

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA AMBIENTAL - PROCAM

**Avaliação da correlação entre parâmetros de qualidade da água e socioeconômicos no complexo estuarino de Santos - São Vicente, através de modelagem numérica ambiental**

ALEXANDRA FRANCISCATTO PENTEADO SAMPAIO

São Paulo

2010

ALEXANDRA FRANCISCATTO PENTEADO SAMPAIO

**Avaliação da correlação entre parâmetros de qualidade da água e socioeconômicos no complexo estuarino de Santos - São Vicente, através de modelagem numérica ambiental**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Mestre em Ciência Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Joseph Harari

São Paulo  
2010

Universidade de São Paulo

PROCAM

Avaliação da correlação entre parâmetros de qualidade da água e socioeconômicos no complexo estuarino de Santos - São Vicente, através de modelagem numérica ambiental

Alexandra Franciscatto Penteado Sampaio

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Mestre em Ciência Ambiental

Aprovada em \_\_\_/\_\_\_/\_\_\_

Comissão Julgadora

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Claudia Condé Lamparelli  
Instituição: CETESB/ SP

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Sonia Maria Flores Ganesella  
Instituição: Instituto Oceanográfico/USP

---

Prof. Dr. Joseph Harari do Depto. de Oceanografia Física  
do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo

Dedico esta tese aos meus maiores amores:  
minhas filhas Isabel e Julia e meu companheiro Paulinho.

Dedico também, àqueles que lutam e  
trabalham a favor da conservação  
da vida neste planeta.

## AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Sandor e Silvia, meu grande alicerce em todos os momentos da vida, e aos meus amados irmãos, Fe e Gui, por tudo de maravilhoso que temos juntos em família.

Aos queridos tios Antonio e Silvia pelo carinho, incentivo e apoio durante todos os anos de convivência familiar e profissional. Palavras não exprimem minha gratidão e admiração.

Ao meu orientador, Joseph Harari, pelos seus ensinamentos, pela convivência profissional durante uma década e pelo auxílio e apoio nas minhas escolhas. Meu respeito e admiração.

Às professoras Sônia Giancesella e Mônica Porto pelos valiosos comentários e sugestões durante a realização deste trabalho.

Ao Gilberto Berzin, por ter plantado a semente do NPH, por toda a experiência adquirida e pela confiança dispensada. Ao professor Aureo pela confiança e apoio durante estes anos. Ao Fabio desde o período que permitiu que eu assistisse a suas aulas na Biologia quando eu ainda era aluna do curso de engenharia, até a realização da parceria entre o NPH e a Biologia.

À equipe da Hidromod, Maretec e do projeto Ecomanage, fundamentais no desenvolvimento e concretização deste trabalho. Um agradecimento à família Chambel-Leitão, especialmente ao Zé, pela amizade e por todos os ensinamentos desde o início do meu ingresso nesta área; ao Pedro, pelo trabalho de grande valia com o swat e ao Paulo, pela atenção dispensada em todos os momentos solicitados. Ao professor Ramiro Neves, por compartilhar sua sabedoria. Minha grande admiração. E, principalmente, aos queridos amigos Marcos Mateus e Francisco Campuzano pela sua amizade desde o início do projeto Ecomanage e por estarem sempre dispostos a ensinar, ajudar e a solucionar mesmo há um oceano de distância, todas as dúvidas e dificuldades. Muito obrigado.

À minha amiga querida Leticia Zaroni, pela parceria e convivência durante o projeto Ecomanage e por sua amizade até os dias de hoje.

À equipe do NESE, Prof. Julio, Prof. Jorge Ferreira e Jorge Telesforo pela troca de informações e pelas análises que muito contribuíram para o enriquecimento deste trabalho.

Ao amigo Renan, pela dedicação e companheirismo durante os poucos, porém especiais anos de convivência e de trabalho no NPH.

À Claudia Lamparelli pelo seu conhecimento e atenção concedida, auxiliando com informações fundamentais que nortearam este trabalho.

À UNISANTA onde colaboro com prazer e aprendo a cada dia.

À querida Antonieta, por sempre me receber e abrigar com muito carinho em sua casa durante os períodos em que precisei.

Aos meus queridos amigos pessoais, profissionais e familiares, sou muito grata pela compreensão e apoio que recebi durante todos os momentos em que estive presente e ausente.

E finalmente à Deus, por sempre iluminar os caminhos que escolhemos seguir.

*“Ainda acabo fazendo livros,  
onde as nossas crianças possam morar”*

**(M. Lobato)**

## RESUMO

O Sistema Estuarino de Santos-São Vicente (SESS) está localizado na porção central do litoral do Estado de São Paulo e possui especial destaque pela sua importância econômica, política e ambiental. Na sua bacia de drenagem destacam-se cinco cidades que integram 68% da população da terceira maior região metropolitana do Estado de São Paulo, a Região Metropolitana da Baixada Santista, com cerca de 1.500.000 habitantes. Além de abrigar a região turística mais importante do Estado de São Paulo, a região possui um grande pólo de indústrias de base e o maior porto da América do Sul. Como consequência, a área tem sido fortemente ocupada por atividades urbanas, industriais e portuárias, principalmente durante os últimos 60 anos. O elevado aumento da densidade demográfica, caracterizada pela expansão urbana, levou à ocupação irregular da bacia de drenagem do estuário, com forte impacto ambiental e na qualidade de vida e bem-estar humano, já que a oferta de serviços sanitários tem sido incapaz de acompanhar a ocupação demográfica territorial. O presente estudo buscou avaliar o grau e a extensão da contaminação das águas do SESS por esgotos domésticos, através da aplicação da modelagem numérica, para a análise da capacidade de dispersão e diluição de um importante indicador biológico de qualidade da água, a *Escherichia coli*, presente nas águas residuais urbanas de origem doméstica sem tratamento, principalmente as oriundas de núcleos de habitações desconformes, bem como de habitações em bairros urbanizados mas que ainda não contam com rede coletora de esgoto. Desta forma, este organismo foi utilizado como indicador para estimar a contaminação da água por esgotos e, conseqüentemente, o risco para a saúde humana, dado que o esgoto também contém outras bactérias entéricas de patógenos, vírus e ovos de parasitas intestinais. Resultados dos dados sanitários da ocupação da bacia do SESS apontaram um baixo nível de atendimento sanitário, ocasionado pela ausência de saneamento adequado na região, incluindo bairros urbanizados sem rede coletora de esgoto e uma grande quantidade de moradias precárias irregulares próximas aos corpos d'água. De acordo com os dados obtidos, 90% das cargas residuais de origem fecal humana são despejadas diretamente nos rios e no estuário sem qualquer tratamento convencional. Analisando os resultados de dois cenários de simulação da dispersão e decaimento bacteriológico, verifica-se que o modelo MOHID adotado reproduziu bem os resultados das campanhas de medidas, especialmente o período do inverno. Os resultados de modelagem demonstraram que a alta concentração de *Escherichia coli* pode estar associada a habitações que não contam com ligação na rede de esgoto. Além disso, a baixa qualidade microbiológica das águas estuarinas, além de ser responsável pela queda da balneabilidade das águas em todo o SESS, também pode, em marés de sizígia, afetar a qualidade das praias da baía de Santos e de São Vicente. A análise dos resultados das campanhas de medidas e das simulações com o modelo apontou elevadas concentrações de coliformes termotolerantes devido a descargas de efluentes urbanos sem tratamento, no canal de São Vicente, no Largo da Pompeba e no canal de Santos, com maiores concentrações no verão. Os resultados demonstram que um esforço metropolitano de melhoria das condições sanitárias das habitações poderia trazer conseqüências muito positivas, uma vez que estes problemas oriundos das submoradias existentes ocorrem de forma acentuada nas cinco cidades.

A metodologia utilizada provou ser um instrumento eficaz para integrar os aspectos sócio-econômicos com as questões ambientais, sendo de muita utilidade como instrumento base para tomadas de decisões pelos agentes locais e para a formulação de políticas públicas para futuras ações visando o planejamento das ocupações territoriais e sua infraestrutura necessária. Na área de estudo, este método pode ser de especial relevância para a análise das conseqüências da atual explosão no setor imobiliário ocorre na região, causado pelas perspectivas em relação ao desenvolvimento da exploração do petróleo na região oceânica.

**Palavras-chave:** estuário de Santos, balneabilidade, qualidade da água, modelagem numérica

## ABSTRACT

The Santos-São Vicente estuarine system (SESS) is located in the central portion of São Paulo state's coast and holds a special status for its economic, political and environmental importance. In its draining basin five cities integrate 68% of the population of the third largest metropolitan region in the state of São Paulo, the Metropolitan Region of Baixada Santista, with about 1,500,000 inhabitants. Besides being the most important touristic region of the state of São Paulo, the region holds a large basic industrial pole and the largest port in South America. As a consequence, the area has been occupied by urban, industrial and portuary activities, mainly in the last 60 years. The high increase of demographic density, characterized by urban expansion, led to an irregular occupation of the draining basin, with a strong impact on environment, quality of life and human welfare, since the sanitary services supply has been unable to catch up with the territorial demographic occupation. The present study was sought to assess the degree and the extension of contamination in the water of the SESS by domestic sewage, through the application of numeric modeling, for the analysis of dispersion and dilution capacity of an important biological indicator of water quality, *Escherichia coli*, present in residual urban waters of domestic origin without a treatment from irregular housing nuclei, as well as housing in urbanized neighborhoods that still don't have sewerage networks. Thus, this organism was used as an indicator to estimate the contamination of water by sewage and consequently the hazards for human health, since sewage also contains other enteric bacteria of pathogens, viruses and intestinal parasites' eggs. Outcomes of sanitary data on occupation of the estuarine system basin pointed at a low level of sanitary servicing caused by the lack of adequate sanitation in the region, including urbanized neighborhoods without sewerage network and a great quantity of precarious housing units near to the bodies of water. According to obtained data, 90% of human fecal-originated residual loads are directly dumped in the rivers and in the estuary without any conventional treatment. Analyzing the results of the two scenarios in simulation of dispersion and bacteriological decay, it was found that the adopted MOHID model reproduced well the results of the measurements campaigns, especially the winter period. The modeling results showed that the high concentration of *Escherichia coli* might be associated with houses that have no connection to sewerage networks. Moreover, the low microbiological quality of the estuarine waters might affect the the beaches in Santos and São Vicente bay in spring tides, as well as the low balneability indexes all over the SESS. The analysis of results from measurements campaigns and simulations with the model pointed at high fecal coliform concentrations due to dumping of urban effluents without treatment in the channel of São Vicente, in Largo da Pompeba and in the channel of Santos, with largest concentrations in summer. The results show that a metropolitan effort for the improvement of housing sanitary conditions could bring much positive outcomes, since these problems from existing sub-housing units occur significantly in the five towns.

