Lilian Marques Nogueira Seiler

**Hidrodinâmica e comportamento de variáveis indicadoras da
qualidade da água no complexo estuarino de Santos-São Vicente-
Bertioga: uma abordagem numérica**

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

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Siegle

Coorientador: Prof. Dr. Rubens C.L. Figueira

São Paulo

2019

Universidade de São Paulo
Instituto Oceanográfico

Hidrodinâmica e comportamento de variáveis indicadoras da qualidade da água no
complexo estuarino de Santos-São Vicente-Bertioga: uma abordagem numérica

Lilian Marques Nogueira Seiler

Tese apresentada ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, como parte
dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências, área de Oceanografia
(Biológica, Física ou Química e Geológica)

Julgada em ____/____/____

_____ Prof(a). Dr(a).	_____ Conceito
_____ Prof(a). Dr(a).	_____ Conceito
_____ Prof(a). Dr(a).	_____ Conceito
_____ Prof(a). Dr(a).	_____ Presidente

Aos meus pais dedico este fruto que viveu
tantas emoções conosco.

*Se chorei (ah, e como chorei) e sorri, o
importante é que emoções eu vivi!*

Sumário

AGRADECIMENTOS	VI
RESUMO	VII
ABSTRACT	VIII
Lista de Figuras	IX
Lista de Tabelas	XIV
Capítulo 1	15
1.1 Apresentação da tese	15
1.2 Motivação do estudo	15
1.3 Hipótese de trabalho	16
1.4 Objetivos da tese	16
1.5 Estado da arte	17
Capítulo 2	19
2.2 Apresentação do capítulo	19
2.2 Introdução	20
2.3 Materiais e métodos	23
2.3.1 O modelo DELFT3D FLOW	23
2.3.2 Coletas em campo	24
2.3.3 Domínio do modelo	25
2.3.4 Condições de contorno	27
2.3.5 Avaliação da representatividade do modelo de circulação	32
2.3.6 Estruturação do modelo de circulação	35
2.3.7 Avaliação da qualidade do modelo	35
2.3 Resultados	50
2.3.1 Circulação do sistema	50
2.3.2 Variação da salinidade	56
2.3.3 Variações de fluxos	58
2.4 Discussão	61
2.4.1 Qualidade da modelagem	61
2.4.2 Comportamento do nível da água e correntes	61
2.5 Conclusões do capítulo	63
Capítulo 3	65
3.1 Apresentação do capítulo	65

3.2 Introdução	65
3.3 Materiais e métodos	67
3.3.1 O modelo DELFT 3D WAQ	67
3.3.2 Estruturação do modelo WAQ	67
3.3.3 Processos considerados	69
3.3.4 Condição inicial.....	71
3.3.5 Vazões	72
3.3.6 Validação do modelo.....	77
3.3.7 Limitações potenciais	78
3.4 Resultados	78
3.4.1 Qualidade do modelo	78
3.4.2 Comportamento das variáveis ao longo da coluna d'água através dos dados da CETESB.....	95
3.4.3 Aplicação da modelagem para aprimorar a compreensão da dinâmica das variáveis ao longo do sistema	104
3.5 Discussão	140
3.5.1 Qualidade da modelagem das variáveis	140
3.5.2 Modelagem das variáveis	142
3.6 Conclusões do capítulo	146
Capítulo 4	147
4.1 Apresentação do capítulo.....	147
4.2 Modelo conceitual.....	147
4.3 Conclusões da tese	149
4.4 Trabalhos futuros	150
Capítulo 5	151
5.1 Referências bibliográficas.....	151

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, irmãos e meu companheiro, David, por todo amor, carinho paciência, suporte e incentivo para que este trabalho fosse desenvolvido. Também agradeço à minha vovó Constança e vovô Joaquim por todo amor e orgulho que sempre tiveram de mim. Sem vocês eu não teria conseguido.

Agradeço ao meu orientador, Prof. Doutor Eduardo Siegle por todo o suporte, paciência e conhecimento passado para o sucesso deste trabalho. Eduardo, você é o exemplo de professor que muitos deveriam seguir. Serei sempre grata por tudo que me ensinou, seja como pessoal, seja como profissional.

Agradeço a minha eterna orientadora Prof. Doutora Elisa Fernandes por todo o carinho, incentivo, puxões de orelha e ensinamentos. Sou muito grata por ter você como minha amiga e orientadora para a vida.

Agradeço também ao meu co-orientador Rubens C.L. Figueira, pela paciência e ajuda no desenvolvimento desta tese.

Agradeço aos meus colegas do Laboratório de Dinâmica Costeira do Instituto Oceanográfico da USP pelos dias de alegria nos quais passei no laboratório. Obrigada Bruninha Ambrósio, Paulo Souza, Mariana Couceiro, Mirella Costa e todos os demais tão queridos.

Aos que conheci fora do ambiente acadêmico ao longo destes anos, muito obrigada por compreenderem e me incentivarem.

Ao Instituto Oceanográfico e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), por propiciarem que eu pudesse estudar e desenvolver este trabalho.

RESUMO

Composto por três estuários, uma Baía e uma extensa área de manguezais, o complexo estuarino de Santos-São Vicente-Canal de Bertioga, localizado em São Paulo, Brazil, abriga uma das atividades portuárias mais significativas do país (porto de Santos), além de ser utilizado para atividades recreativas e de subsistência. A multiplicidade de seus usos o torna um dos recursos hídricos mais importantes para o país, ao passo que o também o torna suscetível a agressões ambientais. Devido a sua complexidade e diferentes formas de uso, o estudo do comportamento de suas águas é uma constante preocupação de pesquisadores e tomadores de decisão. Comumente, estes estudos são realizados por monitoramentos em campo, uma abordagem discreta no espaço e no tempo. Em vista destas limitações, torna-se necessária a aplicação conjunta dos dados de campo com demais ferramentas que permitam ao fim realizar uma avaliação integrada dos processos atuantes destes ambientes. Uma destas ferramentas é a modelagem numérica. Para otimizar a compreensão da dinâmica do sistema, este trabalho apresenta um estudo hidrodinâmico e do comportamento de variáveis indicadoras da qualidade da do local através do uso da modelagem numérica. Para isso, a modelagem foi realizada para um domínio tridimensional. A proposta do estudo é aprimorar a representatividade das variações do nível do mar, da variação das correntes em superfície meio e fundo e da variação espaço temporal de variáveis físico-químicas e biológicas (sendo estas o íon amônio (NH_4^+), íon fosfato (PO_4^{3-}), oxigênio dissolvido (OD) e clorofila-a), construindo assim, um modelo base para estudos voltados a avaliações de processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no complexo estuarino ao longo do espaço, profundidade e tempo. Três processos foram considerados para a modelagem das variáveis: ciclo do nitrogênio, ciclo do fósforo e o balanço de oxigênio. Os resultados da modelagem das variações do nível do mar, correntes e salinidade apresentaram um elevado grau de concordância com os valores mensurados em campo, uma concordância ainda não observada em outros trabalhos. A modelagem das variáveis apresentou a tendência de comportamento dos dados observados em campo. Relacionada à circulação, os resultados desta tese indicam os três canais que compõe o complexo apresentam um comportamento distinto, com a predominância de correntes de enchente no canal de Santos e de vazante em São Vicente e Bertioga. Também mostrou que a vazão fluvial e a morfologia dos canais são fatores que propiciam a configuração de micro ambientes de comportamento distinto dentro de um mesmo canal.

Palavras chaves: modelagem hidrodinâmica tridimensional, modelagem físico-química e biológica tridimensional, complexo estuarino de Santos-São Vicente e Canal de Bertioga.

ABSTRACT

Composed by three estuaries, a bay and an extensive mangrove area, the complex Santos-São Vicente-Bertioga Canal system, located in São Paulo, Brazil, is the local of one of the most significant port activities in the country (Santos port) and is used for recreational and subsistence activities. The multiplicity of its uses makes it one of the most important water resources for the country, while also making it susceptible to environmental aggression. Due to its complexity and different forms of use, the study of this system water behavior is a constant concern of researchers and decision makers. Commonly, the studies made are performed by field monitoring, a discrete approach in space and time. In view of these limitations, it is necessary to jointly apply the field data with other tools that allows to perform an integrated assessment of the processes operating in these environments. One of these tools is numerical modeling. To optimize the understanding of the dynamics of the system, this work presents the development of a three-dimensional hydrodynamic model for the region. The proposal of the model is to improve the representativeness of the variations of the sea level of the region, as well as the variation of the currents in middle and bottom surface, thus building the basis for future assessments of physicochemical processes that occur in the environment. The results presented that the modeling of these two variables had a high degree of agreement with the values measured in the field, an agreement not yet observed in other studies. This result also allowed the three-dimensional modeling of two important highly dynamic variables in estuarine systems: salinity and temperature. The hydrodynamic modeling of these also showed high agreement with the values observed in the field. With the elaboration of a three-dimensional hydrodynamic model of the system that represents with great agreement the circulation of its waters and two important physico-chemical variables, it was possible to develop a model that would allow to evaluate the dynamics of physical-chemical variables of the water, also defined as indicatives of water quality, versus complex hydrodynamics of the system. Three processes were considered in this model: nitrogen cycle, phosphorus cycle and oxygen balance. The study variables were: ammonium (NH_4), phosphate (PO_4), dissolved oxygen (DO) and chlorophyll-a. The results presented the trend behavior of the data observed in the field. Related to circulation, the results of this thesis indicate that the three channels that make up the complex exhibit a distinct behavior, with the predominance of flood currents in the Santos channel and ebb currents in the São Vicente and Bertioga. It also showed that the fluvial flow and channel morphology are factors that allow the configuration of micro environments of distinct behavior within the same channel.

Key words: three-dimensional hydrodynamic modeling, three-dimensional physical-chemical and biological modeling, Santos-São Vicente estuary complex and Bertioga Canal.

Lista de Figuras

Figura 1 Representação esquemática da condução da modelagem hidrodinâmica desenvolvida no capítulo 1.	19
Figura 2 Localização da área de estudo com identificação dos canais que compõe o complexo estuarino.....	21
Figura 3 Localização dos pontos de coleta de dados de variação do nível do mar, correntes, salinidade e temperatura nos três canais que compõe o complexo estuarino em estudo.....	25
Figura 4 Malha gerada para o Complexo Estuarino de Santos - São Vicente e Canal de Bertiooga. Em azul: fronteira aberta. Em verde: fronteira fechada.	26
Figura 5 Domínio numérico. Profundidades negativas indicam as áreas alagáveis.	27
Figura 6 Série temporal de elevação do nível da água extraído do ADCP localizado em São Vicente.....	28
Figura 7 Combinação e valores das vazões afluentes ao sistema.....	29
Figura 8 Vazões fluviais utilizadas na modelagem hidrodinâmica.	30
Figura 9 Vazões utilizadas na modelagem hidrodinâmica (continuação).	30
Figura 10 Diagrama unifilar da rede hidrográfica afluente ao sistema. Fonte: CODESP,2008.....	31
Figura 11 Localização dos pontos de vazão fluvial afluentes ao sistema.	31
Figura 12 Valores de Manning específicos para cada trecho do domínio.....	36
Figura 13 Comparação entre as séries temporais elevação do nível do mar. Série observada (em azul) e calculada pelo modelo (em vermelho).	38
Figura 14 Comparação entre as séries temporais da componente U da velocidade observadas e calculadas. Série observada (em azul) e calculada pelo modelo (em vermelho).....	39
Figura 15 Comparação entre as séries temporais da componente V da velocidade observadas e calculadas. Série observada (em azul) e calculada pelo modelo (em vermelho).....	40
Figura 16 Representação das camadas do modelo tridimensional.	41
Figura 17 Séries temporais de velocidades longitudinais e transversais de superfície e fundo observadas e calculadas (modeladas) para Santos.	44
Figura 18 Séries temporais salinidade de superfície e fundo observadas e calculadas (modeladas) para o ponto Santos.....	45
Figura 19 Séries temporais de temperatura de superfície e fundo observadas e calculadas (modeladas) para o ponto Santos.....	45
Figura 20 Séries temporais de velocidades longitudinais e transversais de superfície e fundo observadas e calculadas (modeladas) para o ponto São Vicente	46
Figura 21 Séries temporais salinidade de superfície e fundo observadas e calculadas (modeladas) para o ponto São Vicente.	47
Figura 22 Séries temporais de temperatura de superfície e fundo observadas e calculadas (modeladas) para o ponto São Vicente.	47
Figura 23 Séries temporais de velocidades longitudinais e transversais de superfície e fundo observadas e calculadas (modeladas) para o ponto Bertiooga.	48

Figura 24 Séries temporais salinidade de superfície e fundo observadas e calculadas (modeladas) para o ponto Bertioga.....	49
Figura 25 Séries temporais de temperatura de superfície e fundo observadas e calculadas (modeladas) para o ponto Bertioga.	49
Figura 26 Variação do nível da água em situação de maré de vazante.	51
Figura 27 Séries temporais da velocidade longitudinal (componente U) das correntes de superfície e fundo em Santos, São Vicente e Bertioga. Dados reais.	52
Figura 28 Série temporal da variação da corrente longitudinal em três pontos situados na desembocadura dos canais de Santos, São Vicente em Bertioga.	52
Figura 29 Correntes longitudinais (valores negativos: enchente. Valores positivos: vazante).....	53
Figura 30 Distribuição de frequência das correntes de vazante e enchente nos três pontos de coletas.....	54
Figura 31 Campo de velocidade longitudinal superficial obtidas pelo modelo em enchente e vazante para períodos de maré de quadratura e sizígia	55
Figura 32 Séries temporais de salinidade na superfície e fundo em Santos, São Vicente e Bertioga. Dados medidos em campo.	56
Figura 33 Série temporal de variação da salinidade de superfície e fundo na Baía de Santos.	57
Figura 34 Variação espacial superficial da salinidade no domínio em dois momentos.	58
Figura 35 Descarga instantânea de água na entrada dos canais de Santos, São Vicente e Bertioga.	59
Figura 36 Descarga cumulativa de água na entrada dos canais de Santos (em preto), São Vicente (em azul) e em Bertioga (em vermelho). Valores positivos indicam entrada de água da costa para o canal e negativos saída de água do canal para a costa.	60
Figura 37 Descarga cumulativa de sal. Valores positivos (entrada de sal). Valores negativos (exportação de sal).	60
Figura 38 Divisão das camadas de superfície, meio e fundo do modelo WAQ.....	69
Figura 39 Visão geral das substâncias (em azul) e processos considerados no modelo de qualidade da água Delft3D-WAQ.	70
Figura 40 Pontos de monitoramento dos rios pela CETESB. Fonte: CETESB, 2014. ..	74
Figura 41 Concentrações associadas a cada estação de monitoramento da CETESB. ..	75
Figura 42 Localização das vazões consideradas no modelo WAQ.	76
Figura 43 Localização dos pontos de monitoramento da CETESB utilizados para validação do modelo.	77
Figura 44 Comparação entre as concentrações de temperatura calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em abril de 2014.	80
Figura 45 Comparação entre as concentrações de temperatura calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em agosto de 2014.	81
Figura 46 Comparação entre as concentrações oxigênio dissolvido calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em abril de 2014.....	82

Figura 47 Comparação entre as concentrações oxigênio dissolvido calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em agosto de 2014.....	83
Figura 48 Comparação entre as concentrações de material em suspensão calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em abril de 2014.....	84
Figura 49 Comparação entre as concentrações de material em suspensão calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em agosto de 2014.....	85
Figura 50 Comparação entre as concentrações fósforo total calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em abril de 2014.	86
Figura 51 Comparação entre as concentrações fósforo total calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em agosto de 2014.	87
Figura 52 Comparação entre as concentrações nitrogênio amoniacal calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em abril de 2014.....	88
Figura 53 Comparação entre as concentrações nitrogênio amoniacal calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em agosto de 2014.....	89
Figura 54 Comparação entre as concentrações nitrogênio kjeldahl calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em abril de 2014.....	90
Figura 55 Comparação entre as concentrações nitrogênio kjeldahl calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em agosto de 2014.....	91
Figura 56 Comparação entre as concentrações de clorofila-a calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em abril de 2014.	92
Figura 57 Comparação entre as concentrações de clorofila-a calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em agosto de 2014.	93
Figura 58 Variação espacial da concentração de clorofila -a em superfície, meio e fundo em abril e agosto de 2014.	94
Figura 59 Variação espaço-temporal da temperatura nos pontos monitorados pela CETESB nas campanhas de abril e agosto de 2014.	98
Figura 60 Variação espaço-temporal da concentração de oxigênio dissolvido nos pontos monitorados pela CETESB nas campanhas de abril e agosto de 2014.	99
Figura 61 Variação espaço-temporal da concentração de fósforo total nos pontos monitorados pela CETESB nas campanhas de abril e agosto de 2014.	100
Figura 62 Variação espaço-temporal da concentração de nitrogênio amoniacal nos pontos monitorados pela CETESB nas campanhas de abril e agosto de 2014.....	101

Figura 63 Variação espaço-temporal da concentração de nitrogênio kjedahl nos pontos monitorados pela CETESB nas campanhas de abril e agosto de 2014.	102
Figura 64 Variação espaço-temporal da concentração de clorofila-a nos pontos monitorados pela CETESB nas campanhas de abril e agosto de 2014.	103
Figura 65 Localização do segmento extraído para avaliação e localização aproximada dos pontos monitorados pela CETESB no Canal de Bertiooga.	105
Figura 66 Profundidade do segmento no Canal de Bertiooga com identificação da localização dos pontos monitorados pela CETESB	106
Figura 67 Variação da velocidade das correntes ao longo do segmento no Canal de Bertiooga em abril e agosto de 2014.	107
Figura 68 Variação temperatura da água ao longo do segmento no Canal de Bertiooga em abril e agosto de 2014.	108
Figura 69 Variação da concentração de fosfato ao longo do segmento no Canal de Bertiooga em abril e agosto de 2014.	109
Figura 70 Variação da concentração de amônio ao longo do segmento no Canal de Bertiooga em abril e agosto de 2014.	110
Figura 71 Variação da concentração de oxigênio dissolvido ao longo do segmento no Canal de Bertiooga em abril e agosto de 2014.	111
Figura 72 Variação da concentração de clorofila-a dissolvido ao longo do segmento no Canal de Bertiooga em abril e agosto de 2014.	112
Figura 73 Localização do segmento extraído para avaliação e localização aproximada dos pontos monitorados pela CETESB no Canal de Santos.....	114
Figura 74 Profundidade do segmento no Canal de Santos com identificação da localização dos pontos monitorados pela CETESB	115
Figura 75 Variação da velocidade das correntes ao longo do segmento no Canal de Santos em abril e agosto de 2014.	116
Figura 76 Variação da temperatura da água ao longo do segmento no Canal de Santos em abril e agosto de 2014.	117
Figura 77 Variação das concentrações de fosfato ao longo do segmento no Canal de Santos em abril e agosto de 2014.	118
Figura 78 Variação das concentrações de amônio ao longo do segmento no Canal de Santos em abril e agosto de 2014.	119
Figura 79 Variação das concentrações de oxigênio dissolvido ao longo do segmento no Canal de Santos em abril e agosto de 2014.	120
Figura 80 Variação das concentrações de clorofila-a ao longo do segmento no Canal de Santos em abril e agosto de 2014.	121
Figura 81 Localização do segmento extraído para avaliação e localização aproximada dos pontos monitorados pela CETESB no Canal de São Vicente.	123
Figura 82 Profundidade do segmento no Canal de São Vicente com identificação da localização dos pontos monitorados pela CETESB	124
Figura 83 Variação da velocidade das correntes ao longo do segmento no Canal de São Vicente em abril e agosto de 2014.....	125
Figura 84 Variação da temperatura da água ao longo do segmento no Canal de São Vicente em abril e agosto de 2014.....	126

