Lilian Marques Nogueira Seiler

Modelagem numérica da Lagoa dos Patos: variação espacial e temporal da qualidade da
água

Dissertação apresentada ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências, Programa de Oceanografia, área de Oceanografia Geológica.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Siegle.

SÃO PAULO

2014

Universidade de São Paulo
Instituto Oceanográfico

Modelagem numérica da Lagoa dos Patos: variação espacial e temporal da qualidade da
água

Lilian Marques Nogueira Seiler

Dissertação apresentada ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo,
como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências, Programa de
Oceanografia, área de Oceanografia Geológica.

Julgada em ____ / ____ / ____

Prof. Dr. Eduardo Siegle

Conceito

Prof(a). Dr(a).

Conceito

Prof(a). Dr(a).

Conceito

Sumário

Agradecimentos	iii
Resumo	IV
Abstract.....	V
Lista de figuras.....	vi
Lista de tabelas.....	xiv
1. Introdução	1
1.1 Estudos voltados à análise de variáveis de qualidade da água na lagoa.....	3
2. Qualidade das águas	5
2.1. Monitoramento da qualidade das águas	5
2.1.1 Histórico e legislação aplicada ao monitoramento das águas no Brasil	6
2.3. O enquadramento dos corpos d'água	7
2.4. Variáveis indicadoras da qualidade da água.....	8
3. Objetivos.....	12
3.1 Objetivos Específicos	12
4. Área de estudo: a Lagoa dos Patos	12
4.1. Fontes Poluidoras na Lagoa dos Patos	14
4.2. O enquadramento das águas da Lagoa dos Patos	16
5. Metodologia.....	19
5.1. O modelo numérico	19
5.1.2. Módulo Hidrodinâmico	20
5.1.3. Módulo de Propriedades da Água	20
5.1.4. Módulo de Qualidade da Água.....	20
5.2. Domínio do modelo e malha batimétrica	22
5.3.3 Simulações da qualidade da água	27
5.4. Avaliação da representatividade do modelo	33
5.5 Cenários	47
5.5.1 Cenário I (Rio): Ausência de lançamentos pontuais	48
5.5.2 Cenário II (Normativo): a Lagoa dos Patos dentro dos limites legais.....	48

5.5.3 Cenário III (ausência de carga difusa): Comportamento na Lagoa na ausência de cargas difusas.....	49
5.5.4 Cenários IV (presença de carga difusa): Influência das cargas difusas presentes na região estuarina.....	50
6. Resultados.....	52
6.1 Hidrodinâmica da Lagoa dos Patos e seu efeito nas concentrações das variáveis da água.....	52
6.1.1 Ventos predominantes de NE em situação de baixa vazão	53
6.1.2 Ventos predominantes de NE em situação de alta vazão	67
6.1.3 Ventos predominantes de SO em situação de baixa vazão.....	81
6.1.4 Ventos predominantes de SO em situação de alta vazão	96
7. Discussão.....	122
7.1 A aplicação da modelagem numérica em estudos ecológicos	122
7.2 Hidrodinâmica do sistema e sua influência no comportamento das variáveis simuladas	124
8. Conclusões.....	133
9. Bibliografia.....	136

Agradecimentos

Agradeço a Deus e aos meus pais, Maria do Socorro e Sérgio, e aos meus irmãos, Bruna e Mateus, pelo apoio incondicional e por estarem sempre ao meu lado, independente da dificuldade. Esta conquista é nossa!

Aos meus avós Constança e Joaquim pelo apoio e amor durante todas as etapas dessa e de demais jornadas.

À minha família pelos momentos de alegria e palavras de carinho

Ao Prof. Dr. Eduardo Siegle pelo apoio e confiança no meu trabalho.

À Prof. Dr. Elisa Helena Fernandes por todo o carinho, apoio e entusiasmo nessa e nas demais etapas da minha jornada.

Aos professores Paulo Cesar Abreu e Clarisse Odebrecht pelos ensinamentos e apoio na estruturação deste trabalho.

Ao Vitor Chiozzini pelos ensinamentos e valiosas discussões.

Ao Departamento de Gestão de Recursos Hídricos (DEGERH) da Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN), em especial à senhora Fatima Neves Warth e sua equipe, por todo apoio e informações cedidas para o engrandecimento deste trabalho.

Às amizades antigas, e às novas que conquistei nestes dois anos: Tati Rosa (que sempre deu apoio e esteve disposta a ouvir minhas “caraminholas”), pessoal do LDC e do LabNut, amigas e amigos de fora do IO...sem vocês o caminho teria sido difícil!

Por fim, à todos que de alguma forma contribuíram direta ou indiretamente com este trabalho, seja compartilhando um aprendizado ou um simples sorriso!

Muito Obrigada!

Resumo

Este trabalho aborda a influência da hidrodinâmica da Lagoa dos Patos (RS) no comportamento de variáveis indicadoras da qualidade da água, como o material em suspensão, o oxigênio dissolvido, os nutrientes inorgânicos dissolvidos e a clorofila-a. Adicionalmente, o trabalho apresenta uma avaliação do efeito do lançamento de efluentes na magnitude das concentrações destas variáveis e nas suas inter-relações. Para o desenvolvimento deste estudo aplicou-se o modelo numérico MOHID 2D, utilizado com êxito na gestão ambiental de regiões costeiras. Os resultados indicam que a Lagoa dos Patos é um corpo lagunar heterogêneo no qual sua hidrodinâmica é regida principalmente pela atuação dos ventos e da vazão fluvial. Esses fatores influenciam diretamente o comportamento das variáveis estudadas. A presença de efluentes altera significativamente a magnitude das concentrações dos nutrientes e da clorofila-a no ambiente, principalmente nas regiões próximas aos locais de lançamento. A modelagem numérica é uma importante ferramenta para a gestão ambiental de sistemas dinâmicos e que variáveis ecológicas são condicionadas pelas suas inter-relações e pela circulação do sistema.

Palavras-chave: Modelagem numérica, lagoa costeira, hidrodinâmica, qualidade da água, efluentes.

Abstract

This work assesses the influence of Patos Lagoon- RS hydrodynamics in the behavior of water quality indicator variables as like suspended material, dissolved oxygen, dissolved inorganic nutrients and chlorophyll-a. Also gives an assessment of the effect of effluent discharge in the magnitude of the concentrations of these variables and in their interrelationships. To develop this study we applied the numerical model MOHID 2D, successfully applied in environmental management of coastal areas. The results indicate that Patos Lagoon is a heterogeneous system in which its hydrodynamic is governed mainly by the action of wind and river flow, which directly influence the behavior of water quality variables. Furthermore, the presence of effluent significantly changes the magnitude of the nutrients and chlorophyll-a concentration, particularly in areas close to the sewage launch sites. We concluded that the numerical modeling is an important tool for the dynamics systems management and that ecological variables are not only conditioned by their interrelations, but also by system circulation.

Keywords: Numerical modelling, coastal lagoon, hydrodynamics, water quality, effluents.

Lista de figuras

Figura 1: Localização da Lagoa dos Patos. Região norte (Lago Guaíba) destacado em vermelho.	2
Figura 2: Zoneamento do Porto de Rio Grande. Fonte: Porto do Rio Grande (http://www.portoriogrande.com.br/site/estrutura_zoneamento_do_porto.php).	13
Figura 3 Divisão e enquadramento das águas da região estuarina da Lagoa. Fonte: PMSBRG (2014).	16
Figura 4: Enquadramento das águas da região sul da Lagoa dos Patos. Fonte: FEPAM - Norma Técnica N° 003/95.	18
Figura 5: Enquadramento das águas do Lago Guaíba. Fonte: Comitê Lago Guaíba.	18
Figura 6: Modelo conceitual do módulo de qualidade da água. Fonte: MOHID (http://www.mohid.com/WaterQuality.htm).	22
Figura 7 Malha batimétrica gerada para a Lagoa dos Patos. A) Domínio lagunar com a localização da maré (em preto). B) Detalhamento da resolução da grade na região do Lago Guaíba C) Detalhamento da resolução da grade na região estuarina da Lagoa dos Patos.	24
Figura 8 Série temporal da variação da magnitude do vento na região da Lagoa dos Patos de Janeiro a Setembro de 2011.	25
Figura 9 Série temporal da variação da magnitude do vento na região da Lagoa dos Patos de Outubro a Dezembro de 2011.	26
Figura 10 Série temporal da vazão dos rios Guaíba, São Gonçalo e Camaquã.	26
Figura 11 Variação temporal da umidade relativa e temperatura do ar. Fonte: INMET.	27
Figura 12. Pontos considerados para compor a carga aportada pelo rio Guaíba. Fonte: Adaptado de CGBHLG (2002).	29
Figura 13 Localização dos pontos de lançamento de efluentes segundo apresentado em Garcia (2004). Fonte: Garcia (2004).	31
Figura 14 A) Locais de lançamento de efluentes clandestinos no canaleta de Rio Grande. B) Localização dos pontos amostrados por Vargas & Baumgarten (2011). Extraído de Fonte: Revista FEPAM, FEPAM em Revista, Porto Alegre, v. 5, n. 2, jul./dez. 2011.	32
Figura 15 Série temporal da elevação do nível do mar (intervalo de 20 minutos) em um ponto localizado na região estuarina. A) Testes com a lei de Von Karma. B) Testes com	

a lei de Manning. Em preto, dados reais. Demais cores, resultado de nível calculado pelo modelo.	36
Figura 16 Série temporal da velocidade longitudinal da corrente em um ponto localizado na região estuarina. A) Testes com a lei de Von Karma. B) Testes com a lei de Manning. Em preto, dados reais. Demais cores, resultado de nível calculado pelo modelo.	37
Figura 17 Séries temporais da velocidade longitudinal da corrente. A) período validado. B) comparação da velocidade real e calculada ao longo de um mês. Em azul: média das velocidades medidas em 10 profundidades. Em verde: velocidade calculada pelo modelo com um coeficiente de transferência de momento de 0.0018.....	39
Figura 18 Variação temporal da concentração de fitoplâncton (mgC/L) para diferentes IOL.	41
Figura 19 Variação temporal da concentração de fitoplâncton (mgC/L) para uma TMCf de 1.76/d, 2.2/d, 2.64/d para uma IOL de 30 W/m ²	42
Figura 20 Variação temporal da concentração de fitoplâncton (mgC/L) para uma TMCf de 1.76/d, 2.2/d, 2.64/d para uma IOL de 100 W/m ²	43
Figura 21 Concentração média de clorofila-a (mgC/L) para o ponto Fluorímetro. Dados reais (azul) e simulados (vermelho).....	44
Figura 22 Variação temporal da concentração de clorofila-a (mgC/L) para o ponto Fluorímetro. Dados reais (azul) e simulados (vermelho).	46
Figura 23 Variação da intensidade da corrente (m/s) em 0h, 48h e 72h em um domínio com alta resolução (a) e baixa resolução (b).	47
Figura 24 Concentrações impostas nos pontos de lançamento correspondes aos Sistemas Central (ETE Navegantes - vazão constante de 0,15 m ³ /s) e Parque Marinha (ETE Parque Marinha-vazão de lançamento constante de 0.05 m ³ /s)	50
Figura 25 Pontos de lançamento de efluentes às margens da cidade de Rio Grande. Pontos ETE Navegantes e ETE Pq. Marinha: lançamento pontual. Demais pontos: cargas difusas consideradas nas simulações, em que “R” indica efluentes via Runoff, “D” domestico, “M” misto e “I” industrial.....	51
Figura 26 Distribuição da frequência de ocorrência das intensidades das correntes de vazante e de enchente em 2011	53
Figura 27 Pontos de análise das variáveis ecológicas (destaque para a região estuarina) nos setores Lago Guaíba (A); Norte e Sul (B) e Estuarina (C).	54

Figura 28 Variação espaço temporal do nível da água ao longo do corpo lagunar em ventos de NE e baixa vazão.	55
Figura 29 Intensidade das correntes de enchente (valores positivos) e vazante (valores negativos) em evento de ventos de NE e baixa vazão na porção estuarina.	56
Figura 30 Intensidade (escala em cinza) (m/s), direção das correntes e variação do nível do mar (m) (escala colorida) em ventos de NE e baixa vazão na região norte e estuarina.	56
Figura 31 Variação espaço-temporal da salinidade em vento de NE e baixa vazão.	57
Figura 32 Variação espaço-temporal do material em suspensão (mg/L) em ventos de NE e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.	58
Figura 33 Variação espaço-temporal do material em suspensão em situação de vento de NE e baixa vazão na porção Estuarina. S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb= desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.	59
Figura 34 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido (mg/L) em ventos de NE e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.	60
Figura 35 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido em ventos de NE e baixa vazão. Na representação gráfica: S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.	61
Figura 36 Variação espaço-temporal do amônio (mg-N/L) em situação de vento de NE e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.	62
Figura 37 Variação espaço-temporal do NIT e amônio em vents de NE e baixa vazão na porção Estuarina. Na representação gráfica do amônio e do NIT: S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.	63
Figura 38 Variação espaço-temporal do fosfato (mg-P/L) em situação de vento de NE e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.	64
Figura 39 Variação espaço-temporal do fosfato em situação de vento de NE e baixa vazão na porção Estuarina. S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da	

Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso. 65

Figura 40 Variação espaço-temporal da clorofila-a em ventos de NE e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina. 66

Figura 41 Variação espaço-temporal da clorofila-a em situação de vento de NE e baixa vazão na porção Estuarina. S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso. 67

Figura 42 Variação espaço temporal do nível da água ao longo do corpo lagunar em situação de ventos de NE e alta vazão. 68

Figura 43 Intensidade das correntes de enchente (valores positivos) e vazante (valores negativos) em evento de ventos de vazão na porção estuarina. 69

Figura 44 Intensidade (m/s) (escala cinza), direção das correntes e variação do nível do mar (m) (escala colorida) ao longo do corpo lagunar em ventos predominantes de NE e alta vazão (destaque para a região do Lago Guaíba e Estuarina). 69

Figura 45 Variação espaço-temporal da salinidade em ventos de NE e alta vazão. 70

Figura 46 Variação espaço-temporal do material em suspensão em ventos de NE e alta vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina. 72

Figura 47 Variação espaço-temporal do material em suspensão em situação de vento de NE e alta vazão na porção Estuarina. S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso. 73

Figura 48 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido ventos de NE e alta vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina. 74

Figura 49 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido em situação de vento de NE e alta vazão na porção Estuarina. S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso. 75

Figura 50 Variação espaço-temporal do amônio em ventos de NE e alta vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina. 76

Figura 51 Variação espaço-temporal do NIT e amônio em situação de vento de NE e alta vazão na porção Estuarina. Na representação gráfica: S.Just= Saco do Justino;

IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.....	77
Figura 52 Variação espaço-temporal do fosfato em situação de vento de NE e alta vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.....	78
Figura 53 Variação espaço-temporal do fosfato em situação de vento de NE e alta vazão na porção Estuarina. Destaque da variação (segundo gráfico). S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.....	79
Figura 54 Variação espaço-temporal da clorofila-a em ventos de NE e alta vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.	80
Figura 55 Variação espaço-temporal da clorofila-a em situação de vento de NE e alta vazão na porção Estuarina. S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.	81
Figura 56 Variação temporal da elevação da água ao norte (P3) e ao sul (P10) da Lagoa dos Patos em situação de ventos predominantes de SO em situação de baixa vazão.....	82
Figura 57 Intensidade das correntes de enchente (valores positivos) e vazante (valores negativos) em evento de ventos de SO e baixa vazão.	83
Figura 58 Intensidade e direção das correntes ao longo do corpo lagunar em ventos de SO e baixa vazão.	83
Figura 59 Variação espaço-temporal da salinidade ventos de SO e baixa vazão.....	84
Figura 60 Variação espaço-temporal do material em suspensão em situação de vento de SO e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.	85
Figura 61 Variação espaço-temporal do material em suspensão em situação de vento de SO e baixa vazão na porção Estuarina. Destaque da variação (segundo gráfico). S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.	86

Figura 62 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido são em situação de vento de SO e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina. 87

Figura 63 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido em situação de vento de SO e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina. Na representação gráfica: S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso. 88

Figura 64 Variação espaço-temporal do amônio em ventos de SO e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina. 90

Figura 65 Variação espaço-temporal do NIT e amônio e em situação de vento de SO e baixa vazão na porção Estuarina. Destaque da variação (segundo e quarto gráficos). S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte = Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso. 91

Figura 66 Variação espaço-temporal do fosfato em situação de vento de SO e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina. 93

Figura 67 Variação espaço-temporal do fosfato em situação de vento de SO e baixa vazão na porção Estuarina. S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso. 94

Figura 68 Variação espaço-temporal da clorofila-a em situação de vento de SO e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina. 95

Figura 69 Variação espaço-temporal da clorofila-a em situação de vento de SO e baixa vazão na porção Estuarina. S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso. 96

Figura 70 Variação do nível da água ao longo do corpo lagunar em ventos de SO e alta vazão 97

Figura 71 Intensidade das correntes de enchente (valores positivos) e vazante (valores negativos) em evento de ventos de SO e alta vazão 97

Figura 72 Intensidade e direção das correntes ao longo do corpo lagunar em situação de ventos predominantes de SO e alta vazão. 98

Figura 73 Variação espaço-temporal do material em suspensão em ventos de SO e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina. 99

Figura 74 Variação espaço-temporal do material em suspensão em situação de vento de SO e baixa vazão na porção Estuarina. S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso. 100

Figura 75 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido em ventos de SO e alta vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina. 101

Figura 76 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido em situação de vento de SO e alta vazão na região Estuarina. Na representação gráfica: S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso..... 102

Figura 77 Variação espaço-temporal do amônio em ventos de SO e alta vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina. 104

Figura 78 Variação espaço-temporal do NIT e amônio e em situação de vento de SO e alta vazão na porção Estuarina. Destaque da variação (segundo e quarto gráficos). S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso. 105

Figura 79 Variação espaço-temporal do fosfato em ventos de SO e alta vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina. 107

Figura 80 Variação espaço-temporal do fosfato em situação de vento de SO e alta vazão na porção Estuarina. S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso. 108

Figura 81 Variação espaço-temporal da clorofila-a em ventos de SO e alta vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina. 109

Figura 82 Variação espaço-temporal da clorofila-a em situação de vento de SO e alta vazão na porção Estuarina. S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso. 110

Figura 83 Concentração de amônio em cada cenário nos meses de Janeiro, Fevereiro e Março no estuário da Lagoa dos Patos.	114
Figura 84 Concentração de amônio em cada cenário nos meses de Abril, Maio e Junho no estuário da Lagoa dos Patos	115
Figura 85 Concentração de amônio em cada cenário nos meses de Julho, Agosto e Setembro no estuário da Lagoa dos Patos	116
Figura 86 Concentração de amônio em cada cenário nos meses de Outubro, Novembro e Dezembro no estuário da Lagoa dos Patos.	117
Figura 87 Concentração de clorofila-a em cada cenário nos meses de Janeiro, Fevereiro e Março no estuário da Lagoa dos Patos	118
Figura 88 Concentração de clorofila-a em cada cenário nos meses de Abril, Maio e Junho no estuário da Lagoa dos Patos	119
Figura 89 Concentração de clorofila-a em cada cenário nos meses de Julho, Agosto e Setembro no estuário da Lagoa dos Patos.	120
Figura 90 Concentração de clorofila-a em cada cenário nos meses de Outubro, Novembro e Dezembro no estuário da Lagoa dos Patos	121

Lista de Tabelas

Tabela 1 Parâmetros testados nos testes de sensibilidade do modelo	34
Tabela 2 Testes e valores obtidos do RMAE aplicados aos dados de velocidade da corrente longitudinal para as leis de Von Karman e Manning	38
Tabela 3 Concentrações impostas nos pontos de lançamento correspondes aos Sistemas Central (ETE Navegantes - vazão constante de 0,15 m ³ /s) e Parque Marinha (ETE Parque Marinha. Vazão de lançamento constante de 0.05 m ³ /s) no cenário normativo.	49
Tabela 4 Concentrações impostas às cargas difusas hipoteticamente consideradas.	51
Tabela 5 Concentrações médias anuais de material em suspensão e diferença percentual entre o cenário I (Rio) e os cenários II (Normativo), III (ausência de Carga Difusa (S/ CD)) e III (presença de Carga Difusa (C/ CD)) ao longo da Lagoa dos Patos.....	111
Tabela 6 Concentrações médias anuais de oxigênio dissolvido e diferença percentual entre o cenário I (Rio) e os cenários II (Normativo), III (ausência de Carga Difusa (S/ CD)) e III (presença de Carga Difusa (C/ CD)) ao longo da Lagoa dos Patos.....	111
Tabela 7 Concentrações médias anuais de NIT e diferença percentual entre o cenário I (Rio) e os cenários II (Normativo), III (ausência de Carga Difusa (S/ CD)) e III (presença de Carga Difusa (C/ CD)) ao longo da Lagoa dos Patos.....	112
Tabela 8 Concentrações médias anuais de amônio e diferença percentual entre o cenário I (Rio) e os cenários II (Normativo), III (ausência de Carga Difusa (S/ CD)) e III (presença de Carga Difusa (C/ CD)) ao longo da Lagoa dos Patos.....	113
Tabela 9 Concentrações médias anuais de clorofila-a e diferença percentual entre o cenário I (Rio) e os cenários II (Normativo), III (ausência de Carga Difusa (S/ CD)) e III (presença de Carga Difusa (C/ CD)) ao longo da Lagoa dos Patos.....	113
Tabela 10 Concentrações médias anuais de fosfato e diferença percentual entre o cenário I (Rio) e os cenários II (Normativo), III (ausência de Carga Difusa (S/ CD)) e III (presença de Carga Difusa (C/ CD)) ao longo da Lagoa dos Patos.....	122

1. Introdução

Lagoas costeiras são corpos hídricos de alta relevância tanto do ponto de vista ambiental quanto econômico. Consideradas um dos ecossistemas mais produtivos da biosfera, são utilizadas como recursos para o desenvolvimento de inúmeras atividades antrópicas (Nascimento, 2010). Devido à multiplicidade de usos destes sistemas há um crescente desenvolvimento industrial e urbano no entorno de suas margens, o que as tornam suscetíveis a pressões ambientais que podem levar à degradação de suas águas.

Assim, a manutenção das lagoas costeiras é uma constante preocupação de pesquisadores e tomadores de decisão, de modo que se tornam necessárias avaliações contínuas da qualidade de suas águas. No entanto, estas avaliações são tarefas bastante complexas devido à interação e curta escala temporal de ocorrência entre os processos físicos, químicos e biológicos que regem o sistema (Seeliger & Odebrecht, 2010).

Tradicionalmente as análises das águas de ambientes lagunares são realizadas por monitoramentos em campo das propriedades físicas, químicas e biológicas da água em estações pontuais no espaço e no tempo. Mesmo sendo adequado, este procedimento apresenta limitações temporais, espaciais e um alto custo operacional. Devido ao alto custo associado com as análises de múltiplos constituintes para a determinação da qualidade da água, os dados geralmente são coletados somente uma ou duas vezes por mês, logo, uma representação discreta, ou seja, especificamente daquele tempo e local.

Deste modo, verifica-se a necessidade de se trabalhar com ferramentas que consigam superar as dificuldades de campo ao mesmo tempo em que consigam fornecer uma visão sistêmica dos processos envolvidos. Os modelos numéricos são ferramentas que, além de suprirem as limitações do procedimento em campo, permitem simular os impactos das atividades humanas no meio e prever a sua subsequente resposta ambiental a curto e longo prazo, auxiliando na preservação e na gestão ambiental (Braga Jr., 1987; Neves et al., 2001; Fitzpatrick, 2008).

Assim, a aplicação da modelagem numérica apresenta-se como uma ferramenta indispensável no gerenciamento não só de lagoas costeiras como de demais corpos hídricos (Gonçalves, 2009). Entretanto, é válido ressaltar que o uso de dados de campo é imprescindível na aplicação de um modelo numérico, uma vez que estes fornecem uma visão discreta do sistema. A aplicação de modelos numéricos para o entendimento de um sistema real complexo é eficiente e relevante, no entanto, apresenta limitações

derivadas das aproximações e constantes aplicadas em seus equacionamentos. Sendo assim, os modelos numéricos tornam-se ferramentas válidas quando são adequadamente calibrados e validados (Precioso et al., 2010).

Uma lagoa costeira que apresenta alto grau de importância ambiental e econômica e que está sujeita à degradação é a Lagoa dos Patos, localizada no Estado do Rio Grande do Sul (Figura 1). O desenvolvimento urbano e industrial crescente em seu entorno e a presença de um complexo portuário na sua porção estuarina faz com que os lançamentos dos resíduos resultantes destas atividades acabem comprometendo a qualidade de suas águas, podendo gerar prejuízos ambientais, econômicos e sociais (Almeida et al., 1993).

Figura 1: Localização da Lagoa dos Patos. Região norte (Lago Guaíba) destacado em vermelho.

Informações relativas à qualidade da água da Lagoa dos Patos como um todo ainda são escassas (Niencheski et al., 2006; Seiler & Fernandes, 2013). Pereira (2003)

observou que não há um monitoramento periódico da qualidade das águas ao longo de todo o corpo lagunar, sendo as análises voltadas principalmente à secção norte da lagoa ou a sua região estuarina. Seiler & Fernandes (2013) observaram que o monitoramento de propriedades relativas à qualidade da água ou análises da própria qualidade da água de todo o corpo lagunar ainda continuam deficientes.

Neste contexto, este trabalho apresenta uma avaliação da hidrodinâmica da Lagoa dos Patos e o efeito desta na variação espaço-temporal de variáveis físicas, químicas e biológicas da água, sendo estas a salinidade, material em suspensão, oxigênio dissolvido, amônio, nitrito, nitrato, fosfato e clorofila-a. Além disso, este trabalho avaliou se a presença de efluentes líquidos de fontes poluidoras afeta a magnitude das concentrações destas variáveis, identificando quais áreas da lagoa são mais sensíveis à presença destes efluentes. A partir desta indicação, também foi observado se a presença dos efluentes nestas áreas altera o enquadramento das águas destes locais.

Segundo o Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) os efluentes líquidos de fontes poluidoras são definidos como o despejo líquido resultante de atividades industriais, domésticas, comerciais, dentre outras para um corpo receptor.

Como ferramenta, foi aplicado o modelo numérico MOHID (Water Modelling System), um modelo desenvolvido para dar apoio à gestão de ecossistemas aquáticos (Neves et al., 2001) e que já foi usado com êxito em inúmeros estudos envolvendo a hidrodinâmica e a abordagem da qualidade da água (Cancino & Neves, 1999; Trancoso et al., 2005; Malhadas et al., 2009; Deus et al., 2013; Fossati et al., 2013).

1.1 Estudos voltados à análise de variáveis de qualidade da água na lagoa

Grande parte dos levantamentos e trabalhos aplicados para todo o corpo lagunar não tiveram como objetivo principal a avaliação da qualidade de suas águas. As análises de variáveis físicas, químicas, biológicas e geológicas de todo o corpo lagunar tiveram início em 1885. Neste ano, Von Ihering escreveu um artigo no qual abordou o comportamento destas variáveis e também os aspectos socioeconômicos da região (Odebrecht, 2003). Em 1986, no projeto intitulado ‘Espinha de Peixe’, foi realizado um levantamento de dados hidrológicos, geológicos e biológicos em 60 estações de amostragem distribuídas ao do corpo lagunar.

Ao final de 1987, amostras de variáveis físicas, químicas e biológicas foram coletadas mensalmente em 18 estações de amostragem distribuídas ao longo do eixo principal da lagoa no projeto intitulado ‘Lagoa dos Patos (Estrutura e Dinâmica do Sistema Lagoa dos Patos)’. Com os dados deste projeto, Vilas Boas (1990) avaliou o comportamento e distribuição de nutrientes, elementos maiores e metais pesados na lagoa. Posteriormente, Odebrecht et al. (2005) utilizaram os dados do mesmo projeto para avaliar o comportamento de propriedades pelágicas da lagoa, tais como: salinidade, silicato, nitrogênio total (amônia, nitrito +nitrato), fosfato e clorofila-a, em uma situação de seca.

