAMA nº 430 de 2011 representam um avanço. O automonitoramento exigido é componente integral de todo processo de gestão e planejamento, mas por si só não é o suficiente. Informações científicas devem ser coletadas, avaliadas e utilizadas na avaliação do cumprimento dos objetivos e no desenvolvimento de estratégias para diferentes estudos de caso. Ademais o automonitoramento não substitui o monitoramento por outras instituições, em especial pelos órgãos de fiscalização ambiental.

Os sistemas de gestão de qualidade da água devem se valer de múltiplos instrumentos para que sejam eficientes, incluindo instrumentos regulatórios e econômicos, a fim de buscar obter os melhores resultados com os fortes investimentos necessários. Há “a necessidade de plena integração dos demais instrumentos de gestão de recursos hídricos, planos de bacia, outorga de uso da água e cobrança pelo uso da água, com os objetivos do controle da

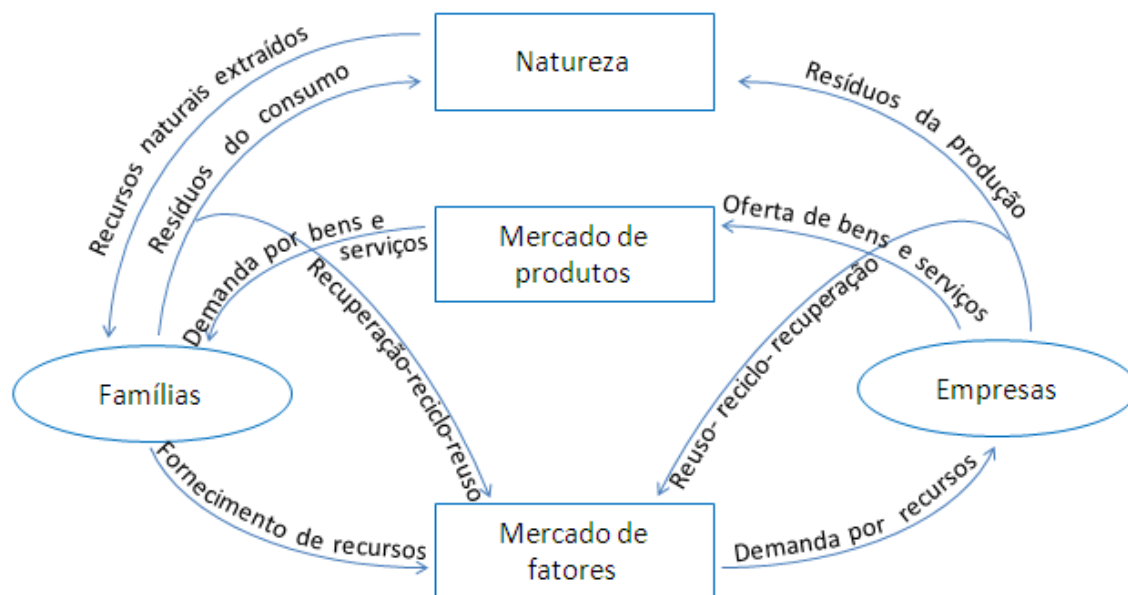
qualidade da água, incluindo-se também o auxílio do sistema de informações em recursos hídricos” (PORTO, 2002).

Deste modo, observa-se que para efetivação das ferramentas legais existentes no Brasil para gestão da qualidade da água ainda é necessário avançar na integração entre as políticas, aumentar a consciência pública e melhorar a fiscalização e o uso de ferramentas para avaliar a qualidade das águas, especialmente quanto à disponibilidade de dados. Com a falta de recursos humanos capacitados, técnicos, financeiros e institucionais não será possível implementar complementamente as políticas, visto que faltará capacidade para medir e monitorar os parâmetros de qualidade de água e identificar violações. E sem regulamentação apoiada por monitoramento, controle e execução, há pouco incentivo para agir (UN-WATER, 2015). Como destacado pela Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH, 2013), o conhecimento bem difundido melhora a qualidade da decisão e da participação. O foco deve ser nos resultados obtidos de melhoria da qualidade da água, considerando seu estado anterior e suas potencialidades regionais, o que pode necessitar de mais liberdade na utilização dos instrumentos de gestão. Como aprendido das experiências americanas, melhores decisões resultantes de processos colaborativos e regulamentações que proporcionam flexibilidade, mas exigem responsabilização, podem fornecer maior proteção ao meio ambiente a menor custo (CLINTON; GORE, 1995).

## 2.2. GESTÃO DOS EFLUENTES LÍQUIDOS INDUSTRIAIS

Consumo e produção utilizam recursos naturais e geram subprodutos que podem contaminar o meio ambiente (Figura 2.1). Dessa forma, os impactos gerados pelas decisões operacionais extrapolam os limites das atividades desenvolvidas por uma empresa.

Figura 2.1. Modelo econômico incluindo o meio ambiente e o conceito de externalidade.



Fonte: Thomas e Callan (2012).

Encontrar as soluções para um dano ambiental (impacto ambiental negativo) depende criticamente da identificação das causas, fontes e do escopo do dano (THOMAS; CALLAN, 2012). A definição jurídica de impacto ambiental no Brasil vem expressa no art. 1 da Resolução 1 do CONAMA, nos seguintes termos:

considera-se impacto ambiental qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas, que direta ou indiretamente, afetam-se: a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos naturais. (CONAMA, 1986, art.1).

A fim de controlar permanentemente os efeitos ambientais de todo o seu processo de produção, empresas estão adotando sistemas de gestão ambiental. Uma análise da responsabilidade ambiental das empresas e de sistemas e padrões internacionais de gestão ambiental pode ser encontrada em Kraemer (2012). Como exemplo, citamos a busca da conformidade ambiental relativa à série ISO 14001 (padrão internacional para sistemas de gestão ambiental) como forma de acesso a mercados compradores mais exigentes, reunindo

méritos de promover incentivos à modernização tecnológica e à redução de rejeitos (PORTO; PORTO, 2008).

A água cumpre diversos papéis e funções nas indústrias e quase toda a água utilizada termina como efluente líquido. O lançamento desse efluente pode gerar diversos riscos ao meio ambiente. No caso dos efluentes líquidos, o principal objetivo do seu gerenciamento é retornar as águas residuárias tratadas ao ambiente de uma maneira considerada aceitável pela comunidade após considerar fatores ambientais, custos e tecnologia disponível e viável (ARMCANZ; ANZECC, 1997). Outros objetivos incluem evitar riscos à saúde, maximizar o reuso (em termos de água e nutrientes) e manter a qualidade dos corpos d'água receptores superficiais em acordo com as metas de enquadramento.

### **Abordagem tradicional: o tratamento dos efluentes líquidos**

A forma como as organizações gerenciam seus efluentes vem se alterando ao longo do tempo, acompanhando os avanços no conhecimento dos impactos ambientais e as mudanças nas legislações e na sociedade.

Até a década de 70, a preocupação com a poluição ocorria apenas depois de ocorrido algum desastre ambiental, focando na remediação do mesmo. Entretanto, este posicionamento não era sustentável, o que pressionou os governos a regulamentar os lançamentos, provocando o surgimento de tecnologias de tratamento do resíduo antes da disposição final (abordagem fim de tubo, “end-of-pipe”), para evitar que causassem grandes impactos ambientais.

A abordagem tradicional na gestão de águas e efluentes, conhecida como “end-of-pipe”, foca quase que exclusivamente o tratamento dos efluentes, com vistas a adequações legais e de processo. Este tipo de abordagem busca atender aos padrões de lançamento de efluentes definidos nas políticas do tipo comando e controle. A preocupação começa apenas após a geração deste resíduo, objetivando limitar a concentração de cada tipo de substância poluente, tendo em vista os valores máximos ou mínimos definidos legalmente.

Vários avanços em tecnologias de tratamento têm sido desenvolvidos nas últimas décadas e, apesar de seu custo usualmente elevado e dependendo da qualidade do afluente e destinação do efluente desejados, podem ser aplicados para se atingir o objetivo de qualidade. Diferentes métodos de tratamento são agrupados para fornecer vários níveis de tratamento de efluentes conhecidos como tratamento preliminar, primário, primário avançado, secundário (com ou sem remoção de nutrientes) e avançado ou terciário. Uma descrição das principais operações unitárias (predomínio de forças físicas) e processos unitários (reações químicas e físicas) pode ser encontrada em Metcalf e Eddy (2003).

Entretanto, os requisitos operacionais da estação de tratamento de águas residuárias estão ficando mais e mais apertados em consequência da ênfase crescente sobre os valores ambientais. Consequentemente, os processos de tratamento de águas residuárias mais complexos estão ganhando terreno. Ao mesmo tempo, as necessidades em termos de eficiência econômica e de funcionamento seguro também são enfatizadas. A fim de obter os resultados desejados do efluente tratado, dentro dos padrões de lançamento de efluentes

exigido, é necessário um controle de processo eficiente com monitoramento adequado de toda a planta, incluindo a estação de tratamento dos efluentes (ETE). A otimização do projeto e operação de uma ETE por modelagem e simulação tem sido amplamente aplicada (HAKANEN et al., 2011; OLUKANI; DUCOSTE, 2011; RIVAS et al., 2008; RAUCH; HARREMOES, 1999; TANG; ELLIS, 1994; entre outros), além de outras técnicas como modelos de árvore de decisão, principalmente na escolha de opções de tratamento (LEONETI et al., 2010).

Embora tenha sido responsável por grandes avanços na melhoria da qualidade dos efluentes lançados, este tipo de abordagem pode requerer altos custos para pequenos retornos e desencorajar inovações tecnológicas, visto que todos os tipos de poluidores, em todos os locais, devem atender aos mesmos padrões de lançamento. Adicionalmente, prevenir a poluição, não apenas controlá-la ou tratá-la, é preferível, podendo reduzir os custos com o tratamento dos resíduos.

### **Abordagem “in-plant-design”**

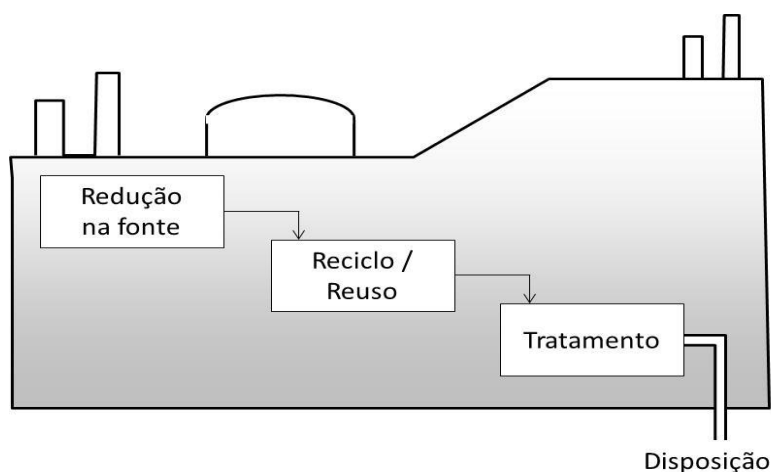
Com a legislação ambiental cada vez mais rígida, os prejuízos advindos de seu não cumprimento podem apresentar um custo muito elevado aos infratores. Políticas do tipo poluidor-pagador, entre outros instrumentos econômicos, não apenas obrigam as empresas a tratarem seus efluentes em atendimento às regulamentações existentes, como geram incentivos econômicos e financeiros, ajudando a internalizar o custo do tratamento dos efluentes e encorajar a economizar recursos e introduzir processos de produção mais limpos (UN-WATER, 2015). O custo da água, pela cobrança da água bruta e/ou pelo tratamento necessário para o uso, também enfatiza a necessidade de redução do uso desse recurso.

De modo mais amplo, os rejeitos produzidos pelos processos, incluindo os efluentes líquidos, têm sido cada vez mais vistos como possíveis recursos para outros processos. No documento “Reinvenção da regulamentação ambiental” de 1995 (CLINTON; GORE, 1995), a então presidência dos Estados Unidos já destacava que a poluição é vista frequentemente como um sinal de ineficiência econômica e que as empresas podem melhorar seu desempenho econômico prevenindo-a. Paralelamente, a conscientização do consumidor impulsiona-os a adquirir produtos que sejam considerados “ambientalmente corretos”. Portanto, é imperativo que sejam feitos esforços para reduzir o uso de água e tratar o efluente de modo a permitir seu reuso ou sua liberação segura no ambiente (RANADE; BANDHARI, 2014). Os desafios passam a ser relacionados a maximizar o potencial dos efluentes como recursos e minimizar os problemas causados por eles.

Esses aspectos vêm incentivando as empresas a redefinirem suas estratégias de negócios e as indústrias a procurarem sistemas eficazes que provoquem a redução de seus impactos ambientais, com custo de mercado compatível (MACÊDO, 2000). As organizações começaram a implantar Sistemas de Gestão Ambiental, controlando a geração de resíduos em toda a organização e buscando maneiras para minimizá-los utilizando ferramentas como a Produção Mais Limpa (P+L) (ENCICLO, 2015). Essas alternativas podem levar a economias significativas nos custos dos sistemas de tratamento, bem como a ganhos nos processos industriais (FREITAS, 2009).

A abordagem que compreende o estudo e a avaliação de alternativas de redução e prevenção anteriormente, e preferencialmente, à definição de alternativas de controle é conhecida como “in-plant-design”. Utilizando a política de prevenção, pode-se reduzir o volume e a toxicidade do efluente, reduzindo a necessidade de tratamento e disposição final. A Figura 2.2 ilustra esta abordagem. Ressalta-se que a busca por práticas de gestão de efluentes com vistas ao uso eficiente da água, à redução da geração e melhoria da qualidade de efluentes gerados e à reutilização, bem como o automonitoramento, estão nas diretrizes para a gestão de efluentes pelos poluidores apresentadas na Resolução CONAMA nº 430 de 2011.

Figura 2.2. Hierarquia de ações da gestão de efluentes na abordagem in-plant-design.



Fonte: Adaptado de U. S. EPA (1999).

A análise do consumo de água e da geração de rejeitos nos processos produtivos permite identificar métodos para redução da geração na fonte, como manutenção de equipamentos, eficiência tecnológica e oportunidades de reuso, reciclo e recuperação de materiais e água. Nas indústrias, a água é tipicamente usada em três áreas principais: processo de fabricação, água de resfriamento e água de alimentação para o sistema de caldeira para gerar vapor. Para ser utilizada, a água precisa ser tratada, exigindo custos pela quantidade de água utilizada mesmo nos casos onde não há cobrança pelo uso da água.

Como destacado por Machado e Imberger (2012), há um reconhecimento crescente do valor dos subprodutos das águas residuais (tais como nutrientes e energia) e de que o reuso desses subprodutos pode ajudar a aliviar a pressão sobre os recursos naturais. Entretanto, são necessárias normas técnicas e diretrizes sobre os padrões de qualidade para esses produtos para não haver incertezas de mercado que desencorajem os investimentos.

As reduções do consumo de água e da geração de rejeitos, bem como o reuso, reduzem a vazão de efluente e carga de poluentes a ser tratado. A entrada na estação de tratamento do efluente bruto deve ser controlada, visto que o efluente pode ser proveniente de diferentes setores da fábrica e ter características prejudiciais ao tratamento. A concepção e operação do sistema de coleta e tratamento para atender as necessidades de gestão de efluentes e lodos devem considerar: minimizar o uso de energia elétrica, reciclagem de efluentes, minimizar os odores e ruídos, uso criterioso de produtos químicos, minimização de

transbordamentos, remoção de sólidos para manter a qualidade do efluente e desenvolvimento de efluente e lodo como recursos (ARMZANC; ANZECC, 1997).

### **Abordagem integrada ou ecologia industrial**

Na abordagem “in-plant-design”, a questão ambiental deixa de ser uma preocupação apenas ao final do processo, e passa a considerar toda a produção. Porém, este paradigma ainda se restringe aos limites de uma organização. ENCICLO (2015) cita que um novo paradigma está surgindo, que pode ser chamado de Ecologia Industrial. Este paradigma considera as interações entre as organizações (Figura 2.1), onde o resíduo de uma pode ser visto como uma valiosa matéria-prima para outra, diminuindo os impactos de extração de matérias-primas e lançamento de resíduos ao meio ambiente. Além disso, as organizações estão começando a focar nas suas cadeias produtivas, pensando em minimizar os impactos ambientais não somente na etapa de produção (como feito na abordagem in-plant-design), mas também em outras etapas do seu ciclo de vida. Um exemplo disso é projetar para desmontagem, que facilita a reciclagem dos produtos.

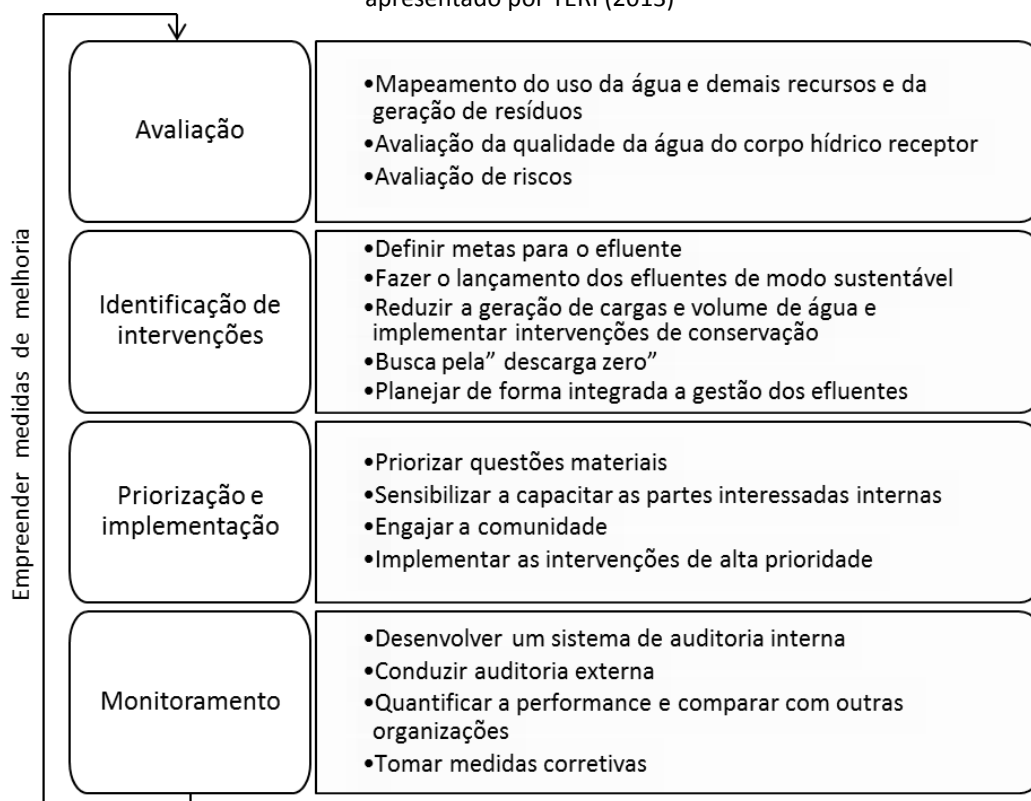
Neste trabalho, apresentamos a evolução da abordagem in-plant-design numa gestão integrada dos efluentes industriais no sentido que TERI (2013) usa para a gestão integrada do uso da água. Para os autores, a gestão integrada do uso da água deve considerar a bacia hidrográfica e envolver fatores extrínsecos críticos, como vulnerabilidade de fontes, clima, alocação, outros usos da água, qualidade e disponibilidade regional de água, políticas e regulamentações existentes, configuração socioeconômica e partes interessadas (TERI, 2013). Apenas considerando estes outros fatores será possível atender a padrões do ambiente, que assegurem condições aceitáveis de qualidade de água para suportar os usos pretendidos, e reduzir o impacto da emissão de efluentes na qualidade do corpo hídrico receptor.

TERI (2013) também cita quatro estratégias principais para a gestão eficaz do uso da água (Figura 2.3) que ampliamos de forma a contemplar também a gestão dos efluentes líquidos. O primeiro passo é conhecer bem o sistema, avaliando a qualidade da água do efluente e do corpo receptor, as necessidades das partes interessadas, incluindo os demais usuários do corpo hídrico, e os riscos envolvidos no despejo dos efluentes. Isto é seguido pela identificação de intervenções necessárias, oportunidades de melhorias e soluções aos problemas encontrados. Uma vez que nem todas as intervenções podem ajudar a alcançar o objetivo pretendido de forma eficiente, deve-se buscar escolher a melhor das soluções. É igualmente importante monitorizar e avaliar as intervenções implementadas para garantir que os objetivos foram atendidos, iniciando novamente a etapa de avaliação.

Além das características do efluente (vazão, carga e propriedades físicas, químicas e biológicas), a análise do lançamento deve incluir a escolha do local de emissão (selecionando locais menos sensíveis e com boas características de escoamento) e do tipo (canal, tubulação submersa/elevada, difusores, etc.) e outras características da estrutura de descarga (elevação em relação ao fundo, distância da borda e orientação) (BLENINGER; JIRKA, 2010). A Figura 2.4 ilustra a influência do tipo da estrutura de descarga na dispersão do efluente no corpo receptor.

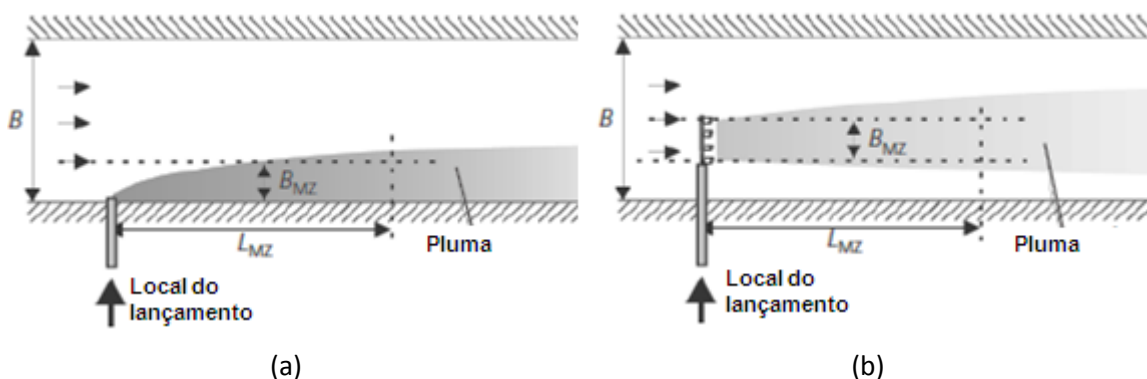


Figura 2.3. Estratégias para a gestão dos efluentes líquidos, adaptado da gestão eficiente do uso da água apresentado por TERI (2013)



Fonte: Traduzido e adaptado de TERI (2013)

Figura 2.4. Características determinantes da zona de mistura em rios (Largura-BMZ e comprimento-LMZ) para uma descarga tradicional (a) e para o uso de difusores perpendiculares (b).



Fonte: Adaptado de Bleninger e Jirka (2010).

As características do corpo d'água que influenciarão neste processo incluem (BLENINGER; JIRKA, 2010; JWEL –NATECH, 2003):

- O tipo de corpo hídrico,
- A topografia e a batimetria,
- A magnitude e sentido do escoamento (determinam as condições de mistura e a orientação da pluma de dispersão),
- O nível d'água (influenciam o volume de água disponível para diluição),
- A temperatura e a salinidade (influenciam a diluição e dispersão),

- As propriedades químicas e biológicas (influenciarão a capacidade de assimilação natural) e
- Condições regionais, como as variáveis que determinam as condições gerais de circulação (vazões afluentes, maré, condições climáticas, etc.), entre outros.

Visto que muitas destas características variam no tempo e no espaço, podendo ter efeitos sinérgicos entre elas, estas variações devem ser consideradas no processo decisório da gestão ambiental da empresa, uma vez que exerce grande influência no impacto dos efluentes. É preciso ainda diferenciar as variáveis controláveis, que podem ser alteradas, das não controláveis.

Como impacto da variação das características do efluente, destaca-se a importância de minimizar os impactos ambientais de transbordamentos dos sistemas de tratamento. Os desastres ambientais resultantes do lançamento de efluentes brutos devido ao transbordamento pode ter grande importância na formação da opinião pública sobre a gestão ambiental de uma empresa. Os danos causados dependerão das condições do meio receptor e das características da descarga (duração, volume e concentração) e podem ser descritos no contexto da zona necessária para dispersar, diluir ou conter um poluente. Abordagens de controle na fonte ou de prevenção da poluição deve ser o foco da gestão de transbordamentos, complementadas com técnicas a jusante, como ampliação e armazenamentos, quando necessário (NRMCC, 2004). Visto que pela legislação nacional não é prevista frequência de atendimento dos padrões e que a vazão máxima do regime de lançamento é de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor, a previsão de reservatórios de contenção para a situação de transbordo das ETE's passa a ter importância ainda maior.

Na busca pela sustentabilidade, as organizações precisam ser capazes também de gerenciar mudanças, conforme o novo conceito de sustentabilidade de infraestrutura apresentado por Upadhyaya (2013), definido como a capacidade do sistema funcionar bem e ser capaz de sobreviver a estressores complexos e emergentes sem aumentar o consumo de recursos e sem afetar a saúde e o bem-estar das pessoas. Diferentes ferramentas podem ser utilizadas para a análise de alternativas e cálculo da melhor alternativa no processo decisório.

### **Uso de sistemas de suporte a decisão para gestão dos recursos hídricos**

“Embora seja claramente necessário atuar no sentido de criar sistemas eficazes e adequados de gestão e reutilização de águas residuais, a implementação de estratégias não é necessariamente simples e existem várias questões (como a governança, os aspectos financeiros, os obstáculos à inovação e as necessidades de dados) que necessitam ser considerados” (UN-WATER, 2015).

Diante do complexo cenário que resulta na qualidade final dos corpos hídricos, os modelos matemáticos surgem como uma importante ferramenta na avaliação dos impactos decorrentes das atividades potencialmente poluidoras e no auxílio a ações gerenciais.

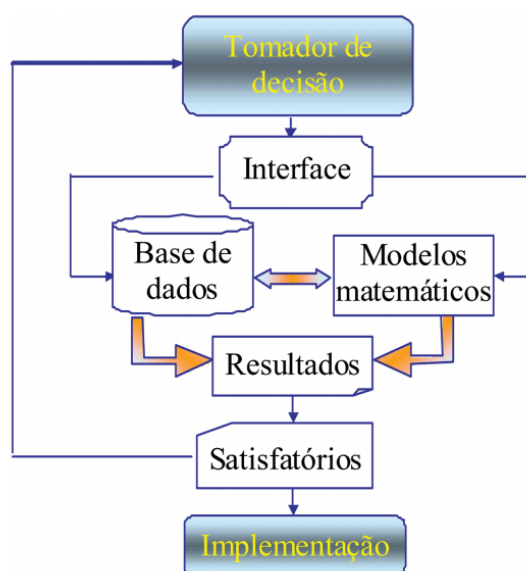
Os modelos de otimização e de simulação, ligados à análise de decisão são frequentemente utilizados na análise de sistemas de recursos hídricos. Nos modelos de simulação, o objetivo é representar e operar o sistema de forma mais detalhada possível e fornecer informações para avaliar o comportamento do sistema real. Nos modelos de otimização, o objetivo do projeto é representado analiticamente através de uma função objetivo que será maximizada ou minimizada dependendo do caso.

Como exemplo de aplicação, Machado e Imberger (2006) propõem que, através de uma otimização caso a caso do uso das tecnologias de tratamento disponíveis, dos sistemas de controle e gestão em tempo real e da habilidade de mistura-dispersão do corpo d'água receptor, é possível coincidir a descarga de nutrientes com a capacidade de assimilação do ecossistema receptor. Isto poderia fornecer uma aprimoração do uso dos serviços ambientais disponíveis sem comprometer sua funcionalidade em longo prazo (ANDREEN, 2006).

Conforme apresentado por Braga et al. (1998), "A tomada de decisão é um tipo particular de processamento de informações que resulta na escolha de um plano ou ação. [...] O conceito de um sistema de suporte a decisão (SSD) difere dos simples modelos de simulação, pois um SSD procura estabelecer um alto grau de interação entre o homem e o computador, permitindo ao usuário (decisor) manter controle direto sobre as atividades computacionais e seus resultados". Turban e Aronson (1998) conceituam-no como: "um sistema computadorizado interativo e com interface amigável que auxilia o tomador de decisão em todas as fases do processo decisório, utilizando-se de dados, modelos e conhecimento de especialistas na solução de problemas mal estruturados".

Em geral, um SSD é constituído de três componentes: diálogo (interface entre o usuário e o sistema), dados (que servem de suporte ao sistema) e modelos (proporcionam os recursos para análises) (BRAGA et al., 1998) (Figura 2.5).

Figura 2.5. Estrutura típica de um sistema de suporte à decisão.



Fonte: PORTO; PORTO (2008)

O SSD permite testar de maneira rápida e objetiva, diferentes estratégias de ação, auxiliando o julgamento pessoal. Ele coloca o problema sob um enfoque mais amplo e próximo da realidade, pois procura uma solução “satisfatória” dentro de um sistema aberto (PORTO; AZEVEDO, 2002), auxiliando a missão de decidir. O computador é colocado à disposição do tomador de decisões para que ele possa dispor de informações, identificar e formular problemas, conceber e analisar alternativas, avaliando as consequências da implementação de suas ideias e, finalmente, escolher o melhor curso de ação.

### 2.3. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS CORPOS HÍDRICOS

Para entender os desafios e soluções da gestão da qualidade da água é fundamental coletar, armazenar, analisar e compartilhar dados de qualidade da água. Sem dados adequados, é improvável que problemas sérios sejam identificados e geridos adequadamente para proteger a saúde humana e os ecossistemas. A fim de considerar as características locais na gestão das bacias hidrográficas, respeitando o desejo da comunidade local e a disponibilidade de investimento, é preciso considerar suas características naturais e usos designados e definir padrões ambientais que possibilitem alcançar esses objetivos e padrões de emissão que viabilizem o atendimento aos padrões ambientais. Esta forma de gestão de bacias hidrográficas exige “um esforço de conhecimento do comportamento hidrológico e de qualidade da água da bacia bastante complexo, com monitoramento eficiente e uso de modelos de simulação da qualidade da água para testar diferentes situações que podem ocorrer” (PORTO, 2002).

As três ferramentas usualmente utilizadas para avaliação da qualidade hídrica são: monitoramento da qualidade da água por amostragem *in situ*; modelagem matemática; e sensoriamento remoto (DEKKER et al., 1996). As informações derivadas de cada uma dessas ferramentas são de naturezas diferentes.

As amostragens em campo podem fornecer informações precisas nos pontos e momentos específicos de amostragem. As medições *in situ* são essenciais por permitir a medição de parâmetros dificilmente estimados de outra forma e por fornecer dados para calibração das demais ferramentas. Nesse grupo, estão incluídos também os ensaios envolvendo traçadores objetivando avaliar a diluição sofrida por efluentes lançados. Entretanto, a caracterização da variabilidade temporal e espacial da dinâmica e da qualidade da água em corpos d'água com grande área superficial através de medições diretas é bastante difícil, devido aos altos custos e esforços experimentais envolvidos.

Alguns parâmetros de qualidade afetam as características óticas dos corpos d'água, permitindo uma avaliação dos mesmos a partir da energia radiante. Por exemplo, os sedimentos em suspensão são os sólidos que se mantêm em suspensão na coluna d'água pela ação da turbulência do fluido, permitindo a advecção das partículas como transporte em suspensão. Eles modificam a radiância dos corpos hídricos na região do visível e do infravermelho do espectro eletromagnético (Ritchie et al., 2003; Liu et al., 2003).

O conjunto de atividades desenvolvidas com o objetivo de caracterizar as propriedades de alvos naturais, através da detecção, registro e análise do fluxo de energia radiante, por eles refletido ou emitido, é conhecido por Sensoriamento Remoto (BARBOSA, 2012). O sensoriamento remoto fornece uma informação distribuída espacialmente e com uma série histórica disponível, cujas distribuições dependem do satélite utilizado.

Ritchie et al. (2003) e Liu et al. (2003) apresentam uma revisão bibliográfica sobre o uso de sensoriamento remoto para o monitoramento de sólidos suspensos, turbidez, clorofila-a, algas, plantas vasculares aquáticas, plumas orgânicas e temperatura, incluindo seus efeitos na reflectância apresentada para diferentes comprimentos de onda. Desde a década de 1970 essa ferramenta também é utilizada para estudar as características de dispersão de plumas de

efluentes (BARBOSA, 2012). Numerosas aplicações na literatura apontam o uso de bandas termais, do material em suspensão como traçador natural e do índice de diferença normalizada da água, como tendo um bom potencial para análise das plumas, a exemplo de outros trabalhos desenvolvidos na área de estudo (PAGOT et al., 2007; VILLWOCK, 1977). Alguns exemplos de uso de sensoriamento remoto na avaliação de qualidade de lagos podem ser encontrados em Anjos e Silva Jr. (2005), Dekker et al. (1996), Kallio (2012), e Tyler et al. (2006).

Embora as imagens não substituam as fontes convencionais de informações em recursos hídricos, elas podem complementar os dados de campo revelando padrões de grande escala, registrando mudanças temporais, fornecendo dados para regiões inacessíveis e reduzindo os custos da aquisição de dados (ZHANG et al., 2016). No entanto, o uso de sensoriamento remoto está limitado à análise da camada superficial do corpo hídrico e aos aspectos qualitativos que afetam as propriedades óticas da água, e pode ser restringido por cobertura de nuvens excessiva.

Um modelo matemático é uma equação, ou conjunto de equações, que relacionam parâmetros de entrada e variáveis com saídas quantificadas, baseado em simplificações do sistema real que se deseja modelar (RIECKEN, 1995). Modelos matemáticos são ferramentas extremamente úteis para representar, entender e simular o comportamento de uma bacia hidrográfica ou corpo hídrico (TUCCI, 1998).

Os modelos permitem prever o que irá acontecer com o sistema se os fatores condicionantes (como alterações antrópicas, ações de manejo e cenários climáticos) sofrerem alterações no espaço e no tempo. A modelagem numérica tem a vantagem de permitir obter estimativas contínuas e para diferentes condições ambientais, mas depende do conhecimento de processos dinâmicos e da determinação correta dos principais parâmetros e condições iniciais. O quanto um modelo pode ser útil depende da aptidão do modelo escolhido à aplicação desejada e da habilidade dos usuários interpretando os resultados (RIECKEN, 1995).

Modelos de qualidade podem ser utilizados não apenas para simular dados de campo, mas também para estimar a qualidade de água em diferentes cenários e melhorar o conhecimento da dinâmica da qualidade de água no sistema. O entendimento dos mecanismos dos corpos d'água frente às condições de aporte de cargas poluentes, características físicas e morfológicas dos sistemas e variáveis climáticas são determinantes na tentativa de representar os efeitos da poluição através de modelos matemáticos (LARENTIS, 2004).

O uso de modelos de qualidade de água no planejamento, projeto e teste de estratégias de gestão tornou-se cada vez mais comum desde a década de 1980 (FRIEDMAN et al., 1984). A ferramenta pode ser utilizada com diferentes propósitos: explorar opções e comparar diferentes cenários, auxiliando na seleção da melhor tecnologia para a solução de um problema ambiental específico; relacionar causa e efeito; prever estados futuros; definir padrões locais específicos; decidir a redução das descargas necessárias para alcançar as metas de qualidade, entre outros (CPCB, 2009; HUTHRANCE et al., 1993).

A utilização conjunta de medições in situ, dados de sensoriamento remoto e modelagem numérica melhora o entendimento dos processos que dominam o transporte de poluentes e constituintes naturais de diferentes sistemas de águas superficiais. Por exemplo, a modelagem numérica tem sido muito utilizada em conjunto com sensoriamento remoto em águas costeiras e interiores para permitir prever distribuições de partículas em suspensão, matéria dissolvida e outros parâmetros de qualidade da água e analisar plumas de rios (YANG et al., 2016; PAHLEVAN et al., 2012; GARRET et al., 2000; BARBOSA, 2012). Dados de sensoriamento remoto podem ser utilizados para inicializar, calibrar e validar modelos de base física para melhorar os esforços de modelagem (PAHLEVAN et al., 2012; YANG et al., 2016). O uso conjunto dessas técnicas pode conduzir a um melhor entendimento dos mecanismos pelos quais os efluentes se dissipam no meio ambiente (GARRET, 2001).

### 2.3.1. Modelos hidrodinâmicos e de qualidade da água

A extrema sensibilidade da qualidade à hidrodinâmica justifica por si só a união dos modelos hidrodinâmico e de qualidade, ligados direta ou indiretamente. A hidrodinâmica estuda o movimento da água e das forças atuantes sobre ela. É o mecanismo condutor do transporte de nutrientes, tóxicos e sedimentos e é crítico para o movimento de poluentes através do ambiente (JI, 2008). Visto que o transporte de um poluente num corpo d'água é controlado pelo fluxo da água e processos de mistura, um grande número de aplicações desses modelos tem surgido para avaliação da qualidade de água. O modelo hidrodinâmico permite obter o padrão de circulação do corpo d'água, enquanto o modelo de qualidade de água permite determinar a distribuição das concentrações do contaminante no corpo d'água receptor.

São conhecidos por modelos hidrodinâmicos os modelos matemáticos que utilizam as equações de continuidade e dinâmicas conhecidas como equações de Saint Venant. Eles permitem prever a circulação das águas baseados na batimetria, geometria e forçantes ambientais.

As equações básicas que regem o escoamento expressam as leis de conservação de massa (ou equação de continuidade) e da quantidade de movimento (equação dinâmica). A primeira estabelece que não há nem ganho, nem perda de massa de fluido durante o movimento. A segunda expressa o fato de que a variação da quantidade de movimento do fluido, em um intervalo de tempo, é igual ao somatório das forças aplicadas neste mesmo intervalo. De modo simplificado, estas leis podem ser representadas pelas equações 1 e 2, respectivamente (JI, 2008):

Equação da conservação de massa (continuidade):

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \nabla(\rho \cdot \vec{V}) = 0 \quad (\text{Equação 1})$$

Equação da conservação da quantidade de movimento (dinâmica):

$$\frac{\partial \vec{V}}{\partial t} + (\vec{V} \cdot \nabla) \vec{V} = \sum \vec{F} \quad (\text{Equação 2})$$

Onde  $\rho$  = massa específica,  $\vec{V} = (u, v, w)$  vetor velocidade na direção dos eixos,  $t$  = tempo e  $\vec{F}$  são as forças aplicadas.

O somatório das forças aplicadas inclui a força de Coriolis (resultante da aceleração geostrófica da Terra que desvia o movimento para a esquerda no hemisfério sul e conduz à oscilação inercial), a força gravitacional, o termo do gradiente de pressão barotrópico (inclinação do nível d'água) e baroclínico (mudanças de densidade), efeito da viscosidade da água e forças externas (que frequentemente incluem tensões de cisalhamento junto ao fundo e na superfície devido à ação do vento).

Três fatores principais contribuíram para o progresso no uso destes modelos: melhor entendimento e descrição matemática dos processos, disponibilidade de esquemas numéricos rápidos e eficientes e progresso da tecnologia dos computadores.

Os modelos hidrodinâmicos podem ser classificados quanto à dimensão espacial em adimensional, uni, bi ou tridimensionais. O modelo de dimensão zero considera a média das equações para todo o corpo hídrico. Conforme apresentado por Fragoso (2005), os unidimensionais retratam o processo de maneira mais simplificada e de forma rápida, sendo a mais simples opção para representar o escoamento e o transporte dos parâmetros de qualidade da água em rios e canais. Os modelos bidimensionais podem ser horizontais, assumindo características de escoamento uniformes na vertical, ou verticais, assumindo homogeneidade lateral. Os primeiros são usualmente utilizados em lagos rasos e os segundos em reservatórios. Os modelos tridimensionais são utilizados quando existe estratificação no corpo d'água ou quando se deseja um maior detalhamento da configuração hidrodinâmica.

Para corpos d'água rasos, caso usual de lagoas costeiras, é comum o uso de modelos hidrodinâmicos bidimensionais horizontais, utilizando as equações integradas na vertical, ou seja, considera-se que não há variação em função da profundidade. Anulando-se as componentes consideradas desprezíveis e integrando-se as equações anteriores na vertical, obtém-se (BORCHE, 1996):

Equações do escoamento:

$$\frac{\partial h'}{\partial t} + \frac{\partial HU}{\partial x} + \frac{\partial HV}{\partial y} = 0 \quad (\text{Equação 3})$$

$$\frac{\partial U}{\partial t} + U \frac{\partial U}{\partial x} + V \frac{\partial U}{\partial y} - \Omega V + g \frac{\partial h'}{\partial x} + \frac{gU\sqrt{U^2 + V^2}}{C_h^2 H} - \frac{\tau_{sx}}{\rho H} - \epsilon \nabla^2 U = 0 \quad (\text{Equação 4})$$

$$\frac{\partial V}{\partial t} + U \frac{\partial V}{\partial x} + V \frac{\partial V}{\partial y} + \Omega U + g \frac{\partial h'}{\partial y} + \frac{gV\sqrt{U^2 + V^2}}{C_h^2 H} - \frac{\tau_{sy}}{\rho H} - \epsilon \nabla^2 V = 0 \quad (\text{Equação 5})$$



Onde  $U$  e  $V$  = componentes do vetor velocidade nas direções  $x$  e  $y$ ;  $h'$  = nível medido a partir de um plano de referência fixo;  $H$  = profundidade total;  $\Omega$  = aceleração de coriolis;  $\tau_{sx}$  e  $\tau_{sx}$  = componentes da tensão de cisalhamento na superfície;  $C_h$  = coeficiente de Chezy (usado no cálculo da perda de carga junto ao fundo);  $\varepsilon$  = coeficiente de dissipação turbulenta.

Além da dinâmica do sistema, para simular a qualidade da água é necessário que seja adicionado ao modelo de escoamento o transporte de massa. Os modelos de qualidade de água tipicamente consideram três fatores: transporte hidrodinâmico, entradas externas e reações químicas e físicas dentro do sistema. A eficácia destes modelos é dependente da precisão em simular os processos analisados no ecossistema em questão, das restrições impostas, de sua habilidade em se adaptar a variabilidade observada na escala de interesse, bem como dos dados disponíveis (FAO, 1995).

Resumos da evolução dos modelos de qualidade da água são apresentados por Thomann (1998) e Pereira (2003), entre outros autores. Streeter e Phelps foram os pioneiros nos estudos de qualidade de água ao descrever o comportamento do oxigênio dissolvido em um manancial em 1925. Na década de 60, seu estudo foi expandido por O'Connor que utilizou equações diferenciais parciais da conservação de massa e de movimento para analisar balanços de oxigênio dissolvido em estado estacionário em estuários e para rios em regime transiente, enquanto Thomann (1963) começou a desenvolver modelos de diferenças finitas para avaliação de problemas de qualidade de água.

A crescente preocupação com o meio ambiente após a revolução industrial impulsionou o desenvolvimento dessa ferramenta com foco inicial no planejamento de estações de tratamento de esgoto e efluentes industriais. Liporodi (2012) aponta que “com a evolução do conhecimento científico que envolve a qualidade da água em sistemas hídricos, seus mecanismos de transporte e as cinéticas das reações bioquímicas, juntamente com a evolução computacional, os modelos foram sendo aperfeiçoados, tornando possível uma melhor representação da realidade”. Com isso, pesquisadores passaram então a utilizar métodos numéricos para solucionar essas equações, tais como, diferenças finitas, elementos finitos e volumes finitos (CHAPRA, 1997).

Atualmente, há centenas de modelos matemáticos de corpos d'água. Bahadur et al. (2013) analisaram 65 destes modelos para análise de contaminação de águas e os classificaram de acordo com o ambiente modelado, grau de análise, disponibilidade, variabilidade temporal, resolução espacial, processos simulados e suporte. Dentre os modelos de qualidade de água desenvolvidos no Brasil, não incluídos no estudo anterior, podemos citar o SisBahia ([www.sisbahia.coppe.ufrj.br/](http://www.sisbahia.coppe.ufrj.br/)); IPH-Eco ([sites.google.com/site/iphecomodel/home](http://sites.google.com/site/iphecomodel/home)); e o modelo IPH-A, utilizado no presente estudo.

O transporte de substâncias em geral é resolvido pela aplicação da equação advecção-difusão. A advecção é o transporte resultante do gradiente do escoamento, enquanto que difusão é a variação da concentração da substância devido à existência de gradientes de concentração. A equação 6 apresenta a equação de conservação de massa bidimensional quando são levados em conta, num meio fluido, os processos de transporte por advecção e difusão de uma substância.

Equação do balanço de massa:

$$\frac{\partial CH}{\partial t} + \frac{\partial CHU}{\partial x} + \frac{\partial CHV}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left( HD_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( HD_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + S + R + Q \quad (\text{Equação 6})$$

Onde C = concentração; D = coeficiente de difusão; S inclui sedimentação e ressuspensão; R representa a reatividade de processos químicos e biológicos; e Q inclui cargas externas ao sistema aquático de fontes pontuais ou não pontuais.

A equação que descreve a reatividade de processos químicos e biológicos depende do parâmetro de qualidade analisado. Pereira (2004b) e MetCalf e Eddy (2003) apresentam as formulações utilizadas para alguns destes parâmetros. A demanda bioquímica de oxigênio (DBO), por exemplo, é frequentemente descrita por uma reação de primeira ordem representada por:

$$\frac{\partial L}{\partial t} = -k \cdot L \quad (\text{Equação 7})$$

Onde L = concentração de matéria orgânica expressa como O<sub>2</sub> (mg O<sub>2</sub>/L); k = taxa de reação ou de decaimento da DBO (tempo<sup>-1</sup>); t = tempo.

Diferentes usos de modelos de simulação no gerenciamento da qualidade de corpos d'água e auxílio à tomada de decisões podem ser encontrados na literatura. Eles permitem, por exemplo, verificar a qualidade final do corpo d'água após receber diferentes poluentes em diferentes condições hidroclimáticas, permitindo assim prever o atendimento ou não ao enquadramento do corpo hídrico.

Novotny (2002) divide os modelos para gestão da qualidade de água em dois tipos: modelos de carga e modelos do corpo hídrico receptor. Os modelos de carga simulam e estimam a geração da poluição na fonte e seu movimento da fonte para o corpo d'água receptor. Os modelos do corpo hídrico receptor simulam o movimento e o espalhamento das substâncias nos corpos hídricos. Geralmente esses modelos são divididos em:

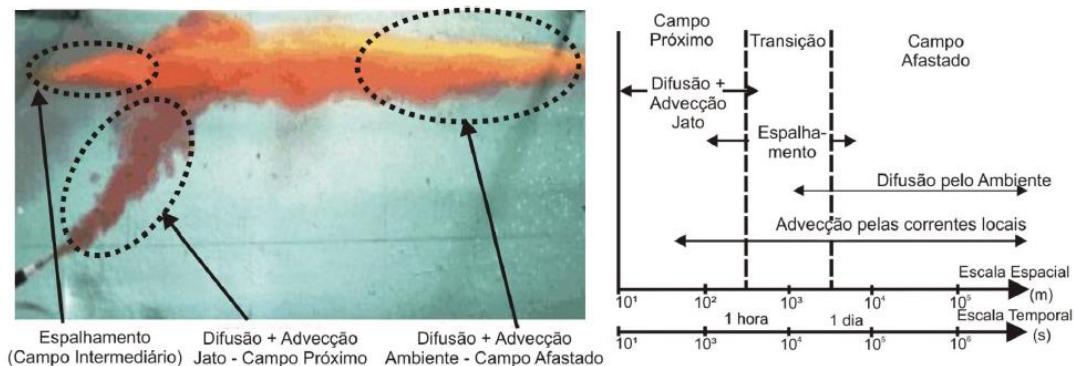
- Modelos de campo próximo: simulam a dispersão dos poluentes desde a descarga do ponto (efluente) ou da linha (difusor) até um ponto ou local no corpo de água receptor onde a descarga é completamente misturada com a zona de fluxo do corpo hídrico receptor, também chamado de zona de mistura. Nesta área, o efluente penetra no ambiente gerando uma mistura influenciada pela velocidade de injeção, pelo empuxo e pela geometria dos difusores.

- Modelos de campo afastado: descrevem o movimento e transporte de poluentes após a mistura obtida por diluição entre o efluente lançado e o meio receptor, quando o transporte passa a ser independente das suas condições iniciais e as correntes e turbulência do ambiente determinam a trajetória e a taxa de diluição da pluma (BARBOSA, 2012).

Para determinar com precisão a dispersão, a recirculação e os impactos ambientais das plumas dos efluentes é importante ser capaz de modelar as diferentes características da pluma do campo próximo (metros ao redor do emissário) para o campo afastado (até quilômetros longe). Existe uma zona de transição entre as duas etapas citadas, onde ocorrem os dois

processos de dispersão e diluição mencionados (BARBOSA, 2012). As escalas espacial e temporal dessas zonas estão apresentadas na Figura 2.6.

Figura 2.6. À esquerda: Ensaio em laboratório de uma descarga em um corpo hídrico com estratificação da coluna d'água. À direita: Escalas espaciais e temporais dos processos envolvidos.



Fonte: Adaptado de JIRKA et al. (1976) por BARBOSA (2012).

Com o grande aumento do número de modelos nas últimas décadas, a escolha do modelo a ser utilizado torna-se uma responsabilidade do profissional. Entre as poucas orientações gerais para esta escolha está a consideração do propósito da modelagem, referente à natureza do problema a ser resolvido e a adequação as escalas temporais e espaciais dos processos a serem modelados do corpo hídrico. Uma simplificação excessiva pode não representar as características reais do corpo hídrico e seus processos envolvidos, além de aglomerar em um único parâmetro efeitos de diferentes processos, perdendo sentido físico e reduzindo sua capacidade de gerar previsões confiáveis. Por outro lado, modelos muito complexos podem ter problemas relacionados ao aumento de incertezas na calibração dos parâmetros e ao aumento do número de medições de dados necessários. Portanto, é necessário balancear a confiabilidade do modelo, a necessidade de dados e os esforços de calibração do modelo, considerando ainda outros fatores como a experiência do usuário (MARTIN; McCUTCHEON, 1999). Martin e McCutcheon (1999) revisam algumas simplificações e aproximações relacionadas à resolução espacial e temporal dos processos e as técnicas numéricas utilizadas na solução das equações que devem ser consideradas na escolha do modelo, incluindo: a escala de interesse, a variação do tempo, resolução espacial de resolução das equações e consideração de entradas e saídas. Quanto aos dados, devem ser observados os dados necessários para definição das condições de contorno, condições iniciais e os dados necessários para calibração e validação que avaliem e confirmem a performance do modelo.

Entre as dificuldades encontradas no desenvolvimento e utilização dos modelos de qualidade de água, Pereira (2004b) cita a variabilidade das fontes difusas de poluição que dependem dos eventos de chuva, dificultando a calibração e validação do modelo; inexperiência ou desconhecimento do modelo pelo usuário; dificuldade de obtenção de dados representativos devido ao alto custo financeiro; e a limitação da capacidade de previsão dos modelos de qualidade quando há alterações significativas nas cargas de contaminantes lançadas no sistema modelado.

### 2.3.2. O modelo IPH-A de correntologia e transporte de massa

O modelo selecionado para utilização neste trabalho foi o modelo IPH-A (BORCHE, 1996), desenvolvido pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas. O modelo foi utilizado com sucesso em diversos estudos em corpos d'água rasos, a exemplo de: Lagoa Itapeva/RS (LOPARDO, 2002); Lago Guaíba/RS (PAZ et al., 2005; BORCHE et al., 1997); Baía de Ipanema/RS (SCHWARZBACH et al., 1997); Banhado do Taim/RS (PAZ et al.; 2003); Rio Massangana/PE (ARAÚJO et al., 2000); e Açude de Apipucos/PE (ARAÚJO; TAVARES, 2001).

O modelo hidrodinâmico é bidimensional horizontal, com malha quadrada, determinístico, aplicável em simulações em que as dimensões horizontais sejam fortemente predominantes sobre as dimensões verticais e em que se possa desprezar a estratificação, a exemplo do que normalmente é verificado em lagoas costeiras rasas. O método utilizado para a resolução numérica das equações que definem o escoamento é baseado na técnica de diferenças finitas, semi-implícita de direções alternadas. Embora existam métodos mais robustos, valores de intervalo de tempo e tamanho de malha que resultem em baixos números de Courant tornam pouco provável a ocorrência de perturbações significativas com origem na discretização numérica para este esquema (SILVEIRA, 1986), apresentando-se como uma boa opção para simulação bidimensional de corpos d'água rasos. Algumas características destes modelos, como consistência, viscosidade numérica e estabilidade estão descritas no trabalho de Silveira (1986).

As equações da continuidade e dinâmica integradas na vertical, conforme apresentado anteriormente nas equações 3 a 5, consideram a perda de carga junto ao fundo, a ação do vento na superfície, a força de Coriolis e a difusão turbulenta. A descrição do esquema e discretização numérica do modelo são descritas em maiores detalhes em Borche (1996).

Os parâmetros de ajuste do modelo são: coeficiente de Chézy, usado no cálculo da perda de carga junto ao fundo (informado diretamente ou calculado através da constante de Karman ou do coeficiente de Manning); coeficiente que relaciona a tensão de cisalhamento na superfície livre com o quadrado da velocidade do vento; e coeficiente de dissipação turbulenta.

Para o caso de transporte e difusão de contaminantes, o mesmo método de direções alternadas, porém explícito com interpolação exponencial no sentido do escoamento é utilizado para solução numérica da equação de advecção-difusão (equação 6). Não é considerada a sedimentação e ressuspensão. A variação da concentração em cada elemento é calculada a partir do campo de velocidades, das variações de concentração nas fronteiras abertas e dos valores desta nos pontos em que o material poluente é despejado. O processo de transformação representado no modelo consiste numa reação de primeiro grau, cujo coeficiente de decaimento é ajustado ao parâmetro de qualidade analisado.

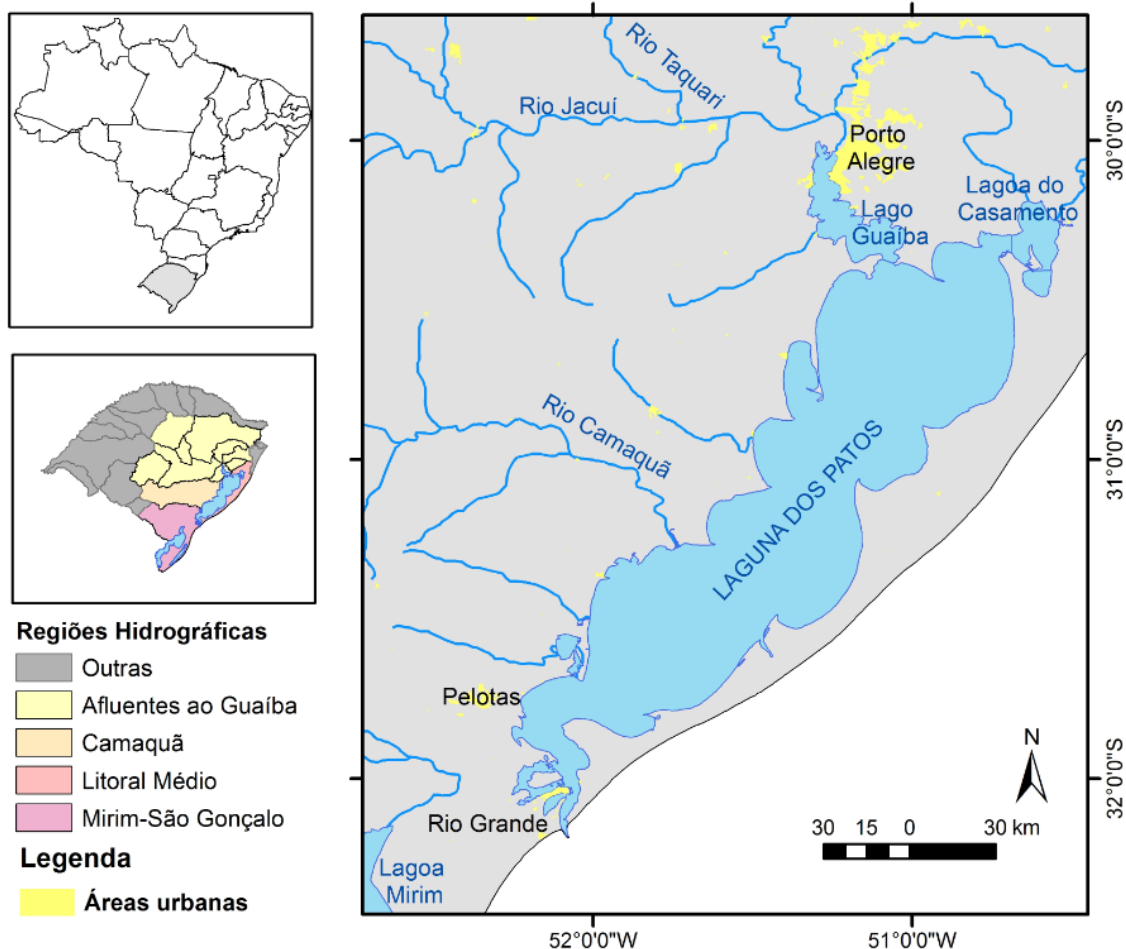
Em cada intervalo de tempo, o cálculo é realizado em duas etapas:

- Cálculo do nível e das componentes da velocidade em cada linha através da resolução de um sistema linear tridiagonal pelo método de dupla varredura. A seguir, também, linha por linha são calculadas as concentrações.
- Repete-se para cada coluna o cálculo realizado primeiramente para as linhas.