The adopted methodology proved to be an effective instrument to integrate the social-economic aspects with environmental issues, being useful as an instrument for decision-making by local agents and for the formulation of public policies for future actions aiming to the planning of territorial occupations and its necessary infrastructure. In the area of study this method may be of special relevance for the analysis of consequences from the current boom in the real estate sector related to the development of oil exploration in the oceanic region.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 01. Mapa geográfico da porção central da Baixada Santista.....	19
Figura 02. (a) Banho nas águas estuarinas pela população das palafitas, principalmente por crianças (Vila Dos Pescadores-Cubatão) e (b)Palafitas no largo da Pompeba (Santos e São Vicente).....	22
Figura 03. Área de manguezal (verde) e delimitação da área de estudo.....	33
Figura 04. Localização da área de estudo e das praias.....	35
Figura 05. Médias de temperatura do ar entre 2000 e 2009 da estação meteorológica da Base Aérea de Santos, Guarujá. (a) médias mensais, (b) médias mensais das máximas diárias e (c) médias mensais das mínimas diárias.....	36
Figura 06. Precipitação média anual (mm) obtidos de dados históricos de 8 estações pluviométricas do SIGRH (Sistema de Informações de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo).....	38
Figura 07. Precipitação média mensal acumulada entre 1976 a 2004.....	38
Figura 08. Principais sub-bacias dos rios contribuintes do sistema estuarino de Santos e São Vicente.....	39
Figura 09. Localização das caixas no SESS.....	50
Figura 10. Curva de crescimento populacional 1970 – 2000.....	52
Figura 11. Densidade demográfica dos núcleos de habitações irregulares por sub-bacia.....	57
Figura 12. Porcentagem anual de classificação das praias de Santos e São Vicente.....	62
Figura 13. Porcentagem de classificação anual por praia entre 2000 e 2009.....	63
Figura 14. Resultados das campanhas de (a) verão (8 a 15/03 de 2001) e (b) inverno (24/07 a 2/08/2000), em marés de quadratura e de sizígia .....	65-66
Figura 15. Resultados das campanhas de verão (10/04/07) e inverno (31/08/06) em quadratura.....	67
Figura 16. Batimetria do Modelo.....	82
Figura 17. Séries mensais da cobertura de nuvens e temperatura e umidade do ar, utilizadas no módulo atmosférico do MOHID.....	84
Figura 18. Localização dos pontos de lançamento de efluentes.....	86

Figura 19. (a) Valores mensais de vazão dos rios, calculados por meio do modelo SWAT (Leitão <i>et al.</i> , 2008) e (b) sedimentos em suspensão obtidos de Sondotécnica (1977), ambos utilizados no cenário de simulação 1.....	88
Figura 20. Localização dos 31 pontos de amostragem utilizados na análise dos resultados no cenário de simulação 1.....	90
Figura 21. Localização dos pontos de monitoramento das praias pela CETESB e do marégrafo da CODESP utilizados na análise dos resultados no cenário de simulação 1.....	90
Figura 22. (a) Valores mensais das vazões dos rios calculados por meio do modelo SWAT (Leitão <i>et al.</i> , 2008) e (b) sedimentos em suspensão obtidos de Sondotécnica (1977), ambos utilizados no cenário de simulação 2.....	91-92
Figura 23. Localização dos pontos de amostragem utilizados no cenário de simulação 2, na análise dos resultados de temperatura, salinidade, sedimentos coesivos, velocidade e direção das correntes .....	93
Figura 24. Localização dos pontos de colimetria utilizados na análise dos resultados no cenário de simulação 2.....	93
Figura 25. Distribuição da área de cobertura de rede água e esgoto na bacia estuarina.....	94
Figura 26. Comparação dos resultados de elevação do nível do mar do modelo com as medições do marégrafo da CODESP, nos períodos de simulação dos cenários 1 e 2.....	100
Figura 27. Comparação das intensidades das correntes, obtidas com o modelo MOHID e medidas em campo, no inverno, em 16 de setembro de 2005.....	102
Figura 28. Comparação das direções das correntes, obtidas com o modelo MOHID e medidas em campo, em 16 de setembro de 2005.....	103
Figura 29. Comparação das intensidades das correntes, obtidas com o modelo MOHID e medidas em campo, no verão, em 14 de março de 2006.....	104
Figura 30. Comparação das direções das correntes, obtidas com o modelo MOHID e medidas em campo, em 14 de março de 2006.....	105
Figura 31. Velocidades das correntes instantâneas calculadas pelo modelo, para uma maré de sizígia (a) e de quadratura (b).....	106
Figura 32. Séries temporais das correntes medidas e simuladas no cenário de simulação 2, no período de 23/06 a 11/07/01. (a) componente longitudinal (NS) e (b) componente transversal (EW) .....	107
Figura 33. Comparação dos dados de temperatura do modelo MOHID com as medidas em campo, para o cenário de simulação 1, no inverno 2000.....	109

Figura 34. Comparação dos resultados de temperatura do modelo MOHID com as medidas em campo, para o cenário de simulação 1, no verão 2001.....	109
Figura 35. Comparações dos dados de salinidade, do modelo MOHID com as medidas em campo, no cenário de simulação no inverno 2000.....	110
Figura 36. Comparações dos dados de salinidade, do modelo MOHID com as medidas em campo, no cenário de simulação 1 no verão.....	110
Figura 37. Comparações dos dados de temperatura, salinidade e sedimentos em suspensão, do modelo MOHID com as medidas em campo, entre 16 e 17 de agosto de 2005 – Cenário de Simulação 1.....	111-112-113
Figura 38. Comparações dos dados de temperatura, salinidade e sedimentos em suspensão, do MOHID com as medidas em campo, entre 13 e 14 de março de 2006 em 8 pontos.....	114-115
Figura 39. Comparações dos dados de temperatura e salinidade, do MOHID com as medidas em campo, entre 13 e 14 de março de 2006, no canal da Piaçaguera - COSIPA.....	116
Figura 40. Comparações das concentrações de coliformes fecais (termotolerantes) da campanha de dados, com os resultados do Mohid, cenário de simulação 1.....	119
Figura 41. Precipitação diária acumulada nos meses de julho/agosto de 2000 e março de 2001.....	121
Figura 42. Dispersão das partículas de <i>E. coli</i> no modelo lagrangeano, no inverno, para maré de sizígia (c) e dispersão das partículas de <i>E. coli</i> integradas na malha euleriana para marés de quadratura (a) e de sizígia (b).....	123-124
Figura 43. Dispersão das partículas de <i>E. coli</i> no modelo lagrangeano, no verão, para maré de sizígia (c) e a dispersão das partículas de <i>E. coli</i> integradas na malha euleriana para maré de quadratura (a) e de sizígia (b).....	124-125
Figura 44. Resultados do Mohid para a concentração de sedimentos coesivos no ponto12 (largo da Pompeba) sob influência de maré de quadratura (22 a 27/07) e sizígia (28 a 3/08).....	126
Figura 45. Variação do T90 em maré de quadratura (a) e sizígia (b) no inverno.....	126-127
Figura 46. Variação do T90 em maré de quadratura (a) e sizígia (b) no verão.....	127-128
Figura 47. Variação do T90 durante um dia em maré de quadratura no inverno (a) e no verão (b) em 8 pontos (cenário de simulação 1).....	129
Figura 48. Comparação dos resultados do Mohid para <i>E.coli</i> com as campanhas de inverno e verão, no cenário de simulação 2.....	131
Figura 49. Precipitação diária acumulada nos meses de agosto/ 2006 e abril/2007.....	132

- Figura 50. Dispersão das partículas de *E. coli* no modelo lagrangeano, no inverno, para maré de sizígia (c) e a dispersão das partículas de *E. coli* integradas na malha euleriana para maré de quadratura (a) e sizígia (b).....133-134
- Figura 51. Variação do T90 em maré de quadratura (a) e sizígia (b) no inverno (cenário de simulação 2).....134-135
- Figura 52. Variação do T90 durante um dia, em maré de quadratura (a) e de sizígia (b), no inverno, em 8 pontos (cenário de simulação 2).....135-136
- Figura 53. Comparação da colimetria medida e simulada nas praias de Santos no módulo lagrangeano para o inverno (a) quadratura e (b) sizígia .....138-141
- Figura 54. Comparação da colimetria medida e simulada, nas praias de São Vicente, no módulo lagrangeano, para o inverno em (a) maré de quadratura e (b) maré de sizígia .....142-145
- Figura 55. Comparação da colimetria medida e simulada, nas praias de Santos, no módulo euleriano, para o inverno em (a) maré de quadratura e (b) maré de sizígia.....146-149
- Figura 56. Comparação da colimetria medida e simulada nas praias de São Vicente, no módulo euleriano, para o inverno em (a) maré de quadratura e (b) maré de sizígia.....150-153