Em 1999 no “Programa para o Desenvolvimento Racional, Recuperação e Gerenciamento Ambiental da Lagoa dos Patos/Mirim – Pró Mar de Dentro” variáveis físicas, químicas e biológicas foram novamente levantadas. Os resultados deste projeto foram utilizados por Pereira (2003) para realizar o primeiro estudo dos processos que regem a qualidade da água do sistema através da aplicação da modelagem numérica. Neste trabalho, foi utilizado como ferramenta o modelo Delft3D, no entanto, o estudo utilizou uma morfologia que não condiz com a configuração e batimetria mais atual da região estuarina.

Dados de salinidade, temperatura, material em suspensão, nutrientes dissolvidos (amônio, nitrito, nitrato e fosfato), oxigênio e demanda bioquímica de oxigênio foram analisados por Niencheski et al., (2006) em um levantamento realizado de agosto a dezembro de 2001 em 16 estações de amostragem distribuídos no eixo principal e áreas marginais da laguna.

Posteriormente, no ‘Programa Costa Sul - Manejo costeiro integrado do baixo estuário da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente’, Pearson (2007) realizou um novo estudo relacionado à qualidade da água também utilizando a modelagem numérica, no entanto, a autora concluiu que o período de simulação aplicado foi muito curto, impossibilitando a estabilização das variáveis.

Em 2013, utilizando o modelo numérico MOHID, Seiler (2013) avaliou a variação espacial e temporal de nutrientes e biomassa fitoplancônica ao longo de todo o corpo lagunar em duas situações hidrológicas distintas. Neste trabalho, foram consideradas a nova morfologia da região estuarina da lagoa e a estabilização das variáveis no sistema. No entanto, o estudo não focou a abordagem na qualidade da água e não considerou a influência de efluentes de fontes poluidoras.

2. Qualidade das águas

Muitas vezes o termo qualidade da água esta associado ao grau de pureza da água, no entanto, este também pode ser visto como o conjunto de características físico-químicas que permitem determinar para quais finalidades a água pode ser utilizada (Merten & Minella, 2002) ou também, pode ser visto como o padrão mais próximo possível do estado natural da água, ou seja, sem qualquer interferência antrópica (Branco, 1991 *apud* Ceretta, 2004).

Nem toda substância que adentra o corpo hídrico pode lhe causar uma deterioração, já que esta é determinada pela concentração da substância e tipos de usos que se faz da água no qual esta sendo lançada. As formas nas quais as substâncias adentram o corpo hídrico podem ser pontuais (quando lançadas em pontos específicos no qual as emissões são individuais e há controle da emissão) ou difusas (quando geradas pelo escoamento superficial da água de forma distribuída) (Pereira, 2004; Von Sperling, 1996; Silva, 2012).

Quando inseridas, as substâncias podem se comportar como poluidoras (quando provocam uma alteração adversa das características físicas, químicas e biológicas do meio, de modo a acarretar danos aos recursos naturais prejudicando assim o uso da água) ou contaminantes (quando causam efeito nocivo à vida animal e vegetal do sistema) (BRASIL, 1981; Von Sperling, 1996).

A distribuição temporal e espacial de sedimentos, nutrientes e microrganismos bem como o transporte e dispersão de poluentes são condicionados pela circulação do sistema, o que auxilia na indicação das áreas mais e menos propícias ao lançamento de efluentes e propícias à degradação (Paz et al., 2005).

2.1. Monitoramento da qualidade das águas

Um conjunto de fatores externos influenciam as características da água, tais como o clima, o solo, a vegetação adjacente e a interferência antrópica, no entanto, esta última é um dos fatores que mais podem causar alterações nas características da água, tornando-as suscetíveis a uma significativa degradação (Ceretta, 2004, Pereira, 2004). Consequentemente, nas ultimas décadas a qualidade das águas vem se alterando em decorrência do lançamento de resíduos decorrentes de atividades antrópicas, como as atividades industriais, domésticas, agrícolas, dentre outras.

Como a origem dos resíduos é abrangente, o conhecimento da constituição e propriedades dos componentes dos lançamentos bem como de seu comportamento ao adentrar o corpo hídrico receptor é de extrema importância para um melhor entendimento e avaliação da degradação.

Uma das maneiras de avaliar e acompanhar os possíveis impactos das atividades antrópicas em um sistema é através do monitoramento das propriedades da água. Segundo preconizado na Política Nacional dos Recursos Hídricos (BRASIL, 1997), o monitoramento tem por finalidade fornecer subsídios para a gestão, elaboração e avaliação de planos de ação para corpos hídricos a fim de lhes garantir condições adequadas para os seus usos pretendidos ao longo do tempo. Segundo a Agência Nacional das Águas (ANA), o monitoramento e a avaliação das águas não só superficiais como também subterrâneas, são fatores primordiais para uma adequada gestão dos Recursos Hídricos no Brasil.

2.1.1 Histórico e legislação aplicada ao monitoramento das águas no Brasil

Mesmo sendo uma atividade de extrema importância, o monitoramento da qualidade das águas dos corpos hídricos brasileiros ainda é considerado precário, além disso, o número de variáveis avaliadas é pouco expressivo em grande parte dos Estados e a periodicidade dos monitoramentos é irregular (Amaro, 2009). A dificuldade em realizar os monitoramentos é decorrente da ausência de redes estaduais de monitoramento em algumas regiões do País bem como da falta de um padrão de monitoramento para todas as redes (ANA).

A primeira base legal Brasileira relacionada especificamente aos recursos hídricos foi instituída a partir do Código das Águas, de 1934, no qual foi a primeira a abordar especificamente a proteção da qualidade da água no Brasil. Com ela, uma mudança nos conceitos relativos aos usos e propriedades da água foi iniciada, permitindo posteriormente a criação de uma Política Nacional de Gestão das Águas (CETESB, 2014). Segundo o próprio Código de Águas (BRASIL, 1934), antes de sua criação “o uso das águas no Brasil tem-se regido até hoje por uma legislação obsoleta, em desacôrdo com as necessidades e interesse da coletividade nacional”.

Em 1977, com a promulgação da Lei Nº 9.433, foi instituída a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), que conduziu a uma gestão integrada, descentralizada e

participativa dos recursos hídricos, auxiliando nos conflitos disponibilidade-demanda da água em função dos seus múltiplos usos e do crescimento urbano, industrial e agrícola.

Com esta lei a água passou a ser denominada como um bem de domínio público, ou seja, o Poder Público Federal e Estadual passou de proprietário para gestor da água de acordo com o interesse do coletivo e não do individual, como antes era decretado no antigo Código das Águas. Após a Lei das Águas, a criação da Lei Nº 9.984 de 2000 instituiu a Agência Nacional das Águas, que atua como órgão executor da PNRH e está integrada ao SINGREH.

Os fundamentos, objetivos, diretrizes da PNRC orientam as ações a serem tomadas pelo Estado e pela sociedade quando se trata de recursos hídricos, enquanto que SINGREH coordena a gestão integrada e implementa a PNRH. Além disso, a PNRH possui instrumentos que viabilizam a gestão dos recursos hídricos, dentre eles o enquadramento dos corpos d'água em classes segundo os usos preponderantes da água.

Considerando as redes estaduais e a rede Hidro Meteorológica Nacional, apenas a região sudeste do Brasil apresenta condições adequadas de monitoramento de qualidade da água (ANA, 2012). No Rio Grande do Sul, as redes de monitoramento da água são de responsabilidade da Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM), da Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN) e do Departamento Municipal de Água e Esgotos (DMAE), no qual totalizam 88 pontos de coleta com a medição de 32 variáveis com periodicidade de coleta variando de 1 a 4 coletas por ano (ANA, 2012).

2.3. O enquadramento dos corpos d'água

O enquadramento de um corpo hídrico é uma classificação baseada no tipo de suas águas (se águas doces ou salobras ou salinas) e seus usos. Nele, são estabelecidas metas que visam assegurar a qualidade da água em compatibilidade aos seus múltiplos usos bem como diminuir os custos de combate à sua poluição. Assim, dependendo do uso da água, sua qualidade pode ser mais (como por exemplo, para preservação) ou menos exigente (como por exemplo, para a navegação).

A elaboração dos enquadramentos dos corpos hídricos em Território Nacional era antigamente realizada de acordo com o que estava estabelecido na Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) Nº20 de 18 de junho de 1986, que dividia as águas doces, salobras e salinas em nove classes. Posteriormente, a Resolução CONAMA 20/1986 foi revogada pela Resolução CONAMA 357/2005, no qual cinco

classes foram criadas para as águas doces: classe especial (águas de melhor qualidade), 1, 2, 3 e 4, e para águas salobras e salinas foram criadas quatro classes: especial, 1, 2 e 3. A Resolução CONAMA 357/2005 dispõe que não é necessário que todas as variáveis de qualidade da água sejam avaliadas para indicar a conformidade de um sistema com o seu enquadramento, ou seja, um conjunto delas pode subsidiar esta avaliação.

2.4. Variáveis indicadoras da qualidade da água

Como visto, a qualidade da água está relacionada aos usos que se faz dela. Para avaliar se esta está apta ao uso para o qual foi determinada faz-se o uso de indicadores, um importante instrumento que torna possível sintetizar estas informações através de um conjunto de variáveis (ANA, 2014).

Os indicadores surgiram da necessidade de sintetizar as informações sobre as diversas variáveis que caracterizam a água bem como tornar fácil para o público leigo a compreensão da condição da água ao longo do tempo (Amaro, 2009; ANA, 2014). Além disso, auxilia gestores na tomada de decisões em diversas áreas de atuação. Em contrapartida, por apresentar de forma sintetizada um conjunto de informações sobre o comportamento das inúmeras variáveis, pode ocorrer uma perda de informação, sendo preciso considerar cada variável individualmente em avaliações mais detalhadas. Na aplicação de um índice, as variáveis são combinadas e a interação entre elas resulta em simples valores. A escolha do índice a ser aplicado depende dos objetivos de qualidade que se deseja apresentar.

Dentre as variáveis físicas, químicas e biológicas que podem ser utilizadas nos indicadores e o significado ambiental de cada uma delas, podem-se citar (Von Sperling, 1996; Chapra, 1997; Ceretta, 2004; CETESB, 2009; Piveli, 2013; ANA, 2014):

Variáveis físicas

a) Temperatura

Esta variável é avaliada em legislações referentes à qualidade da água, pois tal é essencial à manutenção da água e da vida aquática, pois condiciona as funções dos organismos aquáticos, tais como o crescimento, reprodução, desova e migração.

Assim, a entrada de uma substância com elevada temperatura, como por exemplo, quando ocorrem despejos industriais e de usinas termoeletricas, pode ocasionar um impacto no corpo d'água. Isto porque o aumento da temperatura no sistema acelera os processos de decomposição de compostos orgânicos, bem como

diminui a solubilidade de gases essenciais a manutenção da vida aquática, como o oxigênio dissolvido, que também é utilizado na decomposição aeróbica da matéria orgânica presente no sistema.

b) Material em suspensão

Ocorre naturalmente nos corpos d'água e é constituído por matéria viva (plâncton) e detritos orgânicos e inorgânicos. Seu efeito na qualidade da água é considerado indireto, pois sua presença causa uma atenuação da intensidade da luz ao longo da coluna d'água, reduz a concentração de oxigênio dissolvido bem como propiciam o aquecimento da água, interferindo na manutenção da vida aquática. Além disso, ao sedimentar, o material em suspensão pode reter no fundo do corpo d'água substâncias tóxicas originadas de despejos.

Variáveis Químicas

a) Nitrogênio

Os compostos nitrogenados são indispensáveis para o crescimento dos produtores primários e organismos em geral. Nos corpos d'água são encontrados nas formas orgânicas e inorgânicas (nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato).

A decomposição da matéria orgânica em meio aeróbico leva à formação de nitrogênio amoniacal, nas formas de amônia gasosa (NH_3) ou do íon amônio (NH_4^+). A oxidação biológica destes converte o nitrogênio a nitrito (NO_2^-) e posteriormente a nitrato (NO_3^-), em um processo denominado nitrificação, em que há um consumo de oxigênio dissolvido do meio. O processo inverso, denominado desnitrificação, no qual ocorre redução do nitrato a nitrito e posteriormente a nitrogênio gasoso (N_2), ocorre em baixas concentrações de oxigênio.

Sua origem pode ser tanto natural, como por exemplo, através da lavagem continental de matéria orgânica pelas chuvas, como de origem antrópica, como por exemplo, através do lançamento de efluentes, de modo que o esgoto sanitário é considerado a principal fonte de nitrogênio orgânico lançado nas águas. Outras fontes são alguns efluentes industriais (como de indústrias químicas), a atmosfera e a drenagem urbana.

É uma importante variável considerada na legislação, pois quando lançado nos corpos d'água naturais, juntamente com os compostos fosfatados, enriquece o meio e propicia um elevado crescimento de algas, podendo ocasionar a eutrofização do sistema.

Além disso, a análise das formas de nitrogênio pode indicar a idade da poluição no meio, assim, uma amostra de água que apresente predominância das formas reduzidas de nitrogênio (nitrogênio orgânico e amoniacal) indica que o foco da poluição (esgotos) está próximo da área amostrada, em contrapartida, se prevalecerem as formas oxidadas (nitrito e nitrato), há um indício de que os lançamentos estão distantes.

O nitrato também é utilizado como padrão de potabilidade, pois pode ser tóxico se encontrado acima do seu limite permissível. Já o nitrogênio amoniacal torna-se tóxico para a vida aquática quando em excesso. Além disso, sua presença provoca o consumo de oxigênio dissolvido das águas naturais.

b) Fósforo

Assim como o nitrogênio, o fósforo é um dos principais nutrientes para os processos biológicos, sendo essencial para a realização da fotossíntese, podendo atuar como limitante ao crescimento das algas quando em baixas concentrações.

Pode ser encontrado em águas naturais em três formas: orgânica, como ortofosfatos e como polifosfatos (sendo esta terceira forma não muito importante em estudos de controle da qualidade da água, pois logo ao chegarem ao corpo d'água sofrem hidrólise e rapidamente se convertem a ortofosfatos), nas formas particuladas e dissolvidas. A concentração de fósforo em águas naturais é raramente significativa, pois é ativamente utilizado pelas plantas.

Sua concentração acima dos limites naturais nos corpos d'água está relacionada principalmente aos lançamentos de esgotos domésticos e de alguns efluentes industriais, tais como os de indústrias de fertilizantes e de pesticidas. As drenagens de áreas agrícolas e urbanas também podem contribuir para uma concentração excessiva do fosfato em águas naturais. É uma variável de extrema importância para a legislação, pois seu excesso pode conduzir à eutrofização, prejudicando os usos múltiplos da água.

c) Oxigênio dissolvido

É uma das variáveis mais importantes em controles da qualidade da água e vital para a manutenção da vida aquática. Sua análise permite determinar as condições aeróbicas do corpo d'água, seja ele natural ou com lançamento de um material potencialmente poluidor. As variações de oxigênio nos corpos d'água dependem da temperatura e salinidade do meio, da circulação da água, das trocas com a atmosfera, bem como da atividade fotossintética e da vazão dos rios.

Uma baixa concentração de oxigênio pode indicar uma elevada presença de matéria orgânica, em contrapartida, uma alta concentração pode estar relacionada a uma elevada produção primária. Devido a processos de decomposição da matéria orgânica, sua concentração pode se tornar baixa no meio, podendo levar à mortalidade de organismos aquáticos e a processos anaeróbicos.

d) Demanda Bioquímica de Oxigênio

É uma variável fundamental para o controle da poluição das águas. Representa a demanda potencial de oxigênio requerida para oxidar os compostos orgânicos biodegradáveis presentes na água, não atuando como um potencial poluente, mas sim indicando a depleção de oxigênio dissolvido do meio. Deste modo, quanto maior a quantidade de matéria orgânica, maior a demanda por oxigênio, sendo assim, águas menos poluídas exigem baixos valores de DBO e apresentam elevadas concentrações de oxigênio dissolvido.

Variáveis Biológicas

a) Clorofila-a

Um dos indicadores da biomassa algal é a clorofila-a, um dos pigmentos responsáveis pelo processo fotossintético. Esta é a principal variável indicadora do estado trófico dos ambientes aquáticos e comumente o termo fitoplâncton é utilizado para representá-la.

A biomassa fitoplanctônica é altamente sensível às variações do meio (em questão de dias) em decorrência de interferências naturais (como por exemplo, variações de temperatura e da dinâmica do sistema) e interferências antrópicas (exemplo, o lançamento de esgotos, que introduzem uma quantidade excessiva de nutrientes para o meio, proporcionando um maior crescimento da biomassa). A heterogeneidade e variabilidade da biomassa fitoplanctônica também podem estar relacionadas a eventos de tempestade ou inundações, à circulação das frentes de maré em sentido oposto à vazão fluvial (que permitem a acumulação da biomassa) e ao cisalhamento induzido pelo vento.

3. Objetivos

Baseado no contexto apresentado, este trabalho teve por objetivo avaliar a influência da hidrodinâmica no comportamento de variáveis indicadoras da qualidade da água na Lagoa dos Patos, bem como identificar a interferência da presença de lançamentos de efluentes na magnitude das concentrações destas variáveis.

3.1 Objetivos Específicos

- Estudar a hidrodinâmica do corpo lagunar;
- Avaliar o comportamento espacial e temporal do conjunto de variáveis de qualidade da água na Lagoa dos Patos em função das forçantes hidrodinâmicas do sistema;
- Avaliar o efeito da entrada de efluentes na magnitude das concentrações das variáveis indicadoras da qualidade da água na Lagoa dos Patos;
- Identificar as áreas mais sensíveis à presença de efluentes na lagoa;

4. Área de Estudo: a Lagoa dos Patos

Localizada na porção sul do Brasil, a Lagoa dos Patos é considerada o maior sistema lagunar da América do Sul (Niencheski and Jahnke, 2002) e a maior lagoa costeira do tipo estrangulado do mundo (Kjerfve, 1986). Tem cerca de 250 quilômetros de extensão e 40 quilômetros de largura (Moller et al., 1996), no entanto, é uma lagoa rasa, com uma profundidade média de 5 metros (Castelão e Moller, 2006).

De acordo com Moller et al. (2009) é um sistema dominado pela vazão fluvial, no qual as principais contribuições de água doce no sistema são originadas dos rios Guaíba (uma composição da vazão dos rios Taquari, Jacuí, Caí e Sinos), Camaquã e canal de São Gonçalo (Möller et al., 2009; Niencheski et al., 2006). Quando ocorre uma vazão baixa a moderada (menor que 2400 m³/s), os ventos atuam com mais evidência do que a vazão. Estes, além de controlar a entrada e saída de água salina na região, fazem com que, somado ao fato de ser um sistema raso, a lagoa permaneça bem oxigenada ao longo de todo o ano (Niencheski and Jahnke, 2002).

É um recurso hídrico de alta importância econômica, social e ambiental para o Estado do Rio Grande do Sul. Além de gerar uma alta produtividade na zona costeira da

região sul do Estado, abriga inúmeras espécies de peixes e camarões de grande importância comercial (Dias, 2002).

Algumas de suas áreas são utilizadas para fins recreacionais de contato primário, para a pesca, irrigação e como rota de navegação entre a região central e sul do Estado do Rio Grande do Sul, rota já classificada pela FEPAM como ecologicamente sensível. Às margens do Lago Guaíba, região norte da lagoa (Figura 1), a alta ocupação urbana (que inclui a cidade de Porto Alegre) e as atividades econômicas de comércio, serviços e industriais predominantes na região fazem com que o Lago Guaíba receba uma excessiva carga de resíduos domésticos e industriais originados da ocupação e destas atividades.

Na região sul da lagoa, em sua porção estuarina, encontra-se instalado o complexo portuário de Rio Grande (Figura 2), considerado um dos mais importantes portos do continente americano. A economia desta região estuarina é voltada para o mar, o que propiciou um alto desenvolvimento urbano e o estabelecimento de um Distrito Industrial às margens do estuário, onde se encontram indústrias de fertilizantes e de processamento de grãos.

Figura 2: Zoneamento do Porto de Rio Grande. Fonte: Porto do Rio Grande (http://www.portoriogrande.com.br/site/estrutura_zoneamento_do_porto.php).

Pode-se dizer que as atividades econômicas identificadas às margens da Lagoa dos Patos lhe conferem destaque e importância, porém, a torna suscetível a um grande

número de agressões ambientais que podem comprometer a qualidade de suas águas. Devido às dificuldades operacionais, são poucos os estudos que analisaram ou analisam a Lagoa dos Patos de maneira sinótica, sendo grande parte destes estudos conduzidos na região norte da laguna ou na sua porção estuarina por meio de coletas de campo em estações pontuais no espaço e em curta escala temporal.

4.1. Fontes Poluidoras na Lagoa dos Patos

As águas residuais das atividades industriais localizadas às margens do Lago Guaíba contém poluentes geralmente nocivos à biota. Das cerca de duas mil indústrias localizadas na bacia do Guaíba, 350 delas apresentam um médio ou alto potencial poluidor. Destas, as 15 indústrias de maior porte são responsáveis por 23% da carga poluente lançada no Lago, sendo os outros 77% resultantes de indústrias de pequeno e médio porte (CGBHLG, 2002). Estas atividades e a ocupação urbana vêm propiciando uma deterioração das águas do Lago ao longo do tempo.

Na região norte, informações mais recentes da localização e características dos afluentes ao Lago Guaíba datam do ano de 2003, e são apresentados em relatórios relativos aos Estudos Preliminares para Subsídios ao Plano de Bacia do Lago Guaíba (CGBHLG, 2002). Além disto, nestes mesmos relatórios são apresentados cenários tendenciais previstos para horizontes de quatro anos (2007) e 12 anos (2015).

Segundo o Plano Municipal de Saneamento Básico da Prefeitura Municipal do Rio Grande (PMSBRG) (PMSBRG, 2014) ainda há muitas moradias no município que não possuem qualquer tipo de esgotamento sanitário, com seus efluentes sendo lançados *in natura* nos corpos hídricos. Segundo Monteiro et al. (2005), 29% do total de pontos de lançamento de efluentes de Rio Grande encontram-se no Saco da Mangueira (Figura 3), sendo um deles lançado de forma oficial, vários clandestinos e alguns pluviais e industriais, sendo que a maioria não recebe tratamento (pelo menos não integral).

A captação de esgotos domésticos e industriais no município é dividida em oito sistemas, sendo que cinco destes (Sistema Central, Parque Marinha, COHAB IV, Condomínio São João, Loteamento Atlântico Sul, Loteamento Parque das Figueiras) lançam os efluentes tratados nas águas estuarinas da Lagoa e um (Sistema COHAB II) tem os efluentes lançados *in natura* na Lagoa - especificamente no Canal Norte.

O Sistema Central atende à região central do município. Os afluentes são captados pela Estação de Tratamentos (ETE) Navegantes, que posteriormente lança os efluentes tratados no Arroio Martins (Figura 3). No PMSBRG foi feita uma avaliação

dos padrões de emissão dos efluentes da ETE Navegantes, no qual se concluiu que ao longo do ano monitorado (2012), grande parte das variáveis de qualidade da água analisadas, tais como DBO, Sólidos suspensos Totais, Nitrogênio Amônia, Temperatura da Água, Fósforo Total, estiveram em desacordo com os limites de concentração segundo a legislação vigente (sendo esta a Resolução CONSEMA 128/06).

O Sistema Parque Marinha tem seus efluentes enviados à ETE Parque Marinha que, após tratamento, são enviados para o Arroio Vieira (Figura 3). A mesma avaliação dos padrões de emissão dos efluentes foi realizada, constatando que, assim como para o Sistema Central, grande parte das variáveis de qualidade da água analisadas estiveram em desacordo com os limites de concentração segundo a legislação vigente.

Não foi apresentada no PMSBRG a avaliação dos padrões de emissão referentes aos demais sistemas. O que se sabe é que o Sistema COHAB IV tem seus efluentes lançados em um arroio afluente ao Arroio Vieira após tratamento preliminar; que o Sistema de Esgotamento Sanitário do Condomínio São João e do Loteamento Atlântico Sul lançam seus efluentes tratados na rede de drenagem e que o Sistema de Esgotamento Sanitário do Loteamento Parque das Figueiras, após tratamento, é enviado para o Saco da Mangueira.

Figura 3 Divisão e enquadramento das águas da região estuarina da Lagoa. Fonte: PMSBRG (2014).

Entre 1991 e 1992 Almeida et al. (1993) realizaram um levantamento dos efluentes presentes na cidade de Rio Grande. Foram identificados mais de sessenta pontos de lançamento de esgotos para a Lagoa, tanto de origem pluvial quanto industrial, doméstico e misto. Até hoje, não foi feita uma atualização da quantidade e localização dos efluentes presentes na região estuarina da Lagoa dos Patos.

4.2. O enquadramento das águas da Lagoa dos Patos

A aprovação da proposta de enquadramento dos corpos hídricos é responsabilidade do Comitê de Bacia Hidrográfica. No Estado do Rio Grande do Sul, somente a região estuarina e norte (Lago Guaíba) da Lagoa dos Patos estão efetivamente enquadrados (ANA, 2012).

Devido à multiplicidade de usos das águas da região sul da lagoa, a FEPAM observou que o controle de sua qualidade não poderia ser generalizado. Assim, em 1995 criou a Norma Técnica N°003 (SSMA, 1995) no qual foi concretizado um novo enquadramento para esta região considerando a particularidade de cada área do estuário.

Nesta Norma Técnica as águas do estuário da Lagoa dos Patos foram classificadas em seis classes de acordo com seu tipo e destino de uso: águas doces (Classe especial; Classe 1, Classe 2) e águas salobras (Classe A; Classe B e Classe C) (Figura 4). As águas enquadradas na Classe Especial e Classe A não possuem padrões de qualidade definidos, já que para estas não é permitido nenhum tipo de lançamento de resíduos. Para as águas nas Classes 1 e 2 são estabelecidos os limites de variáveis definidos nos artigos 4º e 5º da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 20/86 e para as águas da Classe C os limites do artigo 10º. Somente as águas da Classe B possuem limites descritos na Norma Técnica.

Segundo a Agência Nacional das Águas os enquadramentos antigos baseados na Resolução CONAMA N°20/86 devem ser atualizados para a CONAMA 357/2005. No entanto, a Norma Técnica N°003 de 1995 não foi atualizada, respondendo ainda pelo que está estabelecido na Resolução CONAMA 20/1986. No Artigo 42 desta Resolução, águas doces que não apresentarem um enquadramento efetivo devem considerar os padrões estabelecidos para a Classe 2, e para águas salinas e salobras os padrões estabelecidos para a classe 1. A área portuária da lagoa encontra-se enquadrada por esta Resolução como Classe 2, água salobra (Figura 4).

O enquadramento das águas do Lago Guaíba só foi aprovado na Resolução N°50 de 2008 do Conselho de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul. Este enquadramento foi aplicado segundo as classes estabelecidas na Resolução CONAMA 357/2005. As águas foram enquadradas como águas doces e Classes 1, 2 e 3 (Figura 5).

ENQUADRAMENTO DOS RECURSOS HÍDRICOS
DA PARTE SUL DO ESTUÁRIO
DA LAGUNA DOS PATOS

NORMA TÉCNICA Nº 003/95

Figura 4: Enquadramento das águas da região sul da Lagoa dos Patos. Fonte: FEPAM - Norma Técnica Nº 003/95.

Figura 5: Enquadramento das águas do Lago Guaíba. Fonte: Comitê Lago Guaíba.

5. Metodologia

5.1. O modelo numérico

O modelo numérico aplicado no trabalho foi o MOHID (Water Modelling System), desenvolvido pelo Grupo de Investigação de Tecnologias Marinhas (MARETEC) da Universidade Técnica de Lisboa em cooperação com a empresa HIDROMOD Ltda. Este é um software de modelagem integrada da água, que permite a simulação de uma variedade de processos físicos, químicos e ecológicos que atuam em nível de sedimento, água e atmosfera. Possui duas interfaces: GIS (um sistema de informação geográfica) e GUI (designado para gerenciar a entrada e saída de arquivos de dados).