### 3. ESTUDO DE CASO: Região nordeste da Laguna dos Patos

A Laguna dos Patos, maior lagoa costeira do Brasil e maior lagoa costeira estrangulada do mundo (KJERFVE, 1986), possui aproximadamente 10360 km<sup>2</sup> de superfície e está localizada no leste do Rio Grande do Sul, entre 30° e 32° de latitude sul (Figura 3.1). Lagoas costeiras são corpos d'água rasos, separados do oceano por uma barreira. As lagoas costeiras estranguladas usualmente consistem em uma série de células elípticas interligadas, orientadas paralelas à costa, conectadas ao oceano por um único canal de entrada longo e estreito. Em geral, o vento é a causa dominante de circulação e a troca de água com o oceano depende amplamente da vazão afluente (KJERFVE, 1989). As marés são geralmente de importância secundária e são em grande parte filtradas no canal de entrada.

Figura 3.1. Localização da Laguna dos Patos e bacia de contribuição dos principais afluentes\*.



\*As Regiões Hidrográficas são apresentadas conforme as áreas de influência dos Comitês de Bacia do RS. A Região Hidrográfica do Lago Guaíba inclui as áreas dos seguintes comitês: Alto Jacuí, Baixo Jacuí, Vacacaí-Vacacaí Mirim, Taquari, Pardo, Sinos, Gravataí e o Comitê do Lago Guaíba. No mapa não está representado o Canal de São Gonçalo que liga a Lagoa Mirim a Laguna dos Patos.

A lagoa possui eixo principal no sentido nordeste-sudoeste, alinhado à costa, com 250 km de extensão e largura média de 40 km. A conexão ao oceano Atlântico é por meio de um único e permanente canal, situado em sua extremidade sul, o canal de Rio Grande.

A morfologia é marcada pela presença de células ou bacias menores limitadas por pontas de areia, formadas pelas ondas estacionárias provocadas pelo vento soprando paralelamente a laguna alongada (ISLA, 1995; VILLWOCK, 1977). Estes pontais arenosos destacam-se pela magnitude e influência nos processos dinâmicos e sedimentares do corpo lagunar, se projetando para o interior da laguna por distâncias de até 25 km e com altura média de um metro (TOLDO et al., 2006). A expressividade da contribuição hídrica pode ser avaliada através da ausência de qualquer registro no passado e no presente, do crescimento de bancos arenosos (DILLENBURG; TOLDO, 1990; TOLDO; DILLENBURG, 2000 apud TOLDO et al., 2006). Toldo (1991) distinguiu dois importantes processos costeiros na análise da atual morfodinâmica lagunar: o responsável pelo atual equilíbrio hidrodinâmico dos esporões arenosos submersos (bancos), e o mecanismo de crescimento dos esporões arenosos emersos (pontais).

A topografia de fundo é suave, com profundidade média de 5 m e margens rasas, estando as regiões mais profundas confinadas às zonas centrais. A laguna possui duas regiões morfológicas e sedimentológicas distintas: as margens arenosas, correspondendo a 40% da área; e o fundo lamoso e plano da laguna, com lamas derivadas principalmente do Lago Guaíba. As profundidades de 5 a 6 m separam essas duas partes da laguna (TOLDO et al., 2006).

A laguna é responsável pela drenagem hídrica de quase 200 mil km<sup>2</sup>, com uma população de aproximadamente sete milhões de habitantes. O principal núcleo populacional corresponde à região metropolitana de Porto Alegre, situada às margens do Lago Guaíba, no noroeste da Laguna dos Patos. Ao longo da costa lagunar destacam-se os municípios de Pelotas e Rio Grande, ambos na região estuarina. O sistema da Laguna dos Patos é utilizado como área balneária, receptora de efluentes domésticos e industriais, manancial de água e para pesca, recreação e navegação (PEREIRA et al., 2005).

Segundo a classificação de Köppen, o clima na região é temperado úmido da variedade Cfa, subtropical com verão quente, com temperatura do mês mais frio próximo a 3°C e temperatura do mês mais quente superior a 22°C. As temperaturas apresentam grande variação sazonal e distribuição relativamente equilibrada das chuvas ao longo de todo o ano (KUINCHNER; BURIOL, 2001).

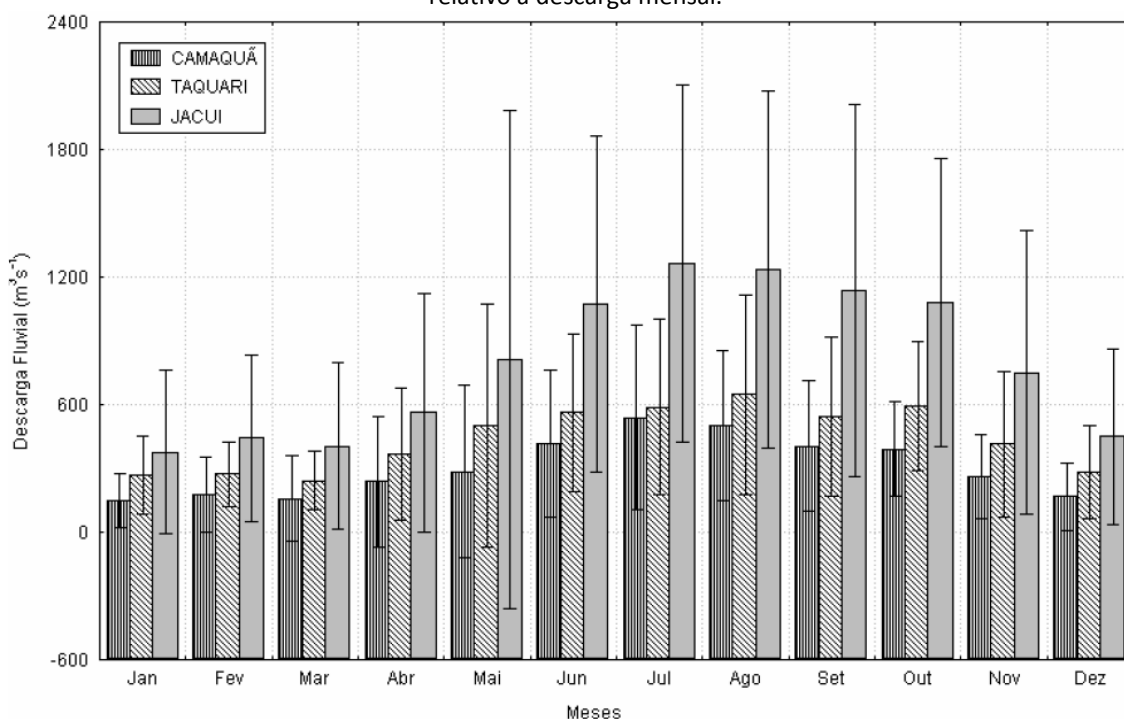
Os principais tributários são o Lago Guaíba (que recebe aporte direto dos rios Jacuí, Sinos, Gravataí e outros rios de vazões menores), o rio Camaquã e o canal de São Gonçalo, que conecta a Laguna dos Patos com a Lagoa Mirim, respectivamente na parte noroeste, central e sul da laguna. Considerando estes três tributários, a descarga média de água doce da Laguna dos Patos atinge 2400 m<sup>3</sup>/s (VAZ et al., 2006). Os rios Jacuí e Taquari são responsáveis por cerca de 85% do fluxo de água fluvial para a laguna. O rio Camaquã contribui com cerca de 8%, sendo mais importante em períodos de enchente. O canal de São Gonçalo possui uma descarga regulada de cerca de 200 m<sup>3</sup>/s (VAZ, 2003 apud VINZON et al., 2009).

As descargas de água doce variam consideravelmente entre verão-outono e inverno-primavera, com médias mensais da soma das descargas dos rios Camaquã, Jacuí e Taquari variando de 796 m<sup>3</sup>/s em março a 2465 m<sup>3</sup>/s em agosto (Figura 3.2). Eventos com grandes

picos de descarga são exceção, como a ocorrência de aproximadamente 13000 m<sup>3</sup>/s na média mensal de maio de 1941, onde o rio Jacuí sozinho contribuiu com 7030 m<sup>3</sup>/s (Vaz et al., 2006).

A precipitação sobre a bacia de drenagem, e conseqüentemente a vazão e o nível da laguna, está relacionada com a Oscilação Sul no Pacífico equatorial em escala interanual (de 1,3 a 10 anos) (PASQUINI et al., 2012; BARROS; MARQUES, 2012). Durante eventos de “El Niño” ocorrem descargas fluviais muito maiores que as normais. As vazões mais baixas estão associadas com a ocorrência de “La Niña”. Picos de descarga não relacionados a eventos de El Niño são provavelmente associados à passagem de frentes frias.

Figura 3.2. Histograma das médias de descarga mensais do rio Jacuí (1940-1954 e 1964-1999), Taquari (1940-1997) e Camaquã (1940-1954,1964-1975,1977-1996), exibindo sobre cada barra o desvio padrão relativo à descarga mensal.



Fonte: Vaz et al. (2006).

O efeito do vento tem grande importância na circulação de água na laguna, devido à grande dimensão e à orientação do eixo longitudinal da laguna (nordeste-sudoeste), coincidente com a direção predominante dos ventos. O regime de ventos dominante na região é o de nordeste, associado ao anticiclone sobre o Oceano Atlântico (MÖLLER et al., 1996). Durante o verão e a primavera há também uma presença marcante de ventos leste indicando influência da brisa do mar. No outono e inverno, porém, o aumento da frequência de passagem de sistemas frontais provoca um aumento na frequência da ocorrência de vento sudoeste.

Como usualmente verificado nas lagoas costeiras estranguladas, o vento é a causa dominante de circulação da água na laguna e a troca de água com o oceano depende amplamente da vazão afluente (KJERFVE, 1989). As trocas com o oceano adjacente são dirigidas por gradientes de pressão direcionando fluxos para a laguna e para o oceano. Tanto a maré como as oscilações de longo período originadas no oceano são filtradas na região do

canal de acesso (FERNANDES, 2001; MOLLER et al. 1996; MOLLER et al., 2001), visto que o efeito do atrito é maior que o da convergência do canal, fazendo com que a maré seja atenuada no interior do canal (SEILER; FERNANDES, 2013). A amplitude da maré astronômica é de 0,45 m, sendo que a água do mar penetra na laguna até 200 km ao norte, durante condições excepcionais favorecidas por ventos do quadrante sul, nível baixo de água na laguna, e por ocorrência de marés de sizígia (MARTINS et al., 1989; apud TOLDO Jr. et al., 2006). A maré tem, portanto, importância restrita ao baixo estuário (FERNANDES et al., 2004), onde o uso de modelos tridimensionais apresentou-se essencial para o entendimento desta região (FERNANDES, 2001; MOLLER et al., 1996).

As entradas dos rios desempenham maior papel na circulação durante o pico de cheia anual no final do inverno (MOLLER et al., 2001; MOLLER et al., 1996). Moller et al. (2001) indicam que em escalas sazonais a influência da vazão do rio é dada pelo estabelecimento de um nível médio de água que pode ser modulada em um curto período pelo regime de ventos. Em escalas interanuais, os resultados de Barros e Marques (2012) sugerem que a vazão afluente explica cerca de 50% da variabilidade do nível na região estuarina, onde os efeitos remotos da circulação oceânica podem influenciar, e 80% da variabilidade na porção lagunar da Laguna dos Patos, sendo o principal agente atuante nesta escala.

As descargas do Lago Guaíba e a ação do vento influenciam também no tempo de residência da laguna. A combinação de ventos nordeste com altas descargas resultam em um tempo de residência de 18 dias, enquanto que ventos de sudoeste e baixas vazões determinam um tempo de residência de 38 dias (PEREIRA; NIENCHESKI, 2004). De acordo com cálculos realizados por Toldo (1994), entretanto, o tempo de residência das águas seria de aproximadamente 108 dias.

A componente longitudinal do vento foi identificada como a principal força motriz, devido à baixa profundidade média e grande fetch (NE-SO). O vento gera um mecanismo de oscilação de set-up/set-down (seiches) na parte mais profunda da laguna, com a linha nodal na região central da laguna (MOLLER et al., 1996). O vento dirige a circulação subtidal da Laguna dos Patos no intervalo de tempo de 3 a 16 dias coincidindo com a passagem de sistemas frontais (MÖLLER; CASTAING, 1999). A resposta às alterações da direção do vento é quase imediata (FERNANDES, 2001).

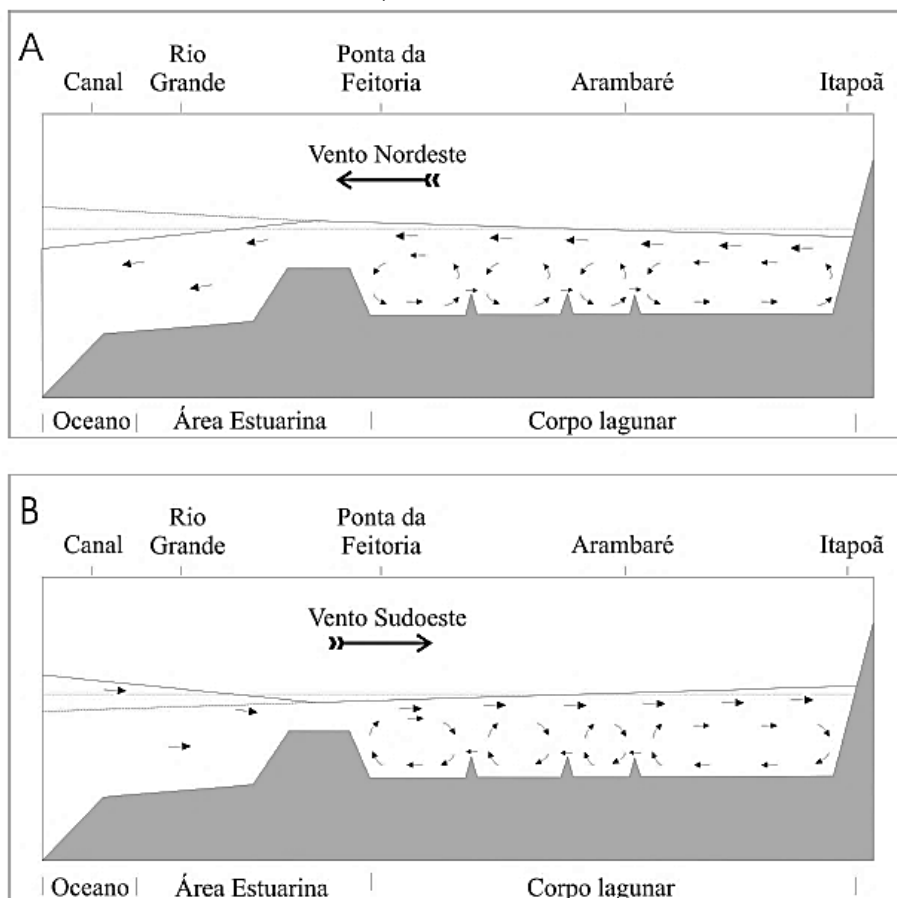
A circulação forçada pelo vento é caracterizada pela presença de várias células com velocidade sotavento perto das margens e a favor do vento do fluxo de retorno que ocorrem nas zonas centrais (MOLLER et al., 1996). Conforme verificado na literatura (CASTELÃO; MOLLER; 2003, 2006; FERNANDES, 2001, entre outros), o vento nordeste gera um transporte de águas em direção ao sul, o que causa uma depressão no nível do corpo lagunar na parte norte e uma elevação na parte sul, gerando um gradiente de pressão em direção ao oceano e favorecendo a saída da água da laguna (Figura 3.3). O desnível entre as extremidades da laguna gerado pelo vento pode atingir 0,08 m para ventos de  $4 \text{ m.s}^{-1}$  (CASTELÃO; MOLLER, 2003; 2006). No corpo lagunar, há a formação de quatro células verticais de circulação, causadas pela topografia (CASTELÃO; MOLLER, 2003; 2006). Nas regiões mais profundas, a água transportada para o sul sofre subsidência, retornando para o norte através da camada de fundo. Nas regiões mais rasas, porém, o fluxo tem mesmo sentido na superfície e no fundo.



A resposta à ação do vento sudoeste é oposta à descrita sob a ação do vento nordeste, conforme pode ser observado na Figura 3.3. A Ponta da Feitoria, limite da região estuarina, corresponde à região que apresenta os maiores ou menores níveis de água associado a um regime de vento. A região próxima a Arambaré, situada na porção mediana da região central, funciona como a linha nodal do sistema.

Eventos de relaxação são significativos na geração de seiches na parte central da laguna, revertendo o gradiente de pressão (CASTELÃO; MOLLER, 2006).

Figura 3.3. Representação esquemática das células verticais de circulação formadas na Lagoa dos Patos quando forçada por vento nordeste (A) e sudoeste (B). Os vetores representam apenas o sentido das correntes, e não suas intensidades.



Fonte: Castelão e Möller (2003).

No sentido transversal, o balanço é aproximadamente geostrófico, com desvios deste balanço nas regiões rasas, onde o estresse de fundo contribui de forma significativa (CASTELÃO; MOLLER, 2006).

Na região nordeste da Laguna, destaca-se a presença de bancos de areia que causam estreitamentos como o Banco dos Abreus e Banco das Desertas. O Banco das Desertas se situa pouco mais a oeste e, com sua parte submersa, prolonga-se por quase 20 km para o interior da Laguna dos Patos, modificando a hidrodinâmica da região. Como os demais esporões arenosos submersos da laguna, esse banco apresenta-se em equilíbrio na análise da atual

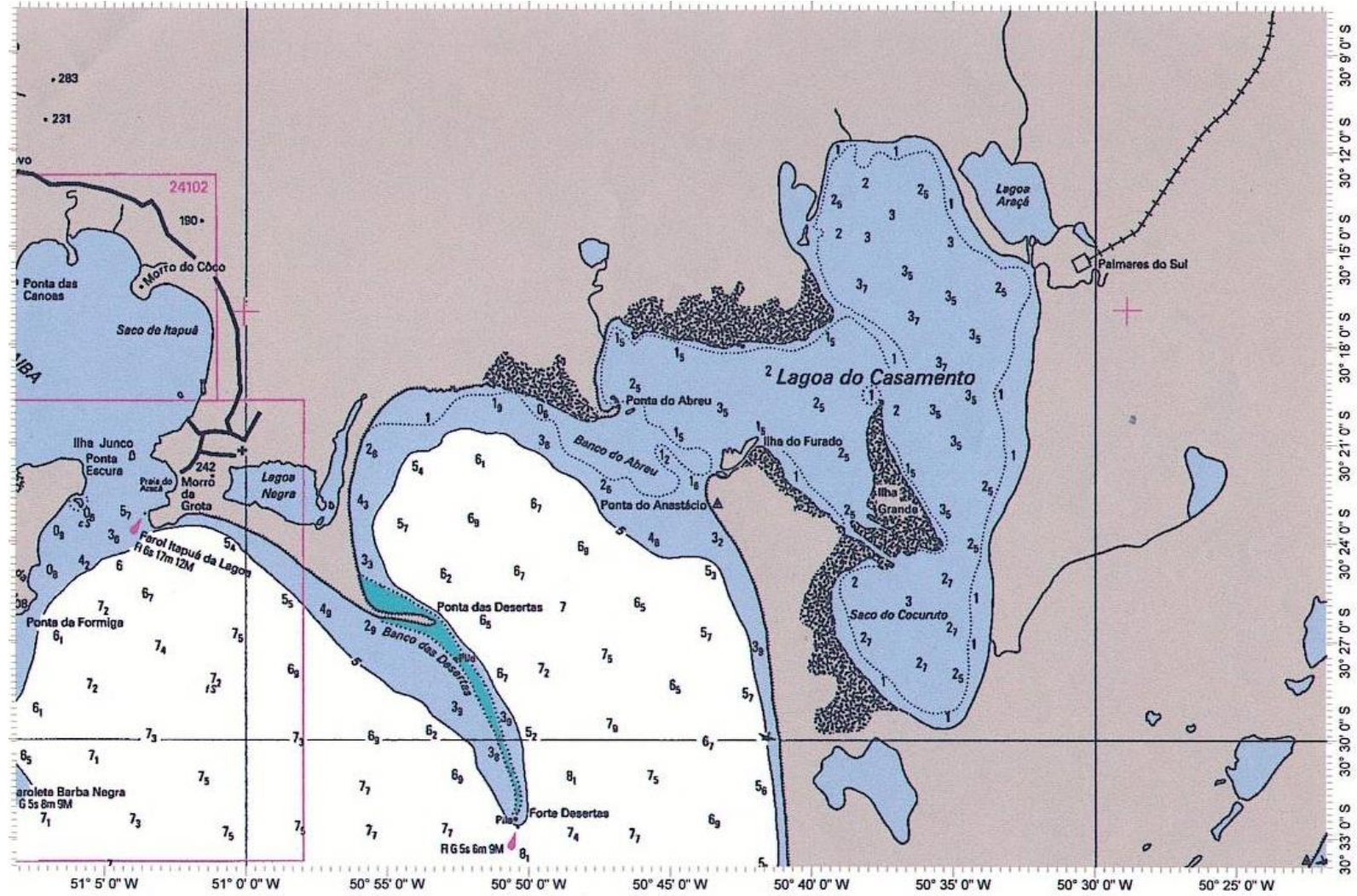
morfodinâmica lagunar (TOLDO, 1991). Aspectos da formação, sedimentação e características geomorfológicas da região podem ser encontrados em Villwock (1977).

O estreitamento formado entre a Ponta do Anastácio e o Pontal do Abreu corresponde à entrada da Lagoa do Casamento. A Lagoa do Casamento possui uma área alagada de aproximadamente 272 km<sup>2</sup> na planície costeira e uma intensa atividade pesqueira (MILANI; FONTOURA, 2007). Os principais rios afluentes são os rios Capivari e Palmares (VILLWOCK, 1977). A região da lagoa caracteriza-se por apresentar uma paisagem com corpos d'água de menor tamanho sobre o terraço lagunar, interconectados por canais e terrenos relativamente planos. Estes terraços encontram-se, em grande parte, utilizados para rizicultura e pecuária. A grande densidade de canais de irrigação no terraço lagunar, até a conexão com outras lagunas costeiras, dificulta a identificação da área de drenagem para a mesma e a sua gestão.

A área da Lagoa do Casamento foi considerada como área prioritária da zona costeira meridional do Brasil para ações de conservação de biodiversidade costeira e marinha por ser insuficientemente conhecida (BRASIL, 2002; apud BECKER et al., 2006). Poucos estudos analisaram a circulação de água nesta região. Nos estudos de modelagem que englobam toda a Laguna dos Patos, os resultados para a região nordeste são pouco comentados. Destaca-se o trabalho de Villwock (1977) que, com base em imagens de satélite, observou que a circulação na região nordeste da Laguna dos Patos seguia os mesmos padrões gerais da Laguna dos Patos. Ela é controlada pelo regime de ventos, pelo fornecimento de água ao corpo lagunar, pelos rios que ali chegam e pela área entre os pontais dos Abreus e Anastácio que servem de comunicação da Laguna dos Patos com a Lagoa do Casamento. Os rios Capivari, Palmares e Sanga Pangaré são rios senis, uma vez que drenam uma superfície aplainada e de cotas baixas. Servem apenas como elementos de drenagem das áreas pantanosas e seus regimes são controlados pelas condições pluviométricas. Desta forma, a Lagoa do Casamento recebe água da Laguna dos Patos a maior parte do tempo. O autor também observou que, sob determinadas condições de vento, o fluxo do Guaíba, poderia se dirigir diretamente para essa região.

Os resultados das simulações de Castelão e Moller (2003) na Laguna dos Patos para ventos constantes de 4 m.s<sup>-1</sup> por 5 dias indicam um rebaixamento de 0,05m no nível na entrada da Lagoa do Casamento para vento nordeste e um aumento de 0,07 para vento sudoeste. Os autores também identificaram uma intensificação do fluxo nas regiões mais rasas, sobre os bancos, e também em regiões mais estreitas do sistema, como a entrada da Lagoa do Casamento.

Figura 3.4. Localização e batimetria da região nordeste da Laguna dos Patos e sua ligação com o Lago Guaíba e a Lagoa do Casamento.



Fonte: popa.com.br

### 3.1. Estudos da circulação de água na Laguna dos Patos

Diversos trabalhos avaliaram a circulação na Laguna dos Patos utilizando diferentes métodos, modelos numéricos bi e tridimensionais, diferentes domínios, períodos ou cenários específicos de análise. A seguir são listados alguns dos principais trabalhos que avaliaram a circulação em toda a laguna, sem a pretensão de ser uma revisão completa e exaustiva dos mesmos. Destaca-se que não são apresentados trabalhos que focam na circulação apenas da região estuarina.

Herz (1974, apud VILLWOCK, 1977) analisou a circulação das águas superficiais na laguna, verificando que as descargas fluviais têm uma importância maior na circulação lagunar, que assume o tipo celular, quando os ventos são menos intensos. Ventos soprando com intensidades maiores arrastam as águas, modificando o padrão de circulação. Herz (1979) apresenta o resultado de estudos da dinâmica da laguna e região costeira com base em imagens orbitais. Bordas (1984) e Bordas et al. (1984) apresentaram o resultado de estudos iniciados em 1983 com o intuito de melhor conhecer e caracterizar os fatores que regem o comportamento hidráulico do sistema. Um esboço de padrões sazonais com base em imagens de satélite foi realizado, além de ser utilizado um modelo bidimensional para análise.

Moller et al. (1996) e Moller et al. (2001) estudaram os principais aspectos da circulação e dinâmica da laguna através de séries de dados de vento, vazão afluyente e nível d'água na laguna aliados a um modelo de circulação. Moller et al. (1996) utilizou os dados do verão de 1987/88. A componente longitudinal do vento foi identificada como a principal driving force, gerando um mecanismo de oscilação de set-up/set-down com a linha nodal na região central da laguna. O período de oscilação coincidiu com a passagem de sistemas frontais na região. A brisa marítima atua como um efeito secundário, sendo claramente observado na parte nordeste da laguna, podendo, inclusive, inverter o fluxo do Guaíba. Os autores indicaram que a descarga líquida causaria variações no nível d'água para escalas sazonais. O modelo bidimensional barotrópico de elementos finitos foi utilizado para analisar a circulação para as condições de ventos nordeste e sudoeste constantes (5 m/s), tendo como condição de contorno uma vazão constante na entrada do Guaíba (700 m<sup>3</sup>/s) e, numa segunda análise, uma maré de 0,5 m de amplitude na boca do estuário. Os resultados do modelo apresentaram um mecanismo de oscilação de set-up/set-down no sentido longitudinal nas partes mais profundas da lagoa; perto das margens, a força do vento é balanceada pelo atrito no fundo. Na direção lateral, um equilíbrio geostrófico foi verificado em ambas as regiões. A circulação forçada pelo vento é caracterizada pela presença de várias células com velocidade sotavento perto das margens e a favor do vento do fluxo de retorno que ocorrem nas zonas centrais. O canal de entrada funciona como um filtro reduzindo os efeitos da maré. A área sul deste corpo hídrico mostra um comportamento típico de um ambiente estuarino, com padrões de circulação tridimensional.

Möller e Castaing (1999), utilizando séries temporais e modelagem matemática, demonstraram que o vento dirige a circulação subtidal da Lagoa dos Patos no intervalo de tempo de 3 a 16 dias coincidindo com a passagem de sistemas frontais.

Möller et al. (2001) utilizaram dados de 1988, aliado a experimentos com um modelo tridimensional de diferenças finitas para analisar a circulação subtidal incluindo parte da zona costeira. As condições de contorno utilizadas no modelo foram às vazões interpoladas do Guaíba, os dados de vento da estação de São Lourenço e os dados filtrados de nível de Rio Grande adotados na boca do estuário, a fim de analisar o efeito do vento remoto dentro da laguna. Os resultados foram verificados para as estações de nível de Itapoã e Arambaré, não incluindo nenhum posto na parte sul da laguna. Os resultados indicam que durante vazões baixas a moderadas, o vento é a principal força motriz em escalas de tempo associadas com frentes meteorológicas. A água salgada entra no sistema, devido a uma combinação de efeitos dos ventos remotos e locais que favorecem o desenvolvimento de um gradiente de pressão para a laguna durante ventos de sudoeste. Esta situação se inverte quando os ventos de nordeste predominam. Nas partes internas da laguna, o vento local desempenha o papel principal, induzindo oscilações set up/set down. Um fluxo de retorno contra o vento é então desenvolvido sob essas condições. O fluxo dos rios desempenha o papel principal durante o pico de cheia anual no final do inverno. Pode-se notar que, em uma escala de tempo mais longa (período sazonal) a influência da vazão do Guaíba é dada pelo estabelecimento de um nível médio de água que pode ser modulada em um curto período pelo regime de ventos.

Fernandes (2001) aplicou os modelos TELEMAC bi e tridimensionais, calibrando e validando com o resultado de medições de campo na região estuarina realizados durante 3 e 2 dias, respectivamente, para um evento durante o El Niño de 1998. Diferentes simulações bidimensionais foram realizadas com vazão afluyente ao Guaíba de 2500 m<sup>3</sup>/s e vento constante de 7 m/s e direção NE ou SW, obtendo resultados semelhantes ao já descritos sobre a influência do vento e da vazão de entrada no Guaíba na circulação lagunar. Também analisou a alteração da direção do vento a partir das direções inicialmente modeladas e diferentes cenários de vazão (1000 a 5000 m<sup>3</sup>/s) sem considerar a combinação com cenários de vento. O modelo tridimensional foi aplicado na região estuarina e apresentou-se essencial para o entendimento desta região, como também indicado por Moller et al. (1996).

Castelão e Moller (2003; 2006) utilizaram o modelo numérico da Universidade de Princeton (POM) no estudo da circulação tridimensional forçada por ventos na Laguna dos Patos. Castelão e Moller (2003) analisaram os cenários de vento nordeste e sudoeste com velocidades constantes de 4 m/s, mas desconsiderando as descargas fluviais. Foram utilizadas 12 camadas na direção vertical e realizado pela primeira vez um processo de aninhamento de duas grades na região, englobando o oceano adjacente ao longo de todo o Estado do Rio Grande do Sul. Isso permitiu que fossem descritos detalhes da circulação vertical e que se fosse alcançado um entendimento qualitativo da circulação tridimensional na plataforma continental. Os resultados obtidos mostraram que o vento gera um desnível entre as extremidades da laguna, que pode atingir 0,08 m para ventos de 4 m/s. Ventos de nordeste (sudoeste) causam elevação (depressão) na região da Ponta da Feitoria, e depressão (elevação) em Itapoã. Arambaré funciona como a linha nodal da laguna. O gradiente barotrópico gerado entre estes dois sistemas constitui-se no principal mecanismo responsável por bombear água para dentro ou fora da laguna. No corpo lagunar, há a formação de quatro células verticais de circulação, causadas pela topografia. As velocidades superficiais na laguna possuem mesma direção do vento e um fluxo de retorno se estabelece na porção mais

profunda. Os resultados discutidos são referentes ao quinto dia de simulação. Este período de integração foi escolhido porque, após 5 dias, o sistema já incorporou grande parte da energia transferida pelo vento (energia cinética média por unidade de área já atingiu 98% do valor máximo atingido em simulações realizadas com maior período de integração), além de ser um período ainda plausível de duração do vento de uma direção na região. A variação de nível na entrada da Lagoa do Casamento foi de -0,05m para o cenário de vento nordeste e +0,07 para vento sudoeste.

Castelão e Moller (2006) analisaram a variabilidade dos saldos dinâmicos e da resposta dinâmica a variação temporal do vento (relaxamento). Também estenderam a análise para a região estuarina, embora não tenham considerado a ação das marés. Os eventos de relaxamento mostraram-se importantes para a geração de seiches no centro da laguna e a descarga fluvial atua reduzindo este efeito. A descrição da resposta da laguna para o vento nordeste foi consistente com os estudos anteriores. Os resultados confirmam a sugestão de Moller et al. (1996) de que o sistema lagunar não está muito longe de uma configuração de estado quase-estacionária durante uma significativa parcela de tempo.

Pereira e Niencheski (2004) simularam a circulação da Laguna dos Patos com o modelo Delft3d-FLOW e avaliaram a influência do vento no tempo de residência. As fronteiras abertas incluíram a vazão de entrada no Guaíba, a vazão do Camaquã e do canal de São Gonçalo e uma condição de maré semidiurna na boca do estuário e a calibração foi efetuada com dados de salinidade. A região simulada não incluía a região nordeste da laguna. A simulação do tempo de residência indica que esse depende principalmente das descargas do Guaíba e da ação do vento. O tempo de residência sem a ação do vento variou de 20 dias para períodos de altas descargas a 35 dias para períodos de baixa descargas. Quando o vento foi aplicado ao modelo, o tempo de residência variou de 18 dias para períodos de altas descargas e ventos de quadrante norte a 28 dias para baixas descargas e ventos de quadrante sul.

Tyrrell e George (2006) validaram o modelo hidrodinâmico TELEMAC-2D, bidimensional de elementos finitos para a laguna, utilizando dados mensais de vazão do Guaíba (Jacuí e Taquari), do Rio Camaquã e do Canal de São Gonçalo.

Buscando melhorar a confiança nos resultados hidrodinâmicos para a Laguna dos Patos, Janeiro et al. (2008) realizaram um estudo comparativo entre as simulações numéricas efetuadas com o Telemac-2D (elementos finitos e malha triangular) e MOHID (volumes finitos e grade cartesiana retangular), utilizando as mesmas condições de contorno e mesmos coeficientes de calibração. As condições de contorno utilizadas foram: nível do mar na fronteira com o mar aberto, vento dinâmico no tempo e constante no espaço (Estação de Praticagem) e médias mensais de descargas de água na entrada do Guaíba. Uma série mensal de 5 meses de nível foi utilizada para comparar os resultados de ambos os modelos com os níveis das estações de Itapuã, São Lourenço e Bujuru. Os resultados indicaram que ambos os modelos se comparam bem com as medidas e com o outro. As diferenças mais elevadas entre modelos ocorreram durante episódios de vento soprando de forma transversal à laguna, especialmente a partir do quadrante noroeste.

Barros e Marques (2012) e Marques (2012) destacam que estudos de longo prazo são dificultados pela ausência de dados simultâneos, especialmente de níveis de água ao longo da

laguna. Os autores realizaram uma análise de séries anuais (vazão do Jacuí e Taquari e níveis em Ipanema, São Lourenço e Rio Grande) para identificar a variabilidade temporal dos processos dominantes na descarga de água doce e nos níveis de água ao longo da laguna. Os resultados mostraram que a vazão afluyente é o principal agente atuante na escala interanual.

Seiler e Fernandes (2013) utilizaram o modelo MOHID para analisar a variação de parâmetros de qualidade e ecológicos na laguna, considerando a nova configuração da boca do estuário e simulação pelo período de um ano. A validação do modelo hidrodinâmico foi realizada comparando os valores de nível estimados e medidos nas estações de Ponta Grossa, São Lourenço, Laranjal e Rio Grande. O erro absoluto médio relativo variou de 0,183 (Ponta Grossa) a 0,397 (São Lourenço), classificados como excelente e bom.

Arantes et al. (2015) aplicando a técnica de simulação paramétrica bidimensional observou que a profundidade de mistura atinge valores superiores a 6,9m na direção mais favorável à formação de ondas. Com base nestes dados, os autores concluem que a Laguna dos Patos dificilmente atinge uma condição de estratificação térmica, devendo ser comum a ressuspensão de sedimentos do fundo.

Conforme pode ser observado dos trabalhos citados, a maioria das simulações hidrodinâmicas da laguna utilizaram valores constantes de vazão para analisar a circulação na mesma ou valores reais de vazões por breves períodos de tempo, tendo em vista a variação intra-anual e interanual dos principais fatores determinantes da hidrodinâmica do sistema. A simulação mais longa encontrada foi de um ano.

Quanto à análise espacial, foram citados neste texto apenas os estudos que analisaram toda a Laguna dos Patos. Muitos outros estudos analisaram apenas a hidrodinâmica na região estuarina ou no Lago Guaíba. Entretanto, mesmo os citados, que modelam toda a laguna usualmente avaliam os resultados apenas no eixo principal longitudinal e no estuário. A região nordeste da laguna é pouco estudada.

Adicionalmente, a calibração dos modelos usualmente inclui poucas estações de nível, concentradas na margem oeste da região central da laguna, ou apenas dados obtidos em locais específicos por curto período. Os efeitos das condições de contorno usualmente adotadas nas modelagens não são analisados.

Por último, observa-se que os estudos de análise de séries de dados e de imagens de satélite, considerados nos primeiros estudos da circulação de água na laguna, são fontes importantes de informações sobre a circulação na laguna e permitem ampliar o conhecimento da resposta temporal e espacial do sistema.

### **3.2. Aspectos qualitativos**

A Laguna dos Patos apresenta em sua costa uma população de aproximadamente 7 milhões de habitantes e é utilizada como área balneária e manancial de água. Possui um importante eixo de navegação ligando municípios internos ao Porto de Rio Grande, situado em seu estuário. Contém também produção de camarões e peixes de grande importância. A maioria da população em sua bacia de contribuição está localizada na bacia do Lago Guaíba,

concentrada na região metropolitana de Porto Alegre, enquanto a população da Bacia Litorânea concentra-se nos municípios de Pelotas e Rio Grande, situados em sua região estuarina.

A Laguna dos Patos recebe efluentes industriais, principalmente nos arredores de Porto Alegre e Rio Grande, dos municípios circunvizinhos (a maioria sem tratamento apropriado) e das grandes áreas plantadas com arroz e soja e outras atividades agropecuárias na bacia hidrográfica.

Segundo estimativa da Japan International Cooperation Agency (JICA, 2000 apud PEREIRA et al., 2005), a carga gerada em toda a área da Laguna dos Patos era de 405 mil ton/ano de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO); 1,511 milhão ton/ano de Demanda Química de Oxigênio (DQO); 123 mil ton/ano de Nitrogênio Total (NT); e 27 mil ton/ano de Fósforo Total (FT). A relação entre os efluentes domésticos e industriais gerados por fontes pontuais é na ordem de 6:4. Estimou-se que 80% de DBO, 82% de DQO, 83% de NT e 86% de FT sejam cargas geradas pelas fontes difusas. Observando-se a carga de escoamento de FT por bacia hidrográfica, obtiveram que 55,5% provém da Bacia do Lago Guaíba e 44,5% da bacia Litorânea. O grupo coliforme, indicador de contaminação bacteriana apresentou concentrações de 10 a 1000 NMP/100ml (BAUMGARTEN et al., 2004 apud PEREIRA et al., 2005).

No Lago Guaíba, os pontos de elevada carga orgânica correspondem à foz dos rios Gravataí, Sinos e Dilúvio (BENDATI et al., 2000). Em Itapoã, próximo à ligação com a Laguna dos Patos os valores estão dentro da classe 1 de enquadramento, exceto pelo fosfato total (classe 4). As cargas antropogênicas dessa região são aparentemente exauridas ao longo do sistema antes de atingir o estuário (NIENCHESKI; WINDOM, 1994), onde os valores são semelhantes a outros estuários.

Quanto à região nordeste da Laguna dos Patos e a Lagoa do Casamento, Pagot et al. (2007) verificou uma maior concentração de sólidos suspensos nesta lagoa do que no corpo da Laguna dos Patos. O monitoramento realizado no rio Capivari, afluente da Lagoa do Casamento, apresentou 1143 NMP/100mL de coliformes fecais, apontando para alta contaminação de esgotos domésticos, e baixa média de oxigênio dissolvido (HAASE et al., 2003). Nenhum outro resultado de monitoramento de qualidade de água ou de modelagem foi encontrado para esta região.

Dentre as diversas atividades antrópicas potencialmente poluidoras (depósitos de agrotóxicos e produtos químicos, armazenamento de resíduos sólidos, criação de animais, mineração, industriais, entre outra) cadastradas pela FEPAM para a bacia hidrográfica do Litoral Médio, que engloba os municípios nas margens da região nordeste e margem leste da Laguna dos Patos, destaca-se aqui a atividade de plantio de arroz irrigado, com 563 atividades de irrigação superficial cadastradas (FEPAM, 2012). Os efluentes líquidos provenientes de áreas agricultadas podem conter substâncias poluentes, a exemplo de agrotóxicos (GRUTZMACHER et al., 2008; SILVA et al., 2009), elevados valores de demanda química por oxigênio, turbidez e fosfatos (MOLOZZI et al., 2006). Aumento de fósforo total e nitrato próximo às áreas de lavoura de arroz também foram observados na Lagoa Negra em Viamão



(AGUIAR, 2008), situada próxima à área de estudo. Entretanto, estes resultados dependem das formas de manejo da água e do cultivo e da etapa do cultivo.

Um histórico até 2005 dos estudos qualitativos da laguna pode ser encontrado em Pereira et al. (2005). Conforme os autores, o primeiro estudo sistêmico da laguna foi realizado por Von Hering em 1885, que fez uma descrição dos seus aspectos hidrológicos, geológicos e biológicos. Em 1986, o projeto Espinha de Peixe levantou parâmetros físicos, químicos e biológicos em 60 estações de amostragem em toda a laguna. O estudo resultou no trabalho de Niencheski et al. (1988 apud PEREIRA et al., 2005). Entre 1999 e 2000, foi realizado um abrangente estudo pelo “Programa para o Desenvolvimento Racional, Recuperação e Gerenciamento Ambiental da Lagoa dos Patos/Mirim – Pró Mar de Dentro”. Onze cruzeiros foram feitos num período de doze meses, quando foram coletadas amostras em 8 estações no seu eixo principal, 3 estações nos principais tributários e ainda uma estação na plataforma continental. Entre os resultados, foi desenvolvido um estudo de modelagem numérica das variáveis responsáveis pela qualidade hídrica, visando identificar padrões temporais e espaciais das variáveis (PEREIRA, 2003).

Pereira e Niencheski (2004) utilizaram os dados de ambos os programas para avaliar os processos que regem a qualidade das águas no eixo principal da laguna, através do modelo matemático Delft3D. Pereira et al. (2005) cita que apesar destes trabalhos, os estudos de qualidade ambiental na Laguna dos Patos são focados em regiões isoladas da laguna, em especial a região estuarina e Lago Guaíba, e que não existe um monitoramento periódico da qualidade da água de todo o sistema lagunar.

Mais recentemente, Seiler e Fernandes (2013) realizaram uma análise ecológica da Laguna dos Patos, utilizando o modelo numérico bidimensional MOHID como ferramenta. As simulações numéricas utilizadas foram mais longas que os estudos anteriores (um ano) e o estudo considerou a nova configuração do canal de acesso. Os resultados mostraram comportamentos ecológicos diferentes ao longo da bacia; apontaram a falta de nutrientes e/ou de luz como os principais fatores limitantes da produtividade primária; e indicaram perda de biomassa de fitoplâncton e nutrientes ao longo da laguna. Entretanto, o modelo não conseguiu reproduzir os picos máximos e mínimos dos parâmetros. Os autores destacaram a grande falta de dados de qualidade de água em escala temporal e espacial adequada para modelagem deste tipo.

Quanto ao fluxo anual de nutrientes na laguna, Pereira (2003) observou altos níveis de nitrogênio dissolvido, fosfato e silicato sem nenhum padrão sazonal definido. Estas cargas são exauridas ao longo da laguna antes de atingir o estuário. As fontes de nitrogênio são diversas: transporte pelos tributários, origem bacteriana e de restos orgânicos da flora do sistema, atividades de agricultura, efluentes urbanos não tratados, resíduos da produção de fertilizantes e remobilização do sedimento de fundo (NIENCHESKI; WINDOM, 1994). Um excesso de fosfato no inverno em Rio Grande e próximo as cidades de Porto Alegre e Camaquã igualmente foi observado por Pereira et al. (2004), sugerindo uma emissão industrial com maior operação no inverno ou devido ao maior carreamento de poeira de fosfato pela chuva e vento nesta estação. Os resultados das simulações de Pereira e Niencheski (2004) evidenciam que a maior fonte de nitrogênio é a forma orgânica proveniente do transporte pelos principais

tributários e resto orgânico da flora e fauna. Já o fosfato se apresenta como uma das principais fontes de fósforo para a laguna e o processo que rege seu comportamento é a adsorção pelo material em suspensão, apesar dos grandes aportes antropogênicos na região de Rio Grande. Os valores de concentração de FT, observados no verão de 1999-2000 na seção norte da Laguna dos Patos, foram de 0,1 a 0,15mg/l, enquanto que na seção sul foi 0,05 a 0,1 mg/l. Entretanto, na seção central, esta concentração foi menor que 0,05mg/l, durante o ano inteiro. Seiler e Fernandes (2013) observaram concentrações mais baixas de fosfato e amônia relacionadas à maior permanência de água doce na laguna, observada em novembro, que leva a uma menor liberação de nutrientes pelos sedimentos.

Conforme observado por Pereira (2003), os principais processos de consumo de oxigênio identificados na coluna d'água são a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a nitrificação, além do consumo de oxigênio pelo sedimento. A DBO e a DQO em geral apresentam baixas concentrações na Laguna dos Patos, indicando pequena contaminação por matéria orgânica (PEREIRA; NIENCHESKI, 2004). Valores mais altos de DBO são encontrados próximos a lançamentos de efluentes domésticos e do terminal pesqueiro de Rio Grande e a contaminação por poluição orgânica está avançando em algumas áreas marginais como o Saco da Mangueira (BAUMGARTEN et al., 2004) e a Baía de Tapes, regiões de menor circulação.

Apesar da alta carga de material em suspensão, determinado principalmente pela sedimentação, o oxigênio dissolvido (OD) na água tende a ser próximo da saturação e da supersaturação, principalmente devido ao processo físico de aeração, pois a ação do vento na extensa superfície da laguna e em áreas rasas permite a transferência constante de oxigênio do ar para a água. Os níveis de OD mais baixos observados em dezembro foram atribuídos a condições climáticas muito calmas. Pereira et al. (2004) encontraram condição de saturação de oxigênio ao longo da laguna, embora subsaturações tenham sido medidas no estuário particularmente no inverno, provavelmente devido à ressuspensão de sedimentos.

Em geral, as concentrações mais altas de poluentes se encontram nas regiões marginais devido ao lançamento de esgotos domésticos e industriais, enquanto que os níveis mais baixos se concentram no eixo principal da laguna. Devido à alta capacidade de autodepuração do sistema, “apesar das diversas influências antrópicas presentes na Lagoa dos Patos, as águas do eixo principal da Lagoa não apresentaram sérias contaminações que tragam riscos aos ecossistemas que a cercam e dela dependem” (PEREIRA, 2003).

A hidrodinâmica dos corpos hídricos é determinante da capacidade de autodepuração e da dispersão dos poluentes. Em lagos rasos, é o principal fator para a distribuição de temperatura, nutrientes e OD, também influenciando a distribuição/agregação de sedimentos, contaminantes e algas (JI, 2008). As variações dos parâmetros ecológicos que governam a qualidade da água na Laguna dos Patos são fortemente influenciadas pelas variações climáticas, especialmente na vazão dos rios, nos ventos e na salinidade, principais fatores que determinam a hidrodinâmica do sistema (SEILER; FERNANDES, 2013).

A dependência da dispersão e concentração de contaminantes dos fatores determinantes da circulação da laguna, especialmente o vento e as descargas líquidas, foi observada por Janeiro et al. (2008) em simulação de um derramamento hipotético de óleo no estuário e por Niencheski e Baumgarten (2007) em análise da contaminação do arroio Vieira

por fábricas de fertilizantes. Santos et al. (2008) observaram um aumento significativo nos valores de nutrientes e DBO a jusante dos efluentes de uma ETE com boa remoção de DBO. Os resultados indicaram um grande risco de eutrofização no local onde as águas do Arroio Vieira se misturam com as águas do estuário da Laguna dos Patos, demonstrando que as condições do corpo receptor precisam ser consideradas no projeto e operação das ETE's. Na Lagoa Mangueira, sistema interligado a Laguna dos Patos pelo canal de São Gonçalo, Cavalcanti (2013) observou que o metabolismo do sistema se modificava com o cenário de vento, mas a importância desta relação variava entre regiões da lagoa. Seiler et al. (2015) utilizaram o modelo numérico MOHID2D para avaliar se a variabilidade hidrológica, entre um ano de La Niña e outro de El Niño, afetava a variação espacial e temporal de clorofila-a e de nutrientes inorgânicos dissolvidos na Laguna dos Patos. Os resultados mostraram que as concentrações analisadas das principais variáveis foram maiores no período mais chuvoso, com exceção do fosfato. As variações espaciais e temporais de todas as variáveis da qualidade da água, no entanto, foram semelhantes em ambas as condições. Os autores concluíram que a aplicação de modelagem numérica proporciona uma avaliação sistemática de sistemas complexos, tornando-se uma importante ferramenta para sua gestão ambiental.

#### 4. PROPOSIÇÃO METODOLÓGICA

Neste trabalho foi utilizado um modelo hidrodinâmico e de transporte de massa (modelo IPH-A, BORCHE, 1996) para estudar as relações entre as variáveis hidroclimáticas determinantes da hidrodinâmica da Laguna dos Patos, a circulação de água e as condições de dispersão de poluentes. Uma importante emissão de efluentes industriais existente na área de estudo foi analisada para diferentes cenários. Embora toda a laguna tenha sido simulada, os resultados serão apresentados e discutidos com destaque para a região nordeste, devido a pouca informação existente para o local. O modelo e todas as informações utilizadas são de acesso livre e gratuito, a fim de facilitar o uso posterior da metodologia.

Para utilização do modelo, foi feita inicialmente uma análise de sensibilidade e comparadas diferentes alternativas para as condições de contorno. A calibração e a validação do modelo hidrodinâmico foram realizadas a partir da comparação entre dados de níveis observados e simulados na Laguna dos Patos e no Lago Guaíba, com um ano de dados para cada etapa (2011 e 2012, respectivamente). Em trabalhos anteriores usualmente apenas um evento é simulado, sendo o período máximo de simulação observado de um ano, e não se analisou diferentes condições de contorno usualmente adotadas.

De forma complementar a comparação dos dados de nível e visto que a região nordeste da laguna não dispõe de estações de monitoramento, a circulação de água simulada foi comparada com a observada em imagens de satélite para validação do modelo de circulação. Dados de sensoriamento remoto podem ser utilizados para inicializar, calibrar e validar modelos de base física para melhorar os esforços de modelagem (PAHLEVAN et al., 2012; YANG et al., 2016). O uso de imagens orbitais para estudar a circulação de água na laguna era realizado nos primeiros estudos da circulação de água na laguna nas décadas de 1970 e 1980 (VILLWOCK, 1977; HERZ, 1979; BORDAS, 1984; BORDAS et al., 1984), mas não foram encontrados estudos mais recentes que utilizem a técnica.

Com base nos resultados do modelo hidrodinâmico, foi feita uma análise dos padrões gerais de circulação na região de estudo sob diferentes condições hidroclimáticas. Foram gerados diferentes cenários combinando diferentes direções de vento e na vazão afluente ao Lago Guaíba. Conforme apresentado no capítulo 3, o vento e a vazão são as principais variáveis determinantes da circulação de água no corpo lagunar. As vazões e as velocidades (módulo e direção) do vento foram selecionadas a partir da probabilidade de ocorrência com base em séries de dados locais.

A análise permitiu identificar sentidos preferenciais de escoamento e zonas de estagnação, com velocidades baixas. Essas regiões caracterizam-se por um elevado tempo de renovação, com um grande potencial de acúmulo de contaminantes. Foram analisadas também as trajetórias de flutuadores, incluindo lançados no local da fonte pontual industrial analisada, a fim de identificar as condições de circulação e áreas que possam ser impactadas por diferentes lançamentos.

Numa segunda etapa, foi realizada a análise de sensibilidade e calibração do modelo de transporte de massa com base em imagens de satélite e em dados da literatura. Também foi utilizado sensoriamento remoto para determinação do coeficiente de dispersão. Para tanto, foi realizada a comparação visual entre a pluma do Lago Guaíba na região norte da Laguna dos

Patos simulada e observada nas imagens de satélite, utilizando a concentração de sedimentos como traçador natural. As plumas de rios são a principal via pela qual nutrientes, sedimentos e outros poluentes terrestres são transportados para águas de lagos. Altas concentrações de matéria em suspensão e matéria orgânica dissolvida descarregadas através das plumas de rios resultam em aumento da turbidez e diminuição da penetração da luz e crescimento da vegetação aquática submersa (ZHANG et al., 2016).

As condições do lançamento pontual simuladas foram: contaminante conservativo e com decaimento de primeiro grau e três diferentes distâncias da costa ao local de lançamento. Os resultados serviram como base para identificação de cenários críticos para dispersão de poluentes, identificação dos principais fatores determinantes a serem considerados na gestão do corpo hídrico e do lançamento de efluentes, identificação de locais prioritários para monitoramento e discussão da legislação vigente para gestão da qualidade da água e emissão de efluente.

#### **4.1. Modelo IPH-A**

Para a escolha do modelo com vista à utilização como auxílio à tomada de decisão, foram observados os critérios apresentados por Porto e Azevedo (2002): precisão, simplicidade, robustez, transparência e adequação. O sistema IPH-A foi escolhido por permitir a simulação do escoamento e transporte de massa para corpos d'água rasos, atender estes critérios e ser de fácil utilização, contando com uma interface amigável que permite a visualização dos principais resultados de forma pontual ou distribuída no corpo hídrico. Ademais, o modelo foi utilizado com sucesso em outros corpos d'água rasos, a exemplo da: Lagoa Itapeva/RS (LOPARDO, 2002), Banhado do Taim/RS (PAZ et al.; 2003), Rio Massangana/PE (ARAÚJO et al., 2000), Açude de Apipucos/PE (ARAÚJO; TAVARES, 2001), Lago Guaíba/RS (PAZ et al., 2005; BORCHE et al., 1997; SCHWARZBACH et al., 1997) e Laguna dos Patos/RS (ALMEIDA et al. apud BORCHE et al., 1997).

Ressalta-se que os aspectos de estratificação e salinidade não são representados pelo modelo. A não representação desses processos não compromete a presente aplicação na Laguna dos Patos, visto que o enfoque é a circulação no corpo principal da laguna, predominantemente conduzida pelo vento e vazão afluente. Em análises da região estuarina, entretanto, estes aspectos não devem ser desprezados e o uso de um modelo tridimensional é recomendado (SEILER; FERNANDES, 2013).

Quanto à modelagem da qualidade da água, é importante destacar que o modelo é bidimensional e simula apenas contaminantes persistentes ou que possam ser representados por decaimentos de primeira ordem. As características da estrutura de lançamento e diferenças de temperatura e densidade entre o efluente e o corpo receptor não são representadas. Portanto, a zona de mistura inicial no campo próximo não é simulada e considera-se que ocorre dentro da célula onde ocorre o lançamento. Esta simplificação é considerada como adequada para a aplicação do modelo devido ao tamanho da célula adotado (1 km x 1 km) e visto que se pretende avaliar os resultados de possíveis áreas atingidas e potenciais conflitos pelo uso da água, o que ocorre no campo afastado.