## LISTA DE TABELAS

Tabela 01. Área de drenagem das principais sub-bacias do sistema estuarino de Santos e São Vicente.....	40
Tabela 02. Séries históricas das estações fluviométricas na bacia hidrográfica.....	41
Tabela 03. Disponibilidade hídrica natural e demandas de água urbana e industrial.....	44
Tabela 04. Diferenças de fase da maré (em minutos) ao longo do Estuário referenciadas à Ilha das Palmas.....	46
Tabela 05. Amplitudes da maré ao longo do Estuário.....	46
Tabela 06. Tempo médio de residência das águas no SESS.....	50
Tabela 07. Características demográficas e urbanas dos municípios da bacia.....	52
Tabela 08. Número de habitantes em assentamentos subnormais na bacia estuarina de Santos e São Vicente.....	55-56
Tabela 09. Nível de atendimento por rede coletora de esgotos nos municípios da bacia.....	58
Tabela 10. Caracterização dos lançamentos dos efluentes coletados pela rede de esgoto por município.....	58
Tabela 11. Estimativas das vazões médias mensais e anuais das sub-bacias do estuário de Santos - São Vicente pelo modelo SWAT.....	69
Tabela 12. Estimativas das vazões médias anuais e da vazão mínima $Q_{7,10}$ das principais sub-bacias.....	70
Tabela 13. Série de dados utilizados na validação e calibração do cenário de simulação 1.....	89
Tabela 14. Série de dados utilizados na validação e calibração do cenário de simulação 2.....	92
Tabela 15. População residente na bacia hidrográfica do sistema estuarino de Santos - São Vicente por cidade.....	94
Tabela 16. Nível de atendimento sanitário por habitante da bacia estuarina.....	95
Tabela 17. Estimativa do número de pessoas em habitações irregulares (favelas/submoradias) por cidade.....	96
Tabela 18. Datas selecionadas de análise da balneabilidade das praias para comparação com os resultados do modelo, em marés de sizígia e quadratura.....	137

## LISTA DE SIGLAS

AGEM	Agencia Metropolitana da Baixada Santista
ARS	Agricultural Research Service
BOEDE	Biologisch Onderzoek Eems Dollard Estuarium
CBH-BS	Comitê de Bacia Hidrográfica da Baixada Santista
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CODESP	Companhia Docas do Estado de São Paulo
CONDESB	Conselho de Desenvolvimento da Baixada Santista
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COSIPA	Companhia Siderúrgica Paulista
DAEE	Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo
DHN	Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil
EMAE	Empresa Metropolitana de Água e Energia
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA	Environmental Protection Agency
IBAM	Instituto Brasileiro de Administração Municipal
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
EPC	Estação de Pré-Condicionamento de Esgoto
ES	Emissário Submarino
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
IST	Instituto Superior Técnico de Lisboa de Portugal
LNEC	Laboratório Nacional de Engenharia Civil (Portugal)
MARETEC	Marine and Environmental Technology Research Center
NASA	National Aeronautics and Space Administration
NCAR	National Center for Atmospheric Research

NCEP	National Center for Environmental Prediction
NIOZ	Netherlands Institute for Sea Research
NMP	Número Mais Provável
OSPAR	Convenção Oslo Paris
PERH	Plano Estadual de Recursos Hídricos
PESM	Parque Estadual da Serra do Mar
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
PRIMAHD	Plano Regional de Identificação e Monitoramento de Áreas de Habitações Desconformes
RMBS	Região Metropolitana da Baixada Santista
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SEE	Secretaria de Estado de Energia do Estado de São Paulo
SES	Secretaria de Energia e Saneamento do Estado de São Paulo
SESS	Sistema Estuarino de Santos e São Vicente
SIBH	Sistema Integrado de Bacias Hidrográficas
SIGRH	Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos de São Paulo
SMA	Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SRHSO	Secretaria de Recursos Hídricos, Saneamento e Obras do Estado de São Paulo
SRTM	Missão Topográfica do Radar Shuttle
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
UHE	Usina Henry Borden
UNICEF	Fundo das Nações Unidas para a Infância
USDA	United States Department of Agriculture
WASP	Water Quality Analysis Simulation Program
WHO	World Health Organization

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	18
2. JUSTIFICATIVA	28
3. OBJETIVOS	30
3.1 Objetivo geral	31
3.2 Objetivos específicos	31
4. ÁREA DE ESTUDO	32
4.1 Localização e características gerais	32
4.2 Características climáticas	36
4.3 Características da bacia hidrográfica	39
4.3.1 Efeito da salinidade nos rios	42
4.4 Caracterização hidrodinâmica do Sistema Estuarino de Santos-São Vicente (SESS)	45
4.5 Desenvolvimento socioeconômico, urbano e sanitário	51
4.6 Qualidade microbiológica das praias e canais estuarinos	59
5. METODOLOGIA	68
5.1 Obtenção das descargas dos rios no Sistema Estuarino de Santos-São Vicente (SESS)	68
5.2 Obtenção das descargas de efluentes domésticos	70
5.3 MOHID	73
5.3.1O modelo hidrodinâmico e de transporte	75
5.3.2 Módulo euleriano de propriedades da água	76
5.3.3 Coliformes termotolerantes	76
5.3.4 Módulo lagrangeano	79
5.3.5 Aplicação do MOHID no Sistema Estuarino de Santos - SãoVicente	80



6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	94
6.1 Análise espacial e quantitativa do atendimento sanitário no Sistema Estuarino de Santos - São Vicente	94
6.2 Validação do sistema MOHID na área de estudo	98
6.2.1 Hidrodinâmica	98
6.2.2 Temperatura, salinidade e sedimentos coesivos	108
6.2.3 Coliformes Termotolerantes: <i>Escherichia coli</i>	117
6.2.3.1 Comparação dos resultados dos módulos lagrangeano e euleriano no cenário de simulação 1	117
6.2.3.2 Resultados do cenário de simulação 2 para colimetria no módulo lagrangeano	130
6.2.3.3 Praias	137
7.CONCLUSÕES	155
REFERÊNCIAS	

## 1. INTRODUÇÃO

A planície costeira situada na porção central do litoral do Estado de São Paulo é de especial importância, tanto ambiental como político-econômica; conhecida como Sistema Estuarino de Santos e São Vicente (SESS), em sua bacia de drenagem estão situados cinco municípios que fazem parte da terceira maior região metropolitana do Estado de São Paulo, a região metropolitana da Baixada Santista (Jakob, 2003).

A Região Metropolitana da Baixada Santista (RMBS) foi instituída como uma unidade regional do Estado de São Paulo a partir da Lei Complementar Estadual nº 815, de 30 de julho de 1996, e é compreendida pelo agrupamento de nove municípios localizados no litoral central do estado, são eles: Bertioga, Cubatão, Guarujá, Itanhaém, Mongaguá, Peruíbe, Praia Grande, Santos e São Vicente. A fim de instituir a governança metropolitana, no mesmo ano foi criado o Conselho de Desenvolvimento da Baixada Santista (CONDESB), e dois anos mais tarde a Agência Metropolitana da Baixada Santista (AGEM), uma autarquia, que tem por finalidade integrar a organização, o planejamento e a execução das funções públicas de interesse comum na região, entre elas as questões ligadas ao saneamento ambiental.

O estudo desta bacia e seu sistema estuarino é motivado pelos variados problemas de qualidade ambiental do passado e do presente, decorrentes do processo de desenvolvimento socioeconômico que ali se estabeleceu e trouxe para a região um grande pólo de indústrias de base, o desenvolvimento do maior Porto do Brasil e da América Latina e um elevado grau de adensamento populacional na região, considerada, paradoxalmente também, importante estância balneária do Estado de São Paulo.

Segundo contagem populacional no ano 2000, efetuada no âmbito do censo demográfico do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), residem na RMBS 1.476.820 pessoas (IBGE, 2000). Resultados preliminares da última contagem populacional

realizada pelo IBGE, divulgada em novembro de 2010, demonstram que a população da RMBS aumentou para 1.663.082, correspondente a 12,61% (IBGE, 2010). Dados reunidos por Sampaio (2008), baseados no censo 2000, demonstram que, deste total, aproximadamente 1.100.000 pessoas (68%), residem na bacia hidrográfica pertencente ao SESS, na qual se situam os seguintes municípios da RMBS: Cubatão, Santos, São Vicente, Guarujá e Praia Grande (figura 1).

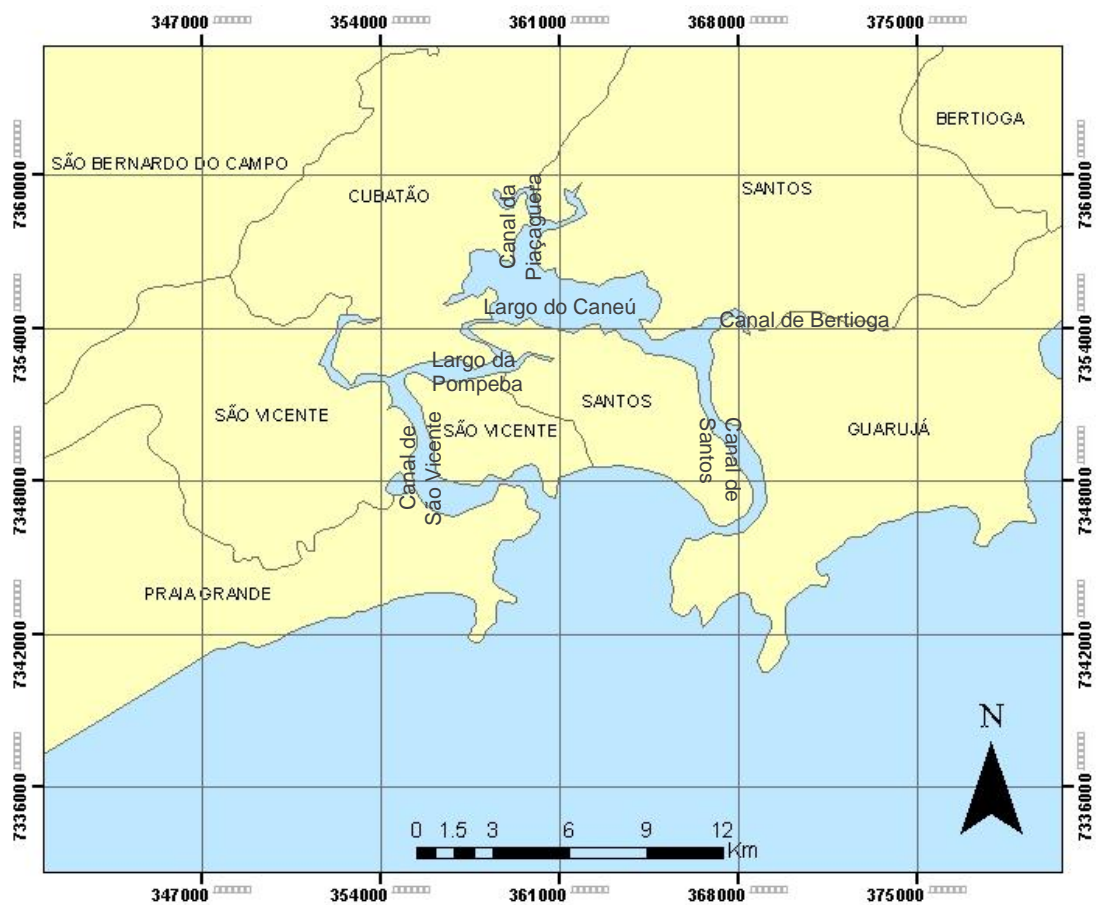


Figura 01. Mapa geográfico da porção central da Baixada Santista

A partir do cruzamento dos dados de crescimento populacional registrado nas últimas décadas e dos índices de cobertura da rede de esgoto das cinco cidades é possível verificar que, até o final do século passado, o processo de expansão da mancha urbana não foi

acompanhado pela oferta de serviços de saneamento básico. Portanto, estabeleceu-se um déficit da rede coletora de esgoto nestas cidades, com exceção apenas do município de Santos que, segundo dados do IBGE (2000), possui 94 % de atendimento, em contraposição à cidade de Cubatão, que apresentou o menor índice de atendimento por rede de esgoto, com apenas 44% das habitações atendidas.