O modelo é dividido em módulos, em que cada um gerencia um tipo de informação (Janeiro et al., 2008). Por integrar em sua formulação processos hidrodinâmicos, sedimentares e de qualidade da água é considerado uma ferramenta eficiente para estudos aplicados a ecossistemas dinâmicos (Deus et al., 2013).

O MOHID já foi aplicado com sucesso em diversos estudos com abordagem voltada à qualidade da água de corpos hídricos costeiros (Ramos, 2002; Trancoso et al., 2005; Bernardes, 2007; Saraiva et al., 2007; Mateus & Neves, 2008; Leitão et al., 2012; Mateus, 2012; Seiler & Fernandes, 2013) como também em estudos de hidrodinâmica, dispersão de óleo e transporte de sedimentos (Dias & Lopes, 2006; Fossati & Piedra-Cueva, 2008, Janeiro et al., 2008, Malhadas et al., 2009; Kenov et al., 2012). Sua calibração já foi apresentada em diversos trabalhos (Lopes et al., 2003; Vaz et. al., 2007; Navas et al., 2011; Fossati & Piedra-Cueva, 2013) o que lhe confere uma confiabilidade aceitável.

Para a realização do estudo foi necessário a utilização de alguns módulos fundamentais, tais como o Módulo Hidrodinâmico, que calcula as propriedades do escoamento (como a elevação da água e campo de velocidades bi e tridimensionais produzidos por diversas forçantes, como a maré e vento, por exemplo), o Módulo de Propriedades da Água e o Módulo de Qualidade da Água, que calcula as concentrações das variáveis de qualidade da água.

5.1.2. Módulo Hidrodinâmico

Neste módulo as equações do movimento para fluidos incompressíveis, equações de Navier-Stokes são resolvidas assumindo o equilíbrio hidrostático e a aproximação de Boussinesq (Martins et al., 2001). A discretização temporal utiliza um esquema semi-implícito de direção alternada, no qual alternativamente um componente da velocidade horizontal é calculado implicitamente enquanto o outro é calculado explicitamente (Martins et al., 2001). Isto diminui a restrição ao número de Courant. A discretização espacial utiliza o conceito de volumes finitos, no qual a discretização das equações governantes é aplicada macroscopicamente a uma célula de volume controlado, isto faz com que as equações sejam resolvidas independentes da geometria da célula e que garante a conservação de massa das propriedades simuladas.

5.1.3. Módulo de Propriedades da Água

Este módulo utiliza a abordagem euleriana para gerenciar a evolução das variáveis da coluna d'água, incluindo o transporte das mesmas por meio de fluxos advectivos e difusivos, da vazão fluvial e/ou fontes antropogênicas, das trocas com o fundo e com a superfície (como fluxo de sedimentos e de calor e oxigênio, respectivamente), da sedimentação do material particulado, bem como das fontes e sumidouros para cada célula de cálculo (Saraiva et al., 2007).

São 26 as propriedades que podem ser simuladas no MOHID, tais como: temperatura, salinidade, fitoplâncton, zooplâncton, fósforo e nitrogênio (nas suas frações orgânicas e inorgânicas, refratárias e não refratárias), sedimentos coesivos, demanda bioquímica de oxigênio e oxigênio dissolvido.

5.1.4. Módulo de Qualidade da Água

O Módulo de Qualidade da Água é o responsável pela simulação da variação espacial e temporal do conjunto de variáveis a serem estudadas (Deus et al., 2013). Este módulo é adaptado da Environmental Protection Agency (EPA) de 1985, que descreve de maneira mais adequada possível o funcionamento e inter-relações entre os componentes de um ecossistema real através de um conjunto de equações.

O modelo conceitual do Módulo de Qualidade da Água considera que o fitoplâncton consome os nutrientes dependendo de sua disponibilidade; a luz atua como fonte de energia ao processo da fotossíntese (no qual o oxigênio dissolvido é

produzido); a excreção e morte dos organismos fitoplanctônicos incrementam a quantidade de material dissolvido e particulado e a pastagem pelo zooplâncton gera o decaimento da biomassa fitoplanctônica (Figura 6). A decomposição e remineralização da matéria orgânica também são consideradas (Mateus, 2012).

Desta forma, este módulo é responsável pela simulação dos ciclos biogeoquímicos do nitrogênio, oxigênio e fósforo e das concentrações de fitoplâncton e zooplâncton, onde forçantes externas (como luz, temperatura) e fluxo de massa (de nutrientes, fitoplâncton e zooplâncton) são computados para cada volume de controle, o que agrega ao modelo um alto grau de robustez. Muitas das equações do modelo são descritas como dependentes ou com um fator regulador que contém a resposta funcional do organismo a parâmetros ambientais, como luz, nutrientes e temperatura.

A dinâmica do fitoplâncton é simulada em termos de concentração de carbono e são três os fatores assumidos como limitantes ao seu crescimento: temperatura, disponibilidade de luz e a concentração de nutrientes.

A simulação do nitrogênio inclui tanto sua forma inorgânica (amônio, nitrito e nitrato) quanto orgânica (particulada e dissolvida, refratária e não refratária), no qual a parte não refratária é composta por substratos moleculares já degradados no dia em que são produzidos e a parte refratária é composta por aqueles que apresentam um tempo de degradação superior.

O amônio é originado das formas orgânicas de nitrogênio produzidas do decaimento do fitoplâncton e como um subproduto da respiração em ausência de luz. A diminuição da concentração de amônio no meio ocorre devido aos processos de nitrificação e consumo pelo fitoplâncton. A fonte de nitrato é o nitrito e o que causa uma diminuição de sua concentração é sua incorporação pelo fitoplâncton.

São consideradas tanto as formas orgânicas de fósforo (particuladas e dissolvidas refratárias e não refratárias) quanto inorgânicas, de modo que o ortofosfato é considerado a forma inorgânica e disponível para incorporação pelo fitoplâncton.

Figura 6: Modelo conceitual do módulo de qualidade da água. Fonte: MOHID (<http://www.mohid.com/WaterQuality.htm>).

5.2. Domínio do modelo e malha batimétrica

Um conjunto de dados foi adquirido para serem aplicados na construção da malha batimétrica e na calibração e validação da modelagem hidrodinâmica e da qualidade da água para a Lagoa dos Patos. Os dados necessários para o desenvolvimento do trabalho foram obtidos com pesquisadores da FURG e junto a órgãos estaduais do Rio Grande do Sul (CORSAN e DRH).

Na discretização do domínio foram utilizados dados em coordenadas UTM de cartas digitalizadas da Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN), dados recentes da região do Canal de Acesso e do Porto Novo obtidos no levantamento batimétrico realizado pela empresa Jan de Nul do Brasil Dragagem Ltda. Também foi utilizado um conjunto de dados batimétricos específicos do Lago Guaíba conforme utilizado e descrito por Nicolodi (2007).

Com o objetivo de melhor resolver os processos nas regiões mais complexas da área de estudo, foi gerada uma malha numérica com alta resolução tanto na área estuarina como na região norte da Lagoa dos Patos, que apresentam grandes concentrações de fontes poluidoras e complexidade hidrodinâmica (Figura 7), variando entre 0,02 Km² na região estuarina e do Lago Guaíba e 4,8 Km², na fronteira oceânica

do domínio. Também apresenta uma declinação de 37° em relação ao Norte para seguir a inclinação da Lagoa em relação ao Norte Geográfico. No total, a grade apresenta 349 células na direção X e 492 células na direção Y, um número controlado de células de forma a otimizar o tempo de simulação já que o módulo de qualidade da água é complexo e demanda alto tempo computacional e a malha apresenta regiões de alta resolução. O domínio batimétrico gerado (Figura 7A) também incluiu o prolongamento dos molhes leste e oeste assim como o aprofundamento progressivo do canal de acesso ao Porto de Rio Grande conforme especificações apresentadas em Fernandes et al. (2012).

5.3. Condições iniciais e de contorno

5.3.2 Simulações hidrodinâmicas

Para as simulações relacionadas à hidrodinâmica da lagoa, séries temporais de vento (Figura 9 e Figura 9); componentes astronômicas da maré e dados de vazão dos rios Guaíba, Camaquã e São Gonçalo, considerados os três dos principais rios afluentes da Lagoa dos Patos (Pereira & Niencheski, 2004) (Figura 10), foram utilizados como forçantes do sistema. Também foi aplicada uma vazão constante representativa da vazão da bacia do Litoral Médio na região norte da Lagoa. O ano escolhido para aplicação do trabalho foi o ano de 2011, pois este foi o ano mais recente no qual uma maior quantidade de informações a serem aplicadas tanto na simulação da hidrodinâmica quanto da qualidade da água do sistema foi adquirida.

Os dados de vento foram obtidos do Projeto Reanalysis do Earth System Research Laboratory e as componentes astronômicas da maré do modelo global FES 95, as quais foram aplicadas nas fronteiras abertas da malha batimétrica (Figura 7A). Os dados de vazão dos rios Guaíba e Camaquã foram adquiridos no Sistema de Informações Hidrológicas (HIDROWEB) da Agência Nacional das Águas (ANA) e os do canal de São Gonçalo foram obtidos junto ao Laboratório de Oceanografia Costeira e Estuarina da FURG. Os dados de vazão da Bacia do Litoral Médio foram obtidos junto ao Departamento de Gestão de Recursos Hídricos da CORSAN.

Figura 7 Malha batimétrica gerada para a Lagoa dos Patos. A) Domínio lagunar com a localização da maré (em preto). B) Detalhamento da resolução da grade na região do Lago Guaíba C) Detalhamento da resolução da grade na região estuarina da Lagoa dos Patos.

Figura 8 Série temporal da variação da magnitude do vento na região da Lagoa dos Patos de Janeiro a Setembro de 2011.

Figura 9 Série temporal da variação da magnitude do vento na região da Lagoa dos Patos de Outubro a Dezembro de 2011.

Figura 10 Série temporal da vazão dos rios Guaíba, São Gonçalo e Camaquã.

Em todas as simulações também foram aplicados dados diários de umidade relativa e temperatura do ar adquiridos do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) em uma média destas propriedades entre as estações Porto Alegre e Rio Grande (Figura 11).

Figura 11 Variação temporal da umidade relativa e temperatura do ar. Fonte: INMET.

5.3.3 Simulações da qualidade da água

Neste item serão apresentados os conjuntos de dados utilizados nas simulações de qualidade da água, bem como os ajustes necessários para que os dados pudessem ser aplicados no modelo. Nem todos os dados foram aplicados nas etapas de preparação do modelo (testes de sensibilidade, calibração e validação), pois algumas informações só foram adquiridas após a realização dos testes, tais como a presença dos lançamentos originados das estações de tratamento Central e Parque Marinha.

A obtenção dos conjuntos de dados, bem como as adaptações realizadas para adequar o uso destes (descritas ao longo do texto) foram a grande dificuldade encontrada no desenvolvimento do trabalho. Muitos dos dados ou não correspondem ao ano escolhido para ser simulado, ou não são completos, ou são dados estimados.

Procurou-se obter o máximo de informações possíveis a respeito das cargas que aportam para a Lagoa, porém, só foram encontradas informações a respeito das cargas que aportam no Lago Guaíba e as que são lançadas da cidade de Rio Grande e mesmo estas, são estimadas.

a) Conjunto de dados para inicializar o modelo

Para a simulação da qualidade da água o modelo MOHID requer que dados reais de variáveis físicas, químicas e biológicas da água sejam aplicados como condições iniciais para todo o domínio.

Os dados aplicados nesta etapa foram obtidos a partir de parcerias entre laboratórios do Instituto Oceanográfico da Universidade Federal do Rio Grande (FURG), de resultados de projetos de monitoramento em campo desenvolvidos na

Lagoa e de trabalhos no qual o MOHID já foi aplicado como ferramenta na avaliação da qualidade da água de corpos hídricos costeiros, tais como os de Ramos (2002) e Bernardes (2007). Os valores referentes à salinidade, temperatura, material em suspensão, nitrito, nitrato, amônio, fosfato, oxigênio dissolvido e DBO foram baseados nos dados obtidos no levantamento do projeto Mar de Dentro, apresentados no trabalho de Pereira (2003). Dado de referência para a clorofila-a foi fornecida pelo Laboratório de Ecologia do Fitoplâncton e Microorganismos Marinhos (LEFMM) da FURG e já aplicados em Seiler (2013).

b) Concentrações das variáveis de qualidade da água nas vazões fluviais

A primeira dificuldade encontrada foi encontrar medidas de concentração das variáveis aportadas pelos rios. A princípio seria considerada para o rio Guaíba as concentrações das variáveis coletadas no projeto Mar de Dentro e apresentadas em Pereira (2003), no entanto, no decorrer do trabalho, conseguiu-se acesso aos relatórios dos Estudos Preliminares para Subsídios ao Plano de Bacia do Lago Guaíba (CGBHLG, 2002) no qual é apresentado um resumo das concentrações e vazões afluentes ao Lago Guaíba (em termos de valores médios anuais) através de suas margens direita e esquerda agrupadas por ponto de lançamento em um cenário atual (2003) e dois cenários tendenciais (2007 e 2015).

Devido às limitações da grade do modelo não foi possível representar na malha batimétrica cada um dos principais rios que aportam para o Lago Guaíba, por isto, como descrito anteriormente, foi feito um somatório das vazões destes rios que resultaram na vazão denominada rio Guaíba. O mesmo procedimento foi realizado com as concentrações das variáveis apresentadas no RPBLG localizadas acima do limite da grade, assim, foi realizado o balanço de massa entre a vazão denominada rio Guaíba e as concentrações e vazões medidas nos pontos: foz do rio Jacuí, foz do rio Cai, foz do rio Sinos, foz do rio Gravataí, foz do Arroio Araçá e dos pontos ME1 e ME2 (Figura 12). Também, por carência de dados, para os rios Camaquã e São Gonçalo os valores de concentração impostas foram os apresentados no projeto Mar de Dentro para os pontos R2 e R3, respectivamente, conforme apresentado em Pereira (2003). A entrada das variáveis via vazão fluvial foi considerada em todas as etapas e cenários.

Figura 12. Pontos considerados para compor a carga aportada pelo rio Guaíba. Fonte: Adaptado de CGBHLG (2002).

c) Cargas que aportam para o Lago Guaíba

Não foi possível adquirir informações atuais do monitoramento das cargas que aportam para o Lago Guaíba, sendo assim, foi utilizada as informações apresentadas nos relatórios (RPBLG) para o cenário tendencial de 2007 e de 2015.

Sobre os relatórios referentes aos “Estudos Preliminares para Subsídios ao Plano de Bacia do Lago Guaíba”

No relatório o agrupamento das cargas foi realizado a partir da descrição do funcionamento de cada sistema de esgotamento sanitário, considerando qualquer tipo de lançamento, seja direto de casas e emissários ou indiretos por arroios (somente cargas decorrentes da drenagem urbana não foram consideradas). Para as projeções de 2007 e 2015 foram consideradas o crescimento populacional, a estimativa da taxa de atendimento de água e esgoto, estimativa do número de economias atendidas, estimativa do volume produzido por economia e estimativa do volume produzido por habitante. As projeções populacionais foram feitas a partir do plano diretor de esgotos de Porto Alegre e do plano diretor de águas de Porto Alegre.

Para os cenários tendenciais do esgotamento sanitário foram consideradas as intervenções previstas no Programa Integrado Socioambiental (PISA), que, segundo os relatórios só passariam a estar ativas a partir de 2012, ou seja, no horizonte de 2007 há um aumento das cargas relativas ao cenário atual (2003) - um aumento proporcional às

projeções populacionais calculadas. Embora ocorra um aumento da população, devido às intervenções do PISA no horizonte de 2015 há uma sensível redução das cargas.

d) Cargas geradas na cidade de Rio Grande

Dois conjuntos de dados foram utilizados para caracterizar as cargas aportadas para a região estuarina da Lagos dos Patos: um referente aos lançamentos das Estações de Tratamento de Água e Esgoto (Sistema Central e Sistema Parque Marinha) e outra referente às cargas difusas.

O primeiro conjunto de dados foi baseado no PMSBRG, conforme descrito anteriormente. As informações contidas neste plano não foram consideradas nos testes de sensibilidade e nas etapas de calibração, pois quando se conseguiu acesso a este documento, os testes já haviam sido realizados.

Quanto às cargas difusas, os dados mais recentes sobre a localização dos esgotos (pluvial, doméstico, industrial e misto) que possivelmente atuam como fontes de contaminação das águas que margeiam o município de Rio Grande datam do ano de 2003 (Almeida et al., 1993). Em Garcia (2004), que avaliou a contribuição de efluentes urbano-industriais na contaminação dos sedimentos do estuário da Lagoa, é apresentado um mapa de localização de efluentes domésticos, industriais, misto e pluviais que desaguam no estuário da Lagoa em levantamento realizado pela autora (Figura 13). Não há indicação se só há somente estes pontos de lançamento ou se houve uma redução dos lançamentos de 1993 a 2004, nem de suas características.

Figura 13 Localização dos pontos de lançamento de efluentes segundo apresentado em Garcia (2004). Fonte: Garcia (2004).

Vargas & Baumgarten (2011) realizaram coletas de água no inverno de 2009 e verão de 2010 e avaliaram as variáveis da água em nove pontos distribuídos ao longo do canaleta de Rio Grande e no seu entorno, no qual também observaram que ao longo do canaleta há lançamentos de efluentes clandestinos (que incluem os industriais, domésticos, comerciais e pluviais) (Figura 14 A e B).

A)

B)

Figura 14 A) Locais de lançamento de efluentes clandestinos no canaleta de Rio Grande. B) Localização dos pontos amostrados por Vargas & Baumgarten (2011).
Extraído de Fonte: Revista FEPAM, FEPAM em Revista, Porto Alegre, v. 5, n. 2, jul./dez. 2011.

Com o objetivo de considerar a presença da carga difusa e em vista da falta de informações a respeito da caracterização das mesmas (tais como a vazão de lançamento

e as concentrações de cada variável) admitiu-se arbitrariamente que as concentrações médias anuais de algumas variáveis aportadas para a Lagoa (sem estarem associadas às ETES) seriam as apresentadas no trabalho de Vargas & Baumgarten (2011) no ponto mais próximo ao desague do canaleta de Rio Grande (ponto 5).

Os locais de lançamento esgoto misto conforme identificado em Garcia (2004), juntamente com as concentrações das variáveis do trabalho de Vargas & Baumgarten (2011) (do ponto 5 que, de certo modo, seria uma concentração relativa a uma contribuição mista de esgoto), serviram como base para caracterizar hipoteticamente a concentração e localização das variáveis aportadas para a região estuarina da Lagoa via fonte difusa.

Outra dificuldade citada anteriormente seria encontrar a vazão de lançamento característica destas supostas cargas difusas (que podem variar ao longo do tempo, não apresentando uma periodicidade bem definida). Assim, adotou-se arbitrariamente uma faixa de vazão média de 0,1 m³/s para cada um dos pontos.

Mesmo sendo dados ajustados e referentes a diversas fontes e datas de coleta, quis-se que fosse considerado o aporte de cargas difusas já que, como descrito anteriormente, ainda há muitas moradias no município de Rio Grande que não possuem qualquer tipo de esgotamento sanitário, com seus efluentes sendo lançados in natura nos corpos hídricos.

5.4. Avaliação da representatividade do modelo

5.4.1 Testes de sensibilidade, calibração e validação do modelo hidrodinâmico

Para que a aplicação do modelo MOHID neste trabalho resultasse em valores mais próximos à realidade, foi realizada a calibração e validação tanto da simulação hidrodinâmica quanto das simulações de qualidade da água.

Na calibração da hidrodinâmica os coeficientes de fricção com o fundo e de atrito do vento com a superfície da água foram variados. Para a validação do sistema foram utilizados dados de intensidade e direção de correntes e de elevação da água obtidos no Laboratório de Oceanografia Costeira e Estuarina da FURG e na estação da Praticagem da Barra de Rio Grande, respectivamente.

a) Testes de sensibilidade

Anteriormente à calibração e à validação foi testada a sensibilidade do modelo a diferentes leis e coeficientes de fricção com o fundo bem como a variação da viscosidade turbulenta horizontal. No MOHID, pode-se escolher a formulação de Manning ou de Von Karma como lei de fricção com o fundo.

As únicas forçantes consideradas nestes testes foram as componentes astronômicas da maré, impostas nas fronteiras abertas do domínio (Figura 7 A). O efeito da força de Coriolis foi considerado e a viscosidade turbulenta vertical permaneceu constante ($0.001 \text{ m}^2/\text{s}$). O passo de tempo foi de 60 segundos, alcançado após um período de aquecimento do modelo (de 01/01/2011 a 06/01/2011) no qual o passo de tempo foi variado de 5 a 60 segundos. Foram realizados 21 testes de sensibilidade nos quais as leis de fricção com o fundo e a viscosidade turbulenta horizontal foram variadas, conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 Parâmetros testados nos testes de sensibilidade do modelo

Teste	Lei de Fricção	Coeficiente de fricção	Turbulência horizontal
LOW15_turb5 LOW15_turb10 LOW15_turb15	Von Karman (Law of the wall)	0.0015	5
			10
			15
LOW25_turb5 LOW25_turb10 LOW25_turb15	Von Karman (Law of the wall)	0.0025	5
			10
			15
LOW35_turb5 LOW35_turb10 LOW35_turb15	Von Karman (Law of the wall)	0.0035	5
			10
			15
MN42_turb5 MN42_turb10 MN42_turb15	Manning	0.042	5
			10
			15
MN32_turb5 MN32_turb10 MN32_turb15	Manning	0.032	5
			10
			15
MN22_turb5 MN22_turb10 MN22_turb15	Manning	0.022	5
			10
			15
MN12_turb5 MN12_turb10 MN12_turb15	Manning	0.012	5
			10
			15

O efeito destas variações foi analisado no comportamento do nível da água e da velocidade longitudinal da corrente em um ponto localizado na região estuarina no

período de 06/01/2011 a 09/01/2011. A fundamentação para avaliar a sensibilidade do modelo foi baseada nos testes de Fernandes et al. (2002), Siegle (2003) e Marques (2009).

Os resultados destes testes indicam que a variação do nível do mar e da velocidade longitudinal da corrente são pouco influenciadas pela função da lei de fricção adotada, no entanto a magnitude da variação mostra-se dependente da magnitude do coeficiente de fricção e da turbulência, comportamento verificado principalmente quando se realizou a variação dos coeficientes da Lei de Manning. Assim, quanto menor o coeficiente e menor a viscosidade horizontal, maior a elevação da água e magnitude da velocidade (Figura 15 e Figura 16).

b) Calibração e Validação do modelo hidrodinâmico

Para verificar a confiabilidade dos resultados calculados pelo modelo as etapas de calibração e validação foram realizadas, no qual tipicamente é feita uma comparação qualitativa de séries temporais de nível do mar ou velocidade da corrente produzido pelo modelo numérico com dados de campo para um mesmo local e período (Cheng et al., 1993).

Este procedimento foi realizado utilizando dados de intensidade e direção de correntes e de elevação da água obtidos pelo Laboratório de Oceanografia Costeira e Estuarina da FURG e da Praticagem de Rio Grande, respectivamente. O intervalo de medida destes dados é horário, no entanto, como a saída dos resultados de corrente e nível foram calculados pelo modelo a cada 20 minutos, os dados reais - Nível Real_ajustado e Vel_V_Real (interpolado) - foram interpolados e posteriormente comparados com os resultados do modelo para um ponto de mesma coordenada do dado real (Figura 15 e Figura 16). A velocidade real da corrente longitudinal foi medida em 10 profundidades, no entanto, como o domínio utilizado é bidimensional, fez-se uma média das velocidades medidas nessas 10 profundidades.

A)

B)

Figura 15 Série temporal da elevação do nível do mar (intervalo de 20 minutos) em um ponto localizado na região estuarina. A) Testes com a lei de Von Karma. B) Testes com a lei de Manning. Em preto, dados reais. Demais cores, resultado de nível calculado pelo modelo.

A)

B)

Figura 16 Série temporal da velocidade longitudinal da corrente em um ponto localizado na região estuarina. A) Testes com a lei de Von Kármán. B) Testes com a lei de Manning. Em preto, dados reais. Demais cores, resultado de nível calculado pelo modelo.

Para avaliar qualitativamente os resultados o método estatístico Erro Relativo Absoluto Médio (RMAE) foi aplicado com base na classificação de Walstra et al. (2001). Nesta classificação, erros abaixo de 0,2 são considerados excelentes, entre 0,2 a 0,4 são considerados bons, entre 0,4 a 0,7 razoáveis e de 0,7 a 1, ruins. O valor do RMAE para os dados de elevação da água ficaram em torno de 0,29, ou seja, foram

qualificados como “bom”. Para a corrente longitudinal, os valores do RMAE ficaram entre 0.54 a 0.79 (entre “razoáveis” e “ruins”), conforme verificado na Tabela 2.

Ao utilizar o coeficiente de Manning de 0.032 o modelo conseguiu reproduzir melhor os resultados reais, independente do valor da viscosidade turbulenta horizontal, assim, as condições do teste MN32_turb10 foram definidas para as demais simulações.

Tabela 2 Testes e valores obtidos do RMAE aplicados aos dados de velocidade da corrente longitudinal para as leis de Von Karman e Manning

Teste	RMAE	Teste	RMAE
LOW15_turb5	0.58	MN12_turb5	0.79
LOW15_turb10	0.57	MN12_turb10	0.78
LOW15_turb15	0.57	MN12_turb15	0.77
LOW25_turb5	0.56	MN22_turb5	0.58
LOW25_turb10	0.56	MN22_turb10	0.57
LOW25_turb15	0.55	MN22_turb15	0.57
LOW35_turb5	0.56	MN32_turb5	0.54
LOW35_turb10	0.55	MN32_turb10	0.54
LOW35_turb15	0.55	MN32_turb15	0.54
		MN42_turb5	0.56
		MN42_turb10	0.55
		MN42_turb15	0.56

I) Implicação do vento e da descarga fluvial na calibração do modelo hidrodinâmico

Após os primeiros testes, as séries temporais relacionadas ao vento e à descarga fluvial, duas das principais forçantes da circulação da lagoa, foram acrescentados ao modelo a fim de calibra-lo frente a estas. A influência do vento foi considerada contínua no espaço e variante no tempo. No modelo MOHID esta influência é lida através da transferência de momento entre o vento e a superfície da água, assim, o cisalhamento do vento foi calculado através da equação de Bulk (Eq. 1) (Braga, 1987), que determina a transferência de momento entre vento e água/propriedades da água, onde $\vec{\tau}$ é o cisalhamento do vento; ρ_{ar} a densidade do ar; C_d o coeficiente de transferência de momento e u a velocidade do vento:

$$\vec{\tau} = \rho_{ar} \cdot C_d \cdot \vec{u} \cdot |u| \quad (Eq.1)$$

Para determinar o melhor coeficiente de transferência de momento para a Lagoa dos Patos, novas simulações foram realizadas no qual estes coeficientes foram variados

de 0.0015 à 0.0024. Para a velocidade longitudinal da corrente, o coeficiente que melhor se ajustou foi o de 0.0018 (RMAE de 0.57) (Figura 17 A). Para mostrar como a velocidade calculada pelo modelo se comporta ao longo da simulação, o período simulado foi prolongado até o final do mês de janeiro (Figura 17 B). O período de aquecimento e análise dos resultados foi o mesmo adotado no teste de sensibilidade.

A)

B)

Figura 17 Séries temporais da velocidade longitudinal da corrente. A) período validado. B) comparação da velocidade real e calculada ao longo de um mês. Em azul: média das velocidades medidas em 10 profundidades. Em verde: velocidade calculada pelo modelo com um coeficiente de transferência de momento de 0.0018.

Com os resultados foi possível verificar que o modelo consegue representar de maneira satisfatória a situação real da circulação da Lagoa dos Patos. Foi observado que ao se acrescentar outras forçantes a interferiu na qualificação dos resultados calculados pelo modelo, comportamento que pode ser justificado pelas instabilidades que estas forçantes podem gerar ao atuarem em conjunto, bem como pelo uso de um domínio bidimensional.

5.4.1 Testes de sensibilidade, calibração e validação do modelo de qualidade da água

a) Testes de sensibilidade

Muitas das equações do módulo de qualidade da água do MOHID são descritas como dependentes ou como um fator que vai condicionar a resposta funcional do fitoplâncton frente a alguns parâmetros, tais como luz, nutrientes e temperatura.