#### 4.1.1. Simulação da circulação

Para aplicação do modelo de circulação são necessários os seguintes dados de entrada:

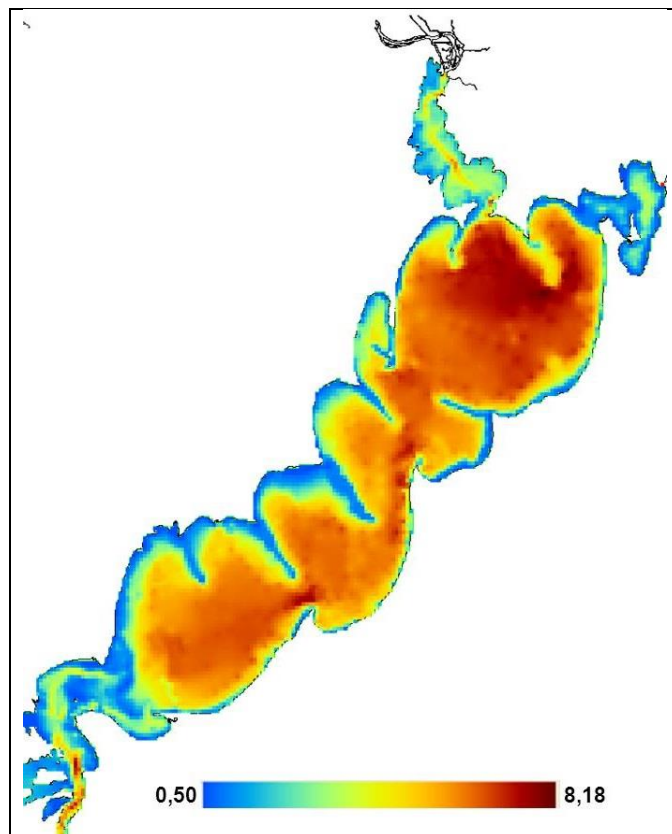
- configuração geométrica: contorno e batimetria;
- condições de contorno para cada simulação: níveis, velocidades ou vazões nas fronteiras abertas;
- dados do modelo: intervalo de tempo de cálculo, tamanho da malha, nível inicial e latitude;
- parâmetros de calibração: rugosidade do fundo, constante de atrito do vento, coeficiente de viscosidade turbulenta; e
- velocidade e direção do vento.

#### Batimetria e contorno

A batimetria e contorno foram obtidos do modelo da Laguna dos Patos e Lago Guaíba desenvolvido por Borsche (material não publicado). Os dados batimétricos foram gerados por digitalização da carta náutica de número 2140 da Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil (DHN 1968 e atualizações), com última atualização de 2009, complementada pelos estudos de Toldo Jr. (1994). Exceto por uma recente alteração na boca do estuário, com consequências na circulação na região costeira adjacente (FERNANDES et al., 2002), nenhuma alteração importante foi encontrada nas atualizações do DHN ou em sites de navegação. Também não há registro do crescimento de bancos arenosos (DILLENBURG e TOLDO JR., 1990, apud TOLDO JR. et al., 2006), que exercem expressiva influência na circulação do corpo lagunar, nem foi observado crescimento dos pontais arenosos em comparação com imagens de satélite recentes. A maior parte do topo dos bancos arenosos está a uma profundidade de 1m (TOLDO JR., 1991) e adotou-se uma profundidade média de 0,5m para as células nesta situação.

A grade utilizada é quadrada com lado de 1 km. A batimetria resultante é apresentada na Figura 4.1. Para melhor enquadramento de todo o sistema, os eixos do sistema de coordenadas foram rotacionados num ângulo de sete graus no sentido horário. Embora grades ortogonais estruturadas não sejam suficientemente flexíveis para ajustar contornos complexos e usualmente resultem em um número de elementos maior quando comparado com grades não estruturadas, a adoção da malha de 1 km rotacionada apresentou boa adequação ao contorno do sistema, boa estabilidade com o intervalo de tempo adotado e baixo tempo de simulação. Um acoplamento pode ser utilizado em estudos futuros que necessitem de melhor refinamento em regiões específicas de interesse.

Figura 4.1. Batimetria (em metros) da Laguna dos Patos inserida no modelo IPH-A.



### Condições de contorno

Como condições de contorno para a calibração e validação foram utilizadas o nível d'água na entrada do Lago Guaíba (estação fluviométrica Ilha da Pintada) em todas as simulações e a vazão do rio Camaquã (estação fluviométrica Passo do Mendonça), a fim de representar as principais vazões afluentes a Laguna dos Patos. A cota na Ilha da Pintada foi utilizada como condição de contorno ao invés da vazão total afluente ao Guaíba visto que os locais de monitoramento são distantes do delta do Jacuí e a propagação dos mesmos deveria ser simulada para considerar os diferentes tempos de percurso e o remanso. Na definição dos cenários para simulação, a vazão foi considerada como a soma da vazão dos principais afluentes nos locais de monitoramento, desprezando-se esses efeitos, o que não era possível na calibração e validação.

Quanto à condição de contorno a jusante do corpo lagunar, foram testadas na fase de análise de sensibilidade e calibração do modelo as seguintes condições:

- Nível d'água no posto fluviométrico Rio Grande, localizado a aproximadamente 20 km da entrada do canal, não representando o trecho final do estuário. A consideração do nível tem a vantagem de permitir a análise do efeito do vento remoto dentro da laguna, conforme ressaltado por Moller et al. (2001).

- Nível d'água no exutório do estuário, adotado como igual ao nível medido no posto fluviométrico Rio Grande. Essa consideração pode introduzir distorções, mas permitiria a

análise de toda a laguna, a exemplo do realizado em outros trabalhos de modelagem deste corpo hídrico. Para essa condição, o modelo foi simulado com e sem a contribuição do rio Camaquã, a fim de analisar sua importância para a circulação lagunar.

- Vazão no exutório do estuário, adotado como igual à vazão medida no posto fluviométrico Rio Grande.

- Vazão no posto fluviométrico Rio Grande, não representando o trecho final do estuário.

A influência do canal de São Gonçalo, cujo fluxo é controlado pela operação da barragem do Centurião não foi considerada no presente estudo, podendo ter influência no nível médio da laguna e na circulação estuarina, próximo ao canal.

Os dados de nível utilizados correspondem a duas medições diárias (7 e 17 horas), enquanto os dados de vazão correspondem a média diária dos valores referentes às cotas medidas. Os valores foram interpolados linearmente para corresponder ao intervalo de tempo de cálculo adotado.

Os dados utilizados foram obtidos no Sistema de Informações Hidrológicas Hidroweb (<http://www.hidroweb.com.br>) da Agência Nacional de Águas (ANA), no qual a área de estudo está incluída na sub-bacia 87. A ANA é a responsável por todos os postos citados, enquanto a CPRM é a operadora. Demais informações dos postos fluviométricos são apresentados na Tabela 4.1.

Tabela 4.1. Postos fluviométricos disponíveis.

Código	Nome	Rio	Município	Latitude	Longitude	Área (km <sup>2</sup> )
87905000	PASSO DO MENDONÇA	RIO CAMAQUÃ	CRISTAL	-31:00:43	-52:03:09	15600
87980000	RIO GRANDE / REGATAS	LAGOA DOS PATOS	RIO GRANDE	-32:01:48	-52:04:40	--
87450005	ILHA DA PINTADA	RIO GUAÍBA	ELDORADO DO SUL	-30:01:50	-51:15:07	82500

### Velocidade e direção de vento

As velocidades e direções dos ventos foram obtidas do Instituto Nacional de Meteorologia para o posto Rio Grande (código 83995, latitude -32,03°, longitude -52,11°), com dados medidos às 0, 12 e 18 horas. Os valores foram considerados constantes em toda a laguna. Análise preliminar dos dados de vento mostrou que os dados de vento desta estação possuem variação de velocidade e direção semelhante ao das estações situadas no litoral do Rio Grande do Sul em latitudes correspondentes a porção central da laguna (estação Mostardas) e ao norte da mesma (estação de Tramandaí), embora com velocidades máximas menores que as destas. A mesma rotação aplicada ao contorno e batimetria foi aplicada aos valores de vento utilizados para manter a compatibilidade entre os dados. Não foi adotado fator de aumento da tensão de cisalhamento do vento na superfície da laguna.

### Parâmetros de simulação e condições iniciais



As condições iniciais consideradas correspondem à velocidade igual a zero e nível d'água constante ao longo do sistema. O modelo foi integrado com passos de tempo de 180 segundos, obtendo um número de Courant de 1,78, tornando pouco provável a ocorrência de perturbações significativas com origem na discretização numérica para o esquema de integração por caminhos alternados de Leendertse (SILVEIRA, 1986). Os valores de vento, nível e vazão medidos foram interpolados linearmente para corresponder ao intervalo de tempo de cálculo.

### Análise de sensibilidade, calibração e validação

A análise de sensibilidade dos parâmetros e a calibração do modelo foi realizada para o período de dezembro de 2010 a dezembro de 2011. Esse período foi selecionado para verificar a resposta do modelo a diferentes combinações de vento e descarga líquida, pela disponibilidade de dados fluviométricos e de vento, e da disponibilidade de imagens de satélite Landsat 5 com boa visibilidade em toda a área de estudo. Embora o modelo tenha atingido o equilíbrio em menos de uma semana, devido a baixa vazão no período, o mês de dezembro de 2010 foi considerado como período de ajuste e não foi utilizado na análise dos resultados.

Os valores de variação dos parâmetros adotados para análise de sensibilidade e calibração do modelo foram definidos com base nos valores observados na literatura (Tabela 4.2). A Tabela 4.3 apresenta um resumo dos valores utilizados.

Tabela 4.2. Valores dos parâmetros de ajuste do modelo encontrados na literatura.

Coeficiente de viscosidade turbulenta ( $m^2.s^{-1}$ )	30	Pereira et al. (2004); Pereira (2003)	Laguna dos Patos; Laguna dos Patos
	10	Fernandes (2001); Lopardo (2002); Paz et al. (2003)	Laguna dos Patos; Laguna Itapeva; Banhado do Taim
	5 a 15	White (1974)*	Literatura
Coeficiente de atrito do vento	1,5E-6 a 4,0E-6	Borche (1996)	Literatura
	1,0E-6 a 4,0E-6	Paz (2005)	Lago Guaíba
	1,5E-6	Martins; Fernandes (2008)	Laguna dos Patos
	2,5E-6	Paz (2005)	Lago Guaíba
	4,2E-6	Lopardo (2002)	Laguna dos Patos
	3,0E-6	Paz et al. (2003)	Banhado do Taim
	2,0E-6 a 4,0E-6	Wu (1982)*	Literatura
Rugosidade de fundo (Chezy) ( $m^{1/2}.s^{-1}$ )	60	Lopardo (2002)	Laguna dos Patos
	50	Fernandes (2001)	Laguna dos Patos
	50 a 70	Chow (1959)*	Literatura

\*apud Fragoso (2009).

O coeficiente de Chezy foi fornecido diretamente e considerado constante e uniforme na laguna. É sabido que o coeficiente de atrito do fundo varia de acordo com a natureza do fundo. O uso de valores uniformes, entretanto, é bastante comum em modelos numéricos, a exemplo dos trabalhos apresentados na Tabela 4.2, e apresentam bons resultados. Para a região estuarina da laguna, Fernandes (2001) observou que embora não essencial, a

consideração da variação do atrito de fundo com o sedimento de fundo melhorou a reprodução dos dados observados pelo modelo. Devido à baixa sensibilidade do modelo às variações do coeficiente de viscosidade turbulenta dentro dos limites usualmente utilizados, conforme apresentado posteriormente, a consideração de variação deste parâmetro provavelmente não alteraria significativamente os resultados obtidos.

Tabela 4.3. Valores estabelecidos para a análise de sensibilidade do modelo.

Parâmetro	Valor padrão para análise de sensibilidade	Variação
Elevação inicial (m)	0,55	0,55
Intervalo de tempo (s)	180	180
Coeficiente de Chezy ( $m^{1/2}.s^{-1}$ )	60	50, 60 e 70
Atrito do vento ( $.10^6$ )	3,5	2,5, 3,0, 3,5 e 4
Viscosidade ( $m^2.s^{-1}$ )	10	5, 10, 20 e 30
Período de ajuste	Dezembro de 2010	
Período de análise	2011	

Para a calibração, os resultados do modelo foram comparados com os níveis fluviométricos dos postos no Guaíba e na Laguna dos Patos com dados disponíveis para o período considerado (postos apresentados na Tabela 4.4). Destaca-se que o posto São Lourenço apresentou falhas durante quase todo o período de julho a outubro de 2011.

Tabela 4.4. Postos fluviométricos que serão utilizados na verificação do modelo hidrodinâmico.

Código	Nome	Rio	Município	Latitude	Longitude
87460007	CRISTAL	GUAÍBA	PORTO ALEGRE	-30:05:32	-51:15:01
87460120	IPANEMA	GUAÍBA	PORTO ALEGRE	-30:08:02	-51:14:02
87500020	PONTA DOS COATIS	RIO GUAÍBA	PORTO ALEGRE	-30:15:32	-51:09:20
87540000	ARAMBARÉ	LAGOA DOS PATOS	ARAMBARÉ	-30:54:23	-51:29:32
87921000	SÃO LOURENÇO	LAGOA DOS PATOS	SÃO LOURENÇO DO SUL	-31:22:39	-51:57:35
87955000	LARANJAL	LAGOA DOS PATOS	PELOTAS	-31:46:20	-52:13:31

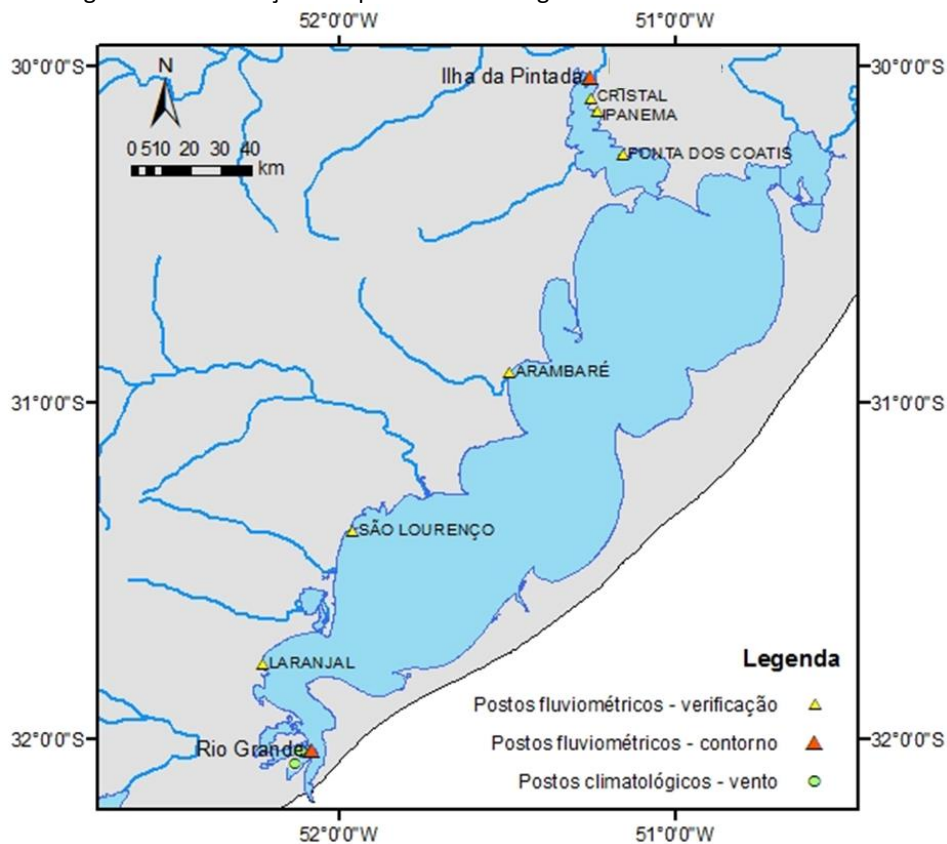
A Figura 4.2 apresenta a localização dos postos climatológicos e fluviométricos utilizados. Ressalta-se a ausência de postos de monitoramento na margem esquerda, na região mais profunda e na região nordeste da laguna.

Para a validação do modelo foram utilizados os mesmos parâmetros do modelo calibrado para 2011, para todo o ano de 2012. Os critérios de avaliação de desempenho do modelo, utilizados tanto para calibração quanto para a validação, foram baseados na comparação entre os níveis simulados e observados nos locais com monitoramento na laguna.

De forma complementar, foi realizada uma comparação visual dos resultados do modelo de circulação calibrado para 2011 com as plumas de dispersão visualizadas nas composições em cor verdadeira de imagens do satélite Landsat disponíveis para a região de estudo no mesmo período (05/05/2011 e 28/10/2011), permitindo uma análise de toda a laguna. As imagens foram obtidas da Divisão de Geração de Imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE – [www.dgi.inpe.br](http://www.dgi.inpe.br)). Os métodos de determinação dos valores de radiância e reflectância são apresentados no próximo item. Na ausência de uma maior rede de monitoramento, ou de modo complementar, o uso de sensoriamento remoto auxilia na

compreensão da dinâmica das massas de água, fornecendo uma visão quase instantânea de grandes áreas com alta resolução espacial, conforme utilizado por Pagot et al. (2007), Herz (1976, apud VILLWOCK, 1977) e Villwock (1977).

Figura 4.2. Localização dos postos climatológicos e fluviométricos utilizados.



### Critérios de avaliação de desempenho do modelo

Para a comparação entre os dados de níveis simulados pelo modelo e os dados medidos, foram utilizadas as seguintes ferramentas estatísticas: coeficiente de correlação ( $r$ ), o coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS), log-Nash Sutcliffe (LNS), porcentagem BIAS ( $pbias$ ) e erro relativo percentual médio ( $e$ ), calculados respectivamente pelas seguintes equações:

$$r = \frac{\sum (Est_i - \overline{Est}) \cdot (Obs_i - \overline{Obs})}{\sqrt{\sum (Est_i - \overline{Est})^2 \cdot \sum (Obs_i - \overline{Obs})^2}} \quad (\text{Equação 8})$$

$$NS = 1 - \frac{\sum (Est_i - Obs_i)^2}{\sum (Obs_i - \overline{Obs})^2} \quad (\text{Equação 9})$$

$$LNS = 1 - \frac{\sum (\log(Est_i) - \log(Obs_i))^2}{\sum (\log(Obs_i) - \log(\overline{Obs}))^2} \quad (\text{Equação 10})$$

$$pbias = \frac{\sum (Obs_i - Est_i)}{\sum Obs_i} \cdot 100 \quad (\text{Equação 11})$$

$$e = \frac{1}{N} \cdot \left[ \sum \left( \frac{Est_i - Obs_i}{Obs_i} \right)^2 \right]^{1/2} \cdot 100 \quad (\text{Equação 12})$$

Onde  $Est_i$  e  $Obs_i$  correspondem, respectivamente, aos dados estimados pelo modelo e observados no tempo  $i$ ,  $\overline{Est}$  e  $\overline{Obs}$  correspondem às médias destes valores, e  $N$  corresponde ao número de observações.

O coeficiente de correlação mede o grau da correlação entre duas variáveis. Este coeficiente assume valores entre -1 e 1, correspondendo a uma correlação perfeita positiva ou negativa. O valor zero indica que as duas variáveis não dependem linearmente uma da outra. Os coeficientes de Nash-Sutcliffe e log-Nash Sutcliffe caracterizam a magnitude relativa da variação dos resíduos comparados com a variação dos dados observados ou medidos. Estes parâmetros podem variar de  $-\infty$  a 1, sendo 1 indicativo de um perfeito ajuste dos dados simulados em relação aos observados. A porcentagem BIAS representa o desvio dos valores simulados em relação aos medidos, expresso em porcentagem. O valor ideal é zero, enquanto valores positivos/negativos indicam uma tendência do modelo em subestimar/superestimar os dados medidos. O erro quadrático médio relativo determina a magnitude do erro em porcentagem, sendo preferível valores próximos a zero.

A Tabela 4.5 apresenta os limites de classificação de cada um dos parâmetros estatísticos utilizados neste estudo como critérios de avaliação do modelo, definidos com base nos valores apresentados por Pimentel et al. (2012) para estudos em bacias hidrográficas.

Tabela 4.5. Limites de classificação para os parâmetros estatísticos utilizados na avaliação do modelo.

Limites de classificação	$r^a$	NS <sup>b</sup> / LNS <sup>a</sup>	pbias <sup>b</sup>	$e^c$
Muito Bom	75 – 100%	75 – 100%	< 10%	< 5%
Bom	65 – 75%	65 – 75%	10 – 15%	5 – 10%
Satisfatório	50 – 65%	50 – 65%	15 – 25%	10 – 20%
Não satisfatório	≤ 50%	≤ 50%	≥ 25%	≥ 20%

Fonte: Adaptado de Pimentel et al. (2012).

a: Proposto pelo autor; b: Proposto por Moriasi et al. (2007); c: Proposto por Brito (2012).

#### 4.1.2. Simulação da dispersão de contaminantes

Para a simulação do transporte de massa no IPH-A, devem ser fornecidas as informações de concentração inicial; indicação do tipo de condição de contorno em cada elemento da fronteira aberta; valor dos coeficientes de difusão longitudinal e transversal; coeficiente de decaimento; e localização das fontes, quantidade e concentração do poluente despejado.

#### Calibração dos coeficientes de difusão com uso de sensoriamento remoto

Na ausência de dados de monitoramento contínuos disponíveis e visto que não se conseguiu identificar a pluma de efluentes do emissário situado na região nordeste da Laguna dos Patos com uso de sensoriamento remoto, optou-se pela análise da pluma do Lago Guaíba na região norte da Laguna dos Patos para determinação do coeficiente de dispersão do modelo de transporte de massa. A análise foi realizada através de comparação visual entre as dispersões da concentração de sedimentos observadas em imagens de satélite e simuladas.

O Guaíba transporta cerca de  $1,1 \cdot 10^6$  t/ano de sedimentos em suspensão para a Laguna dos Patos (Andrade et al., 2012). Herz et al. (197-) já indicava que as concentrações finas do conteúdo sedimentar, transportado por águas fluviais, lagunares e marinhas, na laguna proporcionam condições necessárias para acompanhar os processos do seu componente espectral decorrente de variações nas propriedades óticas dessas águas, sendo possível utilizá-las como traçador natural.

As imagens dos satélites LANDSAT-5 TM, LANDSAT- 7 ETM+ apresentam boa viabilidade técnica, quando se analisa a penetração na água e a resposta espectral para visualização de correntes de água, quando não há cobertura de nuvens na área de interesse. Possuem ainda boa resolução espacial (30 metros para as bandas 1 a 3), disponibilidade de cenas históricas e custo de aquisição nulo, sendo escolhidas para análise e disponibilizadas pelos canais USGS e INPE. Para imagens LANDSAT, a correlação entre o total de sólidos em suspensão e a reflectância, representada pela proporção entre o fluxo de radiação eletromagnética incidente numa superfície e o fluxo que é refletido, é atribuída às bandas 1, 2 e 3 (BARBOSA, 2012). Os sensores que atuam na região espectral do visível respondem diretamente às condições da parte superior da coluna d'água, podendo ter influência da luz refletida pelo fundo em águas claras (KAMPEL, 2002). Tassan (1987) indica que a análise das bandas 1 a 4 é capaz de produzir informação quantitativa com qualidade satisfatória de parâmetros de qualidade da água e concentração de sedimento em suspensão. Recentemente, Andrade (2016) estimou alguns parâmetros de qualidade da água na Laguna dos Patos a partir de imagens multiespectrais dos sensores MODIS/Terra e OLI/Landsat-8 e avaliou a variação espaço-temporal de sólidos em suspensão.

Considerando a cobertura de nuvens sobre a Laguna dos Patos das imagens disponíveis para o período de calibração, foram selecionadas as imagens dos dias 05/05/2011 e 28/10/2011 do LANDSAT-5. As imagens de 27/04/2011, 30/06/2011 e 02/09/2011 do LANDSAT-7 foram utilizadas para verificação. Ressalta-se que essas imagens apresentam falhas devido à operação com o espelho corretor de linha (SLC) desligado. Foram utilizadas as imagens com base/ponto 221/181, que abrangem toda a metade norte da Laguna dos Patos, Guaíba e Lagoa do Casamento.

A correção atmosférica foi realizada utilizando o ArcToolbox Normalização de Imagem Landsat, desenvolvido por Pereira (2011). A utilização dessa ferramenta permite converter imagens orbitais, a partir dos valores de nível de cinza, para radiância espectral ao nível do sensor e reflectância de superfície com base no método de subtração por pixel escuro.

Foram selecionadas as bandas 3, 2 e 1 para composição colorida no sistema de cores RGB (composição em "cor natural"). Essa combinação apresenta boa penetração na água, realçando as correntes, a turbidez e os sedimentos (INPE, 2016). Foi realizada a reamostragem de pixel para o mesmo tamanho da malha do modelo hidrodinâmico (um quilômetro) e equalização dos histogramas para destacar as feições no interior da Laguna dos Patos. Para facilitar a comparação com os resultados do modelo, também são apresentados os valores de reflectância da banda 3.

As simulações foram procedidas considerando apenas as equações de movimento e transporte de massa. As demais variáveis e processos que interferem na reflectância da água na faixa do visível e sua variação temporal, a exemplo da sedimentação e ressuspensão dos sedimentos em suspensão, não foram simulados. A contribuição de arroios que deságuam no Guaíba e na Laguna dos Patos também não foi considerada, sendo essas as principais limitações do uso das imagens de satélite para verificação do modelo de dispersão.

Conforme observado por Andrade et al. (2012), “a descarga sólida em suspensão [do Lago Guaíba] varia consideravelmente ao longo do tempo, principalmente durante eventos de alta vazão de curta duração”. Para as simulações, utilizou-se uma concentração de sedimentos em suspensão (CSS) inicial nula em todo o domínio, visto que a simulação foi iniciada num período prolongado de seca e a CSS deveria ser baixa, e condição de contorno de concentração variável na Ilha da Pintada, representando o aporte de sedimentos dos principais rios afluentes ao lago. A CSS (em  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) no Guaíba foi estimada em função da vazão afluente ao lago ( $Q$ , em  $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ ) por meio da equação elaborada por Andrade et al. (2012):  $\text{CSS} = 0,0057 + 0,0045 Q^{0,2884}$ . A vazão afluente foi determinada pela soma dos dados disponíveis na Hidroweb dos postos localizados nos rios Caí, Sinos, Jacuí (antes da afluência com o Taquari) e Taquari.

Para a calibração do coeficiente de dispersão foram realizadas simulações com o mesmo variando entre 0,01 e 10  $\text{m}^2/\text{s}$ , valores com sentido físico e dentro do esperado para a região de estudo, conforme resultados de estudos anteriores. O valor a ser utilizado foi escolhido pela comparação visual entre a dispersão dos sedimentos simulada e os padrões observados nas imagens de satélite selecionadas.

Adicionalmente, como auxílio à interpretação dos resultados obtidos, executou-se as mesmas simulações com tempo de desaparecimento de 90% da concentração inicial de 2,5 dias e de lançamentos com vazão e concentração constante na Lagoa do Casamento (3 lançamentos com 0,5  $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$  e concentração de 10  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) para visualização da mistura da água desta lagoa com a região nordeste da Laguna dos Patos.

#### **4.2. Avaliação de cenários hidrodinâmicos**

Como cenários hidrodinâmicos, foram combinadas condições de vazões afluentes ao Lago Guaíba com alta, média e baixa probabilidade de ocorrência a diferentes condições de vento, principais fatores condicionantes da circulação de água na área de estudo e em outras lagunas costeiras estranguladas.

Para a escolha dos cenários a serem analisados, a fim de melhor entender a hidrodinâmica da região nordeste da Laguna dos Patos e suas consequências na dispersão de poluentes, foram inicialmente obtidas curvas de permanência da vazão afluente ao Lago Guaíba e curvas de permanência da velocidade do vento média para diferentes durações.

As vazões afluentes ao Lago Guaíba foram estimadas pela soma das vazões do Jacuí (posto fluviométrico 85900000) e do Taquari (8672000 ou 86510000) utilizando os dados de 1985 a 2013. Quando disponíveis, foram também adicionadas às vazões dos rios Caí

(87270000) e Sinos (87380000). Os dados foram somados no mesmo intervalo de tempo, não considerando a propagação das vazões até atingir o delta do Jacuí. Para as simulações, foram escolhidas vazões com probabilidade de excedência de 10% (vazão alta), 50% (vazão mediana) e de 90% (vazão baixa).

Para a escolha dos cenários de direção do vento foram consideradas as direções predominantes na região, a partir da análise da distribuição da direção da velocidade do vento média diária da estação de Rio Grande de 1961 a 2014. Também foram consideradas as consequências esperadas por cada direção do vento na hidrodinâmica local e adicionado o cenário de calmaria.

Para cada direção de vento escolhida, elaborou-se uma curva de permanência da velocidade do vento média com 1 a 7 dias de duração. As velocidades definidas para os cenários de simulação foram as velocidades médias dos ventos com probabilidade de excedência de 5% e com durações de 5 dias. Conforme analisado por Castelão e Moller (2003, p. 94) “após cinco dias, o sistema já incorporou grande parte da energia transferida pelo vento [...], além de ser um período ainda plausível de duração do vento de uma duração na região”.

Cada combinação de cenário de vazão e vento constante foi simulada por 5 dias a partir de uma condição inicial de nível constante na laguna e vento nulo. Foi observada a variação do nível e das velocidades em toda a laguna durante o período de simulação. É destacada nos resultados a condição final de circulação de água na região nordeste da laguna, incluindo o resultado da trajetória de flutuadores inseridos no início da simulação.

### **Cenários de lançamento de poluentes**

A fim de avaliar as consequências das diferentes combinações de cenários de vento e vazão simulados na dispersão de contaminantes na região nordeste da laguna, foram feitas simulações considerando dois poluentes hipotéticos: um conservativo e um não conservativo.

O local escolhido como lançamento dos poluentes para as simulações na região nordeste da laguna foi o local de lançamento da fábrica de cervejas e refrigerantes Ambev Águas Claras, situada em Viamão/RS. O efluente gerado é tratado na estação de tratamento situada na própria unidade e lançado próximo ao Pontal dos Abreus na região nordeste da Laguna dos Patos.

Usualmente, as águas residuais das cervejarias apresentam alto potencial de poluição dos corpos hídricos por possuir valores moderados ou elevados de carga orgânica (1000 a 3000 mg/L de DBO), decorrentes principalmente das atividades de fermentação e filtragem, de sólidos em suspensão (118 a 800 mg/L) e presença de nitrogênio e fósforo (SANTOS, 2005). O volume de efluentes também é alto, visto que exceto pela água incorporada, evaporada e presente nos resíduos, todo o restante da água utilizada se torna efluente, o que corresponde a cerca de 3 a 6 L efluente/L cerveja, utilizando os valores de uso de água do benchmark mundial. Medidas de gestão preventivas para reduzir a carga e o volume das emissões de efluentes de cervejaria podem ser encontradas em IFC (2007), Santos (2005) e EPA Irlanda

(2008). Simate et al. (2011) apresenta uma revisão do status atual dos processos de tratamento de águas residuais de cervejaria, incluindo potenciais aplicações para reuso.

A Tabela 4.6 apresenta alguns valores de referência para efluentes de cervejarias conforme IFC (2007) e os valores realizáveis usando as melhores técnicas disponíveis (Best Available Techniques – BAT) conforme EPA Irlanda (2008). Os valores estabelecidos por IFC (2007) correspondem ao limite da zona de mistura. Esses valores são indicativos de boas práticas da indústria internacional, alcançáveis em condições normais de operação através da aplicação de técnicas de prevenção e controle de poluição.

A disponibilidade de informações específicas sobre a geração de rejeitos pela indústria de refrigerantes é bastante escassa, pois em muitos casos a produção de refrigerantes se dá em plantas conjuntas com as cervejarias e seu potencial poluidor é bastante inferior.

Tabela 4.6. Valores de referência para efluentes de cervejarias de acordo com IFC (2007) e correspondentes as melhores técnicas disponíveis estabelecidos por EPA Ireland (2008).

Parâmetro	Valor de referência (IFC, 2007)	Melhores técnicas disponíveis (EPA Irlanda, 2008)*
pH	6 - 9	6 - 9
DBO <sub>5</sub>	25 mg/l	>90% de remoção ou 20 - 40mg/l
DQO	125 mg/l	>75% de remoção ou 125 - 250 mg/l
Sólidos suspensos	50 mg/l	50mg/l
Amônia Total (N)		10 - 15mg/l
Nitrogênio Total (N)	10 mg/l	>80% de remoção ou 5 - 25mg/l
Fósforo Total (P)	2 mg/l	>80% de remoção ou 2 - 5mg/l
Óleos e Gordura (Grease)	10 mg/l	10 - 15mg/l
Aumento de temperatura	<3°C	<1,5°C ou <3°C

\* Valores referentes às médias diárias, exceto o pH que se refere a valores contínuos.

De acordo com informações das licenças ambientais emitidas pela FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler – RS – [www.fepam.rs.gov.br](http://www.fepam.rs.gov.br)), a vazão máxima permitida para o lançamento dos efluentes líquidos industriais e sanitários é de 12488 m<sup>3</sup>/dia (FEPAM, 2012) e a vazão de pico não pode ultrapassar 1,5 vezes a vazão média horária lançada no dia, de modo a atender o artigo 16 da Resolução CONAMA n° 430/2011. O difusor deve estar situado aproximadamente a mil metros da margem da laguna, a uma profundidade mínima de dois metros. A licença determinada ainda que a ETE deverá possuir bacia de contenção e/ou outras medidas para minimizar efeitos como possíveis acidentes e necessidades de manutenção dos sistemas visando impedir a disposição de efluentes em desacordo com os padrões de emissão.

Para as simulações foi utilizada a vazão máxima permitida pela licença e o lançamento foi realizado na célula do modelo entre 1000 e 2000 metros da costa. Alguns cenários também foram simulados com locais de lançamento na célula adjacente mais próxima e mais distante da costa (cerca de 500 e 2500 metros da costa, respectivamente). Para a simulação de do poluente conservativo foi considerada uma concentração inicial de 20 mg/L; e para o poluente não conservativo, concentração de 1000 mg/L e T90 de 24h.



A produção de cerveja é maior nos meses de verão, devido ao aumento do consumo, período em que a vazão afluenta à laguna é menor. O verão também é a época de desenvolvimento da cultura do arroz e de aumento da população nos balneários na margem da laguna, o que pode resultar em potenciais conflitos entre usos da água.

#### **4.3. Análise dos resultados como auxílio à gestão**

As simulações definidas permitirão analisar as relações entre os fatores condicionantes da circulação e a dispersão na região de estudo na capacidade de dispersão de poluentes do corpo hídrico, espacialmente e temporalmente.

A partir dos resultados, serão definidos princípios e critérios para a tomada de decisões relativas ao lançamento de poluentes na região nordeste da Laguna dos Patos. Ressalta-se que a ETE da indústria analisada possui altos índices de remoção de poluentes e boa operação. Portanto, serão avaliadas também medidas adicionais de controle como modificação do local de emissão, condições não favoráveis à dispersão na laguna ou potenciais conflitos pelo uso da água existentes. Locais prioritários para monitoramento também serão identificados com base nos padrões de circulação.

O modelo e os dados utilizados foram escolhidos de forma que, após sua verificação, seu uso permita ao decisor analisar alternativas e dispor de informações que o auxiliem na tomada de decisões. Para tanto, será analisada a potencialidade do modelo de integrar um sistema de suporte à decisão e seu uso para previsão de impactos do lançamento.

## 5. RESULTADOS

### 5.1. Modelagem hidrodinâmica

#### 5.1.1. Análise das condições de contorno

As Figura 5.1 a Figura 5.3 apresentam os resultados dos níveis simulados nos postos fluviométricos de Laranjal, Arambaré e Ponta dos Coatis, respectivamente, para as diferentes condições de contorno adotadas no estuário. Os resultados para o posto São Lourenço não foram apresentados devido ao grande número de falhas no ano de 2011, principalmente na época de cheia onde os resultados mais diferem entre si. Os postos de Ipanema e Cristal apresentaram resultados semelhantes ao do posto Ponta dos Coatis, porém com diferença de níveis simulados ainda menores que a deste.

Figura 5.1. Nível observado e simulado em Laranjal em 2011 para as condições de contorno analisadas.

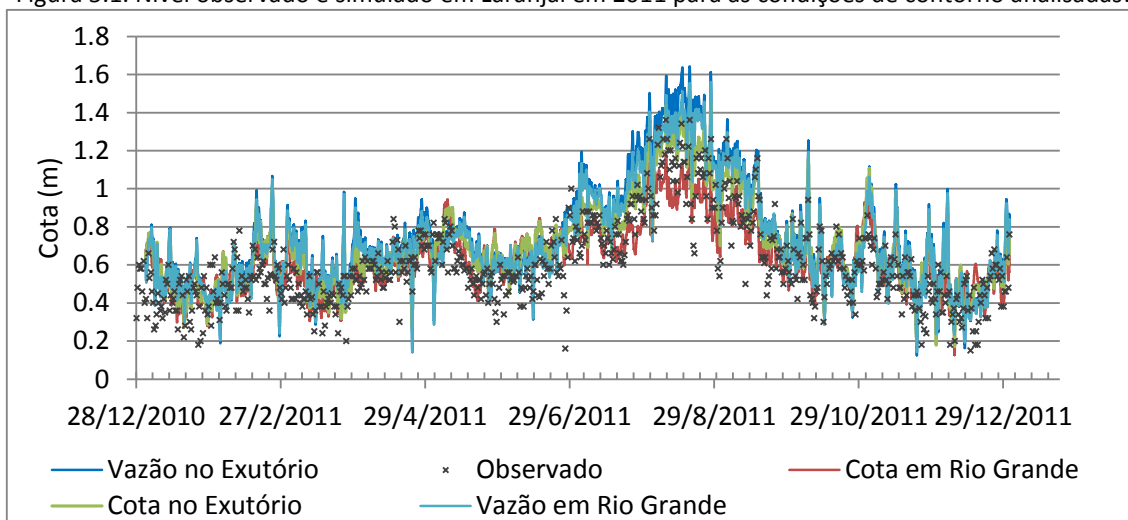


Figura 5.2. Nível observado e simulado em Arambaré em 2011 para as condições de contorno analisadas.

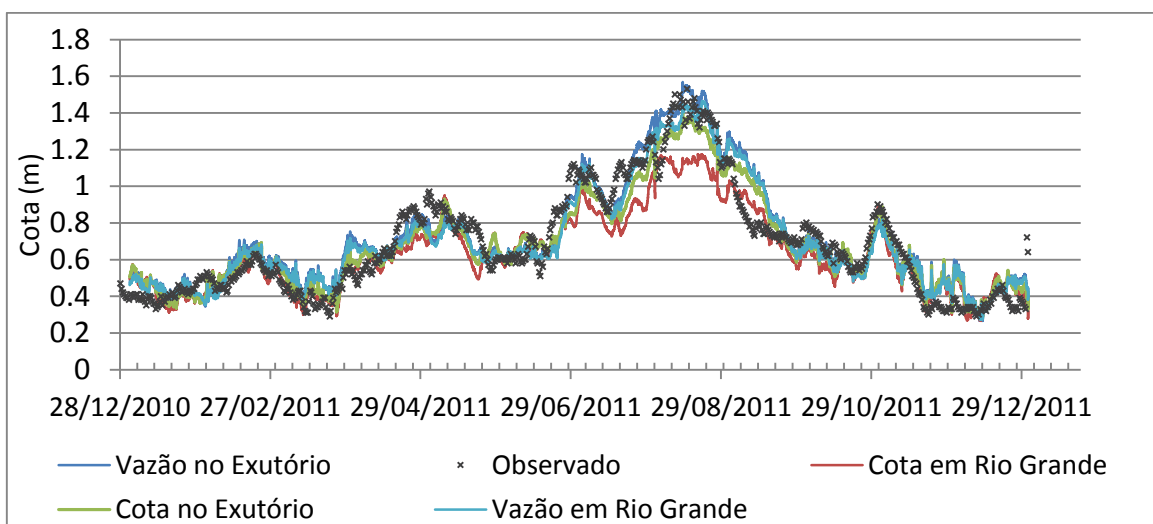
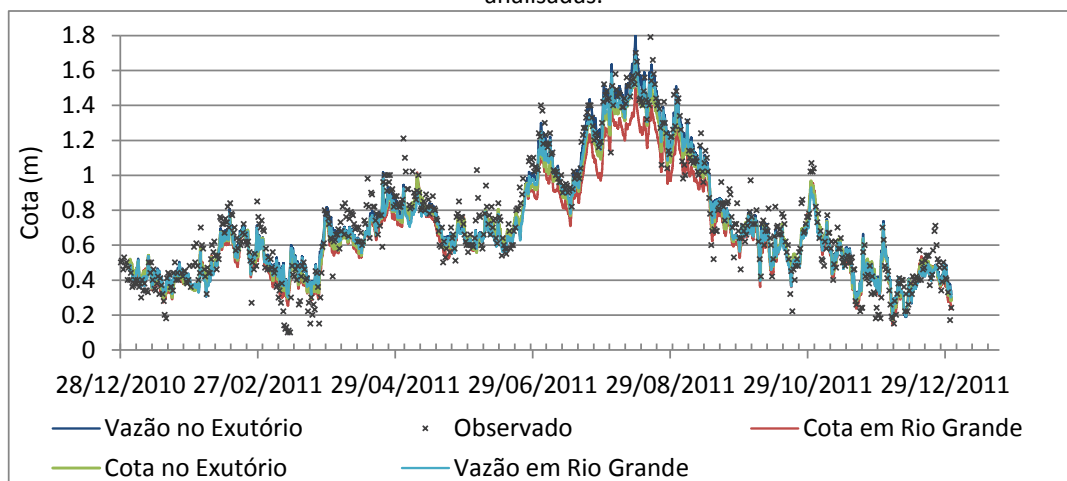


Figura 5.3. Nível observado e simulado em Ponta dos Coatis em 2011 para as condições de contorno analisadas.



A utilização de diferentes condições de contorno ocasionou diferenças nos níveis simulados. Esta diferença é maior na região estuarina, devido à proximidade com a condição de contorno alterada, diminuindo conforme se avança a montante na laguna, sendo pequena na região do Lago Guaíba. Também é maior no período de cheia, com a utilização da cota observada em Rio Grande, local da medição, gerando valores menores que os observados e que os demais simulados. Esta análise foi repetida para outros conjuntos de parâmetros, incluindo os valores obtidos após a calibração, sendo obtidos resultados semelhantes. As simulações com condições de contorno de vazão apresentaram resultados similares. Os resultados para as simulações utilizando dados de nível no exutório real do estuário foram semelhantes aos utilizando dados de vazão, sendo as maiores diferenças observadas próximo ao estuário durante os picos de cheia. A simulação utilizando dados de nível em Rio Grande (local de medição), excluindo-se a parte final do estuário do contorno, resultou em níveis mais baixos na laguna durante o período de grande cheia, visto que perde-se parte do efeito de retenção da água na laguna causado pelo estreito e longo canal de comunicação da laguna com o oceano.

Os resultados para a condição de contorno sem o rio Camaquã foram bastante semelhantes aos resultados com sua inclusão, indicando a predominância do aporte majoritário do Guaíba na circulação da laguna. A vazão do rio Camaquã causa uma influência apenas local na circulação de água da laguna (Figura 5.4), além de proporcionar um pequeno aumento no nível médio do corpo lagunar. Para a condição de máxima vazão do Camaquã medida em 2011, o aumento de nível medido foi de aproximadamente 0,05 m (Figura 5.5).

Com base na melhor adequação entre os dados observados e simulados, optou-se por utilizar como condição de contorno o nível medido no posto Rio Grande no encontro do estuário com o oceano e incluir a vazão do Camaquã na calibração e validação do modelo.

Figura 5.4. Influência da inclusão no modelo da vazão do rio Camaquã na circulação da região central da Laguna dos Patos para a vazão máxima do Camaquã em 2011 (31/07/2011).

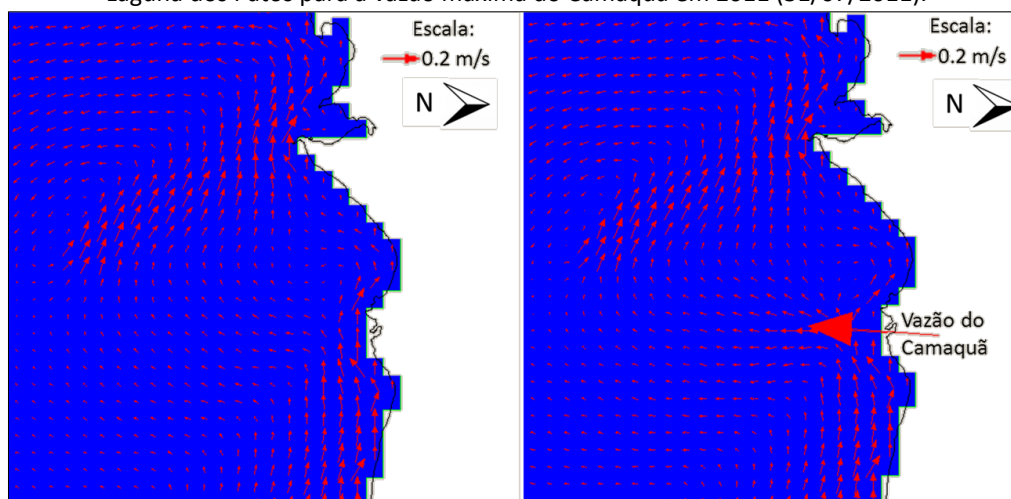
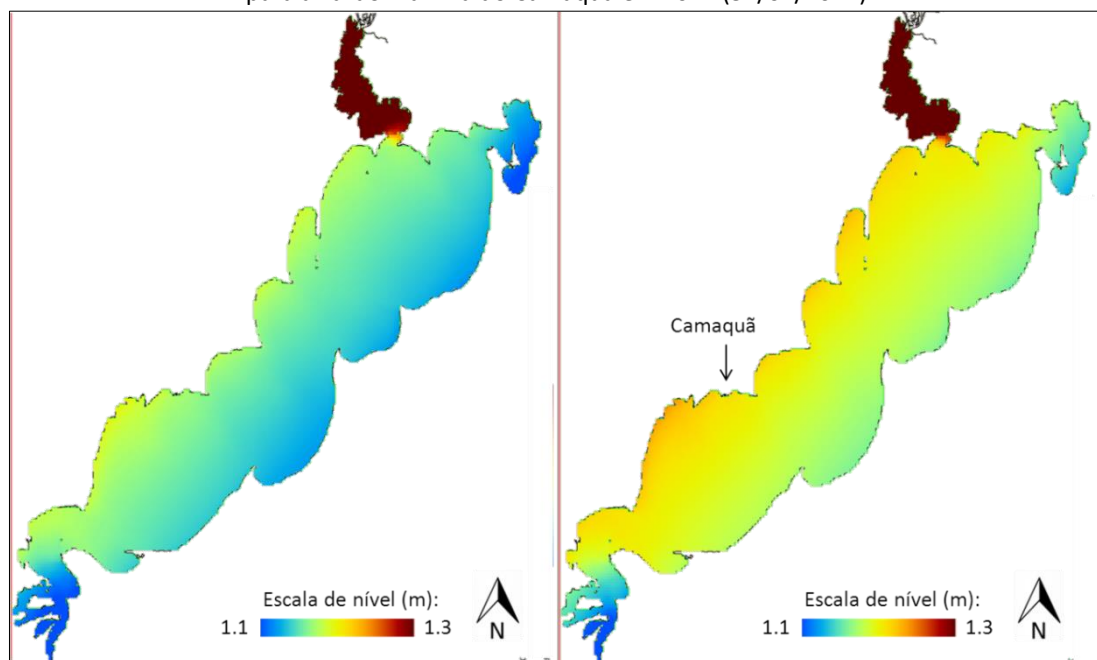


Figura 5.5. Influência da inclusão no modelo da vazão do rio Camaquã nos níveis da Laguna dos Patos para a vazão máxima do Camaquã em 2011 (31/07/2011).

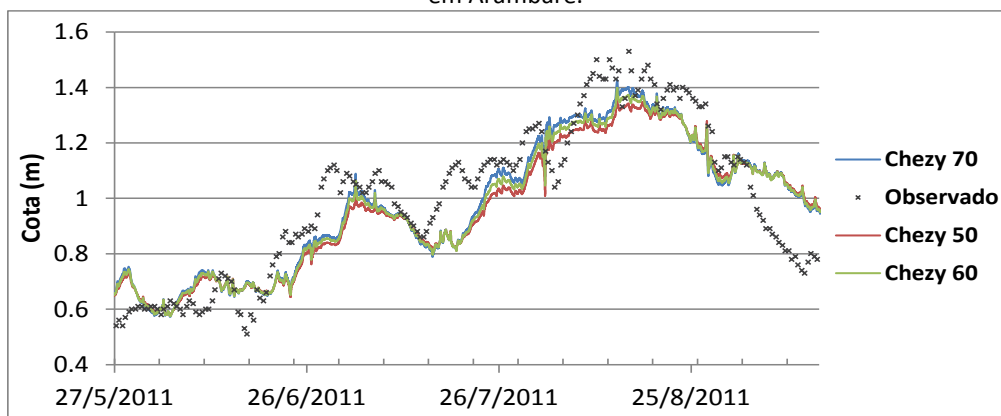


### 5.1.2. Análise de sensibilidade

#### Coefficiente de Chezy

Mantendo-se constantes os demais parâmetros do modelo, o nível d'água aumentou com o aumento do coeficiente de Chezy, durante as cheias. Este comportamento é apresentado na Figura 5.6 para o posto Arambaré. Os demais postos apresentaram o mesmo comportamento. Ressalta-se que os valores observados na Figura 5.6 são mostrados apenas para referência, visto que a análise de sensibilidade do modelo foi feita anteriormente a calibração.

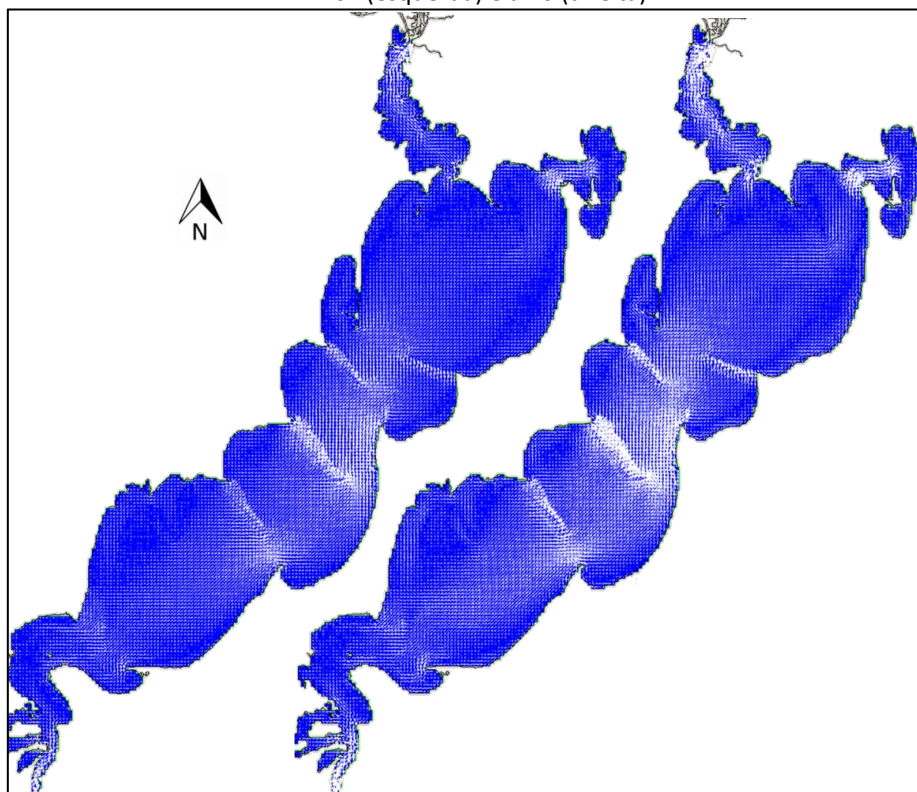
Figura 5.6. Efeito da variação do coeficiente de Chezy ( $m^{1/2}.s^{-1}$ ) utilizado no cálculo do atrito de fundo em Arambaré.



A máxima diferença entre os valores calculados com  $Chezy=70 m^{1/2}.s^{-1}$  e  $Chezy=50 m^{1/2}.s^{-1}$  foi de 9 cm para os postos situados na Laguna dos Patos e de 6 ou 7 cm para os postos do Lago Guaíba.

Os padrões de circulação obtidos para as intensidades de rugosidade do fundo analisadas foram bastante semelhantes. A magnitude da velocidade (Figura 5.7) aumentou com o incremento do parâmetro Chezy, sendo mais evidente nos locais com maiores velocidades, como nos estreitamentos e sobre os bancos de areia. O aumento da rugosidade de fundo também ocasionou uma maior variação de nível na laguna (Figura 5.8).

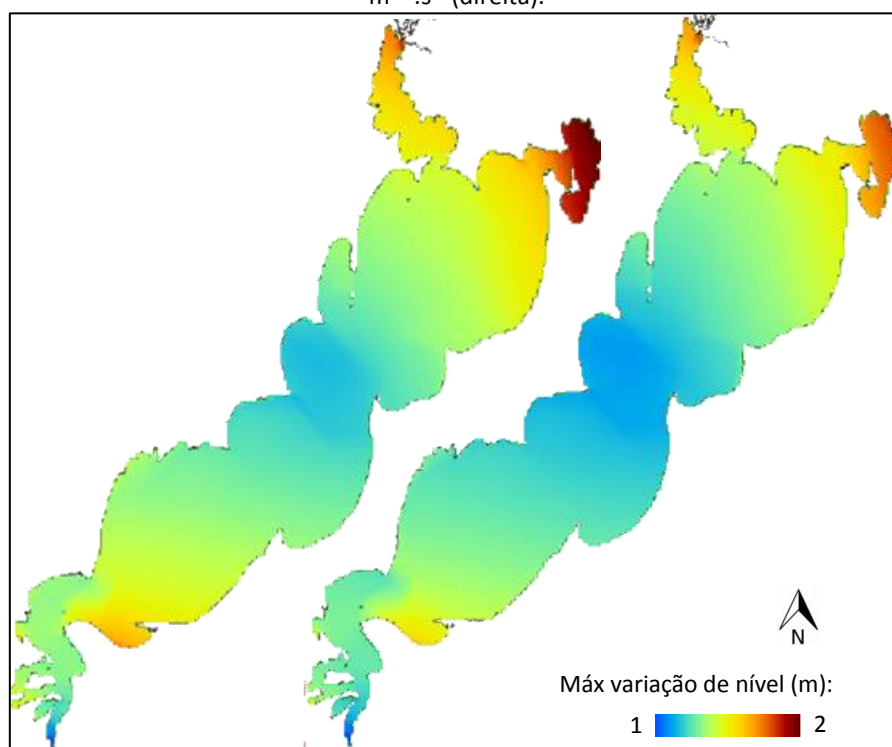
Figura 5.7. Intensidade da velocidade na Lagoa dos Patos obtida para 31/12/12 com Chezy igual a  $50 m^{1/2}.s^{-1}$  (esquerda) e a  $70 m^{1/2}.s^{-1}$  (direita).



### Coefficiente de viscosidade turbulenta

Para os valores utilizados de coeficiente de viscosidade turbulenta, este parâmetro exerceu pouca influência nos resultados. A diferença de cota máxima medida entre o coeficiente de viscosidade de  $5 \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$  e de  $30 \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$  foi de apenas 1 cm. Estes resultados corroboram com os verificados por Fernandes (2001), indicando que a viscosidade turbulenta tem pequeno efeito sobre a circulação lagunar, que aparenta ser principalmente controlada por processos topográficos e advectivos.