Para diminuir o déficit sanitário e melhorar os índices de balneabilidade das praias, e conseqüentemente os indicadores de saúde da região, a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), está implantando o “Projeto de Recuperação da Qualidade Ambiental da Baixada Santista”, através do contrato SABESP/JBIC (DIARIO DO SENADO FEDERAL, 2004). Este projeto, atualmente em execução, prevê a expansão da rede coletora e de tratamento de esgoto nas áreas urbanas dos nove municípios da RMBS. Conhecido como programa “Onda Limpa”, ele pretende elevar até o final de 2012, o índice de atendimento dos serviços sanitários da RMBS de 57% para 95%, e assim contribuir com uma grande melhoria da qualidade sanitária de toda a região nos próximos anos.

Porém, junto a este novo cenário sanitário que objetiva combater o déficit em saneamento básico, vimos ressurgir um problema histórico, que ainda hoje representa um desafio, relacionado à população estabelecida irregularmente e ilegalmente em núcleos de habitações desconformes, subnormais ou favelas, adjetivos comumente utilizados para caracterizar as habitações irregulares existentes.

Estas habitações irregulares estão localizadas, em sua maior parte, em áreas públicas situadas às margens de rios e dos canais do estuário ou nos morros das cidades, em áreas classificadas como áreas de preservação permanente pelo CONAMA (2002), pois são áreas necessárias à proteção dos recursos hídricos e representam ecossistema único, de extrema importância no ciclo reprodutivo de inúmeras espécies marinhas. Entretanto, sabe-se que estes ecossistemas, quando localizados próximo aos grandes centros urbanos, têm ampliadas as

chances de serem ocupados pela população carente de opção de moradia popular nas cidades, tornando-se locais alternativos para fixação de moradias precárias.

Portanto, mesmo neste novo contexto de investimento sanitário na região, uma parcela da população carente que habita irregularmente áreas situadas às margens de rios e dos canais do estuário não poderá ser contemplada no novo programa de saneamento, direcionado à população que, embora vivendo em áreas urbanizadas, ainda não conta com rede coletora de esgoto. Desta forma, o contingente populacional que vive em favelas mantém-se como uma fonte remanescente de contaminação do estuário, contribuindo com o lançamento de esgoto *in natura* diretamente nos corpos d'água enquanto aguarda os processos de regularização fundiária.

A favela pode ser definida como um conjunto de unidades domiciliares, construídas de madeira, zinco, lata, papelão ou até mesmo em alvenaria, distribuídas desordenadamente em terrenos cuja propriedade individual do lote não é legalizada para aqueles que os ocupam e, na maioria das vezes, ocupam áreas com declividade acentuada ou inundáveis (Abiko, 1995).

De acordo com estudos de experiências obtidas dos programas de urbanização de favelas e regularização fundiária em alguns municípios brasileiros, efetuados por IBAM (2004), os assentamentos localizados em áreas de preservação ambiental, como áreas de mangues, margens de rios e estuários, dificultam a regularização urbanística e ambiental e oneram os custos de urbanização. Ainda de acordo com esta análise, os montantes dos recursos financeiros destinados aos programas de urbanização avaliados foram, em sua maioria, insuficientes para atingir as metas estabelecidas dentro dos prazos planejados pelos municípios, fator importante que denota que o ritmo e o horizonte de tempo do atendimento das necessidades básicas dos moradores de favelas acabam sendo incompatíveis com a gravidade dos problemas existentes nos municípios, demonstrando a necessidade de avaliação mais aprofundada dos impactos da ocupação (IBAM, 2004).

Dados de levantamentos municipais disponibilizados pelas prefeituras apontaram que aproximadamente 20% da população situada no SESS vivem em núcleos de habitações irregulares e, desta forma, não contam com a oferta de serviços de infra-estrutura urbano-sanitária adequados (Sampaio, 2008).

Os processos para regularização ou remoção de núcleos habitacionais irregulares exigem soluções complexas, que vão além do serviço de implantação de rede de esgoto sanitário, com conseqüente demora no combate a esta situação. De acordo com o cadastro de dados municipais, na área de estudo existem assentamentos que aguardam regularização fundiária há décadas. Enquanto aguardam uma solução, eles permanecem lançando seus efluentes em valas, redes de drenagem ou diretamente no estuário, como é o caso das habitações do tipo palafitas existentes sobre os canais estuarinos (figura 02).

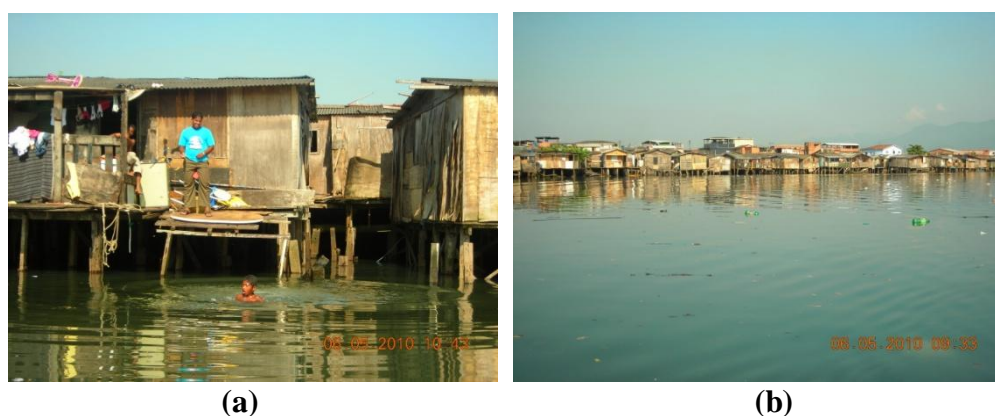


Figura 02. (a) Banho nas águas estuarinas pela população das palafitas, principalmente por crianças (Vila Dos Pescadores-Cubatão) e (b) Palafitas no largo da Pompeba (Santos e São Vicente)

Descargas de efluentes domésticos sem tratamento contaminam os corpos d'água e o pescado e expõem os banhistas a bactérias, vírus e protozoários patogênicos (CETESB, 2006). Crianças e idosos, ou pessoas com baixa resistência, são as mais suscetíveis a desenvolver doenças ou infecções após o banho em águas contaminadas ou através da alimentação de produtos sem o devido controle sanitário (CETESB, 2006).

De acordo com Von Sperling (2005), a presença de organismos patogênicos nos esgotos reflete diretamente o nível de saúde da população e as condições de saneamento básico de uma região.

Segundo Waldman *et al.* (1999) nos países não desenvolvidos o papel patogênico das enteroparasitoses faz-se sentir com maior intensidade pela existência de amplos segmentos populacionais vivendo em áreas sem saneamento, sob condições habitacionais precárias e submetidos a condições alimentares deficientes. Segundo o autor, os bolsões de miséria existentes nos centros urbanos também constituem uma ameaça constante de epidemias de maiores proporções.

Um estudo epidemiológico realizado pela CETESB (Lamparelli *et al.*, 2003) em cinco praias da Baixada Santista em 1999, demonstrou que tanto as areias como as águas mais poluídas destas praias constituem fator de risco para a manifestação de sintomas de gastroenterite. Neste estudo, foi observado que as praias com águas poluídas também apresentaram areias muito contaminadas, entretanto, os resultados demonstraram que em um grau muito maior de risco estão aqueles que se expõem à água do mar, demonstrando que em praias consideradas impróprias ao banho, é recomendável à população evitar qualquer contato direto com a água.

Do ponto de vista de saúde pública, é importante considerar além da possibilidade da transmissão de doenças de veiculação hídrica aos banhistas, como gastroenterite, hepatite A, cólera, febre tifóide, entre outras, também a ocorrência de organismos patogênicos oportunistas, responsáveis por dermatoses e outras doenças que não afetam o trato intestinal, como conjuntivite, otite e doenças das vias respiratórias (CETESB, 2006). Além disso, a presença de seres patogênicos na água também pode acarretar a contaminação da biota marinha que, por consequência, pode afetar a saúde da população que a consome. A contaminação de moluscos que se alimentam por filtração em águas contaminadas por

bactérias entéricas é apontada em Gourmelon *et al.* (2010) e Pereira *et al.* (2004). De acordo com Gourmelon *et al.* (2010), por serem consumidos crus ou mal cozidos, moluscos contaminados também têm sido associados a doenças hídricas transmitidas por alimentos. Pesquisas efetuadas pela CETESB (2003) na área de estudo, sobre o hábito de consumo de pescados e crustáceos oriundos dos rios e mangues pela população local, demonstraram que grande parte destas pessoas consome com frequência esses alimentos oriundos da fauna aquática da região, sendo base da alimentação de muitas famílias (CETESB, 2003), de modo que esta questão também pode ser de relevância na região.