A fim de observar se a variação de alguns parâmetros do modelo alteraria as concentrações das propriedades na água, testes de sensibilidade foram realizados. Os testes de sensibilidade aplicados foram baseados na metodologia de Pina (2001), que avaliou a qualidade das águas do estuário de Tagus utilizando o MOHID. Segundo a metodologia adotada pelo autor, alguns parâmetros e taxas do modelo foram variados separadamente em torno de uma situação de referência e posteriormente foi medida a resposta da variação a uma variável de estado.

Escolheu-se avaliar a resposta da concentração de biomassa fitoplanctônica em função da variação de um dos parâmetros avaliados por Pina (2001), sendo este a intensidades ótima de luz (IOL) necessária para o seu desenvolvimento. As IOL avaliadas foram 30 W/m², 40 W/m², 60 W/m², 80 W/m², 100 W/m², considerando os valores padrões do modelo para as demais taxas e parâmetros. Além disso, a variação também foi realizada em combinação com diferentes taxas máximas de crescimento do fitoplâncton (TMCF). Para a TMCF o valor de referência adotado foi de 2.2 d⁻¹ e os testes foram realizados reduzindo esta taxa em 20% (1.76 d⁻¹) e depois a aumentando em 20% (2.64 d⁻¹), seguindo a porcentagem adotada por Pina (2001). Na variação da IOL, a TMCF adotada (valor padrão) foi de 2.2 d⁻¹.

O período de aquecimento realizado para os testes foi de dois meses (Janeiro e Fevereiro de 2011), pois não havia a intenção de avaliar variações sazonais das propriedades e sim somente a influência da variação de parâmetros do modelo, e o período avaliado foi o de Março de 2011. O ponto utilizado para a análise foi o ponto

“Fluorímetro”, localizado na região estuarina da Lagoa. A escolha em avaliar este ponto em relação ao demais ao longo da Lagoa é que tal está inserido em uma área altamente dinâmica se comparada às demais áreas, ou seja, é uma região mais complexa e sensível às variações das propriedades da água ao longo do tempo.

As simulações referentes a estes testes incluíram as três forçantes hidrodinâmicas (vento, maré e vazão fluvial), bem como as propriedades físicas, químicas e biológicas da água via aporte fluvial e margens do Lago Guaíba, do rio Camaquã e canal São Gonçalo e as cargas difusas hipotéticas originadas do município de Rio Grande. A influência das ETEs não foi considerada nos testes, pois até o momento de sua realização as informações relativas a elas ainda não estavam disponíveis.

O que se pode observar é que a variação da IOF ocasiona uma variação da magnitude da concentração de fitoplâncton. Observou-se que quanto maior a IOL, maior a magnitude da concentração. A influência desta variação pôde ser agrupada em dois conjuntos: um com a IOL de 30 W/m² a 60 W/m² e outra de 80 W/m² a 100 W/m², de modo que as concentrações para IOL de 80 e 100 W/m² chegaram a ser cerca de 0,3 mgC/L maior do que para as demais IOL (

Figura 18). Dentro de um mesmo grupo a variação da concentração ao longo do tempo é semelhante, sendo variável somente a magnitude da concentração.

Figura 18 Variação temporal da concentração de fitoplâncton (mgC/L) para diferentes IOL.

Visto que em alguns momentos do período analisado há uma diferença na concentração resultante das IOL variadas, principalmente para IOF de 30 a 60 W/m², procurou-se inferir quais poderiam ser as causas destas variações.

Dado que as cargas aportadas através das margens do Lago Guaíba e das cargas difusas de Rio Grande são as mesmas ao longo do tempo, as possíveis causas destas diferenças podem estar associadas a uma ou as três forçantes hidrodinâmicas (vento, maré e vazão fluvial). Para a IOF de 30 a 60 W/m², por exemplo, quando os ventos predominantes foram do quadrante sul, com uma magnitude média de 5 m/s, houve um aumento da concentração de fitoplâncton, como observado dos dias 13 a 16 de março, 18 a 20 de março e 27 a 31 de março. Contrariamente, quando os ventos predominantes eram do quadrante norte (com a mesma intensidade média) houve uma queda da concentração de fitoplâncton. Para IOL de 80 a 100 W/m², as variações de magnitude mostraram-se menos expressivas quando comparadas ao primeiro grupo.

O próximo passo foi avaliar o efeito da variação da TMCF para uma mesma intensidade de luz. Visto que há diferenças na magnitude das concentrações quando em alta ou baixa IOL, o efeito da TMCF foi avaliado para uma baixa (30 W/m²) (Figura 19) e para uma alta (100 W/m²) IOL (Figura 20). Observou-se que tanto para uma baixa quanto para uma alta IOL, o aumento da TMCF ocasiona um aumento da magnitude da concentração: cerca de 0,03 mgC/L para 30 W/m² e de 0,1 mgC/L para 100W/m².

Figura 19 Variação temporal da concentração de fitoplâncton (mgC/L) para uma TMCF de 1.76/d, 2.2/d, 2.64/d para uma IOL de 30 W/m².

Figura 20 Variação temporal da concentração de fitoplâncton (mgC/L) para uma TMCF de 1.76/d, 2.2/d, 2.64/d para uma IOL de 100 W/m².

Visto tais comportamentos, é possível dizer que a variação da IOL parece influenciar mais a concentração de fitoplâncton do que a TMCF. Neste contexto, a próxima etapa, calibração e validação do modelo, foram feitas variando-se a IOL e mantendo-se o valor de referência da TMCF (2.2/d).

b) Calibração e Validação

Para a calibração e validação do modelo fez-se primeiramente uma rodada de aquecimento do modelo de um ano, a fim de estabilizar as propriedades da água frente às variações sazonais, como realizado por Ribeiro (2012).

Assim como para os testes de sensibilidade, o modelo hidrodinâmico foi simulado juntamente com o modelo de qualidade da água e as forçantes e cargas aportadas também foram as mesmas utilizadas nos testes de sensibilidade, no entanto, também foram incluídas os aportes via ETes. Na calibração, manteve-se a TMCF de referência e variou-se a IOL (de 30 W/m² a 100 W/m²).

Os resultados modelados foram extraídos do ponto “Fluorímetro” e comparados com os dados reais horários de clorofila-a adquiridos do LEFMM e do Laboratório de Oceanografia Física Costeira e Estuarina da FURG, coletados através de um fluorímetro localizado na região estuarina da lagoa, de mesma localização do ponto “Fluorímetro”. Estes dados foram coletados em uma profundidade específica (5 metros) ao longo de todo o ano de 2011. As concentrações apresentadas são uma estimativa da clorofila-a correlacionada a partir da voltagem emitida pelo sensor (já que o sensor de clorofila-a registra apenas a voltagem e não especificamente a concentração de clorofila-a). Além de serem valores aproximados, estes dados apresentam uma grande ausência de

informações para os meses de junho (em que não há um dado coletado), agosto e setembro - os demais meses apresentam uma menor quantidade de falhas.

Os dados do fluorímetro são expressos em termos de clorofila-a, no entanto, o modelo calcula a concentração de fitoplâncton em termos de carbono (mgC/L). É possível expressar a concentração de clorofila-a em termos de carbono através de um fator de conversão, que varia de 30 a 90 (Bernardes, 2007). Para a Lagoa dos Patos, o fator 50 vem sendo adotado (Proença, 1990), portanto, este foi aplicado para expressar a concentração de clorofila-a em termos de carbono.

A IOL de 30 W/m² foi a que apresentou uma melhor concordância com os valores de clorofila-a medidos em campo, mesmo os dados modelados tendo subestimado as concentrações reais na maior parte do tempo, como pode ser visto na (Figura 21), no qual se comparou a média de cada mês para os dois conjuntos de dados (coletados e calculados). Optou-se por avaliar o comportamento ao longo de todo um ano já que o fitoplâncton apresenta uma variação sazonal significativa.

Figura 21 Concentração média de clorofila-a (mgC/L) para o ponto Fluorímetro. Dados reais (azul) e simulados (vermelho).

Analisando mais especificamente os resultados calculados, observou-se que os meses de janeiro, outubro, novembro e dezembro apresentaram concentrações mais próximas dos dados reais e, mesmo com as diferenças de magnitude, a tendência do comportamento foi semelhante (Figura 22).

Diferenças entre as simulações e os dados medidos são esperadas em função da complexidade dos fatores ambientais envolvidos. Uma limitação na presente aplicação pode ser a falta de dados concretos para forçar o modelo, bem como pela estimativa de vazão e das concentrações das propriedades da água que aportam para a Lagoa (uma vez que tais foram ou hipoteticamente estruturadas ou foram consideradas o valor de sua média anual). Além disso, as limitações do modelo, tal como sua integração na vertical

(enquanto que as coletas foram realizadas em uma profundidade específica) pode ter colaborado para o comportamento observado, como por exemplo, a aplicação de um fator de conversão equivocado.

As limitações da resolução da grade também podem ter contribuído para uma representação mediana dos resultados. Para avaliar o efeito da resolução da grade, dois testes foram realizados, um com uma grade de baixa resolução e outro com uma grade de alta resolução, no qual as forçantes e condições aplicadas foram as mesmas nos dois testes. O período analisado foi de cinco dias.

Os resultados mostraram que próximo ao ponto de lançamento (ponto 1 da Figura 23), as velocidades de correntes mostram-se cerca de 11% maiores para a grade com maior resolução ao longo de todo o período simulado, no entanto, as velocidades foram semelhantes conforme distanciamento do ponto de lançamento (em cerca de 500m do ponto de lançamento) em todos os demais pontos (Figura 23). Mesmo com esta diferença, a clorofila-a e os nutrientes apresentaram a mesma concentração em cada ponto analisado para ambos os testes.

Algumas medidas estatísticas podem ser aplicadas para a avaliação da representatividade do modelo, tais como o Erro Relativo e o Erro Relativo Absoluto. No entanto, os fatores discutidos acima, dentre outros, dificultam a avaliação dos modelos ecológicos. A determinação da variância do modelo também se mostra difícil uma vez que os componentes desta variação incluem as incertezas das entradas do modelo (cargas, transporte, temperatura, etc), os parâmetros do sistema (taxas de crescimento, respiração) e a variabilidade do sistema (relativo ao tamanho da grade); deste modo, avaliações qualitativas, como as apresentadas graficamente, também são válidas na avaliação do desempenho do modelo (Fitzpatrick, 2009). Com os resultados obtidos na calibração, optou-se por assumir em todas as demais simulações, uma IOL de 30 W/m² e uma TMCf de 2.2.

Figura 22 Variação temporal da concentração de clorofila-a (mgC/L) para o ponto Fluorímetro. Dados reais (azul) e simulados (vermelho).

a) Alta resolução

b) Baixa Resolução

Figura 23 Variação da intensidade da corrente (m/s) em 0h, 48h e 72h em um domínio com alta resolução (a) e baixa resolução (b).

5.5 Cenários

Os cenários propostos tiveram como intuito avaliar como estaria a qualidade das águas da Lagoa dos Patos atualmente, como ela seria se as leis de emissão de efluentes fossem respeitadas bem como com a melhoria da captação e tratamento de afluentes e efluentes, e como estaria a Lagoa se não houvesse a entrada de cargas pontuais em seu interior.

A estrutura dos cenários simulados foi baseada nas informações levantadas ao longo do desenvolvimento do trabalho, sendo possível observar que a carência de informações mais complexas fez com que fossem usadas diversas fontes de dados, que não foram especificadamente do ano de 2011.

5.5.1 Cenário I (Rio): Ausência de lançamentos pontuais

Este primeiro cenário visou avaliar o comportamento das variáveis e da qualidade da água na ausência de fontes pontuais ou difusas de lançamento encontradas às margens do Lago Guaíba e na região estuarina. Assim, o aporte considerado foi somente via rios Guaíba, São Gonçalo e Camaquã. Para o rio Guaíba foi considerada uma junção das concentrações dos pontos RF1, RF2, RF3, RF4, AAC, ME1, ME2 apresentadas no RPESLG (Figura 12) para o cenário tendencial de 2007. Para os rios Camaquã e São Gonçalo foi usada as concentrações apresentadas no projeto Mar de Dentro para as estações R2 e R3, respectivamente, as quais variaram mensalmente. A vazão representativa da Bacia do Litoral Médio também foi considerada, no entanto, nenhuma concentração foi designada a ela.

5.5.2 Cenário II (Normativo): a Lagoa dos Patos dentro dos limites legais

Este cenário indicaria como a lagoa se comportaria caso a lei fosse cumprida, ou seja, sem lançamento de cargas difusas, com as ETEs liberando seus efluentes constantemente dentro dos valores permitidos legalmente e com a melhoria da captação e tratamento de esgoto no Lago Guaíba.

Para isto, no rio Guaíba foi aplicado as concentrações estimadas para o cenário tendencial de 2015 do RPESLG, assim como para os lançamentos pontuais às margens do Lago. Na região estuarina, foram considerados os lançamentos do Sistema Central e Parque Marinha dentro dos limites estabelecidos em legislação (considerados neste cenário constantes ao longo de todo o ano), e com as mesmas vazões de lançamento adotadas no cenário II – 0.15 m³/s para o Sistema Central e 0.05 m³/s para o Parque marinha) (Tabela 3 e Tabela 4).

Tabela 3 Concentrações impostas nos pontos de lançamento correspondes aos Sistemas Central (ETE Navegantes - vazão constante de 0,15 m³/s) e Parque Marinha (ETE Parque Marinha. Vazão de lançamento constante de 0.05 m³/s) no cenário normativo.

Temperatura (°C)	DBO (mg/L)	MS (mg/L)	Amônio (mg-N/L)	Fosfato (mg-P/L)
22	40	50	20.0	0.565

5.5.3 Cenário III (ausência de carga difusa): Comportamento na Lagoa na ausência de cargas difusas

Este cenário teve o intuito de simular a condição da qualidade da água da Lagoa no que seria sua condição atual, ou seja, considerando o aporte de carga por rios e através de lançamentos pontuais. Sendo assim, consideraram-se as mesmas entradas utilizadas no cenário I e cargas pontuais lançadas às margens do Lago Guaíba e região estuarina.

Para as cargas pontuais consideradas às margens do Lago Guaíba utilizou-se as informações disponibilizadas no RPESLG para o cenário tendencial de 2007 (que seria o ano com as condições mais próximas ao que se tinha em 2011). Para a região estuarina, foram utilizadas as informações medidas do Sistema Central e Parque Marinha no ano de 2012 e apresentadas no PMSBRG (Figura 24). A localização dos pontos de lançamento dessas ETEs é apresentada na Figura 25. Não foram considerados os lançamentos relativos ao Sistema de Condomínios e ao COHAB II porque não foram encontradas informações sobre tais. Como as cargas difusas são difíceis de serem caracterizadas e não apresentam uma periodicidade definida, tais não foram consideradas neste cenário.

Figura 24 Concentrações impostas nos pontos de lançamento correspondes aos Sistemas Central (ETE Navegantes - vazão constante de 0,15 m³/s) e Parque Marinha (ETE Parque Marinha-vazão de lançamento constante de 0.05 m³/s)

5.5.4 Cenários IV (presença de carga difusa): Influência das cargas difusas presentes na região estuarina

Visando avaliar qual seria o efeito de cargas difusas lançadas continuamente às margens da cidade de Rio Grande, criou-se o cenário IV. Para isso foram consideradas as condições do cenário II, no entanto, com a presença de cargas difusas (hipoteticamente caracterizadas). Para hipoteticamente caracterizar as cargas, foram utilizadas as informações disponibilizadas nos trabalhos de Vargas & Baungartem (2011) e de Garcia (2004), apresentadas na Tabela 4, no qual a localização dos lançamentos é apresentada na Figura 25.

Tabela 4 Concentrações impostas às cargas difusas hipoteticamente consideradas.

Temperatura (°C)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	Fosfato (mg-P/L)	Nitrito (mg-N/L)	Nitrato (mg-N/L)	Amônio (mg-N/L)
22	2.3	11.8	0.035	0.24	0.075	2.0

A Resolução do CONSEMA N°128/2006 estabelece padrões de emissão de efluentes líquidos de fontes poluidoras (sendo estes definidos pela própria resolução como despejo líquido originado tanto de atividades industriais quanto domésticas) em águas superficiais do Estado do Rio Grande do Sul. As faixas de vazão apresentadas nesta Resolução, independente do padrão de emissão estabelecido para cada variável, vão de menos de 20 m³/dia a 10000 m³/dia. Como não há a informação específica da vazão de lançamento de cada ponto de considerado como carga difusa, a avaliação foi realizada para uma vazão contínua de 0,1 m³/s.

Figura 25 Pontos de lançamento de efluentes às margens da cidade de Rio Grande. Pontos ETE Navegantes e ETE Pq. Marinha: lançamento pontual. Demais pontos: cargas difusas consideradas nas simulações, em que “R” indica efluentes via Runoff, “D” domestico, “M” misto e “I” industrial.

6. Resultados

6.1 Hidrodinâmica da Lagoa dos Patos e seu efeito nas concentrações das variáveis da água

A dinâmica do corpo lagunar é regida principalmente pela ação dos ventos e da vazão fluvial, que condicionam as trocas de água entre a lagoa e a região costeira adjacente. Além disso, a ação de ventos, principalmente de Nordeste (NE) e Sudoeste (SO), sendo este característico de passagem de frentes frias, causam desníveis dentro e entre a lagoa a região costeira, ora com empilhamento (rebaixamento) de água na Ponta de Feitoria, ora com empilhamento (rebaixamento) na região norte da lagoa (Möller et al., 1996; Möller et al., 2001; Fernandes et al., 2002).

Durante o ano de 2011, os ventos predominantes foram de NE (32,1% do ano, como uma intensidade média anual de 6,25 m/s), seguido dos ventos de Sudeste e Sudoeste (33,2% e 22,9%, respectivamente), no entanto, ventos de Sudoeste apresentaram uma intensidade média superior aos ventos de Sudeste (6,37m/s e 5,57m/s, respectivamente). Quanto à vazão fluvial, a vazão média que adentra o Lago Guaíba (vazão mais expressiva dentre as três consideradas) foi de aproximadamente 1400 m³/s, com picos de cerca de 14500 m³/s (observado ao final de julho de 2011).

Correntes de vazante ocorreram com maior frequência do que as correntes de enchente (Figura 26), sendo mais de 20% delas com intensidade superior a 0,375 m/s. As correntes de enchente mais frequentes apresentaram uma intensidade inferior a 0,15 m/s.

A fim de verificar a circulação da Lagoa frente à variação dos ventos predominantes e da vazão fluvial, avaliou-se a variação do nível da água em setores, sendo estes: Lago Guaíba (região norte, central e sul) (Figura 27 Pontos de análise das variáveis ecológicas (destaque para a região estuarina); Norte e Sul (pontos P3 e P10) (Figura 27 B), Estuarina (Ilha dos Marinheiros: porção Norte e Canal do Norte; Saco do Justino; Saco da Mangueira: Interior, Central e Desembocadura; Canal de Acesso) (Figura 27 C). As análises consistiram em verificar o comportamento para uma situação em que os ventos predominantes fossem de NE e outra de SO para situações de alta e baixa vazão.

Figura 26 Distribuição da frequência de ocorrência das intensidades das correntes de vazante e de enchente em 2011

As variáveis analisadas foram: salinidade (somente para a região estuarina), material em suspensão, amônio, nitrito, nitrato, fosfato e clorofila-a. Os resultados destas avaliações foram extraídos somente dos resultados referentes ao Cenário II.

6.1.1 Ventos predominantes de NE em situação de baixa vazão

A situação para ventos de NE em baixa vazão foi analisada entre os dias 04/03/2011 às 16h00 a 12/03/2011 às 02h00, no qual a vazão média neste período foi de 750 m³/s. Observou-se que ao longo de todo o período a elevação do nível da água na região próxima à ponta da Feitoria (representado pelo ponto P10) foi superior ao localizado ao norte da lagoa (representado pelo ponto P3) e à região costeira adjacente. As diferenças entre as regiões foram maiores quando a magnitude do vento foi superior à 8m/s e a vazão ficou abaixo de 700 m³/s (Figura 28).

Figura 27 Pontos de análise das variáveis ecológicas (destaque para a região estuarina) nos setores Lago Guaíba (A); Norte e Sul (B) e Estuarina (C).

Figura 28 Variação espaço temporal do nível da água ao longo do corpo lagunar em ventos de NE e baixa vazão.

Quanto às correntes, estas foram preferencialmente em direção à costa, correntes de vazante (Figura 29), indicando um transporte de água em direção a esta região. Na região norte, a magnitude das correntes no período não foi superior à 0,15 m/s e próximo à desembocadura lagunar, a intensidade média das correntes para o período analisado foi de 0,3 m/s (Figura 30).

Figura 29 Intensidade das correntes de enchente (valores positivos) e vazante (valores negativos) em evento de ventos de NE e baixa vazão na porção estuarina.

Figura 30 Intensidade (escala em cinza) (m/s), direção das correntes e variação do nível do mar (m) (escala colorida) em ventos de NE e baixa vazão na região norte e estuarina.

A lagoa apresentou uma salinidade característica de água doce praticamente ao longo de todo o seu domínio (menor que 1 psu). Na região do Saco da Mangueira e do Saco do Justino/Canal do Norte, as salinidades permaneceram superiores ao restante do corpo lagunar (entre 1 e 3 psu), no entanto, estas diminuíram ao longo do período analisado (Figura 31).

Figura 31 Variação espaço-temporal da salinidade em vento de NE e baixa vazão.

a) Efeito nas variáveis de qualidade da água

I) Material em Suspensão

Foi observada uma diferença na magnitude das concentrações de material em suspensão entre a região norte e sul da Lagoa. Na região do Lago Guaíba, enquanto as concentrações não passaram de 25mg/L, na região estuarina alcançaram uma concentração superior a 100 mg/L. Na porção Norte da lagoa, as concentrações variaram entre 90 e 100 mg/L enquanto que na porção sul variou entre 50 a 60 mg/L (Figura 32).

Na região estuarina, as concentrações ficaram entre 75mg/L e 100 mg/L. Ao longo do período simulado, foi observado que ocorreu uma diminuição das concentrações ao longo do canal principal e um aumento da concentração nas regiões do Saco da Mangueira e Saco do Justino. O Saco do Justino apresentou uma concentração média de 76 mg/L. Na região da Ilha dos Marinheiros, as concentrações foram semelhantes ao Norte e no Canal do Norte, apresentando uma concentração média de 90 mg/L. No Saco da Mangueira as concentrações na sua porção mais interna e central se elevaram com o passar do tempo, sendo este aumento de 5 à 44 mg/L no interior e de 16

a 51 mg/L na região central. Na desembocadura do Saco da Mangueira as concentrações apresentaram um padrão de variação entre 70 e 100 mg/L. Já a região do Canal de Acesso apresentou uma concentração média de 89 mg/L, no entanto, próximo ao final do período analisado esta apresentou um aumento, ficando em torno dos 100 mg/L (Figura 33).

Figura 32 Variação espaço-temporal do material em suspensão (mg/L) em ventos de NE e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.

Figura 33 Variação espaço-temporal do material em suspensão em situação de vento de NE e baixa vazão na porção Estuarina. S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb= desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.

II) Oxigênio Dissolvido

As concentrações de oxigênio dissolvido foram maiores do que 8mg/L ao longo de todo o domínio lagunar e se elevaram com o passar do tempo. A região do Guaíba foi a que apresentou o maior aumento nas concentrações, ao passo que, ao longo do corpo lagunar, diminuiu na região do ponto P3 e tornou a aumentar em P10 (uma diferença de cerca de 0,5 mg/L de oxigênio entre um ponto e outro) (Figura 34).

Na região estuarina, todos os pontos analisados apresentaram uma elevação das concentrações de oxigênio dissolvido e um padrão de variação semelhante ao longo da simulação. No Saco do Justino, as concentrações variaram de 8.4 a 8.6 mg/L. Na região da Ilha dos Marinheiros, o setor norte e Canal do Norte apresentaram as maiores concentrações de oxigênio da região estuarina, que variou de 8.8 a 9 mg/L e de 8.6 a 9 mg/L, respectivamente. No Saco da Mangueira, as concentrações e variações foram semelhantes no interior e região central da região, variando de 8.4 à 9 mg/L. Na região da desembocadura do Saco da Mangueira, as concentrações foram desde o início do período simulado maiores do que no interior e região central, variando entre 8.5 a 8.9 mg/L. No Canal de Acesso, as concentrações variaram entre 8.6 a 8.8 mg/L, assemelhando-se ao comportamento observado no canal do norte e desembocadura do Saco da Mangueira. A variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido na região estuarina pode ser observada na (Figura 35).

Figura 34 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido (mg/L) em ventos de NE e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.

Figura 35 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido em ventos de NE e baixa vazão. Na representação gráfica: S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.

III) Nutrientes Inorgânicos Dissolvidos

A fração total de nitrogênio inorgânico dissolvido (NIT) foi maior na região norte (0.03 mg-N/L) do que na região sul (0.01 mg-N/L). Na região estuarina, alcançaram 0.4 mg-N/L.

No Lago Guaíba, próximo ao ponto da vazão fluvial as concentrações ficaram em torno de 0.08 mg-N/L enquanto que na região central e sul do lago as concentrações variaram entre 0.01 e 0.02 mg-N/L (Figura 36). Houve uma grande diferença entre as regiões Norte e Sul da Lagoa: enquanto que no Norte as concentrações variaram entre 0.012 e 0.014 mg-N/L, no sul estas permaneceram em torno de 0.003 mg-N/L.

Já na região estuarina, as concentrações de amônio ficaram próximas de 0.006 mg-N/L na região do alto e baixo estuário, no entanto, a região próxima ao ponto de lançamento do Sistema Central bem como a região do Saco da Mangueira apresentaram concentrações de amônio que ultrapassaram 0.1mg-N/L. Com exceção as áreas interior, central e desembocadura do Saco da Mangueira, que apresentaram concentrações médias de amônio de, respectivamente, 0.3 mg-N/L, 0.12 mg-N/L e 0.03 mg-N/L, os demais pontos apresentaram uma concentração de amônio de 0.01 mg-N/L-. A variação espaço-temporal da fração total de nitrogênio inorgânico apresentou um comportamento semelhante ao comportamento do amônio. (Figura 37).

Figura 36 Variação espaço-temporal do amônio (mg-N/L) em situação de vento de NE e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.

Figura 37 Variação espaço-temporal do NIT e amônio em vents de NE e baixa vazão na porção Estuarina. Na representação gráfica do amônio e do NIT: S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.

IV) Fósforo

Observou-se que a região norte lagunar apresentou concentrações de fosfato distintas entre a região norte e sul. Na porção mais ao norte, central e sul do Lago Guaíba, as concentrações ficaram em torno de 0.09 mg-P/L, 0.06 mg-P/L e 0.03 mg-P/L, respectivamente. Entre os pontos P3 e P10, as concentrações foram aproximadamente seis vezes maior em P10 (0.6 mg-P/L, enquanto que em P3, 0.1mg-P/L) (Figura 38).

Na região estuarina, as concentrações tenderam a aumentar em todas as regiões, com exceção do Saco do Justino. As concentrações de fosfato no Saco do Justino mantiveram uma concentração média de 0.58 mg-P/L. Na Ilha dos Marinheiros, a região Norte apresentou uma elevação da concentração de fosfato de 0.54 a 0.55 mg-P/L e a região do canal do norte apresentou uma concentração média de 0.53 mg-P/L. No Saco da Mangueira, a região interior apresentou um aumento linear da concentração de 0.50 para 0.53 mg-P/L. A região central apresentou um padrão de variação ao longo do tempo e as concentrações também se elevaram (de 0.50 para 0.53 mg-P/L). Já sua desembocadura apresentou as maiores concentrações da região do SM, variando de 0.53 a 0.58 mg-P/L. Dentre todos os pontos observados na região estuarina, o Canal de Acesso foi o que apresentou as concentrações mais elevadas do período, alcançando os 0.59 mg-P/L (Figura 39).