Figura 5.8. Máxima variação de nível para o ano de 2011 obtida com Chezy igual a 70 (esquerda) e a  $50 \text{ m}^{1/2}.\text{s}^{-1}$  (direita).



### Coefficiente de atrito do vento

De modo geral, quanto maior o coeficiente de atrito, maior a alteração obtida dos níveis d'água da laguna. As diferenças entre os níveis d'água resultantes das simulações com diferentes valores de coeficientes de atrito do vento foram mais significativas nos extremos do eixo longitudinal da laguna, devido ao efeito de setup/setdown. Para um coeficiente de atrito de  $4\text{E}-06$ , o modelo apontou erro de profundidade insuficiente dos pontos mais a nordeste da bacia para a situação de baixa vazão e vento nordeste. Para completar a simulação foi realizado um aprofundamento destas células em 0,25 m.

A diferença máxima de cota entre os níveis obtidos com os valores de  $4\text{E}-06$  e de  $2,5\text{E}-06$  foi de 21 cm no posto Laranjal. Para Arambaré e para os postos no Guaíba a diferença foi significativamente menor, atingindo o máximo de 6 cm em Arambaré e 8 cm na Ponta dos Coatis. O comportamento de Arambaré nas simulações foi compatível com sua indicação de

proximidade do ponto nodal do sistema, visto que correspondeu à região do corpo lagunar onde foram observadas as menores variações de nível devido à ação do vento.

A Figura 5.9 apresenta os níveis calculados para o posto Laranjal utilizando os diferentes valores de coeficiente de atrito de vento analisados. Os gráficos dos demais postos não são apresentados devido à pequena diferença entre as cotas.

Com o aumento do coeficiente de atrito do vento, aumenta a resposta da laguna à ação dos ventos, provocando maiores intensidades de velocidades (Figura 5.10) sobre os bancos de areia e nos estreitamentos e maior variação de nível nos extremos da laguna (Figura 5.11).

Figura 5.9. Efeito da variação do coeficiente de atrito do vento em Laranjal.

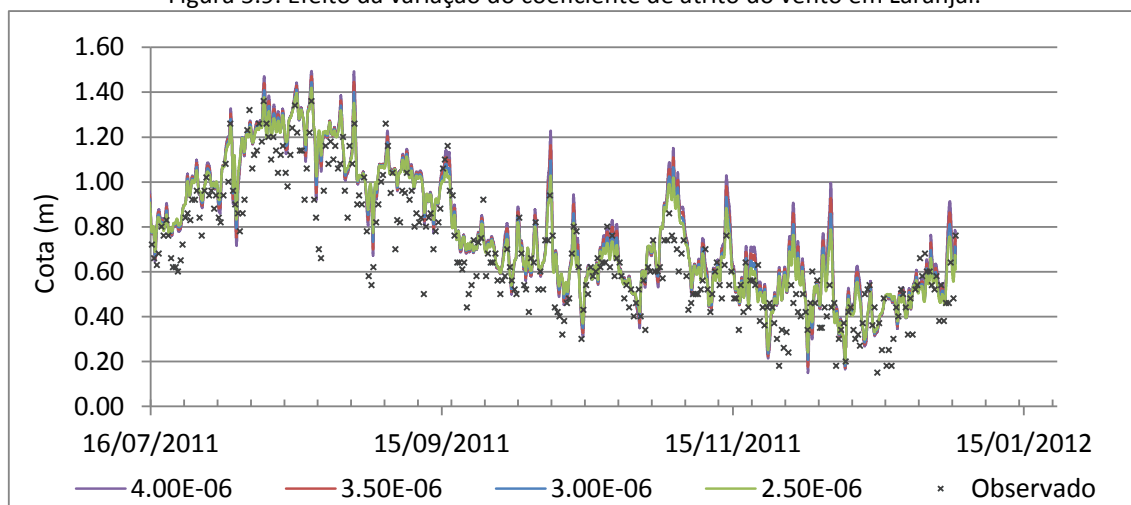


Figura 5.10. Intensidade da velocidade na Lagoa dos Patos obtida para 31/12/12 com coeficiente de atrito do vento igual a 3,0 (esquerda) e a 4,0 (direita).

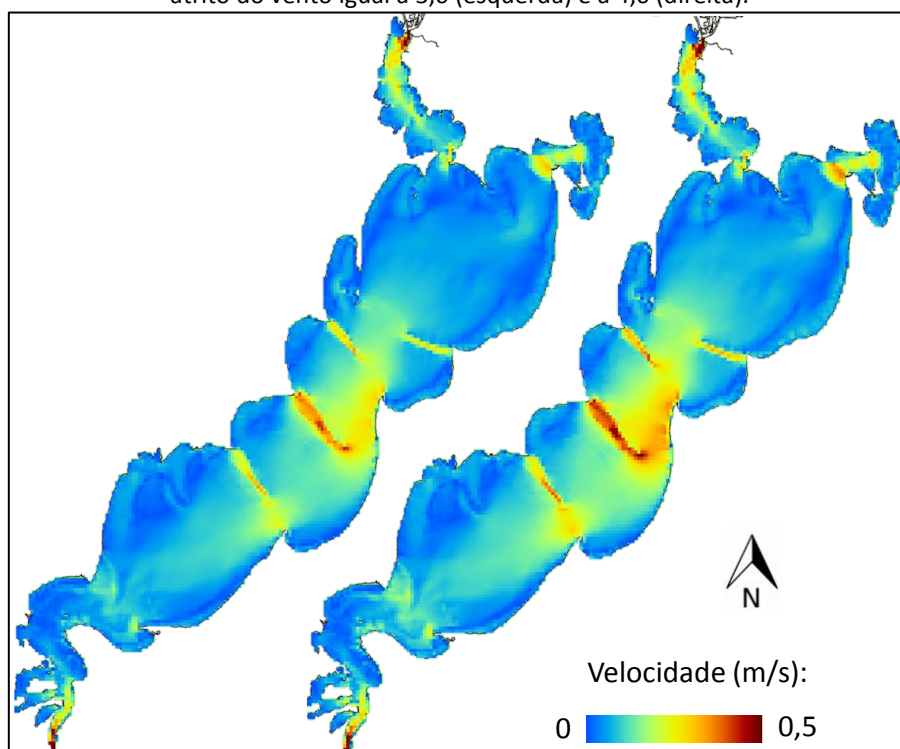
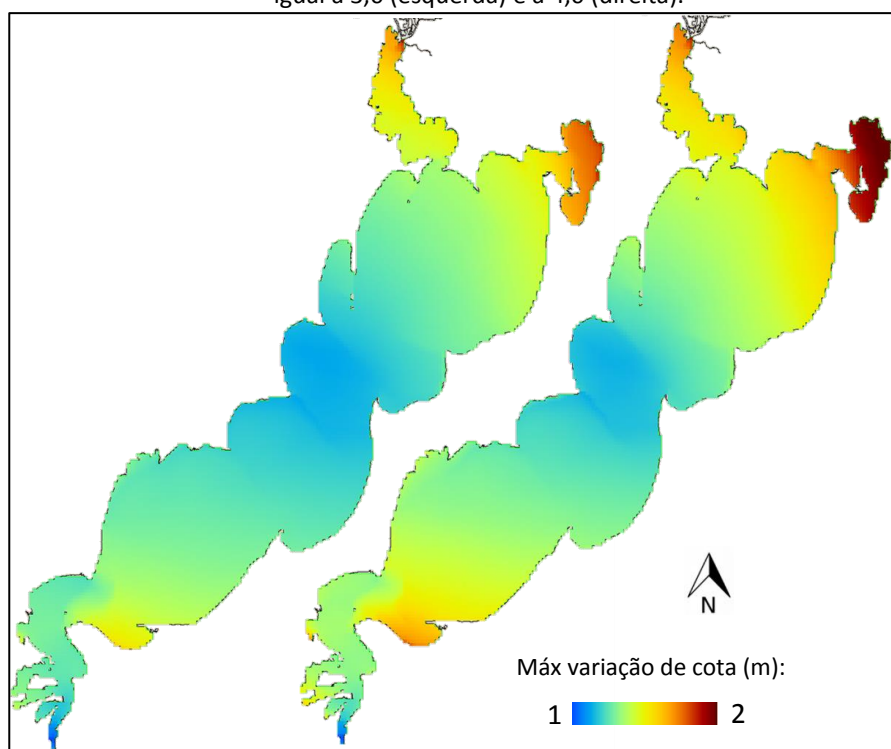


Figura 5.11. Máxima variação de nível para o ano de 2011 obtida com coeficiente de atrito do vento igual a 3,0 (esquerda) e a 4,0 (direita).



### 5.1.3. Calibração

Os valores dos parâmetros obtidos após a calibração foram:

- coeficiente de Chezy=50;
- coeficiente de viscosidade turbulenta=10 m<sup>2</sup>/s; e
- constante de atrito do vento = 2,5E-06.

A comparação entre os valores observados e calculados pode ser vista no Apêndice A.

Os valores dos parâmetros estatísticos utilizados na avaliação de desempenho do modelo obtidos após a calibração do modelo para o ano de 2011 encontram-se na Tabela 5.1.

Tabela 5.1. Parâmetros estatísticos de avaliação do modelo para o período de calibração.\*

	NS	LNS	e (%)	pbias (%)	r
Laranjal	0,63	0,30	0,90	1,77	0,84
Arambaré	0,88	0,84	0,74	-4,11	0,95
Ponta dos Coatis	0,89	0,75	1,43	1,24	0,95
Ipanema	0,85	0,56	4,37	-11,02	0,95
Cristal	0,89	0,70	3,60	-0,36	0,94

\* Vermelho = não satisfatório; Preto = satisfatório e bom; Azul – Muito Bom.

Verifica-se que o modelo foi classificado como muito bom pela maioria dos parâmetros, enquanto apenas o valor do coeficiente de log-Nash-Sutcliffe para o posto de Laranjal foram não satisfatórios. Este posto é o mais próximo da região estuarina, possuindo ainda alguma oscilação devido ao efeito da maré e sendo o posto analisado mais afetado pelo



efeito do vento e condições de contorno adotadas. Este resultado exige atenção quanto ao uso destes parâmetros calibrados para simulações da região estuarina, especialmente para vazões mínimas.

Os resultados dos parâmetros para o posto fluviométrico de São Lourenço não foram apresentados visto que, além do elevado percentual de falha em 2011, foram observados níveis muito baixos quando comparados aos demais níveis registrados na laguna. Isso reduziu o valor de LNS (igual a 0,42), embora os demais parâmetros tenham sido classificados como muito bons.

Ressalta-se que os postos fluviométricos não apresentaram mesma resposta às alterações dos parâmetros de calibração. Os valores dos parâmetros escolhidos referem-se aqueles que melhor representaram a laguna como um todo. Os valores escolhidos proporcionaram melhorias na representação do comportamento dos postos Laranjal, por ser o posto onde seria observada maior oscilação de nível devido ao vento, o que também é esperado na região nordeste da laguna. Pequenas reduções em alguns critérios de avaliação de outros postos foram observados, a exemplo do apresentado na Tabela 5.2 e Tabela 5.3, onde os dados em azul destacam os melhores valores.

Tabela 5.2. Parâmetros de avaliação de qualidade do modelo obtidos para coeficiente de atrito do vento de 2,5, coeficiente de viscosidade turbulenta de  $10 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$  e Chezy igual a 50 e  $60 \text{ m}^{1/2} \cdot \text{s}^{-1}$ .

Parâmetro calibrado	Chezy 50					Chezy 60				
	NS	LNS	e	pbias	r	NS	LNS	e	pbias	r
Laranjal	0,63	0,30	0,90	1,77	0,84	0,61	0,21	0,92	2,62	0,84
Arambaré	0,88	0,84	0,74	-4,11	0,95	0,88	0,84	0,73	-3,22	0,95
Ponta dos Coatis	0,89	0,75	1,43	1,24	0,95	0,89	0,75	1,42	1,49	0,95
Ipanema	0,85	0,56	4,37	-11,02	0,95	0,85	0,56	4,37	-10,94	0,95
Cristal	0,89	0,70	3,60	-0,36	0,94	0,89	0,70	3,60	-0,44	0,94

Tabela 5.3. Parâmetros de avaliação de qualidade do modelo obtidos para coeficiente de viscosidade turbulenta de  $10 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ , Chezy igual a  $50 \text{ m}^{1/2} \cdot \text{s}^{-1}$  e coeficiente de atrito do vento de 2,5 e 3,5.

Parâmetro calibrado	Coef. Atrito do vento 2,5					Coef. Atrito do vento 3,5				
	NS	LNS	e	pbias	r	NS	LNS	e	pbias	r
Laranjal	0,63	0,30	0,90	1,77	0,84	0,57	0,00	0,97	2,46	0,82
Arambaré	0,88	0,84	0,74	-4,11	0,95	0,88	0,85	0,71	-2,43	0,94
Ponta dos Coatis	0,89	0,75	1,43	1,24	0,95	0,89	0,76	1,38	2,28	0,95
Ipanema	0,85	0,56	4,37	-11,02	0,95	0,86	0,58	4,24	-10,14	0,95
Cristal	0,89	0,70	3,60	-0,36	0,94	0,89	0,71	3,47	0,18	0,95

#### 5.1.4. Validação

A comparação entre os valores observados e calculados para o ano de 2012, período de validação do modelo, pode ser vista no Apêndice B. A Tabela 5.4 resume os parâmetros estatísticos do modelo para esse mesmo período. Os resultados foram no geral um pouco inferiores aos obtidos na calibração, mas seguindo a mesma distribuição, valendo aqui as

mesmas observações comentadas no item de calibração. Apenas o posto Laranjal obteve resultados não satisfatórios, tanto para o coeficiente de Nash-Sutcliffe, quanto para o coeficiente log-Nash-Sutcliffe.

Tabela 5.4. Parâmetros estatísticos de avaliação do modelo para o período de calibração.\*

Posto	NS	LNS	e	pbias	r
Laranjal	0,38	0,32	1,30	-2,33	0,69
São Lourenço	0,70	0,59	0,96	-3,84	0,85
Arambaré	0,72	0,70	0,62	-5,47	0,88
Ponta dos Coatis	0,82	0,78	0,77	1,75	0,91
Ipanema	0,68	0,50	2,98	-15,69	0,91
Cristal	0,73	0,66	1,47	-0,15	0,86

\* Vermelho = não satisfatório; Preto = satisfatório e bom; Azul – Muito Bom.

De forma complementar as estatísticas de desempenho do modelo, também foi analisada visualmente se a circulação de água resultante do modelo correspondia à visualizada nas imagens Landsat de 05/05/2011 e 28/10/2011, conforme descrito na metodologia. O resultado do modelo de circulação apresentou boa conformidade com a visualização do movimento da água a partir de imagens de satélite como pode ser visto na Figura 5.12 e Figura 5.13 para a região norte da Laguna dos Patos e conexão com o Lago Guaíba e com a Lagoa do Casamento.

No dia 05/05/2011 é possível visualizar a água proveniente do Guaíba com cor mais clara direcionada inicialmente a sudeste, seguindo o contorno da laguna e do Banco das Desertas até o final deste, onde forma uma célula de circulação em sentido horário e passa a se dirigir predominantemente ao centro lagunar. A água mais escura da Lagoa do Casamento entra na Laguna dos Patos seguindo seu contorno leste. Esse mesmo padrão de circulação é obtido como resultado do modelo, conforme pode ser observado pelas setas brancas e vermelhas na Figura 5.12

No dia 28/10/2011 é observada uma maior distribuição da água do Guaíba. A mesma célula de circulação é observada ao final do Banco das Desertas. Ocorre entrada de água da Laguna dos Patos na Lagoa do Casamento. A circulação resultante do modelo está de acordo com esse padrão de circulação observado (Figura 5.13).

Figura 5.12. Resultado do modelo de circulação (velocidade como setas brancas) sobreposto à composição falsa cor de imagens Landsat para o dia 05/05/2011 na região norte da Laguna dos Patos. As setas vermelhas destacam a direção da velocidade nos locais com maior velocidade de água, sem indicar intensidade da velocidade.

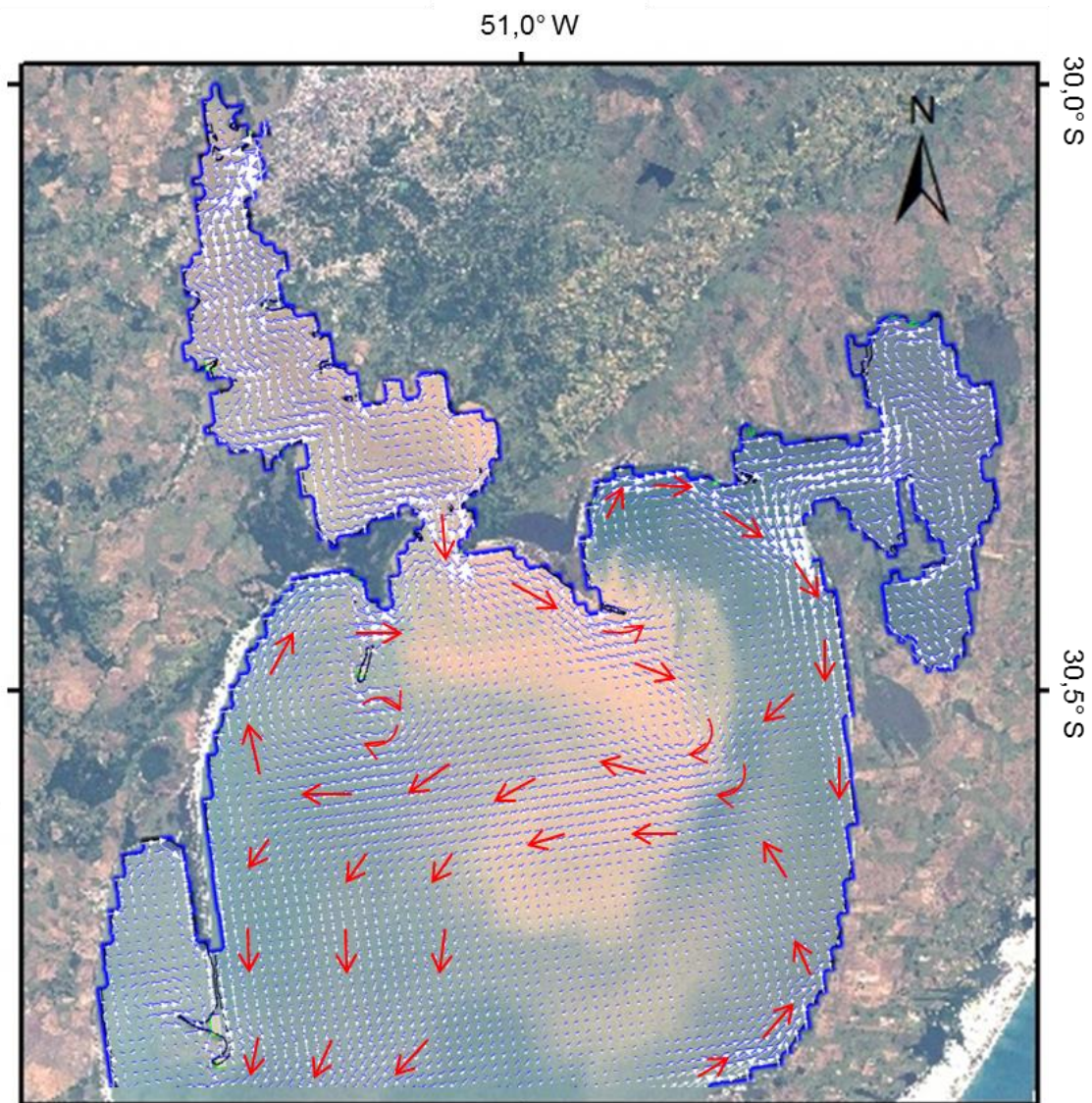
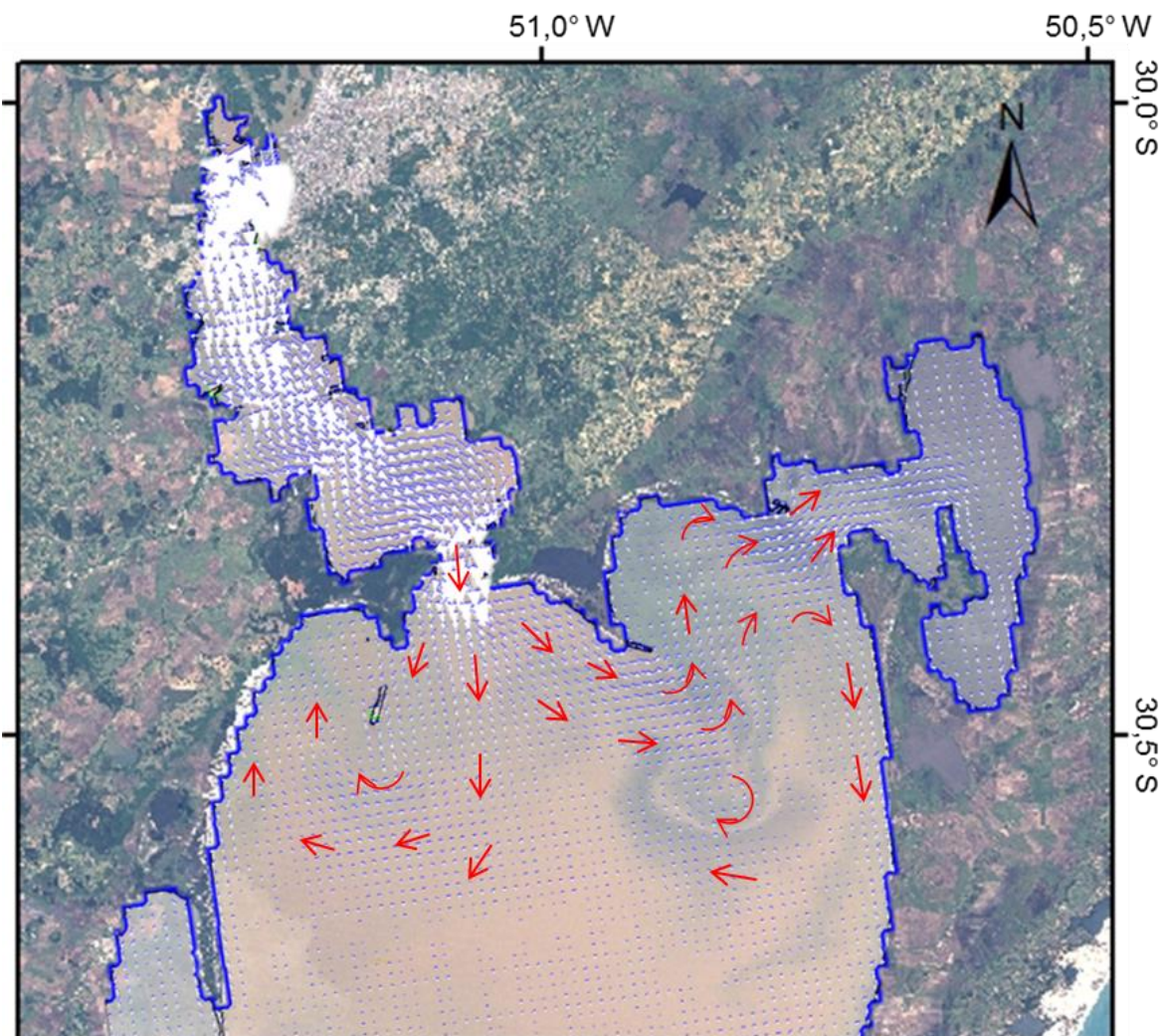


Figura 5.13. Resultado do modelo de circulação (velocidade como setas) sobreposto à composição falsa cor de imagens Landsat para o dia 28/10/2011 na região norte da Laguna dos Patos. As setas vermelhas destacam a direção da velocidade nos locais com maior velocidade de água, sem indicar intensidade da velocidade.



## 5.2. Análise de cenários de vento e vazão constantes

Nesse item são apresentados os resultados das análises de probabilidade de ocorrência de vazões afluentes ao Lago Guaíba e de direção e velocidade do vento em Rio Grande utilizadas para selecionar os cenários de simulação.

A Figura 5.14 apresenta a vazão média mensal afluente ao Lago Guaíba obtida pela metodologia descrita. A Figura 5.15 apresenta a probabilidade de excedência empírica associada às vazões afluentes estimadas. Para as simulações, foram escolhidas as vazões com probabilidade de excedência de 10% ( $3870 \text{ m}^3/\text{s}$ ), 50% ( $1086 \text{ m}^3/\text{s}$ ) e de 90% ( $440 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Como referência, a vazão média no período (1985-2012) foi de  $1682 \text{ m}^3/\text{s}$ , 60% maior que a vazão mediana usada nas simulações.

Figura 5.14. Variação da vazão média mensal afluyente ao Lago Guaíba.

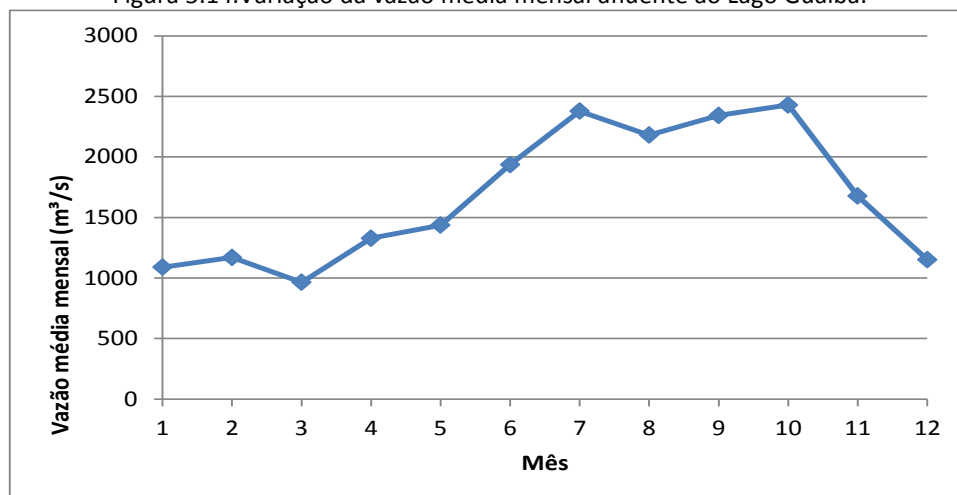
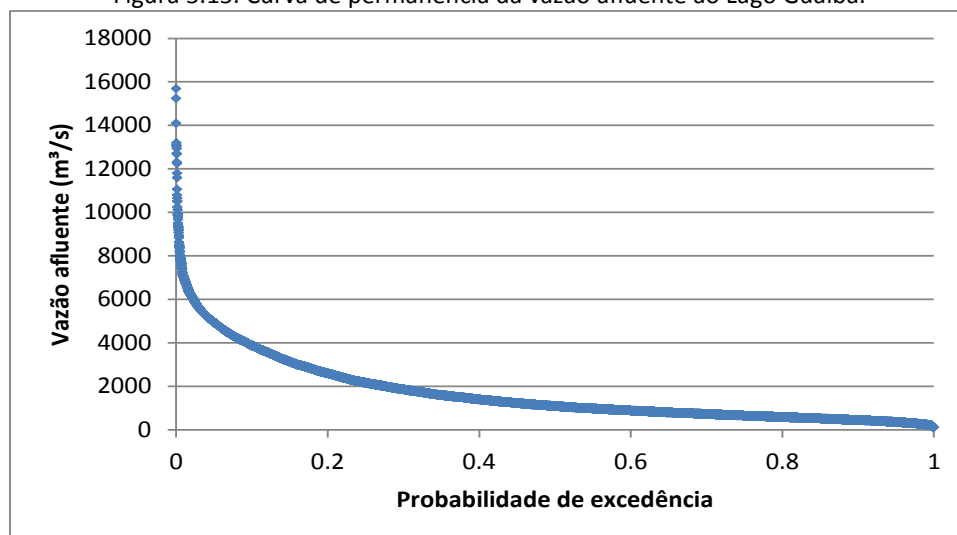


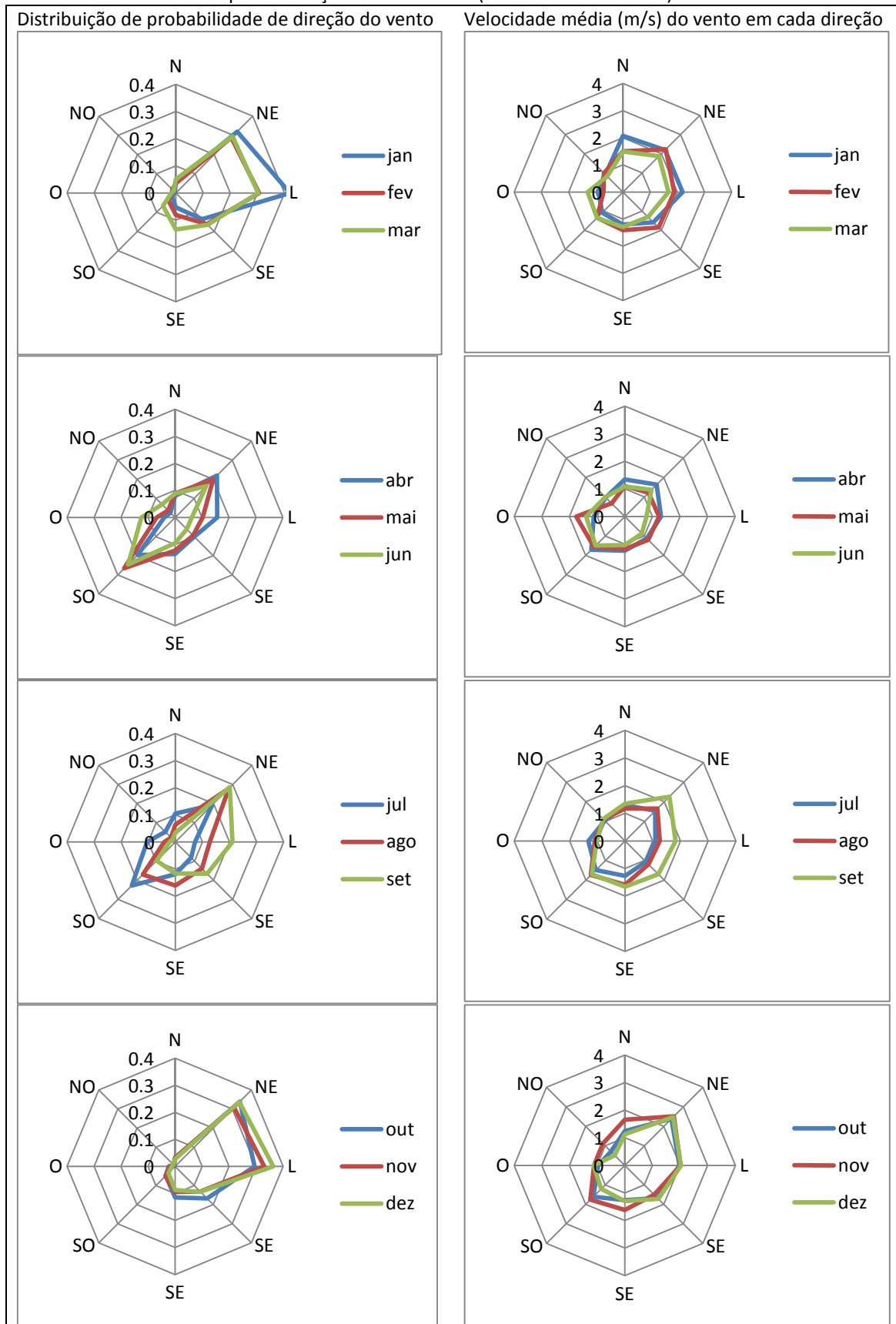
Figura 5.15. Curva de permanência da vazão afluyente ao Lago Guaíba.



A Figura 5.16 apresenta as rosas dos ventos elaboradas para representar a distribuição da direção dos dados do vento médio com 5 dias de duração (duração escolhida para as simulações) da estação de Rio Grande (de 1961 a 2014). O Apêndice C apresenta os resultados da direção e velocidade média dos ventos para períodos de 1 e 3 dias. Com o aumento da duração, verifica-se uma redução na velocidade média, mais pronunciada para os ventos nordeste, e que o vento leste passa a ser a direção mais frequente na primavera e verão.

Verifica-se a predominância de ventos nordeste e sudoeste, ambos coincidentes com o eixo principal da laguna. Conforme também indicado por Möller et al. (1996), o regime de ventos predominante na região é o de nordeste, associado ao anticiclone sobre o Oceano Atlântico, com alta frequência durante todo o ano, especialmente entre outubro e janeiro. Também é a direção com maior velocidade média diária associada, atingindo 3,8 m/s em outubro.

Figura 5.16. Distribuição da direção e velocidade média do vento médio de cinco dias para cada mês para a estação de Rio Grande (dados de 1961 a 2014).



O vento sudoeste ocorre com maior frequência entre abril e agosto, associado ao aumento da frequência de passagem de sistemas frontais frios no período. As maiores velocidades médias, entretanto, foram observadas de setembro a dezembro, quando sua frequência é menor. Os ventos sudeste e leste (relacionados à brisa marinha) possuem maior frequência na primavera e verão.

Com base nestes resultados, foram selecionados os ventos nordeste, sudoeste, sudeste e a condição de vento nulo para os cenários de simulação da circulação de água e transporte de massa. A análise de vento nulo permite analisar apenas o efeito da vazão e é ilustrativa de situações de vento com baixas velocidades, visto que não se registra a ocorrência de ventos nulos por períodos prolongados de tempo. Embora apresente frequência e velocidades médias menores que o vento leste, optou-se pela análise do vento sudeste por ser perpendicular ao eixo principal da Laguna, o que proporciona uma circulação com características mais distintas da ocasionada pelos ventos nordeste e sudoeste, paralelos ao eixo.

As Figura 5.17 a Figura 5.19 apresentam as curvas de permanência da velocidade do vento média com 1 a 7 dias de duração utilizadas para definição das velocidades de vento nos cenários. Observa-se uma rápida redução na velocidade média dos ventos com menor probabilidade de excedência entre 1 e 4 dias de duração. A partir do quinto dia, as alterações na velocidade média são menores, indicando ser este um período plausível de duração do vento de uma duração na região, conforme indicado por Castelão e Moller (2003). A probabilidade de excedência escolhida foi de 5%, resultando em velocidades médias de 4,4 m/s para o vento nordeste; 3,4 m/s para o vento sudoeste; e 3,1 m/s para o vento sudeste. Castelão e Moller (2003) indicam que as velocidades médias de vento nordeste e sudoeste para a região situam-se entre 3 e 5 m/s (HERZ 1977, LONG 1989).

Figura 5.17. Velocidade média do vento em Rio Grande para períodos de 1 a 7 dias com direção resultante sudoeste.

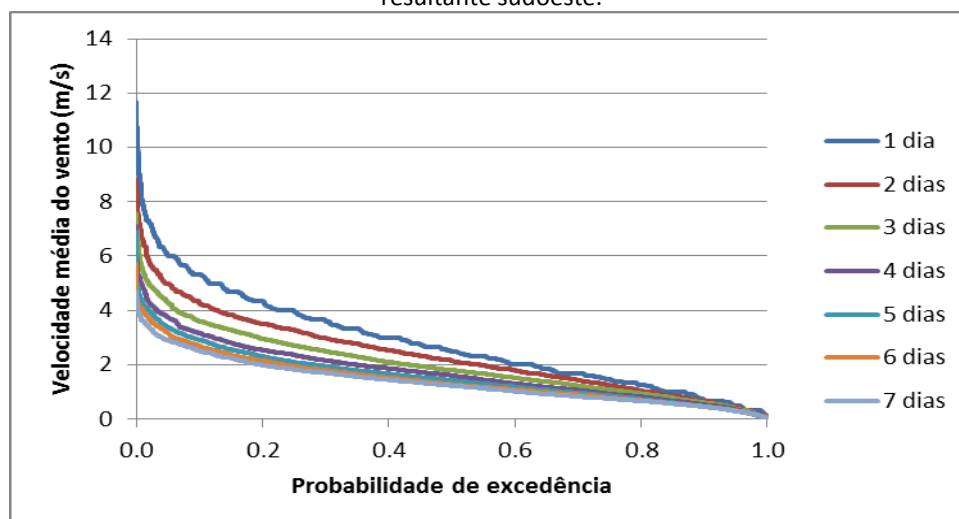


Figura 5.18. Velocidade média do vento em Rio Grande para períodos de 1 a 7 dias com direção resultante nordeste.

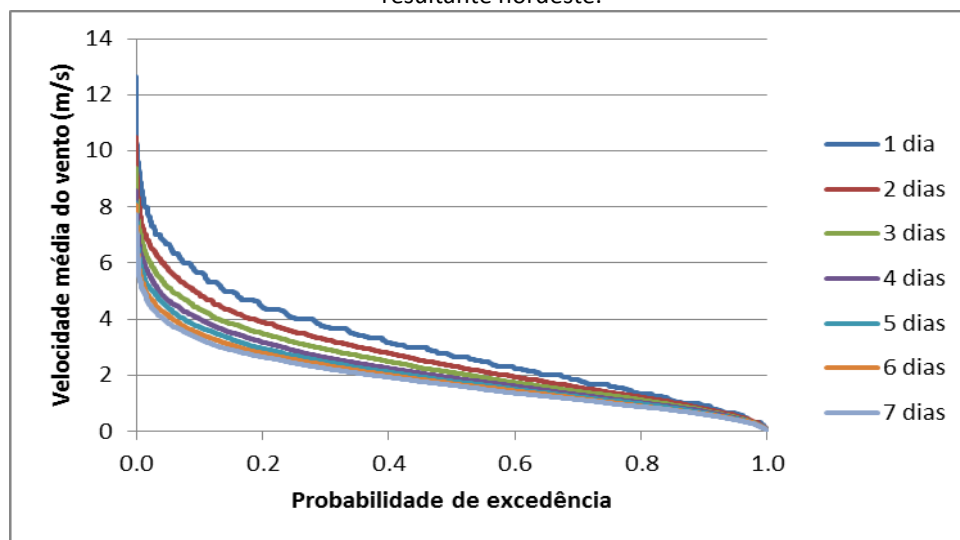
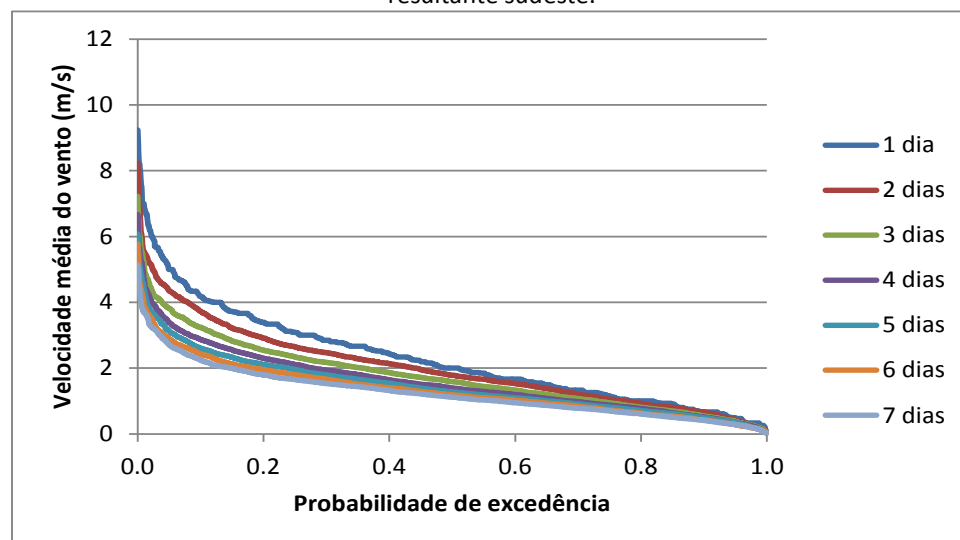


Figura 5.19. Velocidade média do vento em Rio Grande para períodos de 1 a 7 dias com direção resultante sudeste.



A Tabela 5.5 resume os 12 cenários simulados, resultantes das combinações dos cenários de vento e de vazão afluente. Ressalta-se que os valores foram determinados com base no vento médio para cada duração em Rio Grande, enquanto nas simulações serão utilizados ventos constantes e homogêneos sobre toda a laguna, a fim de entender a resposta do sistema a esses ventos extremos. Também não foi determinada a probabilidade de ocorrência simultânea dos eventos de vento e vazão. Por exemplo, as baixas vazões são usualmente observadas entre dezembro e março, período em que a probabilidade de ocorrência de ventos sudoeste é baixa.

A condição de contorno de nível no exutório da Laguna dos Patos foi considerada constante, desprezando-se o efeito do vento remoto e da maré. As marés são filtradas no canal estuarino (MOLLER et al., 1996), não exercendo influência significativa no corpo lagunar. O vento remoto causa o aumento ou redução do nível do mar na costa, o que, juntamente



com a vazão e vento local, causa a formação de gradientes de pressão barotrópica que dirigem o fluxo de água para dentro ou fora da Laguna dos Patos (CASTELÃO; MOLLER, 2006). Este efeito será discutido nos resultados.

Tabela 5.5. Cenários de vento e vazão simulados para entendimento da hidrodinâmica do nordeste da Laguna dos Patos.

	Vento (duração de 5 dias)	Vazão afluyente (m <sup>3</sup> /s)
Cenário 1	4,4 m/s - Vento NE	440
Cenário 2	4,4 m/s - Vento NE	1086
Cenário 3	4,4 m/s - Vento NE	3870
Cenário 4	3,4 m/s - Vento SO	440
Cenário 5	3,4 m/s - Vento SO	1086
Cenário 6	3,4 m/s - Vento SO	3870
Cenário 7	3,1 m/s - Vento SE	440
Cenário 8	3,1 m/s - Vento SE	1086
Cenário 9	3,1 m/s - Vento SE	3870
Cenário 10	0 m/s	440
Cenário 11	0 m/s	1086
Cenário 12	0 m/s	3870

### 5.2.1. Cenários com vento nordeste (4,4 m/s)

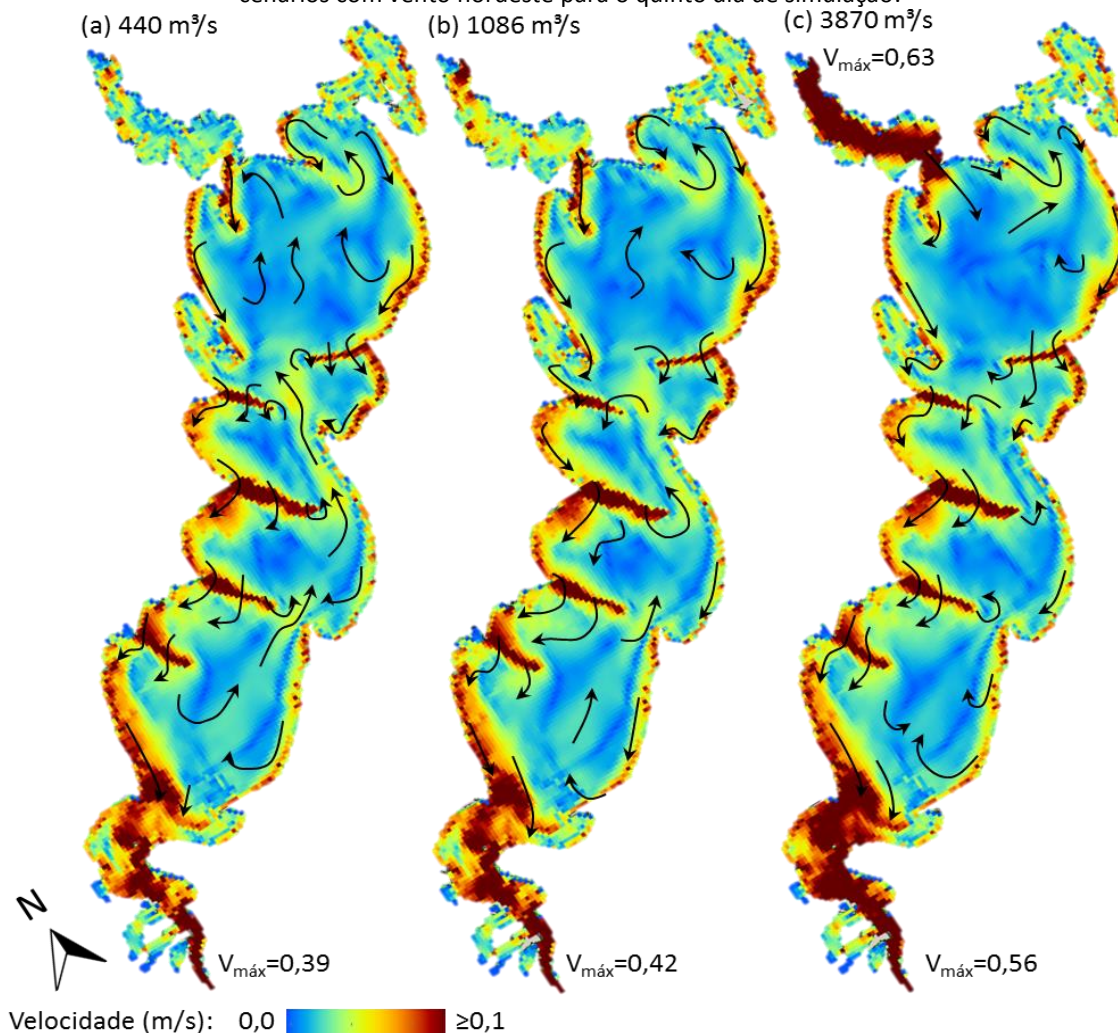
Para todos os cenários de vazão, as maiores velocidades foram verificadas nos canais do Lago Guaíba ou do estuário (Figura 5.20). No corpo lagunar, as velocidades são mais intensas próximas a essas regiões e sobre os bancos de areia e próximo às margens, devido à baixa profundidade. Nas áreas mais rasas, o balanço de forças dominante é entre o atrito do vento na superfície e o atrito do fundo, produzindo uma corrente na direção do vento. Nas áreas mais profundas, o principal balanço de força é entre o gradiente de pressão e o atrito do fundo, gerando correntes em oposição ao vento, conforme observado por Castelão e Moller (2006).

A variação de sentido das correntes gerada pela variação topográfica do fundo, forma giros topográficos, observados principalmente junto às extremidades dos bancos de areia e acompanhando o contorno da laguna. Fernandes (2001) destaca que, no caso da Laguna dos Patos, a relação dos giros com a topografia é um difícil mecanismo de causa e efeito. Castelão e Moller (2003), entretanto, não observaram, em superfície, células de circulação formadas pela batimetria irregular da Lagoa dos Patos. As simulações de todos os cenários apresentados neste trabalho foram também realizadas sem a utilização da força de Coriolis. Os mesmos giros (vórtices) foram observados nas simulações com ou sem a consideração da força de Coriolis, indicando não serem ocasionados por este efeito. Fernandes (2011) testou o efeito da força de Coriolis nas velocidades da laguna e também observou que a força de Coriolis não afetou os padrões de escoamento na laguna.

Com o aumento da vazão aumenta-se o volume de água na laguna e o fluxo de saída no canal estuarino. As correntes induzidas pela vazão (direcionadas para o sul) tendem a

cancelar o fluxo de retorno gerado em resposta ao gradiente de pressão ao longo da laguna (Figura 5.20c). Esse efeito também foi observado por Castelão e Moller (2006) para um cenário de vento nordeste de 4 m/s e vazões de 2000 e 8000 m<sup>3</sup>/s.

Figura 5.20. Módulo da velocidade e principais direções de escoamento na Laguna dos Patos para os cenários com vento nordeste para o quinto dia de simulação.

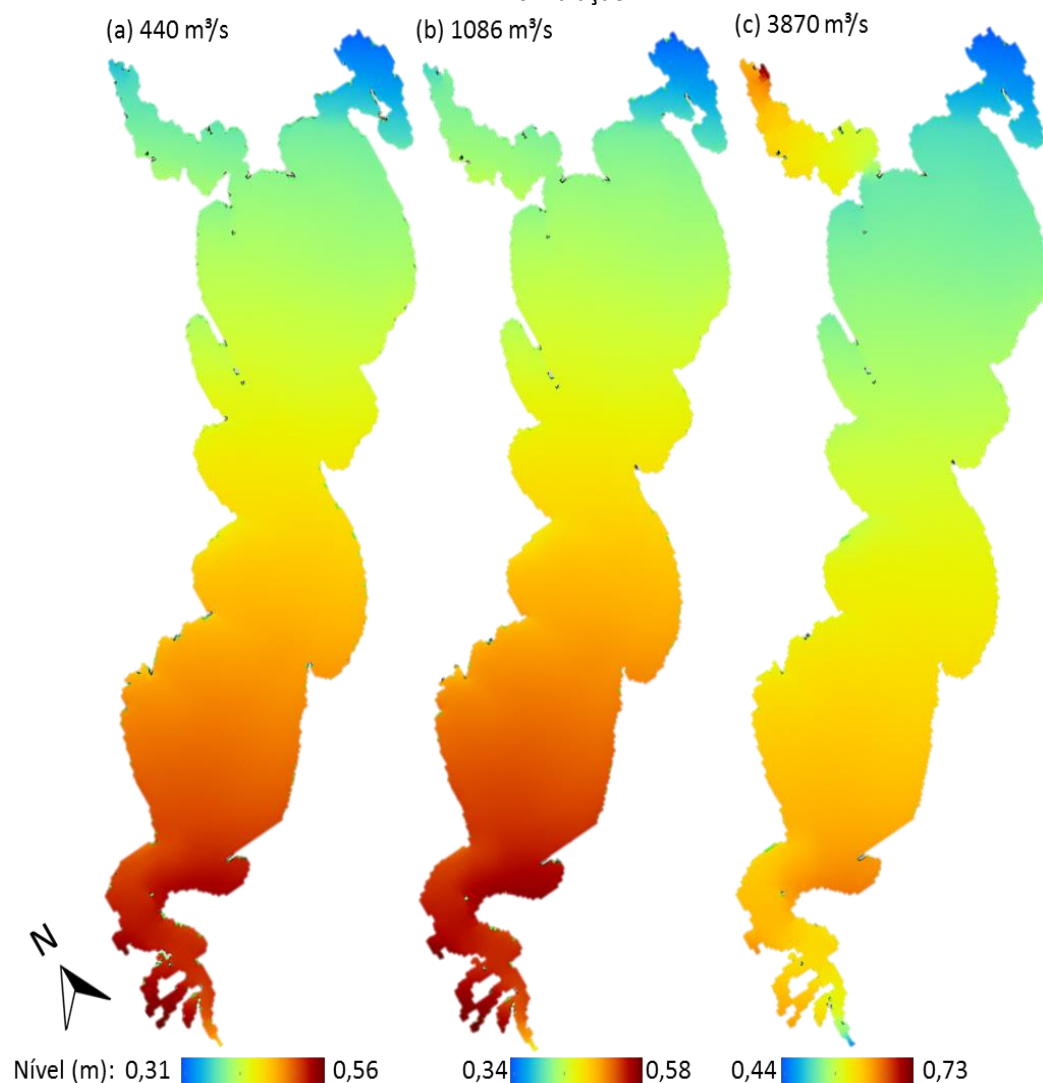


Para os cenários de vazão baixa e mediana, o volume de água na laguna diminuiu com o tempo durante os 5 dias de simulação. Para a vazão máxima, o volume de água continuava aumentando após os 5 dias. Ressalta-se que nas simulações considerou-se apenas a vazão afluyente ao delta do Jacuí, principal contribuinte da laguna. Os resultados de Castelão e Moller (2006) indicam que uma vazão de 2000 m<sup>3</sup>/s já previne a redução do nível médio da laguna. Para ventos nordeste de 7m/s, Fernandes (2001) observou que o nível da água na laguna necessita de uma vazão aproximada de 2500 m<sup>3</sup>/s para sustentá-lo. Esses valores estão dentro do intervalo entre os cenários de vazão mediana e próximos a vazão média afluyente a laguna (vazão média afluyente ao Guaíba, vazão do Camaquã e do canal de São Gonçalo).

O aumento do nível é mais significativo no Guaíba, onde também se verifica o aumento do gradiente de nível da superfície entre a região do delta do Jacuí e o local de

encontro com a Laguna dos Patos (Figura 5.21. c), devido à estreita ligação do Guaíba com a Laguna dos Patos.

Figura 5.21. Nível d'água na Laguna dos Patos para os cenários com vento nordeste para o quinto dia de simulação.



A Figura 5.22 destaca os padrões de circulação apresentados para a região nordeste da laguna para o cenário de vazão mediana (1086 m³/s). Observou-se um desnível de 0,08 m entre Itapoã e o ponto com menor nível na Lagoa do Casamento. A água proveniente do Guaíba dirige-se inicialmente para a Ilha Barba Negra. Uma zona de baixa velocidade é observada entre Itapoã e o Banco das Desertas no norte da laguna com a presença de giros.

Destaca-se a circulação no sentido anti-horário entre o Banco das Desertas e o Banco dos Abreus, o que gera um tempo de residência alto nessa região, mesmo com velocidades observadas maiores que no corpo lagunar. As correntes da região mais profunda do centro lagunar dirigem-se para essa região, contornando o Banco das Desertas. Parte da água retorna pela margem leste da laguna.

Figura 5.22. Velocidade do vento na região nordeste da Laguna dos Patos para o cenário de vazão média e vento nordeste.

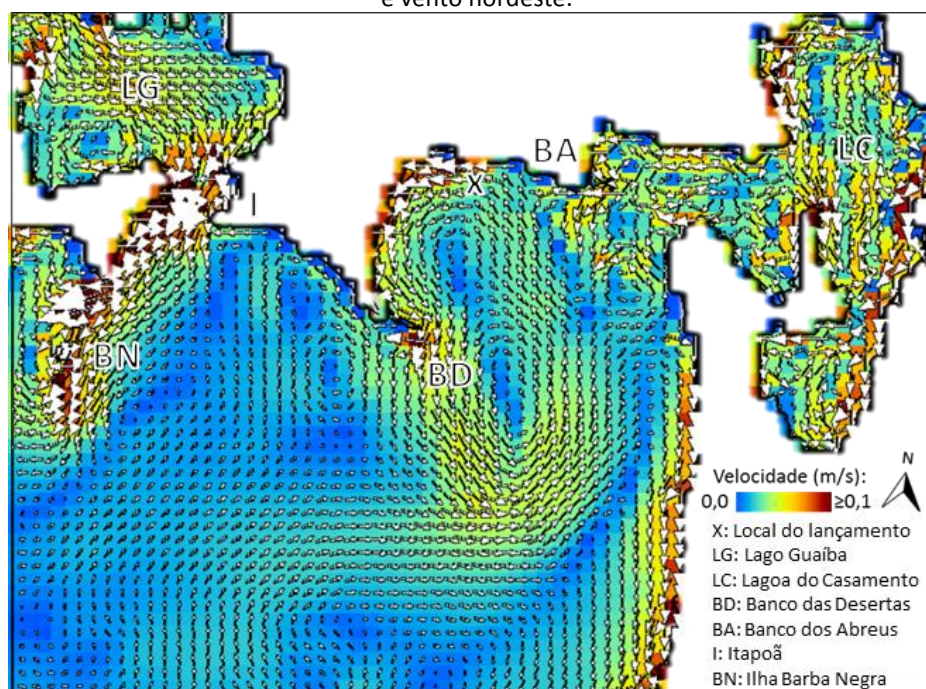
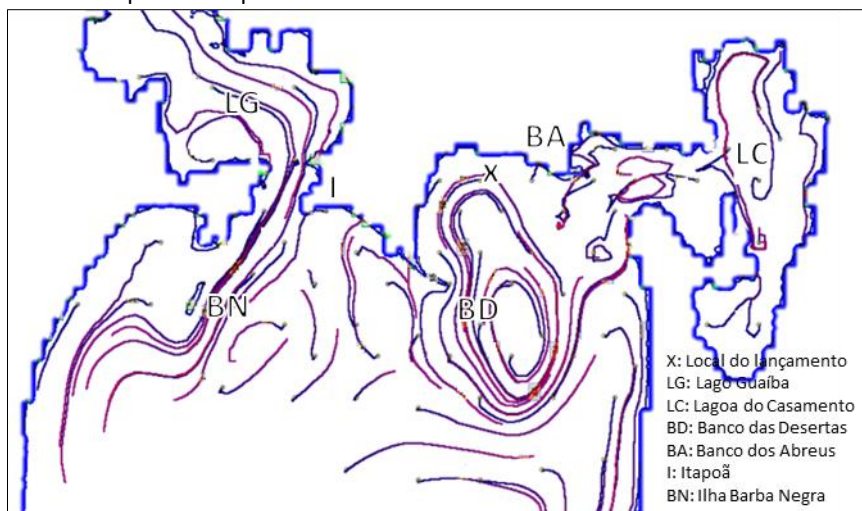


Figura 5.23. Trajetória de flutuadores lançados no início da simulação no nordeste da Laguna dos Patos após 5 dias para o cenário de vazão média e vento nordeste.