Figura 85 Variação da concentração de fosfato ao longo do segmento no Canal de São Vicente em abril e agosto de 2014.....	127
Figura 86 Variação da concentração de amônio ao longo do segmento no Canal de São Vicente em abril e agosto de 2014.....	128
Figura 87 Variação da concentração de oxigênio dissolvido ao longo do segmento no Canal de São Vicente em abril e agosto de 2014.	129
Figura 88 Variação da concentração de clorofila-a ao longo do segmento no Canal de São Vicente em abril e agosto de 2014.....	130
Figura 89 Localização do segmento extraído no interior do estuário.....	132
Figura 90 Profundidade do segmento no interior do estuário.	133
Figura 91 Variação das correntes no interior do estuário em abril e agosto de 2014...	134
Figura 92 Variação da temperatura da água ao longo do segmento no interior do estuário em abril e agosto de 2014.	135
Figura 93 Variação da concentração de fosfato ao longo do segmento no interior do estuário em abril e agosto de 2014.	136
Figura 94 Variação da concentração de amônio ao longo do segmento no interior do estuário em abril e agosto de 2014.	137
Figura 95 Variação da concentração de oxigênio dissolvido ao longo do segmento no interior do estuário em abril e agosto de 2014.	138
Figura 96 Variação da concentração de clorofila-a ao longo do segmento no interior do estuário em abril e agosto de 2014.	139
Figura 97 Modelo conceitual de funcionamento do sistema estuarino de Santos-São Vicente-Bertioga elaborado a partir dos principais resultados obtidos a partir da modelagem hidrodinâmica (quadro azul) e de qualidade de água (quadro verde).	148

Lista de Tabelas

Tabela 1 Localização dos PACDs.	24
Tabela 2 Classificação do RMAE.	33
Tabela 3 Valores dos parâmetros estatísticos utilizados para avaliar a qualidade dos valores elevação do nível do mar pelo modelo. Valores ideais: <i>Skill-Score</i> : 1; EAMR: Excelente (<0.2), Bom (0.2 – 0.4), Razoável (0.4 – 0.7), Ruim (0.7 – 1), Péssimo (>1); EQM: 0; EAM:0.	37
Tabela 4 Valores dos parâmetros estatísticos utilizados para avaliar a qualidade dos valores da componente u da corrente calculados pelo modelo. Valores ideais: <i>Skill-Score</i> : 1; EAMR e EAMRA: Excelente (<0.2), Bom (0.2 – 0.4), Razoável (0.4 – 0.7), Ruim (0.7 – 1), Péssimo (>1); EQM: 0; EAM:0.: 0; MAE:0.	37
Tabela 5 Valores dos parâmetros estatísticos utilizados para avaliar a qualidade dos valores da componente v da corrente calculados pelo modelo. Valores ideais: <i>Skill-Score</i> : 1; EAMR e EAMRA: Excelente (<0.2), Bom (0.2 – 0.4), Razoável (0.4 – 0.7), Ruim (0.7 – 1), Péssimo (>1); EQM: 0; EAM:0.: 0; MAE:0.	37
Tabela 6 Espaçamento das camadas verticais do modelo tridimensional.	41
Tabela 7 Valores dos parâmetros estatísticos utilizados para avaliar a qualidade dos valores de velocidade das correntes e salinidade calculados pelo modleo. Valores ideais: <i>Skill-Score</i> : 1; EAMR e EAMRA: Excelente (<0.2), Bom (0.2 – 0.4), Razoável (0.4 – 0.7), Ruim (0.7 – 1), Péssimo (>1); EQM: 0; EAM:0.: 0; MAE:0.	43
Tabela 8 Valores médios, máximos e mínimos das séries temporais de corrente superficial e de fundo e salinidade nos três pontos de coleta. Componente longitudinal (Comp. U), Componente transversal (Comp.V), Salinidade (Sal).	53
Tabela 9 Agregação vertical das camadas do FLOW para o WAQ.	68
Tabela 10 Processos do Delft WAQ considerados para modelagem das variáveis de interesse	71
Tabela 11 Concentrações iniciais e de fronteira consideras no domínio.	72
Tabela 12 Rios associados a cada estação de monitoramento da CETESB.	73

Capítulo 1

1.1 Apresentação da tese

Esta tese apresenta a estruturação de um modelo numérico tridimensional para o complexo estuarino de Santos-São Vicente-Bertioga visando compreender com melhor confiabilidade a circulação de suas águas, bem como a variação espaço-temporal de algumas variáveis indicadoras da qualidade da água, como nutrientes, oxigênio dissolvido e clorofila-a. variáveis físicas químicas e biológicas

A importância e motivação desta tese, bem como seus objetivos são apresentados neste capítulo. O processo de construção da modelagem hidrodinâmica, e as etapas de calibração, validação e avaliação do comportamento da circulação do complexo estuarino são apresentados no capítulo 2. O processo de desenvolvimento da modelagem das variáveis físico-químicas é descrito no capítulo 3 deste trabalho. O fechamento do estudo (suas principais conclusões, trabalhos futuros e referências bibliográficas) são apresentadas no capítulo 4.

1.2 Motivação do estudo

O complexo estuarino de Santos-São Vicente-Bertioga é um considerado um dos ambientes estuarinos de maior importância para o Brasil. Tal importância deriva do uso de suas águas tanto para o desenvolvimento de uma das atividades portuárias mais importantes da América Latina (porto de Santos), quanto para uso recreativo e de subsistência. O complexo é composto por três canais de diferentes características morfológicas: Santos, São Vicente e Bertioga. Além disso, o complexo recebe o aporte de inúmeros rios e entradas de substâncias derivadas da área urbana estabelecida em seu entorno, que podem levar a perda de qualidade de suas águas. Estes fatores são alguns dos que dão ao sistema a denominação de ambiente complexo.

Devido a esta complexidade, estudos que visem compreender a dinâmica de suas águas e seu manejo de maneira integrada é uma tarefa difícil de se alcançar, já que comumente estes são realizados por monitoramentos em campo, uma abordagem que, embora de extrema importância, resulta em uma visão do ambiente limitada no espaço e no tempo. O uso de modelos numéricos para auxiliar os estudos voltados a compreensão

e manutenção de corpos d'água é uma abordagem efetiva que junto aos dados observados em campo propicia uma visão integrada e sistêmica do ambiente.

A motivação deste estudo parte então da necessidade de aprimorar e auxiliar a investigação do comportamento das águas do complexo de maneira integrada, possibilitando assim tanto o estudo sistêmico da circulação das suas águas quanto de variáveis que podem ser utilizadas para caracterizar a sua qualidade.

1.3 Hipótese de trabalho

A hipótese deste trabalho é a de que cada canal que compõe o complexo estuarino em estudo apresenta suas especificidades em termos de variação do nível da água e circulação, que por consequência, faz com que variáveis indicadoras da qualidade da água se comportem de maneira distinta dentro de cada sistema.

1.4 Objetivos da tese

O objetivo desta tese é entender de forma sistêmica os processos hidrodinâmicos que ocorrem em superfície, meio e fundo no complexo estuarino de Santos - São Vicente – Canal de Bertioga e como estes relacionam-se ao comportamento de variáveis indicadoras da qualidade da água

Os objetivos específicos desta tese são:

- Estruturar através da modelagem numérica um modelo de circulação tridimensional para o sistema estuarino de Santos, São Vicente, Canal de Bertioga e Baía de Santos;

- Estruturar através da modelagem numérica um modelo tridimensional que viabilize o estudo do comportamento de variáveis indicadoras da qualidade da água do sistema estuarino de Santos, São Vicente, Canal de Bertioga e Baía de Santos frente à sua hidrodinâmica;

- Avaliar a variação espaço-temporal das correntes de superfície, meio e fundo nos canais que compreendem o complexo estuarino;

- Avaliar o comportamento espacial e temporal de variáveis indicadoras da qualidade da água frente à circulação do sistema;

- Verificar a especificidade de cada canal que compões o complexo estuarino.

1.5 Estado da arte

Corpos d'água deliberados para usos não só recreacionais são suscetíveis a inúmeros fatores que podem afetar a sua qualidade. Estuários e demais corpos d'água costeiros são ambientes que há tempos são estudados a fim de endereçar problemas que podem impactar a sua qualidade.

O uso de modelos numéricos, juntamente com dados coletados por meio de programas de monitoramento, para endereçar problemas relacionados a qualidade das águas e/ou a sua manutenção e compreensão é uma abordagem efetiva e a anos vem sendo colocada em prática e aprimorada (Chao et al., 2010; Slinger , 2012, Wan et al., 2012, Wang et al, 2013, Taljaard et al., 2017, Ferreira et al., 2019, Jovanovic et al., 2019, Tri et al., 2019).

Além de possibilitar o endereçamento de problemas e manutenção, os modelos numéricos são ferramentas utilizadas para predizer possíveis impactos que um corpo d'água pode vir a sofrer frente a uma alteração, como por exemplo, aumento ou diminuição de fontes pontuais /ou difusas de entrada de substâncias, captação de água, aprofundamento de canais, dentre outros (Chao et al., 2010).

Há uma busca constante pelo aperfeiçoamento de modelos, já que seus resultados podem significativamente implicar na tomada de decisão da construção de projetos, programas de controle e manutenção do ambiente dentre outros (Wang et. al., 2013). Este aperfeiçoamento dos modelos, para diferentes variações de espaço e tempo, evolui conforme evolui também as técnicas computacionais (Ashraf, et al., 2012).

Mesmo com a evolução dos modelos, o uso de um modelo padrão ainda não é estabelecido, mesmo em países desenvolvidos, isto porque há ainda a falta de referências e estudos que comparem os resultados de diferentes modelos e indique o melhor a ser aplicado.

O primeiro modelo numérico desenvolvido para endereçar estudos voltados a qualidade da água é o de Streeter-Phelps (1925), no qual foi aplicado para avaliar o comportamento do oxigênio dissolvido em um rio poluído (Fleck et al., 2013).

Com a evolução dos estudos e técnicas computacionais os modelos numéricos desenvolvidos tanto para avaliação da circulação das águas de um sistema quanto para a qualidade de suas águas, compreensão e manutenção passaram de modelos de condições estáveis para dinâmicos no espaço e tempo, possibilitando a consideração não só de um, mas de vários pontos de inserção de fontes de substâncias, e da representação da variação espacial de um domínio de zero para multidimensional modo. Hoje há aproximadamente mais de 100 modelos desenvolvidos (Wang et.al., 2013).

Um dos primeiros modelos desenvolvido para aplicação em estuários é o MIKE 11, da Danish Hydraulic Institute, desenvolvido na década de 70. que permite a simulação e um domínio 1, 2 ou tridimensional. Um dos modelos tridimensionais bem estabelecidos é o DELFT 3D-WAQ (Chao et. Al., 2010), utilizado para simulação de problemas endereçados a qualidade das águas de rios, lagos estuários e águas costeiras também em um domínio bi ou tridimensional. Estes, foram desenvolvidos para possibilitar a simulação de processos físicos, químicos e biológicos, dentre os quais os ciclos do nitrogênio, oxigênio e fósforo bem como o desenvolvimento da biomassa fitoplanctônica.

O complexo estuarino de Santos-São Vicente-Bertioga é um corpo d'água no qual a aplicação conjunta de dados observados em campo e modelagem numérica auxilia na melhor compreensão da circulação de suas águas e dos processos físico-químicos e biológicos que nela ocorrem. Alguns trabalhos já foram desenvolvidos na região utilizando a modelagem numérica, como os trabalhos de Harari & Camargo (1994); Yassuda (1991); Braga et al (2000); Chambel & Mateus (2008); Roversi (2012); Parreira (2012); Ribeiro (2012); Harari et al (2013), Fiedler (2015); Bapstittelli (2008), com o intuito de melhor compreender a dinâmica das águas do sistema de modo a gerar conhecimento para aprimorar a sua gestão.

Capítulo 2

2.2 Apresentação do capítulo

Este capítulo apresenta o processo de construção da modelagem hidrodinâmica do complexo estuarino. São apresentadas as etapas de calibração, validação e avaliação do comportamento da circulação das águas do complexo em um domínio bi e tridimensional. Também é apresentada a variação dos fluxos de entrada e saída de água e salinidade através dos canais que compõe o complexo estuarino.

Como ferramenta numérica foi utilizado o módulo FLOW do modelo numérico Delft3D, da Deltares. Para viabilizar o desenvolvimento deste capítulo, dados de campo de variações do nível do mar, intensidade e direção das correntes e de salinidade e temperatura foram utilizados para calibrar e validar o modelo, bem como para auxiliar na interpretação dos resultados.

A representação esquemática da condução deste capítulo é apresentada na

Figura 1 Representação esquemática da condução da modelagem hidrodinâmica desenvolvida no capítulo 1.

2.2 Introdução

O complexo estuarino em estudo é composto por três canais, sendo estes o de Bertioxa, que desagua da região costeira de Santos e de São Vicente e Santos, no qual desembocam na Baía de Santos (Figura 2). Os três sistemas são internamente interligados por uma extensa área de manguezais (CODESP, 2008). Pequenos rios localizados nas cadeias de montanhas adjacentes ao sistema fluem para pequenas bacias hidrográficas que por sua vez seguem para os canais no estuário e posteriormente para Baía de Santos (Roversi, 2012).

Sua localização estratégica permitiu o desenvolvimento urbano e industrial no seu entorno, de modo que sua gestão se tornou uma preocupação constante de pesquisadores e tomadores de decisão. Vista a relevância e complexidade do sistema, estudos que visem aprimorar a compreensão de sua dinâmica de modo a aprimorar a sua gestão são de extrema importância. A gestão de ambientes costeiros de alta complexidade, como o sistema destacado, é comumente realizada através da avaliação dos processos físicos, químicos e biológicos que os regem, nos quais se inclui o estudo da circulação de suas águas. A compreensão da circulação das águas é fundamental para a gestão do ambiente, pois tal condiciona a distribuição espacial e temporal de qualquer substância que adentra o ambiente, seja via natural ou antrópica (Paz et al., 2005).

Comumente, a avaliação dos processos e da circulação das águas destes ambientes é realizada por amostragens em campo, um tipo de metodologia que, embora fundamental, limita a uma visão sistêmica do ambiente, pois as informações coletadas são discretas no espaço e no tempo enquanto que os processos estudados e suas interações ocorrem de forma dinâmica e contínua (Seeliger & Odebrecht, 2010).

Em vista destas limitações, torna-se necessária a aplicação conjunta dos dados de campo com demais ferramentas que permitam ao fim realizar uma avaliação integrada dos processos atuantes destes ambientes. Uma destas ferramentas é a modelagem numérica. Além de suprir as limitações do procedimento em campo, a modelagem permite prever a subsequente resposta ambiental do sistema a curto e longo prazo frente a diferentes fatores (Neves et. al., 2001), tornando-se uma ferramenta indispensável para sua gestão (Ziemińska-Stolarska and Skrzypski, 2012, Gonçalves, 2009).

Figura 2 Localização da área de estudo com identificação dos canais que compõe o complexo estuarino.

Diversas iniciativas voltadas à aplicação da modelagem numérica para auxiliar na gestão do complexo estuarino em estudo já foram realizadas, tais como os trabalhos de Harari & Camargo (1994); Yassuda (1991); Braga et al (2000); Gordon (2000); Harari & Gordon 2001; Chambel & Mateus (2008); Harari et al. (2008); Sampaio (2010); Roversi (2012); Parreira (2012); Ribeiro (2012); Harari et al (2013), Fiedler (2015); Baptistelli (2008). No entanto, tanto estes estudos quanto outros que fazem o uso da modelagem numérica para avaliação de ambientes costeiros não consideram em suas simulações as diferenças de comportamento dos fluxos (correntes) entre as diferentes profundidades, ou seja, considera os fluxos como bidimensionais. Isto porque as simulações de fluxos tridimensionais demandam maior custo computacional, principalmente se aplicados para grandes áreas, e porque muitos sistemas conseguem ser robustamente representados em um domínio bidimensional, principalmente se apresentam baixa estratificação

(Sutherland et al., 2004). É sabido que a região em estudo apresenta momentos de estratificação condicionados aos efeitos de maré, geometria e trocas de águas entre a região estuarina e costeira adjacente (Moser et al., 2005).

Neste sentido, este capítulo apresenta o desenvolvimento de um modelo hidrodinâmico tridimensional para a região em estudo. Um modelo com elevado grau de representatividade das condições reais do sistema no que se refere às elevações do nível do mar e comportamento das correntes, salinidade e temperatura em superfície e fundo.

O esforço em desenvolver um modelo tridimensional de alta confiabilidade decorre do fato de que a aplicação da modelagem está diretamente condicionada a quão fiel são seus resultados. Assim, quanto melhor a representação das condições reais pelo modelo, melhor é a sua aplicação para avaliações sistêmicas diagnósticas e prognósticas.

Para desenvolvimento do estudo, buscou-se como ferramenta um modelo robusto que permitisse o estudo da circulação das águas do complexo estuarino ao longo do tempo e ao longo da profundidade e que também fosse viável para o desenvolvimento de estudos de caráter físico-químico e ecológico, como por exemplo, estudos relacionados a avaliação da variação espaço-temporal de variáveis indicadoras da qualidade da água.

Assim, como ferramenta foi escolhido o modelo numérico DELFT3D, da WL | Delft Hydraulics, um modelo que permite simular a circulação de corpos hídricos complexos e que já foi aplicado com sucesso em inúmeros estudos envolvendo a abordagem hidrodinâmica e de processos físico-químicos e biológicos (Roelvink et al., 1995; Hibma, et al., 2003; Sutherland et al., 2004; Chen & Mynett, 2006; Hu & Ding, 2009; Hu et al., 2015; Xu et al., 2017; Baustian et al., 2018; Unice et al., 2019).

Para o desenvolvimento de um modelo robusto, uma série de simulações foram realizadas com o intuito de melhor calibrar e validar o modelo de circulação e o comportamento da salinidade e temperatura. De modo a representar com maior fidelidade o comportamento do sistema, foram consideradas nas simulações hidrodinâmicas e da salinidade e temperatura tanto o efeito das marés quanto das vazões fluviais.

Os resultados deste capítulo mostram que o modelo aplicado conseguiu representar com significativa concordância os dados observados em campo de elevação do nível do mar, velocidade e direção das correntes do complexo estuarino. O estudo da circulação indica que cada canal que compõe o sistema apresenta uma especificidade

distinta, derivada de sua morfologia e aporte fluvial. Através do estudo dos fluxos de entrada e saída de água e salinidade através dos canais que compõe o complexo estuarino, os resultados deste capítulo mostram que há uma predominância de correntes de enchente no canal de Santos e de vazante nos canais de São Vicente e Bertioxa e que este comportamento interfere na transferência e exportação de água e massa (como o sal, por exemplo) do complexo para a região costeira e vice-versa.

2.3 Materiais e métodos

2.3.1 O modelo DELFT3D FLOW

Como ferramenta para desenvolvimento desta tese, foi utilizado o modelo numérico Delft3D, da Deltares, um modelo modular que permite simular a hidrodinâmica do sistema e seu efeito na variação espaço-temporal e magnitude das variáveis indicadoras da qualidade da água, bem como, permitirá avaliar o efeito do lançamento de efluentes na qualidade das mesmas. Este também permite a realização de avaliações diagnósticas e prognósticas do efeito da presença ou ausência dos efluentes no sistema. Este modelo foi desenvolvido com o objetivo de permitir uma avaliação sistêmica das zonas costeiras, lagos, rios e estuários.

Cada módulo do DELFT3D gerencia um tipo de informação. Para o desenvolvimento do trabalho, encontram-se em uso os módulos FLOW e WAQ. O primeiro é um modelo de simulação hidrodinâmica bi e tridimensional, que calcula fluxos e transporte resultante da ação de marés e forçantes meteorológicas em um domínio caracterizado por grades retilíneas ou curvilíneas.