Figura 38 Variação espaço-temporal do fosfato (mg-P/L) em situação de vento de NE e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.

Figura 39 Variação espaço-temporal do fosfato em situação de vento de NE e baixa vazão na porção Estuarina. S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.

V) Clorofila-a

As concentrações de clorofila-a foram superiores na região norte lagunar. No Lago Guaíba, as concentrações tenderam a aumentar ao longo da região, variando de 0.3 mgC/L na porção norte a 1.5 mgC/L na porção sul. Entre a região Norte e Sul as concentrações também foram maiores no Norte (Norte, 0.38 mgC/L; Sul, 0.1mgC/L) (Figura 40).

No estuário, o Saco do Justino apresentou as maiores concentrações de clorofila-a, que aumentaram ao longo do tempo simulado, de 1.09 a 1.20 mgC/L. Na região da Ilha dos Marinheiros, a região norte apresentou uma diminuição das concentrações de clorofila-a, de 0.1 para 0.8 mgC/L enquanto que a região do canal do norte as concentrações variaram entre 0.15 a 0.4 mgC/L. No Saco da Mangueira, a região interior e central apresentaram as menores concentrações da região, que aumentaram ao longo do tempo simulado de 0.01 para 0.1 mgC/L). Na região da desembocadura do SM as concentrações mostraram-se praticamente constantes variando de 0.1 a 0.13 mgC/L.

Na região do canal de acesso as concentrações permaneceram constantes, em uma média de 0.09mgC/L (Figura 41).

Figura 40 Variação espaço-temporal da clorofila-a em ventos de NE e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.

Figura 41 Variação espaço-temporal da clorofila-a em situação de vento de NE e baixa vazão na porção Estuarina. S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.

6.1.2 Ventos predominantes de NE em situação de alta vazão

A situação para ventos de NE em alta vazão foi analisada entre os dias 08/08/2011 às 15h00 a 11/08/2011 às 02h00, no qual a vazão média neste período foi de 6462 m³/s e os ventos médios de 8,18 m/s. Assim como para a situação de baixa vazão, o nível da água na região norte e costeira foi menor do que na região da Feitoria, no entanto, enquanto que na situação de baixa vazão os níveis da água ficaram entre 0.1-0.6m, na situação de alta vazão estas alcançaram os 1.2 m. Além disso, também parece que a atuação de ventos acima de 8m/s associados a uma diminuição da vazão proporcionam um aumento das diferenças dos níveis entre as regiões norte e sul da lagoa (Figura 42).

Figura 42 Variação espaço temporal do nível da água ao longo do corpo lagunar em situação de ventos de NE e alta vazão.

As correntes na região do Lago Guaíba apresentaram uma magnitude superior à observada para o mesmo vento em baixa vazão (Figura 44). Em todo o período avaliado, as correntes foram de vazante (Figura 44).

Figura 43 Intensidade das correntes de enchente (valores positivos) e vazante (valores negativos) em evento de ventos de vazão na porção estuarina.

Figura 44 Intensidade (m/s) (escala cinza), direção das correntes e variação do nível do mar (m) (escala colorida) ao longo do corpo lagunar em ventos predominantes de NE e alta vazão (destaque para a região do Lago Guaíba e Estuarina).

A lagoa apresentou uma salinidade característica de água doce praticamente ao longo de todo o seu domínio (menor que 1 psu). Na região do Saco da Mangueira e do Saco do Justino, as salinidades permaneceram superiores ao restante do corpo lagunar (entre 1 e 2 psu) e diminuíram ao longo do período analisado (Figura 45).

Figura 45 Variação espaço-temporal da salinidade em ventos de NE e alta vazão.

a) Efeito nas variáveis de qualidade da água em ventos de NE e alta vazão

I) Material em Suspensão

As concentrações de material em suspensão não apresentaram um padrão de distribuição evidente. Entre as regiões Norte e Sul da Lagoa, as médias foram respectivamente de 30 mg/L e 70 mg/L (Figura 46).

Na região do Lago Guaíba, as concentrações na região norte e central diminuíram com o passar do tempo simulado. Na porção sul do lago, isto também ocorreu, no entanto, as concentrações foram maiores que na porção norte e central, ficando em média de 300 mg/L enquanto que nas outras, de 150 mg/L (Figura 46).

No entorno da Ilha dos Marinheiros, as concentrações aumentaram no setor norte da Ilha, se levaram no Saco do Justino e diminuíram na região do Canal do Norte. No Saco da Mangueira, as concentrações no interior e região central se levaram, assim como na desembocadura, no entanto, enquanto que nas duas primeiras o aumento foi de cerca de 20 mg/L, na desembocadura alcançou um aumento de 75 mg/L. No Canal de

Acesso, as concentrações se elevaram ao longo do período, em um comportamento semelhante ao observado na desembocadura do Saco da Mangueira.

No Saco do Justino as concentrações permaneceram constantes (em torno de 220 mg/L). Ao norte da Ilha dos Marinheiros as concentrações aumentaram, de 100 para 140 mg/L enquanto que na região do Canal do Norte, pelo contrario, diminuíram (de 180 para 120 mg/L). Na área interna e região central do Saco da Mangueira as concentrações foram de 70 para 80 mg/L, semelhante ao que ocorreu na sua desembocadura, no entanto, o aumento nesta porção chegou a 75 mg/L. No Canal de Acesso, as concentrações se elevaram ao longo do período, em um comportamento semelhante ao observado na desembocadura do Saco da Mangueira. O Saco do Justino, a desembocadura do Saco da Mangueira e o Canal de Acesso apresentaram as maiores concentrações de material em suspensão na região estuarina (Figura 46 e Figura 47).

Figura 46 Variação espaço-temporal do material em suspensão em ventos de NE e alta vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.

Figura 47 Variação espaço-temporal do material em suspensão em situação de vento de NE e alta vazão na porção Estuarina. S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.

II) Oxigênio dissolvido

A lagoa apresentou-se altamente oxigenada durante o período simulado, de modo que a concentração de oxigênio dissolvido foi similar tanto no Norte quanto no Sul da lagoa (média de 10 mg/L). Na região do Lago Guaíba, as concentrações foram constantes e ficaram entre 8-10 mg/L, sendo a maior na porção sul do lago (Figura 48).

Em toda a região estuarina as concentrações de oxigênio dissolvido apresentaram um comportamento semelhante, tanto na periodicidade de variação quanto na diminuição da concentração, de cerca de 0.2 mg/L (Figura 48).

Figura 48 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido ventos de NE e alta vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.

Figura 49 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido em situação de vento de NE e alta vazão na porção Estuarina. S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.

III) Nutrientes Inorgânicos Dissolvidos

No Lago Guaíba a concentração de NIT foi semelhante para os três setores e apresentaram as maiores concentrações dentre todas as regiões da lagoa, ficando em torno de 0.85 mg-N/L. As concentrações de amônio nesta região se elevaram ao longo do período simulado na porção norte e central e diminuíram na porção sul (Figura 50).

Na região Norte da lagoa a concentração de NIT foi de 0.7 mg-N/L enquanto que na região Sul de 0.01 mg-N/L. As concentrações de amônio apresentaram manchas de alta concentração ao longo da região Norte e Central da lagoa. No Norte a concentração média de amônio foi de 0.01 mg-N/L, enquanto que no sul, de 0.002 mg-N/L (Figura 50).

Na região estuarina o NIT apresentou um comportamento semelhante ao observado pelo amônio. No Saco do Justino as concentrações foram as mais altas (0.6 mg-N/L) e na região do Canal de Acesso as mais baixas (0.02 mg-N/L). As concentrações de amônio no entorno da Ilha dos Marinheiros foi semelhante entre a porção norte e Canal do Norte (apresentando uma concentração semelhante de 0.01 e 0.02 mg-N/L, respectivamente) e se elevaram na região do Saco do Justino, que apresentou as maiores concentrações de amônio (media de 0.4 mg/L). No Saco da Mangueira, seu interior apresentou as maiores concentrações em relação a sua porção central e desembocadura (medias de 0.12, 0.07 e 0.01 mg-N/L, respectivamente). No

Canal do Norte, as concentrações de amônio também diminuíram ao longo do tempo analisado (Figura 50 e Figura 51).

Figura 50 Variação espaço-temporal do amônio em ventos de NE e alta vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.

Figura 51 Variação espaço-temporal do NIT e amônio em situação de vento de NE e alta vazão na porção Estuarina. Na representação gráfica: S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.

IV) Fósforo

No Lago Guaíba, as concentrações variaram entre 0.02 e 0.04 mg-P/L. Na porção sul do lago a concentração decaiu com o decorrer do tempo simulado, já na porção norte e central as concentrações apresentaram um aumento (Figura 52).

No corpo lagunar, visivelmente as concentrações de fosfato foram maiores na região Sul. Entre o Norte e o Sul as concentrações diferenciaram-se em torno de 0.3 mg-P/L (média no Norte de 0.03 mg-P/L e no Sul de 0.3 mg-P/L) (Figura 52).

No estuário, as concentrações no Saco do Justino foram as maiores (permanecendo em 0.33 mg-P/L). A porção norte da região da Ilha dos Marinheiros apresentou um leve aumento, de 0.22 para 0.23 mg-P/L, enquanto que o Canal do Norte apresentou uma queda de concentração, de 0.27 para 0.22 mg-P/L. No Saco da

Mangueira, sua porção interior e central apresentaram uma concentração superior ao entorno da ilha dos marinheiros (0.32 e 0.31 mg-P/L, respectivamente), seguido da desembocadura (0.26mg-P/L). A região do Canal de Acesso apresentou uma concentração praticamente constante de 0.28 mg-P/L (Figura 53).

Figura 52 Variação espaço-temporal do fosfato em situação de vento de NE e alta vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.

Figura 53 Variação espaço-temporal do fosfato em situação de vento de NE e alta vazão na porção Estuarina. Destaque da variação (segundo gráfico). S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.

V) Clorofila-a

A concentração de clorofila-a na porção norte e central Lago Guaíba apresentou um aumento de 0.02 mgC/L ao longo da simulação, enquanto que na porção sul esta concentração diminuiu (Figura 54).

No corpo lagunar, as concentrações mostraram-se maiores na região norte e central da lagoa, sendo que no Norte a concentração média foi de 0.4 mgC/L enquanto que no Sul de 0.06 mgC/L (Figura 54).

Na região estuarina, o Saco do Justino foi a área que apresentou as menores concentrações de clorofila-a (media de 0.014 mgC/L). Na Ilha dos Marinheiros, a região norte apresentou uma diminuição de concentração (de 0.4 para 0.3 mgC/L), enquanto que no Canal do Norte a concentração mais do que dobrou (de 0.1 para 0.5 mgC/L). No

Saco da Mangueira, as concentrações aumentaram em direção à desembocadura e ao longo do período simulado, sendo a variação da concentração no interior, centro e desembocadura de 0.05 para 0.12 mgC/L, 0.08 para 0.12mgC/L e 0.18 para 0.25 mgC/L, respectivamente. Na região do Canal de Acesso, as concentrações aumentaram na sua margem esquerda e diminuíram na sua margem direita (Figura 54 e Figura 55).

Figura 54 Variação espaço-temporal da clorofila-a em ventos de NE e alta vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.

Figura 55 Variação espaço-temporal da clorofila-a em situação de vento de NE e alta vazão na porção Estuarina. S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.

6.1.3 Ventos predominantes de SO em situação de baixa vazão

O período de 31/05/2011 às 22h00 a 04/06/2011 às 07h00 foi observado para avaliar o efeito de ventos predominantes de SO atuando sobre a lagoa em um regime de baixa vazão (Figura 56). A vazão média neste período foi de 564 m³/s e a intensidade média dos ventos de 5.51 m/s. Observou-se que ao longo de todo o período a elevação do nível da água foi o inverso do observado para ventos de NE, ou seja, o nível da água na região próxima à ponta da Feitoria foi inferior ao localizado ao norte da lagoa (ponto P3) e à região costeira adjacente (Figura 56). No entanto, as diferenças entre as regiões também foi maior quando a magnitude do vento foi superior à 8m/s, como foi observado para ventos de NE.

Figura 56 Variação temporal da elevação da água ao norte (P3) e ao sul (P10) da Lagoa dos Patos em situação de ventos predominantes de SO em situação de baixa vazão.

Quanto as correntes, estas foram preferencialmente em direção ao interior da lagoa, indicando um transporte de água em direção ao norte do corpo lagunar (Figura 57 e Figura 58). Próximo à desembocadura, a intensidade média das correntes para o período analisado foi de 0,6 m/s (Figura 57 e Figura 58).

Figura 57 Intensidade das correntes de enchente (valores positivos) e vazante (valores negativos) em evento de ventos de SO e baixa vazão.

Figura 58 Intensidade e direção das correntes ao longo do corpo lagunar em ventos de SO e baixa vazão.

Assim como para eventos de NE o corpo lagunar apresentou águas doces durante todo o período avaliado, no entanto a salinidade na região estuarina foi superior quando comparada à salinidade em eventos de ventos de NE.

Foi observada uma intrusão de água salina ao longo do canal, que chegou a alcançar o Saco da Mangueira, de modo que águas salobras ocorreram na região do Canal do Norte (Figura 59).

Figura 59 Variação espaço-temporal da salinidade ventos de SO e baixa vazão.

a) Efeito nas variáveis de qualidade da água

I) Material em Suspensão

Visivelmente as concentrações de material em suspensão foram menores na região do Lago Guaíba e aumentaram em direção à região estuarina, de modo que na região norte do corpo lagunar a concentração ficou seis vezes menor do que na região sul (cerca de 13mg/L, enquanto que no sul, 82mg/L) (Figura 60).

No estuário, as concentrações de material em suspensão no Saco do Justino ficaram em torno de 85 mg/L. Na porção norte da Ilha dos marinheiros ocorreu um aumento da concentração ao longo do tempo simulado, de 61 para 78 mg/L enquanto que na região do Canal do Norte a amplitude da variação foi maior, no entanto as concentrações foram abaixo da concentração encontrada no norte, variando de 4 a 50 mg/L. No Saco da Mangueira, as concentrações no interior e região central foram próximas no início da simulação e se igualaram ao decorrer dela, ficando em torno de 50 mg/L; já a região da desembocadura apresentava uma concentração média de 70mg/L, no entanto, ao final da simulação esta decaiu para 10 mg/L, assim como semelhantemente ocorreu com a região do Canal de Acesso (Figura 60 e Figura 61).

Figura 60 Variação espaço-temporal do material em suspensão em situação de vento de SO e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.

Figura 61 Variação espaço-temporal do material em suspensão em situação de vento de SO e baixa vazão na porção Estuarina. Destaque da variação (segundo gráfico). S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.

II) Oxigênio Dissolvido

Na região do Lago Guaíba, as concentrações ficaram em torno de 9 mg/L e tenderam a aumentar em direção à região sul do lago (Figura 62).

Tanto a região norte quanto a sul da lagoa apresentaram concentrações superiores à região central da laguna. A media de oxigênio dissolvido no Norte foi de 8.5 mg/L enquanto que no Sul de 9.6 mg/L (Figura 62).

As concentrações de oxigênio dissolvido aumentaram no Saco do Justino ao longo da simulação, de 8.5 para 10 mg/L. Na Ilha dos Marinheiros, a região norte também apresentou um aumento de concentração com o passar da simulação, indo esta de 9 para 11 mg/L, no entanto, ao final da simulação, esta decaiu para 10.2 mg/L. Já na região do Canal do Norte as concentrações também se elevaram ao longo da simulação, de 9 para 10.2 mg/L, e posteriormente decaíram para 8.7 mg/L ao final do período

simulado. No Saco da Mangueira, o setor interior e central apresentaram um aumento de concentração semelhante, de cerca de 9.0 para 10.5 mg/L, enquanto que o setor da desembocadura apresentou uma concentração média de aproximadamente 9.3 mg/L, decaindo ao final da simulação para 7.5 mg/L, coincidindo com o comportamento observado no Canal de Acesso (Figura 62 e Figura 63).

Figura 62 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido são em situação de vento de SO e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.

Figura 63 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido em situação de vento de SO e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina. Na representação gráfica: S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.

III) Nutrientes inorgânicos dissolvidos

As maiores concentrações de NIT ocorreram no Lago Guaíba, no qual as concentrações na porção norte, central e sul, foram, em média, 0.95 mg-N/L, 0.71 mg-N/L e 0.51 mg-N/L. As concentrações de amônio acompanharam este comportamento, no qual ficaram em torno de 0.08 mg-N/L na região norte do lago, enquanto que na região central e sul foram de 0.01 mg-N/L (Figura 64).

No corpo lagunar, as concentrações de NIT foram cerca de 30 vezes maiores no Norte do que no Sul, uma concentração média de 0.31 mg-N/L e 0.01 mg-N/L, respectivamente. As concentrações de amônio também se mostraram maiores na região Norte da lagoa. Uma concentração elevada no Norte (0.03 mg-N/L) foi evidente quando comparada às concentrações na região central e sul da lagoa, no qual apresentou uma concentração média de 0.003 mg-N/L (Figura 64).

No Saco do Justino a concentração média de NIT foi de 0.03 mg-N/L, elevando-se para 0.08 mg-N/L ao final da simulação. Na Ilha dos Marinheiros, a concentração permaneceu constante na região Norte (0.01 mg-N/L) e apresentou um leve aumento ao final da simulação na região do Canal do Norte (de 0.01 para 0.08 mg-N/L), similar ao observado no Saco do Justino. O interior e a região central do Saco da Mangueira apresentaram uma concentração constante de 0.01 mg-N/L e 0.03 mg-N/L,

respectivamente; já a desembocadura, apresentou um aumento expressivo da concentração próximo ao final do período simulado (de 0.01 para 0.16 mg-N/L), assim como ocorreu no Canal de Acesso. As concentrações de amônio no Saco do Justino apresentaram um padrão de variação entre 0.01 e 0.02 mg-N/L, no entanto, ao final do período, esta se elevou para aproximadamente 0.06 mg/L. Na Ilha dos Marinheiros, a região Norte apresentou uma concentração constante de aproximadamente 0.004 mg-N/L enquanto que a região do Canal do Norte apresentou uma concentração média de 0.008 mg-N/L, no entanto, esta se elevou para 0.014 ao final do período. No Saco da Mangueira, a concentração em seu interior começou alta, 0.05 mg-N/L e decaiu para cerca de 0.002 mg-N/L logo após início do período. Na região central do Saco da Mangueira as concentrações variaram de 0.002 a 0.008 mg-N/L, enquanto que na desembocadura estas mantiveram uma concentração média de 0.003 mg-N/L ao longo do período simulado elevando-se para 0.02 mg-N/L ao final do período, assim como observado para a região do Canal de Acesso (Figura 64 e Figura 65).

Figura 64 Variação espaço-temporal do amônio em ventos de SO e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.

Figura 65 Variação espaço-temporal do NIT e amônio e em situação de vento de SO e baixa vazão na porção Estuarina. Destaque da variação (segundo e quarto gráficos).

S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte = Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.

IV) Fósforo

Na região do lago Guaíba, as concentrações de fosfato foram maiores ao norte e menores ao sul do lago (em torno de 0.1 e 0.03 mg-P/L, respectivamente) (Figura 66). Quanto à variação ao longo do corpo lagunar, enquanto que na região Norte as concentrações foram de 0.03 mg-P/L, a sul a concentração média foi de 0.47 mg-P/L (Figura 66).

Na região estuarina, as concentrações tenderam a diminuir ao longo do período simulado, no qual as concentrações de fosfato ficaram em torno de 0.4 mg-P/L, no entanto, na região do Canal do Norte, região central e desembocadura do Saco da Mangueira e Canal de Acesso as concentrações de fosfato decaíram ao final da simulação, alcançando, respectivamente, concentrações de 0.25 mg-P/L, 0.32 mg-P/L, 0.07 mg-P/L e 0.05 mg-P/L (Figura 66 e Figura 67).

Figura 66 Variação espaço-temporal do fosfato em situação de vento de SO e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.

Figura 67 Variação espaço-temporal do fosfato em situação de vento de SO e baixa vazão na porção Estuarina. S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.

V) Clorofila-a

No lago Guaíba, as concentrações de clorofila-a foram maiores na região sul do lago (0.3 mgC/L na região norte e 1.3 mgC/L na região sul) (Figura 68).

Na região norte do corpo lagunar, a diferença de concentração entre o Norte e o Sul foi 20 vezes maior no Norte (0.61 mgC/L, enquanto que no Sul, 0.03 mgC/L) (Figura 68).

As concentrações de clorofila-a no Saco do Justino mantiveram uma média de 2.0 mgC/L. Na região da Ilha dos Marinheiros, o setor Norte apresentou um leve aumento de concentração durante o período e posteriormente uma diminuição da concentração, variando assim de 0.1 a 0.3 e retornando a 0.1 mgC/L. Na região do Canal do Norte as concentrações também apresentaram um aumento, de 0.06 para 0.15 mgC/L aproximadamente. No Saco da Mangueira, o interior da região apresentou uma diminuição da concentração ao longo do período, indo de 1.3 para 0.86 mgC/L. Na região central as concentrações permaneceram em torno de 0.6 mgC/L enquanto que na desembocadura (que apresentou uma concentração inferior às duas demais áreas, ou seja, média de 0.05 mgC/L), ocorreu uma elevação de concentração ao final do período simulado (para 0.15 mgC/L), semelhante ao que ocorreu na região do Canal de Acesso (Figura 68 e Figura 69).

Figura 68 Variação espaço-temporal da clorofila-a em situação de vento de SO e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.

Figura 69 Variação espaço-temporal da clorofila-a em situação de vento de SO e baixa vazão na porção Estuarina. S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.

6.1.4 Ventos predominantes de SO em situação de alta vazão

Para apresentar o efeito de ventos predominantes de SO em situação de alta vazão escolheu-se o período de 22/06/2011 às 18h00 a 27/06/2011 às 18h00. A vazão média neste período foi de 3927 m³/s e a intensidade média dos ventos de 8.75 m/s. A situação foi semelhante ao observado para ventos de SO em baixa vazão, porém, com elevações superiores ao evento de baixa vazão (Figura 70). Claramente ficou visível que a diminuição da magnitude do vento proporcionou uma diferença no nível de água entre as regiões norte e sul da lagoa (Figura 70).

Figura 70 Variação do nível da água ao longo do corpo lagunar em ventos de SO e alta vazão

O sentido preferencial das correntes foi em direção ao interior da lagoa, com a intensidade média das correntes próxima à desembocadura de 0,23 m/s (com máxima de 0,54 m/s), enquanto que na região norte foram próximas de 0.2 m/s (Figura 71 e Figura 72).

Figura 71 Intensidade das correntes de enchente (valores positivos) e vazante (valores negativos) em evento de ventos de SO e alta vazão

Figura 72 Intensidade e direção das correntes ao longo do corpo lagunar em situação de ventos predominantes de SO e alta vazão.

a) Efeito nas variáveis de qualidade da água

I) Material em Suspensão

Na região do lago Guaíba as concentrações ficaram abaixo de 5mg/L na sua porção norte e central, enquanto que na sul, alcançou os 25 mg/L (Figura 73).

As concentrações de material em suspensão foram elevadas em direção ao sul do corpo lagunar e nas proximidades dos desagues dos rios Camaquã e São Gonçalo e do ponto de lançamento do sistema central. Entre O Norte e Sul do corpo lagunar as concentrações médias foram respectivamente de 18.3 mg/L e 230mg/L, sendo que no sul aumentaram de 79mg/L para 600 mg/L ao longo do período analisado (Figura 73).

A concentração do material em suspensão no Saco do Justino apresentou uma média de 80 mg/L. No Norte da Ilha dos Marinheiros a concentração ficou em torno de 110 mg/L e entre os dias 25 e 26 (coincidindo com os ventos de ate 15 m/s) as

alcançaram um pico de acima de 500 mg/L. Já na região do Canal do Norte, a concentração média foi de 125 mg/L alcançando um pico de 150 mg/L entre os dias 25 e 26 tornando a decair para 10 mg/L ao final da simulação. No Saco da Mangueira, as concentrações em seu interior foram muito baixas (em torno de 2 mg/L) se comparadas às concentrações do restante do estuário, se elevando para 10 mg/L ao final da simulação. Na região central do Saco da Mangueira as concentrações ficaram em torno de 18 mg/L e na desembocadura estas permaneceram relativamente altas quando comparadas as duas demais regiões (apresentando uma concentração em torno dos 90 mg/L), no qual decaiu para 15 mg/L ao final do período, também coincidindo com o comportamento e concentrações ocorridas no Canal de Acesso (Figura 73 e Figura 74).

Figura 73 Variação espaço-temporal do material em suspensão em ventos de SO e baixa vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.

Figura 74 Variação espaço-temporal do material em suspensão em situação de vento de SO e baixa vazão na porção Estuarina. S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.

II) Oxigênio Dissolvido

Na região do Lago Gauíba, as concentrações tenderam a aumentar ao longo do tempo, ficando próximo de 8 mg/L na porção norte do lago e chegando a 11 mg/L na porção sul (Figura 75).

As concentrações de oxigênio se elevaram ao longo do período analisado na região norte e sul do corpo lagunar, no qual foram semelhantes (média de 9.7 mg/L no Norte e 10.4 mg/L no Sul) (Figura 75).

As concentrações de oxigênio dissolvido no Saco do Justino aumentaram ao longo da simulação a partir do dia 24, indo de 9.5 mg/L para 11 mg/L. Na região norte da Ilha dos Marinheiros o comportamento foi semelhante, no entanto, as concentrações variaram de 10 mg/L para 11.2 mg/L. Já na região do Canal do Norte, as concentrações ficaram em torno de 10 mg/L até o dia 22, se elevando para 11.2 mg/L entre os dias 25 e 26, diminuído após o dia 26, no qual alcançou uma concentração de 9.4 mg/L. No Saco da Mangueira, o comportamento e as variações das concentrações de oxigênio foram semelhantes ao ocorrido no Saco do Justino, assim como a região central (que apenas apresentou uma pequena diferença de comportamento ao final da simulação, no qual a concentração de oxigênio decaiu de 11 para 10.2 mg/L enquanto que no Saco do Justino e no interior do Saco da Mangueira elas permaneceram altas até o final da simulação). A desembocadura do Saco da Mangueira apresentou um aumento de concentração próximo ao dia 25 e esta decaiu após o dia 26, variando de 9.8 para 10.8 e ao final do

período 9 mg/L, assim como observado no Canal de Acesso (com a única diferença que, na desembocadura, a variação ao longo do tempo entre os dias 25 e 26 foi maior do que no Canal) (Figura 75 e Figura 76).

Figura 75 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido em ventos de SO e alta vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.

Figura 76 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido em situação de vento de SO e alta vazão na região Estuarina. Na representação gráfica: S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.

III) Nutrientes Inorgânicos Dissolvidos

Assim como observado em ventos de SO e baixa vazão, as maiores concentrações de NIT ocorreram no Lago Guaíba, no qual na porção norte e central apresentaram uma concentração média de 0.85 mg-N/L e na porção sul de 0.78 mg-N/L. As concentrações de amônio foram maiores na região norte (média de 0.05 mg-N/L) e se elevaram ao longo do período simulado (de 0.01 para 0.03 mg-N/L) enquanto que na porção central e sul do lago a concentração média foi respectivamente de 0.04 mg-N/L e 0.02 mg-N/L (Figura 77).

No corpo lagunar, as concentrações médias de NIT foram de 0.23 mg-N/L no Norte e 0.01 mg-N/L no Sul. As concentrações de amônio foram elevadas ao Norte do corpo lagunar, no qual a média no período simulado foi de 0.03 mg-N/L, enquanto que ao Sul a concentração média foi de 0.003 mg-N/L (Figura 77).

No Saco do Justino a concentração média de NIT foi de 0.03 mg-N/L. Na Ilha dos Marinheiros, a concentração permaneceu constante na região Norte (0.01 mg-N/L) e apresentou um leve aumento ao final da simulação na região do Canal do Norte (de 0.01 para 0.1 mg-N/L). O interior e a região central do Saco da Mangueira apresentaram uma concentração constante de 0.07 mg-N/L e 0.06 mg-N/L, respectivamente; já a

desembocadura, apresentou um aumento da concentração a partir da metade do período simulado (de 0.01 para 0.15 mg-N/L), assim como ocorreu no Canal de Acesso.