No início da simulação é observada uma saída intensa de água da Lagoa do Casamento, devido à ação do vento. A partir do terceiro dia, entretanto, é observada uma constante troca de água com a Laguna dos Patos, com entrada de água predominantemente pelo leste e saída pelo oeste. Sobre a circulação de água neste sistema, ressalta-se que não está representado nas simulações o Rio do Monjolo, devido a sua pequena largura, embora este possa ter importante papel injetando água diretamente no saco do Cocoruto (VILLWOCK, 1977) e deva ser representado em trabalhos que objetivem o detalhamento da hidrodinâmica desse local.

A circulação de água obtida para os cenários com vazões baixas e altas não são apresentadas, visto que são semelhantes a apresentada para a vazão média, porém com menor e maior velocidade na região próxima ao Lago Guaíba, respectivamente. A exceção é que, devido a maior velocidade verificada no cenário de vazão alta, parte da vazão do Lago Guaíba direciona-se diretamente à Ponta das Desertas.

### **5.2.2. Cenários com vento sudoeste (3,4 m/s)**

Os cenários com vento sudoeste possuem padrões de circulação similares aos com vento nordeste, porém com sentidos inversos: correntes direcionadas ao nordeste nas áreas mais rasas e direcionadas a sudoeste nas áreas mais profundas (Figura 5.24). O aumento da vazão promove uma redução da velocidade nas áreas mais rasas e uma intensificação das correntes nas áreas mais profundas, que possuem mesmo sentido da vazão. Ressalta-se que, conforme analisado anteriormente, a ocorrência de ventos sudoeste é pequena nos meses de menores vazões médias.

O aumento da vazão proporciona o aumento geral do nível da laguna. Enquanto para a simulação com a vazão de 440 m<sup>3</sup>/s a laguna permanece com volume praticamente constante, com uma pequena redução com o tempo, os cenários com maior vazão apresentam um aumento do volume da laguna. Isso indica que a vazão necessária para manutenção do nível da laguna depende das condições de vento. Esse resultado é importante, visto que trabalhos anteriores que analisaram o efeito de diferentes descargas na Laguna dos Patos (FERNANDES, 2001; CASTELÃO; MOLLER, 2006) analisaram apenas condições de vento nordeste ou nulo.

O atrito do vento sudoeste sobre a superfície lagunar promove um aumento do nível na região norte da laguna e uma redução na região sul (Figura 5.25). No início da simulação, o nível na Feitoria é maior que na boca do estuário e há saída de água na laguna. Entretanto, a partir de 3,75 dias de simulação, o sentido do escoamento se inverte, situação que se estende até o sétimo dia. Esse comportamento, entretanto, se mostrou muito sensível ao nível na entrada do estuário, considerado constante em todas as simulações. Castelão e Moller (2003), em estudo da circulação tridimensional forçada por ventos na Laguna dos Patos, incluindo a plataforma continental adjacente, concluíram que “o vento atuando sobre a plataforma continental (efeito remoto) causa elevação ou abaixamento no nível da costa, por transporte de Ekman. Ventos de nordeste causam abaixamento no nível na costa, enquanto que ventos de sudoeste causam elevação no nível.”. Portanto, espera-se que o efeito cumulativo do vento sudoeste remoto (aumento do nível na costa) e local (redução do nível na parte sul da região lagunar) causaria uma maior entrada de água da costa no estuário.

O desnível entre a região de Feitoria e Itapoã é de 10 cm, variando pouco entre as simulações. Contudo, o gradiente do nível superficial no Lago Guaíba aumentou com o aumento da vazão. Fernandes (2001) verificou um desnível de cerca de 15 cm no corpo lagunar simulando o sistema sob ação de vento sudoeste constante de 7 m/s e vazão de 2500m<sup>3</sup>/s, após 6 horas de simulação. Castelão e Moller (2003) obtiveram um desnível menor (8 cm), simulando a ação de um vento constante de 4 m/s após 5 dias de simulação. A

diferença pode ser resultado tanto da consideração do efeito do vento remoto, quanto da desconsideração das descargas fluviais no citado trabalho, o que pode resultar em níveis menores no norte da laguna do que os verificados no presente trabalho.

A Figura 5.26 destaca os padrões de circulação apresentados para a região nordeste da laguna para a vazão média simulada. A vazão efluente do Lago Guaíba é predominantemente direcionada ao centro da laguna. Na margem oeste da laguna o fluxo é direcionado para o norte (da Ilha Barba Negra ao Guaíba), desviando-se em direção ao sul próximo ao encontro com o Guaíba.

Figura 5.24. Módulo da velocidade e principais direções de escoamento na Laguna dos Patos para os cenários com vento sudoeste para o quinto dia de simulação.

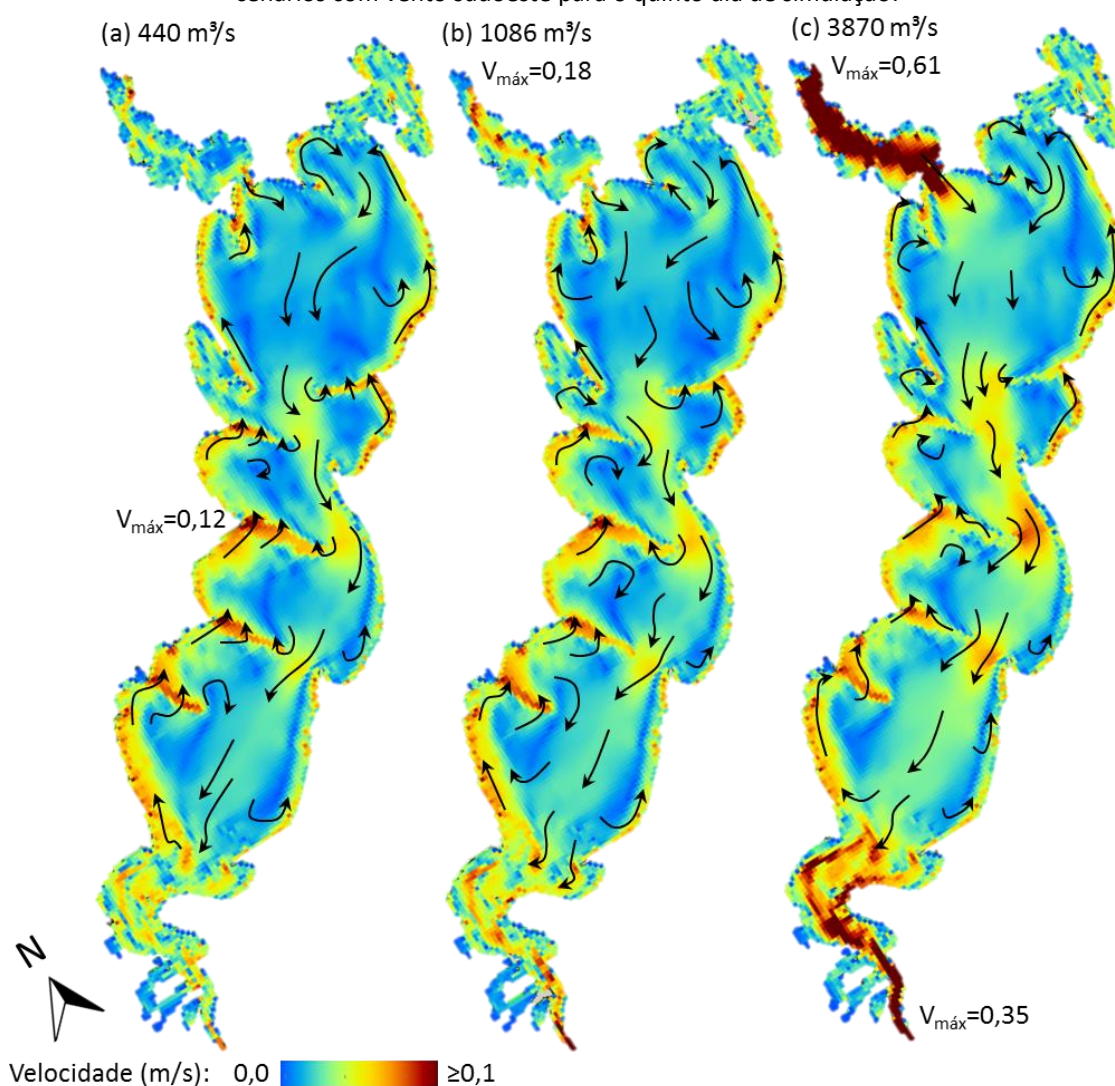
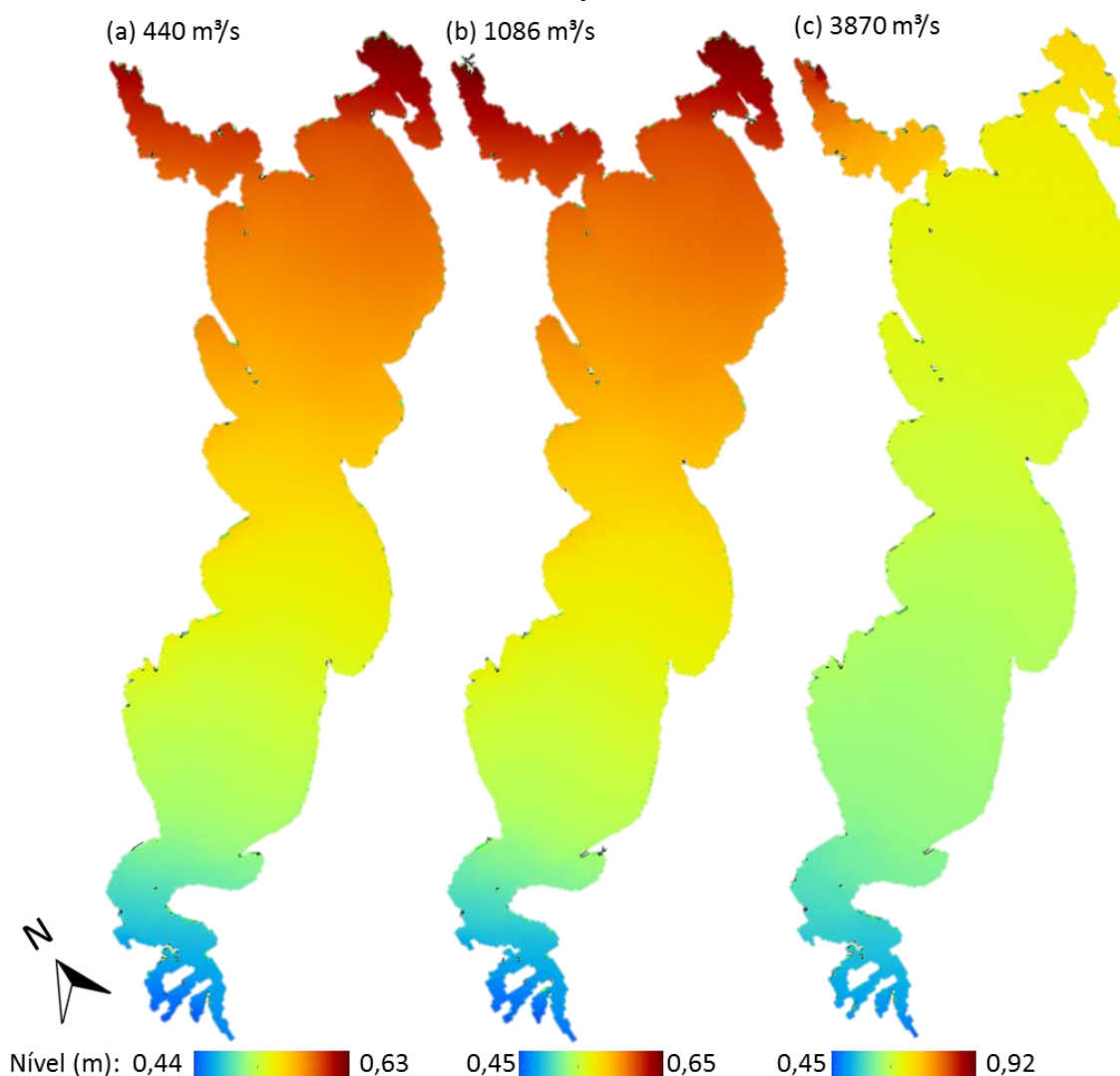


Figura 5.25. Nível d'água na Laguna dos Patos para os cenários com vento sudoeste para o quinto dia de simulação.



As velocidades são mais intensas nas áreas mais rasas, sobre o Banco das Desertas e nas margens da laguna, onde o escoamento é direcionado para nordeste (mesma direção que o vento atuante). As velocidades encontradas foram inferiores às observadas para o cenário de vento nordeste, provavelmente devido a menor velocidade do vento adotada na simulação. O escoamento retorna ao sul na região central. Um padrão de fluxo circular é observado entre o Banco das Desertas e o Banco dos Abreus (ponto E e Figura 5.27), em sentido horário (contrário ao observado no cenário com vento nordeste).

No início da simulação é verificado um fluxo maior na direção nordeste devido à ação do vento, provocando um aumento do nível na Lagoa do Casamento. Após a estabilização, observa-se uma constante troca de água entre a Lagoa do Casamento e a região nordeste da Laguna dos Patos, com baixas velocidades e presença de giros.

A circulação de água obtida para o cenário com vazões baixa é semelhante ao apresentado para a vazão média. No cenário de vazão alta, parte da vazão do Lago Guaíba direciona-se diretamente à Ponta das Desertas.

Figura 5.26. Velocidade do vento na região nordeste da Laguna dos Patos para o cenário de vazão média e vento sudoeste.

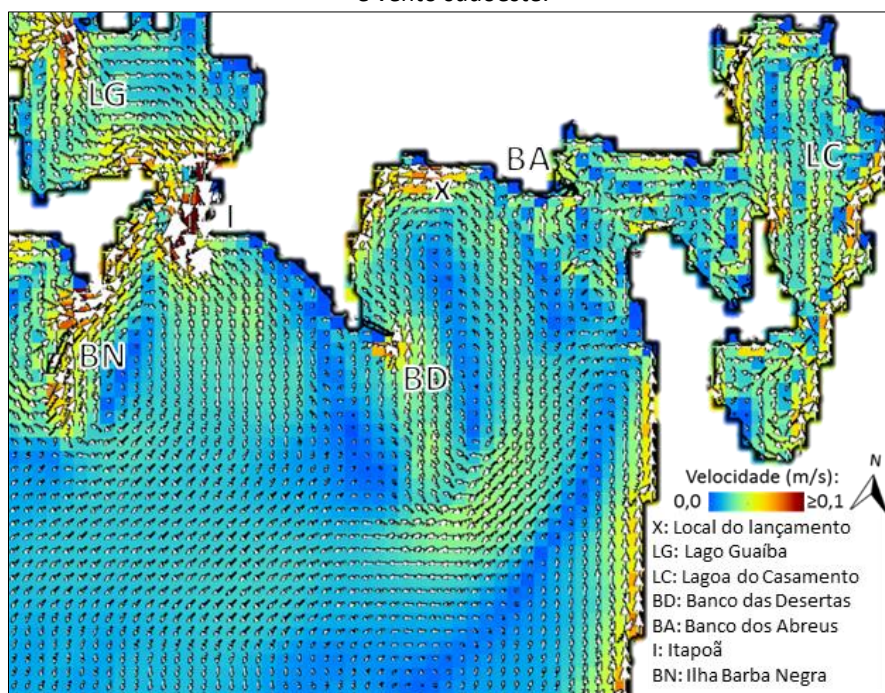
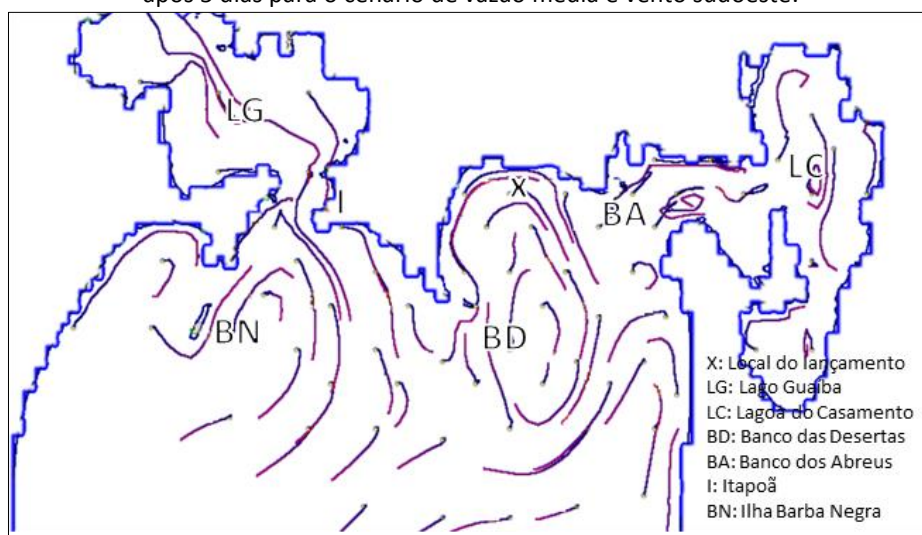


Figura 5.27. Trajetória de flutuadores lançados no início da simulação no nordeste da Laguna dos Patos após 5 dias para o cenário de vazão média e vento sudoeste.





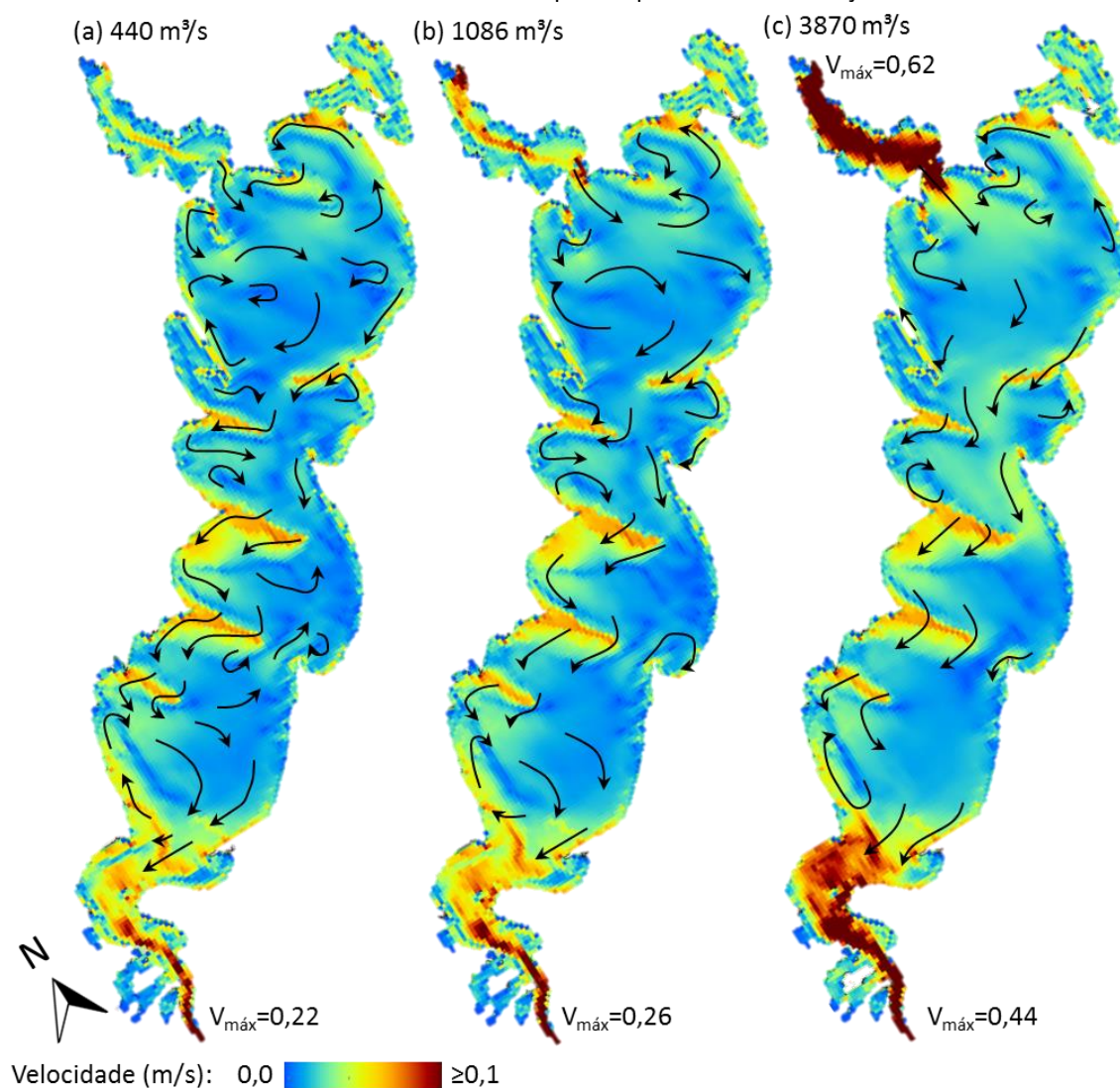
### 5.2.3. Cenários com vento sudeste (3,1 m/s)

Ao contrário dos ventos nordeste e sudoeste, não foi encontrado nenhum estudo anterior que analisasse o efeito do vento sudeste na circulação da Laguna dos Patos. Embora tenha uma ocorrência menor que a do vento leste, seu padrão de circulação é bastante diferente dos cenários anteriormente analisados, enquanto a circulação gerada pelo vento leste é mais semelhante a gerada pelo vento nordeste.

Assim como nos cenários anteriores, as velocidades são mais altas nos canais de navegação do Guaíba e do estuário, aumentando com o aumento da vazão (Figura 5.28). As velocidades também são intensas sobre os bancos de areia, embora menor que o observado nos cenários de vento anteriores, com velocidades semelhantes para os três cenários de vazão. O contorno norte da laguna, próximo a Lagoa do Casamento, também apresentou velocidades significativas, fenômeno não observado nos cenários anteriormente apresentados.

Os fluxos sobre os bancos de areia do corpo lagunar são direcionados para o estuário. Para o cenário de menor vazão (Figura 5.28a), o escoamento está direcionado para o norte nas regiões mais profundas da metade sul da laguna, enquanto células de circulação são observadas na metade norte. O aumento da descarga reduz as correntes opostas ao mesmo, sendo verificada a predominância de fluxo direcionado para o estuário no cenário de vazão alta (Figura 5.28c).

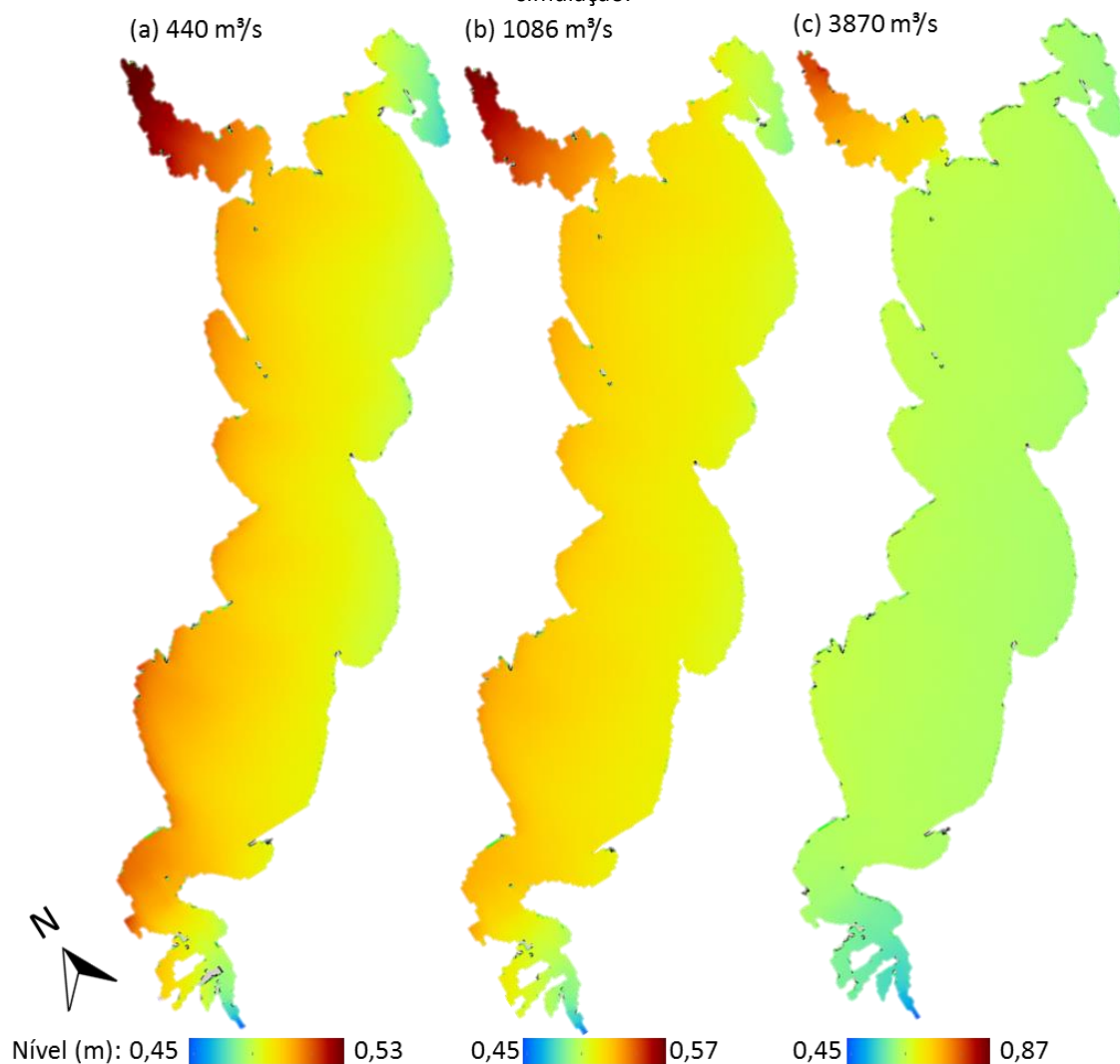
Figura 5.28. Módulo da velocidade e principais direções de escoamento na Laguna dos Patos para os cenários com vento sudeste para o quinto dia de simulação.



O atrito do vento na superfície ocasiona um aumento do nível na margem oeste da laguna e redução na margem leste (Figura 5.29). O desnível entre as margens leste e oeste da laguna foi de 4 cm, maior que o observado devido apenas ao balanço geostrófico. O nível é maior no Guaíba e menor na Lagoa do Casamento e na boca do estuário (onde a condição de contorno foi de nível constante). Não é gerado desnível ao longo do eixo principal do corpo lagunar.

Em todo o período de simulação foi observada a saída de água da laguna para o oceano, auxiliada pelo gradiente de nível no estuário. Os cenários de vazão baixa e mediana produziram uma rápida redução do nível médio da laguna durante os cinco dias de simulação, enquanto o cenário de vazão alta ocasionou aumento do nível médio.

Figura 5.29. Nível d'água na Laguna dos Patos para os cenários com vento sudeste para o quinto dia de simulação.



Para a vazão de 1086 m<sup>3</sup>/s, a água escoa do Guaíba em direção ao centro lagunar, afastada das margens da laguna (Figura 5.30). Parte desse fluxo segue até a margem leste e retorna para o norte, contornando o Banco das Desertas, parte segue para o sul próximo a margem leste e parte se direciona a Ilha Barba Negra, retornando ao centro lagunar. O escoamento segue da margem leste para o Banco dos Abreus, contornando a laguna. O escoamento nesse trecho possui alta velocidade e é paralelo a entrada da Lagoa do Casamento, dificultando a troca de água com esse corpo hídrico. O fluxo se afasta da costa e segue sobre o Banco das Desertas, contornando a laguna até se juntar ao escoamento proveniente do Guaíba. A circulação descrita forma um giro no sentido anti-horário no final do Banco das Desertas. O padrão de circulação para os cenários de vazão baixa (alta) foi semelhante ao de vazão média, porém com velocidade menor (maior) no Lago Guaíba.

A Figura 5.31 apresenta o comportamento de flutuadores lançados na região nordeste da Laguna, Lagoa do Casamento e Lago Guaíba após cinco dias de simulação. Destaca-se a formação de giros na Lagoa do Casamento, que possui menor troca de água com a Laguna dos

Patos do que nos cenários de vento nordeste e vento sudoeste, e a união do fluxo de água da região interior ao Banco das Desertas com o fluxo proveniente do Guaíba.

Figura 5.30. Velocidade do vento na região nordeste da Laguna dos Patos para o cenário de vazão média e vento sudeste.

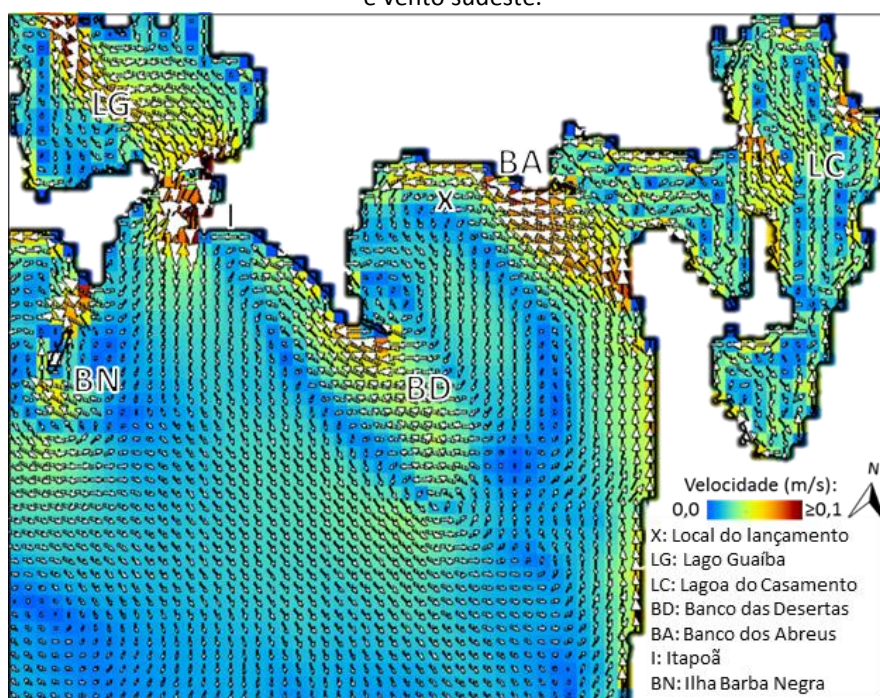
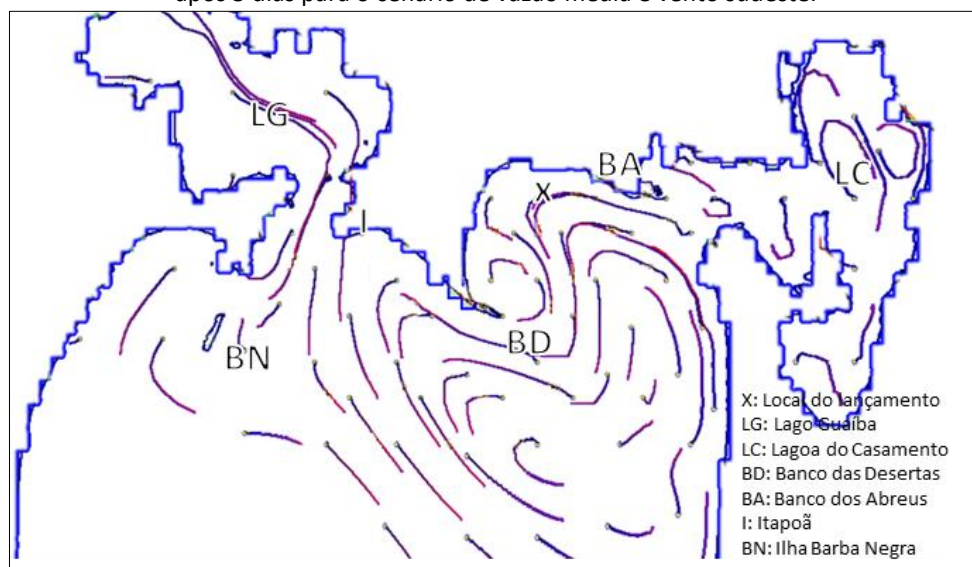


Figura 5.31. Trajetória de flutuadores lançados no início da simulação no nordeste da Laguna dos Patos após 5 dias para o cenário de vazão média e vento sudeste.



#### 5.2.4. Cenários com vento nulo

Para os cenários de calmaria (velocidade do vento nula), as velocidades no corpo lagunar são sempre inferiores a  $1\text{ m/s}$ , exceto pelas regiões próximas ao Lago Guaíba e ao estuário (Figura 5.32). As velocidades são mais intensas sobre os bancos de areia e contornando os mesmos, aumentando com o aumento da descarga. O fluxo de água do Guaíba ao estuário

dirige-se ao sul predominantemente pelo lado oeste na metade norte da laguna e pelo leste na metade sul. O nível d'água apresenta variação quase nula dentro do corpo lagunar (Figura 5.33), aumentando com o aumento da vazão.

O fluxo no canal estuarino foi direcionado ao oceano nos três cenários de vento. O nível médio da laguna apresentou redução com o tempo para os cenários de vazão baixa e mediana e aumento para o cenário de vazão alta.

Figura 5.32. Módulo da velocidade e principais direções de escoamento na Laguna dos Patos para os cenários com vento nulo para o quinto dia de simulação.

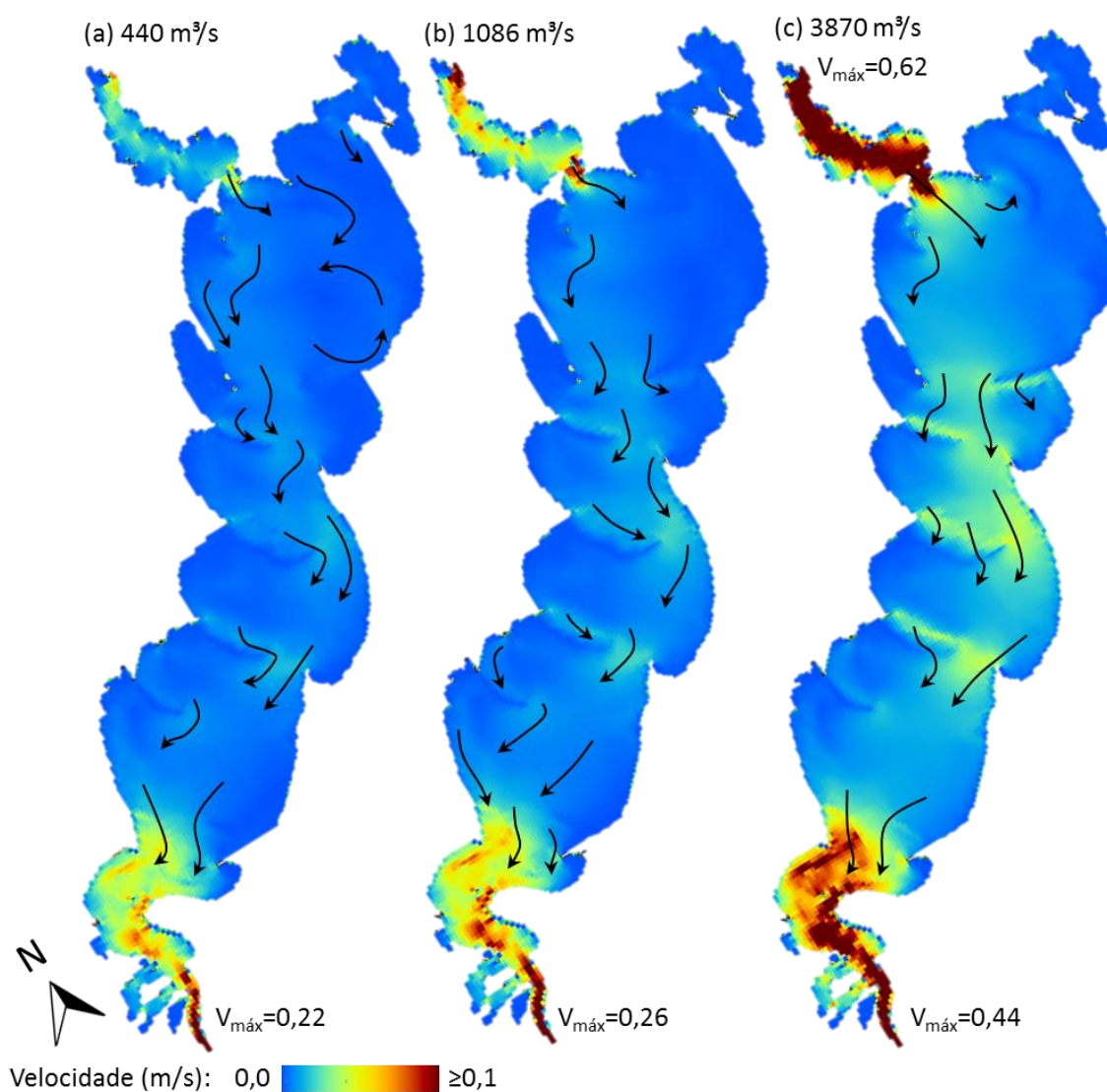
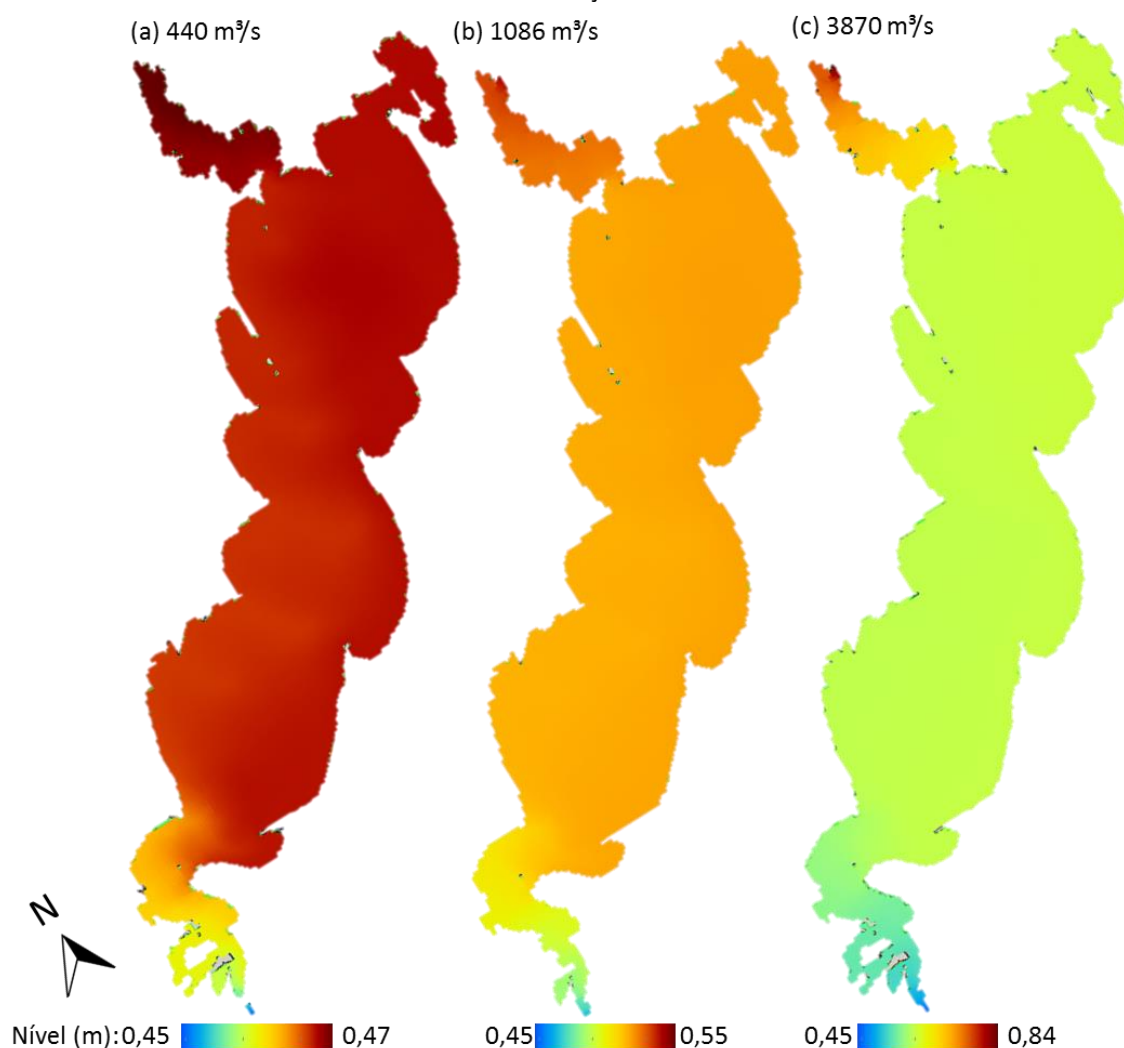


Figura 5.33. Nível d'água na Laguna dos Patos para os cenários com vento nulo para o quinto dia de simulação.



A descarga do Guaíba se espalha dentro da Laguna dos Patos, embora com direção predominante para o sudeste (Figura 5.34). No primeiro dia de simulação houve alternância de períodos de entrada e saída de água na Lagoa do Casamento, predominando a saída de água desse corpo hídrico do segundo ao quinto dia. Um fluxo entre a Ponta dos Abreus e a Ponta das Desertas, contornando a laguna em sentido anti-horário pode ser observado, porém com velocidades muito reduzidas. A circulação de água na região nordeste ainda não havia se estabilizado após o quinto dia e o escoamento na região tenderia a reverter o sentido e as velocidades reduzirem com a continuação da simulação. Os demais cenários de vazão produziram padrões de circulação semelhantes. A baixa velocidade na região ao norte do Banco das Desertas fica evidente ao analisarmos a pequena trajetória dos flutuadores após cinco dias (Figura 5.35).

Figura 5.34. Velocidade do vento na região nordeste da Laguna dos Patos para o cenário de vazão média e vento nulo.

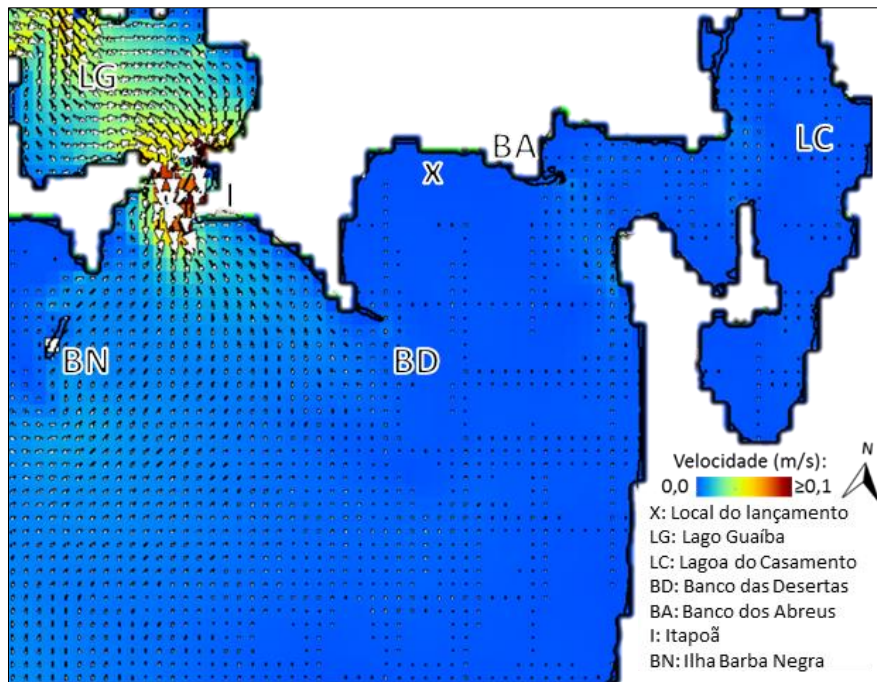
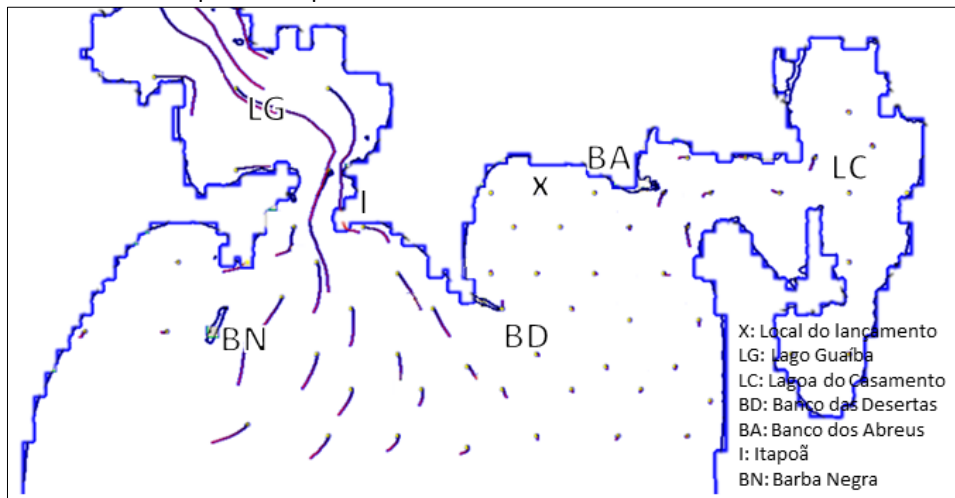


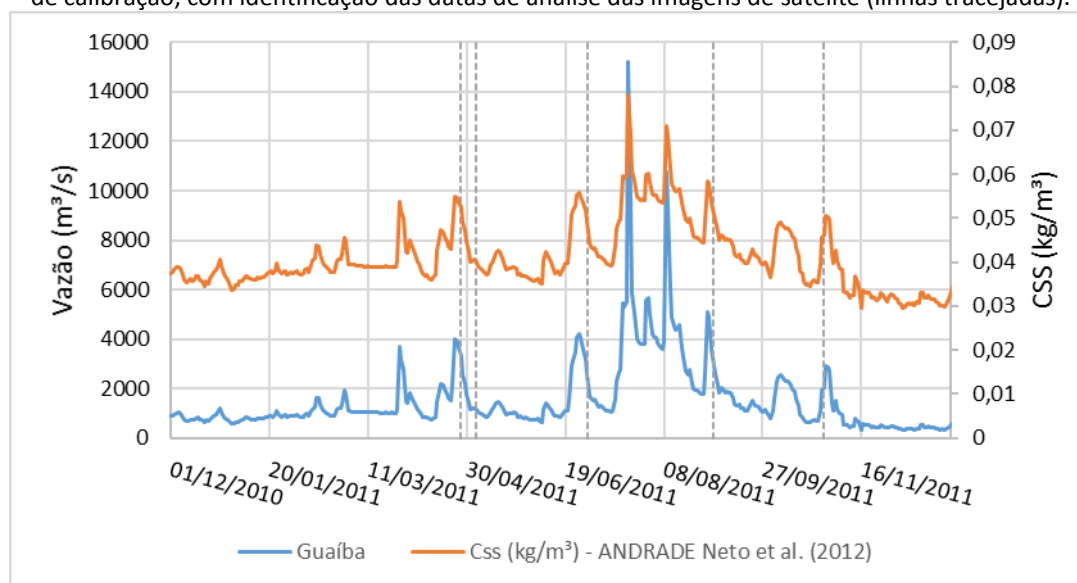
Figura 5.35. Trajetória de flutuadores lançados no início da simulação no nordeste da Laguna dos Patos após 5 dias para o cenário de vazão média e vento nulo.



### 5.3. Modelo de transporte de massa

Os valores de vazão afluyente ao Lago Guaíba, calculada como a soma da vazão de seus principais afluentes, e da concentração de sedimentos em suspensão (CSS), calculada pela equação apresentada por Andrade et al. (2012), são apresentados na Figura 5.36. Esses valores foram utilizados nas simulações que objetivaram a calibração do modelo de dispersão pela comparação visual da CSS simulada e da variação de cores observadas nas imagens de satélite.

Figura 5.36. Vazão afluyente ao Lago Guaíba e concentração de sedimentos em suspensão para o período de calibração, com identificação das datas de análise das imagens de satélite (linhas tracejadas).



As imagens de satélite utilizadas englobam períodos com vazão variando de 3350 m³/s (em 27/04/2011) a 1140 m³/s (em 05/05/2011), sendo esses dois valores extremos observados no mesmo evento. A imagem de 02/09/2011 é a única que ilustra um período de ascensão do hidrograma.

As Figuras 5.37 e 5.38 ilustram a análise do efeito do valor adotado para o coeficiente de dispersão na pluma resultante do Lago Guaíba na Laguna dos Patos para as imagens das datas 05/05/2011 e 28/10/2011, utilizadas na calibração do modelo de transporte de massa. Valores altos do coeficiente provocam uma maior dispersão dos sedimentos na laguna, superior à verificada nas imagens de satélite com resolução de 1 km, a exemplo do observado para as imagens com coeficiente de dispersão igual a 5 m²/s. Valores baixos do coeficiente resultam em menor dispersão e a distribuição dos sedimentos simulada possui variações mais abruptas do que a observada nas imagens, a exemplo dos resultados obtidos com coeficiente de dispersão igual a 0,1 m²/s.

Com base na comparação visual, foi selecionado o coeficiente de dispersão igual a 1 m²/s, valor dentro da variação observada nos demais estudos desenvolvidos na região. Garcia (2009) adotou um coeficiente de 0,24 m²/s ao longo de toda a extensão do Lago Guaíba. Na determinação do parâmetro, foi verificado que as oscilações superficiais provocadas pelo vento aumentam significativamente o coeficiente. Os resultados obtidos foram compatíveis com medições efetuadas de fosfato e coliformes. Fontoura et al. (2005) obteve valores médios



do coeficiente de difusão turbulenta horizontal de  $1,01 \text{ m}^2/\text{s}$  para o canal de Rio Grande. Ambos os autores, entretanto, destacam que o uso de valores médios entre as regiões de canais de navegação e áreas mais rasas pode não ser o melhor caminho a se adotar para trabalhos, pois as diferenças hidrodinâmicas entre os dois ambientes são muito acentuadas. O coeficiente pode ainda ser calculado por modelos específicos de forma a variar no tempo e no espaço, conforme apresentado por Cabral (2009). Schwarzbach et al. (199-) alcançou boa aderência entre dados simulados e dados de campo de coliformes fecais para a região da Baía de Ipanema do Lago Guaíba utilizando coeficientes de dispersão longitudinal e transversal ao fluxo de  $10$  e  $5 \text{ m}^2/\text{s}$ , respectivamente. Pereira (2003) utilizou  $5 \text{ m}^2/\text{s}$  em simulação de toda Laguna dos Patos, obtido do manual do usuário do Delft3D e validado com base em dados de salinidade.

A Figura 5.39 apresenta os valores médios diários de CSS obtidos com coeficientes de dispersão entre  $0,1$  e  $5$  para três pontos na região norte da laguna. Observa-se pequena diferença absoluta entre os valores (máximo de  $0,0065$ ), aumentando, porém, com o tempo de simulação (um ano) e para valores extremos.

Figura 5.37. Comparação dos padrões de dispersão da pluma do Guaíba na metade norte da Laguna dos Patos obtidos por sensoriamento remoto e simulação para a data 05/05/2011. Composição Landsat5-TM em cor natural (a), reflectância da banda 3 do Landsat5-TM com reamostragem de  $1\text{km}$  (b), e resultados da simulação da concentração de sedimentos em suspensão (CSS) com coeficientes de dispersão iguais a  $5$  (c),  $1$  (d) e  $0,1 \text{ m}^2/\text{s}$  (e).

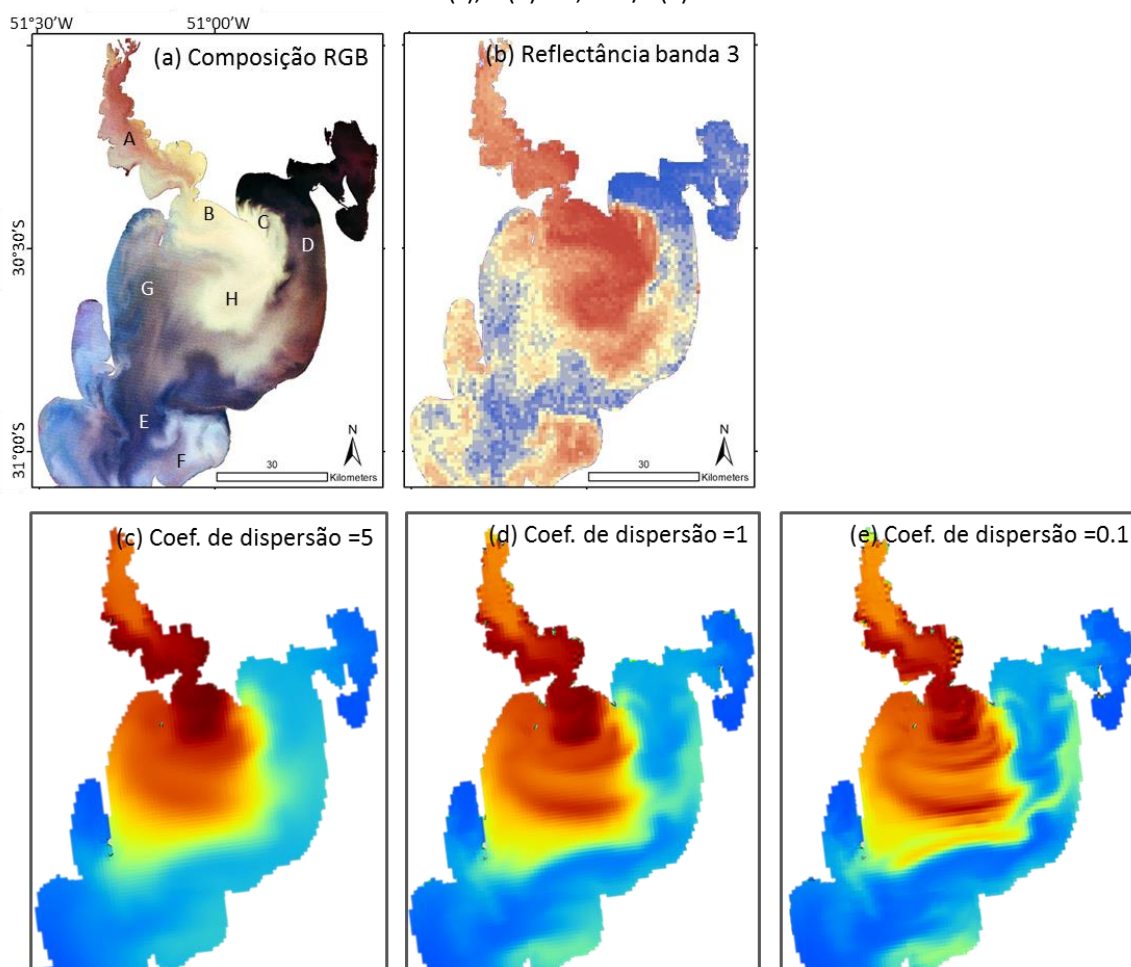


Figura 5.38. Comparação dos padrões de dispersão da pluma do Guaíba na metade norte da Laguna dos Patos obtidos por sensoriamento remoto e simulação para a data 28/10/2011. Composição Landsat5-TM em cor natural (a), reflectância da banda 3 do Landsat5-TM com reamostragem de 1 km (b), e resultados da simulação da concentração de sedimentos em suspensão (CSS) com coeficientes de dispersão iguais a 5 (c), 1 (d) e 0,1 m<sup>2</sup>/s (e).