Sua formulação numérica permite simular o transporte resultante da ação de marés, de descargas fluviais e efeitos meteorológicos. Incluem nesta formulação os efeitos barotrópicos e baroclínicos (devido à presença de vazões fluviais e gradientes horizontais de temperatura e salinidade).

São incluídos na sua formulação numérica: efeitos da força de maré e Coriolis; gradientes de densidade (devido a variações de temperatura e salinidade); modelo de turbulência para considerar a viscosidade e difusividade vertical turbulenta, tensão de cisalhamento do vento na camada superficial e variação da pressão atmosférica na superfície livre, tensão de cisalhamento do fundo exercida pelo escoamento; transporte

de propriedades conservativas, fontes e sumidouros. Também considera a inclusão de áreas alagadas e expostas. Para os cálculos em um domínio tridimensional, o domínio computacional vertical pode ser determinado por aproximações em coordenadas verticais Sigma ou coordenadas Z.

2.3.2 Coletas em campo

De modo a verificar o comportamento da circulação do sistema em estudo, bem como adquirir informações para validação das simulações, dados de elevação do nível da água e direção e magnitude de correntes foram coletadas em três pontos do sistema: canal de São Vicente, canal do Porto de Santos e canal de Bertioga (Figura 3). As informações foram coletadas pelo Laboratório de Dinâmica costeira (LDC) da Universidade de São Paulo através de Perfiladores Acústicos de Corrente por efeito Doppler (PACDs) da Nortek de 1 e 2 MHz fundeados em cada um dos pontos durante o mês de junho de 2014 (localização dos pontos conforme Tabela 1). Os equipamentos foram configurados para adquirir os dados com intervalo de amostragem de 30 minutos e células de 0,5 m de profundidade. Neste mesmo levantamento de campo também foram coletados nos mesmos pontos dos PACDs dados de salinidade e temperatura em superfície e fundo através de CTs, nos quais estes dados foram posteriormente utilizados para verificação da qualidade dos resultados de salinidade e temperatura calculados pelo modelo.

Tabela 1 Localização dos PACDs.

ESTAÇÃO	LONGITUDE	LATITUDE
ADCP SÃO VICENTE	46°23'42.52"W	23°58'52.50"S
ADCP SANTOS	46°17'20.86"W	23°59'13.01"S
ADCP BERTIOGA	46° 8'57.46"O	23°51'41.51"S

Figura 3 Localização dos pontos de coleta de dados de variação do nível do mar, correntes, salinidade e temperatura nos três canais que compõe o complexo estuarino em estudo

2.3.3 Domínio do modelo

Diversos modelos de malha numérica foram elaborados e testados com o objetivo de melhor representar o domínio, ao passo que apresentassem um tempo de simulação adequado sem perder a qualidade dos processos simulados. A estabilidade e precisão do modelo são indicados pelo número de Courant, no qual é determinado por uma relação entre velocidade do fluxo, passo de tempo e tamanho da célula da malha numérica. Indica-se que o número de Courant não deve ser maior do que 10, para garantir a estabilidade do modelo (Deltares, 2014).

Três tipos diferentes de grade foram testados: regulares (com células de tamanho variável e não variável), acoplados e curvilíneos. A malha mais adequada foi a curvilínea de 41415 elementos (165 células na direção X e 251 células na direção Y), um número limitado de células de modo a otimizar o tempo de simulação (tanto bidimensional quanto tridimensional) sem perder a qualidade dos processos simulados. Esta malha apresenta resolução variável, sendo a maior resolução na região estuarina (resolução de aproximadamente 3 km²) e menor resolução na fronteira oceânica

(aproximadamente 2000 km²) e considera as regiões alagáveis no entorno dos canais (Figura 4). A determinação das áreas alagáveis foi realizada através de informações obtidas pelo Grupo de Pesquisa em Sensibilidade Ambiental a Derrames de Petróleo (PRH-05 / UNESP – Campus de Rio Claro).

Para a discretização do domínio batimétrico, foram utilizados dados em coordenadas UTM de cartas digitalizadas da Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN) de números 1700 e 23100, além de dados fornecidos pela CODESP. Também foram utilizados dados medidos em campo pelo laboratório de Dinâmica Costeira do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, no qual as campanhas foram realizadas no ano de 2014. Para as regiões alagáveis foi adotado arbitrariamente uma elevação de -1m. O domínio numérico é apresentado na Figura 5.

Figura 4 Malha gerada para o Complexo Estuarino de Santos - São Vicente e Canal de Bertioga. Em azul: fronteira aberta. Em verde: fronteira fechada.

Figura 5 Domínio numérico. Profundidades negativas indicam as áreas alagáveis.

2.3.4 Condições de contorno

Como condições de contorno, séries temporais de magnitude e direção do vento (constantes no espaço e variáveis no tempo) do modelo global Reanalysis do Earth System Research Laboratory e de elevação do nível da água do PACD localizado no ponto São Vicente (Figura 6) foram utilizados. Os dados de elevação foram impostos nas fronteiras abertas do domínio (fronteiras oceânicas). A fim de também simular o comportamento da salinidade e da temperatura, um valor constante das mesmas foi imposto na fronteira oceânica, sendo 33 a salinidade e 20°C a temperatura.

Figura 6 Série temporal de elevação do nível da água extraído do ADCP localizado em São Vicente.

Dados mensais de vazões fluviais estimadas obtidos do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) de Dragagem de aprofundamento do canal de navegação, bacias de evolução e berços de atracação do Porto Organizado de Santos - São Paulo (CODESP, 2008) também foram utilizados como condição de contorno. A CODESP (2008) apresenta em seu EIA a vazão mensal estimada de 65 rios e córregos que afluem para o estuário de Santos (Figura 10). Com o objetivo de se adequarem a resolução da malha computacional criada, algumas das vazões dos 65 afluentes ao sistema foram agrupados (Figura 7). As vazões consideradas são apresentadas na Figura 8 e Figura 9. Também foram utilizados dados apresentados no Relatório de Situação dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica da Baixada Santista (dirigido em 2007 pelo Comitê da Bacia Hidrográfica da Baixada Santista e pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica – DAEE) para representar as vazões afluentes ao Canal de São Vicente e relativas à usina Henry Borden. A localização das vazões no modelo é apresentada na Figura 11.

VAZÃO (CODESP)	COMBINAÇÃO DOS AFLUENTES		
Rio Piaçabuçu	Rio Piaçabuçu		
Rio Boturoca	Rio Boturoca	Córrego Acaraú de Baixo	Rio 27
	Rio 08	Córrego Acaraú de Cima	Rio 10
	Rio 28	Córrego Tapua	
	Rio 09	Córrego Mãe Maria	
Rio Quilombo	Rio Quilombo	Rio 14	Rio 13
	Rio 11	Rio 15	Rio 33
	Rio 12	Rio 32	
Rio Mogi	Rio Mogi	Rio 30	Rio 29
	Rio Piaçaguera	Rio 31	
Rio Jurubatuba	Rio Jurubatuba	Rio 19	Rio 21
	Córrego das Neves	Rio 20	Rio 22
	Rio 18		
Rio Cabuçu	Rio Cabuçu	Rio 3	
	Rio 2	Rio 4	
Rio Itapanhau	Rio Itapanhau	Rio Jaguareguava	
	Rio Itatinga	Córrego Guaxinduva	
	Rio Praia	Córrego Canhabura	
	Rio Carambiu	Rio 6	
	Rio Pelaes(Fazenda)	Rio Furnas	
Rio 23	Rio 23	Rio 24	
Rio 34	Rio 34	Rio 17	Rio 16
Rio Tia Maria	Rio Tia Maria		
Rio 35	Rio 35		
Rio 5	Rio 5		
Córrego Caiubura	Córrego Caiubura		
Rio Agari	Rio Agari		
Rio 25	Rio 25		
Rio 1	Rio 1		
Rio Cubatão	Rio Cubatão		
Rio Pereque	Rio Pereque		
Rio Cacheta	Rio Cacheta		
Rio dos Bagres	Rio dos Bagres		
Rio 07	Rio 07		
Rio 26	Rio 26		
Rio 36	Rio 36		
Rio Trindade	Rio Trindade		
Rio Crumau	Rio Crumau		

Figura 7 Combinação e valores das vazões afluentes ao sistema.

Figura 8 Vazões fluviais utilizadas na modelagem hidrodinâmica.

Figura 9 Vazões utilizadas na modelagem hidrodinâmica (continuação).

Figura 10 Diagrama unifilar da rede hidrográfica afluyente ao sistema. Fonte: CODESP, 2008.

Figura 11 Localização dos pontos de vazão fluvial afluentes ao sistema.

2.3.5 Avaliação da representatividade do modelo de circulação

Para verificar a confiabilidade dos resultados calculados pelo modelo este passou pelas etapas de calibração e validação. Na etapa de calibração, os parâmetros do modelo são ajustados para que este represente da melhor maneira a situação real. Após ajustado, é realizada a validação do modelo, no qual se verifica qualitativamente a capacidade do modelo em representar os processos de interesse. Não há um procedimento padrão a ser seguido nesta etapa, comumente são realizadas comparações qualitativas entre valores calculados pelo modelo e valores reais um mesmo local em um mesmo período (Cheng et al., 1993). O coeficiente de rugosidade do fundo juntamente com a viscosidade horizontal são os principais fatores na calibração de um modelo de circulação (Couceiro, 2015). Assim, o modelo foi calibrado e validado para um domínio tridimensional, no qual os valores calculados foram comparados com os valores reais de magnitude das correntes longitudinais e elevação do nível da água obtidos dos PACDs, bem como com os valores de salinidade e temperatura obtidos dos CTs na campanha de junho de 2014.

Para avaliar quantitativamente e qualitativamente a reprodução dos valores reais pelo modelo parâmetros estatísticos foram aplicados. Estes parâmetros informam uma proporção de erros médios do modelo, de modo que cada uma enfatiza um determinado aspecto das características do seu erro de desempenho. Foram aplicados os seguintes parâmetros estatísticos:

a) Skill-Score

Este parâmetro estatístico foi definido por Warner et al. (2005), no qual é interpretada como uma medida de exatidão entre a série de interesse em relação a série de referência, no qual quanto mais próximo de 1 melhor é a relação entre ambas e quanto mais próximo de 0, menor a relação. O Skill Score é calculado segundo a equação 1:

$$Skill = 1 - \frac{\sum |X_{calculado} - X_{observado}|^2}{\sum (|X_{calculado} - \langle X_{observado} \rangle| + |X_{observado} - \langle X_{observado} \rangle|)^2} \quad (EQ. 1)$$

Em que X é a variável a ser comparada com a média temporal dos dados observados ($\langle X_{observado} \rangle$).

b) Erro Absoluto Médio Relativo (EAMR)

O Erro Absoluto Médio Relativo (EAMR) é um parâmetro baseado na soma de quadrados. Segundo Willmott and Matsuura (2005) esse tipo de abordagem possui ambiguidades inerentes, de modo que podem ser variáveis dependendo da magnitude de distribuição dos erros. O EAMR é calculado segundo a equação 2:

$$EAMR = \frac{\langle |X_{observado} - X_{calculado}| \rangle}{\langle |X_{observado}| \rangle} \quad (EQ. 2)$$

No qual um valor de EAMR igual a 0 implica em uma perfeita combinação entre os dados calculados e observados. Em prática, isto não é realmente alcançado, já que o EAMR não inclui a contribuição derivada dos erros medidos (observados). Walstra et al. (2001) elaboraram uma classificação qualitativa dos valores do EAMR para auxiliar na qualificação da performance do modelo. A classificação é dada por faixas de erros, segundo apresentado na Tabela 2:

Tabela 2 Classificação do RMAE.

QUALIFICAÇÃO	EAMR
EXCELENTE	<0.2
BOM	0.2 – 0.4
RAZOÁVEL	0.4 – 0.7
RUIM	0.7 – 1
PÉSSIMO	>1

c) Erro Absoluto Médio Relativo Ajustado (EAMRA)

O Erro Absoluto Médio Relativo Ajustado (EAMRA) é um ajuste do EAMR. No EAMRA é considerado o erro atribuído dos dados medidos (OE), nos quais tais erros podem estar associados ao tamanho do aparelho, ao princípio da medida e ao princípio de

conversão dos dados coletados à unidade de interesse, que incluem premissas de teorias (Sutherland et al, 2004). O erro associado aos PACDs utilizados nas coletas é de 0.05 m/s. O EAMRA é calculado segundo a equação 3:

$$EAMRA = \frac{\langle |X_{observado} - X_{calculado}| - OE \rangle}{\langle |X_{observado}| \rangle} \quad (EQ.3)$$

Assim como o EAMR, quanto mais próximo de 0 o parâmetro, melhor é a relação entre os dados.

d) Erro Quadrático Médio (EQM)

Este parâmetro é comumente aplicado para medir a performance do modelo em estudos meteorológicos, qualidade do ar e pesquisas climáticas (Chai & Draxler, 2014). No entanto, varia de acordo com a variabilidade da magnitude dos erros e o erro total, ou, a magnitude do erro médio absoluto (EMA), e o tamanho amostral; além de que, tende a ser maior que o EMA quando a magnitude de distribuição dos erros torna-se mais variável (Willmott & Matsuura (2005). O EQM é calculado segundo a equação 4:

$$EQM = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (X_{observado} - X_{calculado})^2} \quad (EQ.4)$$

Quanto mais próximo de zero o RMSE, mais os dados medidos e simulados se assemelham.

e) Erro Absoluto Médio (EAM)

Outro parâmetro estatístico amplamente utilizado para avaliar a performance de modelos (Chai & Draxler, 2014).) Diferentemente do EQM, o EAM atribui o mesmo peso a todos os erros do modelo, não sendo fortemente influenciado por *outliers* como o EQM, mas inclui erros de magnitude e direção (Willmott e Matsura, 2005). O EAM é calculado segundo a equação 5:

$$EAM = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |X_{observado} - X_{calculado}|} \quad (EQ.5)$$

Assim como para o EQM, quanto mais próximo de zero o EAM, mais os dados medidos e simulados se assemelham.

2.3.6 Estruturação do modelo de circulação

O período de simulação considerado para calibração, validação e interpretação da hidrodinâmica do sistema foi de 09 de junho a 01 de julho de 2014, compreendendo o período de aquisição dos dados medidos em campo, permitindo assim, avaliar a robustez do modelo tanto em situação de maré de sizígia quanto de quadratura. As quatro condições de contorno (elevação do nível da água, vento, vazão fluvial, salinidade e temperatura) foram consideradas na simulação.

O modelo foi inicializado com valores constantes de nível d'água, salinidade e temperatura, sendo estes, respectivamente, 0,66 m, 32 e 20 °C. Os parâmetros de densidade da água e gravidade foram considerados constantes em todo o domínio (9,81 m/s² e 1024 kg.m³) e o passo de tempo de 12 segundos. O modelo de fechamento turbulento para o domínio tridimensional foi o K-Epsilon, que calcula apenas o componente vertical de viscosidade (responsável pela difusão vertical de momentum) e a difusividade vertical (responsável pela difusão vertical de uma propriedade), enquanto que a viscosidade e a difusividade horizontal permanecem constantes (Couceiro, 2015).

2.3.7 Avaliação da qualidade do modelo

a. Modelo bidimensional

Para facilitar a estruturação do modelo de circulação da região, este foi primeiro desenvolvido em um domínio bidimensional. Quanto as etapas, primeiro foi avaliada a sensibilidade do modelo à combinação de uma faixa de valores de rugosidade de fundo, Manning (0.02 a 0.05) e Chézy (35 a 65) combinados com uma faixa de valores de Viscosidade turbulenta horizontal (1 a 10 m²/s). Os resultados indicaram que o modelo se mostrou pouco sensível à variação destes dois fatores, no entanto, dado que a rugosidade de fundo não é uniforme em todo o sistema, Souza (2012) calibrou em seu trabalho coeficientes de Manning específicos para cada trecho do sistema. Estes valores então foram utilizados para a calibração do modelo bidimensional. Para as áreas alagadas, este coeficiente também foi calibrado, resultando o valor de 0.1 como melhor ajustado. A distribuição destes valores é apresentada na Figura 12.

Figura 12 Valores de Manning específicos para cada trecho do domínio.

b. Validação do modelo de circulação bidimensional

Com as condições apresentadas o modelo mostrou-se adequado para o estudo da circulação, pois conseguiu representar com qualidade a elevação do nível da água e a magnitude das correntes, uma constatação verificada pelos valores aceitáveis dos parâmetros estatísticos Tabela 3. Dentre os três pontos utilizados para a validação, a qualidade dos resultados calculados para o ponto Bertioga mostrou-se inferior se comparado aos demais pontos. Este comportamento pode ser decorrente da utilização de uma vazão constante para o sistema, enquanto que, próximo a este ponto, há uma vazão significativa originada do rio Itapanhaú. A desconsideração dos picos de vazão deste afluente pode ter acarretado em uma subestimação dos pontos máximos e mínimos das correntes de vazante neste ponto. Além disto, a quantidade de dados batimétricos para representar parte do canal de Bertioga é limitada, o que também pode ter influenciado na modelagem das correntes nesta região.

A representação gráfica da comparação entre as séries temporais calculadas e observadas, bem como os valores dos parâmetros estatísticos são apresentados entre as Tabela 3 e Tabela 5 e Figuras Figura 13 a Figura 15.

Tabela 3 Valores dos parâmetros estatísticos utilizados para avaliar a qualidade dos valores elevação do nível do mar pelo modelo. Valores ideais: *Skill-Score*: 1; EAMR: Excelente (<0.2), Bom ($0.2 - 0.4$), Razoável ($0.4 - 0.7$), Ruim ($0.7 - 1$), Péssimo (>1); EQM: 0; EAM:0.

Elevação do Nível do Mar					
Local	Correlação	Skill-Score	EAMR	EQM	EAM
SANTOS	0.99	0.93	0.04	0.07	0.05
SÃO VICENTE	0.99	0.99	0.04	0.06	0.05
BERTIOGA	0.99	0.93	0.04	0.07	0.05

Tabela 4 Valores dos parâmetros estatísticos utilizados para avaliar a qualidade dos valores da componente u da corrente calculados pelo modelo. Valores ideais: *Skill-Score*: 1; EAMR e EAMRA: Excelente (<0.2), Bom ($0.2 - 0.4$), Razoável ($0.4 - 0.7$), Ruim ($0.7 - 1$), Péssimo (>1); EQM: 0; EAM:0.; MAE:0.

Componente U						
Local	Correlação	Skill-Score	EAMR	EAMRA	EQM	EAM
SANTOS	0.85	0.87	0.51	0.09	0.08	0.06
SÃO VICENTE	0.93	1.00	0.42	0.20	0.12	0.09
BERTIOGA	0.62	0.85	0.68	0.36	0.14	0.1

Tabela 5 Valores dos parâmetros estatísticos utilizados para avaliar a qualidade dos valores da componente v da corrente calculados pelo modelo. Valores ideais: *Skill-Score*: 1; EAMR e EAMRA: Excelente (<0.2), Bom ($0.2 - 0.4$), Razoável ($0.4 - 0.7$), Ruim ($0.7 - 1$), Péssimo (>1); EQM: 0; EAM:0.; MAE:0.

Componente V						
Local	Correlação	Skill-Score	EAMR	EAMRA	EQM	EAM
SANTOS	0.85	0.78	0.69	0.35	0.12	0.10
SÃO VICENTE	0.84	0.97	0.52	0.06	0.07	0.05
BERTIOGA	0.68	0.85	0.68	0.36	0.14	0.10

Figura 13 Comparação entre as séries temporais elevação do nível do mar. Série observada (em azul) e calculada pelo modelo (em vermelho).