O comportamento do amônio na região estuarina foi altamente variável quando comparado à variação de amônio em outras situações hidrodinâmicas. No Saco do Justino os picos de amônio apresentaram picos, de 0.01 para 0.03 mg-N/L, de modo que, mesmo com estas as concentrações tenderam a diminuir ao longo do período, tornando a aumentar somente após o dia 26, no qual chegou a alcançar 0.04 mg-N/L. No Norte da Ilha dos Marinheiros as concentrações ficaram em torno de 0.004 mg-N/L, se elevando ao final da simulação para 0.01 mg-N/L. Na região do Canal do Norte as concentrações também ficaram em torno de 0.004 mg-N/L e a partir do dia 25, se elevaram para 0.02 mg-N/L. No interior do Saco da Mangueira as concentrações linearmente se elevaram de cerca de 0.041 mg-N/L para 0.046 mg-N/L. Na região central, as concentrações oscilaram entre 0.03 e 0.04 mg-N/L e na desembocadura, ocorreu uma intensa variação de concentração ao longo do tempo, de modo que foi de 0.004 mg/L antes do dia 25 para 0.02 ao final do período, assim como observado na região do Canal de Acesso (Figura 77 e Figura 78).

Figura 77 Variação espaço-temporal do amônio em ventos de SO e alta vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.

Figura 78 Variação espaço-temporal do NIT e amônio e em situação de vento de SO e alta vazão na porção Estuarina. Destaque da variação (segundo e quarto gráficos).

S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros;
 IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira;
 SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.

IV) Fósforo

No lago Guaíba, as concentrações ficaram em torno de 0.05 mg-P/L, sendo em todo o período maiores na porção sul (Figura 79).

No corpo lagunar, a concentração de fosfato foi menor na região Norte da lagoa quando comparada ao setor sul. Entre as regiões a diferença de concentração foi alta, sendo a média ao Norte de 0.03 mg-P/L e ao Sul de 0.4 mg-P/L (Figura 79).

As concentrações de fosfato permaneceram próximas de 0.37 mg-P/L ao longo do período no Saco do Justino. Na Ilha dos Marinheiros, a região norte apresentou uma concentração de fosfato que ficou em torno de 0.3 mg-P/L e na região do Canal do Norte as concentrações ficaram em torno de 0.35 mg-P/L e após o dia 26 decresceram para cerca de 0.18 mg-P/L. No Saco da Mangueira, o interior e a região central apresentaram concentrações e comportamento semelhantes, em torno de 0.35 mg/L e um leve aumento no decorrer do período. Já na desembocadura do Saco da Mangueira, as concentrações foram em média de 0.38 mg-P/L até o dia 25, após este dia, as concentrações decaíram, alcançando ao final da simulação 0.1 mg-P/L, coincidindo com o comportamento observado no Canal de Acesso (Figura 79 e Figura 80).

Figura 79 Variação espaço-temporal do fosfato em ventos de SO e alta vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.

Figura 80 Variação espaço-temporal do fosfato em situação de vento de SO e alta vazão na porção Estuarina. S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.

V) Clorofila-a

Na região do Lago Guaíba, as concentrações nas porções norte e central foram próximas (em torno de 0.1 mgC/L) enquanto que na região sul as concentrações decaíram ao longo do período simulado (de 1.2 mgC/L para 0.3 mgC/L) (Figura 81).

No corpo lagunar, as concentrações de clorofila-a foram maiores na região Norte, a concentração média foi de 0.67 mgC/L enquanto que ao sul foi de 0.03 mgC/L (Figura 81).

Dentre as áreas da região estuarina, o Saco do Justino foi o que apresentou as maiores concentrações de clorofila-a (em torno de 2.3 mgC/L). Na região norte da Ilha dos Marinheiros, as concentrações ficaram em torno de 0.03 mgC/L e após o dia 25 se elevaram para 0.25 mg/L. Na região do Canal do Norte, as concentrações ficaram em torno de 0.25 mgC/L, no qual alcançou 1.25 mgC/L próximo ao dia 25 e após o dia 26, decaiu para 0.15 mgC/L. A porção interior do Saco da Mangueira apresentou uma concentração constante de aproximadamente 0.008 mgC/L. Já a porção central apresentou um comportamento semelhante à porção interior, porém com uma concentração um pouco maior (0.01 mgC/L). A desembocadura do Saco da Mangueira apresentou uma concentração média de 0.04 mgC/L até o dia 25, no qual a partir desse ponto se elevou, alcançando uma concentração de 0.15 mgC/L, coincidindo com o comportamento da região do Canal de Acesso (Figura 81 e Figura 82).

Figura 81 Variação espaço-temporal da clorofila-a em ventos de SO e alta vazão nos setores Lago Guaíba, Norte e Sul e Estuarina.

Figura 82 Variação espaço-temporal da clorofila-a em situação de vento de SO e alta vazão na porção Estuarina. S.Just= Saco do Justino; IM_Norte= setor norte da Ilha dos Marinheiros; IM_CanalNorte= Canal do Norte; SM_Interior=interior do Saco da Mangueira; SM_Central= centro do Saco da Mangueira; SM_Desemb=desembocadura do Saco da Mangueira e Canal= Canal de Acesso.

6.2 Diferenças entre os Cenários Simulados

A variável material em suspensão e oxigênio dissolvido apresentaram concentrações médias anuais semelhantes entre os cenários. Para o material em suspensão, as diferenças médias anuais entre os cenários não ultrapassaram 1 mg/L para todas as regiões da lagoa (Tabela 5). Para o oxigênio dissolvido, as diferenças entre os cenários também foi relativamente baixa em todas as regiões da lagoa, não havendo uma variação superior a 0.4 mg/L entre os cenários (Tabela 6).

Tabela 5 Concentrações médias anuais de material em suspensão e diferença percentual entre o cenário I (Rio) e os cenários II (Normativo), III (ausência de Carga Difusa (S/ CD)) e III (presença de Carga Difusa (C/ CD)) ao longo da Lagoa dos Patos.

	Região	Setor	Concentração média (mg/L) e DP				Diferença média de concentração (mg/L)			Diferença Percentual média (%)		
			Rio	Normativo	S/ CD	C/ CD	Normativo	S/ CD	C/ CD	Normativo	S/CD	C/CD
MS	Lago Guaíba	Norte	1.59	1.72	2.14	2.14	0.13	0.55	0.55	8.18	34.87	34.93
			10.83	10.86	10.80	10.81						
		Central	3.09	3.28	3.60	3.60	0.18	0.51	0.51	5.95	16.38	16.42
			25.24	25.18	25.15	25.16						
		Sul	7.59	7.54	7.81	7.81	-0.04	0.22	0.22	-0.57	2.91	2.93
			36.89	36.74	36.71	36.72						
	Norte e Sul	Norte	47.34	46.00	46.08	46.09	-1.34	-1.26	-1.25	-2.83	-2.65	-2.63
			21.42	21.42	21.38	21.38						
		Sul	91.57	88.08	88.00	88.00	-3.50	-3.57	-3.58	-3.82	-3.90	-3.90
			53.07	52.34	52.29	52.29						
	Ilha dos Mar.	Norte	88.29	86.39	86.53	86.41	-1.90	-1.76	-1.87	-2.15	-2.00	-2.12
			60.24	57.35	57.32	57.20						
		Canal N.	79.90	79.75	79.97	79.60	-0.16	0.06	-0.31	-0.20	0.08	-0.38
			40.45	39.28	39.26	39.11						
		S J	89.70	90.24	92.97	92.52	0.54	3.27	2.81	0.60	3.64	3.14
			53.86	51.93	51.20	51.21						
	Saco da Mang.	Interior	38.39	39.27	39.38	37.70	0.88	0.99	-0.69	2.30	2.58	-1.79
			42.42	41.30	41.10	40.06						
Central		41.69	42.60	42.74	41.09	0.91	1.05	-0.61	2.19	2.51	-1.45	
		41.69	40.49	40.37	39.43							
Desemb.		81.83	81.35	81.41	80.82	-0.49	-0.42	-1.02	-0.59	-0.52	-1.24	
		45.40	44.60	44.58	44.37							
Canal	Canal A.	83.14	82.24	82.28	82.25	-0.90	-0.86	-0.89	-1.08	-1.04	-1.07	
		52.37	51.47	51.45	51.41							

Tabela 6 Concentrações médias anuais de oxigênio dissolvido e diferença percentual entre o cenário I (Rio) e os cenários II (Normativo), III (ausência de Carga Difusa (S/ CD)) e III (presença de Carga Difusa (C/ CD)) ao longo da Lagoa dos Patos.

			Concentração média (mg/L) e DP				Diferença média de concentração (mg/L)			Diferença Percentual média (%)		
			Rio	Normativo	S/ CD	C/ CD	Normativo	S/ CD	C/ CD	Normativo	S/CD	C/CD
OD	Lago Guaíba	Norte	8.02	7.99	7.98	7.94	-0.03	-0.04	-0.08	-0.33	-0.55	-1.04
			0.74	0.74	0.71	0.73						
		Central	8.92	8.89	8.97	8.86	-0.03	0.04	-0.06	-0.36	0.50	-0.71
			0.82	0.82	0.71	0.82						
		Sul	9.06	9.04	9.16	9.03	-0.02	0.10	-0.03	-0.19	1.10	-0.31
			0.99	0.99	0.85	1.00						
	Norte e Sul	Norte	8.63	8.61	8.69	8.59	-0.02	0.06	-0.04	-0.27	0.72	-0.44
			1.00	1.01	0.89	1.01						
		Sul	9.07	9.07	9.18	9.07				-0.03	1.15	-0.05
			0.94	0.94	0.80	0.94	0.00	0.10	0.00			
	Ilha dos Mar.	Norte	9.07	9.07	9.17	9.08	0.01	0.10	0.01	0.10	1.11	0.11
			0.91	0.94	0.80	0.94						
		Canal N.	8.95	8.94	9.04	8.94	-0.02	0.09	-0.02	-0.20	0.97	-0.18
			0.91	0.92	0.78	0.91						
		S J	9.02	8.70	8.81	8.71	-0.32	-0.21	-0.31	-3.53	-2.29	-3.41
			0.96	1.10	0.89	1.02						
	Saco da Mang.	Interior	8.97	8.96	9.08	8.97	0.00	0.11	0.00	-0.04	1.28	0.00
			0.92	0.92	0.79	0.94						
Central		8.93	8.92	8.98	8.86	-0.01	0.05	-0.07	-0.08	0.55	-0.75	
		0.93	0.93	0.80	0.95							
Desemb.		8.92	8.92	9.02	8.91	0.00	0.11	-0.01	0.03	1.18	-0.13	
		0.98	0.97	0.83	0.97							
Canal	Canal A.	8.83	8.84	8.94	8.83	0.01	0.11	0.00	0.07	1.27	0.05	
		1.04	1.04	0.90	1.04							

De modo geral as maiores diferenças entre os cenários foram observadas para o NIT e suas frações e para a clorofila-a principalmente no Saco do Justino e no Saco da Mangueira, no qual as diferenças de concentração destas duas variáveis em relação ao cenário I (Rio) ultrapassaram os 100%, como pode ser observado nas Tabelas 7, 8 e 9 (destacado em amarelo) no qual são exemplificadas estas diferenças para as concentrações de amônio e clorofila-a, respectivamente, ao longo de um ano para cada cenário para um dia específico em cada mês.

Pôde-se observar um aumento gradativo da diferença de concentração destas variáveis entre os cenários, sendo a menor concentração média anual no cenário Rio, seguido respectivamente pelos cenários II, III e IV, nesta ordem (Figura 83 a Figura 90). A maior diferença em relação ao cenário Rio ocorreu na região do Saco do Justino no cenário com carga difusa, no qual as concentrações médias anuais de amônio foram superou em mais de 10 vezes a magnitude das concentrações no cenário Rio. Nos demais cenários, as diferenças em relação ao cenário Rio foram maiores nas áreas próximas aos pontos de lançamento de efluentes, ou seja, na região da Ilha dos Marinheiros e Saco da Mangueira e na região do Lago Guaíba (Figura 83 a Figura 90)..

Tabela 7 Concentrações médias anuais de NIT e diferença percentual entre o cenário I (Rio) e os cenários II (Normativo), III (ausência de Carga Difusa (S/ CD)) e III (presença de Carga Difusa (C/ CD)) ao longo da Lagoa dos Patos.

	Região	Setor	Concentração média (mg-N/L) e DP				Diferença média de concentração (mg-N/L)			Diferença Percentual média (%)		
			Rio	Normativo	S/ CD	C/ CD	Normativo	S/ CD	C/ CD	Normativo	S/CD	C/CD
NID	Lago Guaíba	Norte	0.83	0.85	0.90	0.91	0.02	0.07	0.07	1.82	8.68	8.80
			0.07	0.06	0.05	0.05						
		Central	0.68	0.69	0.72	0.73	0.01	0.04	0.05	1.57	5.82	6.62
			0.16	0.17	0.17	0.17						
		Sul	0.57	0.59	0.60	0.61	0.01	0.03	0.04	2.56	5.28	6.94
			0.16	0.17	0.18	0.18						
	Norte e Sul	Norte	0.27	0.27	0.28	0.28	0.01	0.01	0.01	2.50	3.55	4.86
			0.21	0.21	0.21	0.21						
		Sul	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	1.24	-3.45	1.85
			0.00	0.00	0.00	0.00						
	Ilha dos Mar.	Norte	0.02	0.02	0.02	0.02	0.00	0.00	0.00	0.90	-3.11	1.80
			0.02	0.02	0.02	0.02						
		Canal N.	0.02	0.02	0.03	0.03	0.00	0.00	0.01	7.33	10.74	29.27
			0.03	0.03	0.03	0.03						
		S J	0.01	0.10	0.11	0.11	0.08	0.10	0.10	569.60	669.47	683.05
			0.01	0.13	0.19	0.19						
	Saco da Mang.	Interior	0.05	0.10	0.22	0.26	0.05	0.17	0.21	107.90	338.28	429.72
			0.06	0.12	0.19	0.21						
		Central	0.05	0.07	0.11	0.15	0.02	0.06	0.10	48.70	134.62	226.51
			0.05	0.07	0.11	0.13						
		Desemb.	0.03	0.03	0.04	0.05	0.00	0.01	0.02	8.14	20.70	59.58
			0.03	0.04	0.04	0.04						
	Canal	Canal A.	0.04	0.04	0.03	0.04	0.00	0.00	0.00	-1.28	2.55	0.97
			0.04	0.04	0.04	0.04						

Tabela 8 Concentrações médias anuais de amônio e diferença percentual entre o cenário I (Rio) e os cenários II (Normativo), III (ausência de Carga Difusa (S/ CD)) e III (presença de Carga Difusa (C/ CD)) ao longo da Lagoa dos Patos.

	Região	Setor	Concentração média (mg-N/L) e DP				Diferença média de concentração (mg-N/L)			Diferença Percentual média (%)		
			Rio	Normativo	S/ CD	C/ CD	Normativo	S/ CD	C/ CD	Normativo	S/CD	C/CD
Amônio	Lago Guaíba	Norte	0.060 0.021	0.062 0.021	0.068 0.023	0.068 0.023	0.001	0.007	0.007	2.36	11.86	12.19
		Central	0.023 0.012	0.023 0.012	0.024 0.013	0.025 0.013	0.000	0.001	0.002	1.34	5.73	7.20
		Sul	0.016 0.011	0.016 0.011	0.016 0.010	0.016 0.010	0.000	0.000	0.000	-0.04	-1.62	-0.04
	Norte e Sul	Norte	0.024 0.008	0.025 0.008	0.025 0.009	0.025 0.008	0.001	0.001	0.002	4.49	5.09	7.46
		Sul	0.003 0.001	0.003 0.001	0.003 0.001	0.003 0.001	0.000	0.000	0.000	-0.02	-7.94	0.10
	Ilha dos Mar.	Norte	0.006 0.003	0.007 0.004	0.007 0.004	0.007 0.004	0.000	0.000	0.001	6.32	2.94	8.38
		Canal N.	0.008 0.004	0.009 0.008	0.010 0.011	0.012 0.012	0.001	0.002	0.005	17.83	27.97	58.09
		S J	0.005 0.002	0.051 0.082	0.061 0.121	0.062 0.121	0.046	0.056	0.057	961.42	1169.52	1187.49
	Saco da Mang.	Interior	0.015 0.011	0.051 0.053	0.137 0.102	0.153 0.108	0.036	0.122	0.138	241.57	827.73	933.22
		Central	0.015 0.011	0.026 0.022	0.048 0.045	0.065 0.055	0.010	0.032	0.049	68.13	212.07	324.92
		Desemb.	0.009 0.005	0.011 0.006	0.013 0.010	0.020 0.014	0.001	0.003	0.010	12.76	36.57	108.53
	Canal	Canal A.	0.010 0.006	0.010 0.006	0.010 0.006	0.010 0.006	0.000	0.000	0.000	0.17	1.21	4.76

Tabela 9 Concentrações médias anuais de clorofila-a e diferença percentual entre o cenário I (Rio) e os cenários II (Normativo), III (ausência de Carga Difusa (S/ CD)) e III (presença de Carga Difusa (C/ CD)) ao longo da Lagoa dos Patos.

	Região	Setor	Concentração média (mgC/L) e DP				Diferença média de concentração (mgC/L)			Diferença Percentual média (%)		
			Rio	Normativo	S/ CD	C/ CD	Normativo	S/ CD	C/ CD	Normativo	S/CD	C/CD
Clorofila-a	Lago Guaíba	Norte	0.29 0.29	0.31 0.30	0.31 0.30	0.31 0.30	0.01	0.02	0.02	3.98	6.97	5.28
		Central	0.69 0.44	0.74 0.49	0.79 0.53	0.76 0.53	0.05	0.10	0.07	6.48	13.96	9.83
		Sul	0.87 0.38	0.91 0.42	0.99 0.47	0.94 0.44	0.04	0.12	0.07	4.94	14.06	8.56
	Norte e Sul	Norte	0.44 0.13	0.46 0.13	0.49 0.11	0.48 0.12	0.02	0.05	0.04	4.37	11.39	7.96
		Sul	0.12 0.10	0.13 0.09	0.14 0.09	0.13 0.10	0.00	0.01	0.01	3.60	11.87	5.98
	Ilha dos Mar.	Norte	0.24 0.27	0.29 0.28	0.29 0.28	0.29 0.28	0.05	0.05	0.04	18.54	20.91	17.11
		Canal N.	0.21 0.23	0.31 0.25	0.32 0.25	0.33 0.26	0.10	0.11	0.12	45.27	49.32	54.18
		S J	0.18 0.17	1.40 0.59	1.35 0.64	1.34 0.66	1.22	1.17	1.17	696.14	669.19	666.09
	Saco da Mang.	Interior	0.10 0.15	0.18 0.28	0.50 0.59	0.54 0.65	0.08	0.40	0.44	74.66	394.66	437.22
		Central	0.12 0.14	0.17 0.20	0.33 0.35	0.39 0.42	0.05	0.22	0.27	40.42	180.98	223.62
		Desemb.	0.19 0.19	0.20 0.19	0.24 0.20	0.24 0.21	0.02	0.05	0.05	8.02	24.81	27.70
	Canal	Canal A.	0.18 0.18	0.19 0.18	0.20 0.18	0.19 0.18	0.00	0.02	0.01	2.38	8.68	5.09

Figura 83 Concentração de amônio em cada cenário nos meses de Janeiro, Fevereiro e Março no estuário da Lagoa dos Patos.

Figura 84 Concentração de amônio em cada cenário nos meses de Abril, Maio e Junho no estuário da Lagoa dos Patos.

Figura 85 Concentração de amônio em cada cenário nos meses de Julho, Agosto e Setembro no estuário da Lagoa dos Patos.

Figura 86 Concentração de amônio em cada cenário nos meses de Outubro, Novembro e Dezembro no estuário da Lagoa dos Patos.

Figura 87 Concentração de clorofila-a em cada cenário nos meses de Janeiro, Fevereiro e Março no estuário da Lagoa dos Patos

Figura 88 Concentração de clorofila-a em cada cenário nos meses de Abril, Maio e Junho no estuário da Lagoa dos Patos

Figura 89 Concentração de clorofila-a em cada cenário nos meses de Julho, Agosto e Setembro no estuário da Lagoa dos Patos.

Figura 90 Concentração de clorofila-a em cada cenário nos meses de Outubro, Novembro e Dezembro no estuário da Lagoa dos Patos

Quanto ao fosfato, as concentrações médias anuais desta variável foram de 1 a 10% maior no cenário Rio, com exceção da região do Lago Guaíba, no qual a concentração média anual foi menor no cenário Rio e maior no cenário com carga difusa nos três setores da lagoa (Tabela 10).

Tabela 10 Concentrações médias anuais de fosfato e diferença percentual entre o cenário I (Rio) e os cenários II (Normativo), III (ausência de Carga Difusa (S/ CD)) e III (presença de Carga Difusa (C/ CD)) ao longo da Lagoa dos Patos.

	Região	Setor	Concentração média (mg-P/L) e DP				Diferença média de concentração (mg-P/L)			Diferença Percentual média (%)		
			Rio	Normativo	S/ CD	C/ CD	Normativo	S/ CD	C/ CD	Normativo	S/CD	C/CD
Fosfato	Lago Guaíba	Norte	0.067 0.014	0.070 0.015	0.080 0.020	0.081 0.020	0.003	0.014	0.014	4.92	20.34	20.57
		Central	0.045 0.018	0.050 0.019	0.056 0.021	0.057 0.022	0.005	0.011	0.011	10.72	23.50	25.48
		Sul	0.032 0.018	0.037 0.022	0.040 0.024	0.042 0.025	0.005	0.009	0.010	16.79	27.16	32.42
	Norte e Sul	Norte	0.051 0.046	0.049 0.042	0.048 0.040	0.051 0.043	-0.002	-0.003	-0.001	-4.22	-6.24	-1.07
		Sul	0.394 0.263	0.368 0.250	0.361 0.245	0.368 0.250	-0.026	-0.034	-0.026	-6.62	-8.57	-6.65
	Ilha dos Mar.	Norte	0.313 0.209	0.290 0.201	0.287 0.198	0.292 0.202	-0.022	-0.026	-0.020	-7.18	-8.29	-6.52
		Canal N.	0.317 0.203	0.294 0.194	0.293 0.193	0.297 0.195	-0.023	-0.024	-0.020	-7.21	-7.61	-6.39
		S J	0.393 0.220	0.303 0.194	0.360 0.209	0.364 0.212	-0.090	-0.033	-0.029	-22.92	-8.30	-7.32
	Saco da Mang.	Interior	0.340 0.185	0.320 0.178	0.312 0.183	0.305 0.183	-0.020	-0.028	-0.035	-6.02	-8.23	-10.28
		Central	0.332 0.186	0.313 0.179	0.304 0.180	0.298 0.180	-0.019	-0.028	-0.033	-5.85	-8.29	-10.09
		Desemb.	0.310 0.199	0.292 0.191	0.286 0.188	0.290 0.191	-0.018	-0.024	-0.021	-5.78	-7.68	-6.62
	Canal	Canal A.	0.298 0.198	0.282 0.190	0.276 0.187	0.282 0.190	-0.016	-0.022	-0.016	-5.53	-7.40	-5.53

7. Discussão

7.1 A aplicação da modelagem numérica em estudos ecológicos

O estudo de ambientes costeiros, como o caso da Lagoa dos Patos, é uma tarefa complexa em decorrência da sua dinâmica, dos processos ecológicos e das forçantes que regem o sistema. Deste modo, avaliá-los de maneira segmentada, a fim de identificar subáreas com comportamentos semelhantes, é uma alternativa para aprimorar o gerenciamento destes sistemas.

Atualmente os protocolos de avaliação trófica e ecológica consideram as regiões estuarinas como uniformes espacialmente, o que pode acarretar em erros de gestão em longo prazo. Assim, como exemplificado neste trabalho, a aplicação da modelagem

numérica hidrodinâmica em conjunto com a de qualidade da água é uma ferramenta que auxilia no gerenciamento destes ambientes.

A quantidade de dados requeridos para a aplicação de modelos numéricos de qualidade da água é superior aos requeridos em modelos hidrodinâmicos. Enquanto modelos hidrodinâmicos tridimensionais modernos chegam a ter de 7 a 10 variáveis de estado, os modelos numéricos de qualidade da água mais modernos ultimamente incorporam mais de 20 variáveis de estado (Fitzpatrick, 2009)

Uma das dificuldades encontradas na aplicação do modelo de qualidade da água foi a determinação das forçantes e condições de fronteiras, como a determinação da carga de nutrientes aportada para o sistema - difícil de ser estimada já que tais não são só pontuais como também difusas. Além disso, nem todas as variáveis necessárias para a aplicação do modelo são medidas nessas fontes, o que ao final, implica no uso de valores padrões do modelo que podem posteriormente acarretar em erros nos cálculos. Um dado que não foi contabilizado neste trabalho e que poderia influenciar nos resultados é, por exemplo, o depósito de lixo da cidade de Rio Grande às margens do Saco do Martins (área próxima ao Saco do Justino), que apresenta um elevado grau de contaminação para a região segundo Spengler et. al (2007).

Modelos numéricos mais modernos fazem a distinção entre a solubilidade e reatividade das partículas e a matéria orgânica dissolvida, incluindo as variáveis de estado que representam as formas lábeis e refratárias - um avanço impulsionado pelo fato de que na modelagem de estuários e águas costeiras adjacentes a quantidade de nutrientes orgânicos descarregados possui uma taxa de remineralização mais rápida do que os nutrientes de regiões costeiras ou oceânicas (Fitzpatrick, 2009). No entanto, quando os dados são amostrados da coluna d'água e analisados para as partículas/nutrientes orgânicos dissolvidos, só é possível obter uma medição da composição total, não sendo possível distinguir entre as frações lábil e refratária, assim como realizado com os dados reais aplicados no trabalho.

Deste modo, para aprimorar o desempenho da simulação dos processos ecológicos seria necessário um maior número de dados de campo, da mesma forma que na simulação dos processos hidrodinâmicos. Porém, há uma dificuldade operacional na aquisição destas informações, de modo que muitas vezes só é possível medir indiretamente as variáveis de estado e/ou os parâmetros de qualidade da água de interesse, além de que tais são discretos no espaço e no tempo.

Um exemplo de medida indireta é a medida da clorofila-a, a qual no modelo é calculada na forma de biomassa fitoplanctônica em termos carbono, tornando-se, portanto, necessária a aplicação de um fator de conversão para expressá-la em termos de carbono. O fator de conversão é variável de acordo com a biomassa fitoplanctônica presente, porém, geralmente se utiliza um valor constante para a conversão, como adotado neste trabalho.

Estas dificuldades constantemente são citadas em trabalhos nos quais se aplica um modelo de qualidade da água. Tyrrel & George (2006) e Hartnett et. al. (2012) indicam que a calibração/validação dos nutrientes pode ajudar a superar esta falta de dados. A falta de dados completos para caracterização das cargas aportadas para a Lagoa dos Patos bem como a falta de informações detalhadas destes dados, como as frações refratárias e não refratárias, devem ser as principais causas das discordâncias entre os valores reais e modelados.

Mesmo com as limitações, a aplicação da modelagem numérica na gestão de ambientes dinâmicos ainda possibilita uma maior visualização da distribuição espacial e temporal das variáveis de interesse do que os dados discretos adquiridos em campo. Segundo Hartnett et. al. (2012), os valores médios calculados pelos modelos ainda são mais representativos de uma região, como um todo, do que o uso de valores médios calculados usando dados de um pequeno número de monitoramentos discretos.

7.2 Hidrodinâmica do sistema e sua influência no comportamento das variáveis simuladas

Lagoas costeiras do tipo estranguladas, assim como a Lagoa dos Patos, apresentam uma heterogeneidade hidrológica fortemente influenciada pelas condições meteorológicas, entradas continentais e trocas com a região costeira, no qual acabam apresentando uma capacidade de tamponamento restrita e uma heterogeneidade das propriedades físico-químicas da água. Devido também a suas características fisiográficas, estes tipos de lagoas tendem a reter nutrientes em seu interior, principalmente devido a restrita troca de água com a região costeira adjacente, tornando-as mais vulnerável ao processo de eutrofização (Roselli et al, 2013).