A detecção de organismos patogênicos no ambiente é difícil e onerosa. Por isso, utilizam-se organismos indicadores de riscos para saúde, permitem identificar mais facilmente a presença de poluição fecal recente e a probabilidade dos locais poluídos estarem contaminados por organismos patogênicos. Os organismos indicadores frequentemente utilizados para análise da balneabilidade de corpos d' água, são as bactérias de origem entérica do grupo coliformes termotolerantes (fecais). A presença destas bactérias, é um dos parâmetros comumente utilizado como indicativo da presença recente de esgoto doméstico na água, em análises microbiológicas qualitativas e quantitativas. Por isso, suas concentrações indicam os limites para a balneabilidade dos corpos d' água e determinam a qualidade da água, em acordo com o que dispõe a Resolução n°. 274/2000 do CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente).

A principal fonte urbana de coliformes de origem fecal, denominados coliformes termotolerantes (CETESB, 2009), é constituída pelos efluentes de origem doméstica, que podem também conter bactérias de fezes de outra procedência animal além do homem, como cães e gatos domésticos, roedores presentes na rede de esgotos, e outros. De acordo com Von Sperling (2005), em média, a contribuição *per capita* de coliformes termotolerantes e sua



principal bactéria, a *Escherichia coli*, pode variar de  $10^9$  a  $10^{12}$  células/habitante.dia e sua concentração de  $10^6$  a  $10^8$  /100ml de esgoto (Von Sperling, 2005; Metcalf, 2003).

Desta forma, para auxiliar na importância da compreensão das intervenções sanitárias em curso na região de estudo, avaliar a extensão, o grau de contaminação das fontes de lançamento de efluentes domésticos existentes no estuário e conhecer sua relação com a balneabilidade das praias, pretende-se neste trabalho aplicar as técnicas numéricas de simulação hidrodinâmica e da qualidade das águas em zonas costeiras, utilizando um indicador de balneabilidade das águas, através do sistema de modelos numéricos MOHID (Neves, 1985).

Os modelos numéricos hidrodinâmicos acoplados a modelos de qualidade de água têm sido amplamente utilizados em estudos de análise integrada entre o estado do ambiente aquático e a socioeconomia local. Esta abordagem, já aplicada em inúmeros estudos costeiros no Brasil e no mundo, é também desenvolvida no estuário de Santos há mais de uma década por Harari & Camargo (1995, 1998, 2003), Berzin *et al.* (1997, 1999), Hidromod-Unisanta (2000, 2002), Leitão *et al.* (1999).

Na América do Sul, os estudos efetuados na Argentina, no Chile e no Brasil por Neves *et al.* (2008) demonstram como os modelos numéricos, entre eles o MOHID, podem ser extremamente úteis na análise integrada do meio socioeconômico e do meio aquático, auxiliando no conhecimento das relações de causa e efeito das pressões que as atividades socioeconômicas exercem sobre estes ambientes. Estes modelos, uma vez implementados e calibrados, permitem simular a resposta do meio aquático às pressões antrópicas sob diversas condições hidrodinâmicas, principalmente em um ambiente altamente dinâmico como o estuário, considerando, por exemplo, marés extremas, incursões de frentes frias, elevação/diminuição das descargas das bacias hidrográficas ou até mesmo ressacas.

Para Rosman (2001), a necessidade da aplicação de modelos para estudos, projetos e auxílio à gestão de recursos hídricos é inquestionável, face à complexidade dos ambientes de corpos de água naturais, especialmente em lagos, reservatórios, estuários e zonas costeiras adjacentes às bacias hidrográficas. Os modelos são, portanto, ferramentas integradoras, sem as quais dificilmente se consegue uma visão dinâmica de processos em sistemas ambientais complexos.

Os modelos hidrodinâmicos começaram a ser desenvolvidos no final dos anos 60 (Leendertse, 1967; Heaps, 1969) e tiveram grande aprimoramento durante os anos 70 e 80 (Abbott *et al.*, 1973; Falconer, 1984; Neves, 1985). Com o desenvolvimento de modelos hidrodinâmicos, modelos acoplados, como de qualidade da água e ecológicos, também evoluíram. Segundo Neves (2007), entre os modelos pioneiros pode-se citar o modelo WASP, desenvolvido na EPA (Di Toro *et al.*, 1983), e BOEDE, desenvolvido na Nioz (Ruudij & Baretta, 1982).

Desde a década de 90, o rápido desenvolvimento da capacidade de cálculo computacional vem permitindo a resolução mais rigorosa de um número cada vez maior de problemas que envolvem o transporte de sedimentos (Cancino & Neves, 1994; Portela & Neves, 1994), a qualidade da água e a ecologia (Portela & Neves, 1995). Com isso, as simulações numéricas têm sido cada vez mais utilizadas por várias áreas do conhecimento, como para o controle de navegação, apoio a operações portuárias, controle de dragagens, transporte de sedimentos, monitoramento da qualidade da água, análise da descarga de efluentes pelos emissários submarinos, dispersão de manchas de óleo, entre outros.

O desenvolvimento do sistema de modelos MOHID, aplicados neste estudo, foi iniciado por Neves (1985) como um modelo hidrodinâmico bidimensional. Neves (2007) descreveu a evolução deste modelo para um sistema de modelos integrados de fluxo de marés em estuários, ondas (Silva, 1991), qualidade da água (Portela, 1996), escoamentos

tridimensionais (Santos, 1995), para novos métodos numéricos (Martins *et al.*, 2000), com diferentes condições de contorno aberto (Leitão, 2003), até finalmente ser reorganizado em uma perspectiva integrada, a fim de acomodar também módulos alternativos para diferentes processos (Braunschweig *et al.*, 2004), como os módulos que simulam processos biogeoquímicos e processos de qualidade da água (Trancoso *et al.*, 2005; Saraiva *et al.*, 2006; Mateus, 2006), fluxos de água em meios em meios porosos (Galvão *et al.*, 2004), fluxos de água em bacias hidrográficas (Braunschweig & Neves, 2006) e a circulação oceânica (Leitão *et al.*, 2006). Segundo Neves (2007), com esta evolução, o sistema MOHID se transformou em uma sólida ferramenta de trabalho em modelagem ambiental, utilizado em dezenas de projetos de pesquisas.

É notável que, entre as principais aplicações amplamente difundidas pelos grupos de pesquisas de modelagem ambiental de recursos hídricos, está na utilidade de implementação da modelagem numérica hidrodinâmica com acoplamento a modelos de qualidade da água e a modelos ecológicos. Neste caso, de particular relevância é a possibilidade de utilização dos coliformes termotolerantes (fecais) na modelagem numérica como um importante indicador da eficiência de sistemas de disposição final de efluentes domésticos nas águas marinhas e estuarinas, como apontado por Frick *et al.* (2001).

Desta maneira, os modelos de qualidade de água, como o aplicado neste trabalho, têm sido muito úteis na estimativa da dispersão de contaminantes introduzidos voluntariamente ou não no meio aquático, tendo como principal exemplo sua aplicação nos estudos de decaimento e dispersão da pluma de efluentes de emissários submarinos no campo próximo e no campo afastado; na região de estudo, é possível destacar dois trabalhos recentes desta natureza, com os modelos aplicados por Baptistelli (2008) e Gregório (2009).

## 2. JUSTIFICATIVA

Levantamentos do início deste século, realizados pela WHO/ UNICEF, demonstram que 137 milhões de pessoas na América Latina e Caribe não possuem instalações adequadas de saneamento (Periago *et al.*, 2007). No Brasil, de acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, apenas 44% dos domicílios possuem sistema de coleta e afastamento de esgoto, como rede de esgoto ou sistema de fossas sépticas, e somente 28,5% das cidades possuem suas águas residuais tratadas antes do seu lançamento em um rio, lago ou oceano (IBGE, 2010). O relatório de desenvolvimento humano (PNUD, 2006) relata ainda que, no Brasil, 20% da população mais rica goza de um acesso a água e saneamento em níveis amplamente comparáveis aos registrados nos países ricos, enquanto 20% dos mais pobres registram taxas de cobertura similares às de países muito pobres, em níveis diretamente proporcionais ao rendimento econômico, demonstrando, mais uma vez, o resultado da acentuada desigualdade social no país.

Na área de estudo, os índices de coleta de esgoto, de 44% da população de Cubatão, 66% de São Vicente, e mesmo os 94% de Santos, são insuficientes para atender a qualidade sanitária almejada para a região, que ainda possui, de acordo com levantamentos municipais, aproximadamente 20% da população total, aproximadamente 200 mil pessoas, vivendo em núcleos habitacionais irregulares (Sampaio 2008, 2010).

Resultados de análises de monitoramento da qualidade de águas litorâneas pela CETESB (2009), com relação à balneabilidade das praias na Baixada Santista, entre 1999 e 2009, incluindo as praias de Santos e São Vicente, demonstraram, de uma maneira geral, piora na balneabilidade nos últimos 10 anos, sendo que, desde 2003, esses resultados vêm alternando tendências de um ano para o outro, sem uma condição definida de melhora ou piora.

Muitos trabalhos de investigação apontam como fonte potencial de poluição, nos canais e nos rios do sistema estuarino de Santos-São Vicente, o lançamento de efluentes domésticos sem tratamento (Braga *et al.*, 2000; CETESB, 2001; Lima, 2003; Giancesella, 2006b; Sampaio, 2008). Entretanto, nenhum deles avaliou a capacidade de autodepuração destes lançamentos e a extensão da contaminação microbiológica na porção interior do estuário. Tampouco se sabe qual o volume e de onde se originam estes efluentes que são lançados diariamente sem tratamento nos rios, canais estuarinos e canais de drenagem urbana da área em estudo; também não se conhece a capacidade de restauração deste sistema com relação a estas descargas e sua relação com os índices de balneabilidade das praias da região.

Assim, optou-se neste trabalho pelo uso de coliformes de origem fecal, os coliformes termotolerantes e seu grupo majoritário de bactérias a *Escherichia coli* (CETESB, 2009), como um importante parâmetro indicador de contaminação por esgoto doméstico na área de estudo, uma vez que se constata que, tanto as praias como o interior do estuário, são utilizados para lazer e recreação pela população residente. Da mesma forma, os problemas de contaminação fecal que afetam a balneabilidade das praias da região também foram considerados nas análises.