Figura 14 Comparação entre as séries temporais da componente U da velocidade observadas e calculadas. Série observada (em azul) e calculada pelo modelo (em vermelho).

Figura 15 Comparação entre as séries temporais da componente V da velocidade observadas e calculadas. Série observada (em azul) e calculada pelo modelo (em vermelho)

c. Modelo tridimensional

Visto a qualidade dos resultados calculados pelo modelo para um domínio bidimensional, utilizou-se as condições iniciais e de fronteiras, bem como os coeficientes de rugosidade e viscosidade turbulenta horizontal do domínio bidimensional para iniciar a calibração do modelo tridimensional. Para a calibração deste modelo, também foram ajustados os coeficientes de viscosidade e difusividade verticais, sendo os melhores valores para ambos, de $10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$. Para a calibração do domínio tridimensional foram testados os dois modelos de estruturação do modelo vertical (sigma e Z), no qual a configuração do domínio vertical foi mais adequada com a coordenada Z de 12 camadas com espaçamento distinto, o espaçamento destas em relação a profundidade local, apresentadas na Tabela 6 e

Figura 16.

Tabela 6 Espaçamento das camadas verticais do modelo tridimensional.

	Superfície →								Fundo			
CAMADA	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
ESPAÇAMENTO	2%	2%	2%	4%	4%	6%	8%	10%	12%	14%	16%	20%

Figura 16 Representação das camadas do modelo tridimensional.

Diferente do domínio bidimensional, neste também foram inseridas como forçantes os valores de temperatura e salinidade nas fronteiras abertas e fechadas do domínio, sendo

estas de 33 e 20°C e 0 e 22°C, respectivamente. O modelo foi inicializado com valores constantes de salinidade e temperatura para todo o domínio, sendo estas de 29 e 20°C, respectivamente.

Assim como o modelo bidimensional, o tridimensional passou por um período de simulação que antecedeu o período de interesse, para que a distribuição de salinidade e temperatura estivessem em equilíbrio no sistema. Esta durou 11 dias (30/05/2014 a 01/07/2014).

d. Validação do modelo de circulação tridimensional

A validação do modelo tridimensional foi realizada também para os três pontos validados no domínio bidimensional através da comparação dos valores modelados com os valores coletados em campo. No entanto, além da validação das correntes superficiais e de fundo, foi realizada também a validação da salinidade e temperatura. Perturbações na superfície da coluna d'água, bem como diferença de profundidade da camada simulada e na qual os dados reais foram coletados impactam na qualidade dos dados modelados, no entanto, mesmo com estes fatores, o modelo apresentou uma concordância significativa com os valores monitorados em campo, uma constatação verificada pelos valores aceitáveis dos parâmetros estatísticos. Como o parâmetro EQM é mais sensível a *outliers*, pois eleva as diferenças individuais das medidas ao quadrado, e, para São Vicente e Bertioga o modelo subestimou a salinidade, este mostrou-se elevado para estes pontos.

Quanto à salinidade, o modelo conseguiu representar a estratificação que ocorre na coluna d'água (observada em período de maré de quadratura) na região de Santos, bem como sua variação ao longo do período simulado. Para os outros dois pontos, o modelo conseguiu representar a homogeneidade da coluna d'água, no entanto, não conseguiu uma representação excelente dos picos máximos e mínimos de salinidade. Tal ocorrência pode estar associada a imposição de vazões fluviais constantes ao longo do período simulado, bem como a baixa resolução de dados de batimetria nestas regiões. Para a temperatura, o modelo conseguiu representar com excelência os valores de superfície e fundo.

A comparação entre os valores de superfície e fundo das correntes, salinidade e temperatura medidos e modelados são apresentados entre a Figura 17 a Figura 25. Os

valores dos parâmetros estatísticos calculados para a velocidade e salinidade superficiais e de fundo são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 Valores dos parâmetros estatísticos utilizados para avaliar a qualidade dos valores de velocidade das correntes e salinidade calculados pelo modleo. Valores ideais: *Skill-Score*: 1; EAMR e EAMRA: Excelente (<0.2), Bom (0.2 – 0.4), Razoável (0.4 – 0.7), Ruim (0.7 – 1), Péssimo (>1); EQM: 0; EAM:0.: 0; MAE:0.

Componente U (superfície)						
	Correlação	Skill-Score	EAMR	EAMRA	EAM	EQM
SANTOS	0.34	0.79	1.37	0.87	0.13	0.17
SÃO VICENTE	0.90	0.97	0.55	0.34	0.12	0.16
BERTIOGA	0.74	0.77	0.66	0.48	0.17	0.23
Componente U (fundo)						
	Correlação	Skill-Score	EAMR	EAMRA	EAM	EQM
SANTOS	0.80	0.61	0.65	0.23	0.07	0.10
SÃO VICENTE	0.91	0.99	0.45	0.19	0.08	0.11
BERTIOGA	0.72	0.72	0.66	0.43	0.14	0.18
Componente V (superfície)						
	Correlação	Skill-Score	EAMR	EAMRA	EAM	EQM
SANTOS	0.56	0.54	1.2	0.8	0.14	0.19
SÃO VICENTE	0.63	0.95	0.77	0.32	0.08	0.11
BERTIOGA	0.43	0.76	0.99	0.66	0.14	0.19
Componente V (fundo)						
	Correlação	Skill-Score	EAMR	EAMRA	EAM	EQM
SANTOS	0.86	0.87	0.57	0.25	0.09	0.11
SÃO VICENTE	0.82	0.99	0.54	0.11	0.06	0.08
BERTIOGA	0.37	0.87	0.94	0.53	0.11	0.16
Salinidade (superfície)						
	Correlação	Skill-Score	EAMR	EAMRA	EAM	EQM
SANTOS	0.37	0.51	0.04	-	1.13	3.13
SÃO VICENTE	0.8	0.98	0.09	-	2.41	3.24
BERTIOGA	0.67	0.49	0.13	-	5.35	0.13
Salinidade (fundo)						
	Correlação	Skill-Score	EAMR	EAMRA	EAM	EQM
SANTOS	0.30	0.99	0.02	-	0.58	0.8
SÃO VICENTE	0.77	0.99	0.09	-	2.55	3.35
BERTIOGA	0.45	0.75	0.08	-	2.41	2.98

Figura 17 Séries temporais de velocidades longitudinais e transversais de superfície e fundo observadas e calculadas (modeladas) para Santos.

Figura 18 Séries temporais salinidade de superfície e fundo observadas e calculadas (modeladas) para o ponto Santos.

Figura 19 Séries temporais de temperatura de superfície e fundo observadas e calculadas (modeladas) para o ponto Santos.

Figura 20 Séries temporais de velocidades longitudinais e transversais de superfície e fundo observadas e calculadas (modeladas) para o ponto São Vicente

Figura 21 Séries temporais salinidade de superfície e fundo observadas e calculadas (modeladas) para o ponto São Vicente.

Figura 22 Séries temporais de temperatura de superfície e fundo observadas e calculadas (modeladas) para o ponto São Vicente.

Figura 23 Séries temporais de velocidades longitudinais e transversais de superfície e fundo observadas e calculadas (modeladas) para o ponto Bertioga.

Figura 24 Séries temporais salinidade de superfície e fundo observadas e calculadas (modeladas) para o ponto Bertioga.

Figura 25 Séries temporais de temperatura de superfície e fundo observadas e calculadas (modeladas) para o ponto Bertioga.

2.3 Resultados

2.3.1 Circulação do sistema

Os dados medidos em campo mostram que a variação do nível da água é semelhante nos três pontos monitorados, no entanto, o modelo indica que em condições de vazante, há uma diferença de nível entre as áreas restritas e as áreas alagadas. Enquanto na Baía de Santos o nível da água está baixo, este ainda permanece elevado nas áreas confinadas (Figura 26)

Em Santos e São Vicente não ocorre variação da magnitude das correntes longitudinais de superfície e fundo, apresentando estas uma variação em torno de 0.5 m/s tanto em eventos de vazante quanto de enchente. Já em Bertioga, as correntes chegam a alcançar 1.0 m/s e as correntes superficiais de vazante mostram-se mais intensas que as correntes de enchente, principalmente em períodos de maré de quadratura. Inversão de fluxos entre superfície e fundo só foram observadas em alguns dias de período de quadratura no ponto Santos. Na Figura 27 são apresentadas as comparações das correntes longitudinais de superfície e fundo adquiridas em campo. Em Santos, velocidades negativas indicam eventos de vazante, enquanto que em São Vicente e Bertioga, estes eventos são indicados pelas velocidades positivas.

Dentre os três pontos avaliados, Santos é o que apresenta as menores velocidades longitudinais de superfície e fundo no período avaliado, enquanto que Bertioga, as maiores, como mostra a Figura 28 e Tabela 8.

Embora para os pontos avaliados as velocidades na desembocadura do canal de Santos sejam as menores, o mapa com a variação da velocidade ao longo deste canal mostra que no seu interior estas velocidades são expressivas, equivalendo-se as velocidades observadas em São Vicente e Bertioga. Observa-se que há uma predominância de correntes de enchente no canal de Santos e de vazante nos canais de Bertioga e São Vicente, uma observação confirmada pelo comportamento das correntes longitudinais (Figura 29 e Figura 30).

Figura 26 Variação do nível da água em situação de maré de vazante.

Figura 27 Séries temporais da velocidade longitudinal (componente U) das correntes de superfície e fundo em Santos, São Vicente e Bertioga. Dados reais.

Figura 28 Série temporal da variação da corrente longitudinal em três pontos situados na desembocadura dos canais de Santos, São Vicente em Bertioga.

Tabela 8 Valores médios, máximos e mínimos das séries temporais de corrente superficial e de fundo e salinidade nos três pontos de coleta. Componente longitudinal (Comp. U), Componente transversal (Comp.V), Salinidade (Sal).

Santos	Comp. U sup	Comp. U fun	Comp. V sup	Comp. V sup	Sal sup	Sal fun
Média	-0.04	0.00	-0.07	0.00	30.54	33.16
Máximo	0.58	0.36	0.41	0.50	33.93	35.00
Mínimo	-0.39	-0.50	-0.67	-0.61	0.02	30.71
São Vicente	Comp. U sup	Comp. U fun	Comp. V sup	Comp. V sup	Sal sup	Sal fun
Média	0.10	0.04	-0.01	-0.01	28.93	29.13
Máximo	0.84	0.58	0.44	0.37	33.05	33.26
Mínimo	-0.56	-0.46	-0.45	-0.37	20.11	20.68
Bertioga	Comp. U sup	Comp. U fun	Comp. V sup	Comp. V sup	Sal sup	Sal fun
Média	0.09	-0.01	0.04	0.00	27.70	31.63
Máximo	1.04	0.86	0.89	0.85	34.04	34.11
Mínimo	-0.75	-0.58	-0.70	-1.12	0.03	19.80

Figura 29 Correntes longitudinais (valores negativos: enchente. Valores positivos: vazante).

Figura 30 Distribuição de frequência das correntes de vazante e enchente nos três pontos de coletas.

A Figura 31 apresenta uma visão geral do campo de velocidade longitudinal da corrente em período de enchente e vazante para períodos de maré de quadratura e sizígia. Observa-se que as correntes são mais intensas nos três canais principais estudados, enquanto que, as áreas próximas às áreas alagadas apresentam as menores velocidades do domínio, assim como o meio do canal de Bertioga e a área localizada à direita do canal de São Vicente. Também, se observa que na região da baía de Santos, as correntes que saem dos canais de Santos e São Vicente fluem paralelamente uma a outra, seguindo a corrente de Santos em direção a leste e de São Vicente em direção ao sul.

Figura 31 Campo de velocidade longitudinal superficial obtidas pelo modelo em enchente e vazante para períodos de maré de quadratura e sizígia

2.3.2 Variação da salinidade

Quanto à salinidade, dados medidos em campo indicam que o sistema se mostra estratificado em períodos de maré de sizígia e quadratura tanto em Santos quanto em Bertioga, sendo mais evidente a diferença de salinidade entre a superfície e fundo em maré de quadratura. A variação da salinidade e temperatura em superfície e fundo é apresentada na Figura 32.

Embora dados de salinidade da região da Baía de Santos não tenha sido mensurados em campo, resultados do modelo indicam uma estratificação da coluna d'água (Figura 33) no qual é apresentada a variação da salinidade em superfície e fundo para um ponto localizado no meio da Baía de Santos.

Figura 32 Séries temporais de salinidade na superfície e fundo em Santos, São Vicente e Bertioga. Dados medidos em campo.

Figura 33 Série temporal de variação da salinidade de superfície e fundo na Baía de Santos.

Resultados do modelo indicam que as regiões de menor salinidade observadas encontram-se no meio do canal de Bertioga e nas áreas alagáveis, bem como a direita do canal de São Vicente, em sua ligação com o canal de Santos (Figura 34). Já as de maior salinidade, na baía. Em ocorrência de maré enchente observa-se que altos valores de salinidade ocorrem nos canais de Santos e São Vicente, enquanto que em Bertioga, essa não ocorre em todo o seu canal. Quanto à temperatura, esta variou entorno dos 22° nos três pontos monitorados. Variações entre superfície e fundo ocorreram somente em períodos de maré de quadratura, com uma diferenciação de temperatura e fundo de aproximadamente 2 graus

Figura 34 Variação espacial superficial da salinidade no domínio em dois momentos.

2.3.3 Variações de fluxos

Para avaliar o transporte de água e consequentemente de massa (como por exemplo de sal) do sistema estuarino para a região costeira avaliou-se o processo de descarga cumulativa. Com ela, é possível verificar o transporte de volume e massa que atravessa uma seção transversal em uma unidade de tempo (Miranda, 2012). Para

identificar este transporte, três seções transversais foram impostas na desembocadura dos canais de São Vicente, Santos e Bertioga.

Resultados do modelo indicam que Santos apresenta a maior vazão dentre os três canais avaliados, seguidos do Canal de São Vicente e Bertioga. Enquanto que em Bertioga, a descarga fica em torno dos 1000 m³/s, em Santos esta é de aproximadamente 6000 m³/s (Figura 35).

A Figura 36 apresenta o fluxo de água que ocorre nas três seções transversais. Valores positivos indicam a entrada de água da costa para o canal (caso do Canal de Santos) enquanto que valores negativos indicam o volume de água que sai do canal e vai em direção à costa, como ocorre no caso de São Vicente e Bertioga. Observa-se há uma importação maior de água proveniente da Baía de Santos em direção ao Canal de Santos, enquanto que, em São Vicente e Bertioga, há uma maior exportação de água em direção a costa. Além disso, o volume de água importado da Baía para o canal de Santos é substancialmente maior que em São Vicente e Bertioga.

Figura 35 Descarga instantânea de água na entrada dos canais de Santos, São Vicente e Bertioga.

Figura 36 Descarga cumulativa de água na entrada dos canais de Santos (em preto), São Vicente (em azul) e em Bertioga (em vermelho). Valores positivos indicam entrada de água da costa para o canal e negativos saída de água do canal para a costa.

Quanto a descarga cumulativa de sal, o modelo indica que há uma importação de sal da área costeira para o canal de Santos, enquanto que em Bertioga e São Vicente há um transporte de sal em direção a costa (Figura 37). Observa-se que o volume de sal que é transferido para o interior do sistema (via Canal de Santos) é significativamente maior que a exportação (via Canal de São Vicente e Canal de Bertioga).

Figura 37 Descarga cumulativa de sal. Valores positivos (entrada de sal). Valores negativos (exportação de sal).

2.4 Discussão

2.4.1 Qualidade da modelagem

Embora não tenha representado com excelência a variação da salinidade na coluna d'água, o modelo conseguiu representar com excelência as condições de circulação do sistema, incluindo as correntes de superfície e fundo. Este trabalho avança na qualidade da validação das correntes de superfície e fundo quando comparado a trabalhos recentes que buscaram retratar a hidrodinâmica do sistema utilizando da modelagem numérica, como os trabalhos de Chambel e Mateus, 2008 e Baptistelli, 2015. Além disto, este trabalho gerou um grade numérica com diferentes resoluções (mais refino nas áreas de canais e interior do estuário) e menores na área de costa e oceânica. Estes fatores contribuíram para que o modelo conseguisse representar de forma efetiva as correntes, salinidade e temperatura de superfície e fundo sem comprometer o tempo computacional.

Uma deficiência em quantidade de dados reais para melhor representar o sistema, tais como dados horários de vazão fluvial, pode ter comprometido a qualidade dos resultados modelados. É sabido que a geometria complexa do sistema, bem como efeitos hidrológicos e meteorológicos impactam a circulação das águas da região (Roversi et al., 2016).

2.4.2 Comportamento do nível da água e correntes

Quanto as variações do nível da água, embora diferenças não tenham sido observadas nos pontos monitorados, há uma diferença do nível da água entre as áreas restritas e a Baía de Santos em condições de vazante, no qual podem ser justificadas pelo efeito conjunto da geometria do interior do estuário, presença de áreas alagadas (áreas de mangue) e atrito das correntes de fundo (Harari e Camargo, 1998; Roversi et al., 2016).

O sistema estudado é predominantemente governado pela atuação das marés mista (Baptistelli, 2015; Harari et al., 2000; Harari e Camargo, 1995; Yassuda, 1991). Há uma diferença na magnitude das correntes de superfície e fundo entre períodos de maré de quadratura e de sizígia, no qual as correntes são mais intensas em sizígia. Em termos de diferenças de magnitude em profundidade, nos três sistemas monitorados as correntes de

fundo apresentaram menor magnitude que as correntes de superfície, um efeito derivado da ação do atrito às correntes de fundo.

Entre as áreas estudadas, as correntes na região da Baía de Santo são menores se comparadas às observadas nos canais. Um comportamento que pode derivar da geometria restrita entre estas áreas, de modo que, ao passar de uma área mais aberta e profunda (baía) para uma área mais rasa e estreita (canais) o fluxo de água se intensifica. Nenhum dos pontos monitorados apresentou inversão de corrente entre superfície e fundo, ou seja, quando em enchente ou vazante toda a coluna d'água vazava ou enchia.

O fato do ponto monitorado em Santos apresentar as menores velocidades longitudinais pode decorrer de sua elevada profundidade, enquanto em São Vicente e Bertioga, por serem mais rasos e apresentarem maior influência da presença de rios, apresentam maiores velocidades de correntes.

Bertioga apresenta as maiores correntes de vazante e tal comportamento pode estar associado a magnitude da vazão do Rio Itapanhaú. A intensificação destas correntes de vazante em período de maré de quadratura pode estar associada à perda da competência da maré neste período, propiciando maior atuação das correntes derivadas da ação do rio. Além disso, o afunilamento do canal também pode ter contribuído para as altas velocidades, assim como para São Vicente.

O comportamento distinto entre as correntes de superfície e fundo, juntamente com a profundidade dos canais e trocas de água estuarinas e oceânicas permite que períodos de estratificação sejam observados nos canais estuarinos. Pelo período avaliado, ocorrência de estratificação foi observada em período de maré de quadratura, principalmente na região do canal de Bertioga e Santos. Em Bertioga, embora a profundidade seja menor, a estratificação da área pode estar relacionada à proximidade do rio Itapanhaú. Embora apresentando um canal estuarino, as baixas profundidades somadas à baixa vazão dos rios que aportam no canal de São Vicente podem justificar a homogeneidade da coluna d'água neste canal tanto em maré de sizígia quanto em quadratura.

Moser et al. (2005) indica que a troca de águas oceânicas e estuarinas também acaba por permitir períodos de estratificação na Baía de Santos. Sondotécnica (1997)

classificou o sistema estuarino como parcialmente misturado e moderadamente estratificado, no qual a estratificação ocorre no período de cheias fluviais.

As áreas de baixa circulação, como áreas próximas a áreas alagadas, bem como o meio do canal de Bertioga e a área a esquerda do canal de São Vicente, podem indicar possíveis locais de baixa recuperação do sistema em caso de entrada de matéria orgânica ou demais substâncias.