Com os resultados encontrados pode-se dizer que a região norte e central do corpo lagunar são mais influenciadas pela vazão dos rios, devido à proximidade aos principais tributários, enquanto que os processos que ocorrem na porção estuarina da lagoa são mais influenciados por forçantes associadas à região costeira adjacente. Além

disso, ficou evidenciado a forte influencia dos ventos na circulação do corpo lagunar e nas trocas de água entre a região estuarina e a região costeira adjacente; comportamentos já evidenciados por Moller & Casting (1999) e Moller (2001), no qual indicam que os ventos atuam como forçante principal da circulação e das trocas de água na Lagoa dos Patos.

Em situações de ventos de NE houve um transporte de água em direção à costa, no qual se intensifica quando há um aumento da vazão fluvial. Neste evento houve um empilhamento de água na região próxima ao norte da região estuarina e um rebaixamento do nível da água na região norte lagunar. De modo contrário, em situações de ventos de SO o sentido preferencial das correntes foi em direção ao interior da lagoa, sendo mais intensos em situações de baixa vazão. Neste evento o empilhamento de água ocorreu na região norte lagunar e o rebaixamento na região próxima ao norte do estuário, de modo que o empilhamento de água na costa pareceu ter favorecido a entrada de água costeira, com correntes direcionadas para o norte na região costeira adjacente. Estes mecanismos já foram reconhecido e denominados set-up e set-down por Moller et al (2001); Moller et al (1996), Fernandes et al (2001, 2002, 2012) e Nogueira (2006). Mesmo com as variações na direção e intensidade das correntes ao longo do período simulado, de um modo geral as condições de correntes de vazante prevaleceram no sistema ao longo do ano analisado, assim como observado por Marques et. al (2014).

As variáveis estudadas mostraram um comportamento distinto entre as situações de ventos de NE e SO e entre as regiões norte, sul e estuarina da lagoa, de modo que um comportamento mais dinâmico na região estuarina foi mais evidente em eventos de ventos de SO, no qual as variáveis apresentaram maiores desvios em relação a media do que em situações de ventos de NE (ANEXO 1 A, B, C, D e E).

Deve ser ressaltado que o comportamento diferenciado das variáveis estudadas pode não só estar associado à variação dos ventos e das vazões, mas também às épocas distintas do ano nas quais os comportamentos foram avaliados (três situações no inverno e uma no verão), o que pode ter contribuído para uma menor ou maior entrada das variáveis do sistema.

7.2.1 Salinidade

A ação dos ventos e da vazão fluvial condicionaram o limite da penetração salina e o alcance da água doce na região costeira adjacente à Lagoa. Em termos gerais, a lagoa mostrou-se praticamente doce em todas as situações, no entanto, em situações de ventos de SO e baixa vazão a intrusão salina na região estuarina foi maior enquanto que em situação de ventos de NE ocorreu o maior alcance da água doce na região costeira. Segundo Nogueira (2006) em situações de baixa vazão e ventos de sudoeste a água salina pode chegar a alcançar até 150 km o interior da lagoa, em contrapartida, em ventos de NE e alta vazão a lagoa torna-se completamente doce, com a zona de mistura chegando a alcançar a plataforma continental (Moller et al., 1996). A dinâmica dos ventos condicionando a entrada da água salina faz com que a salinidade na boca do estuário varie de 0 a 35 psu (Niencheski & Jahnke, 2002).

Nas regiões com circulação mais restrita, como a Ilha dos Marinheiros e o Saco da Mangueira, os processos de troca de água foram menos intensos, propiciando um maior tempo de residência das águas salobras. No entanto, mesmo com os ventos de SO induzindo a entrada da cunha salina, em geral o Saco da Mangueira apresentou águas doces às salobras, assim como já observado por Niencheski & Baumgarten (2007).

7.2.2 Material em Suspensão

O carreamento do material em suspensão da região norte do Lago Guaíba para a região estuarina mostrou-se mais evidente em ventos de NE e alta vazão, fazendo com que ele se acumulasse na porção sul da lagoa. Isto indica a influência da direção do vento e da magnitude da vazão na distribuição do material em suspensão no corpo lagunar.

Nas quatro situações hidrológicas avaliadas, as concentrações médias de material em suspensão no norte da lagoa foram superiores às concentrações ao sul, embora os maiores desvios de concentração em torno da média tenham ocorrido na região estuarina. Os maiores desvios ocorrem em situações de vento de sudoeste, o que pode indicar que nas situações em que o vento e a vazão fluvial atuam em sentido oposto, as concentrações de material em suspensão na região estuarina são mais dinâmicas do que em situação de ventos de NE.

Este mesmo comportamento, vento e vazão fluvial atuando em sentido oposto, também pode ter propiciado a alta concentração de material em suspensão próxima ao

canal de São Gonçalo e ao ponto de lançamento do Sistema Central (Saco do Justino). Além disso, na região do Canal de Acesso e Saco da Mangueira, nestas condições de vento, as concentrações diminuíram ao longo do período avaliado, podendo ser justificado, respectivamente, pelo transporte de material do Canal de Acesso para o entorno da Ilha dos Marinheiros e pela retenção do material na desembocadura do Saco da Mangueira.

Para o mesmo vento em situação de alta vazão, foi observado que as concentrações se elevaram e, ao final do período voltam a diminuir. Isso pode ser indicativo de que o relaxamento do vento, após soprar fortemente, faz com que o comportamento das variáveis volte a sua condição inicial. Uma correlação positiva entre o material em suspensão e a salinidade já foi observada na região (Abreu et al 1995), o que pode também justificar a diminuição da concentração do material em suspensão quando os ventos de SO diminuíram de intensidade, ou seja, quando cessou a entrada da cunha salina. Segundo Abreu et al (1992); Niencheski et al. (1994); Niencheski & Jahnke, (2002) o material em suspensão presente na região estuarina é controlado principalmente pela ressuspensão de sedimentos de fundo através da atuação da entrada da cunha salina do que pela água doce.

7.2.3 Oxigênio dissolvido

Todo o corpo lagunar mostrou-se altamente oxigenado nas quatro situações hidrológicas avaliadas, não ocorrendo quaisquer condições anóxicas, mesmo nas regiões próximas ao lançamento de efluentes e/ou com circulação restrita.

Em geral os resultados mostraram que as concentrações de oxigênio dissolvido foram maiores na região sul do corpo lagunar independente da condição hidrológica, e os maiores desvios em relação a concentração média ocorreu na região estuarina em situação de ventos de sudoeste. Isto pode ter ocorrido devido a intrusão salina propiciar uma maior turbulência e consequentemente maior variação da concentração de oxigênio dissolvido. Uma saturação de oxigênio elevada em presença de águas mais salinas já foi verificado por Windom et al. (1999).

Altas concentrações de oxigênio dissolvido ao longo de todo o corpo lagunar condizem com as altas concentrações observadas em monitoramentos pretéritos, como o realizado no projeto Mar de Dentro. Segundo Niencheski & Jahnke (2002), concentrações próximas à saturação são plausíveis de ocorrer no corpo lagunar devido

principalmente a atuação dos ventos. Na região estuarina, esses autores e Windom et al (1999) indicam que além dos ventos, a baixa profundidade da região faz com esta permaneça bem oxigenada ao longo de todo o ano, raramente ficando abaixo da saturação. Ainda segundo Baumgarten et al (2001), condições anóxicas não se desenvolvem no sistema devido a presença de uma corrente e contracorrente vindas do eixo do estuários, e das contribuições de águas vindas dos arroios.

A entrada de águas costeiras no estuário favorece a sua oxigenação e a diluição da matéria orgânica originada das atividades antrópicas, reduzindo assim, o consumo de oxigênio para decomposição desta matéria; auxiliando na melhoria da qualidade da água da região (Niencheski & Baumgarten, 2007), isto pode ser a causa de não ocorrerem situações anóxicas no Saco da Mangueira, mesmo com a elevada concentração de nutrientes.

7.2.4 Nutrientes

As concentrações médias de NIT foram superiores na região próxima ao desague do rio Guaíba, independente da situação hidrológica. A distribuição ao longo do corpo lagunar, no entanto, foi distinta para cada situação hidrológica avaliada. Em situações de vento de NE parece haver um carreamento de NIT em direção ao corpo lagunar, mais evidente quando ocorre uma alta vazão. Em contrapartida, em situação de vento de SO parece haver uma retenção do NIT na região norte da lagoa, o que pode ter propiciado uma concentração menor de NIT na região estuarina em ventos de SO do que em eventos de NE.

Mesmo com uma relativa baixa concentração de nutrientes na região estuarina, a predominância de altas concentrações de NIT e clorofila-a no Saco do Justino e no Saco da Mangueira nas quatro situações avaliadas indica também a presença dos nutrientes através do aporte via efluentes. Adicionalmente, por serem ambientes de baixa circulação (comparadas ao restante do estuário), a aeração e dispersão das concentrações torna-se mais difícil, assim como observado por Spengler et al (2007).

O efeito da atuação de ventos de SO mostrou-se gradativo nos setores da região estuarina. Estes parecem transportar a água em direção ao interior do estuário, fazendo com que ela se acumule primeiro no Canal de Acesso e posteriormente no Saco da Mangueira. Tanto em alta quanto em baixa vazão, com o passar do tempo simulado, as concentrações de NIT se elevaram no Canal de Acesso. Nas quatro situações analisadas houve uma correlação negativa entre a concentração de material em suspensão e a

concentração de amônio e positiva entre essa e o fosfato na região do Canal de Acesso, um processo mais evidenciado em ventos de SO.

Abreu et al (1995) verificaram que há uma correlação positiva entre a salinidade e a concentração de nutrientes no Canal de Acesso devido à ressuspensão do sedimento de fundo quando ocorre a intrusão salina, de modo que esta tende a ser maior em direção à desembocadura do estuário. Devido à situação de baixa vazão propiciar uma salinidade maior na região do que uma situação de alta vazão, as concentrações foram maiores em situação de baixa vazão. Outro processo indicado pelos autores que também pode contribuir para uma alta concentração de nutrientes na região estuarina é o retorno das águas estuarinas lançadas na região costeira adjacente.

Os autores também observaram em seu estudo uma forte correlação negativa entre o amônio e a profundidade do Disco de Secchi na região do Canal de Acesso e positiva entre transparência da água e o fosfato. A concentração elevada de amônio no Canal de Acesso também pode ser consequência da regeneração do nitrogênio na forma de amônio (Windom et al, 1999). O mecanismo de remoção de amônio no alto estuário durante períodos de alta produtividade e subsequente remobilização de altas salinidades é similar ao sugerido para o fosfato, nitrito e nitrato (Niencheski et al., 1999).

As grandes contribuições de nutrientes para a Lagoa dos Patos estão associadas com as entradas dos rios, no entanto, mesmo com esta contribuição significativa, a região estuarina recebe uma relativa baixa quantidade de nutrientes, refletindo, provavelmente, na sua remoção durante seu trânsito ao longo do corpo lagunar e seu consumo por processos biogeoquímicos (Niencheski & Window, 1994; Windom et al, 1999; Abreu et al, 2010). Além disso, de acordo com Niencheski & Window (1994), a entrada de água doce através do Rio Guaíba tem um tempo de residência de aproximadamente 20 dias até chegar ao estuário e, por causa desse longo tempo de transporte, pode passar por mudanças bioquímicas que podem reduzir seu impacto original na região estuarina, situação que pareceu mais evidente em ventos de SO.

As maiores concentrações médias de fosfato ocorreram na região sul da lagoa em situação de ventos de nordeste e baixa vazão, podendo indicar que a atuação deste vento permitiu o acúmulo de fosfato na porção sul, e, por ser um evento de baixa vazão, as concentrações de fosfato não foram diluídas. O decaimento das concentrações de fosfato ao final do período de ventos de sudoeste e baixa vazão pode estar associada ao aumento da concentração de material em suspensão ao final da simulação. Já foi verificado que o fosfato apresenta uma relação inversa ao material em suspensão

(Niencheski & Windom, 1994, Baumgarten et al, 1995), porém, como já discutido, o fosfato pode apresentar uma correlação positiva com o material em suspensão (como ocorre na região do Canal de Acesso) e ambos geralmente aumentam suas concentrações com o aumento da salinidade e diminuem com o aporte de água doce.

Segundo Baumgarten et al. (1995) a variação da concentração de fosfato e amônio nas regiões abrigadas do estuário, como o Saco do Justino, ocorre principalmente pela entrada de água marinha. Assim durante a entrada da água marinha as concentrações destes nutrientes se elevam. Os autores indicam que este comportamento pode estar relacionado à perturbação da coluna sedimentar durante a intrusão salina, que ressuspende o material depositado.

Nos locais do estuário em que a amplitude da salinidade é baixa, o total de nitrogênio liberado pelos sedimentos também é baixa e a entrada de água doce parece suportar a produtividade da coluna d'água, de modo que a remoção de nutrientes e de partículas são as características dominantes e refletem a alta produção primária, floculação e decantação da partícula (Niencheski & Jahnke, 2002).

7.2.5 Clorofila-a

A biomassa fitoplanctônica mostrou-se fortemente influenciada pela hidrologia do sistema, no qual é regida por fatores meteorológicos como o vento e a vazão fluvial, como também é observado por Abreu et al (2010).

As concentrações distintas de clorofila-a entre o entorno da Ilha dos Marinheiros e o Saco do Justino e Saco da Mangueira em situação de vento de NE pode indicar que as correntes em direção à costa causaram um aprisionamento de água que permitiu o confinamento e desenvolvimento da biomassa fitoplanctônica nas duas regiões, enquanto que no restante do entorno da Ilha dos Marinheiros houve uma diluição das concentrações. A relação entre o aprisionamento de água e aumento da concentração de clorofila-a já foi observado por Fujita & Odebrecht (2007).

Em situação de vento de SO, a água salina que se moveu para fora do estuário deu lugar a águas de baixa salinidade e com maiores concentrações de clorofila-a após o relaxamento dos ventos de sul, ou seja, uma correlação negativa entre estas duas variáveis. Abreu et al (2010) observaram que uma situação que propicia uma alta concentração de clorofila-a no sistema estuarino ocorre aproximadamente três dias após a entrada da cunha salina durante ventos de SO, indicando que na confluência entre

aguas oligohalinas e eurihalinas do estuário e costa ocorrem processos de ressuspensão e acumulação. Além disso, observaram que na região do Canal do Norte há uma alta correlação negativa entre a salinidade e a clorofila-a, como foi observado nas situações de vento de sudoeste em baixa vazão.

Esse mesmo evento também pode ter proporcionado a alta concentração de clorofila-a na região norte da lagoa, pois, a atuação da vazão em sentido contrário ao vento propiciou o acúmulo de amônio e possibilitou um grande desenvolvimento da biomassa fitoplanctônica, mesmo com tal processo ocorrendo no inverno.

Em situações de alta vazão fluvial a biomassa fitoplanctônica pode ter tido dificuldades de se acumular no estuário (mesmo em condições adequadas de nutrientes, temperatura e luz) devido provavelmente ao efeito de lavagem da água sobre a biomassa fitoplanctônica; do mesmo modo, condições de baixa vazão fluvial pode ter afetado o crescimento do fitoplâncton devido a escassez de nutrientes inorgânicos dissolvidos. Segundo Abreu et al (2010) a biomassa fitoplanctônica na região estuarina também pode apresentar-se constantemente baixa quando prevaleceram baixos níveis de chuva (baixa vazão fluvial) e baixa concentração de amônio, de modo que os picos de clorofila-a acabam coincidindo com período de alta precipitação (alta vazão fluvial) e paralelamente altos valores de nutrientes.

7.3 Diferenças entre os cenários simulados

Os resultados mostraram que há uma variação da magnitude das concentrações das variáveis analisadas entre os cenários simulados, no qual estas foram maiores nos cenários que consideraram a presença dos efluentes. Estas diferenças foram encontradas principalmente nas áreas mais próximas ao lançamento, como o Saco da Mangueira e o Saco do Justino, e para os nitrogenados e clorofila-a. Ao longo do corpo lagunas há uma baixa diferença de concentração entre os cenários simulados se comparado as diferenças para as regiões citadas. Em algumas situações as concentrações de amônio e clorofila-a foram maiores no cenário normativo (em relação aos cenários com e sem a presença da carga difusa). Isso pode ter sido causado pelo fato de que algumas das vezes os valores padrões legais das variáveis são superiores aos lançados pelas ETEs.

Nestas regiões próximas ao lançamento de efluentes o impacto na magnitude das variáveis torna-se expressivamente diferente, porém, mesmo no cenário mais impactante ao sistema (cenário IV), as concentrações encontradas mantiveram-se dentro

dos padrões legais apresentados na Resolução CONAMA 357/2005 e Norma Técnica da FEPAM N° 003/95.

A lagoa recebe uma significativa carga antrópica resultante do incremento da população e industrialização ao longo de suas margens, principalmente no entorno de Porto Alegre. Devido às atividades antrópicas que margeiam a o sistema lagunar, dentre elas: recreação e turismo, irrigação, lançamento de esgotos domésticos e industriais e navegação, as águas tornam-se sujeitas à poluição (Tyrrel & George, 2006).

Na região estuarina, além do aporte via entrada de água doce no sistema – tido provavelmente como o principal mecanismo de introdução de novos nutrientes na região estuarina (Abreu et al 2010), já que o rio Guaíba (uma composição dos rios Jacuí, Sinos, Caí e Gravataí) totaliza 86% do total de água doce que entra na região estuarina, sendo o restante originado do rio Camaquã (Niencheski & Windom, 1994) - a qualidade da água deste região é o resultado de uma complexa interação de fatores que incluem o movimento da água, a presença de nutrientes, processos biogeoquímicos e entradas antrópicas (Niencheski & Windom, 1994; Persich et al, 1996).

Niencheski & Windom (1994) estimaram que 80% do total de nitrogênio na região estuarina é suprido pela entrada de água doce e 6% é atribuído as entradas associadas a cidade de Rio Grande, o que pode indicar as grandes diferenças entre os cenários simulados somente para os pontos localizados próximo aos lançamentos.

Estudos evidenciam a contaminação orgânica e o enriquecimento de nutrientes em algumas enseadas receptoras direta de efluentes domésticos e industriais oriundos da cidade de Rio Grande (Baumgarten et al, 2001). Além disso, nessas enseadas rasas é intensa a dinâmica da coluna d'água, de modo que qualquer alteração de fatores meteorológicos (chuva, vento, etc) influenciam a composição da água.

Altos níveis de amônio já foram observados no Saco da Mangueira, no qual foram associados às entradas via efluentes e penetração da água salina (Niencheski et al 1999), de modo que, em geral, as concentrações de amônio são elevadas se comparadas ao restante da lagoa devido à proximidade de entradas antropogênicas (industriais e domésticas) e sedimento orgânico em ressuspensão, fazendo com que naturalmente seja enriquecida em nutrientes (Santos et al, 2008). Os trabalhos de Kantin & Baumgarten (1982) e Almeida et al (1993) mostram que na região estuarina, as áreas próximas a cidade de Rio Grande apresentam uma correlação negativa entre o oxigênio e as concentrações de fosfato, nitrato e amônio, o que sugere que áreas mais poluídas estão

associadas com baixa concentração de oxigênio dissolvido, de modo que o processo de eutrofização nessas áreas torna-se é mais fácil de ocorrer.

Os mesmos autores observaram que uma razão N:P <1 é típico de um ambiente lagunar e Abreu et al (2010) indicam que uma baixa razão N/P é encontrada a maioria das vezes na região estuarina e coincide relativamente com a baixa concentração de nitrito+nitrato (<5uM), indicando que a disponibilidade de nitrogênio é baixa, enquanto que o silicato e o fosfato raramente são encontrados em baixas concentrações. Já a razão entre esses nutrientes em águas de rio é geralmente 10:1, como encontrado no trabalho para a região do Lago Guaíba.

Anualmente, o sistema lagunar apresenta mais nitrogênio dissolvido, fosforo e silicato do que pode ser explicado pelos inputs associados com a água doce (Niencheski & Windom, 1994), o que pode justificar a baixa diferença na variação da magnitude da concentração entre os cenários simulados para os pontos distribuídos ao longo do corpo lagunar (com exceção aos pontos localizados próximos aos lançamentos).

Abreu et al (2010) verificaram se a biomassa fitoplancônica na região estuarina da lagoa está sofrendo alteração devido às influências naturais e/ou antrópicas. Os autores concluíram que mesmo com a tendência de um enriquecimento de nutrientes em sistemas costeiros devido ao incremento dos lançamentos de esgoto, a porção estuarina da lagoa não apresenta um incremento significativo de clorofila-a ou de nutrientes inorgânicos dissolvidos ao longo dos anos, mesmo com o aumento da população de Rio Grande. Uma explicação para este processo de oligotrofização foi elaborada por Odebrecht et al (2005), sugerindo que os nutrientes são capturados na região norte e central da lagoa e posteriormente sedimentados na região central, fazendo com que águas pobres em nutrientes alcancem a região estuarina.

No Saco da Mangueira os altos níveis de amônio já foram observados na região estuarina e associados às entradas via efluentes e penetração da água salina (Niencheski et al 1999), de modo que, em geral as concentrações de amônio são elevadas se comparadas ao restante da lagoa devido à proximidade de entradas antropogênicas e sedimento orgânico em ressuspensão.

8. Conclusões

O trabalho apresentou um estudo no qual a modelagem numérica foi aplicada para a avaliação da circulação do sistema e de seu efeito na dinâmica das variáveis

indicadoras da qualidade da água para a Lagoa dos Patos. Além disso, com a criação de cenários hipotéticos de condições de lançamentos de efluentes, foi possível verificar o seu efeito na magnitude das concentrações destas variáveis e nas suas inter-relações. Dessa forma, as principais conclusões do trabalho são:

1. A aplicação do modelo numérico permitiu obter um melhor entendimento das relações entre as variáveis indicadoras da qualidade da água e suas variações ao longo dos diversos setores do corpo lagunar.
2. A Lagoa dos Patos apresenta sua circulação condicionada principalmente pela ação dos ventos, que, em conjunto com a vazão fluvial, atuam no direcionamento e magnitude das correntes e nas trocas de água entre a lagoa e a região costeira adjacente, influenciando diretamente no comportamento das variáveis estudadas, principalmente na região estuarina.
3. A Lagoa dos Patos é um corpo costeiro heterogêneo e que a área estuarina apresenta setores com comportamentos semelhantes independente das condições de vento e vazão atuantes, como por exemplo, a desembocadura do Saco da Mangueira e o Canal de Acesso; e o Saco do Justino e o interior do Saco da Mangueira.
4. O entorno da Ilha dos Marinheiros é o local mais influenciado pelas variações hidrológicas do sistema, já que os desvios em torno das médias, para grande parte das variáveis analisadas, ocorreu neste local.
5. A presença ou ausência das cargas aportadas para o sistema não causa uma variação no comportamento entre as variáveis estudadas, embora as características e número de lançamentos causem uma variação na magnitude das variáveis independente da condição hidrodinâmica atuante.
6. Uma das grandes dificuldades encontradas no desenvolvimento deste estudo foi a falta de dados de qualidade da água em escala espacial e temporal adequada para calibra-lo e forçá-lo, que, juntamente com as aproximações e limitações da aplicação da modelagem numérica fez com que a reprodução dos dados observados em campo em relação aos dados reais fosse prejudicada.
7. Grande parte das informações sobre a Lagoa dos Patos ainda encontram-se restritas a sua região norte (Lago Guaíba) ou porção estuarina.

8. A escolha de trabalhar com situações hidrológicas reais ao invés de utilizar valores padrões de vento e vazão também pode ter acarretado nas diferenças encontradas entre as situações hidrológicas simuladas e medidas em campo.
9. Mesmo com as limitações mencionadas, este trabalho demonstrou a eficiência e a aplicabilidade da modelagem numérica no entendimento da influência da hidrodinâmica de um sistema no comportamento das variáveis indicadoras de qualidade da água ao longo do espaço e do tempo.
10. O uso acoplado do módulo hidrodinâmico com o de propriedades e qualidade da água permitiu avaliar sistematicamente a dinâmica das variáveis ao longo de todo o corpo lagunar e ao longo do tempo, uma avaliação que se tornaria limitada se realizada do ponto de vista da coleta de dados de forma discreta. Deste modo, pode-se dizer que a aplicação de modelos numéricos pode auxiliar na gestão e na identificação das áreas homogêneas e heterogêneas no ponto de vista hidrodinâmico e ecológico, o que pode auxiliar posteriormente na disposição de pontos de monitoramento mais efetivos para avaliação da qualidade da água.
11. Mesmo com a menor concordância entre a magnitude das concentrações de nutrientes medidas em campo e simuladas, pode-se afirmar que a hidrologia do sistema altera o comportamento das variáveis estudadas e que a presença de efluentes provoca um aumento da concentração de nutrientes e clorofila-a no sistema, principalmente nas regiões próximas ao lançamento de efluentes.

A partir destas considerações, conclui-se que a Lagoa dos Patos é um corpo costeiro heterogêneo e tal heterogeneidade é encontrada desde sua porção norte até sua porção estuarina e também dentre os setores desta. Por fim, baseado nos resultados e conclusões obtidas com este trabalho, sugere-se que um plano de monitoramento mais efetivo, no qual também inclua a porção central do corpo lagunar, seja incluindo nas pesquisas e programas de gerenciamento futuros e que a aplicação de modelos numéricos nestes programas seja levada em consideração.

9. Bibliografia

- ABREU, P. C.; BIDDANDA, B.; ODEBRECHT, C. 1992. Bacterial dynamics of the Patos Lagoon estuary, Southern Brazil (32° S, 52° W): relationship with phytoplankton production and suspended material. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 35, p. 621–635.
- ABREU, P. C. ; HARTMANN, C.; ODEBRECHT, C. 1995. Nutrient rich salt-water and its influence on the phytoplankton of the Patos Lagoon estuary, southern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 40, p.219-229.
- ABREU, P. C, ODEBRECHT, C., NIENCHESKI, L. F. 2010. Nutrientes dissolvidos. In: SEELIGER, U. & ODEBRECHT, C. 2010. O Estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. 1ª edição. Rio Grande: FURG. p. 43-45.
- ALMEIDA, M.T., BAUMGARTEN, M G. Z., RODRIGUES, R. M. 1993. Identificação das Possíveis Fontes de Contaminação das Águas que Margeiam a Cidade do Rio Grande - RS. Documentos Técnicos, n.06, Rio Grande: FURG. 30p.
- AMARO, C.A. 2009. Proposta de um índice para avaliação de conformidade da qualidade dos corpos hídricos ao enquadramento. Dissertação de Mestrado em Engenharia, Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, São Paulo. 224 p.
- ANA, 2012. Panorama da Qualidade das Águas Superficiais do Brasil. Agência Nacional das Águas. Brasília: ANA, 264 p.
- _____. 2014. Portal da Qualidade das Águas. Indicadores de qualidade: Introdução. Agência Nacional das Águas. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-introducao.aspx>>. Acesso em: agosto 2014.
- BAUMGARTEN, M.G.Z.; NIENCHESKI L.F., KUROSHIMA, K.N. 1995. Qualidade das águas estuarinas que margeiam o município de Rio Grande (nutrientes e detergentes dissolvidos). *Atlântica*, v. 17, p.17-34.
- BAUMGARTEN, M. G. Z.; NIENCHESKI, L. F. H.; VEECK, L. 2001. Nutrientes na coluna d'água e na água intersticial de sedimentos de uma enseada rasa estuarina com aportes de origem antrópica (RS-Brasil). *Atlântica*, v. 23, p.101–116.

BERNARDES, B. D. L. 2007. Hydrodynamical and ecological modelling of the North Sea. Dissertação de Mestrado, Universidade Técnica de Lisboa, Instituto superior Técnico. 86p.

BRAGA JR., B. P. F 1987. Técnicas de otimização e simulação aplicadas em sistemas de recursos hídricos. In: BRAGA JR., B. P. F, FERRAZ, A. R. G. 1998. Modelo decisório para a outorga de direito ao uso da água no Estado de São Paulo. Revista Brasileira de recursos hídricos, v.3, n.1., p 5-19.