Portanto, a abordagem deste estudo justifica-se por estabelecer uma base técnica de conhecimento da relação de causa e efeito com quanto à qualidade da água do estuário de Santos - São Vicente, utilizando o indicador coliforme fecal, e considerando que, uma vez efetivada a eliminação de grande parte das fontes urbanas previstas no novo projeto de saneamento para a região, permanecem como fontes residuais as favelas distribuídas em toda a bacia, em função da sua condição fundiária irregular. Acredita-se, portanto, que a análise do comportamento do estuário diante desta situação sanitária existente poderá futuramente direcionar políticas públicas de melhoria sócio-ambiental na região para estas comunidades, que aguardam soluções por meio de programas de regularização fundiária e urbanização.

### 3. OBJETIVOS

O presente estudo busca avaliar o grau e a extensão da contaminação das águas do sistema estuarino de Santos/São Vicente por esgotos domésticos, através da aplicação da modelagem numérica para a análise da capacidade de dispersão e diluição de um importante indicador biológico de qualidade da água do grupo dos coliformes termotolerantes, as bactérias *Escherichia coli*, oriundas do lançamento de efluentes urbanos domésticos sem tratamento dos núcleos de habitações desconformes estabelecidos na bacia de drenagem do estuário, bem como das habitações presentes em bairros sem rede coletora de esgoto.

Visando estabelecer quais as condições de qualidade microbiológica das águas estuarinas em função de variáveis do meio físico conhecidas, pretende-se estabelecer possíveis correlações com os padrões de balneabilidade das praias destes municípios e identificar a existência de eventuais zonas e/ou situações críticas. Para isto, faz-se uso das técnicas de modelagem ambiental com o sistema de modelo MOHID (Neves, 1985), desenvolvido pelo Instituto Superior Técnico de Lisboa de Portugal (IST), com a utilização de dois módulos numéricos, um para a hidrodinâmica do estuário e outro associado a este, para a qualidade de água. Esta aplicação tem como base o módulo hidrodinâmico para o SESS desenvolvido por Leitão *et al.* (1999) e Hidromod-Unisanta (1998, 2000, 2002), o módulo de qualidade da água implementado no projeto Ecomanage (Neves *et al.*, 2008; Sampaio *et al.*, 2008; Mateus *et al.*, 2008) e a caracterização espacial, demográfica e sanitária da área de estudo por meio da análise dos dados censitários, municipais e sanitários reunidos (Sampaio *et al.*, 2008).

### 3.1 Objetivo Geral

Este estudo tem como objetivo principal contribuir para gestão costeira integrada da RMBS, com subsídios técnicos que possibilitem maior conhecimento da dinâmica das águas do estuário de Santos e São Vicente frente ao aporte de esgotos domésticos oriundos das fontes urbanas identificadas, incluindo as descargas existentes tanto dos assentamentos humanos irregulares que se estabeleceram na região há décadas, bem como das áreas urbanizadas sem rede coletora de esgoto. Pretende-se que estes resultados sejam úteis e auxiliem na elaboração de futuras ações governamentais direcionadas, do ponto de vista social e de controle da poluição urbana.

### 3.2 Objetivos Específicos

- Analisar espacial e quantitativamente a distribuição, densidade populacional e das descargas de efluentes domésticos, oriundos dos assentamentos populacionais irregulares estabelecidos na bacia de drenagem do sistema estuarino de Santos/São Vicente e dos bairros sem rede coletora de esgoto, a fim de estimar qual a contribuição pontual e difusa dos efluentes neste ambiente.
- Avaliar o grau de contaminação do sistema estuarino de Santos - São Vicente por agentes patogênicos, permitindo desta forma identificar as zonas críticas.
- Avaliar a capacidade de dispersão e de diluição da concentração da *Escherichia coli*, em função das variáveis físicas do ambiente costeiro.
- Estabelecer uma correlação entre os índices de balneabilidade das praias dos municípios de Santos e São Vicente e os cenários de dispersão da contaminação aquática por *Escherichia coli* no estuário.

## **4. ÁREA DE ESTUDO**

### **4.1 Localização e características gerais**

A área de estudo está localizada no litoral central da zona costeira do Estado de São Paulo e denomina-se Sistema Estuarino de Santos - São Vicente (SESS). Constitui uma zona de transição entre o Oceano Atlântico e as águas doces presentes na bacia hidrográfica de cinco municípios que fazem parte da região metropolitana da Baixada Santista: Santos, São Vicente, Cubatão, Guarujá e Praia Grande.

Trata-se de um dos mais importantes estuários do Brasil sob o ponto de vista socioeconômico, com destaque para a presença do maior porto nacional em tamanho e movimentação de cargas, o Porto de Santos. Do ponto de vista ambiental, destaca-se por estar em uma área que compreende 31% do total de 231 km<sup>2</sup> de áreas remanescentes de florestas de mangue do Estado de São Paulo e representa 59% das florestas de mangue da região metropolitana da Baixada Santista - RMBS (Sampaio *et al.*, 2009; Schmiegelow *et al.*, 2008; SMA/CETESB, 1998; Herz, 1991) (figura 3).



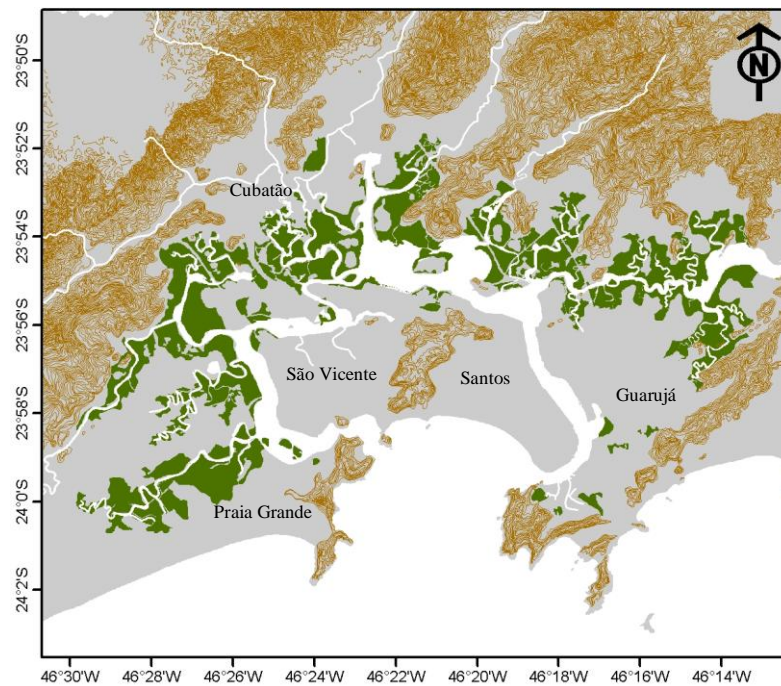


Figura 03. Área de manguezal (verde) e delimitação da área de estudo.  
 Fonte: Sampaio *et al.* (2009)

A região de estudo possui uma área total de aproximadamente 835 km<sup>2</sup>, distribuída em cinco cidades da Baixada Santista: as cidades de São Vicente e Cubatão, que tem sua área integralmente na bacia do estuário, e as cidades de Santos, Guarujá e Praia Grande, que possuem parte do seu território nesta bacia. Além destas, as cidades de Santo André e São Bernardo do Campo, no planalto, também possuem parte do território situado na bacia hidrográfica do SESS, com 5,76 e 77,74 km<sup>2</sup> respectivamente (SIBH, 2004), porém, pelo fato de compreenderem pequenas áreas e estarem em áreas protegidas da influência antrópica, não fizeram parte das análises deste trabalho.

A região é formada por uma extensa planície, limitada ao norte pela Serra do Mar e ao sul pelo Oceano Atlântico. Possui uma rede de canais meandrizados, interligados à baía de Santos, com abertura para o oceano localizada ao sul, por meio de dois canais principais que circundam a ilha de São Vicente, os quais recebem os nomes dos dois municípios situados na ilha, Santos e São Vicente (figura 04).

Estes canais apresentam características distintas entre si. O Canal de São Vicente, a oeste da ilha, também denominado canal dos Barreiros, é mais raso, com profundidade média de 6 m, e o canal de Santos, a leste, possui profundidade média de 12m mantida artificialmente por meio de dragagem de manutenção, de forma a garantir a profundidade necessária para o funcionamento do porto de Santos. O canal de São Vicente possui uma largura média de 600 m e comprimento de aproximadamente 7,5 km, desde a sua embocadura na baía de Santos até seu limite superior (no largo da Pompeba). O canal de Santos, com embocadura a leste da baía, juntamente com o canal do Porto, possui uma largura média de 400 m e comprimento de aproximadamente 14 km até seu limite superior (próximo ao largo do Caneú). Além dos principais canais que fazem a ligação entre as águas salinas da baía e os rios que nascem e descem das escarpas da Serra do Mar, o estuário possui outros dois canais de acesso: o canal de Piaçaguera e o canal de Bertioga.

O canal de Piaçaguera era um canal natural que foi alargado e aprofundado na década de 60, com a finalidade de servir de acesso marítimo aos terminais privados de indústrias do pólo industrial de Cubatão, estabelecidas às margens do estuário com este propósito (Goldenstein, 1972). Este canal situa-se na cabeceira do estuário, possui 5 km de extensão até o largo do Caneú e 450 m de largura; desde 1969 é utilizado para transporte de cargas de navios. O canal de Bertioga possui interligação com o estuário de Santos e São Vicente apenas em uma das suas duas extremidades; localizado a leste do canal de Santos, possui profundidade de até 15 m na barra e profundidades menores entre 3 a 6 metros no interior. Sua extensão total é de aproximadamente 25 km até a foz no Oceano Atlântico, em área fora da bacia estuarina de Santos e São Vicente. Ao contrário dos canais de Santos e da Piaçaguera, no canal de Bertioga não ocorre a navegação de navios. Considera-se dentro da área de estudo seu trecho de 8 km que se inicia a leste do canal de Santos e segue em direção ao oceano até a região conhecida como Largo do Candinho. A limitação da área do canal de

Bertioga neste estudo foi baseada na literatura, uma vez que estudos apontam que não há evidências de troca de água significativa entre as águas à jusante do largo do Candinho em direção ao oceano Atlântico e o estuário de Santos, devido ao fenômeno conhecido como tombo de maré, resultante dos efeitos da propagação da onda de maré nas duas extremidades do canal com a mesma direção e sentidos opostos (Harari & Camargo, 1998; Miranda, 1998; Bernardes, 2001).