Em nenhum momento o sistema apresentou valores de salinidade inferiores a 0,5 (águas doces), nem mesmo em áreas alagáveis ou próximas ao deságue dos rios. Este comportamento pode estar atrelado a retenção de água salobra no interior do estuário em correntes de vazante, no qual comporta-se como uma contra-corrente superficial de compensação (Moser et al. 2005). A circulação paralela das correntes derivadas dos canais de Santos e São Vicente parecem também influenciar o comportamento da salinidade na região da baía e plataforma, um comportamento já observado por Harari e Camargo (1995).

A descarga cumulativa de água mostra o comportamento distinto entre os canais, comprovando o predomínio de correntes de enchente em Santos e de vazante em São Vicente. Este comportamento mostra interferir também no volume transportado de sal para dentro do complexo estuarino, que ocorre em grande volume através do canal de Santos e que é exportado através dos canais de São Vicente e Bertioga. Este comportamento pode também influenciar na exportação e importação de substâncias entre a região costeira e o complexo estuarino. Embora apresente menores velocidades de correntes, o canal de Santos apresenta as maiores vazões ao longo do tempo, possivelmente porque este apresenta o canal com maior profundidade e área, permitindo que um maior volume de água seja transportado para o complexo.

2.5 Conclusões do capítulo

Composto por três estuários, áreas alagáveis, vazões fluviais e áreas alagadas, a hidrodinâmica do sistema estuarino de Santos-são Vicente e canal de Bertioga mostra-se complexa. O modelo de circulação da região foi desenvolvido utilizando o módulo FLOW do modelo numérico DELFT3D. De forma obter um modelo hidrodinâmico tridimensional acurado, uma extensa etapa de calibração do modelo foi realizada. Este

esforço produziu uma representação adequada das variações do nível da água e comportamento das correntes, salinidade e temperatura em superfície e fundo.

Embora dados de campo indiquem que variações do nível da água sejam semelhantes nos três estuários que compõe o sistema, este estudo mostrou que há variações entre eles. Também, este estudo mostrou que os três sistemas apresentam comportamentos distintos no que condiz a troca de águas entre os estuários e a região costeira adjacente, de modo que há uma tendência de entrada de água costeira via estuário de Santos e exportação de água via estuários de São Vicente e Bertioga.

Os resultados obtidos neste capítulo mostraram a importância da aplicação de um modelo numérico na compreensão da dinâmica de um ambiente costeiro complexo, bem como mostrou quão importante a disponibilidade de dados reais/medições em campo é para a melhoria da acurácia do modelo. O modelo desenvolvido torna-se uma robusta ferramenta de gestão pra o ambiente. Por trazer como novidade a validação das correntes, salinidade e temperatura em superfície e fundo, este pode ser aplicado em trabalhos futuros que visem entender com mais especificidade a circulação do ambiente quando como base para estudos que visem a compreensão do efeito da circulação do sistema em processos físico-químicos e ecológicos.

Capítulo 3

3.1 Apresentação do capítulo

Este capítulo visa estruturar um modelo numérico capaz de modelar a variação espacial (superfície e fundo) e temporal de variáveis físico-químicas e biológicas do complexo estuarino de Santos, São Vicente e Bertioga.

Este capítulo mostrará como este tipo de modelagem numérica pode auxiliar na compreensão do comportamento de variáveis físico-químicas e biológicas, ou seja, de variáveis indicadores da qualidade da água, seja ao longo da coluna d'água, do tempo ou ambos. Foram as variáveis consideradas: temperatura da água, amônio (NH_4), fosfato (PO_4), oxigênio dissolvido (OD) e clorofila-a. Três processos bioquímicos foram considerados nesta modelagem, sendo estas: ciclo do nitrogênio, ciclo do fósforo e o balanço de oxigênio.

O capítulo também apresenta o comportamento das variáveis citadas através da interpretação dos resultados do monitoramento das águas do complexo realizado pela CETESB em abril e agosto de 2014.

Assim como para o modelo hidrodinâmico, a aplicação da modelagem foi aplicada para o ano de 2014, utilizando como base os resultados do Capítulo 2. Para possibilitar esta modelagem, foi utilizado como ferramenta o módulo WAQ do DELFT 3D.

3.2 Introdução

Localizado em São Paulo, Brazil, o complexo estuarino de Santos- São Vicente- Canal de Bertioga é um exemplo de corpo hídrico de alta vulnerabilidade em termos de qualidade. Sabe-se que o sistema apresenta inúmeros canais de drenagem pluviais, diversas entradas de carga orgânica e inorgânica via fontes pontuais e difusas (Braga et al., 2000), além de um emissário submarino para disposição de esgoto doméstico (Chambel et al., 2008). De acordo com Braga et al. (2000) ao adentrarem o sistema estuarino estas águas são diluídas, no entanto, mesmo com a diluição, ainda apresentam

grandes concentrações. Neste contexto, compreender como estas cargas se comportam no sistema é de extrema importância para sua gestão.

Diversas iniciativas voltadas à manutenção das águas deste sistema vêm sendo realizadas, no entanto, grande parte destas ações é realizada por coletas pontuais em campo ou com o foco limitado ao comportamento da sua circulação ou com foco ao comportamento de uma variável indicadora qualidade da água em específico.

Nem toda substância que adentra o corpo hídrico, seja via natural ou antrópica (como cargas orgânicas e inorgânicas), necessariamente causa um impacto negativo na qualidade de suas águas, já que o impacto é dependente da concentração da substância e pelos tipos de usos que se faz da água no qual está sendo lançada (BRASIL, 1981; Von Sperling, 1996). No Brasil, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) estabelece em sua Resolução 357-2005 critérios para avaliar a qualidade de corpos hídricos, estabelecidas de acordo com o tipo e uso da água (Eschrique, 2011). Também, nem todo o domínio do sistema pode ser afetado pela inserção destas substâncias, já que a distribuição espacial e temporal das mesmas é condicionada pela circulação do meio, que por fim, determina as áreas mais e menos propícias ao impacto (Paz et al., 2005).

Avaliar a qualidade da água de um ambiente e sua sensibilidade à entrada de substâncias é uma tarefa complexa que envolve grande esforço operacional, além de apresentar um elevado custo de execução. Isto porque grande parte dos estudos que focam na avaliação da qualidade das águas de um sistema e na compreensão dos processos físico-químicos que os regem é realizada de maneira discreta no espaço e tempo através de monitoramentos em campo.

Neste contexto, este capítulo apresenta um estudo da dinâmica de algumas das principais variáveis indicadoras da qualidade da água: nutrientes inorgânicos dissolvidos (amônio e fosfato) e oxigênio dissolvido, bem como a relação destes com a o crescimento algal (representado pelas concentrações de clorofila-a), frente o comportamento hidrodinâmico do sistema (resultados apresentados no Capítulo 2).

Para o estudo, foi utilizado como ferramenta o módulo WAQ do modelo numérico DELFT 3D, desenvolvido para dar suporte a gestão de ecossistemas aquáticos. A escolha em se utilizar da modelagem numérica para este tipo de abordagem justifica-se pela importante ferramenta que esta é, pois consegue superar as dificuldades em campo ao

passo que considera as particularidades e complexidades do ambiente em estudo. Hoje, a modelagem numérica é considerada uma ferramenta indispensável para o gerenciamento de recursos hídricos (Gonçalves, 2009).

3.3 Materiais e métodos

3.3.1 O modelo DELFT 3D WAQ

O módulo responsável pela simulação das variáveis físico-químicas e biológicas é o WAQ, o qual resolve equações de advecção-difusão e decaimento a partir dos resultados previamente calculado no FLOW (utilizado no Capítulo). O WAQ permite simular uma gama de variáveis que englobam os ciclos do oxigênio, nitrogênio e fósforo, além de também permitir a simulação de metais pesados, bactérias, dentre outras, como substâncias conservativas (salinidade, cloreto e traçadores). Dentre as variáveis que podem ser simuladas estão: salinidade e temperatura; nutrientes (amônia, nitrato, fosfato, fósforo adsorvido); matéria orgânica (carbono, nitrogênio, fósforo); oxigênio dissolvido e biomassa fitoplancônica (que pode ser expressa em termos de clorofila-a). Além de uma vasta quantidade de substâncias que permite serem simuladas, o modelo também permite que uma variedade de processos físicos, bioquímicos e biológicos sejam especificados. São alguns possíveis processos de modelagem no WAQ: sedimentação e ressuspensão de sedimento, reaeração do oxigênio, nitrificação e denitrificação, adsorção e desadsorção de metais, entre outros. O módulo permite simular processos individuais ou associados e pode ser utilizado em estudos de eutrofização, transporte de sedimentos, transporte de metais pesados, dentre outros (Deltares WAQ, 2014).

3.3.2 Estruturação do modelo WAQ

i. Período simulado

O modelo permite que a simulação seja realizada para um período além do período simulado na hidrodinâmica. Assim, no WAQ, quando o modelo atinge o fim do período hidrodinâmico ele irá re-ler os resultados e o repetirá até atingir o fim do período

determinado no WAQ. Esta capacidade de repetir o modelo, permite que o modelo de qualidade da água seja calculado para um longo período, cobrindo a variabilidade de alguns ciclos de maré.

Assim, mesmo com o modelo hidrodinâmico tendo sido simulado entre junho e agosto de 2014, foi possível simular o modelo de qualidade da água por um ano, a fim de incluir no período simulado situações de verão e inverno.

ii. Modelo tridimensional

O modelo hidrodinâmico requer uma esquematização mais detalhada para melhor representar o comportamento das correntes em profundidade. No entanto, para a qualidade da água este refino geralmente não é necessário. Assim, para otimizar o tempo computacional o modelo de qualidade da água foi construído em três camadas, derivadas da agregação de camadas do modelo hidrodinâmico. A primeira camada do modelo hidrodinâmico compõe a primeira camada do modelo de qualidade da água (camada de fundo), as 7 seguintes camadas compõe a segunda camada (camada central) e as outras 4 camadas a terceira (camada de superfície), ficando a distribuição das camadas conforme tabela Tabela 9 e Figura 38.

Tabela 9 Agregação vertical das camadas do FLOW para o WAQ.

CAMADAS FLOW	COMPOSIÇÃO WAQ	% DA CAMADA	CAMADA WAQ
1	1	20	SUPERFICIE
2	2	70	MEIO
3			
4			
5			
6			
7			
8			
9	3	10	FUNDO
10			
11			
12

Figura 38 Divisão das camadas de superfície, meio e fundo do modelo WAQ

3.3.3 Processos considerados

O módulo WAQ permite que diversos processos relacionados a qualidade da água sejam considerados para endereçar o objetivo do estudo (DELTARES WAQ, 2014). Para este trabalho, o modelo conceitual considerado envolve a modelagem dos nutrientes, considerando tanto o ciclo do nitrogênio quanto o do fósforo, e suas inter-relações com o desenvolvimento do fitoplâncton.

No ciclo do nitrogênio, o amônio é consumido pelo fitoplâncton para seu crescimento. Com a mortalidade da biomassa fitoplânctônica, o nitrogênio retorna a coluna d'água na forma orgânica e particulada dissolvida. A fração orgânica então é convertida a forma inorgânica amoniacal através do processo de mineralização e então convertida a nitrato através do processo de nitrificação, no qual é dependente da temperatura e disponibilidade de oxigênio. Assim como com o nitrogênio, o fósforo também é utilizado para desenvolvimento do fitoplâncton. O fósforo retorna a coluna d'água através da mortalidade da biomassa fitoplanctônica, gerando a fração orgânica deste elemento. Posteriormente, é convertido para fração inorgânica através do processo

de mineralização, sendo este dependente da temperatura do sistema. Um esquema geral dos processos considerados é apresentado na Figura 39.

Quanto ao oxigênio dissolvido, como previamente citado este está relacionado aos processos de nitrificação e mineralização da ciclagem dos nutrientes. Sua concentração esta relacionada a alguns processos, tais como: reaeração da coluna d'água, fotossínte, respiração do fitoplâncton, oxidação da matéria orgânica, nitrificação e demanda pelo oxigênio.

Além dos processos supracitados, a sedimentação do material particulado em suspensão e adsorção do fósforo na matéria orgânica também foram considerados. Os principais processos considerados para a simulação de cada variável de interesse são apresentados na Tabela 10.

Figura 39 Visão geral das substâncias (em azul) e processos considerados no modelo de qualidade da água Delft3D-WAQ.

Tabela 10 Processos do Delft WAQ considerados para modelagem das variáveis de interesse

Variáveis modeladas	Principais processos considerados
<ul style="list-style-type: none"> • Temperatura da água • Material inorgânico em suspensão • Oxigênio Dissolvido • Amônio (NH₄) • Fosfato (PO₄) • Alga (não diatomácea) 	<ul style="list-style-type: none"> • Sedimentação • Profundidade da luz visível • Captura de nutrientes para o crescimento algal • Denitrificação na coluna d'água • Nitrificação do amônio • Reaeração do oxigênio • Mineralização do carbono detrito • Demanda de oxigênio pelo sedimento • Produção primaria liquida e mortalidade (alga verde) • Limitação da produção primária (por luz e nutrientes) • Liberação de nutrientes/detrito pela mortalidade algal • Produção primaria liquida e mortalidade

3.3.4 Condição inicial

As condições iniciais e de fronteira do modelo tiveram como base os valores apresentados por (Ribeiro, 2012), no qual simulou nutrientes no ambiente em estudo em um domínio bidimensional. Os valores de cada variável considerada como condição inicial e os valores adotados para as fronteiras abertas do domínio (mesmas fronteiras utilizadas na simulação hidrodinâmica) são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 Concentrações iniciais e de fronteira consideradas no domínio.

Variável	Condição inicial	Fronteira aberta	Unidade
Temperatura da água	27	22	°C
Material em Suspensão	100	15	mg/L
Oxigênio dissolvido	5	7	mg/L
Alga (não diatomácea)	0.03	0.0001	mg/L
Nitrato	0.3	0.1	mg/L
Amônio	0.6	0.1	mg/L
Fosfato	0.5	0.1	mg/L

3.3.5 Vazões

A entrada de nutrientes via vazão fluvial também foi considerada na modelagem. Dados do relatório de monitoramento de águas interiores da CETESB (CETESB, 2014) (Figura 40) foram utilizados para compor as concentrações dos rios (sendo estes rios e suas vazões as mesmas apresentada no Capítulo 2). Sete pontos de monitoramento da CETESB foram utilizados para compor as concentrações dos rios: IPAU, MOGI, CUBA, PIAC, ANCO, REIS, MARO. Nem todos os sete pontos apresentam monitoramento da variável clorofila-a, assim, para estes (IPAU, ANCO, REIS e MARO), foi feita uma média dos valores reportados nos outros pontos. As vazões associadas a cada estação de monitoramento da CETESB, bem como as concentrações associadas a cada, e localização das vazões no modelo são apresentadas na Tabela 12, Figura 41 e Figura 42.

Também foi considerada a vazão via emissário de Santos. Os dados de vazão do emissário foram obtidos a partir de informações da CETESB (CETESB, 2018) que indica que a vazão máxima do emissário é de 5 m³/s. Neste contexto adotou-se esta vazão máxima para os meses de dezembro a março e julho; e de 3 m³/s para os demais meses, de modo a caracterizar os meses de alta e baixa temporada, respectivamente. Quanto as concentrações, obteve-se como referência os valores apresentados no Relatório de Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo (CETESB, 2014).

Para melhor caracterizar o ambiente, também foram consideradas as entradas de nutrientes e oxigênio dissolvido através de Estações de Tratamento de Água e fontes

difusas. Os dados utilizados para representar as concentrações destes pontos foram obtidos do projeto ECOMANAGE (Chambel & Mateus, 2008).

Tabela 12 Rios associados a cada estação de monitoramento da CETESB.

IPAU	MOGI	CUBA	PIAC	ANCO	REIS	MARO
Itapanhau	Agari	Cubatão	Perequê	Boturoca	Piaçabuçu	Rio 26
Corrego Caiubura	Rio 25			Cacheta		Rio 36
Rio 1	Rio 23			Bagres		
Rio 5	Rio			Rio 7		
Rio 35	Jurubatuba					
Tia Maria	Rio					
Cabucu	Quilombo					
Crumau	Mogi					
Trindade	Rio 34

Figura 41 Concentrações associadas a cada estação de monitoramento da CETESB.

Figura 42 Localização das vazões consideradas no modelo WAQ.

3.3.6 Validação do modelo

Assim como realizado na modelagem hidrodinâmica (Capítulo 2), as simulações realizadas neste capítulo também passaram pelo processo de validação. Para avaliar a qualidade das simulações, dados de temperatura da água, oxigênio dissolvido, material em suspensão, fósforo total, nitrogênio amoniacal total, nitrogênio Kjeldahl (nitrogênio orgânico mais o nitrogênio amoniacal) total e clorofila-a monitorados pela CETESB (CETESB, 2014) no mês de abril e agosto de 2014 foram comparados com os valores calculados pelo modelo em pontos dispostos ao longo dos Canais de São Vicente, Santos e Bertioga; Baía de Santos e Canal de Piaçaguera. A disposição dos pontos de monitoramento da CETESB é apresentada na Figura 43.

Para a avaliação do modelo, comparou-se a média das concentrações das variáveis calculadas pelo modelo nos dias em que o monitoramento pela CETESB foi realizado (08 de abril de 2014 de 20 de agosto de 2014) com o resultado da medição da CETESB.

Figura 43 Localização dos pontos de monitoramento da CETESB utilizados para validação do modelo.

3.3.7 Limitações potenciais

Embora estudos sejam feitos na região e monitoramentos periódicos sejam feitos no sistema por órgãos públicos, como a CETESB, a quantidade de dados disponíveis para aprimoramento da modelagem ainda é escassa. Dados periódicos de vazão, atualização de batimetria e atualização das características dos pontos de entrada de substâncias no ambiente através de fontes pontuais e difusas, são potenciais fatores que podem limitar a representatividade do sistema através da modelagem.

Em termos de modelo numérico, durante o desenvolvimento deste trabalho viu-se que o modelo apresenta algumas limitações, tais como: equívocos ao tratamento da variáveis em estudo nas áreas alagadas; variações dos processos e parâmetros simulados entre diferentes versões (o que dificulta a compreensão do que está sendo ou não considerado na modelagem) e por vezes, problemas em visualizar o domínio na interface de visualização do modelo. Quando detectados, estes e demais pontos foram repassados aos desenvolvedores do modelo, com o intuito de aprimorar a ferramenta para uso futuro. Dessa forma, a execução do presente trabalho não só agrega conhecimento para a área de estudo como também tem resultado em melhorias no módulo WAQ do modelo numérico Delft 3D junto a Deltares.

Apesar das limitações apontadas, resultados interessantes e inéditos a cerca da variabilidade de variáveis indicadoras da qualidade da água no complexo estuarino foram obtidos através da presente aplicação do modelo.

3.4 Resultados

3.4.1 Qualidade do modelo

Embora tenham sido observadas diferenças entre os resultados do modelo e observados em campo, o modelo mostrou a tendência dos dados reais, tais como: clorofila-a e oxigênio maiores em abril do que em agosto e maiores concentrações de material em suspensão e nutrientes em agosto do que em abril. Assim, pode-se dizer que

o modelo desenvolvido é viável ao ser utilizado como ferramenta na investigação da variação espaço temporal de variáveis físico químicas no ambiente em estudo.

Uma vez apresentada todas as dificuldades, os resultados do modelo ora subestimaram, ora superestimaram as concentrações observadas em campo. Variáveis caracterizadas com menor variabilidade sazonal (como a temperatura e material em suspensão) apresentam uma concordância maior com os dados reais do que aquelas com alta variabilidade (como os nutrientes e clorofila-a). O modelo subestimou as concentrações de nutrientes, enquanto que superestimou as concentrações de oxigênio dissolvido e clorofila-a. Temperatura e material em suspensão o modelo conseguiu representar com melhor qualidade.