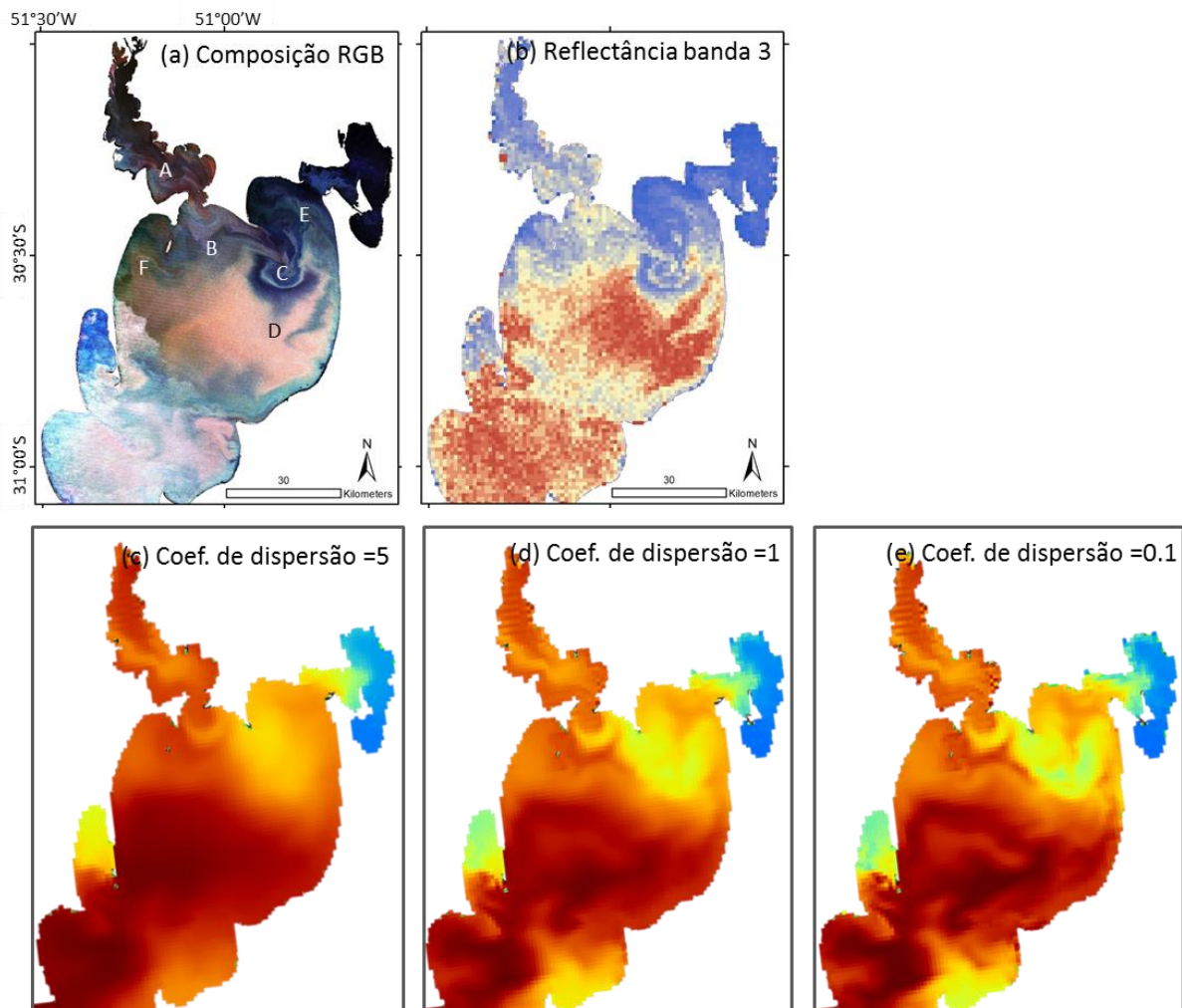
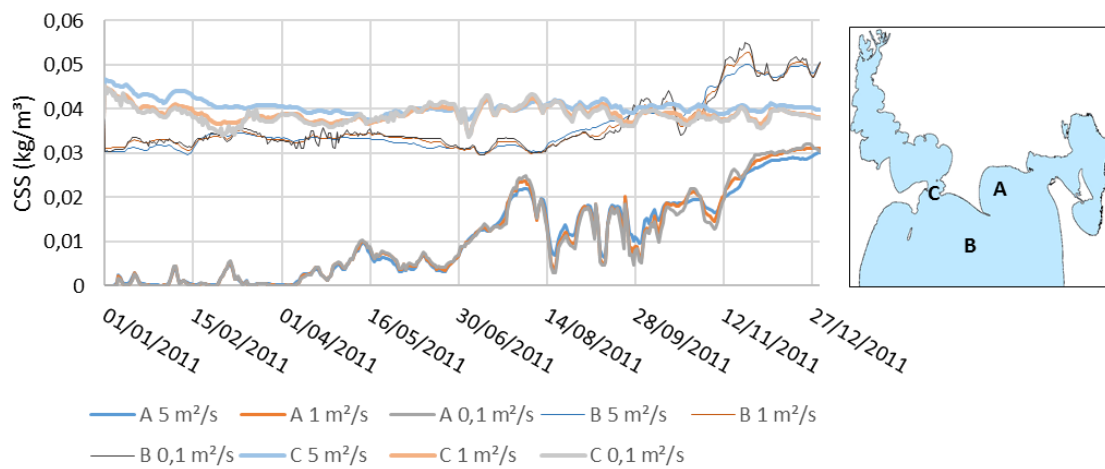


Figura 5.39. Variação da concentração de sedimentos em suspensão nos pontos apresentados resultante das simulações com coeficientes de dispersão iguais a 5, 1 e 0,1.



A Figura 5.40 apresenta as imagens de satélite e o resultado da simulação para as datas 27/04/2011, 05/05/2011 e 30/06/2011. Observa-se que em todas as datas o modelo conseguiu reproduzir satisfatoriamente a mudança de reflectância no canal principal do Guaíba e o formato e distância da pluma no encontro com a laguna (ponto A). A simulação indica um isolamento da região nordeste da laguna (ponto C) e Lagoa do Casamento, com avanço dos sedimentos em suspensão na região nordeste apenas próximo à Ponta das Desertas e faixas de maiores concentrações, resultantes de pulsos de aumento do sedimento afluente a laguna durante os picos do hidrograma. Em abril e maio, uma maior CSS é observada entre as pontas de São Simão e Cristovão Pereira (ponto F). Esses mesmos padrões foram verificados na análise das imagens de satélite.

Entretanto, a simulação indica que a pluma do evento de vazão com pico em 26/04/2011 se direciona para oeste e sul da laguna, aumentando a CSS nessas regiões. Por outro lado, a imagem de satélite de 05/05/2011 mostra que a pluma se dirigiu para leste, acompanhando o banco das Desertas e só então para o sul. As diferenças observadas próximas ao centro da laguna em junho são resultados da continuidade dessas disparidades.

Para compreender esta diferença entre os resultados simulados e reais nesta data, inicialmente foi verificada a hipótese de falhas nos dados de batimetria, visto que dados de batimetria local e de navegação (obtidos de [popa.com.br](http://popa.com.br)) indicam a existência de um banco de areia próximo à Ilha Barba Negra, o que poderia limitar o transporte de sedimentos para oeste. Entretanto, simulações com batimetria incluindo o banco de areia não apresentaram diferenças na dispersão das plumas em relação às anteriores, sendo esta hipótese descartada.

Considerando que a simulação de 27/04/2011 representou satisfatoriamente a variação da reflectância, e que a dispersão da pluma em 05/05/2011 com  $T_{90}=2,5$  dias representa bem a região mais próxima ao Lago Guaíba (Figura 5.41), as disparidades observadas podem ter sido causadas por vazão ou CSS maiores, ou com picos antes ou depois das determinadas pela equação de Andrade et al. (2012); por diferente circulação de água no período (vento predominante diferente do dado de vento registrado em Rio Grande utilizado na simulação); erros na estimativa de CSS, com um pico ocorrendo entre os dias das imagens; ocorrência de ressuspensão de sedimentos; ou variação de outros parâmetros de qualidade da água que afetam as propriedades.

Figura 5.40. Comparação dos padrões de dispersão da pluma do Guaíba na metade norte da Laguna dos Patos obtidos por sensoriamento remoto e simulação para a data 27/04/2011, 05/05/2011 e 30/06/2011.

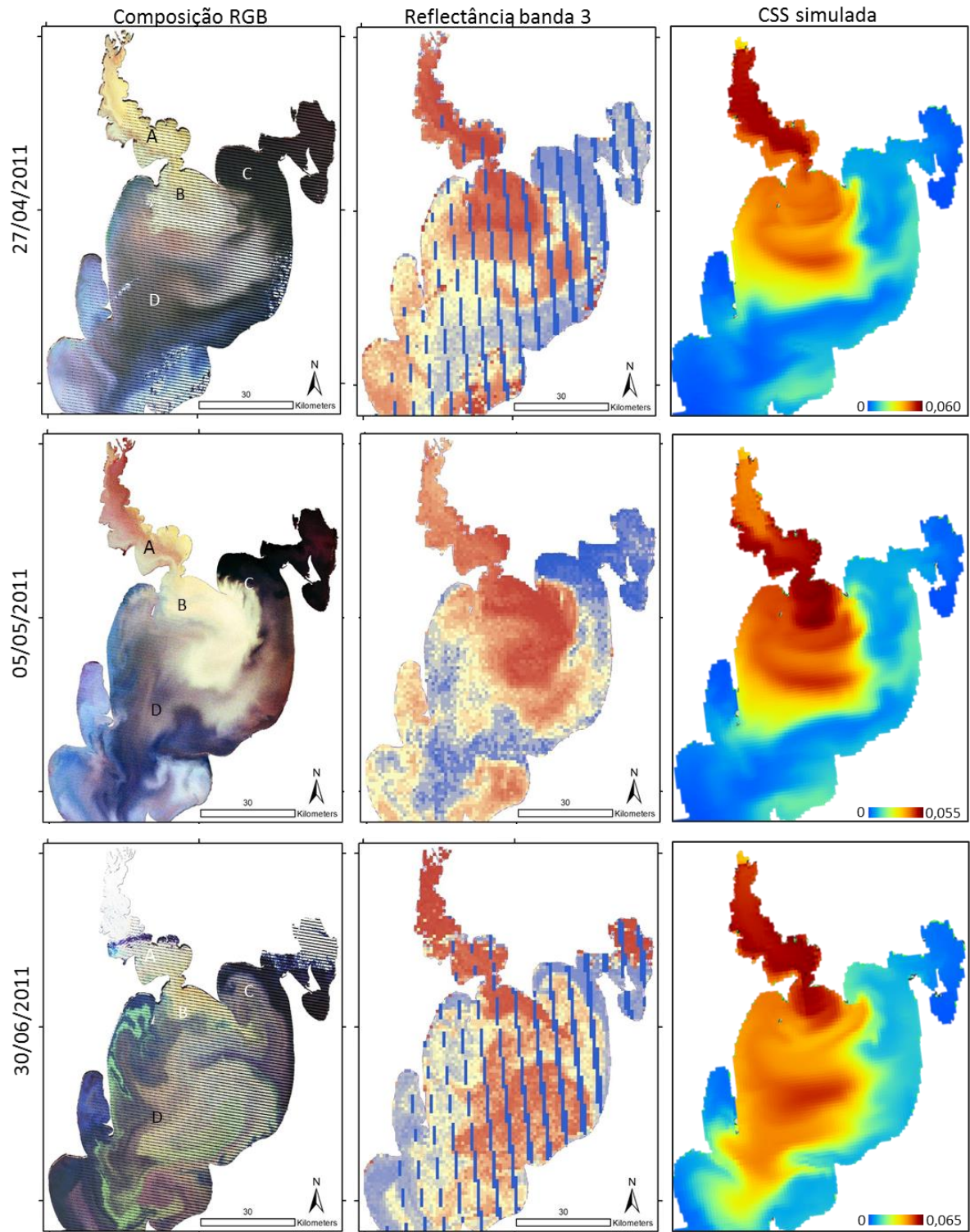
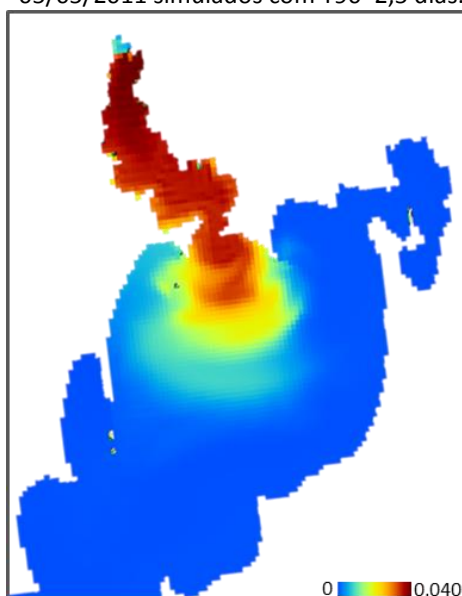


Figura 5.41. Concentração de sedimentos em suspensão na metade norte da Laguna dos Patos em 05/05/2011 simulados com T90=2,5 dias.



A variação da CSS obtida na simulação para os dias 02/09/2011 e 28/10/2011 foram compatíveis com os padrões de dispersão da pluma observados na imagem de satélite. Observa-se uma variação da concentração entre o canal e as demais regiões do Guaíba (ponto A) e uma pequena pluma circular na entrada da Laguna dos Patos (ponto B) em ambas as imagens. As maiores concentrações são observadas no corpo lagunar direcionadas ao sul, contornando os bancos de areia.

Na simulação de setembro, a pluma é circundada por uma área de concentração reduzida dirigida a sudoeste, semelhante à verificada na imagem de satélite. Também pode ser observada a compatibilidade com faixas de baixas CSS na Lagoa do Casamento e uma faixa com aumento da CSS da região nordeste (ponto C) contornando o Banco das Desertas.

Em outubro também é verificada uma região com CSS mais baixa logo após o aporte das águas do Guaíba. Entretanto, este efeito é resultante da mistura com as águas da Lagoa do Casamento, conforme observado na simulação apresentada na Figura 5.43.

Figura 5.42. Comparação dos padrões de dispersão da pluma do Guaíba na metade norte da Laguna dos Patos obtidos por sensoriamento remoto e simulação para a data 02/09/2011 e 28/10/2011.

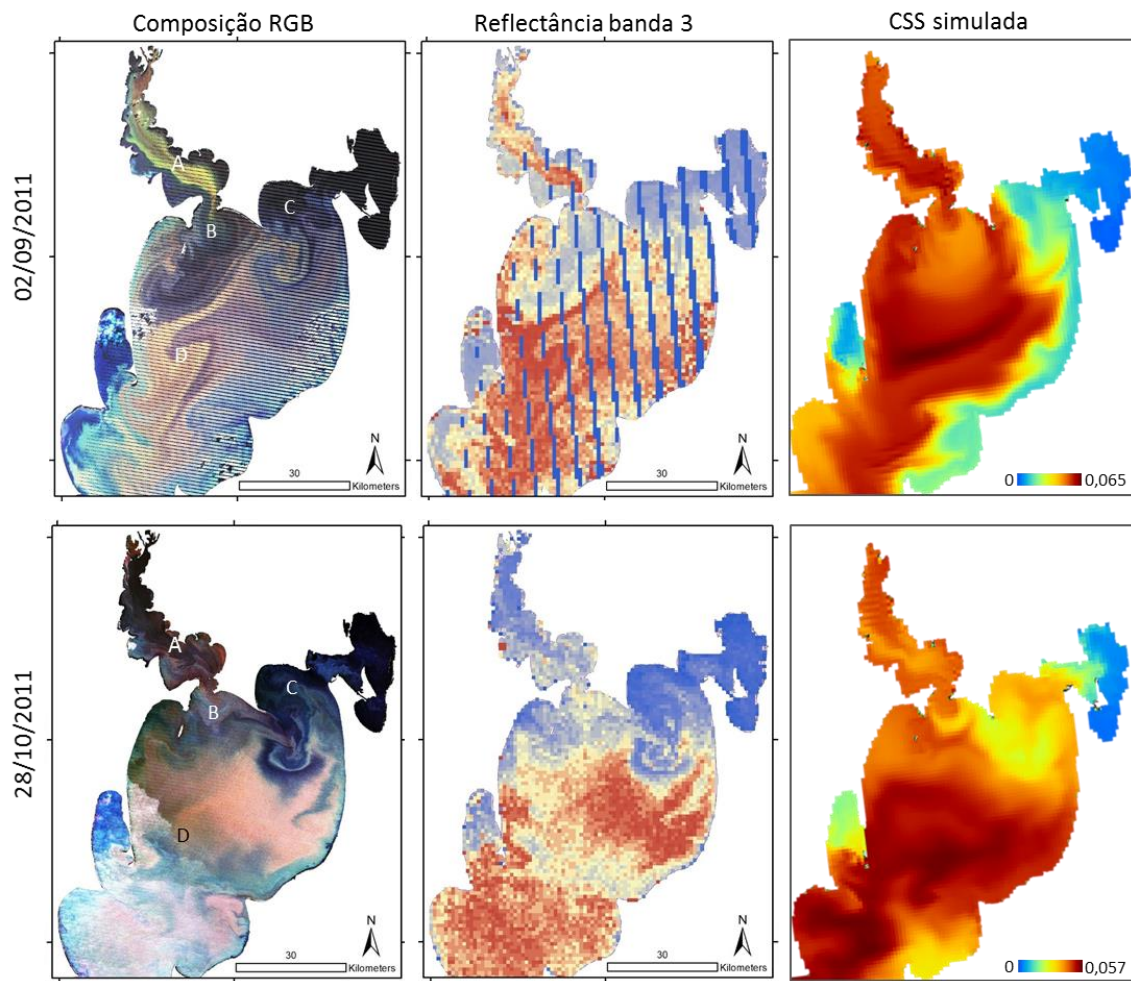
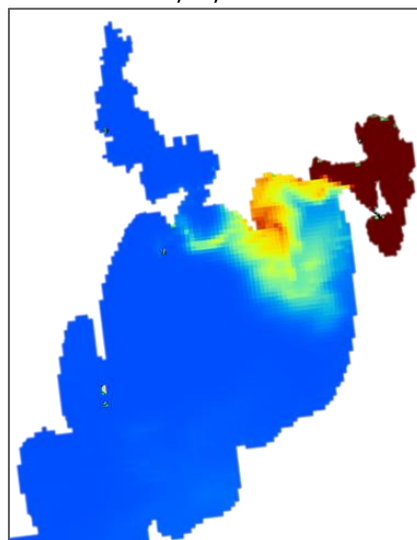


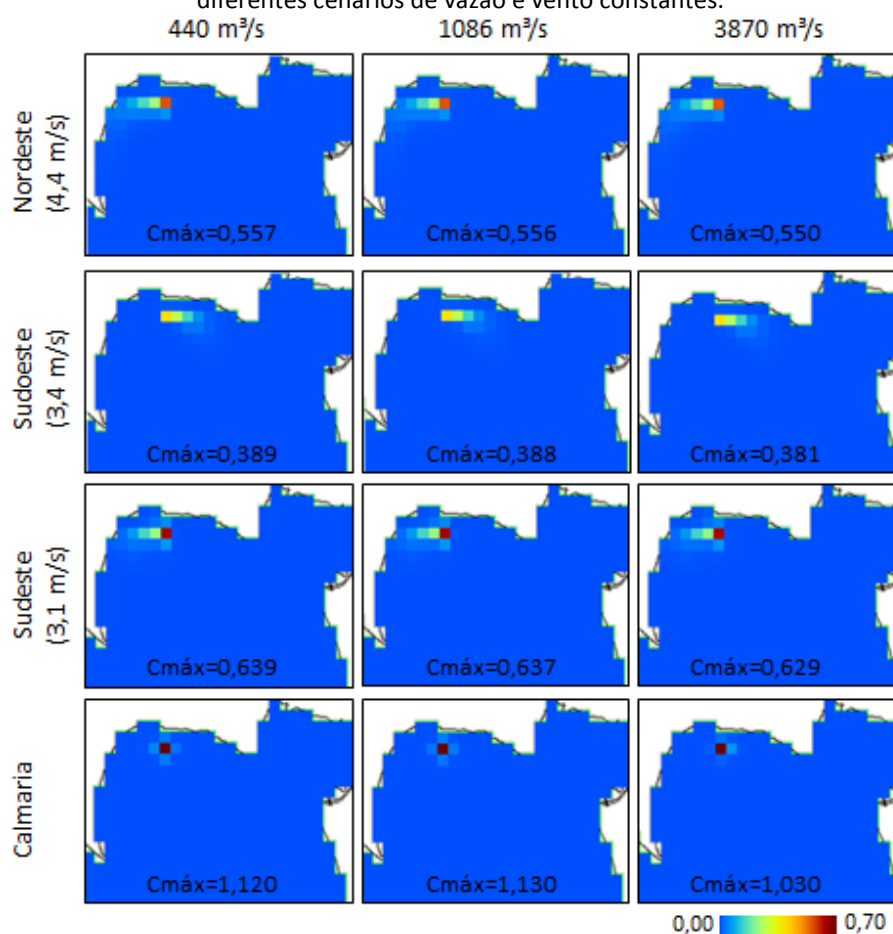
Figura 5.43. Mistura das águas da Lagoa do Casamento na metade norte da Laguna dos Patos em 28/10/2011.



#### 5.4. Análise da dispersão de um lançamento na região nordeste para diferentes cenários hidrodinâmicos

Os ventos atuantes foram determinantes para a dispersão do poluente não conservativo (Figura 5.44) e conservativo (Figura 5.45). Os cenários de vento sudoeste provoca um aumento do nível na região nordeste da laguna, resultando em concentrações menores que nos cenários de vento nordeste, que produz uma redução do nível nessa região.

Figura 5.44. Resultados da modelagem de transporte de massa de um poluente não conservativo (Características de lançamento:  $Q=0.144537 \text{ m}^3/\text{s}$ ; Concentração=1000 (mg/L); e  $T90=24 \text{ h}$ ), com indicação da concentração máxima atingida no local de lançamento, após 5 dias de simulação para diferentes cenários de vazão e vento constantes.

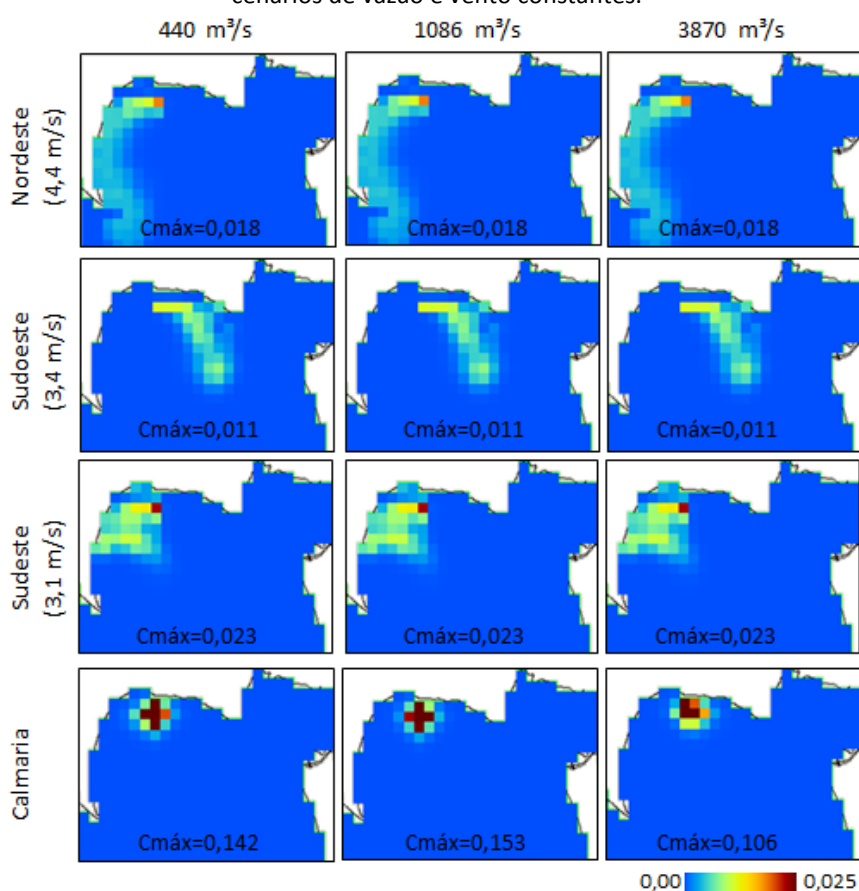


Assim como, para os cenários analisados e 5 dias de simulação, a vazão afluyente à laguna não teve impactos significativos na circulação de água da região próxima ao lançamento, o efeito da vazão afluyente na dispersão dos efluentes também foi pequeno. Isso era esperado, visto que a laguna responde mais rapidamente ao vento que a vazão afluyente e as simulações foram de apenas 5 dias. Devido ao tamanho da laguna, esse período é curto para permitir um aumento (redução) do nível da laguna que resultasse em menor (maior) concentração dos poluentes devido ao aumento (redução) do volume de água para diluição por unidade de área. O efeito da vazão torna-se mais perceptível apenas no cenário em que não há efeito do vento (vento nulo, situação de calmaria), especialmente para o cenário de

vazão máxima (que provoca um aumento da velocidade da água na região do lançamento) e poluente conservativo, visto que acumula os efeitos dos 5 dias de simulação.

Em simulações alterando-se o nível inicial da laguna para o cenário de vento nulo e alta vazão, o nível inicial da laguna também teve pouca influência na concentração máxima no local de lançamento no quinto dia de simulação, o que pode ser devido à rápida alteração do nível médio lagunar. Para o poluente com  $T90=24h$ , a concentração foi de 1,032 para um nível inicial da laguna de 0,40 m e de 1,015 para um nível inicial de 0,80 m. Para o poluente simulado com  $T90=0h$ , a concentração foi de 0,098 para um nível inicial da laguna de 0,40 m e de 0,117 para um nível inicial de 0,80 m.

Figura 5.45. Resultados da modelagem de transporte de massa de um poluente conservativo (Características de lançamento:  $Q=0.144537 \text{ m}^3/s$ ; Concentração=20 (mg/L); e  $T90=0 \text{ h}$ ), com indicação da concentração máxima atingida no local de lançamento, após 5 dias de simulação para diferentes cenários de vazão e vento constantes.



Os poluentes são transportados conforme a distribuição das velocidades da água na região em resposta ao vento, conforme apresentado no Apêndice D. Em resposta a circulação de água, a região entre a Ponta das Desertas e a extremidade do Banco dos Abreus é a mais afetada pelo lançamento. Para as simulações com poluente não conservativo as áreas atingidas estão dentro de um raio de 5 km do local de lançamento, enquanto o poluente conservativo poderia atingir locais a mais de 20 km de distância em 5 dias. As maiores concentrações foram observadas na célula de lançamento para os cenários de calmaria, visto

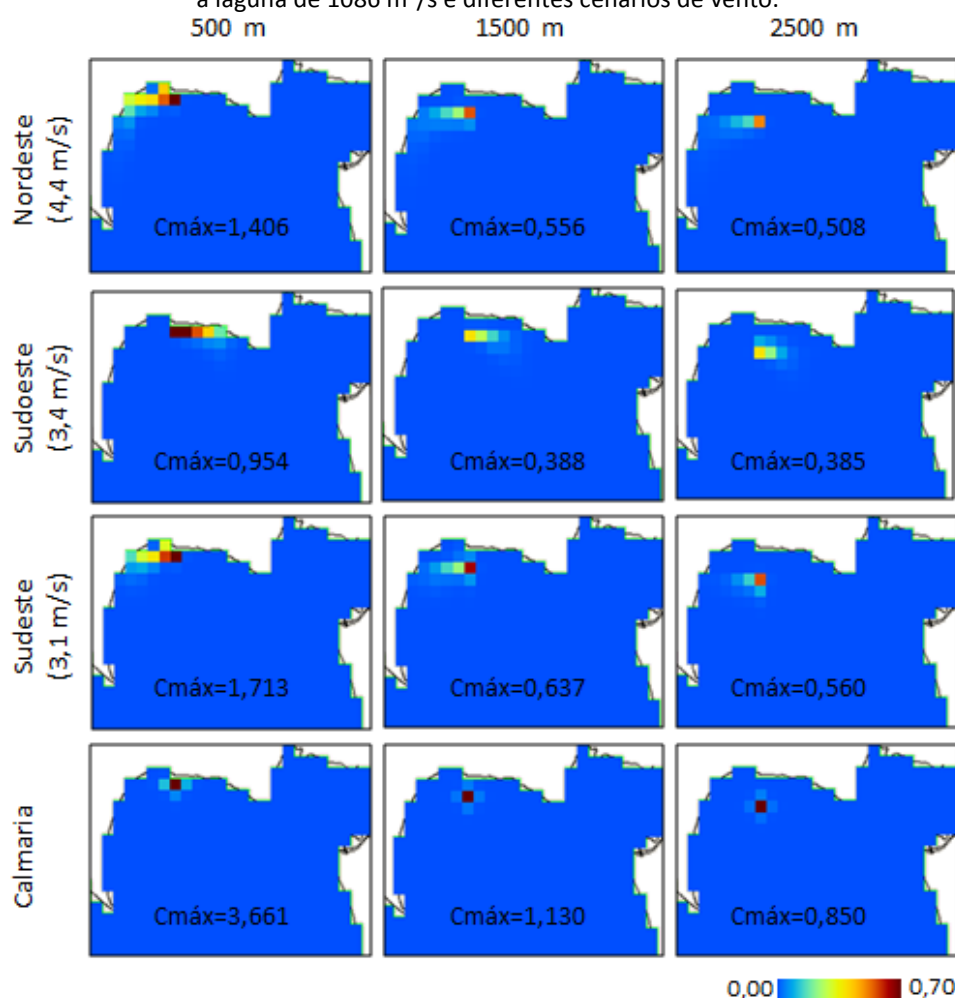


que a velocidade da água próxima à zero faz com que o transporte de massa seja devido quase exclusivamente ao processo de difusão.

As variações do vento, a exemplo de cenários de relaxação ou mudança de direção, podem resultar em maiores concentrações máximas ou maior dispersão dos poluentes.

Visto que não houve diferença significativa entre os cenários de vazão afluyente a laguna, a análise do efeito do local de lançamento na configuração da pluma de dispersão foi realizada apenas para os cenários de vazão mediana ( $1086 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Ao se afastar da costa, a profundidade aumenta, o que permite uma maior diluição do poluente, mas as velocidades diminuem, resultando em menor transporte de poluentes por advecção. Os resultados são apresentados nas Figura 5.46 e Figura 5.47.

Figura 5.46. Resultados da modelagem de transporte de massa de um contaminante não conservativo (Características de lançamento:  $Q=0.144537 \text{ m}^3/\text{s}$ ; Concentração=1000 (mg/L); e  $T_{90}=24 \text{ h}$ ) para três diferentes locais de lançamento (distância de lançamento de 0,5, 1,5 e 2,5km da costa), com indicação da concentração máxima atingida no local de lançamento, após 5 dias de simulação com vazão afluyente a laguna de  $1086 \text{ m}^3/\text{s}$  e diferentes cenários de vento.



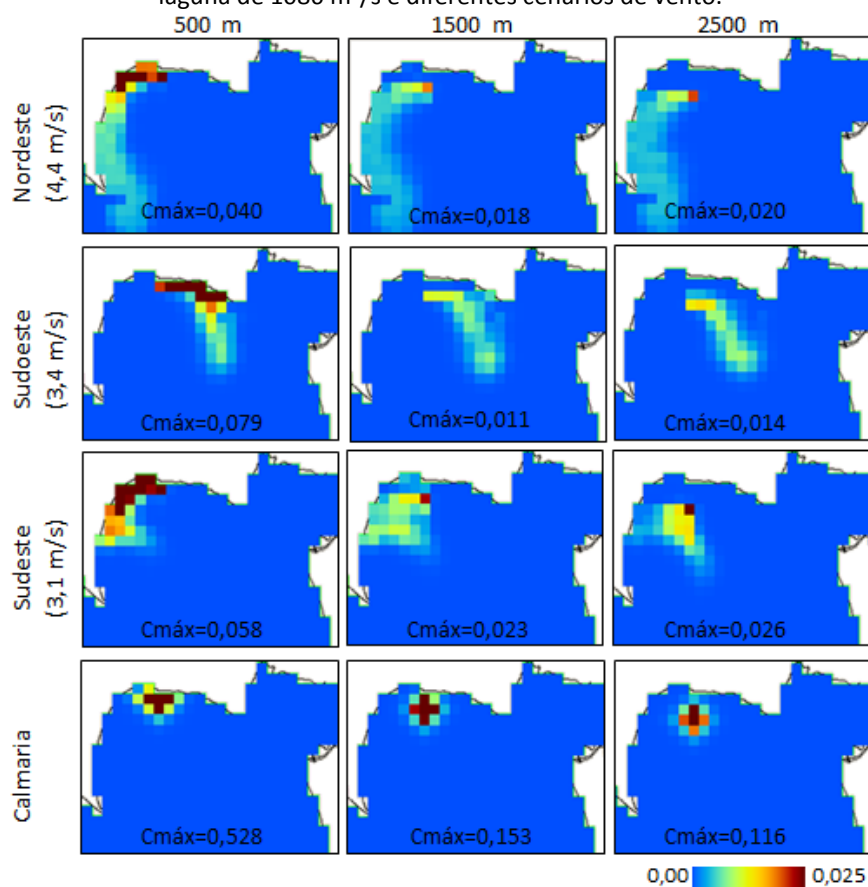
As concentrações máximas, obtidas sempre no local de lançamento, para as simulações com lançamento mais próximo à costa foram sempre maiores que o dobro das obtidas nas simulações com lançamento a 1,5km da costa, devido principalmente a menor

profundidade na região da praia. A área de praia, com uso balneário durante o verão, seria a mais afetada. Ressalta-se que esta margem também recebe os efluentes da drenagem de áreas de rizicultura.

As concentrações máximas para os cenários com lançamento de contaminante não conservativo a 2,5 km da costa foram inferiores as obtidas com lançamento a 1,5 km, devido a maior profundidade no local de lançamento. A maior diferença observada foi de 25% para o cenário de vento nulo. Entretanto, ao se considerar um contaminante conservativo, as concentrações foram maiores que com lançamento a 1,5 km devido a menor velocidade no local de lançamento, exceto para o cenário de calmaria. Para o cenário de vento sudoeste, a concentração foi 27% maior.

A maior diferença na dispersão da pluma entre locais de lançamento ocorreu nos cenários de vento sudeste para um contaminante conservativo. Isso ocorre pelo fato de que, para este cenário, conforme se distancia da margem da laguna, a direção da velocidade da água se modifica de paralela a margem a direcionada a região mais profunda.

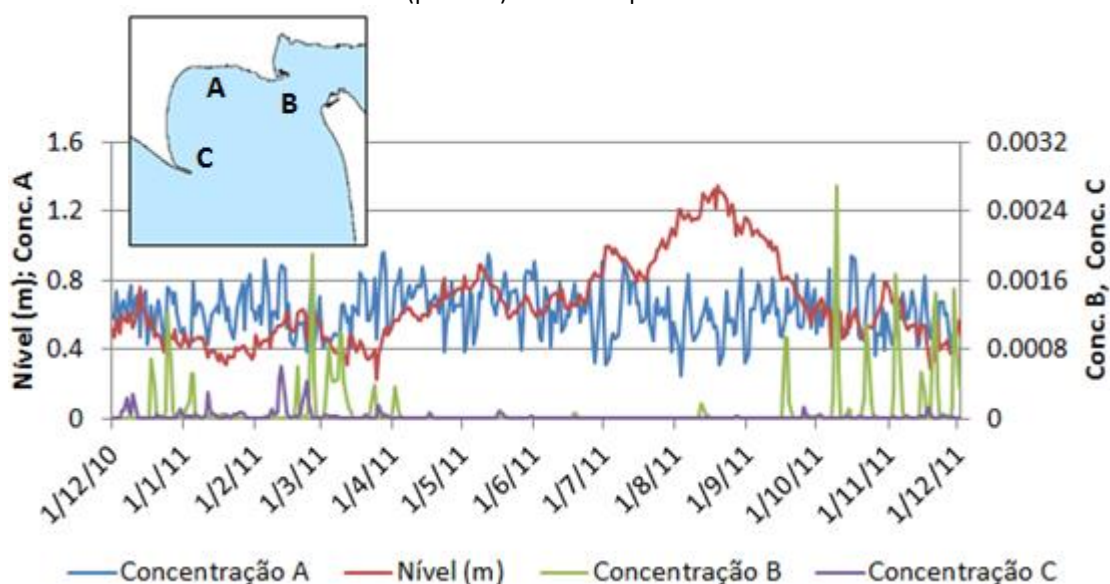
Figura 5.47. Resultados da modelagem de transporte de massa de um contaminante conservativo (Características de lançamento:  $Q=0.144537 \text{ m}^3/\text{s}$ ; Concentração=20 (mg/L); e  $T_{90}=0 \text{ h}$ ) para três diferentes locais de lançamento (distância de lançamento de 0,5, 1 e 1,5km da costa), com indicação da concentração máxima atingida no local de lançamento, após 5 dias de simulação com vazão afluyente a laguna de  $1086 \text{ m}^3/\text{s}$  e diferentes cenários de vento.



Visto que os cenários analisados possuem vazão afluyente e vento constantes, foi também analisada a variação da concentração para poluente com  $T_{90}=24\text{h}$  ao longo de todo o

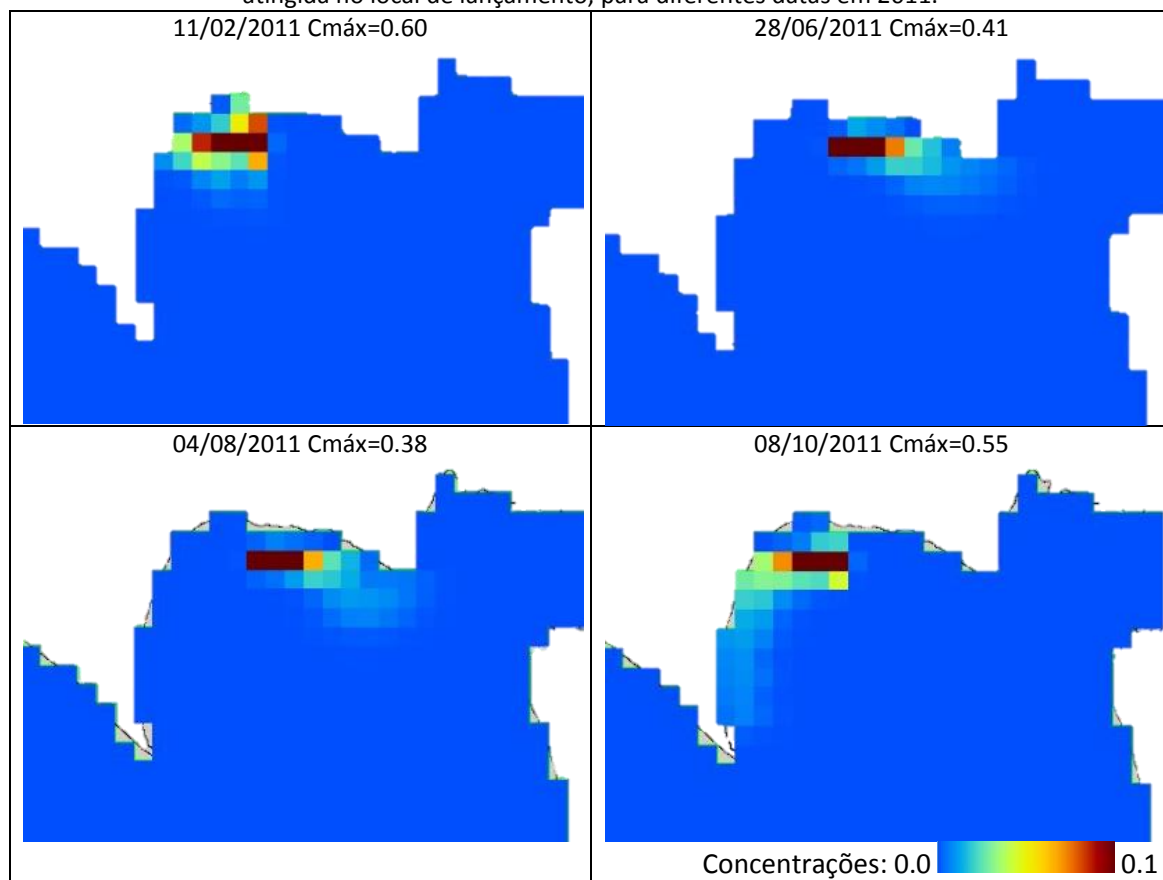
ano de 2011. Na Figura 5.48 pode-se observar a variação do nível no local de lançamento e das concentrações no local do lançamento (A), próximo à entrada da Lagoa do Casamento (B) e próximo a Ponta das Desertas (C). O nível médio diário variou de 1,33m em 17 de agosto de 2011 a 0,22 em 11 de dezembro de 2011, em resposta a grande variação de vazão observada entre os meses. No local de lançamento a concentração varia rapidamente em resposta as variações do vento. A concentração média diária variou de 0,25 a 0,96 mg/L. Os valores mais baixos foram observados em julho e agosto, período de nível e vazão elevados. Nos pontos B e C, os valores máximos foram de 0,004 e 0,003 mg/L observados em outubro e fevereiro, respectivamente. Entre abril e agosto, meses de maior vazão afluente ao Guaíba, os valores foram sempre muito próximos à zero.

Figura 5.48. Variação de nível e concentração de um poluente não conservativo (Características de lançamento:  $Q=0.144537 \text{ m}^3/\text{s}$ ; Concentração=1000 (mg/L); e  $T90=24 \text{ h}$ ) no local de lançamento analisado (ponto A), próximo à entrada da Lagoa do Casamento (ponto B) e ao Banco das Desertas (ponto C) simulados para 2011.



A Figura 5.49 ilustra diferentes configurações da pluma de efluentes resultante da hidrodinâmica local. Em 11/02/11 o efluente se dispersa a oeste e no entorno do local de lançamento, atingindo a margem da laguna, sob efeito de vento sudeste. O campo de velocidades nesta data direciona o efluente para a margem leste e depois diretamente para a região mais profunda. No dia 04/08/11, a pluma segue o contorno da laguna no sentido horário, atingindo a entrada da Lagoa do Casamento, sob ação de vento noroeste e em um período de vazão elevada. Em 08/10/11, período após redução do nível lagunar, a pluma é direcionada a oeste até a margem lagunar, a qual contorna em sentido anti-horário até a Ponta das Desertas, sob ação do vento nordeste.

Figura 5.49. Pluma de dispersão de um poluente não conservativo (Características de lançamento:  $Q=0.144537 \text{ m}^3/\text{s}$ ; Concentração=1000 (mg/L); e  $T90=24 \text{ h}$ ), com indicação da concentração máxima atingida no local de lançamento, para diferentes datas em 2011.



## 6. DISCUSSÕES

### 6.1. Modelagem hidrodinâmica e de transporte de massa da Laguna dos Patos

O modelo hidrodinâmico IPH-A apresentou resultados entre ótimo e satisfatório quanto à simulação do comportamento da Laguna dos Patos, exceto para o posto mais próximo da região estuarina, especialmente no que diz respeito a valores extremos. Nesta região os resultados devem ser utilizados com cautela, visto que não são considerados o efeito da maré, vento remoto, salinidade e contribuição do Canal de São Gonçalo que podem influenciar os resultados no estuário. Ressalta-se que os limites dos parâmetros de avaliação do modelo foram mais rigorosos do que os observados em outros trabalhos de modelagem hidrodinâmica da laguna. Importante destacar também que o período utilizado para calibração e validação dos modelos (2011 e 2012) teve grande variação de vazão, incluindo a menor e a terceira maior vazão média diária afluente ao Guaíba entre 1985 e 2012 (calculada conforme metodologia apresentada para definição dos cenários de vazão). A vazão média em 2011 (1634 m<sup>3</sup>/s) também foi semelhante à média histórica (1682 m<sup>3</sup>/s), enquanto em 2012, ano sob forte influência do fenômeno La Niña, foi bem inferior (881 m<sup>3</sup>/s).

Combinado a fácil utilização do modelo e disponibilidade dos dados necessários, o modelo apresenta-se como uma boa ferramenta a ser utilizada na gestão deste corpo hídrico em problemas em que a variação vertical possa ser desprezada. O uso do atrito no fundo variando com a profundidade do corpo hídrico e a consideração da variação do vento sobre o corpo lagunar devem ser testados em trabalhos futuros que busquem melhorar a reprodução do sistema pelo modelo.

Na utilização do modelo foi verificada a necessidade de melhoria do monitoramento da Laguna dos Patos, especialmente nos seguintes aspectos: monitoramento de nível na região nordeste e na margem esquerda da laguna, monitoramento contínuo de qualidade da água no corpo lagunar e monitoramento de velocidade e direção do vento sobre o corpo lagunar. Um sistema de informação que organize e disponibilize as informações existentes para estudos, especialmente de dados de qualidade, também é importante.

A análise dos cenários permitiu compreender a resposta da laguna a diferentes cenários de vento e vazão. Trabalhos anteriores que analisaram a variação da hidrodinâmica da laguna para diferentes vazões consideravam apenas um cenário de vento. Isso permitiu analisar que a vazão mediana não foi suficiente para a manutenção do nível médio da laguna, exceto para o cenário com vento sudoeste.

Os valores de vento foram selecionados com base em uma probabilidade de excedência de 5%, a partir de uma análise dos dados de vento da estação de Rio Grande. Mesmo considerando a baixa probabilidade de excedência, os valores de velocidade de vento simulados foram menores que os utilizados em simulações anteriores da laguna: Fernandes (2001) simulou ventos nordeste e sudoeste de 7 m/s; Moller et al. (2001) de 5 m/s e Castelão e Moller (2003) 4 m/s. Entretanto, no presente estudo não foi utilizado fator de aumento da tensão de cisalhamento do vento na superfície da laguna.

Os padrões de circulação e desnível observado na laguna para os cenários de vento sudoeste e nordeste são semelhantes, porém com sentidos opostos. No corpo lagunar, as velocidades são mais intensas próximas ao Guaíba e ao estuário e sobre os bancos de areia. Nas regiões mais rasas a corrente é na direção do vento e nas áreas mais profundas, em oposição ao vento. Um aumento do nível é observado no sentido do vento e uma redução na região oposta. Esses resultados são semelhantes aos obtidos em estudos anteriores. A maior velocidade do vento utilizada nos cenários com vento nordeste geraram maiores velocidades do fluxo nestes cenários do que nos cenários de vento sudeste. Na região nordeste, uma célula de circulação entre o Banco das Desertas e o Banco dos Abreus é observada no sentido horário (anti-horário) para os cenários com vento sudoeste (nordeste).

Este trabalho é o primeiro a analisar a resposta da laguna a um cenário de vento sudeste. O vento sudeste provoca o aumento do nível na margem oeste e redução na margem leste, e a formação de grandes células de circulação no corpo lagunar. É observada uma maior renovação de água na região ao norte do Banco das Desertas e menor troca de água com a Lagoa do Casamento do que nos cenários anteriores. Os efeitos do vento remoto e da maré necessitam ser considerados em trabalhos futuros que objetivem melhorar a análise da troca de água da laguna com o oceano, principalmente para cenários de vento sudeste, visto que pode inverter o escoamento.

Nos cenários de vazão nula as velocidades na região nordeste da laguna são bastante baixas, aumentando o tempo de residência da água no local.

Para os cenários analisados não houve diferenças significativas de circulação na laguna entre os mesmos cenários de vento com vazões variando de 440 a 3086 m<sup>3</sup>/s após 5 dias de simulação. O aumento da vazão provoca um aumento da velocidade nas proximidades do Guaíba e do estuário. Para o restante do corpo lagunar, o aumento da vazão promove a redução da velocidade do escoamento nas regiões mais profundas para os cenários com vento nordeste e o aumento da velocidade nessas áreas para os demais cenários de vento.

A circulação de água na região nordeste da laguna foi semelhante entre cenários de vazão, considerando o mesmo cenário de vento. Estes resultados estão de acordo com o apresentado por Moller et al. (2001) que indicava que em escalas sazonais a influência da vazão do rio é dada pelo estabelecimento de um nível médio de água, e a variação desse nível é determinada em um curto período pelo regime de ventos. Embora a alteração de nível signifique alteração no volume de água para diluição, essa alteração não foi significativa num período curto de apenas 5 dias, exceto para o Lago Guaíba, devido à grande área da laguna. Em escalas interanuais, entretanto, a vazão afluyente explica 80% da variabilidade do nível na porção lagunar da Laguna dos Patos, sendo o principal agente atuante nesta escala (BARROS; MARQUES, 2012).

## 6.2. Gestão do lançamento de efluentes e da qualidade da Laguna dos Patos

Considerando os resultados das simulações de dispersão de efluentes para os principais ventos atuantes na laguna, o monitoramento para avaliação dos impactos do lançamento analisado deve se concentrar próximo ao local de lançamento e entre a Ponta das Desertas e o Banco do Abreu. Especial atenção deve ser dada para as áreas balneárias e aos potenciais efeitos cumulativos com os efluentes das áreas de plantios de arroz. Visto que esses usos, assim como a produção de cerveja, concentram-se nos meses de verão, potenciais conflitos pelo uso da água podem ocorrer nesta época. No verão o nível da laguna é menor e predominam os ventos de leste e nordeste, conforme apresentado no Apêndice C, reduzindo o nível da água na região nordeste. A região com menores profundidades entre o lançamento e a Ponta das Desertas é a que apresenta maiores chances de contaminação neste cenário, conforme apresentado nas simulações de dispersão de poluentes conservativos e não conservativos. Ressalta-se que a drenagem de áreas agrícolas são fontes difusas, não contempladas na legislação de lançamento de efluentes, mas que devem ser consideradas para garantir o cumprimento dos padrões de qualidade do corpo hídrico receptor.

A análise de alteração do local de lançamento mostrou que um lançamento um quilômetro mais próximo da costa provocaria um aumento significativo (de 2 a 7 vezes) da concentração de poluentes próximo às praias em todos os cenários de vento avaliados. No entanto, afastar o lançamento em um quilômetro causou reduções na concentração apenas nas simulações com poluente não conservativo e/ou vento nulo. Isto se deve à combinação dos efeitos na difusão e advecção da maior profundidade e da menor velocidade da água no local de lançamento ao se afastar da costa.

Nos cenários de dispersão de poluente avaliados no presente trabalho não foi observada entrada dos poluentes do lançamento analisado na Lagoa do Casamento. Entretanto, a Lagoa do Casamento recebe contribuição da água da Laguna dos Patos, e, sob condições diferentes dos cenários de vento e vazão fixo analisados, a hidrodinâmica local pode direcionar a água do local de lançamento estudado para a Lagoa do Casamento, conforme observado na Figura 5.13. Portanto, há risco de ocorrer contaminação. Visto que a Lagoa do Casamento é uma área prioritária para ações de conservação de biodiversidade costeira (BRASIL, 2002) e possui alto tempo de retenção, recomenda-se o monitoramento também na conexão dessa lagoa com a Laguna dos Patos, principalmente para poluentes conservativos ou persistentes. Para melhor representação da circulação da água na Lagoa do Casamento, o canal que secciona a Ilha Grande precisa ser adequadamente representado, visto que auxilia a renovação de água no Saco do Cocuruto (VILLWOCK, 1977).

A gestão de áreas costeiras é prejudicada por diversas deficiências, particularmente aquelas relacionadas à coordenação subótima entre diferentes setores envolvidos em sua gestão e à falta de fácil acesso a conhecimentos e dados básicos. A análise de impactos de cenários modelados, definidos em conjunto com partes interessadas, é uma ferramenta útil para aproximar a ciência da política e demonstrar as relações de causa e efeito. Um bom conhecimento dos processos hidrodinâmicos é essencial para responder importantes questões

relativas aos usos benéficos, redução dos impactos negativos e potenciais mudanças na laguna (FERNANDES, 2001).

Para melhorar a coordenação entre águas superficiais e lagunares, é necessário ter uma visão integral da terra ao mar, incluindo as bacias de drenagem na análise dos sistemas lagunares, de forma a manter a bacia hidrográfica como unidade de gestão. A falta de integração entre políticas que afetam a qualidade da água foi discutida no item 2.1.2.

A falta de gestão integrada, ocorre inclusive dentro do próprio âmbito da gestão de recursos hídricos. Como exemplo pode-se citar o caso do Comitê do Lago Guaíba, responsável pelo gerenciamento do lago, mas cuja gestão dos principais afluentes vem de rios sob responsabilidade de outros comitês de bacia. Todos estes juntos formam a Região Hidrográfica do Lago Guaíba. Ressalta-se que de acordo com a Política Estadual de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul (Lei Estadual nº 10.350, de 30 de dezembro de 1994), as agências (ainda não criadas) serão responsáveis por região hidrográfica.

No caso da Laguna dos Patos, seu principal afluente é o Lago Guaíba, conforme já mencionado, mas recebe água de rios pertencentes aos Comitês de Bacia Hidrográfica do Rio Camaquã, do Litoral Médio e do Mirim-São Gonçalo, pertencentes a Região Hidrográfica do Litoral, dificultando sua gestão integrada. Neste sentido, destaca-se a iniciativa do Comitê do Camaquã que inclui no Plano de Bacia a análise das plumas dos principais rios na Laguna dos Patos. Visto que os as bacias hidrográficas, unidades de gestão da PNRH são definidas usualmente como as áreas de drenagem que contribuem até o exutório de um rio, grandes corpos d'água, receptores de água de diversos rios, podem ficar de fora do sistema de gestão.

A fim de integrar a gestão das águas da laguna foi criado o Comitê Gestor da Laguna dos Patos (CGLP) com atuação sobre a calha do corpo lagunar pela Resolução nº 05/2002 do CRH. O comitê foi instalado em maio de 2006 (Resolução CRH nº 21 de 2006). Entretanto, em dezembro de 2008 o "Relatório anual sobre a situação dos recursos hídricos no estado do Rio Grande Do Sul - 2007/2008" indicava que "A criação do CGLP, no entanto, ainda não foi ultimada" e continua atualmente dessa forma, sem reuniões ou ações. A efetividade do CGLP, a retomada de estudos do Programa Pró-Mar de Dentro e a integração também com o gerenciamento da zona costeira são importantes ações para a melhoria da gestão deste corpo hídrico.

Modelos de bacia e rios podem ser utilizados para fornecer as entradas dos principais afluentes à laguna em termos de vazão e qualidade. Nesses casos, atenção especial deve ser dada a disponibilidade de dados e a compatibilidade entre modelos, em relação às resoluções adotadas e para que as fronteiras sejam contínuas.

Embora não tenha sido testado neste trabalho, acredita-se que o modelo possa ser utilizado para previsão da dispersão dos efluentes. As previsões de qualidade da água em tempo real são muito importantes para controlar a qualidade da água para todos os tipos de problemas ambientais. Elas permitem às indústrias acompanhar seu lançamento de efluente de forma contínua ou em situações de maior risco e tomar ações preventivas. Exemplo de aplicação de um sistema de modelagem integrado da bacia e da região costeira para previsão



da qualidade da água em tempo real pode ser visto em Bedri et al. (2014). O uso de previsão de chuva aperfeiçoado com dados observados melhorou a predição da qualidade da água.

Entretanto, como já discutido, não foram observadas no presente trabalho diferenças significativas de dispersão de poluentes no local de lançamento pontual estudado entre os mesmos cenários de vento com vazões diferentes, mesmo considerando vazões tão diferentes quanto 10% e 90% de tempo de permanência. A variação do nível dentro da laguna, especialmente nas regiões mais distantes da linha nodal de oscilação situada próxima a Arambaré, e a circulação de água são determinadas em um curto período pelo regime de ventos (MOLLER et al., 2001). Ainda sobre o efeito das vazões na qualidade, Seiler et al. (2015), ao analisar efeito de condições típicas de El Niño (maior vazão) e La Niña na qualidade de água da Laguna dos Patos, observaram que as condições hidrológicas diferentes afetaram a magnitude da concentração das principais variáveis de qualidade da água, mas não afetaram significativamente sua variabilidade espacial e temporal.