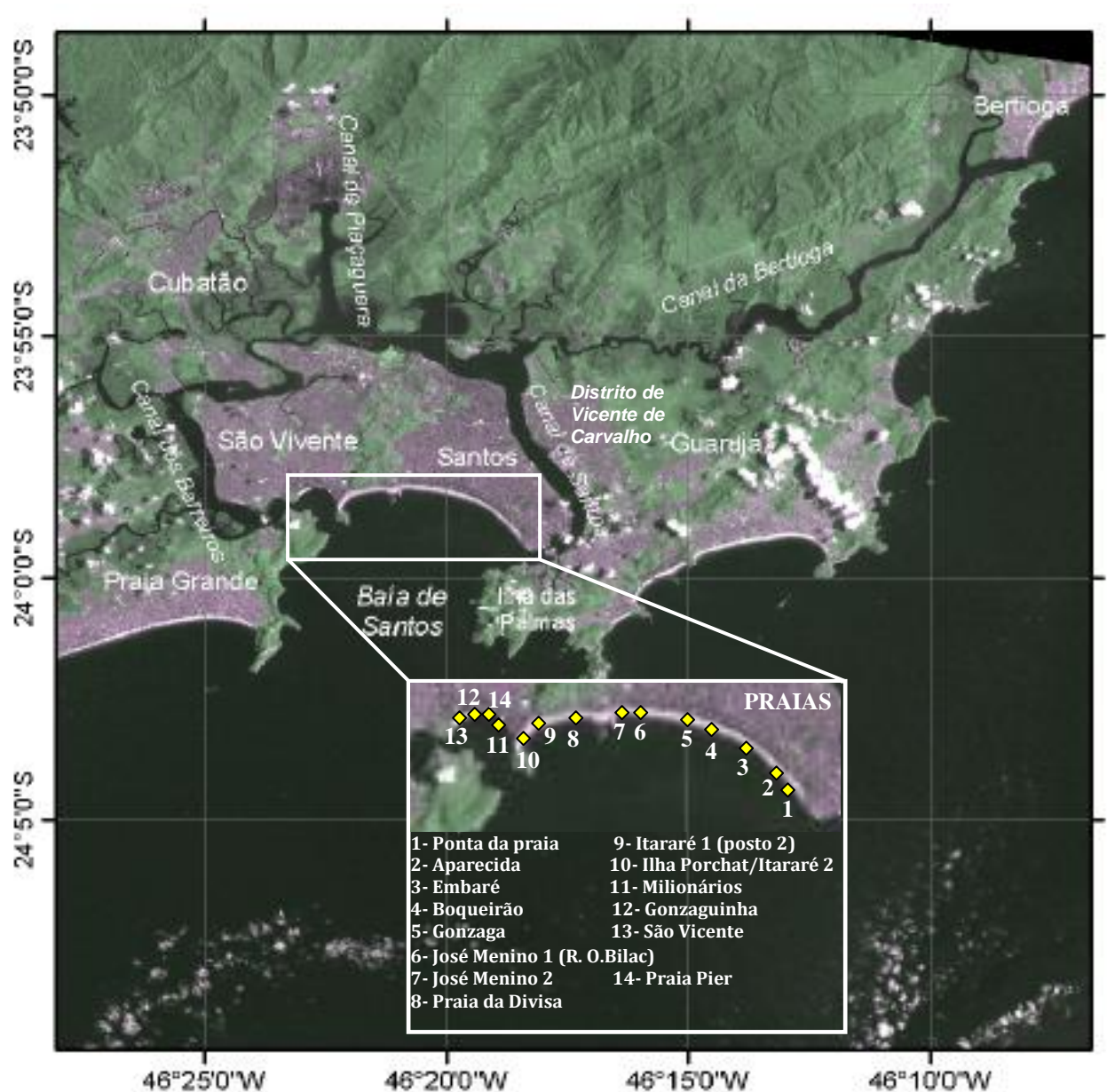


Figura 04. Localização da área de estudo e das praias (em detalhe).

Fonte: EMBRAPA. Mosaico de fotos do satélite Landsat ([www.cdbrasil.cnpem.embrapa.br](http://www.cdbrasil.cnpem.embrapa.br))

## 4.2 Características climáticas

A região apresenta clima tropical úmido com altos índices pluviométricos (Santos, 1965; Pelegatti, 2007; Ancona, 2007). Registros diários da estação meteorológica da base aérea de Santos entre 2000 e 2009 apontam que a temperatura do ar média anual neste período foi de 23,9°C e as médias mensais das temperaturas máximas e mínimas diárias tiveram máximo de 29,9°C e mínimo de 15,5°C, respectivamente, sendo o mês de março o mais quente e o mês de julho o mês mais frio no período (Figura 05).

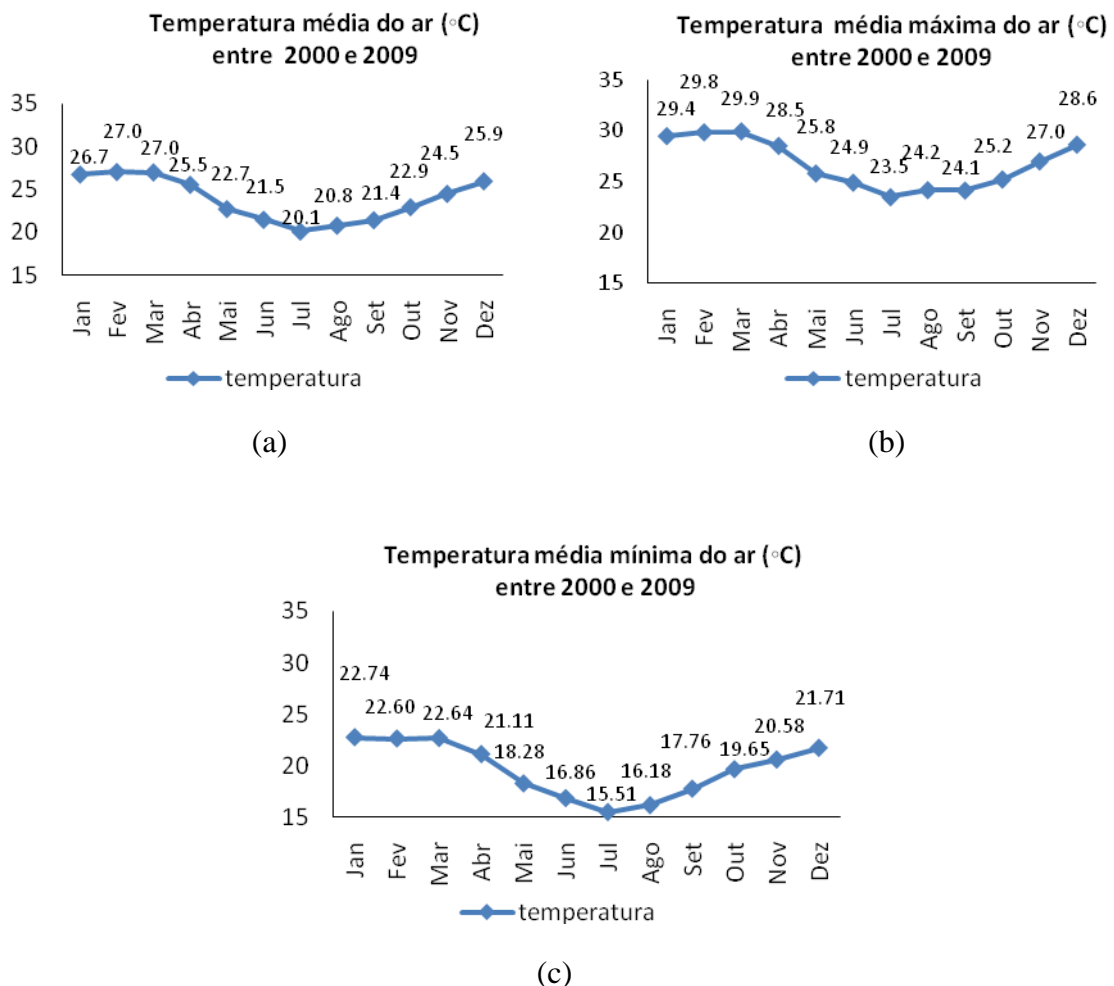


Figura 5. Médias de temperatura do ar entre 2000 e 2009 da estação meteorológica da Base Aérea de Santos, Guarujá. (a) médias mensais, (b) médias mensais das máximas diárias e (c) médias mensais das mínimas diárias. Fonte: TuTiempo (2010)

A proximidade da Serra do Mar, associada à influência de frentes frias, é responsável pelos altos índices pluviométricos na região da Baixada Santista. Este regime pluviométrico não é uniformemente distribuído na bacia. As escarpas íngremes do maciço da Serra do Mar tornam o clima mais chuvoso na serra e relativamente menos chuvoso em direção ao mar. Observando o mapa pluviométrico da região (figura 06) verifica-se que a pluviosidade anual média varia entre 2000 mm nas áreas baixas e 3000 mm nas áreas mais elevadas; o alto regime de chuvas no período do verão é característico desta região (Braga *et al.*, 2000). Por conta da influência marítima, embora não haja uma estação seca, o verão apresenta o período mais chuvoso e o inverno o período com maior estiagem (Pelegatti, 2007; Santos, 1965). Segundo a análise de série histórica da chuva na região feita por Pelegatti (2007) das séries pluviométricas registradas pelo DAEE (Departamento de águas e Energia Elétrica) em 10 anos, o autor encontrou uma concentração média de chuvas durante o verão com cerca de 38% dos totais pluviométricos, seguidos pela primavera e outono, que juntos totalizam 46% da precipitação anual.