Um resultado fiel ao observado em campo é praticamente impossível de se alcançar dada tanto a limitação do próprio modelo quando aos dos dados coletados em campo (que foram coletados em um ponto e horário específico e profundidade específica, e que é utilizado como valor absoluto para a região, enquanto que o modelo subdivide a coluna d'água em apenas três profundidades e calcula as variáveis ao longo de todo o domínio e a cada uma hora). Como citado no item 3.3.5, o fato de o modelo não conseguir lidar de maneira adequada com as áreas alagadas pode ter proporcionado concentrações significativas de clorofila-a nestes pontos, fazendo com que estas elevadas concentrações fossem transferidas para os canais de interesse analisados. Estas grandes quantidades de clorofila-a no ambiente parecem ter levando a um alto consumo dos nutrientes disponíveis. A Figura 58 mostra a variação espacial de clorofila-a no sistema em superfície, meio e fundo no qual é possível observar que as concentrações desta variável são sempre elevadas nas áreas alagadas.

As comparações entre os valores calculados pelo modelo e CETESB em abril e agosto de 2014 são apresentadas entre as Figura 44 a Figura 57. A concentração de material em suspensão monitorado pela CETESB apresenta-se como nula nos gráficos, pois no monitoramento estas ficaram abaixo do limite de detecção (abaixo de 100 mg/L). Algumas concentrações da CETESB de nitrogênio kjedahl não foram mensuradas.

ABRIL - TEMPERATURA

Figura 44 Comparação entre as concentrações de temperatura calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em abril de 2014.

AGOSTO - TEMPERATURA

Figura 45 Comparação entre as concentrações de temperatura calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em agosto de 2014.

ABRIL – OXIGÊNIO DISSOLVIDO

Figura 46 Comparação entre as concentrações oxigênio dissolvido calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em abril de 2014.

Figura 47 Comparação entre as concentrações oxigênio dissolvido calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioiga, Santos e São Vicente em agosto de 2014.

ABRIL – MATERIAL EM SUSPENSÃO

*Valores da CETESB: abaixo de 100 mg/L

Figura 48 Comparação entre as concentrações de material em suspensão calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em abril de 2014.

AGOSTO – MATERIAL EM SUSPENSÃO

*Valores da CETESB: abaixo de 100 mg/L

Figura 49 Comparação entre as concentrações de material em suspensão calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em agosto de 2014.

ABRIL – FÓSFORO TOTAL

Figura 50 Comparação entre as concentrações fósforo total calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em abril de 2014.

AGOSTO – FÓSFORO TOTAL

Figura 51 Comparação entre as concentrações fósforo total calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em agosto de 2014.

ABRIL – NITROGÊNIO AMONIAL

Figura 52 Comparação entre as concentrações nitrogênio amoniacal calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em abril de 2014.

AGOSTO – NITROGÊNIO AMONIAL

Figura 53 Comparação entre as concentrações nitrogênio amoniacal calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em agosto de 2014.

ABRIL – NITROGÊNIO KJELDAHL

Figura 54 Comparação entre as concentrações nitrogênio kjeldahl calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em abril de 2014.

AGOSTO – NITROGÊNIO KJELDAHL

Figura 55 Comparação entre as concentrações nitrogênio kjeldahl calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertiooga, Santos e São Vicente em agosto de 2014.

ABRIL – CLOROFILA-A

Figura 56 Comparação entre as concentrações de clorofila-a calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em abril de 2014.

AGOSTO – CLOROFILA-A

Figura 57 Comparação entre as concentrações de clorofila-a calculadas pelo modelo e mensuradas pela CETESB ao longo dos canais de Bertioga, Santos e São Vicente em agosto de 2014.

Figura 58 Variação espacial da concentração de clorofila -a em superfície, meio e fundo em abril e agosto de 2014.

3.4.2 Comportamento das variáveis ao longo da coluna d'água através dos dados da CETESB

Para primeira compreensão da dinâmica do ambiente, interpretou-se de forma geral o comportamento espaço-temporal das variáveis através dos dados coletados pela CETESB nos meses de abril e agosto de 2014

a) Temperatura da água

De acordo com os pontos monitorados pela CETESB, as variações de temperatura da água ao longo do sistema são baixas e mantêm um padrão semelhante, independente da estação do ano na qual foram coletadas. As temperaturas variaram entre 20 e 27 °C, sendo as maiores temperaturas observadas nas coletadas realizadas em abril. Não foram observadas diferenças de temperatura entre superfície e fundo nos pontos monitorados (Figura 59).

b) Oxigênio dissolvido

As concentrações de oxigênio dissolvido (OD) variaram de 2 mg/L a 9 mg/l, sendo as maiores concentrações no ponto 3 do Canal de Santos e 3 de São Vicente, seguido pela concentração do ponto 1 de Bertioga. Estes pontos estão localizados no interior do sistema. Nas três áreas avaliadas observa-se que quanto mais para o interior do ambiente estiver localizado o ponto, maior é a diferença de concentração entre superfície e fundo. Através dos dados de monitoramento da CETESB, observa-se no mês de agosto as diferenças de concentração de OD entre superfície e fundo foram menores em agosto.

Para Bertioga, observa-se que as diferenças de concentração de OD são maiores ao longo da profundidade quanto mais distante for o ponto do aporte fluvial derivado do rio Itapanhaú (Ponto 3). Além disso, próximo a este ponto, as águas mostram-se mais oxigenadas do que nos outros dois pontos.

No canal de Santos as concentrações de OD foram menores em agosto. Quanto a homogeneidade ao longo da coluna d'água observa-se que quão maior a distância da Baía de Santos maior a diferença de concentração entre a superfície e o fundo. Este comportamento pode ser melhor observado no monitoramento realizado em abril. São

Vicente apresenta um comportamento semelhante a Santos. As variações de OD entre as áreas avaliadas podem ser observadas na Figura 60.

c) Fósforo Total

As concentrações de fósforo foram mais altas nos pontos localizados no Canal de Santos, sendo as maiores no ponto 3 – superfície tanto em abril quanto em agosto. Em agosto as concentrações foram maiores do que 2 mg/L. As mais baixas concentrações ocorreram em Bertioga. Em termos de homogeneidade da coluna d'água, apenas os pontos 3 e 4 de Santos apresentaram diferenciação entre superfície e fundo. As variações de Fósforo Total entre as áreas avaliadas podem ser observadas na Figura 60.

d) Nitrogênio amoniacal e Kjeldahl

Assim como para o fósforo total, as concentrações de nitrogênio amoniacal foram menores na área do Canal de Bertioga. Além das concentrações serem baixas nesta região, não foram observadas variações de concentração entre superfície e fundo em nenhuma das campanhas de monitoramento.

Para as regiões que compreendem os canais de Santos e São Vicente observa-se que quanto mais para o interior estiver localizado o ponto de monitoramento, mais diferentes são as concentrações entre superfície e fundo, assim como observado para o fósforo total e oxigênio. Diferentemente das variáveis apresentadas, as diferenças de concentração entre a superfície e fundo nestas regiões ocorreu tanto na campanha de abril quanto na campanha de agosto de 2014.

As concentrações de nitrogênio Kjeldahl apresentaram o mesmo comportamento do nitrogênio amoniacal. No entanto, não houveram medições para o mês de abril para a região de Bertioga. As variações de Nitrogênio amoniacal e Kjeldahl entre as áreas avaliadas podem ser observadas na Figura 62 e Figura 63, respectivamente.

e) Clorofila-a

Diferentemente das variáveis previamente discutidas, as concentrações de clorofila-a foram maiores no canal de Bertioga, sendo que as maiores concentrações observadas ocorreram no ponto 1 no mês de abril. Neste período de coleta também ocorreram diferenças entre superfície e fundo nos pontos localizados no canal de Santo e de São

Vicente. Não houveram diferenças entre superfície e fundo nos pontos avaliados no período de coleta de agosto. As variações de clorofila-a entre as áreas avaliadas podem ser observadas na Figura 64.

Figura 59 Variação espaço-temporal da temperatura nos pontos monitorados pela CETESB nas campanhas de abril e agosto de 2014.

Figura 60 Variação espaço-temporal da concentração de oxigênio dissolvido nos pontos monitorados pela CETESB nas campanhas de abril e agosto de 2014.

Figura 61 Variação espaço-temporal da concentração de fósforo total nos pontos monitorados pela CETESB nas campanhas de abril e agosto de 2014.

Figura 62 Variação espaço-temporal da concentração de nitrogênio amoniacal nos pontos monitorados pela CETESB nas campanhas de abril e agosto de 2014.

Figura 63 Variação espaço-temporal da concentração de nitrogênio kjedahl nos pontos monitorados pela CETESB nas campanhas de abril e agosto de 2014.

Figura 64 Variação espaço-temporal da concentração de clorofila-a nos pontos monitorados pela CETESB nas campanhas de abril e agosto de 2014.

3.4.3 Aplicação da modelagem para aprimorar a compreensão da dinâmica das variáveis ao longo do sistema

Embora a CETESB tenha obtido informações em diversos pontos espalhados pelo sistema, o monitoramento discreto no espaço e tempo limita a compreensão da dinâmica das variáveis ao longo da coluna d'água, como previamente discutido. Neste tópico será apresentado como a modelagem numérica possibilita obter uma visão sistêmica do ambiente em estudo, seja esta ao longo da coluna d'água, ao longo do tempo ou ambos. Ressalta-se que as concentrações apresentadas para certas variáveis estão superestimadas enquanto para outras estão subestimadas, assim como discutido previamente, no entanto, isto não invalida os resultados, visto que o modelo mostra a tendência de comportamento das mesmas.

Para melhor compreensão, os resultados foram separados por região: Canal de Bertioxa, Canal de Santos e Canal de São Vicente.

a) Canal de Bertioxa

Para avaliar o comportamento, um segmento foi extraído ao longo do Canal de Bertioxa (Figura 65). Assim como observado pela CETESB, os resultados da modelagem indicam que não há diferenças significativas entre as temperaturas de superfície e fundo ao longo dos pontos monitorados e que estas foram maiores em abril do que agosto (Figura 68). O modelo também mostrou que, mesmo sem as diferenças entre as profundidades, há uma tendência de diferenciação de temperatura entre superfície e fundo em direção ao ponto 1.

A concentração de nutrientes, fosfato e foram menores em direção ao ponto 1 em ambos os meses avaliados, no entanto, em abril as concentrações foram menores (Figura 69 e Figura 70). Em contrapartida, as concentrações de oxigênio dissolvido e clorofila-a foram maiores nestes locais. Em relação ao período, em abril as concentrações foram maiores que em agosto.

Avaliação do ambiente

As diferenças observadas entre os pontos 1 e 3 podem estar relacionadas às maiores profundidades e menores velocidades das correntes em direção ao ponto 1, bem

como ao distanciamento do aporte fluvial derivado do rio Itapanhaú, no qual a vazão pode contribuir para que a coluna d'água próximo ao ponto 3 seja mais homogênea (Figura 67).

Esta diferença de perfil entre os pontos parece também influenciar o comportamento dos nutrientes e por consequência da clorofila-a, no qual próximo ao ponto 1 as menores turbulências acabam possibilitando um bom desenvolvimento da mesma, consumindo mais os nutrientes neste ponto.

Um comportamento interessante observado foi a influência da vazão do rio Itapanhaú (localizado após o ponto 3), no qual sua entrada parece criar uma barreira contra as correntes e um comportamento diferenciado das concentrações de nutrientes, oxigênio dissolvido e clorofila-a, já que, além do fluxo de água, o rio também aporta para o ambiente nutrientes, oxigênio dissolvido e clorofila-a.

Figura 65 Localização do segmento extraído para avaliação e localização aproximada dos pontos monitorados pela CETESB no Canal de Bertioga.

Figura 66 Profundidade do segmento no Canal de Bertiooga com identificação da localização dos pontos monitorados pela CETESB

Figura 67 Variação da velocidade das correntes ao longo do segmento no Canal de Bertioga em abril e agosto de 2014.

Figura 68 Variação temperatura da água ao longo do segmento no Canal de Bertioga em abril e agosto de 2014.

Figura 69 Variação da concentração de fosfato ao longo do segmento no Canal de Bertioga em abril e agosto de 2014.

Figura 70 Variação da concentração de amônio ao longo do segmento no Canal de Bertioga em abril e agosto de 2014.

Figura 71 Variação da concentração de oxigênio dissolvido ao longo do segmento no Canal de Bertioga em abril e agosto de 2014.

Figura 72 Variação da concentração de clorofila-a dissolvido ao longo do segmento no Canal de Bertioga em abril e agosto de 2014.

b) Canal de Santos

Para avaliar o comportamento das variáveis, um perfil foi traçado ao longo do Canal de Santos (Figura 73). O modelo permite observar o quão diferente é o Canal de Santos ao longo de seu perfil. Em direção ao interior do estuário, as concentrações do canal são mais rasas, havendo uma diferença de profundidade de até 20 m entre a entrada do canal e a região interna (Figura 74).

Em abril, as velocidades das correntes mostraram-se menores que em agosto. Em agosto o modelo mostra uma diferenciação das velocidades entre superfícies e fundo, sendo estas maiores no meio da coluna d'água.

Quanto à temperatura d'água, o modelo mostra que em abril as águas são mais quentes, assim como mostrado pela CETESB. Como observado no Canal de Bertioiga, uma diferenciação da temperatura ao longo da coluna d'água também é mais aparente em abril (Figura 76).

As concentrações de fosfato mostraram-se maiores em agosto. As concentrações de amônio mostraram um comportamento semelhante. Para ambos os nutrientes, o modelo mostrou que tanto em abril quanto em agosto, as concentrações são mais homogêneas próximo a entrada do canal (próximo a Baía de Santos), e que após, há diferenciação da concentração entre superfície e fundo (Figura 77 e Figura 78).

Quanto ao comportamento do oxigênio dissolvido e clorofila-a, estes foram maiores em abril do que em agosto (Figura 79 e Figura 80). Em agosto as concentrações de oxigênio dissolvido mostraram-se mais homogêneas ao longo da coluna d'água do que em abril.

Avaliação do ambiente

As diferenças de profundidade, bem como as entradas fluviais ao longo do perfil (rio 36, rio 26 e quatro pontos difusos) parecem contribuir para a formação de microambientes ao longo do Canal de Santos, que também mostram-se ser distintos dependendo da época do ano. Em abril, as menores velocidades das correntes e menores vazões fluviais parecem propiciar uma coluna d'água mais homogênea do que em agosto. Em agosto, as maiores vazões fluviais parecem aprisionar as águas derivadas da Baía de Santos no meio da coluna d'água, incrementando a velocidade das correntes nesta profundidade.

Este comportamento também parece influenciar as concentrações de nutrientes, oxigênio dissolvido e clorofila-a. Parece que a entrada de nutrientes e vazão fluvial propicia a homogeneidade da coluna d'água próximo a entrada do canal e a diferenciação após este ponto. Assim como para as correntes, o aporte fluvial parece aprisionar as concentrações de nutrientes ao fundo do canal, sendo este aprisionamento mais evidente em agosto, quando o desenvolvimento da clorofila-a é menor e consequentemente, o consumo de nutrientes. Além disso, este comportamento parece aprisionar as concentrações de clorofila-a ao longo da superfície e meio do canal.

Figura 73 Localização do segmento extraído para avaliação e localização aproximada dos pontos monitorados pela CETESB no Canal de Santos.

Figura 74 Profundidade do segmento no Canal de Santos com identificação da localização dos pontos monitorados pela CETESB

Figura 75 Variação da velocidade das correntes ao longo do segmento no Canal de Santos em abril e agosto de 2014.

Figura 76 Variação da temperatura da água ao longo do segmento no Canal de Santos em abril e agosto de 2014.

Figura 77 Variação das concentrações de fosfato ao longo do segmento no Canal de Santos em abril e agosto de 2014.

Figura 78 Variação das concentrações de amônio ao longo do segmento no Canal de Santos em abril e agosto de 2014.

Figura 79 Variação das concentrações de oxigênio dissolvido ao longo do segmento no Canal de Santos em abril e agosto de 2014.

Figura 80 Variação das concentrações de clorofila-a ao longo do segmento no Canal de Santos em abril e agosto de 2014.

c) Canal de São Vicente

Assim como para o Canal de Bertioga e Canal de Santos, um perfil também foi traçado ao longo do Canal de São Vicente (Figura 81). Assim como os demais canais, o Canal de São Vicente também apresenta diferenças de profundidade ao longo do perfil (Figura 82).

As temperaturas foram maiores em abril, como uma tendência de diferenciação entre superfície e fundo, assim como nos demais ambientes avaliados (Figura 84). Quanto aos nutrientes, estes também se mostram menores em abril do que em agosto, no entanto, não foi observada uma diferenciação da concentração ao longo do perfil (Figura 85 e Figura 86).

Quanto as concentrações de oxigênio dissolvido, estas se mostraram maiores em abril em relação a agosto. Quanto a diferenciação entre superfície e fundo, as concentrações foram maiores em direção ao fundo em ambos os períodos avaliados (Figura 87). As concentrações de clorofila-a mostraram-se maiores nas regiões mais rasas do canal e, diferentemente dos outros dois canais, foram maiores em agosto do que em abril (Figura 88).

Avaliação do ambiente

Embora com diferenças de profundidade, o Canal de São Vicente mostra que as velocidades das correntes são semelhantes ao longo do perfil, mesmo com uma diferença de profundidade de aproximadamente 5 m entre o início e fim do canal. Esta diferença de profundidade aparenta ser pouco significativa para o comportamento dos nutrientes, oxigênio dissolvido e clorofila-a, já que não são observadas grandes diferenças de concentrações dos mesmos ao longo do perfil.

A baixa concentração de oxigênio e clorofila-a em superfície em ambos os períodos pode estar relacionada ao aporte do rio Piaçabuçu, das ETES Humaitá e Samaritá e 4 pontos de entrada difusos). Embora aportem uma grande quantidade de nutrientes e clorofila-a para o sistema, as vazões podem diluir as concentrações na camada superficial.

A diferença de concentração de clorofila-a entre agosto e abril, sendo maior em agosto, nas áreas mais rasas do canal, pode estar relacionada ao grande aporte de

nutrientes e clorofila-a pelas estações de tratamento de esgoto, rios e entradas difusas localizadas ao longo do perfil. Assim, embora abril apresente as condições mais favoráveis para o desenvolvimento da biomassa fitoplânctonica (devido às temperaturas), a baixa profundidade do canal faz com o que a grande carga derivada destas vazões fique concentrada ao longo da coluna d'água nesta região do perfil.

Figura 81 Localização do segmento extraído para avaliação e localização aproximada dos pontos monitorados pela CETESB no Canal de São Vicente.

Figura 82 Profundidade do segmento no Canal de São Vicente com identificação da localização dos pontos monitorados pela CETESB

Figura 83 Variação da velocidade das correntes ao longo do segmento no Canal de São Vicente em abril e agosto de 2014.

Figura 84 Variação da temperatura da água ao longo do segmento no Canal de São Vicente em abril e agosto de 2014.

Figura 85 Variação da concentração de fosfato ao longo do segmento no Canal de São Vicente em abril e agosto de 2014.

Figura 86 Variação da concentração de amônio ao longo do segmento no Canal de São Vicente em abril e agosto de 2014.

Figura 87 Variação da concentração de oxigênio dissolvido ao longo do segmento no Canal de São Vicente em abril e agosto de 2014.

Figura 88 Variação da concentração de clorofila-a ao longo do segmento no Canal de São Vicente em abril e agosto de 2014.

d) Interior do estuário

Um perfil também foi traçado no interior do estuário (Figura 89). O modelo mostra que a profundidade no interior do estuário é praticamente baixa se comparado com os demais canais estudados. (Figura 90), assim como as velocidades (**Figura 91**).