BRANCO, S. M. 1991. Ecossistêmica: uma abordagem integrada dos problemas do meio ambiente, 2ª ed. Editora Edgard Blücher Ltda, 202 p. In: CERETTA, M. C. 2004. Avaliação dos aspectos da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Arroio Cadena - município de Santa Maria – RS. 154p.

BRASIL. Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934. Decreta o Código das Águas. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/d24643.htm>. Acesso em : julho 2014.

BRASIL. 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. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm>. Acesso em: jul. 2014.

BRASIL. Lei nº 9433, de 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. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9433.htm>. Acesso em: 10 jul. 2014.

CANCINO L, NEVES R. 1999. Hydrodynamic and sediment suspension modelling in estuarine systems Part II: Application to the Western Scheldt and Gironde estuaries. Journal of Marine Systems, v.22, p.117-131

CETESB, 2009. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo: significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. Disponível em:

<<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/variaveis.pdf>>.

Acesso em: agosto 2014.

_____. 2014. Águas Superficiais: Histórico da legislação hídrica no Brasil. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br/agua/%C3%81guas-Superficiais/38-Historico-da-Legisla%C3%A7%C3%A3o-H%C3%ADdrica-no-Brasil>. Acesso em: ago 2014.

CERETTA, M. C. 2004. Avaliação dos aspectos da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Arroio Cadena - município de Santa Maria – RS. 154 p.

CHAPRA, S. C. 1997. Surface Water Quality Modeling. Nova York: McGraw-Hill. 844 p.

CHENG, R.T.; CASULLI, V.; GARTNER, L 1993. Tidal, residual, intertidal mudflat (TRIM) model and its applications to San Francisco Bay, California. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 36, p. 235-280.

CGBHLG, 2002. Estudos Preliminares para Subsídios ao Plano de Bacia do Lago Guaíba. Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba. Disponível em:<http://www.comitelagogaiba.net/index.php?option=com_phocadownload&view=category&id=8:diagnostico-da-bacia>. Acesso em : Maio 2014.

DEUS, R. ; BRITO, D. ; KENOV, I. A. ; LIMA, M. ; COSTA, V. ; MEDEIROS, A. ; NEVES, R. ; ALVES, C.N. 2013. Three-dimensional model for analysis of spatial and temporal patterns of phytoplankton in Tucuruí reservoir, Pará, Brazil. Ecological Modelling, v. 253, p. 28-43.

DIAS J.M., LOPES J.F., 2006. Implementation and assessment of hydrodynamic, salt and heat transport models: The case of Ria de Aveiro lagoon (Portugal). Environmental Modelling & Software, v. 21, p. 1-15.

FERNANDES, E. H. L. 2001. Modelling the Hydrodynamics of the Patos Lagoon, Brazil. Tese de pós doutorado, University of Plymouth, 198 p.

FERNANDES, E. H. L.; DYER, K. R.; MOLLER, O. O. & NIENCHESKI, L. F. H. 2002. The Patos Lagoon hydrodynamics during an El Niño event (1998). Continent. Shelf. Res., v. 22, p.1699–1713.

FERNANDES E.H., MARQUES W.C., CUCHIARA, D. C., GUIMARÃES, P. V., KIRINUS, E. P. 2012. Avaliação das condições de navegabilidade do canal de acesso ao Porto do Rio Grande após as obras de modernização. Relatório Técnico do Programa de Monitoramento Ambiental do Porto de Rio Grande. SUPRG. 136p.

FITZPATRICK, J. 2009. Assessing skill of estuarine and coastal eutrophication models for water quality managers. *Journal of Marine Systems*, v. 76, p. 195-211.

FOSSATI, M.; PIEDRA-CUEVA, I. 2013. A 3D hydrodynamic numerical model of the Río de la Plata and Montevideo's coastal zone. *Applied Mathematical Modelling*, v. 37, p. 1310-1332.

FUJITA, C. & ODEBRECHT, C. 2007. Short term variability of chlorophyll a and phytoplankton composition in a shallow area of the Patos Lagoon estuary (Southern Brazil). *Atlântica, Rio Grande*, v.29, n.2, pp. 93-107.

GARCIA, M.R.D. 2004. Contribuição de efluentes urbano-industriais na contaminação por HPAs dos sedimentos estuarinos da lagoa dos Patos (Rio Grande, RS). Dissertação de mestrado, Fundação Universidade do Rio Grande, 135 p.

GONÇALVES, J.C.S.I. 2009. Desenvolvimento de modelo numérico para a simulação da qualidade da água em rios utilizando o software Vensim PLE®. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil. Escola de Engenharia de São Carlos/USP, São Carlos, 203 p.

HARTNETT, M.; NASH, S.; OLBERT, I. 2012. An integrated approach to trophic assessment of coastal waters incorporating measurement, modelling and water quality classification. *Estuarine, Coastal Shelf Science*, v. 112, p. 126–138.

JANEIRO, J., FERNANDES, E., MARTINS, F. & FERNANDES, R. 2008. Wind and freshwater influence over hydrocarbon dispersal on Patos Lagoon, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 56, p. 650–665.

KANTIN, R.; BAUMGARTEN, M. G. Z. 1982. Observações hidrográficas no estuário da Lagoa dos Patos: distribuição e flutuação dos sais nutrientes. *Atlântica*, v. 5, p.76-92.

KENOV, I. A.; GARCIA, A. C.; NEVES, R. 2012. Residence time of water in the Mondego Estuary (Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 106, p. 13-22.

KJERFVE, B. 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons. In: *Estuarine Variability*. Ed. D. A. Wolfe. pp. 63-81. Academic Press.

LEITÃO P, GALVÃO P, AIRES E, ALMEIDA L, VIEGAS C. 2012. Fecal contamination modeling in coastal waters using a web service approach. *Environmental Engineering and Management Journal*. V. 11, n. 5, p. 899-906.

LOPES, J.; NEVES, R.; DIAS, J.; MARTINS, F. 2003. Calibração de um sistema de modelação para o estuário do Guadiana. *Thalassas (especial issue). 4º Simposio sobre el margen continental Ibérico Atlántico*), v. 19, n. 2, p. 155-156.

MALHADAS, S.M.; LEITÃO, P.C.; SILVA, A.; NEVES, R. 2009. Effect of coastal waves on sea level, in Óbidos Lagoon, Portugal. *Continental Shelf Research*, v. 29, p.1240–1250.

MARQUES, W. C., 2009. Estudo da dinâmica da pluma costeira da Lagoa dos Patos. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande.

MARQUES, W. C.; STRINGARI, C. E. ; EIDT R. T., 2014. The Exchange processes of the Patos Lagoon estuary Brazil: a typical El Niño year versus a normal meteorological conditions year. *Advances in Water Resource and Protection*, v. 2, pp. 11-19.

MARTINS, F.; LEITÃO, P.; SILVA, A.; NEVES, R., 2001. 3D modelling in the Sado estuary using a new generic vertical discretization approach. *Oceanologica Acta*, v.24, pp. 51–62.

MATEUS, M.; NEVES, R., 2008. Evaluating light and nutrient limitation in the Tagus estuary using a process-oriented ecological model. *Journal of Marine Engineering and Technology*, v. 12, p. 43-54.

MATEUS, M. 2012. A process-oriented model of pelagic biogeochemistry for marine systems. Part II: Application to a mesotidal estuary. *Journal of Marine Systems*, v. 94, p. 90-101.

- MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. 2002. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para sobrevivência futura. *Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável*, v.3, n.4, p.33-38.
- MOLLER, O. O.; LORENZZETTI, J. A.; STECH, J. L. & MATA, M. M. 1996. The summertime circulation and dynamics of Patos Lagoon. *Continental Shelf Research*, v. 16, p. 355–351.
- MOLLER, O. O.; CASTING, P., 1999. Hydrographical Characteristics of the Estuarine Area of Patos Lagoon (30°S, Brazil). In: PERILLO, PICCOLO AND PINO-QUIVIRA (Eds.), *Estuaries of South America. Their Geomorphology and Dynamics*, Springer-Verlag, p. 83-100.
- MOLLER, O. O.; CASTAING, P.; SALOMON, J. C. & LAZURE, P. 2001. The influence of local and non-local forcing effects on the subtidal circulation of Patos Lagoon. *Estuaries*, v. 24, n. 2, p. 297–311.
- MONTEIRO, I. O.; PEARSON M. L.; MOLLER O. O.; FERNANDES E. H. L. 2005. Hidrodinâmica do Saco da Mangueira: mecanismos que controlam as trocas com o estuário da Lagoa dos Patos. *Atlântica*, v. 27, n. 2, p.87- 101.
- NASCIMENTO, A.P. 2010. Análise dos impactos das atividades antrópicas em Lagoas costeiras – estudo de caso da Lagoa Grande e Paracuru – CE. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Fortaleza, 110 p.
- NAVAS, J. M.; TELFER, T. C.; ROSS, L. G. 2011. Application of 3D hydrodynamic and particle tracking models for better environmental management of finfish culture. *Continental Shelf Research*, v. 31, n. 6, p. 675-684.
- NEVES, R.J.J., SILVA, A.J.R., BRAUNSCHWEIG, F.; LEITÃO, P. C. 2001. Hidroinformática e otimização da gestão de ecossistemas aquáticos. Laboratório Nacional de Engenharia Civil. Seminário sobre a hidroinformática em Portugal. Lisboa. 13 p.
- NICOLODI, J.L. 2007. O padrão de ondas no Lago Guaíba e sua influência nos processos de sedimentação. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Geociências. 179p.

NIENCHESKI, L. F.; WINDOM, H. L. 1994. Nutrient flux and budget in Patos Lagoon estuary. *Science of the Total Environment*, v. 149, p. 53–60.

NIENCHESKI, L.F.H.; JAHNKE, 2002. Benthic Respiration and Inorganic Nutrient Fluxes in the Estuarine Region of Patos Lagoon (Brazil). *Aquatic Geochemistry*, v. 8, p. 135-152.

NIENCHESKI, L.F.H.; BAUMGARTEN, M.G. Z.; CABRERA, L. AND JULIANO S.K. 2006. Patos Lagoon: indicators of organic pollution. *Journal of Coastal Research*, SI 39 (Proceedings of the 8th International Coastal Symposium. Itajaí, SC, Brazil), p. 1356 - 1359.

NIENCHESKI, L.F.H.; BAUMGARTEN, M.G. Z. 2007. Water Quality in Mangueira Bay: Anthropic and Natural Contamination. *Journal of Coastal Research* (Special Issue), v. 47, p. 56-62.

NOGUEIRA, R. M. 2006. Aspectos hidrodinâmicos da lagoa dos patos na formação do depósito lamítico ao largo da praia de Cassino – RS. Dissertação de mestrado em ciências em engenharia Oceânica, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 64 p.

ODEBRECHT, C. 2003. A Lagoa dos Patos no século XIX na visão do naturalista Hermann Von Ihering . (Compilação e Tradução) Rio Grande: Ecoscientia. 100 p.

ODEBRECHT, C., ABREU P.C., MÖLLER JR., O.O., NIENCHESKI, L.F., PROENÇA, L.A. & TORGAN, L.C. 2005. Drought Effects on Pelagic Properties in the Shallow and Turbid Patos Lagoon, Brasil. *Estuaries*, v. 28, n. 5, p. 675-685.

PAZ, A. R.; REIS, L. G. M.; LIMA, H. V. C. 2005. Uso de modelagem hidrodinâmica visando a segmentação de corpos d'água rasos para Enquadramento: o caso do Lago Guaíba (RS). XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. João Pessoa, PB. 20 p.

PEARSON, M., 2007. Programa Costa Sul - Manejo costeiro integrado do baixo estuário da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente. Universidade Federal do Rio Grande, RS.

PEREIRA, R. S. 2003. Processos que regem a qualidade da água da Lagoa dos Patos segundo o modelo Delft 3D. Dissertação de mestrado em Engenharia Oceânica, Universidade Federal do Rio Grande, RS. 149 p.

PEREIRA, R. S. 2004. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. Revista eletrônica de Recursos Hídricos. IPH- UFRGS, v.1, n.1, p. 20-36.

PEREIRA, R. S. & NIENCHESKI, L. F. H. 2004. Simulação do tempo de residência da Lagoa dos Patos. Anais do XXI Congresso Latino Americano de Hidráulica. São Pedro-SP. 6 p.

PERSICH, R.P.; ODEBRECHT, C.; BERGESH, M.; ABREU P.C. 1996. Eutrofização e Fitoplâncton: Comparação entre duas enseadas rasas no estuário da Lagoa dos Patos. Atlântica, v. 18, p. 27–41.

PINA, P. 2001. Integrated Approach to Study the Tagus Estuary Water Quality, Dissertação de mestrado em Ecologia, Gestão e Modelação de Recursos Marinhos, Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior Técnico, 70 p.

PIVELI, R.P. 2013. Características químicas das águas: pH, acidez, alcalinidade e dureza. Disponível em: ww.leb.esalq.usp.br/disciplinas/Fernando/leb360/Fasciculo%206%20-%20Alcalinidade%20e%20Acidez.pdf. Acesso em: agosto 2014.

PMSBRG, 2014. Plano Municipal de Saneamento Básico da Prefeitura Municipal do Rio Grande. Secretaria de Município do Meio Ambiente. Disponível em: < <http://www.riogrande.rs.gov.br/planosaneamento/index.php/pagina-inicial> >. Acesso em: maio 2014.

PRECIOSO, C. H. O.; KALAS, F. A.; RODRIGUES, P. W. G. ; LUGON JUNIOR, J. 2010. Avaliação da variabilidade de parâmetros ambientais numa lagoa urbana (Campos dos Goytacazes/RJ) com auxílio do sistema MOHID. Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego, Campos dos Goytacazes/RJ, v. 4, n. 2, p. 185-204.

PROENÇA, L.A.O. 1990. Ciclo anual da produção primária, biomassa do fitoplâncton e carbono orgânico particulado em área rasa da porção sul da Lagoa dos Patos. Tese de

Mestrado em Oceanografia Biológica, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, 81p.

RAMOS, P.C, 2002. Modelação matemática da qualidade da água no estuário do Tejo. Tese de mestrado em Ecologia, Gestão e Modelação dos Recursos Marinhos, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa. 62 p.

RIBEIRO, R. B. , 2012. Modelagem numérica da influência das fontes de nutrientes sobre a variabilidade da biomassa fitoplanctônica no sistema estuarino de Santos-São Vicente. Dissertação de Mestrado em Ciência ambiental, Universidade de São Paulo, 180 p.

ROSELLI, L., CANEDO-ARGUELLES, M., COSTA GOELA, P., CRISTINA, S., RIERADEVALL, M., D'ADAMO, R., & NEWTON, A. 2013. Do physiography and hydrology determine the physico-chemical properties and trophic status of coastal lagoons? A comparative approach. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, v. 117, p. 29-36.

SANTOS, I. R.; COSTA, R. C.; FREITAS, U.; FILLMANN, G. 2008. 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.

SARAIVA S, PINA P, MARTINS F, SANTOS M, BRAUNSCHWEIG F, NEVES R., 2007. Modelling the influence of nutrient loads on Portuguese estuaries. *Hydrobiologia*, v. 587, n. 1, p. 5-18.

SSMA, 1995. Portaria da Secretaria de Saúde e Meio Ambiente nº 07 de 1995. Aprova a Norma Técnica Nº 003/95, sobre a classificação das águas de uma área da parte sul do estuário da Laguna dos Patos. Disponível em: <http://portalpnqa.ana.gov.br/Publicacao/Portaria_SSMA_n_07_de_95.pdf>. Acesso em: maio 2014.

SEELIGER, U. & ODEBRECHT, C. 2010. O Estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. 1ª edição. Rio Grande: FURG. 179 p.

SEILER, L. M. N., 2013. Avaliação da dinâmica de nutrientes inorgânicos dissolvidos e clorofila-a na Lagoa dos Patos – RS. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Rio Grande, 115 p.

- SEILER, L. M. N. & FERNANDES, E. H. L. 2013. Assessment of primary productivity and nutrients for a coastal lagoon in Southern Brazil. In: NEVES, R., MATEUS, M. 2013. Ocean modelling for coastal management | Case studies with MOHID. IST Press, Lisboa, Portugal, p.199- 212.
- SIEGLE, E. 2003. Sediment transport and morphodynamics at an estuary mouth: a study using coupled remote sensing and numerical modelling. Tese de Doutorado em Filosofia, Universidade de Plymouth, Faculdade de Ciências, 278 p.
- SILVA, M. B. 2012. Estudo da influência da poluição difusa na qualidade da água de reservatórios de usinas hidroelétricas. Dissertação de Mestrado. Universidade DE São Paulo, Instituto de Eletrotécnica e Energia, São Paulo, 53 p.
- SPENGLER¹, A., WALLNER-KERSANACH¹, M. & BAUMGARTEN¹, M.G.Z. 2007. Rio Grande municipal dump site impact in the estuary of the Patos Lagoon (RS, Brazil). *Acta Limnol. Bras.*, v. 19, n. 2, p. 197-210.
- TRANCOSO, A. R.; SARAIVA, S.; FERNANDES, L.; PINA, P.; LEITAO, P.; NEVES, R. 2005. Modelling macroalgae using a 3D hydrodynamic-ecological model in a shallow, temperate estuary. *Ecological modelling*, v. 187, p.232-246.
- TYRREL, D. A.; GEORGE, K. J. 2006. Finite element modelling of the hydrodynamics and water quality of the Patos Lagoon system, Brazil. *Journal of Coastal Research* (Special Issue), v. 39, p. 1594–1599.
- VARGAS, A. T.; BAUMGARTEN, M. G. Z. 2011. FEPAM em Revista, Porto Alegre, v. 5, n. 2, p. 4-14.
- VAZ, N.; DIAS, J. M.; LEITÃO, P. C.; NOLASCO, R. 2007. Application of the Mohid-2D model to a mesotidal temperate coastal lagoon. *Computers & Geosciences*, v. 33, n. 9, p. 1204-1209.
- VILAS BOAS, D. F. 1990. Distribuição e comportamento dos sais nutrientes, elementos maiores e metais pesados na Lagoa dos Patos, RS. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica, Fundação Universidade do Rio Grande, 122 p.

VON SPERLING, M. 1996. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2ª edição. Belo Horizonte: DESA/UFMG. 243 p.

WALSTRA, L.C., VAN RIJN, L.C., BLOGG, H., VAN ORMONDT, M. 2001. Evaluation of a hydrodynamic area model based on the COAST3D data at Teignmouth 1999. Report TR121-EC MAST Project No. MAS3-CT97-0086, HR Wallinford, UK, Pp. D4.1–D4.4.

WINDOM, H. L.; NIENCHESKI, L. F.; SMITH, J. R. G. 1999. Biogeochemistry of nutrients and trace metals in the estuarine region of the patos lagoon (Brazil). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 48, p. 113–123.

ANEXO 1

A)

Concentração mínima (Min), máxima (Max), média (Med) e desvio padrão (DP) de material em suspensão em quatro situações hidrológicas e em cada setor do corpo lagunar.

		Material em Suspensão								
		Norte	Sul	Sjus	IM_Norte	IM_CanalNorte	SM_Interior	SM_Central	SM_Desemb	Canal
NE_BV	Min	51.10	85.82	75.47	87.18	87.91	4.11	16.84	69.82	88.95
	Max	54.94	95.33	78.07	100.69	96.60	44.33	60.29	115.92	146.97
	Med	53.47	93.56	76.66	94.50	91.98	21.29	38.61	94.25	96.32
	DP	1.21	2.44	0.82	4.81	2.02	12.67	11.83	8.43	8.17
NE_AV	Min	28.99	68.62	210.66	95.46	112.11	66.67	80.33	124.88	130.61
	Max	31.47	75.08	211.45	136.07	180.85	78.50	85.36	250.72	271.08
	Med	30.52	70.88	211.23	111.40	140.25	73.23	82.26	179.78	196.30
	DP	0.92	2.26	0.22	14.42	22.60	3.80	1.38	32.82	37.35
SO_BV	Min	12.66	78.56	85.53	61.39	4.67	50.34	8.99	7.48	3.83
	Max	13.91	82.33	88.32	79.18	53.11	56.43	55.80	87.66	70.26
	Med	13.43	81.68	85.72	69.76	23.89	52.58	43.66	53.01	40.78
	DP	0.42	0.85	0.42	6.24	12.54	2.03	13.09	26.61	28.82
SO_AV	Min	17.15	79.35	81.01	9.40	9.61	1.01	4.90	9.46	7.99
	Max	24.63	806.73	83.71	1476.72	153.48	11.73	36.42	111.62	118.32
	Med	18.32	239.60	81.27	301.76	103.67	3.74	16.93	65.47	60.93
	DP	1.97	259.12	0.31	364.61	35.19	3.71	7.20	35.89	41.09

B)

Concentração mínima (Min), máxima (Max), média (Med) e desvio padrão (DP) de oxigênio dissolvido em quatro situações hidrológicas e em cada setor do corpo lagunar.

		Oxigênio Dissolvido								
		Norte	Sul	Sjus	IM_Norte	IM_CanalNorte	SM_Interior	SM_Central	SM_Desemb	Canal
NE_BV	Min	8.20	8.66	8.28	8.67	8.53	8.38	8.39	8.53	8.61
	Max	8.53	8.89	8.79	9.11	9.08	9.04	8.96	8.92	8.89
	Med	8.33	8.75	8.52	8.85	8.74	8.66	8.64	8.70	8.72
	DP	0.11	0.06	0.13	0.11	0.15	0.17	0.16	0.10	0.08
NE_AV	Min	10.25	10.14	9.63	9.86	9.67	9.54	9.64	9.82	10.07
	Max	10.42	10.39	10.00	10.23	10.05	9.95	9.97	10.22	10.26
	Med	10.33	10.28	9.82	10.07	9.89	9.77	9.82	10.06	10.16
	DP	0.05	0.06	0.10	0.10	0.08	0.09	0.08	0.09	0.06
SO_BV	Min	8.31	9.29	8.27	9.21	8.69	9.19	8.91	7.62	7.46
	Max	8.86	10.13	10.29	11.07	10.25	10.64	10.45	10.14	9.33
	Med	8.56	9.64	9.23	10.00	9.33	9.90	9.60	8.98	8.56
	DP	0.20	0.34	0.76	0.66	0.38	0.53	0.55	0.66	0.81
SO_AV	Min	9.39	9.80	9.35	9.77	9.38	9.54	9.55	8.80	8.66
	Max	10.15	11.17	11.23	11.26	11.24	11.07	11.07	10.86	9.85
	Med	9.69	10.39	10.21	10.62	10.24	10.40	10.28	9.80	9.45
	DP	0.27	0.53	0.71	0.51	0.58	0.57	0.54	0.45	0.36

C)

Concentração mínima (Min), máxima (Max), média (Med) e desvio padrão (DP) de amônio em quatro situações hidrológicas e em cada setor do corpo lagunar.

		Amônio								
		Norte	Sul	Sjus	IM_Norte	IM_CanalNorte	SM_Interior	SM_Central	SM_Desemb	Canal
NE_BV	Min	0.011	0.003	0.00	0.00	0.00	0.21	0.10	0.00	0.003
	Max	0.015	0.004	0.01	0.01	0.01	0.30	0.15	0.06	0.006
	Med	0.013	0.003	0.01	0.01	0.01	0.26	0.13	0.02	0.005
	DP	0.001	0.000	0.00	0.00	0.00	0.03	0.01	0.01	0.001
NE_AV	Min	0.009	0.002	0.38	0.01	0.00	0.12	0.06	0.01	0.010
	Max	0.013	0.002	0.39	0.02	0.03	0.15	0.07	0.03	0.014
	Med	0.011	0.002	0.38	0.02	0.02	0.13	0.07	0.02	0.012
	DP	0.001	0.000	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.001
SO_BV	Min	0.030	0.003	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.004
	Max	0.034	0.003	0.06	0.01	0.01	0.05	0.01	0.02	0.027
	Med	0.032	0.003	0.02	0.00	0.01	0.01	0.00	0.01	0.014
	DP	0.001	0.000	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.011
SO_AV	Min	0.028	0.002	0.00	0.00	0.00	0.04	0.03	0.00	0.003
	Max	0.035	0.003	0.04	0.01	0.02	0.05	0.04	0.03	0.025
	Med	0.032	0.002	0.02	0.00	0.01	0.04	0.04	0.02	0.012
	DP	0.002	0.000	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01	0.009

D)

Concentração mínima (Min), máxima (Max), média (Med) e desvio padrão (DP) de fosfato em quatro situações hidrológicas e em cada setor do corpo lagunar.

		Fosfato								
		Norte	Sul	Sjus	IM_Norte	IM_CanalNorte	SM_Interior	SM_Central	SM_Desemb	Canal
NE_BV	Min	0.10	0.54	0.57	0.53	0.53	0.50	0.50	0.53	0.55
	Max	0.11	0.63	0.58	0.55	0.56	0.53	0.54	0.58	0.59
	Med	0.11	0.61	0.57	0.54	0.54	0.51	0.52	0.56	0.57
	DP	0.00	0.02	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
NE_AV	Min	0.02	0.27	0.33	0.22	0.22	0.31	0.31	0.25	0.27
	Max	0.03	0.30	0.33	0.24	0.27	0.32	0.31	0.27	0.29
	Med	0.02	0.28	0.33	0.23	0.25	0.32	0.31	0.26	0.28
	DP	0.00	0.01	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.01	0.00
SO_BV	Min	0.03	0.43	0.42	0.40	0.24	0.40	0.32	0.07	0.05
	Max	0.04	0.49	0.42	0.41	0.42	0.40	0.41	0.43	0.44
	Med	0.03	0.47	0.42	0.41	0.39	0.40	0.40	0.32	0.27
	DP	0.00	0.03	0.00	0.00	0.05	0.00	0.02	0.13	0.17
SO_AV	Min	0.03	0.23	0.36	0.29	0.18	0.35	0.26	0.10	0.08
	Max	0.04	0.46	0.37	0.36	0.37	0.36	0.37	0.39	0.40
	Med	0.03	0.40	0.37	0.33	0.33	0.35	0.35	0.32	0.29
	DP	0.00	0.08	0.00	0.01	0.05	0.00	0.02	0.09	0.12

E)

Concentração mínima (Min), máxima (Max), média (Med) e desvio padrão (DP) de clorofila-a em quatro situações hidrológicas e em cada setor do corpo lagunar.

		Clorofila-a								
		Norte	Sul	Sjus	IM_Norte	IM_CanalNorte	SM_Interior	SM_Central	SM_Desemb	Canal
NE_BV	Min	0.36	0.09	1.07	0.08	0.14	0.01	0.04	0.09	0.09
	Max	0.42	0.11	1.24	0.12	0.40	0.09	0.10	0.14	0.10
	Med	0.38	0.10	1.17	0.09	0.27	0.04	0.07	0.11	0.10
	DP	0.01	0.01	0.05	0.01	0.06	0.02	0.02	0.01	0.00
NE_AV	Min	0.44	0.05	0.03	0.29	0.08	0.05	0.08	0.16	0.11
	Max	0.52	0.07	0.05	0.42	0.50	0.10	0.13	0.25	0.13
	Med	0.49	0.06	0.04	0.34	0.26	0.07	0.10	0.19	0.12
	DP	0.03	0.01	0.00	0.04	0.16	0.02	0.02	0.02	0.00
SO_BV	Min	0.60	0.03	1.93	0.08	0.04	0.86	0.40	0.04	0.05
	Max	0.63	0.04	2.05	0.29	0.17	1.31	0.72	0.43	0.17
	Med	0.61	0.03	1.98	0.16	0.09	1.08	0.61	0.16	0.10
	DP	0.01	0.00	0.03	0.07	0.04	0.15	0.08	0.09	0.05
SO_AV	Min	0.64	0.01	2.31	0.03	0.13	0.00	0.01	0.02	0.03
	Max	0.69	0.03	2.45	0.30	1.25	0.01	0.07	0.15	0.15
	Med	0.67	0.03	2.38	0.12	0.44	0.00	0.02	0.06	0.08
	DP	0.01	0.01	0.03	0.11	0.29	0.00	0.01	0.04	0.05