Portanto, na análise de previsões de curto período, o uso de modelos chuva-vazão provavelmente não representaria melhorias significativas para a previsão de dispersão da pluma do efluente analisado e representação da circulação de água na laguna, exceto pela região do Lago Guaíba e sua ligação com a laguna. A condição inicial de nível na laguna e vazão atual, o nível no exutório e previsão de vento são os fatores predominantes para a determinação das variações de nível e circulação em períodos inferiores a 5 dias. Isso não diminui a importância da integração de modelos de bacias, rios e da laguna, visto que esta integração permitiria avaliar efeitos de alterações de uso de solo e mudanças do clima na bacia, por exemplo.

Devido à facilidade de uso do modelo e visualização dos resultados, o mesmo poderia ser utilizado como parte de um Sistema de Suporte à Decisão para a gestão da Laguna dos Patos em problemas em que a compreensão das características da laguna seja determinante. Em especial, o uso de modelos em previsões auxilia a verificação do atendimento aos padrões ambientais, mais difíceis de monitorar, considerando diretamente as respostas do corpo hídrico às emissões existentes. Os resultados de cenários modelados podem ser discutidos com as partes interessadas, dando origem a recomendações de gestão para a laguna. Ressalta-se que devem ser respeitadas as restrições do modelo (em especial, o modelo não considera variação vertical das propriedades e, portanto, estratificação, não simula as condições de mistura no campo próximo, não considera processos de sedimentação/ressuspensão e apenas simula poluentes conservativos ou com decaimento de primeiro grau).

Destaca-se que os citados fatores determinantes da circulação (vento e vazão afluente) são variáveis não controláveis. Para atendimento dos padrões de qualidade desejados, o que pode ser controlado são as condições de lançamento do efluente, a exemplo da estrutura e local de lançamento, concentração e volume. No estudo de caso, por exemplo, foi demonstrada como a escolha do local de lançamento pode afetar a dispersão de poluentes.

Entretanto, uma vez que o local de lançamento foi escolhido e a estrutura construída, apenas o volume e a concentração de lançamento permanecem controláveis. Isso destaca a importância da consideração dos efeitos sinérgicos entre as variáveis em estudos prévios à

definição do local e na gestão ambiental das empresas. As organizações também precisam considerar meios de reduzir os riscos de não atendimento aos padrões ambientais devido à modificação das variáveis controláveis, a exemplo da gestão de transbordamento, e das não controláveis.

### 6.3. Condições de atendimento aos padrões ambientais: vazão de referência, volume disponível e zona de mistura

As condições de dispersão de poluentes em lagunas costeiras sofrem influência do vento e da maré de forma semelhante ou maior do que da vazão afluente. Portanto, a utilização de uma vazão de referência, mesmo que sazonal, como condição do corpo hídrico na qual não é possível exceder os padrões de qualidade da água, não se aplica a estes corpos d'água. Ressalta-se que também não seria aplicável o conceito de vazão de diluição como critério para outorga qualitativa.

A utilização de um volume disponível, citado uma única vez na Resolução CONAMA nº 430 de 2011, também não seria recomendada visto que a dispersão dos poluentes varia rapidamente para um mesmo nível de água em função do vento, como observado nos cenários simulados. Adicionalmente, a resolução sequer define o que seria o "volume disponível" e não especifica o método de determinação ou circunstâncias de aplicação do mesmo.

Como definido no Art. 38 da resolução CONAMA nº 357 de 2005, nas baías de águas salinas ou salobras, ou outros corpos hídricos onde não seja aplicável a vazão de referência, "deverão ser elaborados estudos específicos sobre a dispersão e assimilação de poluentes no meio hídrico" para análise do atendimento às metas progressivas obrigatórias, intermediárias e final de qualidade do corpo hídrico. É especificado apenas que deverá ser estimada com base em modelos teóricos aceitos pelo órgão ambiental competente, sendo específica para cada parâmetro, e que não deve comprometer os usos da água. Já a CONAMA nº 430 de 2011 difere os corpos hídricos entre aqueles confinados por calhas (rio, córregos, etc), no qual a determinação da concentração de efluentes no corpo receptor (CECR) considera a vazão de referência; das áreas marinhas, estuarinas e lagos, nos quais a CECR é estabelecida com base em estudo da dispersão física do efluente no corpo hídrico receptor, sendo limitada pela zona de mistura definida pelo órgão ambiental.

Na zona de mistura "são **admitidas** concentrações de substâncias em desacordo com os padrões de qualidade estabelecidos para o corpo receptor, desde que não comprometam os usos previstos para o mesmo." (Art. 13, grifo nosso). Portanto, os parâmetros de qualidade se aplicam às zonas de mistura, sendo, porém, permitido que o limite do parâmetro analisado nos estudos seja excedido se não comprometer os usos pretendidos. Ou seja, se autoriza que um critério aplicável seja excedido dentro de uma área definida do corpo de água enquanto ainda protege o uso designado do corpo de água como um todo, se utilizando da capacidade de diluição dos corpos hídricos e reduzindo os custos de tratamento.

Devido à dependência das condições de dispersão de efluentes de diferentes variáveis não controláveis, é preciso bastante cuidado na determinação da extensão da mesma, visto que as variáveis podem ter efeitos sinérgicos e variar rapidamente. Os cenários analisados de dispersão de efluentes mostram que um grande número de configurações de pluma de efluente pode ser observado em resposta ao nível lagunar, as condições de vento e as características do parâmetro analisado. Isso evidencia a necessidade de definição de especificações, recomendações e os procedimentos a serem utilizados na definição da zona de mistura.

Como exemplo, citam-se as orientações da U. S. EPA (2006) e indicadas nos “Procedimentos para cálculo de limitações de efluentes baseados na qualidade da água para lançamentos de fontes pontuais em corpos d’água superficiais” do Departamento de Recursos Naturais (NR 106). Entre as recomendações da EPA estão a determinação do tamanho da zona de mistura pela análise de cada lançamento em cada corpo d’água, que se evite que as plumas atinjam as margens dos corpos hídricos e que se requeira o melhor projeto de engenharia praticável para maximizar a mistura inicial. Os limites para a área da zona de mistura indicados consideram a porcentagem máxima da seção transversal, da largura do rio ou da área do lago, dependendo do tipo de corpo d’água; uma vazão máxima de lançamento em rios, relacionada a uma vazão mínima do rio receptor; a área de mistura induzida pela descarga, onde a energia e o momento da velocidade de descarga excedem o do ambiente receptor; áreas protegidas para passagem da biota aquática; a consideração de efeitos sinérgicos com outras zonas de mistura; a proibição de zonas de mistura em áreas de desova e foz de tributários; características proibidas mesmo dentro da zona de mistura, a exemplo da presença de óleos e material flutuante; entre outros.

A definição de uma porcentagem de tempo de atendimento e a existência de um plano de ação para os casos de não atendimento são opções a fim de considerar a dispersão dos efluentes ao longo do tempo e não somente para uma condição limite, conforme apresentado por Garcia (2011), proporcionando maior flexibilidade.

A concentração permitida dentro da zona de mistura também precisa ser definida claramente de modo a não comprometer os usos pretendidos no corpo hídrico. Como exemplo, a legislação explicita que os estudos ambientais de emissários submarinos devem conter “as condições e padrões específicos na entrada do emissário.”

A liberação de concentração maiores na zona de mistura permite um maior uso da capacidade de autodepuração do corpo hídrico. Entretanto, é necessário cuidado para que não seja utilizada para permitir usos da água que se procurava coibir na definição da classe de enquadramento e que não comprometa os usos previstos. Do mesmo modo, as classes de enquadramento devem ser definidas de forma realista.

Visto que a resolução exige que não sejam comprometidos os usos previstos, os estudos para verificação das condições do corpo receptor para delimitação da zona de mistura devem considerar as condições atuais do corpo receptor resultante dos usos para diluição de efluentes já existentes no corpo hídrico, verificando possível efeito sinérgico. Isso incluiria a consideração também das fontes difusas. Entretanto, a consideração das demais fontes de

poluição existentes, incluindo a poluição difusa, é explicitamente exigida nos estudos ambientais requeridos apenas para alteração dos valores máximos admissíveis dos parâmetros relativos às formas químicas de nitrogênio e fósforo (Art. 10 da Resolução CONAMA n° 357 de 2005). Essa exigência deveria ser ampliada para a alteração dos valores máximos de qualquer parâmetro dentro da zona de mistura. Os estudos necessários para definição da zona de mistura também podem ser utilizados para definição dos locais para avaliação da qualidade do corpo receptor no automonitoramento exigido, considerando a exigência de potenciais conflitos pelo uso da água existentes.

A gestão ambiental e de recursos hídricos devem estar integradas. Primeiramente, a outorga é um dos documentos exigidos no processo de licenciamento ambiental, conforme preceitua a Resolução CONAMA n° 237 de 1997. Por outro lado, o órgão ambiental competente deverá, por meio de norma específica ou no licenciamento da atividade ou empreendimento, estabelecer a carga poluidora máxima para o lançamento de substâncias passíveis de estarem presentes ou serem formadas nos processos produtivos, de modo a não comprometer as metas progressivas obrigatórias, intermediárias e final, estabelecidas para enquadramento do corpo receptor (Art. 7° da Resolução CONAMA n° 430 de 2011). O órgão ambiental competente poderá exigir, nos processos de licenciamento ou de sua renovação, a apresentação de estudo de capacidade de suporte do corpo receptor que deve considerar, no mínimo, a diferença entre os padrões estabelecidos pela classe e as concentrações existentes no trecho desde a montante, estimando a concentração após a zona de mistura. As considerações sobre o estudo de dispersão física indicadas estão de acordo com o exigido no estudo de impacto ambiental (EIA). O EIA deve incluir a análise de alternativas do projeto, das propriedades cumulativas e sinérgicas dos impactos ambientais, a definição das medidas mitigadoras dos impactos negativos e a elaboração de programa de acompanhamento e monitoramento (Resolução CONAMA n° 001 de 1986).

## 7. CONCLUSÕES

A análise dos cenários permitiu compreender a resposta da laguna a diferentes combinações de vento e vazão atuantes, especialmente para a região nordeste. Trabalhos anteriores que analisaram a variação da hidrodinâmica da laguna para diferentes vazões consideravam um único cenário de vento. O presente estudo também inclui uma análise dos ventos em Rio Grande, geralmente utilizados nos modelos como constantes para toda a laguna. Também é o primeiro a analisar a resposta da laguna a um cenário de vento sudeste.

O modelo hidrodinâmico IPH-A apresentou resultados satisfatórios quanto à simulação do comportamento da Laguna dos Patos, exceto para o posto mais próximo da região estuarina. A circulação de água no corpo lagunar resultante dos cenários de vento sudoeste e nordeste foi semelhante à observada anteriormente na literatura com uso de modelos bidimensionais. Na região nordeste, uma célula de circulação entre o Banco das Desertas e o Banco dos Abreus é observada no sentido horário (anti-horário) para os cenários com vento sudoeste (nordeste). O vento sudeste provoca o aumento do nível na margem oeste e redução na margem leste, e a formação de grandes células de circulação. É observada uma maior renovação de água na região ao norte do Banco das Desertas e menor troca de água com a Lagoa do Casamento do que nos cenários anteriores. Nos cenários de vento nulo, as velocidades na região nordeste da laguna são bastante baixas, aumentando o tempo de residência da água no local.

Devido ao período de apenas 5 dias de simulação, foi observada pouca influência da vazão afluente no nível e na circulação de água do corpo lagunar e, conseqüentemente, na dispersão de poluentes. Diferentes cenários de vento produziram diferentes plumas do efluente, seguindo os padrões da circulação de água no local. As maiores concentrações foram observadas no local de lançamento do efluente para o cenário de vento nulo e a maior área de influência foi observada para os cenários de vento nordeste (maior velocidade de vento simulada). As simulações permitiram ainda identificar locais prioritários para monitoramento dos efeitos do efluente lançado na qualidade da água e verificar possíveis conseqüências do encurtamento ou aumento do emissário.

A gestão efetiva de lagunas depende criticamente da disponibilidade de dados, especialmente dados contínuos e com boa distribuição de dados de qualidade. O uso de sensoriamento remoto se apresentou como uma ferramenta útil para verificação do modelo de circulação, com boa adequação entre a pluma do Guaíba observada e o campo de velocidade da água simulado. Devido à ausência de dados de qualidade para validação na área de estudo, os resultados da simulação da pluma de sedimentos em suspensão na entrada do Guaíba foram comparados com imagens Landsat para calibração e verificação do modelo de transporte de massa, baseado em dados de trabalhos anteriores da literatura. As plumas simuladas apresentaram boa adequação às observadas nas imagens de satélite. Estudos futuros devem buscar confirmar o valor do coeficiente de dispersão obtido.

A modelagem dos processos hidrodinâmicos e de cenários de dispersão de poluentes se apresentaram em ferramentas úteis para a gestão da laguna e para a gestão industrial do lançamento de efluentes. Visto que as variáveis dominantes para a dispersão em curto período

é o nível médio inicial na laguna e o vento, o modelo pode ser utilizado com dados observados e previsão de vento para predição da dispersão de poluentes.

Do apresentado neste estudo, conclui-se que, a exemplo da Laguna dos Patos, a vazão de referência não se aplica a lagunas costeiras, e estudos da dispersão de efluentes que considerem a variação da hidrodinâmica local, seus principais fatores atuantes e as demais fontes de efluentes existentes devem ser utilizados para verificação do atendimento dos parâmetros de qualidade do corpo hídrico.

Como recomendação de trabalhos futuros destaca-se o acoplamento a um modelo de mistura no campo próximo para permitir uma melhor caracterização da mistura do efluente no corpo hídrico. Destaca-se também a importância de se analisar de modo integral os processos hidrológicos chuva-terra-rios-laguna-mar, a fim de permitir avaliar os efeitos na laguna das mudanças no uso do solo, do desenvolvimento socioeconômico e do clima. Esta análise deve ser feita tanto com o uso de modelos e avaliação de cenários, quanto com a proposição de formas de integração das políticas existentes. Recomenda-se também o monitoramento e estudos de modelagem da circulação e qualidade da água na Lagoa do Casamento e no Saco de Tapes, que embora não avaliados no presente estudo apresentaram alto tempo de retenção das águas e possuem algumas cidades e balneários em suas margens, entre outros usos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, M. R. **Análise das alterações ambientais na Lagoa Negra, Viamão/RS: enfoque na qualidade da água.** Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Geografia, UFRGS, Porto Alegre, 2008.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Resolução n. 219, de 6 de junho de 2005.** — Brasília: ANA, 2005.
- \_\_\_\_\_. **Programa Produtor de Água** — Brasília: ANA: SUM, 2009. 20p.
- \_\_\_\_\_. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: Informe 2011.** Brasília: ANA, 2011. 112 p. ISBN 978-85-89629-73-7.
- \_\_\_\_\_. **Panorama da Qualidade das Águas Superficiais do Brasil.** Brasília: ANA, 2012. 264p. ISBN: 978-85-8210-007-3.
- \_\_\_\_\_. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013.** Brasília: ANA, 2013. 432 p.
- \_\_\_\_\_. **Cobrança pelo uso de Recursos Hídricos.** Brasília: ANA, 2014. 80 p. il. (Cadernos de capacitação em recursos hídricos: Volume 7). ISBN: 978-85-89629-97-3.
- ANDRADE, A. C. F. **Dados MODIS e Landsat-8 aplicados para análise da água da Lagoa dos Patos, RS.** Dissertação (Mestrado) UFRGS. Porto Alegre, 2016. 65 f.
- ANDRADE Neto, J.S. **Descarga sólida em suspensão do sistema fluvial do Guaíba, RS, e sua variabilidade temporal.** [Dissertação de mestrado] UFRGS: Porto Alegre, 2011.
- ANDRADE Neto, J.S.; RIGON, L.T.; TOLDO Jr., C.A., SCHETTINI, F. Descarga sólida em suspensão do sistema fluvial do Guaíba, RS, e sua variabilidade temporal. **Pesquisas em Geociências**, n. 39, v. 2, p. 161-171, maio/ago. 2012.
- ANDREEN, W.L. Developing a more holistic approach to water management in the United States. **36 Environmental Law Reporter 10277.** Washington D. C.: Environmental Law Institute, 2006. Disponível em: <http://ssrn.com/abstract=894959>. Acesso em: 01 jul. 2013.
- ANJOS, H.O.; SILVA Jr., M.C. Uso do sensor thematic mapper (Landsat-7) na análise da qualidade da água nas Lagoas Formosa (Goiás) E Bonita (DF). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: INPE, 2005. p. 2439-2446.
- ARANTES, A.P. et al. Conceito da profundidade de mistura gerada pela ação de ondas aplicado à Lagoa dos Patos, RS, Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 11., 22 a 27 de novembro de 2015, Brasília. **Anais...** Brasília: ABRH, 2015.
- ARAÚJO, A.M.; FALCÃO Neto, J.M.; SILVA, C.C. Calibração de modelo de circulação hidrodinâmica no estuário do rio Massangana / Suape-PE. In: CONGRESSO NACIONAL DE ENGENHARIA MECÂNICA, 9., 2000, Natal. **Anais...** Natal, 2000. CD-ROM.
- ARAÚJO, A. M.; TAVARES, L. H. S. Padrões de movimentação hidrodinâmica gerada pelo vento no açude de Apipucos. In: CONGRESSO IBEROAMERICANO DE INGENIERÍA MECÁNICA, 5., 2001, Merida. **Anais...** Merida : USTED-FI Facultad de Ingeniería, 2001. p. 895-900.

- ARMCANZ; ANZECC. **Australian Guidelines for Sewerage Systems: Effluent management**. [S. l.], 1997. ISBN 0-642-19557-9.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RECURSOS HIDRICOS. Ofício 068/2013. Consulta pública sobre os instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos. ABRH: Porto Alegre, 2013.
- BAHADUR, R.; AMSTUTZ, D. E.; SAMUELS, W. B. Water contamination modeling: a review of the state of the science. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 5, p. 142-155, 2013. <http://dx.doi.org/10.4236/jwarp.2013.52016>.
- BARBOSA, F.R. **Modelagem computacional do campo de diluição de emissários submarinos com suporte de técnicas de traçadores e sensoriamento remoto**. [Dissertação de Mestrado] Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2012.
- BARROS, G. P.; MARQUES, W. C. Long-Term Temporal Variability of the Freshwater Discharge and Water Levels at Patos Lagoon, Rio Grande do Sul, Brazil. **International Journal of Geophysics**, v. 2012, p. 1-11, 2012.
- BECKER, F.G.; RAMOS, R.A.; MOURA, L.A. (org). **Biodiversidade. Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, planície costeira do Rio Grande do Sul / Ministério do Meio Ambiente**. – Brasília: MMA / SBF, 2006. 388 p. ISBN 85-7738-037-8.
- BEDRI, Z.; CORKERY, A.; O’SULLIVAN, J.J.; ALVAREZ, M.X.; ERICHSEN, A.C.; DEERING, L.A.; DEMETER, K.; O’HARE, G.M.P.; MEIJERD, W.G.; MASTERSON, B. An integrated catchment-coastal modelling system for real-time water quality forecasts. **Environmental Modelling & Software**, v. 61, p. 458-476, novembro 2014.
- BENDATI, M. M. et al. Avaliação da qualidade de água do Lago Guaíba (RS / Brasil) como suporte para a gestão da bacia hidrográfica. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., Porto Alegre, 2010. In: **Anais...** Porto Alegre, 2010.
- BLENINGER, T.; JIRKA, G.H. Mixing zone regulation for effluent discharges into EU waters. **Water Management**, v. 164, p. 387-396, 2011. doi: 10.1680/wama.900037.
- BORCHE, A. **IPH-A: Aplicativo para modelação de estuários e lagoas – Manual de Utilização do sistema**. Publicação em Recursos Hídricos, n. 33. IPH/UFRGS. 38p. 1996.
- BORDAS M. P.; CASALAS, A. B.; SILVEIRA, A.; GONÇALVES, M. **Circulação e dispersão em sistemas costeiros e oceânicos**. Caso da Lagoa dos Patos. Porto Alegre: Universidade Rio Grande do Sul, 1984. (Relatório Técnico IPH/UFRGS).
- BRAGA, B.; BARBOSA, P. S. F. E NAKAYAMA, P. T. Sistemas de Suporte à Decisão em Recursos Hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 3, n. 3, p. 73-95. 1998.
- BRASIL. Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934. Decreta o Código de Águas. **CLBR**, Brasília, DF, retificado em 27 jul. 1934.
- \_\_\_\_\_. Lei nº. 6.938 de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2 set. 1981.



- \_\_\_\_\_. Lei nº. 9.433, em 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº. 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº. 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 9 de janeiro de 1997.
- \_\_\_\_\_. Lei nº. 9605, em 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 13 fev. 1998.
- \_\_\_\_\_. Lei nº. 11445, em 5 de fevereiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico [...] e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 11 jan. 1998.
- \_\_\_\_\_. Resolução CONAMA nº 1, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 17 fev. 1986.
- \_\_\_\_\_. Resolução CONAMA nº 237, de 19 de dezembro de 1997. Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental. **Coleção de leis [do] Ministério do Meio Ambiente**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=237>>. Acesso em: julho de 2012.
- \_\_\_\_\_. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Coleção de leis [do] Ministério do Meio Ambiente**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: julho de 2012.
- \_\_\_\_\_. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Coleção de leis [do] Ministério do Meio Ambiente**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: julho de 2012.
- CABRAL, M.M. **Desenvolvimento de um modelo hidrodinâmico tridimensional de corpos de águas naturais com discretização vertical arbitrária**. Tese (Doutorado em Engenharia Oceânica) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009. 144 p.
- CARDOSO da Silva, L.M.; MONTEIRO, R.A. Outorga de Direito de Uso de Recursos Hídricos: uma das possíveis abordagens. **Gestão de Águas Doces**/Carlos José Saldanha Machado (Organizador). Capítulo V, p. 135-178. - Rio de Janeiro: Interciência. 2004.
- CARPENTER, S.R. et al. Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen. **Ecological Applications**, Washington, v. 8, n. 3, p. 559-568, ago. 1998. Disponível em: <

- <http://www.jstor.org/stable/2641247>>. Acesso em: 31 mar. 2009. doi: doi:10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2.
- CASTELÃO, R.M.; MÖLLER Jr., O.O. Sobre a circulação tridimensional forçada por ventos na Lagoa dos Patos. **Atlântica**, Rio Grande, v. 25, n. 2, p. 91-106, 2003. doi: <http://dx.doi.org/10.5088/atl%C3%A2ntica.v25i2.2297>
- CASTELÃO, R. M.; MÖLLER Jr., O. O. A modeling study of Patos lagoon (Brazil) flow response to idealized wind and river discharge: dynamical analysis. **Brazilian Journal of Oceanography**, São Paulo, v. 54, n.1, p.1–17, 2006. doi: 10.1590/S1679-87592006000100001.
- CAVALCANTI, J. R. A. **Influência da hidrodinâmica no metabolismo de lagos rasos**. [Dissertação de mestrado]. Programa de Pós Graduação em recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. UFRGS: Porto Alegre, 2013.
- CENTRAL POLLUTION CONTROL BOARD. **Guidelines for development of location specific stringent standards**. Delhi, 2009.
- CHAPRA, S. C. **Surface water quality modeling**. McGraw-Hill, 1997.
- CHIN, D.A. **Water-quality engineering in natural systems**. New Jersey: John Wiley & Son, 2006. ISBN: 978-0-471-71830-7.
- CLINTON, B.; GORE, A. **Reinventing Environmental regulation**. Washington, 1995. Disponível em: <<https://govinfo.library.unt.edu/npr/library/rsreport/251a.html>> . Acesso em: maio de 2017.
- CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. CNRH. **Resolução n. 16, de 8 de maio de 2001**. \_\_\_\_\_. **Resolução n. 140, de 21 de março de 2012**. Estabelece critérios gerais para outorga de lançamento de efluentes com fins de diluição em corpos de água superficiais.
- COSTA, T. P.; PERIN, A. C. M. A gestão dos recursos hídricos no Brasil. *Revista da Faculdade de Direito*, v. 1, n. 1, 2004.
- CRUZ, J.C. **Disponibilidade hídrica para outorga: avaliação de aspectos técnicos e conceituais**. [Tese de Doutorado]. UFRGS. Porto Alegre, 2011.
- DEKKER, A.G. et al. Remote sensing, ecological water quality modelling and in situ measurements: a case study in shallow lakes. **Hydrological Sciences - Journal des Sciences Hydrologiques**, v. 41, n. 4, p. 531-547, 1996. doi: 10.1080/02626669609491524.
- DIRETORIA DE HIDROGRAFIA E NAVEGAÇÃO DA MARINHA DO BRASIL. DHN. Carta Náutica de número 2140 de 1968.
- ENCICLO. **Quais os próximos passos da gestão ambiental empresarial?** 2015. Disponível em: <<http://blog.enciclo.com.br/quais-os-proximos-passos-da-gestao-ambiental-empresarial-descubra-agora/>>. Acesso em: maio de 2017.

- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY IRELAND. **BAT Guidance Note on Best Available Techniques for the Brewing, Malting & Distilling Sector**, 1. ed. Wexford, 2008. ISBN: 1-84095-281-4.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (Estados Unidos da América). **Compilation of EPA Mixing Zone Documents**. Washington D. C., 2006.
- FERNANDES, E.H. **Modelling the Hydrodynamics of the Patos Lagoon, Brazil**. (Tese) University of Plymouth, 2001.
- FERNANDES, E.H.L. et al. The Patos Lagoon hydrodynamics during an El Niño event (1998). **Continental Shelf Research** 22, p. 1699–1713. 2002. doi: 0.1016/S0278-4343(02)00033-X.
- FETTER, A. R. H. **Estudo da circulação e processos de mistura da Lagoa dos Patos através do modelo de circulação oceânica da Universidade de Princeton (POM)**. Oceanografia (Mestrado) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 1998.
- FONTOURA, J.A.S; NIENCHESKI, L.F.H.; ANTIQUEIRA, J.A. Determinação dos coeficientes de difusão turbulenta para a região do porto de Rio Grande, RS, Brasil. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.**, v. 9, n. 2, p. 87-92, 2005. doi: 10.14210/bjast.v9n2.p87-92.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Water sector policy review and strategy formulation. A general framework**. FAO Land and Water Bulletin 3. Rome, 1995. ISBN 92-5-103714-0.
- FRAGOSO Jr., C.R. Simulações de fitoplâncton no sistema hidrológico do Taim (rs). [Dissertação de mestrado]. UFRGS: Porto Alegre, 2005.
- FREITAS, A.H.A. Abordagem Integrada para a otimização da gestão de águas e efluentes. **Revista Meio Ambiente Industrial**, São Paulo, ed. 81, p. 52-55, set./out. 2009.
- FRIEDMAN, R. et al. The use of models for water resources management, planning, and policy. **Water Resources Research**, v. 20, n. 7, p. 793-802, jul. 1984. doi: 10.1029/WR020i007p00793.
- FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (Rio Grande do Sul). **Atividades antrópicas cadastradas na FEPAM**. Disponível em: <www.fepam.rs.gov.br>. Acesso em: 21 ago. 2012.
- \_\_\_\_\_. **Diagnóstico da poluição hídrica industrial na região hidrográfica do Guaíba**. Porto Alegre, 2001.
- GARCIA, J.I.B. **Sistema de Suporte a Decisão para o lançamento de efluentes**. Tese (Doutorado) – Escola politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2011. 162 p.
- GARCIA, R.L. **Soluções exatas para problemas de dispersão e poluentes: modelo difusivo baseado na equação KDV**. Tese (Doutorado em Engenharia). Porto Alegre: UFRGS, 2009.
- GARRETT, A.J.; IWINE, J.M.; KLING, A.D.; EVERS, T.K.; LEVINE, D.A.; FORD, C.; SMYRE, J.L. Application of multispectral imagery to assessment of a hydrodynamic simulation of an

- effluent stream entering the Clinch River. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 66, n. 3, p. 329-335, março 2000.
- GRANZIERA, M. L. M. A fixação de vazões de referência. **Revista de Direito Ambiental**, ano 18, v. 70, abril-junho 2013.
- GRUTZMACHER, D. D. et al. Monitoramento de agrotóxicos em dois mananciais hídricos no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.12, n.6, p.632-637, 2008. doi: 10.1590/S1415-43662008000600010.
- HAASE, J. et al. Qualidade das águas superficiais do litoral norte e médio do Rio Grande do Sul. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. **Anais...** Joinville: ABES, 2003.
- HAKANEN, J.; MIETTINEN, K.; SAHLSTEDT, K. Wastewater treatment: New insight provided by interactive multiobjective optimization. **Decision Support Systems** 51, p. 328-337. 2011. doi:10.1016/j.dss.2010.11.026.
- HASHIMOTO, M.; BARRETT, B.F.D. **Guidelines of Lake Management**. v. 2. Socio-economic Aspects of Lake Reservoir Management. Otsu: ILEC/UNEP, 1991.
- HERZ, R.; TANAKA, K.; ALVAREZ, J.A.; MOLLER Jr., O.O. Proposição de método de estudo do sistema lagunar da costa rio-grandense por análise automática e repetitiva de dados orbitais. [s.i.]: [s.l.], [197-].
- HOUK, O.A. The clean water act/TMDL program: law, policy, implementation. Environmental Law Institute. Washington, 1999.
- HUTHNANCE, J.M. et al. Towards water quality models. **Philosophical Transactions: Physical Sciences and Engineering**, v. 343, p. 569-584, 1993.
- INPE. Imagens LANDSAT TM e ETM. Disponível em: <[http://www.dgi.inpe.br/siteDgi/ATUS\\_LandSat.php](http://www.dgi.inpe.br/siteDgi/ATUS_LandSat.php)>. Acesso em maio de 2016.
- INTERNATIONAL FINANCE CORPORATION. **Environmental, Health, and Safety Guidelines: Breweries**. World Bank Group, 2007.
- ISLA, F. I. Coastal lagoons. In: PERILLO, G.M. E. **Geomorphology and sedimentology of estuaries**. Developments in sedimentology 53, 1995.
- JANEIRO, J.; FERNANDES, E.; MARTINS, F.; FERNANDES, R. Wind and freshwater influence over hydrocarbon dispersal on Patos Lagoon, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, n. 56, p. 650-665, 2008. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.01.011.
- Jl, Z. Hydrodynamics and water quality: modeling rivers, lakes and estuaries. John Wiley & Sons: New Jersey, 2008. ISBN 978-0-470-13543-3.
- JORGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R.A. **Guidelines of Lake Management**. Vol 1. Principles of Lake Management. Int. Lake Env. Committee. un Env. Programme. Otsu: 1989. 200 p.
- JWEL; NATECH. **Revised technical guidance on how to conduct effluent plume delineation studies**. Report to Environmental Canada, mar. 2003.

- KALLIO, K. **Water quality estimation by optical remote sensing in boreal lakes**. Edita Prima: Helsinki, 2012. ISBN 978-952-10-7406-6.
- KAMPEL, M. Sensoriamento remoto aplicado à oceanografia. INPE: São José dos Campos, 2002. Disponível em: < <http://mtc-m16c.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/MTC-m13@80/2006/02.22.15.03/doc/publicacao.pdf>>. Acesso em maio de 2016.
- KJERFVE, B. Comparative oceanography of coastal lagoons. In: WOLF, D.A. **Estuarine Variability**. New York: Academic Press, 1986.
- KJERFVE, B.; MAGILL, K. E. Geographic and Hydrodynamic characteristics of shallow coastal lagoons. **Marine Geology**, 88, p. 187-199. 1989. doi: 0.1016/0025-3227(89)90097-2.
- KRAEMER, M.E.P. **Gestão ambiental: um enfoque no desenvolvimento sustentável**. [2012]. Disponível em: <<http://www.gestiopolis.com/canales3/ger/gesamb.htm>>. Acesso em: 18 dez. 2012.
- KUINCHTNER, A.; BURIOL, G.A. **Clima do Estado do Rio Grande do Sul segundo a classificação climática de Köppen e Thornthwaite**. *Disciplinarum Scientia*, v.2, p.171-182, 2001.
- LANNA, A. E.; LAIGNEAU, P. **Comparação da cobrança pelos usos da água no Brasil e na França**. 2010. Disponível em: <<file:///C:/Users/IPH/Downloads/Lanna++Laigneau++Cobran+%C3%A7a+pelo+uso+da+agua+Brasil++Fran%C3%A7a.pdf>>. Acesso em: 15 mai. 2012.
- LARENTIS, D.G. **Modelagem matemática da qualidade de água em grandes bacias: Sistema Taquari-Antas**. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, UFRGS, Porto Alegre, 2004.
- LEONETI, A.B.; OLIVEIRA, S.V.W.B.; OLIVEIRA, M.M.B. O equilíbrio de Nash como uma solução para o conflito entre eficiência e custo na escolha de sistemas de tratamento de esgoto sanitário com o auxílio de um modelo de tomada de decisão. **Eng Sanit Ambient**, v.15 n.1, 53-64. 2010. doi: 10.1590/S1413-41522010000100007.
- LIPORODI, L.M. **Estudo preliminar da qualidade da água do Lago Paranoá, Brasília – DF, utilizando um modelo de qualidade da água bidimensional**. [Dissertação]. Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos – Universidade de Brasília. Brasília, 2012.
- LIU, Y.; ISLAM, M.A.; GAO, J. Quantification of shallow water quality parameters by means of remote sensing. **Progress in Physical Geography**, v. 27, n.1, p. 24–43, 2003. doi: 10.1191/0309133303pp357ra.
- LLORET, J.; MARÍN, A.; GUIRAO, L.M. Is coastal lagoon eutrophication likely to be aggravated by global climate change? **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 78, p. 403-412, 2008. doi:10.1016/j.ecss.2008.01.003.
- LOPARDO, N. **Estudo hidrodinâmico e correlação com sólidos suspensos e turbidez na Lagoa Itapeva do litoral norte do estado do Rio Grande do Sul**. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de pesquisas hidráulicas, UFRGS, Porto Alegre, 2002.

- MACÊDO, J.A.B. As indústrias farmacêuticas e o Sistema de Gestão Ambiental (SGA). **Revista FÁrmacos & Medicamentos**, v. 1, n. 4, p. 46-50, maio/Jun. 2000.
- MACHADO, D.A.; IMBERGER, J. Managing wastewater effluent to enhance aquatic receiving ecosystem productivity: A coastal lagoon in Western Australia. **Journal of Environmental Management**, n. 99, p. 52-60, 2012. doi:10.1016/j.jenvman.2011.12.020.
- MARQUES Jr., A.N.M.; CRAPEZ, M.A.C.; BARBOZA, C.D.N. Impact of the Icarai Sewage Outfall in Guanabara Bay, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**. Vol.49, n. 4 : pp. 643-650, 2006. ISSN 1516-8913.
- MARQUES, W.C. The Temporal Variability of the Freshwater Discharge and Water Levels at the Patos Lagoon, Brazil. **International Journal of Geosciences**, v. 3, p. 758-766. 2012. Disponível em: <<http://www.SciRP.org/journal/ijg>>. Acesso em: julho de 2016.
- MARTIN, J.L.; McCUTHEON, S.S. **Hydrodynamics and transport for water quality modeling**. Lewis: Boca Raton, 1999.
- METCALF e EDDY. **Wastewater Engineering: treatment and reuse**. 4ª ed. New York: McGraw-Hill, 2003.
- MILANI, P.C.C.; FONTOURA, N.F. Diagnóstico da pesca artesanal na Lagoa do Casamento, sistema nordeste da Laguna dos Patos: uma proposta de manejo. **Biociências**, Porto Alegre, v. 15, n. 1, p. 82-125, jan. 2007.
- Ministério do Meio Ambiente. MMA. **Biodiversidade**. Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, planície costeira do Rio Grande do Sul / Ministério do Meio Ambiente. – Brasília: MMA / SBF, 2006.
- MÖLLER Jr., O.O.; LORENZENTTI, J.A.; STECH, J.L.; MATA, M.M. The Patos Lagoon summertime circulation and dynamics. **Continental Shelf Research**, v. 16, n. 3, p. 335-351, 1996. doi: 10.1016/0278-4343(95)00014-R.
- MÖLLER Jr., O. O.; CASTAING, P.; SALOMON, J.; LAZURE, P. The influence of local and non-local forcing effects on the subtidal circulation of Patos Lagoon. **Estuaries**. Vol. 24, n. 2, p. 297-311. Abril 2001. doi:10.2307/1352953.
- MÖLLER Jr., O.; CASTAING, P. **Hydrographical characteristics of the estuarine area of Patos Lagoon (30°S, Brazil)**. In: Estuaries of South America. Cap. 5, p. 83-100. Springer, 1999.
- MOLOZZI, J.; PINHEIRO, A.; SILVA, M.R. Qualidade da água em diferentes estádios de desenvolvimento do arroz irrigado. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v.41, n.9, p.1393-1398, set. 2006. doi: 10.1590/S0100-204X2006000900007.
- NIENCHESKI, L.F.; BAUMGARTEN, M.G.Z. Water Quality in Mangueira Bay: Anthropic and Natural Contamination. **Journal of Coastal Research**, West Palm Beach, n. 47, p.56-62. 2007. doi: 10.2112/1551-5036-47.sp1.56.
- NIENCHESKI, L.F.; WINDOM, H.L. Nutrient flux and budget in Patos Lagoon estuary. **The Science of the Total Environment**, v. 149, p. 53-60, 1994. doi: 10.1016/0048-9697(94)90004-3.

- NOVOTNY, V. Water quality – Diffuse pollution and watershed management. 2 ed. John Willey & Sons: Neww Jersey, 2003.
- NRMCM: Natural Resource Management Ministerial Council. **Guidelines for Sewerage Systems: Sewerage system overflow**. NRMCM, 2004. ISBN 0-9581875-2-5.
- OLUKANNI, D.O.; DUCOSTI, J.J. Optimization of waste stabilization pond design for developing nations using computational fluid dynamics. **Ecological Engineering**, n.37, p. 1878–1888, 2011. doi:10.1016/j.ecoleng.2011.06.003.
- ONISHI, C. M.; VAZOLLER, R. F.; REYDON, B. P. Pagamento por serviços ambientais: benefícios locais e globais. **Revista DAE**, n° 192 maio-agosto 2013.
- PAGOT, M. et al. Remote Sensing Assessment of suspended matter and dynamics in Patos Lagoon. **Journal of Coastal Research**, West Palm Beach, special Issue n. 47, p. 116 – 129, 2007. doi: 10.2112/1551-5036-47.sp1.116.
- PAHLEVAN, N.; GARRETT, A.J.; GERACE, A.; SCHOTT, J.R. Integrating LANDSAT-7 imagery with physics-based models for quantitative mapping of coastal waters near river discharges. **Annual Conference Sacramento**, California, 19-23 de março 19-23 de 2012.
- PASQUINI, A.I.; NIENCHESKI, L.F.H.; DEPETRIS, P.J. The ENSO signature and other hydrologic al characteristics in Patos and adjacent coastal lagoons, south-eastern Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 111, p. 139-146. 2012.
- PAZ, A.R.; SCHETTINI, E.B.C.; VILLANUEVA, A.O.N. Simulação hidrodinâmica bidimensional do banhado do Taim. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15., 2003, Curitiba. **Anais...** Curitiba: ABRH, nov. 2003.
- PAZ, A.R.; REIS, L.G.M.; LIMA, H.V.C. Uso de modelagem hidrodinâmica visando a segmentação de corpos d'água rasos para enquadramento: o caso do Lago Guaíba (RS). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABRH nov. de 2005.
- PEREIRA, O.J.R. **Toolbox para a calibração de bandas Landsat e correção atmosférica no ArcGis**. Disponível em: <https://geotecnologias.wordpress.com/2011/05/14/toolbox-para-a-calibracao-de-bandas-landsat-e-correcao-atmosferica-no-arcgis/>. Acesso em: 01 de abril de 2016.
- PEREIRA, R.S. **Processos que regem a qualidade da água na Lagoa dos Patos, segundo o modelo DELFT3D**. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Oceânica, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2003. 150p.
- PEREIRA, R.S. Identificação e Caracterização das Fontes de Poluição em Sistemas Hídricos. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 1, n.1, p. 20-36, jul./set. 2004a.
- PEREIRA, R.S. Modelos de Qualidade de Água. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**, v.1, n.1, p.37-48, jul./set., 2004b.

- PEREIRA, R.S.; NIENCHESKI, L. F. H. Modelagem da qualidade de água na Lagoa dos Patos. In: CONGRESSO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA, 21., 2004, São Pedro. **Anais...** São PEDRO, 2004.
- PEREIRA, R. S.; NIENCHESKI, L. F. H.; BAUMGARTEN, M. G. Z. **Condição ambiental da Lagoa dos Patos**. 1º Simpósio de Recursos Hídricos do Sul. Santa Maria, 2005.
- PIMENTEL, N.M.M.; BRITO, R.S.D.S.; FERREIRA, F.M.S.; MATOS, J.M.S.G. Monitorização por espectrofotometria da qualidade de águas residuais em sistema de drenagem – procedimento de calibração e recomendações. In: SILUBESA, 15., 2012, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte, 2012.
- PINTO, V.G.; RIBEIRO, C.B.M.; SILVA, D.D. Vazão ecológica e o arcabouço legal brasileiro. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 9, n. 1, 2016, p. 91-109.
- PORTO, R.L.L.; AZEVEDO, L.G.T. Sistemas de suporte à decisão aplicados a problemas de recursos hídricos. In: PORTO, R.L.L. (coord.) **Técnicas quantitativas para o gerenciamento de recursos hídricos**. 2ª ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, p. 43-95, 2002.
- PORTO, M.F.A.; PORTO, R.L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, vol.22, no.63. São Paulo, 2008.
- PORTO, M.F.A. **Sistemas de gestão da qualidade das águas: uma proposta para o caso brasileiro**. [Tese de Doutorado] USP: São Paulo, 2002.
- POSTMA, H. Future of research in coastal lagoons. In: KJERFVE, B. **Coastal Lagoon Processes**. Elsevier Oceanography Series 60, p. 553-561, 1994.
- RANADE, V.V.; BANDHJARI, V.M. **Industrial wastewater treatment, recycling, and reuse**. Butterworth-Heinemann: Oxford, 2014.
- RAUCH, W.; HARREMOES, P. Genetic algorithms in real time control applied to minimize transient pollution from urban wastewater system. **Wat. Res.**, v. 33, n. 5, p. 1265-1277, 1999.
- RIBEIRO, M.M.R.; LANNA, A.E.; PEREIRA, J.S. Cobrança pelo lançamento de efluentes: discussão de algumas experiências. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 4., 1998, Campina Grande. **Anais...** Campina Grande: ABRH, 1998.
- RIBEIRO, M.M.R.; LANNA, A.E.L. A Outorga Integrada das Vazões de Captação e Diluição. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n.3, Jul/Set 2003, p. 151-168.
- RIECKEN, S. **A compendium of water quality models**. Government of British Columbia, 1995.
- RITCHIE, J.C.; ZIMBA, P.V.; EVERITT, J.H. Remote sensing techniques to assess water quality. Photogrammetric. **Engineering & Remote Sensing**, v. 69, n. 6, p. 695–704, jun. 2003.
- RIVAS, A.; IRIZAR, I.; AYESA, E. Model-based optimisation of wastewater treatment plants design. **Environmental Modelling & Software**, v. 23, p. 435-450, 2008. doi:10.1016/j.envsoft.2007.06.009.



- SANTOS, M.S. **Cervejas e refrigerantes. Série P+L.** Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. São Paulo : CETESB, 2005. 58 p.
- SANTOS, I.R.; COSTA, R.C.; FREITAS, U.; FILLMANN, G. Influence of effluents from a wastewater treatment plant on nutrient distribution in a coastal creek from southern Brazil. **Braz. arch. biol. Technol.**, v.51, n.1, p.153-162, jan./feb. 2008. doi: 10.1590/S1516-89132008000100019.
- SCHWARZBACH, M.S.R.; CASALAS, A.B.; LERSCH, E.C.; HOFFMAN, C.X. Aplicação do modelo IPH-A, de correntologia e transporte de poluentes, à baía de Ipanema. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: ABES, 1997.
- SEILER, L.M.N.; FERNANDES, E.H.L. Assessment of primary productivity and nutrientes for a coastal lagoon in southern Brazil. In: MATEUS, M.; NEVES, R. (eds.). **Ocean modelling for coastal management – Case studies with MOHID.** IST Press, 2013.
- SEILER, L.M.N.; FERNANDES, E.H.L.; MARTINS, F. ABREUB, P.C. Evaluation of hydrologic influence on water quality variation in a coastal lagoon through numerical modeling. **Ecological Modelling**, v.314, p. 44-61, outubro de 2015.
- SILVA, D.R.O. et al. Monitoramento de agrotóxicos em águas superficiais de regiões orizícolas no sul do Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.39, n.9, p.2383-2389, dez, 2009.
- SILVA, L.M.C. Cobrança pelo uso de recursos hídricos para diluição de efluentes. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. In: **Anais...** São Paulo, 2007. Disponível em: <<http://professor.pucgoias.edu.br/SiteDocente/admin/arquivosUpload/17392/material/ARTIGO%20SOBRE%20PROPOSTA%20DE%20COBRAN%C3%87A%20PARA%20USO%20DA%20C3%81GUA%20-20DILUI%C3%87%C3%83O%20DE%20EFLUENTES.pdf>>. Acesso em: maio de 2016.
- SILVA, L. M. C.; MONTEIRO, R. A. Outorga de direito de uso de recursos hídricos: uma das possíveis abordagens. In: MACHADO, C. J. S. (Org.). **Gestão de águas doces.** Rio de Janeiro: Interciência. 2004. cap. 5, p. 135-178.
- SILVEIRA, A.L.L. **Modelo hidrodinâmico bidimensional com aplicação ao rio Guaíba.** Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, UFRGS, Porto Alegre, 1986. 237 p.
- SIMATE, G.S. et al. The treatment of brewery wastewater for reuse: State of the art. **Desalination**, v. 273, p.235–247, 2011. doi: 10.1016/j.desal.2011.02.035.
- SNSA: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2010.** – Brasília: MCIDADES. SNSA, 2012.
- Von SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: UFMG; 1995. 240 p.

- Von SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. 3a ed, 2005. 452 p.
- TANG, S.L.; ELLIS, K.V. Wastewater treatment optimization model for developing world: II Model testing. **J. Environ. Eng.**, v. 120, n. 3, p. 610–624. 1994. doi: 10.1061/(ASCE)0733-9372(1994)120:3(610).
- TERI. **Integrated Water Management Framework for Industries**. 2013. Disponível em: [http://cbs.teriin.org/pdf/reports/Integrated\\_water\\_management.pdf](http://cbs.teriin.org/pdf/reports/Integrated_water_management.pdf). Acesso em maio de 2017.
- THOMAS, J.M.; CALLAN, S.J. **Economia ambiental: fundamentos, políticas e aplicações**. São Paulo: Cengage Learning, 2012.
- TOLDO Jr., E. E. **Sedimentação, predição do padrão de ondas e dinâmica sedimentar da antepraia e zona de surfe do sistema lagunas da Lagoa dos Patos**. Tese (Doutorado em Geociências) – UFRGS, Porto Alegre, 1994. 183 p.
- TOLDO Jr., E. E.; DILLENBURG, S. R.; CORRÊA, I. C. S.; ALMEIDA, L. E. S. B.; WESCHENFELDER, J.; GRUBER, N. L. S. Sedimentação de longo e curto período na Lagoa dos Patos, Sul do Brasil. **Pesquisas em Geociências**, v. 33, n. 2, p. 79 – 86. Porto Alegre, 2006.
- TOLDO Jr., E.E. Morfodinâmica da Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul. **Pesquisas**, v. 18, n. 1, p. 58-63, 1991.
- TUCCI, C.E.M. **Modelos hidrológicos**. Porto Alegre, Ed. Universidade UFRGS, 1998.
- TURBAN, E.; ARONSON, J.E. **Decision Support Systems and Intelligent Systems**. Prentice Hall, 1998. 890 p.s
- TYLER, A.N. et al. Remote sensing of the water quality of shallow lakes: A mixture modelling approach to quantifying phytoplankton in water characterized by high-suspended sediment. **International Journal of Remote Sensing**, v. 27, n. 8, p. 1521–1537, abr. 2006. doi: 10.1080/01431160500419311.
- TYRRELL, D.A.; GEORGE, J.K. finite element modelling of the hydrodynamics and water quality of the Patos Lagoon System, Brazil. **Journal of Coastal Research**, Special Issue n. 39, 2006, p. 1594-1599.
- UN-WATER. **Wastewater Management: A UN-Water Analytical Brief**. 2015. Disponível em: <[http://www.unwater.org/fileadmin/user\\_upload/unwater\\_new/docs/UN-Water\\_Analytical\\_Brief\\_Wastewater\\_Management.pdf](http://www.unwater.org/fileadmin/user_upload/unwater_new/docs/UN-Water_Analytical_Brief_Wastewater_Management.pdf)>. Acesso em: maio de 2017.
- UPADHYAYA, J.K. **A sustainability assessment framework for infrastructure**: Application in stormwater systems. Electronic Theses and Dissertations. Paper 4748. 2013.
- United States Environmental Protection Agency. **Compilation of EPA Mixing Zone Documents**. Washington, 2006.
- VAZ, A. C.; MÖLLER Jr., O. O.; ALMEIDA T. L. Análise quantitativa das descargas dos rios afluentes da Lagoa dos Patos. **Atlântica**, 28(1): 13-23. Rio Grande, 2006.

- VILLWOCK, J.A. **Aspectos da sedimentação na região nordeste da Lagoa dos Patos: Lagoa do Casamento e Saco do Cocuruto/RS – Brasil**. Curso de Pós Graduação em Geociências, UFRGS, Porto Alegre, 1977.
- VINZON, S.B.; WINTERWERP, J.C.; NOGUEIRA, R.; BOER, G.J. Mud deposit formation on the open coast of larger Patos Lagoon-Cassino Beach system. **Continental Shelf Research**, v. 29, 2009. P. 572-588.
- YANG, X.; MAO, Z.; HUANG, H.; ZHU, Q. Using GOCI retrieval data to initialize and validate a sediment transport model for monitoring diurnal variation of SSC in Hangzhou Bay, China. **Water**, n. 8, v. 108, p. 1-18, 2016.
- ZANARDI Jr., V.; TAVARES, V.M. Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011 sobre emissão de efluentes. O quê mudou. **Revista DAE**, n. 187, set. 2011.
- ZHANG, Y.; SHI, H.; ZHOU, Y.; LIU, X.; QIN, B. Monitoring the river plume induced by heavy rainfall events in large, shallow, Lake Taihu using MODIS 250 m imagery. **Remote Sensing of Environment**, n. 173, p. 109–121, 2016.

**APÊNDICE A - Resultados da calibração do modelo para o ano de 2011**

Figura A. 1. Níveis observados e calculados após a calibração do modelo (2011) em Laranjal.

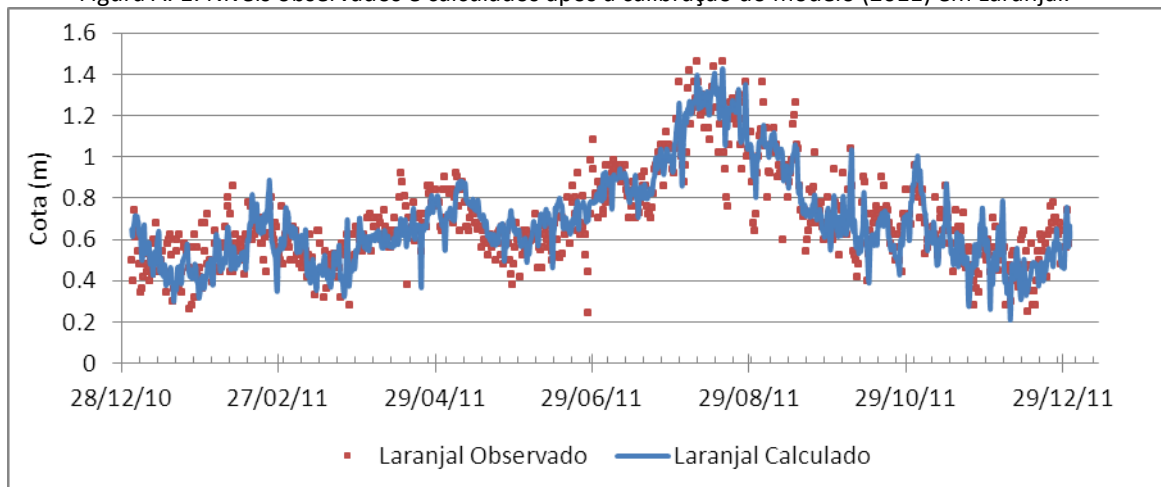


Figura A. 2. Níveis observados e calculados após a calibração do modelo (2011) em São Lourenço.

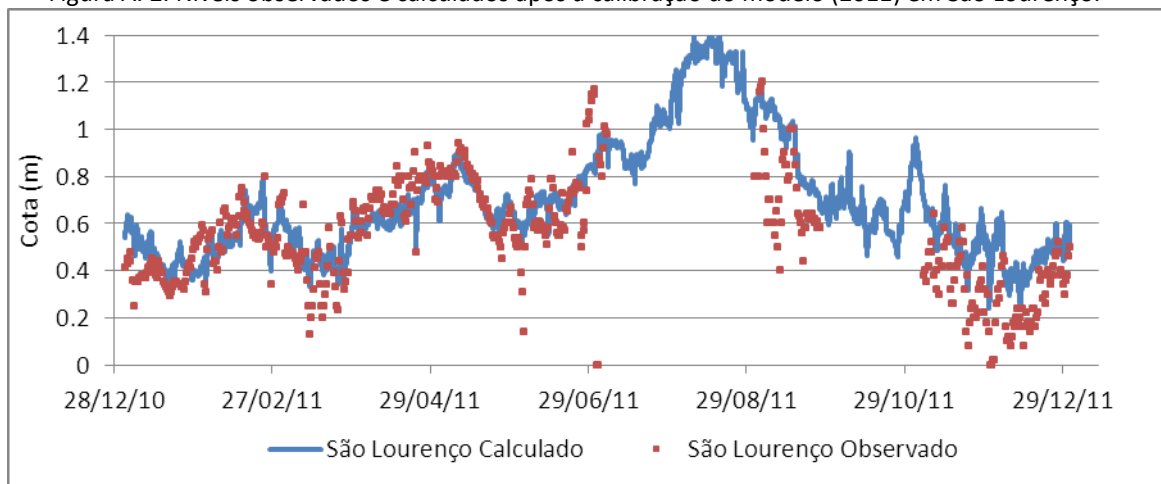


Figura A. 3. Níveis observados e calculados após a calibração do modelo (2011) em Arambaré.

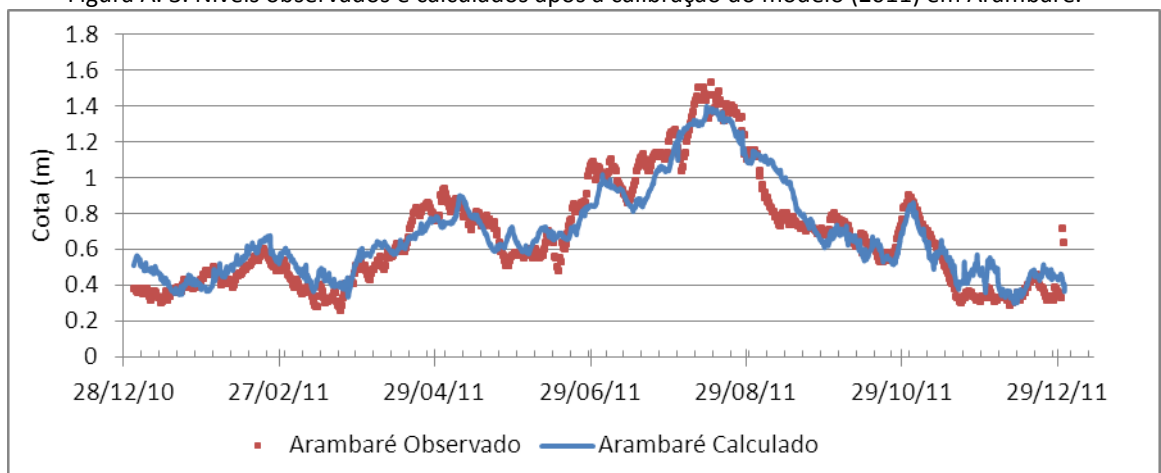


Figura A. 4. Níveis observados e calculados após a calibração do modelo (2011) em Ponta dos Coatis.