Assim como nos demais canais, as temperaturas também foram maiores em abril, no entanto, a tendência de diferenciação entre superfície e fundo não é evidente (**Figura 92**). Quanto aos nutrientes, estes se mostram um pouco menores em abril do que em agosto, com concentrações diferenciadas ao longo do perfil (**Figura 93 e Figura 94**).

As concentrações de oxigênio dissolvido foram maiores em abril. Quanto a diferenciação entre superfície e fundo, as concentrações foram maiores em direção ao fundo em ambos os períodos avaliados (**Figura 95**). As concentrações de clorofila-a foram altas e homogêneas ao longo de todo o perfil e nos dois meses avaliados, sendo maiores do que as observadas nos outros canais (**Figura 96**)

Avaliação do ambiente

A baixa profundidade do segmento parece propiciar uma homogeneidade das variáveis avaliadas em ambos os meses. No entanto, a presença de dois pontos de estreitamento do segmento parece aprisionar as águas, consequentemente aprisionando os nutrientes. Assim, pode-se dizer que devido aos estreitamentos de profundidade no interior do estuário, este também apresenta microambientes com comportamentos distintos.

O fato do perfil estar mais próximo de mais áreas alagadas, somado às baixas profundidades pode ter proporcionado concentrações de clorofila-a maiores do que as observadas nos demais canais.

Figura 89 Localização do segmento extraído no interior do estuário.

Figura 90 Profundidade do segmento no interior do estuário.

Figura 91 Variação das correntes no interior do estuário em abril e agosto de 2014.

Figura 92 Variação da temperatura da água ao longo do segmento no interior do estuário em abril e agosto de 2014.

Figura 93 Variação da concentração de fosfato ao longo do segmento no interior do estuário em abril e agosto de 2014.

Figura 94 Variação da concentração de amônio ao longo do segmento no interior do estuário em abril e agosto de 2014.

Figura 95 Variação da concentração de oxigênio dissolvido ao longo do segmento no interior do estuário em abril e agosto de 2014.

Figura 96 Variação da concentração de clorofila-a ao longo do segmento no interior do estuário em abril e agosto de 2014.

3.5 Discussão

3.5.1 Qualidade da modelagem das variáveis

Inicialmente, são apresentadas considerações a respeito da qualidade da modelagem numérica, incluindo a menção a trabalhos de modelagem numérica de qualidade de água realizados em outras áreas. A apresentação e discussão a respeito de limitações relacionadas à aplicação de um modelo numérico de qualidade de água, em um ambiente estuarino complexo e com pouca disponibilidade de dados medidos *in situ*, formam uma importante contribuição do presente trabalho. A simulação de processos que condicionam a dinâmica de variáveis físico-químicas e biológicas em estuários é uma tarefa de elevada complexidade, derivando do grande número de processos envolvidos e de sua variação temporal, bem como de fatores externos, como a entrada de nutrientes via esgoto, por exemplo (Wan et al, 2012).

Embora não tenha representado com excelência as concentrações observadas no monitoramento, o modelo se mostra viável para compreensão de seu comportamento ao longo do tempo e espaço. Uma maior quantidade de dados reais disponíveis auxiliaria na melhoria da predição do modelo, já que estes podem potencialmente incrementar os resultados da modelagem com melhor racionalização e melhoria das condições de contorno. Embora de grande importância, a falta de incentivo governamental e demais agências de fomento reduz a quantidade de trabalhos na região, dificultando ainda mais a aquisição de dados em campo (Eichler, 2019).

Sobre a importância dos dados de monitoramento na qualidade da modelagem, Stow et al. (2003) testaram três diferentes tipos de modelo de qualidade da água para abordar um problema de entrada de carga de nitrogênio no estuário de Neuse River (Carolina do Norte) e também não conseguiram fazer com que os modelos representassem com elevada precisão as concentrações observadas em campo. Os autores indicam que a dificuldade dos modelos em prever com precisão as concentrações observadas em campo podem estar diretamente relacionadas a falta de dados coletados para alimentar o modelo.

O efeito da falta de dados de campo para aprimorar a concordância entre os resultados do modelo e as observações em campo é também indicada em diversos outros trabalhos, como o de Wan et al (2012) e DAWR (2013), nos quais observaram que a baixa disponibilidade de dados de monitoramento para calibração dos modelos ecológicos é frequentemente um fator que limita a precisão dos modelos. Na aplicação da modelagem numérica para compreender o comportamento dos nutrientes e clorofila-a no estuário de St. Lucie, Flórida, Wan et al (2012) observaram que o modelo aplicado superestimou as concentrações de nutrientes observadas em campo e que isto pode estar relacionada a forma com que as entradas de nutrientes foram consideradas (variação mensal, pois estes eram os dados disponíveis). As elevadas concentrações de clorofila-a podem, portanto, também estarem associadas a forma com que as vazões pontuais e difusas foram consideradas no complexo estuarino, no qual foram utilizadas as medições mensais da CETESB. Esta superestimação sugere que o modelo pode ser refinado para melhor representar as cargas aportadas, uma vez que ocorra também um refino dos dados coletados em campo para serem utilizados no modelo. Assim, como em qualquer modelagem (já que os recursos para a busca de dados reais são finitos apresentam limitações operacionais), a combinação ótima entre medidas disponíveis e a modelagem deve produzir uma resposta suficientemente a um custo e prazo razoável (Sutherland et al, 2004). A quantidade de dados para caracterizar o modelo é um dos fatores que pode gerar incertezas nos resultados simulados (Tscheikner-Gratla et al., 2019). Segundo DAWR (2013) quanto mais complexo o ambiente em estudo maior deve ser a disponibilidade de dados monitorados para serem aplicados na estruturação e calibração do modelo.

Tratando-se da calibração e validação do modelo, como já apresentado, os resultados da tese mostram que aparentemente o modelo não consegue representar com precisão os dados observados em campo. Para a avaliação de um modelo ecológico é indicada tanto a avaliação qualitativa quanto quantitativa (Sutherland et al, 2004; Kaçikoç et al, 2014). Embora não tenha sido quantitativamente apresentada a validação da modelagem deste capítulo, a validação qualitativa (comparação gráfica) mostrou que o modelo consegue representar a tendência observada em campo. Segundo Stow et al (2009), em casos onde os modelos numéricos são aplicados para tomadas de decisão de alto risco, a avaliação quantitativa de sua performance deve ser rigorosamente realizada através de métricas (como por exemplo as aplicadas no Capítulo 2), no entanto, caso o

modelo seja aplicado com a finalidade de compreensão do meio em estudo e da tendência do padrão de comportamento, como no caso deste Capítulo, os erros de predição do modelo não trazem grandes riscos. Além disso, estes erros podem ser um tanto quanto informativos, pois propiciam oportunidades de investigação do comportamento do ambiente.

Além da pouca disponibilidade dos dados de campo, a limitação do modelo em tratar as áreas alagáveis também pode ter ocasionado uma validação razoável do modelo. Zheng et al (2004) realizaram o estudo hidrodinâmico e das mesmas variáveis estudadas neste Capítulo para o estuário de Satilla River, na Georgia, um ambiente que também apresenta áreas alagáveis, porém utilizando outro modelo numérico (WASP5). O estudo indica que as áreas alagáveis demandam um alto consumo de oxigênio dissolvido, proporcionando a baixa concentração desta variável no ambiente. Como demonstrado nesta tese, o modelo parece não conseguir representar o efeito das áreas alagáveis no comportamento das variáveis estudadas, o que, portanto, pode ter proporcionado as concentrações elevadas de oxigênio dissolvido. Além disso, alguns mecanismos também podem ter levado às concentrações superestimadas de clorofila-a e subestimadas de nutrientes inorgânicos dissolvidos no complexo estuarino pelo modelo, tais como: subestimação do fluxo de amônio e fosfato da camada de fundo para a coluna d'água, as concentrações de amônio derivadas das áreas alagáveis e a superestimação das taxas de nitrificação (Zheng et al, 2004). Outro mecanismo que também pode ter influenciado é taxa de captura de nutrientes pelo fitoplâncton, que para o ambiente, pode estar superestimada.

Embora os modelos ecológicos em geral tenham uma limitação derivada principalmente da disponibilidade dos dados em campo, sua aplicação é de extrema importância, pois além de prover uma visão sistêmica de um ambiente, permite o desenvolvimento de experimentos numéricos, atividades que se tornam limitadas se forem realizadas utilizando apenas dados coletados em campo.

3.5.2 Modelagem das variáveis

Embora o termo qualidade da água seja abordado em muitos estudos, em grande parte deles o foco não está na qualidade e sim em estudar fatores que possam vir a

interferir na qualidade das águas, como por exemplo, o efeito da entrada de esgotos e substâncias via vazões fluviais (DAWR, 2013). A compreensão da variabilidade das águas e a compreensão de fatores que podem colocar em risco a sua qualidade está recentemente inserida nas estratégias e planejamento de recursos hídricos. Esta, é ainda mais necessária em ambientes com elevada complexidade, como o sistema em estudo. Os esforços para compreender e prever o comportamento de variáveis que podem auxiliar na determinação da qualidade das águas de um ambiente, como as variáveis estudadas, têm crescido ao longo dos últimos anos (Tscheikner-Gratla et al., 2019; Ferreira, 2019). Se tratando de estuários, os trabalhos que mais apresentam estudos voltados a interação hidrodinâmica-qualidade da água provêm dos grandes sistemas estuarinos, como por exemplo, Chesapeake Bay (Cercio e Cole, 1994) e Baía de São Francisco (Cheng et al, 1993).

Parte dos trabalhos existentes para o complexo estuarino em estudo (sejam os mais antigos, como apresentados na introdução deste capítulo, ou os mais recentes, como os exemplificados e comentados ao longo deste tópico), embora tratem de forma separada os três canais, indicam que parece haver uma atuação conjunta da drenagem fluvial e circulação das águas na variação espacial e temporal das variáveis estudadas, bem como de demais outras variáveis, como por exemplo na dispersão de metais e lixos flutuantes. Fernandino et al. (2016) observaram que o transporte de lixo flutuante no estuário é condicionado pela variação das correntes; já Kim et al. (2016) mostram que os fatores influenciam nas características físico-químicas do ambiente e consequentemente na dinâmica do material particulado e contaminantes. O trabalho de Pusceddu et al. (2019), indica que as concentrações de estrogênio no complexo, embora derivados do aporte via esgoto, não é limitada ao ponto no qual é inserida devido ao seu transporte ocasionado pela circulação das águas do sistema.

Esta tese é mais um exemplo de trabalho que busca compreender a dinâmica de variáveis físico-químicas, no caso nutrientes, clorofila-a e oxigênio dissolvido, no complexo estuarino e os processos que os regem. Seus resultados mostram como o efeito somado da circulação das águas e aporte de nutrientes e clorofila-a via vazão fluvial fazem com que os canais que o compõe tenham um comportamento distinto e que, dentro de um mesmo canal microambientes de características distintas sejam estabelecidos. Esta combinação circulação-vazão-concentração faz com que algumas regiões do complexo sejam mais suscetíveis a uma perda de qualidade (como o caso do interior do estuário,

que por ser raso, receptor de diversos pontos de vazão fluvial e esgoto difuso, bem como por apresentar uma circulação de água mais restrita, com menores velocidades apresenta-se mais suscetível a uma perda de qualidade das águas) do que outros (como o canal de Santos).

As variações de correntes decorrentes dos efeitos das marés e drenagem continental, como apresentados no Capítulo 2, mostram-se como os principais controladores das condições das variáveis estudadas, assim como visto por demais autores, como Giancesella et al., 2005; Adolf, 2006; Masuda et al 2011; Eichler, 2019. Os fatores hidrodinâmica-drenagem continental não só interferem nas variáveis estudadas, mas também no comportamento de outras substâncias no complexo estuarino. Em outros sistemas costeiros a influência conjunta da vazão fluvial com o efeito das correntes também fortemente interfere o comportamento das variáveis estudadas (Fisher et al., 1988; Wang et al., 1999; Murrel et al., 2007; Zouiten et al., 2013). No que condiz a drenagem continental, as vazões consideradas neste Capítulo apresentam um comportamento semelhante, maiores em períodos de verão e menores nos períodos de inverno. Este padrão, somado à magnitude das concentrações aportadas para o sistema, parece implicar na concentração das variáveis estudadas.

A vazão fluvial fortemente influencia a entrada de nutrientes no sistema é de grande importância para a sustentação da produtividade primária (Fisher et al., 1988; Murrel et al., 2007). Isto porque naturalmente os nutrientes encontram-se em baixas concentrações no meio aquático, de modo que fatores como a variação da vazão fluvial, bem como as trocas entre o ambiente estuarino e região costeira e a entrada de esgotos tanto de forma pontual quanto difusa podem propiciar o incremento das concentrações (Vilas Boas, 1990), uma vez que os efluentes são constituídos por resíduos ricos em nutrientes. O complexo estuarino em estudo está sob influência de uma diversidade de pontos de vazão fluvial e entrada de esgotos, sendo este tanto de forma pontual quanto difusa. O efeito da elevada concentração de clorofila-a em estuários causada principalmente pelo aporte elevado de nutrientes e clorofila-a via vazão fluvial já foi também observada em outros estuários, como mostrado por exemplo, no trabalho de Wan et al (2012). Embora as vazões propiciem a elevada concentração da clorofila-a, um comportamento observado em todos os canais foi uma baixa concentração desta variável exatamente nos locais em que há a entrada das vazões fluviais. Este comportamento pode estar associado a instabilidade dos parâmetros físico-químicos da água no ponto de

mistura entre as águas aportadas com as águas que já se encontram no sistema, um comportamento já observado por Odebrecht et. al (2005) na Lagoa dos Patos.

A disponibilidade de nutrientes inorgânicos dissolvidos (principalmente amônio e fosfato) é um dos fatores que condicionam a concentração da biomassa fitoplanctônica, podendo, juntamente com a temperatura, disponibilidade de luz, oxigênio, pastoreio pelo zooplâncton e hidromorfologia do local tanto limita-la quanto permitir seu crescimento em abundância (Adolf, 2006). Um exemplo do efeito da combinação destes fatores nas concentrações de nutrientes no complexo estuarino é o aumento da concentração de amônio no sistema no mês de agosto, como observado nos três canais. A alta carga que adentra o ambiente via vazão fluvial sofre baixa diluição, já que as vazões neste período são menores, além disso, neste período a captura de nutrientes pelo fitoplâncton é reduzida. No mês de abril, a disponibilidade de nutrientes e melhores condições de temperatura e luz resultam em concentrações maiores de clorofila-a. Assim, pode-se dizer que a distribuição de amônio pode não ser conservativa em todo o sistema (Fisher et al., 1988).

Como discutido, a hidromorfologia do local é um fator que contribui para a dinâmica dos nutrientes e clorofila-a e, no caso do complexo estuarino, seu efeito aparenta ser efetivo. Isto porque foi observado que dentro de um mesmo canal as concentrações destas duas variáveis são distintas, sendo maiores nos locais de menores profundidades. A sedimentação de nutrientes e menor disponibilidade de luz nas áreas mais profundas podem ser os limitantes do desenvolvimento da biomassa fitoplânctônica. Esta diferenciação fica ainda mais evidente quando se compara as concentrações de clorofila-a e amônio entre os canais. No canal de Santos, em que as profundidades são maiores, as concentrações de clorofila-a são menores, mesmo com diversos pontos de entrada de nutrientes derivados dos rios e esgotos difusos que aportam para o canal, enquanto que no interior do estuário, local que apresenta as menores profundidades, as concentrações são as maiores observadas.

Quanto a magnitude das concentrações de clorofila-a, embora o modelo as tenha superestimado principalmente próximo a áreas alagadas, autores indicam que áreas de mangue, como as que beiram o canal de Bertioga, são ambientes altamente produtivos (Eichler, 2019) e que o sistema estudado apresenta elevadas concentrações de nutrientes, que permitem o bom desenvolvimento da biomassa fitoplanctônica (Gianesella et al.,

2005; Pereira, 2010). Além disso, as concentrações de nutrientes tendem a ser maiores no interior do sistema (Buraem et al., 2013).

3.6 Conclusões do capítulo

Com base no modelo hidrodinâmico calibrado e validado para a região (Capítulo 2), nesse Capítulo foi abordado o comportamento de variáveis indicadores de qualidade de água no sistema estuarino. Os resultados mostram uma visão integrada do comportamento das variáveis estudadas ao longo do tempo e da coluna d'água. Esta visão permitiu concluir que o complexo estuarino estudado está sobre influência de uma diversidade de entradas continentais que proporcionam um comportamento distinto das variáveis estudadas tanto ao longo do complexo quanto dentro de cada ambiente (canais e região interior) que o compõe.

A hidromorfologia do complexo estuarino é um dos fatores que interferem na variação espaço temporal das variáveis estudadas. Regiões mais rasas estão mais suscetíveis a um incremento das concentrações de clorofila-a e nutrientes do que regiões de maior profundidade. Além disso, a homogeneidade das variáveis estudadas ao longo da coluna d'água é mais evidente nestas áreas mais rasas. Independente do canal estuarino, o processo de mistura no ponto de entrada da descarga continental dificulta o estabelecimento da biomassa fitoplanctônica.

Embora superestimado as concentrações de clorofila-a e subestimado as concentrações de nutrientes, o modelo estruturado neste Capítulo poderá ser aplicado em demais estudos que envolvam a compreensão da variação espaço temporal de variáveis físico-químicas e biológicas no complexo estuarino uma vez que este conseguiu mostrar a tendência de comportamento de algumas destas variáveis.

Capítulo 4

4.1 Apresentação do capítulo

Este capítulo apresenta um modelo conceitual, elaborado a partir dos principais resultados do trabalho, no qual se destacam os processos realizados: modelagem hidrodinâmica, que gerou os campos de velocidade do ambiente, e modelagem das variáveis físico-químicas, que permitiu avaliar o comportamento dos nutrientes, oxigênio dissolvido e clorofila-a ao longo dos canais e ao longo do tempo.

O capítulo também apresenta as conclusões desta tese, bem como as sugestões para trabalhos futuros.

4.2 Modelo conceitual

Com base no extensivo exercício de modelagem numérica hidrodinâmica e de parâmetros físico-químicos, os resultados permitem elaborar um modelo conceitual de funcionamento do sistema estuarino estudado(

Figura 97). O modelo conceitual, em adição aos resultados do comportamento do sistema, apresenta também o fluxograma do método aplicado para a sua obtenção. São demonstrados os passos executados na modelagem hidrodinâmica (quadro azul) e os processos envolvidos na modelagem dos nutrientes, oxigênio dissolvido e clorofila-a (quadro em verde) do complexo estuarino. Com o modelo, pode-se observar que a modelagem hidrodinâmica gerou as informações do comportamento das correntes e fluxos de entrada e saída de água do sistema (as setas da imagem indicam a direção preferencial das correntes e as cores e tamanhos indicam os locais nos quais estas correntes apresentam as maiores e menores velocidades), que possibilitaram a avaliação do comportamento das variáveis indicadoras da qualidade da água ao longo do espaço e do tempo.

Figura 97 Modelo conceitual de funcionamento do sistema estuarino de Santos-São Vicente-Bertioga elaborado a partir dos principais resultados obtidos a partir da modelagem hidrodinâmica (quadro azul) e de qualidade de água (quadro verde).

4.3 Conclusões da tese

1. Esta tese trouxe uma visão inédita da variação espaço-temporal da hidrodinâmica e dos nutrientes, clorofila-a e oxigênio dissolvido no complexo estuarino de Santos, São Vicente e Canal de Bertioga. Os resultados foram obtidos de forma tridimensional, integrando os resultados ao longo da coluna de água e ao longo do tempo;
2. O modelo numérico se mostrou uma ferramenta importante e indispensável para a compreensão integrada e assim para o correto gerenciamento de um sistema dinâmico como o estuário em análise. Embora as variáveis estudadas não tenham apresentado resultados fiéis àqueles observados em campo, a visão integrada do ambiente, proporcionada pela modelagem numérica, permite que fatores como a drenagem continental e sua influência entre os ambientes estuarinos seja averiguada;
3. A disponibilidade de dados reais coletados em campo é um dos fatores primordiais para o bom desenvolvimento de um modelo numérico. No caso deste trabalho, a falta destes pode ter interferido na qualidade do modelo ecológico;
4. As particularidades de cada subambiente, dentro do sistema, indicam que a sua estrutura hidromorfológica impacta diretamente a dinâmica das variáveis analisadas. Assim, mais uma vez, pode-se dizer que o sistema deve ser tratado de forma heterogênea, considerando as particularidades e microambientes de cada canal. Esta conclusão vai de encontro com a hipótese desta tese;
5. Devido as suas particularidades, qualquer atividade que venha a interferir nas condições do ambiente deve ser previamente avaliada, tanto em termos hidrodinâmicos quanto em termos físico-químicos e biológicos;
6. Por construir uma visão integrada, os resultados desta tese geraram novas oportunidades de estudo, além de que a modelagem desenvolvida servirá para auxiliar uma diversidade de outros estudos, seja eles de caráter físico-químico, biológico ou geológico.

4.4 Trabalhos futuros

Como trabalhos futuros indicam-se:

1. Maior proximidade junto aos modeladores do sistema DELFT com o objetivo de aprimorar a modelagem de ambientes estuarinos, principalmente no que condiz ao tratamento das áreas alagadas;
2. Aprimorar a estruturação do modelo ecológico para melhorar a representação do modelo não só das variáveis estudadas como também de outras físico-químicas e biológicas;
3. Juntamente com pesquisadores das áreas físico-químicas e biológicas, desenvolver programas de monitoramento mais eficazes do sistema, visto que o monitoramento realizado pela CETESB permite uma interpretação singela do ambiente visto e que o ambiente é heterogêneo ao longo do tempo e espaço. Uma ação que em contrapartida, contribuirá para o aprimoramento da modelagem desenvolvida.

Capítulo 5

5.1 Referências bibliográficas

ADOLF, J. E.; YEAGER, C.; MILLER, W.D. 2006. Environmental forcing of phytoplankton floral composition, biomass, and primary productivity in Chesapeake Bay, USA. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, v. 67, p.108-122.

ASHRAF, M. A., MAAH, M. J., & YUSOFF, I., 2012. Morphology, geology and water quality assessment of former tin mining catchment. *The Scientific World Journal*, v. 2012, doi:10.1100/2012/369206

BAPTISTELLI, S. C. 2008. *Análise Crítica da Utilização de Modelagem Matemática na Avaliação da Dispersão de Efluentes Leves no Litoral da Baixada Santista (Estado de São Paulo)*. Doutorado em Engenharia no Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 314 p.

BAPTISTELLI S.C., 2015. Hydrodynamic Modeling: Application of Delft3D-FLOW in Santos Bay, São Paulo State, Brazil. In: Baawain M., Choudri B., Ahmed M., Purnama A. (eds) *Recent Progress in Desalination, Environmental and Marine Outfall Systems*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-19123-2_22

BAUSTIAN, M. M., MESELHE, E., JUNG, H., SADID, K., DUKE-SYLVESTER, S. M., VISSER, J. M., ALLISON, M. A., MOSS, L. C., RAMATCHANDIRANE, C., SEBASTIAAN VAN MAREN, D., JEUKEN, M., BARGU, S., 2018. Development of an Integrated Biophysical Model to represent morphological and ecological processes in a changing deltaic and coastal ecosystem, *Environmental Modelling & Software*, v. 109, pp. 402-419, <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.05.019>.

BRAGA, E. S.; BONETTI, C. V. D. H.; BURONE, L. & BONETTI, J. F. 2000. Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at Baixada Santista Estuarine System. *Brazilian Marine Pollution Bulletin*, v. 40, n.2, p. 165-173.

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.

BURAEM, L. M., CASTRO, I. B., HORTELLANID, M. A., TANIGUCHIE, SATIE., FILLMANN, G., SASAKI, S. T., PETTIE, M. A. V., SARKISD, J. E. S., BÍCEGO, M. C., MARANHO, L. A., DAVANSO, M. B., NONATO, E. F., CESAR, A., COSTA-LOTUFOA, L. V., ABESSAA, D. M. S. 2013. Integrated quality assessment of sediments from harbour areas in Santos-São Vicente Estuarine System, Southern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 130, p.179 -189.

CERCO, C., COLE, T., 1994. Three-Dimensional Eutrophication Model of Chesapeake Bay. Volume 1: Main Report.

CETESB, 2014. Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/praias/emissarios-submarinos/>. Acesso em 12/10/2018.

CETESB, 2018. Cetesb - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/praias/emissarios-submarinos/>. Acesso em: 12/10/2018.

CHAI, T. & DRAXLER, R. R. 2014. Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)? – Arguments against avoiding RMSE in the literature. *Geosci. Model Dev.*, v. 7, p. 1247 – 1250.

CHAMBEL, J.; MATEUS, M. 2008. Deliverable 2.3: Calibration of the hydrodynamic model for the Santos Estuary. Integrated Ecological Coastal Zone Management System (ECOMANAGE), Instituto Superior Técnico (IST) – HIDROMOD, Lisboa.

CHAO, X., JIA, Y., SHIELDS JR., F. D., WANG, S. S. Y., 2010. Three-dimensional numerical simulation of water quality and sediment-associated processes with application to a Mississippi Delta. *Journal of Environmental Management*, v 91, p 1456-1466.

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.

CHEN, Q., MYNETT, A. E., 2006. Modelling algal blooms in the Dutch coastal waters by integrated numerical and fuzzy cellular automata approaches. *Ecological Modelling*, v.199, Issue 1, pp. 73-81, <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.06.014>.

CODESP, 2008. EIA-RIMA da dragagem de aprofundamento do canal de acesso e bacias de evolução do porto organizado de Santos. Disponível em: <http://licenciamento.ibama.gov.br/Dragagem/Dragagem%20-%20Porto%20de%20Santos/>.

COUCEIRO, M. 2015. Dinâmica de sedimentos coesivos em um estuário altamente estratificado: rio Araranguá, SC. Tese em Ocenaografia Geológica pela Universidade de São Paulo, 184p.

DAWR, 2013. Characterising the relationship between water quality and water quantity. Department of Agriculture and Water Resources. Australian Governments. 116p.

DELTARES, 2014. Delft3D-FLOW: Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments. User Manual. Version: 3.15.34158. 686 p.

DELTARES WAQ, 2014. D-Water Quality: Versatile water quality modelling in Delta Shell. Version: 1.1, 222 p.

EICHLER, 2019. Foraminiferal zonation from a subtropical mangrove in Bertioiga Channel (São Paulo, SP, Brazil). *Regional Studies in Marine Science*, v. 25, January 2019, 100460. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2018.100460>.

ESCHRIQUE, S. A. 2011. Estudo do balanço biogeoquímico dos nutrientes dissolvidos principais como indicador da influência antrópica em sistemas estuarinos do Nordeste e Sudeste do Brasil. Tese de Doutorado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 254 p.

FERREIRA, D. M, FERNANDES, C. V. S., KAVISKI, E. , FONTANE, D., 2019. Water quality modelling under unsteady state analysis: Strategies for planning and management. *Journal of Environmental Management*, v. 239, pp. 150-158, ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.047>.

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 em Engenharia Civil da Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 203 p.

FERNANDINO, G., ELLIFF, C. I., FRUTUOSO, G. A., SILVA, E. V. N. M., GAMA, G. S., SOUSA, J. O., SILVA, I. R. 2016. Considerations on the effects of tidal regimes in the movement of floating litter in an estuarine environment: Case study of the estuarine system of Santos-São Vicente, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v.110, p. 591–595.

FERREIRA, D. M., FERNANDES, KAVISKI, E., FONTANE, D. 2019. Water quality modelling under unsteady state analysis: strategies for planning and management. *Journal of Environmental Management*, v.239, 1 JUNE 2019, p. 150-158.

FIEDLER, M. F. M. 2015. Dinâmica estuarine em cenários de aumento do nível do mar: estuário de Santos, SP. Dissertação em Oceanografia Geológica da Universidade d eSão Paulo, São Paulo, 130 p.

FLECK , L., TAVARES, M. H. F., EYNG, E., 2013. Principais modelos matemáticos de qualidade da água e suas aplicações: uma revisão. *Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia* , Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Medianeira, v. 01, n. 07, pp. 47-62.

GIANESELLA, S., SALDANHA-CORRÊA, F., MIRANDA, L., CORRÊA, M., MOSER, G. 2005. Short-term variability and transport of nutrients and Chlorophyll-a in Bertioiga Channel, São Paulo State, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 53(3-4), p. 99-114. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592005000200002>

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 em Engenharia Civil da Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 203 p.

GORDON, M. 2000. Modelagem da dispersão de substâncias no Porto e Baía de Santos. Dissertação em Ciências do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo, 133 p.

HARARI, J.; CAMARGO, R., 1994. Simulação da propagação das nove principais componentes de maré na plataforma sudeste brasileira através de modelo numérico hidrodinâmico. Boletim do Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, n. 42, p. 35-34.

HARARI, J. & CAMARGO, R. 1995. Tides and mean sea level variabilities in Santos (SP), 1944 to 1989. Relat. int. Inst. oceanogr. Univ. S Paulo, v. 36, p. 1- 15.

HARARI, J. & CAMARGO, R. 1998. Modelagem numérica da região costeira de Santos (SP): circulação de maré. Revista Brasileira de Oceanografia, vol. 46 (2), p. 135 - 156.

HARARI, J. & GORDON, M. 2001. Simulações Numéricas da Dispersão de Substâncias no Porto e Baía de Santos sob a Ação de Marés e Ventos. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 6, n. 4, p. 115-131.

HARARI, J.; FRANÇA, C. A. S.; CAMARGO, R. 2008. Climatology and hydrography of the Santos Estuary. Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America, p. 147-160.

HARARI, J.; FERREIRA, F.R.; DEGASPARI, F.A.; SARTOR, S.M. 2013. Modelagem numérica da hidrodinâmica e da dispersão de esgoto na Baía de Santos, SP. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 18, n. 1, p. 205-214.

HIBMA, A., DE VRIEND, H.J., STIVE, M.J.F., 2003. Numerical modelling of shoal pattern formation in well-mixed elongated estuaries. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 57, pp. 981-991, [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(03\)00004-0](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(03)00004-0).

HU, K., P. DING., 2009. The Effect of Deep Waterway Constructions on Hydrodynamics and Salinities in Yangtze Estuary, China. Journal of Coastal Research, pp. 961–965. JSTOR, www.jstor.org/stable/25737929.

HU, K., CHEN, Q., WANG, H. 2015. A numerical study of vegetation impact on reducing storm surge by wetlands in a semi-enclosed estuary, Coastal Engineering, v. 95, pp. 66-76, <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2014.09.008>.

JOVANOVIĆ, D., GELSINARI, S., B., LOUISE, H., MATTHEW, T., IAN, B., MATTHEW, C., RHYS, D., ANA, M., DAVID T., 2019. Modelling shallow and narrow urban salt-wedge estuaries: Evaluation of model performance and sensitivity to optimise

input data collection. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 217, pp. 9-27, ISSN 0272-7714, <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.10.022>.

KAÇIKOÇ, M., BEYHAN, M. 2014. Hydrodynamic and Water Quality Modeling of Lake Eğirdir. *CLEAN - Soil Air Water*, v. 42, pp 1-10. DO: 10.1002/clen.201300455

KIM, B. S. MI., SOLAROLI, A. B., MAHIQUES, M. M., FIGUEIRA, R. C. L., FERREIRA, P. A. L., SARTORETTO, J. 2016. Spatial distribution and enrichment assessment of heavy metals in surface sediments from Baixada Santista, Southeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v.103, p. 333-338.

MASUDA, L. S. M.; MOSER, G. A. O., BARRERA-ALBA, J. J. 2011. Variação temporal do fitoplâncton no canal estuarino de Santos (SP). *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, v. 15, n. 1, p. 79-93.

MOSER, G. A .O.; GIANESELLA, S. M. F.; BARRERA-ALBA, J. .J.; BÉRGAMO, A. L.; SALDANHA-CORRÊA, F. M. P.; MIRANDA, L. B. DE & HARARI, J. 2005. Instantaneous transport of salt, nutrients, suspended matter and chlorophyll-a in the tropical estuarine system of Santos. *Braz. J. Oceanogr.*, v. 53, p. 3-4.

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 hidro informática em Portugal, Lisboa, 13 p.

PARREIRA, C. N. 2012. Avaliação da hidrodinâmica e da poluição no canal de Piaçaguera, no estuário de Santos- São Vicente (SP), a partir de informações ambientais e modelagem numérica. Dissertação de Mestrado em Ciência ambiental da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 176 p.

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.

PEREIRA, J. B. 2010. Composição, distribuição, biomassa e produção secundária do zooplâncton do Sistema Estuarino de Santos, São Paulo, Brasil. Tese de Doutorado em Ciências – Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico da Universidade Federal de São Paulo, São Paulo, 303 p.

PUSCEDDU, F., SUGAUARA, L., MARCHI, R., CHOUERI, R., CASTRO, I. 2019. Estrogen levels in surface sediments from a multi-impacted Brazilian estuarine system. *Marine Pollution Bulletin*, v. 142, May 2019, p. 576-580. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.03.052

RIBEIRO, R. B. , 2012. Modelagem numérica da influência das fonts de nutrients sobre a variabilidade da biomassa fitoplantônica no sistema estuarino de Santos-São Vicente.

Dissertação de Mestrado em Ciência Ambiental da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 180 p.

ROELVINK, J. A., VAN BANNING, G. K. F. M. , 1995. Design and development of DELFT3D and application to coastal morphodynamics. *Oceanographic Literature Review*, v.42, p. 925,

ROVERSI, 2012. Estudo hidrodinâmico e de renovação das águas do sistema estuarino de Santos. Dissertação de Mestrado em Engenharia Oceânica da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 154 p.

ROVERSI, F., ROSMAN, P. C. C., HARARI, J. 2016. Análise da renovação das águas do Sistema Estuarino de Santos usando modelagem computacional. *Revista Ambiente & Água*, v. 11(3), pp. 566-585. <https://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1770>

SAMPAIO, A. F. P. 2010. Avaliação da correlação entre parâmetros de qualidade da água e socioeconômicos no complexo estuarino de Santos - São Vicente, através de modelagem numérica ambiental. Dissertação de Mestrado em Ciência Ambiental da Universidade de São Paulo, São Paulo, 171 p.

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

SLINGER, J. H., 2017. Hydro-morphological modelling of small, wave-dominated estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 198, Part B, pp. 583-596, ISSN 0272-7714, <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.10.038>.

SONDOTÉCNICA ENGENHARIA DE SOLOS S.A. 1977. Comportamento hidráulico e sedimentológico do estuário santista (relatório final). M.T., Portobrás, I.N.P.H. 180p.

STOW, C. A., ROESSLER, C., BORSUK, ME, BOWEN, J. D., RECKHOW, K. H., 2003. A comparison of estuarine water quality models for TMDL development in the Neuse River Estuary. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v. 129, pp. 307–314.

STOW, C. A., JOLLIFF, J., MCGILLICUDDY, D. J., JR, DONEY, S. C., ALLEN, J. I., FRIEDRICHS, M. A., WALLHEAD, P., 2009. Skill Assessment for Coupled Biological/Physical Models of Marine Systems. *Journal of marine systems : journal of the European Association of Marine Sciences and Techniques*, v. 76, pp. 4–15. [doi:10.1016/j.jmarsys.2008.03.011](https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2008.03.011)

SUTHERLAND, J., WALSTRA, D.J.R., CHESHER, T.J., VAN RIJN, L.C., SOUTHGATE, H.N., 2004 Evaluation of coastal area modelling systems at an estuary mouth. *Evaluation of coastal area modelling systems at an estuary mouth, Coastal Engineering*, v 51, Issue 2, pp.119-142, <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2003.12.003>.

TALJAARD, S., SLINGER, J.H., VAN NIEKERK, L., 2017. A screening model for assessing water quality in small, dynamic estuaries. *Ocean & Coastal Management*, v.146, pp 1-14, ISSN 0964-5691, <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.05.011>.

TRI, D. Q., MAI LINH, N. T., THANH TUYET, Q. T., PHUONG, T. A., DON, N. C., 2019. Assessment of Water Quality in Coastal Estuaries Under Impact of Industrial Zone in Hai Phong, Vietnam, *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 2019, ISSN 1474-7065, <https://doi.org/10.1016/j.pce.2019.04.003>.

TSCHEIKNER-GRATLA, F., BELLOSB, V. SCHELLARTC, A., RODENASA, A. M., MUTHUSAMYD, M., LANGEVELDA, J., CLEMENSA, F., BENEDETTIE, L., RICO-RAMIREZF, M. A., CARVALHO, R. F., BREUERH, L., SHUCKSMITHC, J., HEUVELINKI, G. N. M., TAIT, S. Recent insights on uncertainties present in integrated catchment water quality modelling. *Water Research* v150, 1 March 2019, p. 368-379.

UNICE, K.M., WEEBER, M.P., ABRAMSON, M.M., REID, R.C.D., VAN GILS, J.A.G., MARKUS, A.A., VETHAAK, A.D., PANKO, J.M., 2019. Characterizing export of land-based microplastics to the estuary - Part II: Sensitivity analysis of an integrated geospatial microplastic transport modeling assessment of tire and road wear particles, *Science of The Total Environment*, v. 646, pp. 1650-1659, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.301>.

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.

WAN, Y., ZHEN-GANG, S., JIAN, H., GUANGDOU, S., 2012. Three dimensional water quality modeling of a shallow subtropical estuary. *Marine Environmental Research*, v 82, pp. 76-86, ISSN 0141-1136, <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.09.007>.

WANG, Q., LI, S., JIA, P., QI, C., DING, F., 2013. A Review of Surface Water Quality Models. *The Scientific World Journal*, v. 2013, 7 p. <https://doi.org/10.1155/2013/231768>.

WARNER, J. C., GEYER, W. R., LERCZAK, J. A., 2005. Numerical modeling of an estuary: A comprehensive skill assessment. *Journal of Geophysical Research*, 110 p., C05001, doi:10.1029/2004JC002691.

WILLMOTT, C. & MATSUURA, K. 2005. Advantages of the Mean Absolute Error (MAE) over the Root Mean Square Error (RMSE) in assessing average model performance, *Clim. Res.*, v. 30, pp. 79–82.

XU, C., ZHANG, J., BI, XIAOWEI, X., ZHENG, H., YILIANG, G., KARINA Y., 2017. Developing an integrated 3D-hydrodynamic and emerging contaminant model for

assessing water quality in a Yangtze Estuary Reservoir. *Chemosphere*, v. 188, pp. 218-230, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.121>.

YASSUDA, E. A. 1991. Modelo numérico do transporte de sedimentos no canal principal do estuário de Santos. Dissertação de Mestrado em Ciências da Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, São Paulo, SP. 122 p.

ZHENG, L., CHEN, C., ZHANG, F. Y., 2004. Development of water quality model in the Satilla River Estuary, Georgia. *Ecological Modelling*, v.178, pp. 457-482. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.01.016>.

ZIEMIŃSKA-STOLARSKA, A. & J. SKRZYPSKI, 2012. Review of mathematical models of water quality. *Ecol. Chem. Eng. S* 19: 197-211. DOI: 10.2478/v10216-011-0015-x