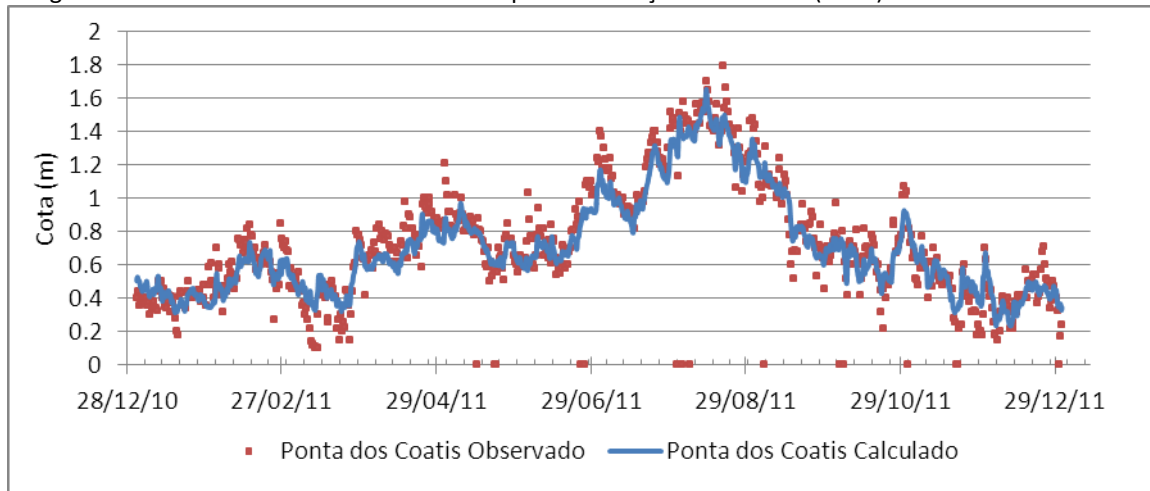


Figura A. 5. Níveis observados e calculados após a calibração do modelo (2011) em Ipanema.

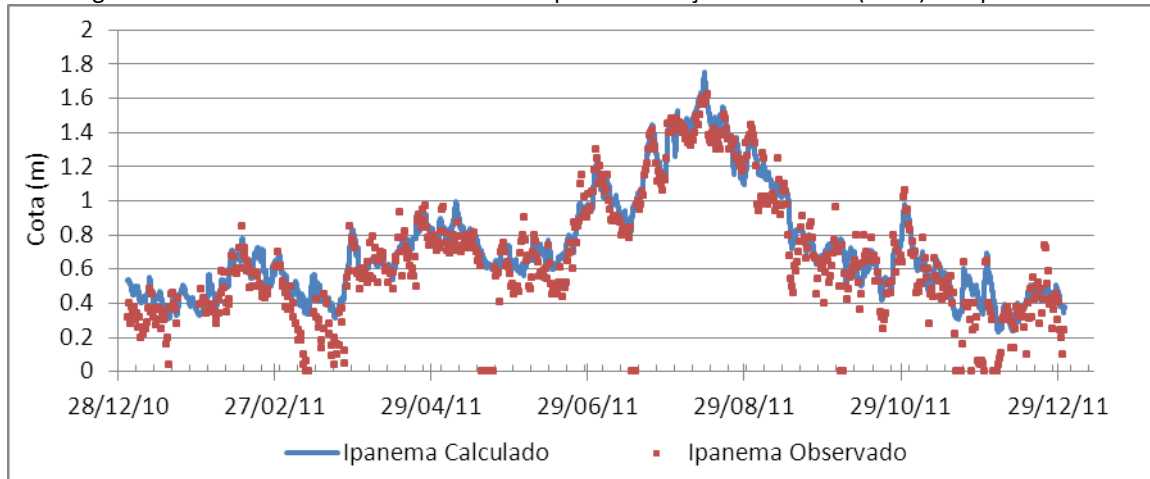
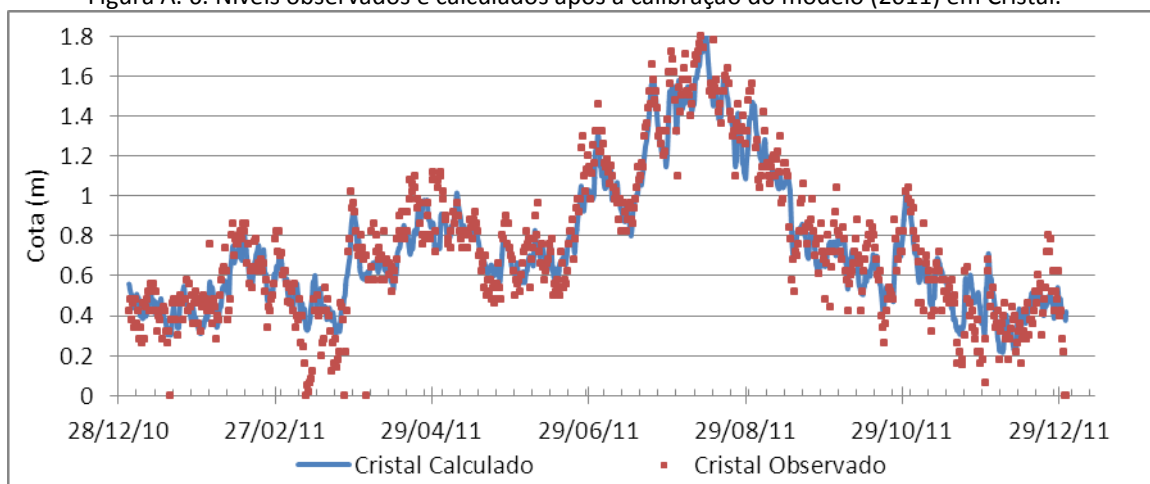


Figura A. 6. Níveis observados e calculados após a calibração do modelo (2011) em Cristal.



## APÊNDICE B - Resultados da validação do modelo para o ano de 2012

Figura B. 1. Níveis observados e calculados na validação do modelo (2012) em Laranjal.

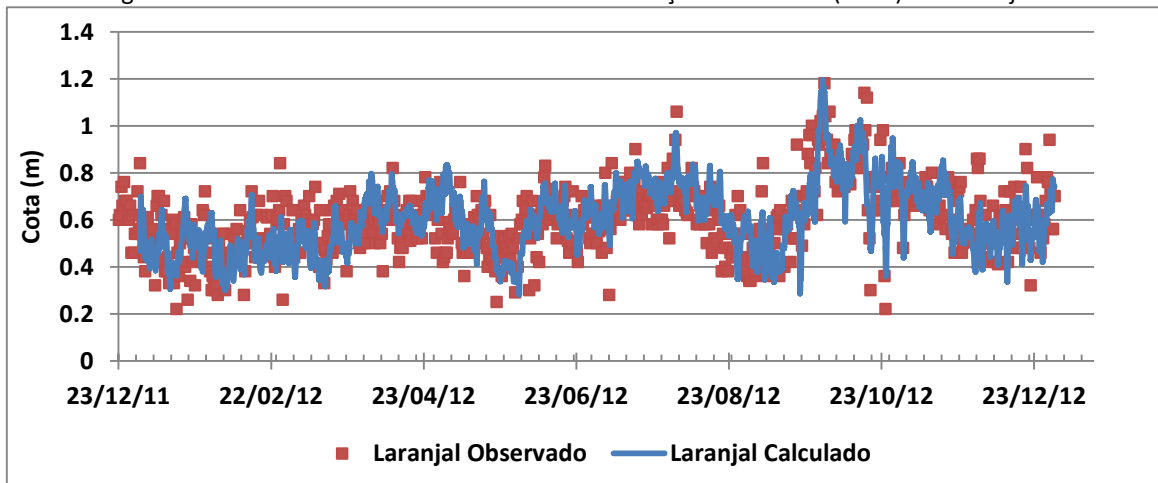


Figura B. 2. Níveis observados e calculados na validação do modelo (2012) em São Lourenço.

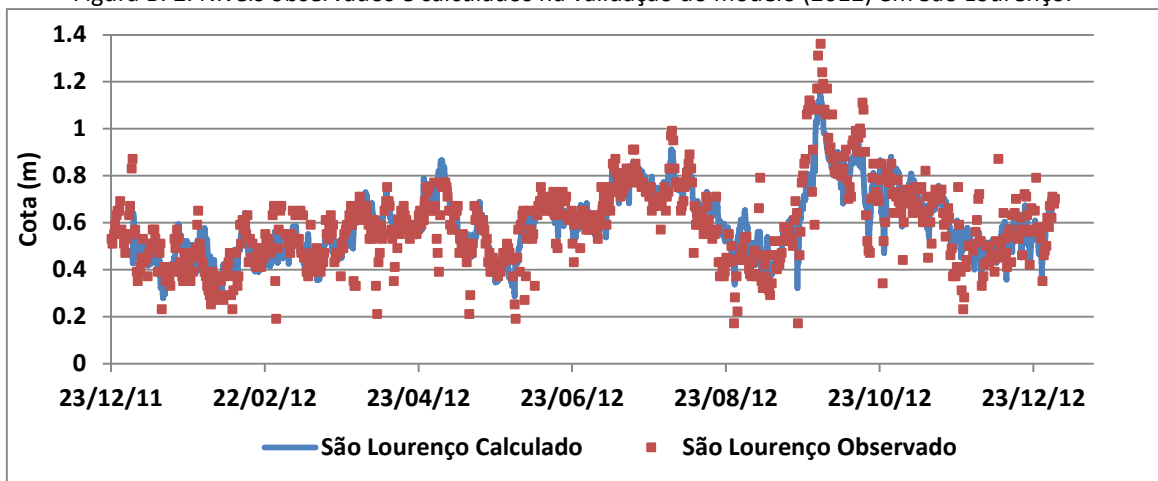


Figura B. 3. Níveis observados e calculados na validação do modelo (2012) em Arambaré.

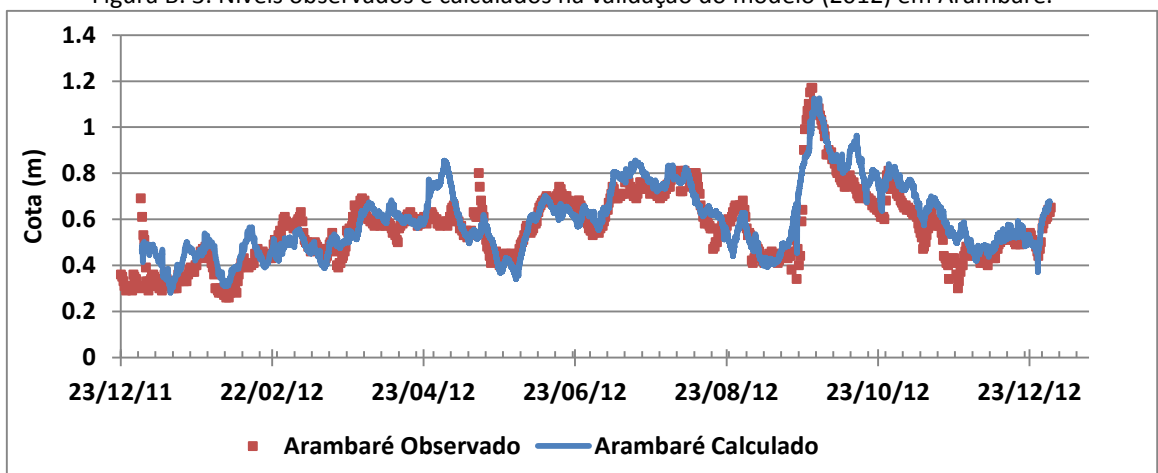


Figura B. 4. Níveis observados e calculados na validação do modelo (2012) em Ponta dos Coatis.

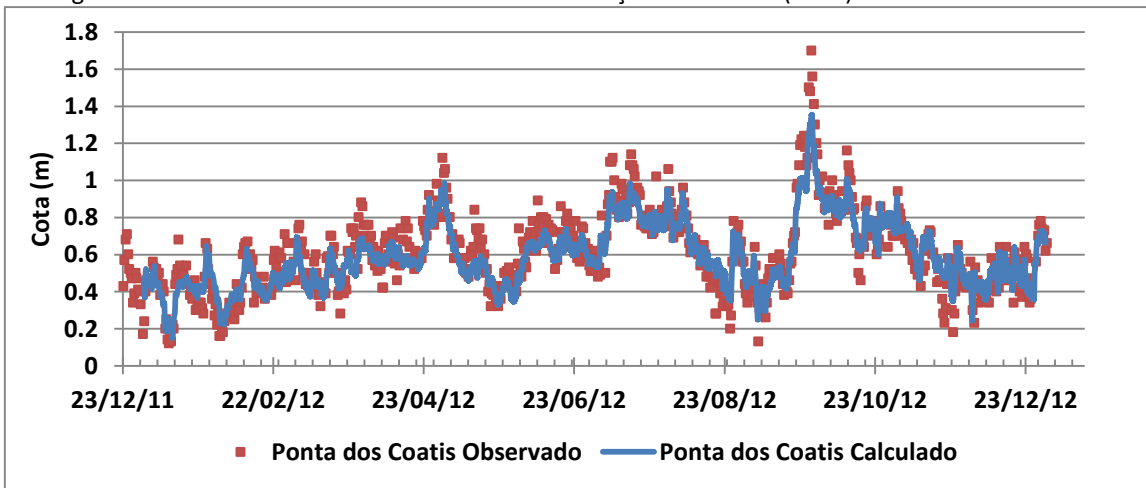


Figura B. 5. Níveis observados e calculados na validação do modelo (2012) em Ipanema.

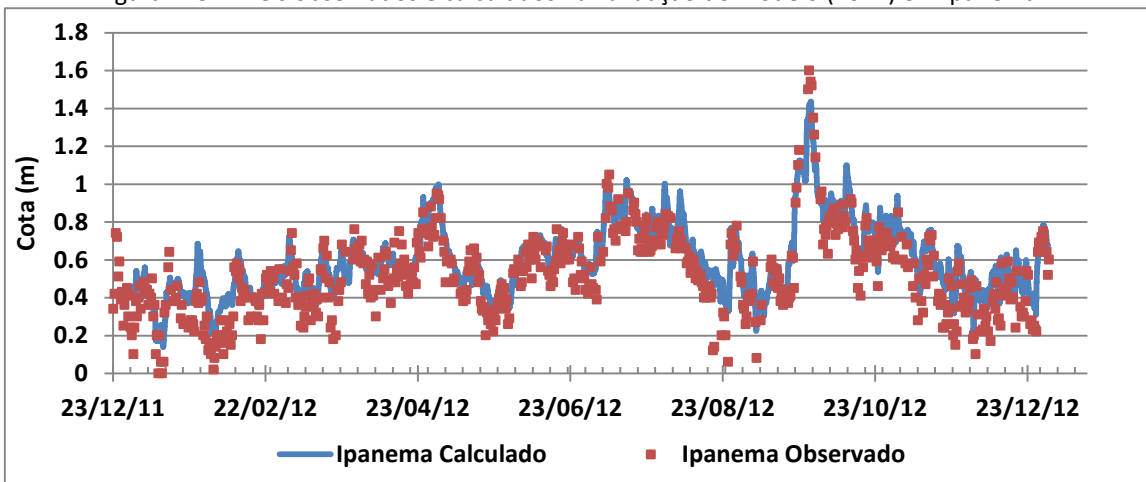
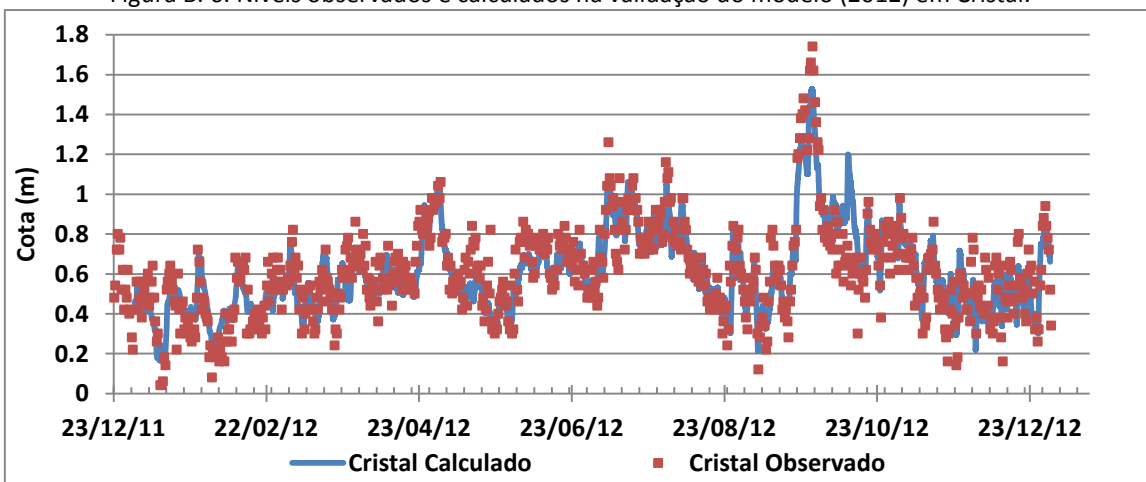


Figura B. 6. Níveis observados e calculados na validação do modelo (2012) em Cristal.



### APÊNDICE C - Direção e velocidade média do vento para períodos de três e cinco dias

Figura C. 1. Distribuição da direção e velocidade média do vento médio diário para cada mês para a estação de Rio Grande.

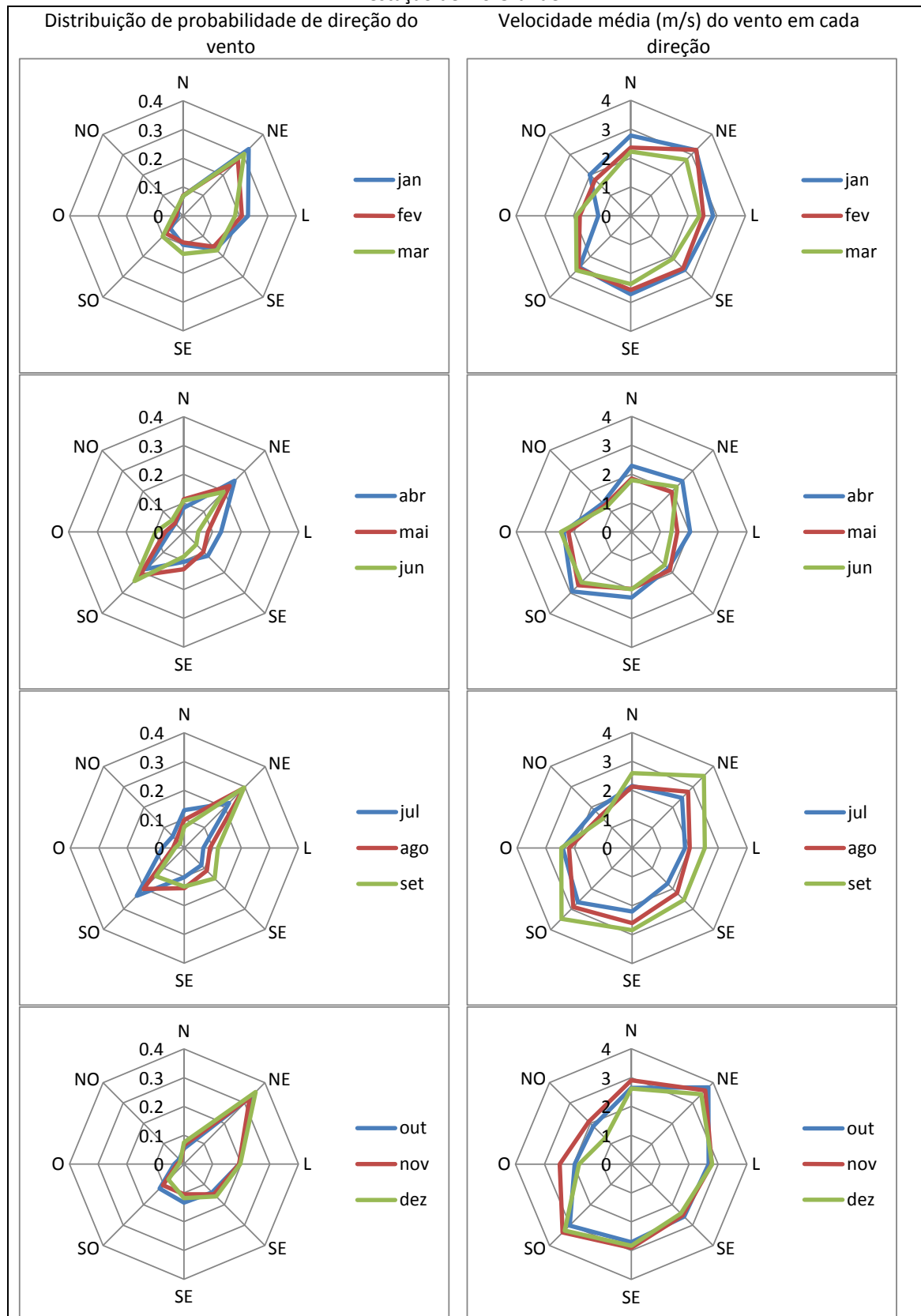
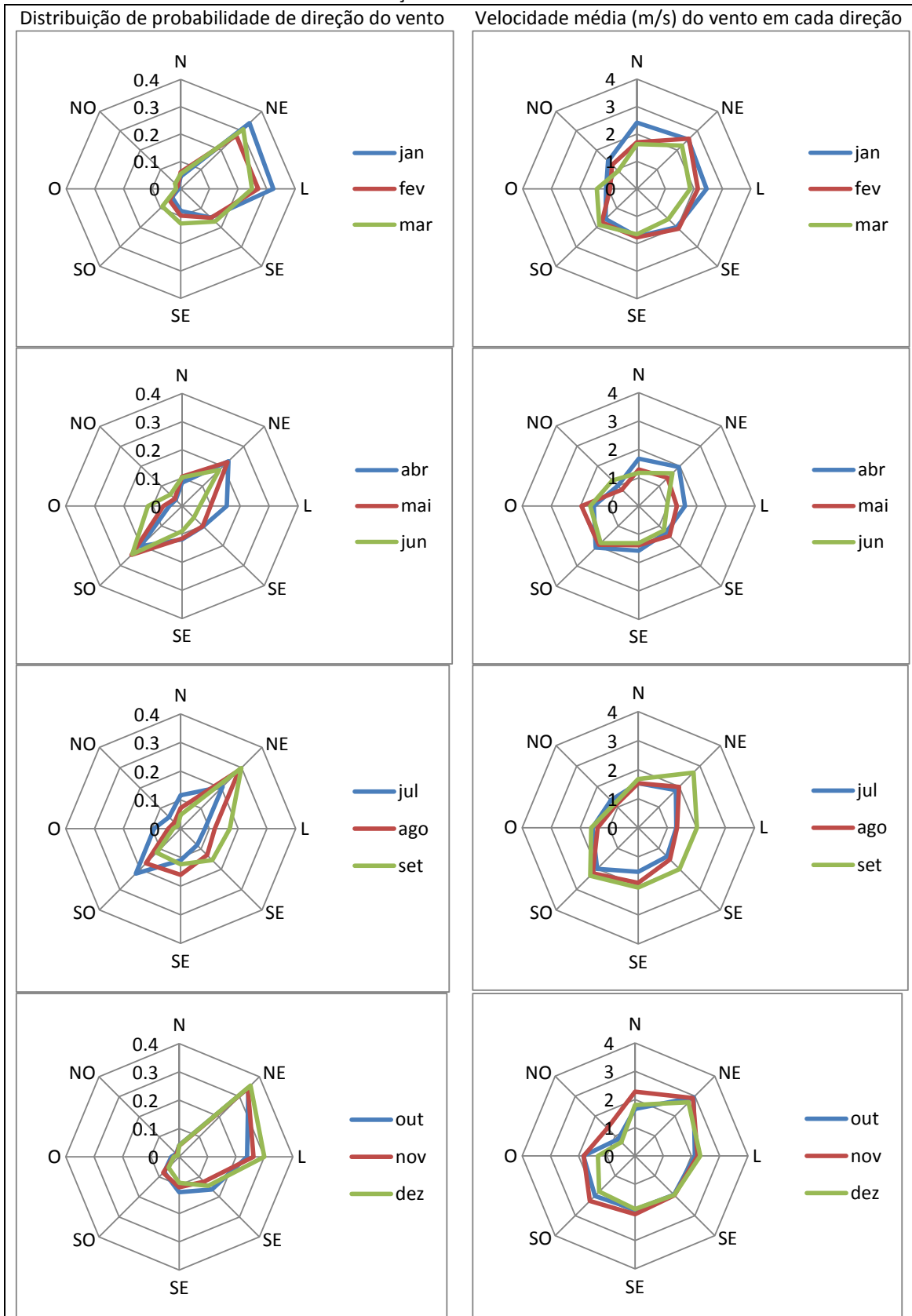




Figura C.2. Distribuição da direção e velocidade média do vento médio de três dias para cada mês para a estação de Rio Grande.



APÊNDICE D - Velocidade e direção de circulação da água na região nordeste da Laguna dos Patos para os cenários de vazões e ventos constantes

Figura D.7. Vento nordeste e vazão igual a 440 m<sup>3</sup>/s

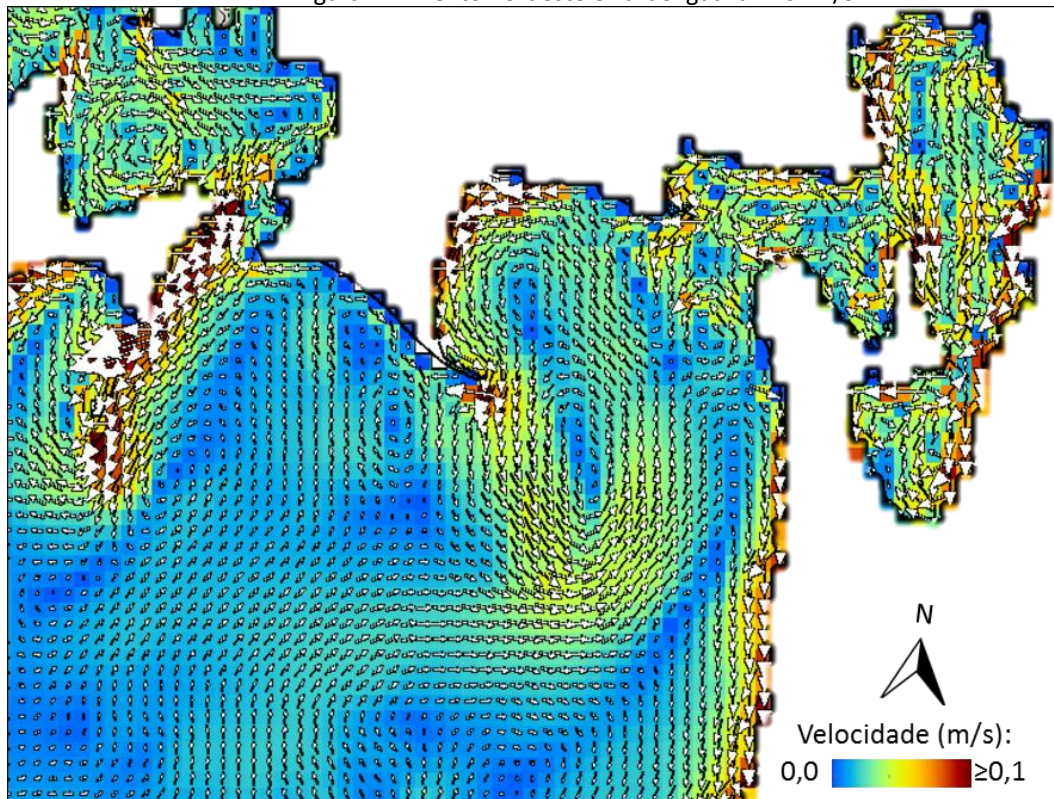


Figura D.8. Vento nordeste e vazão igual a 1086 m<sup>3</sup>/s

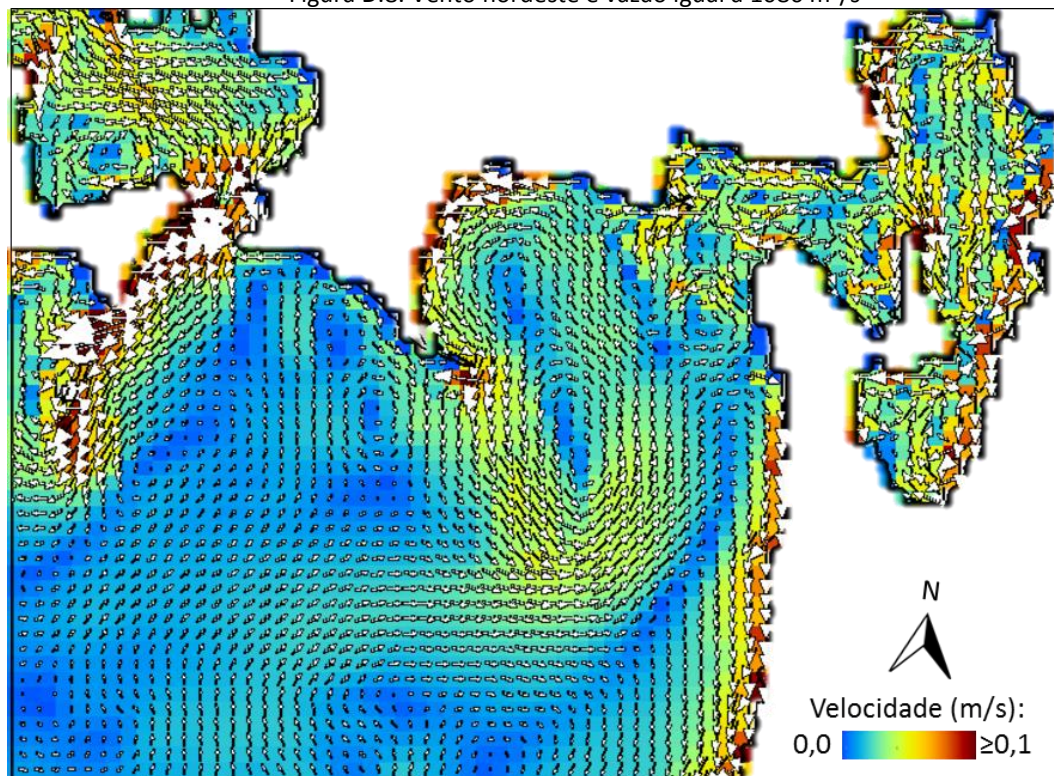


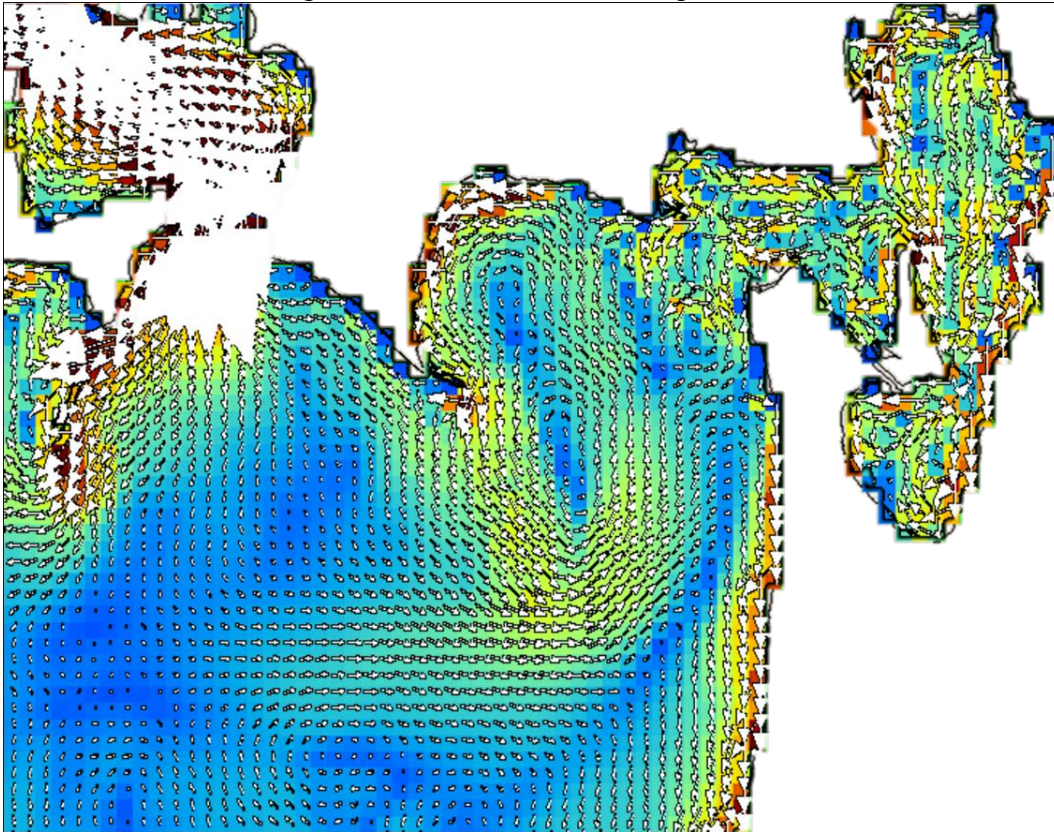
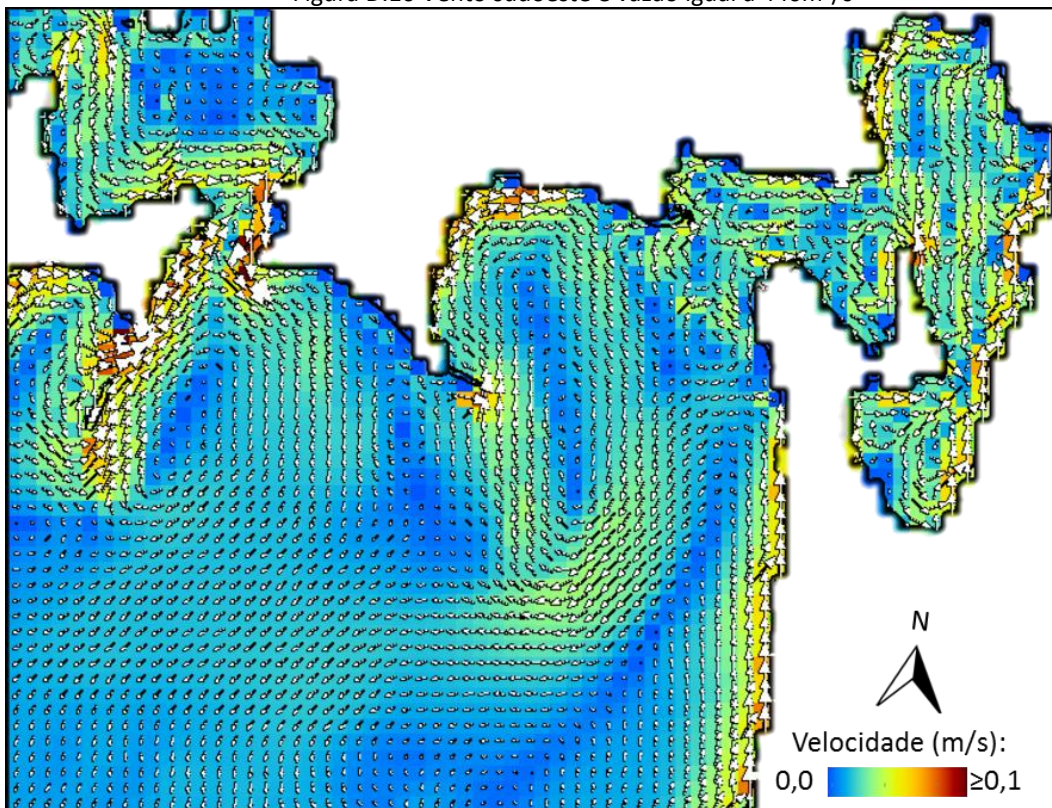
Figura D.9. Vento nordeste e vazão igual a 3870 m<sup>3</sup>/sFigura D.10 Vento sudoeste e vazão igual a 440m<sup>3</sup>/s

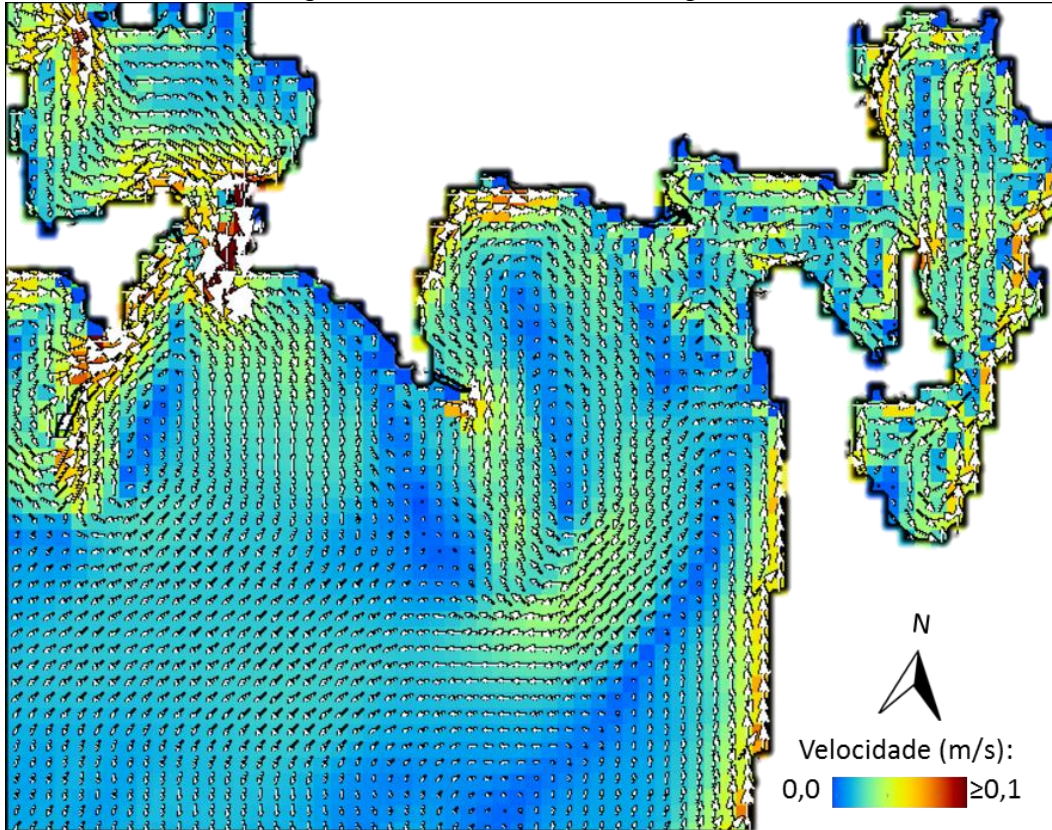
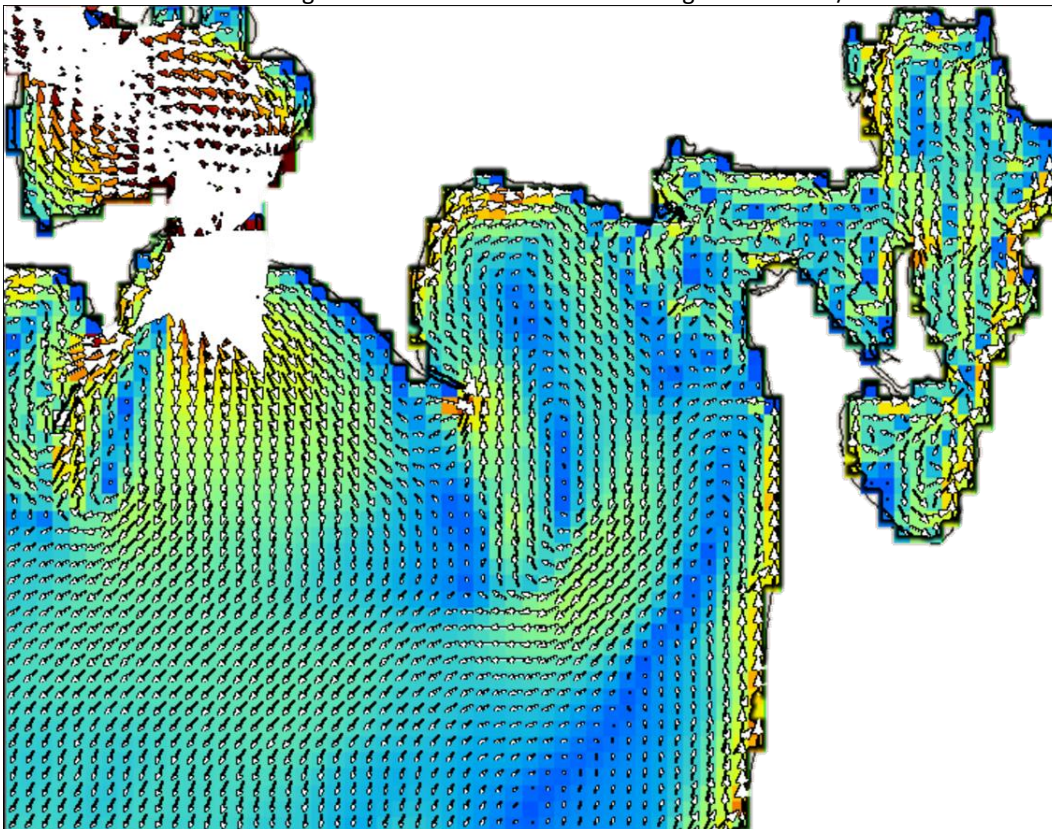
Figura D.11 Vento sudoeste e vazão igual a 1086m<sup>3</sup>/sFigura D.12 Vento sudoeste e vazão igual a 3870m<sup>3</sup>/s

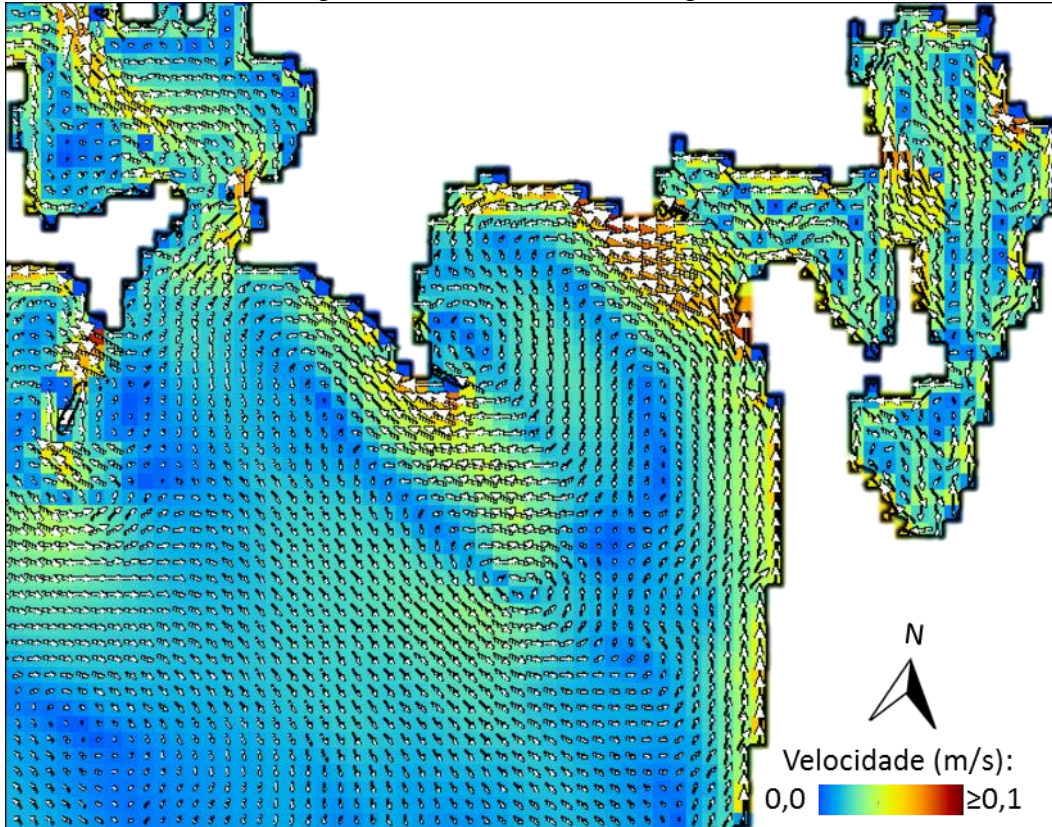
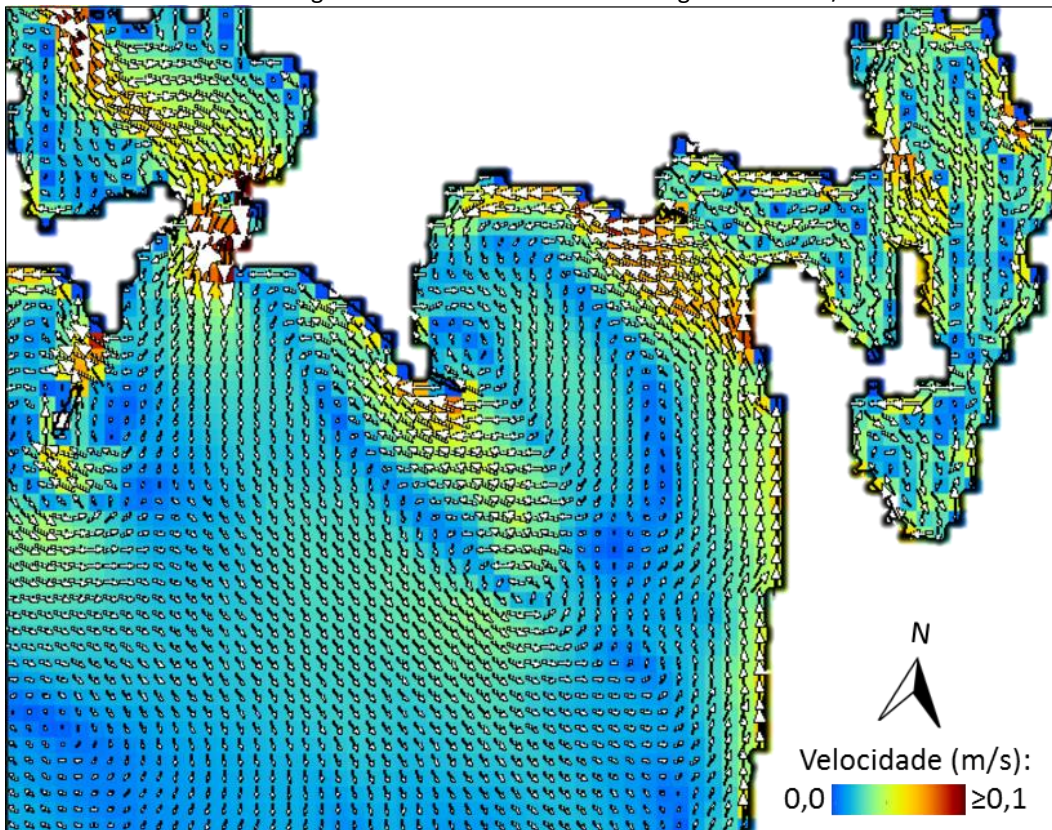
Figura D.13 Vento sudeste e vazão igual a  $440\text{m}^3/\text{s}$ Figura D.14 Vento sudeste e vazão igual a  $1086\text{m}^3/\text{s}$ 

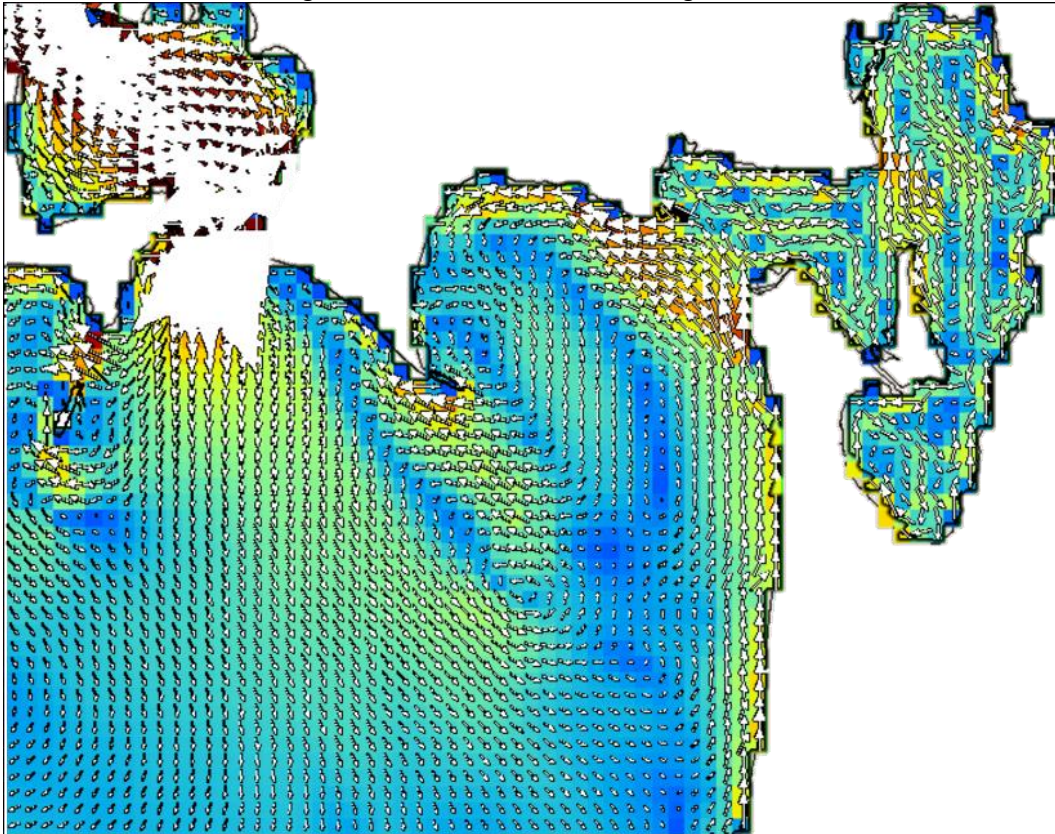
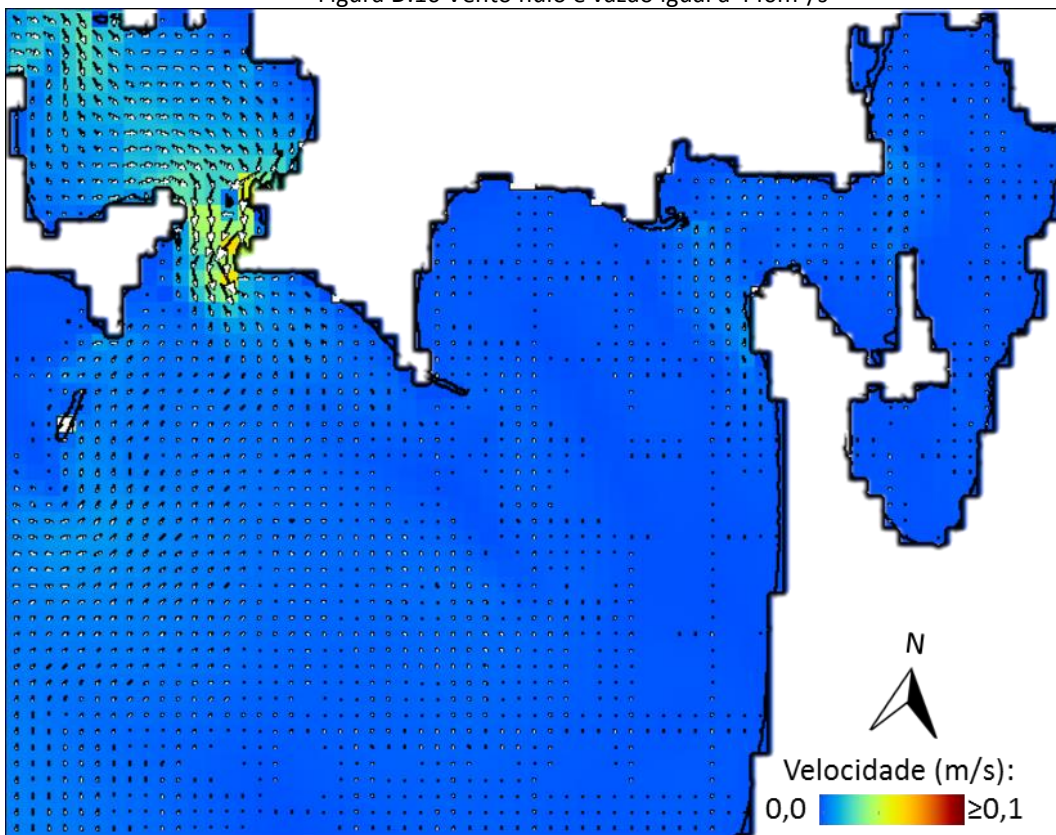
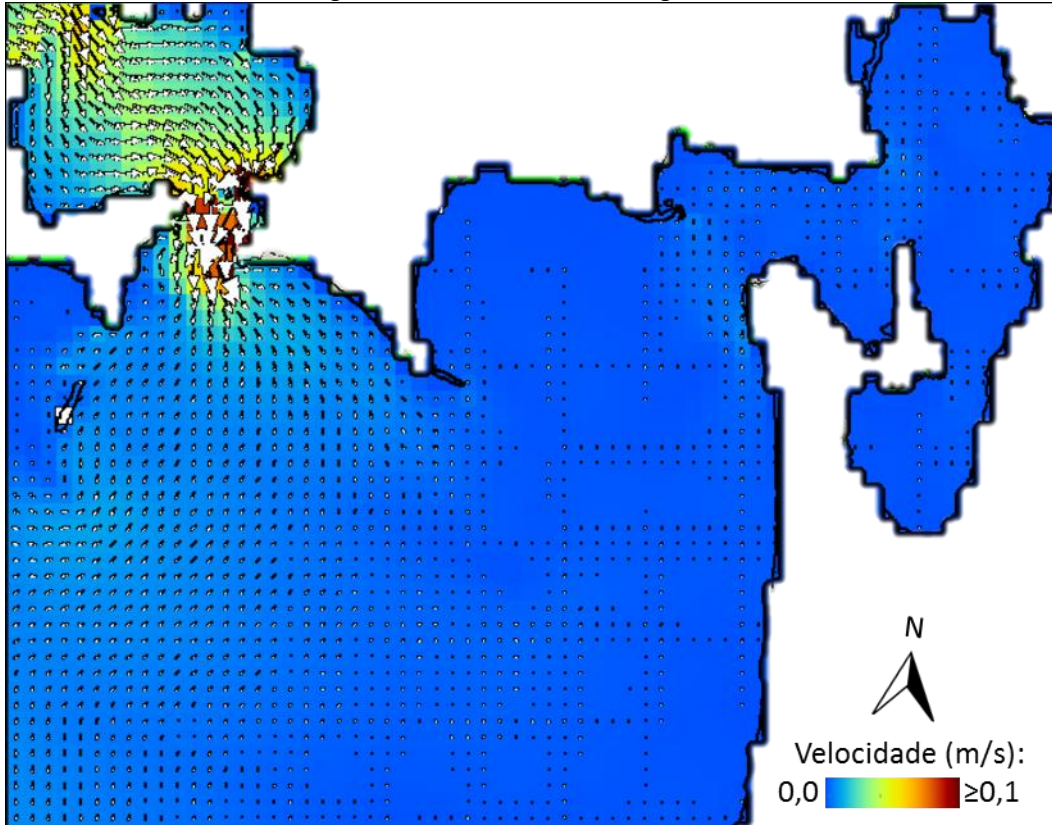
Figura D.15 Vento sudoeste e vazão igual a 3870m<sup>3</sup>/sFigura D.16 Vento nulo e vazão igual a 440m<sup>3</sup>/s

Figura D.17 Vento nulo e vazão igual a  $1086\text{m}^3/\text{s}$ Figura D.18 Vento nulo e vazão igual a  $3870\text{m}^3/\text{s}$ 