Dados pluviométricos da estação meteorológica da base aérea de Santos disponíveis em Tutiempo (2010) apresentaram grandes lacunas no registro, impossibilitando a análise das chuvas também para esta estação. Assim, a análise histórica de chuva foi feita com os dados pluviométricos registrados pela estação do DAEE localizada em São Vicente, com registros disponíveis entre 1976 e 2006. Análise das médias mensais anuais de chuva acumulada nesta estação, para este período, apontou o mês de março como o mais chuvoso, acumulando mais de 300 mm, e o mês de julho o mês mais seco, com um pouco mais de 50 mm acumulados (DAEE, 2000) (figura 07).

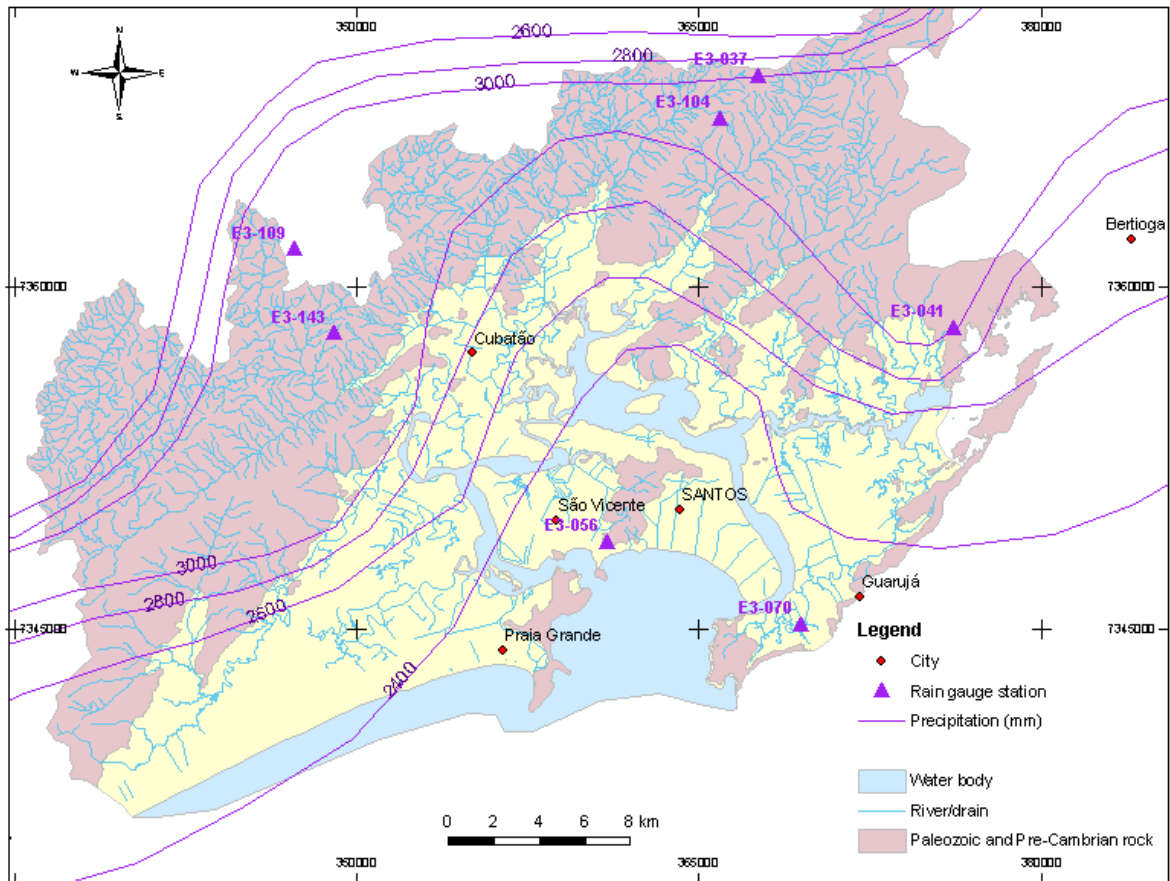


Figura 06. Precipitação média anual (mm) obtidos de dados históricos de 8 estações pluviométricas do SIGRH (Sistema de Informações de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo). Fonte: LNEC (2005)

#### Precipitação acumulada média mensal (mm) de 1976 a 2004

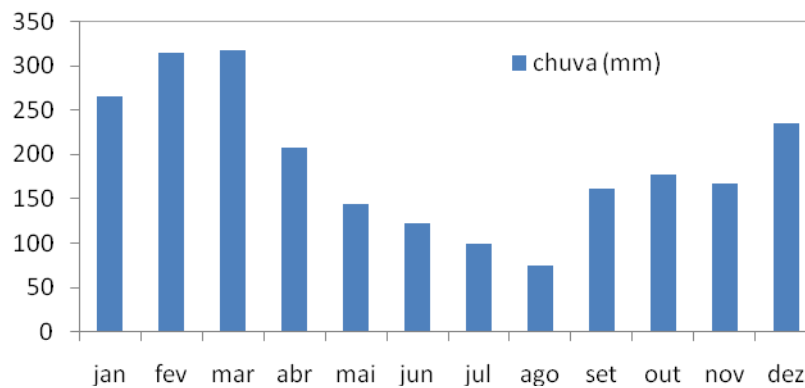


Figura 07. Precipitação média mensal acumulada, entre de 1976 a 2004. Fonte: DAEE estação E-23, São Vicente-SP ( [www.sigrh.sp.gov.br](http://www.sigrh.sp.gov.br))

### 4.3 Características da bacia hidrográfica

O SESS possui uma bacia destinada a múltiplos usos em decorrência da diversificada atividade socioeconômica da região. Dentre os principais usos estão o abastecimento público, industrial e portuário, recreação, navegação, geração de energia, pesca de subsistência e recepção de efluentes industriais e domésticos (CETESB, 2005).

O limite geográfico da bacia adotado para este estudo foi delimitado por Leitão *et al.* (2008). A delimitação da área foi feita com base nos dados topográficos da Missão Topográfica do Radar Shuttle da NASA (SRTM). Para possibilitar uma melhor análise da bacia hidrográfica, o estuário foi dividido em 10 sub-bacias principais: rio Piaçabuçu, rio Boturoca, rio Cubatão, rio Perequê, rio Moji, rio Quilombo, rio Jurubatuba, rio Cabuçu (no canal de Bertioiga), além de duas sub-bacias compostas pelas ilhas: a ilha de São Vicente e parte da ilha de Santo Amaro (figura 08).

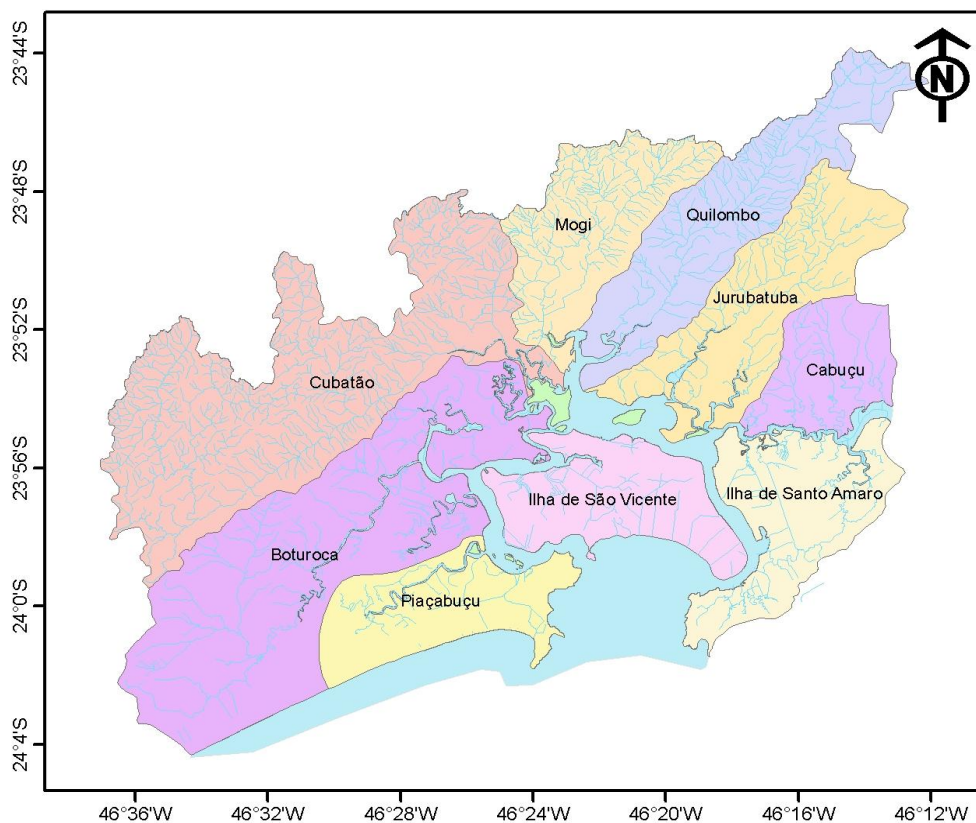


Figura 08. Principais sub-bacias dos rios contribuintes do sistema estuarino de Santos e São Vicente. Fonte: Mancuso (2007)

As sub-bacias do rio Cubatão e do rio Boturoca possuem as maiores áreas e abrangem três das cinco cidades localizadas na bacia estuarina de Santos e São Vicente (tabela 01).

Tabela 01. Área de drenagem das principais sub-bacias do sistema estuarino de Santos e São Vicente. Fonte: Mancuso (2007)

<b>Sub-bacia</b>	<b>Área de drenagem (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Municípios</b>
Rio Boturoca	182,80	Praia Grande/São Vicente
Rio Cubatão	185,50	Cubatão/São Vicente
Rio Piaçabuçu	57,10	Praia Grande/ São Vicente
Ilha de São Vicente	58,50	São Vicente/Santos
Rio Mogi	67,90	Cubatão
Ilha de Santo Amaro*	68,60	Guarujá
Rio Cabuçu*	41,00	Santos
Rio Jurubatuba	82,00	Santos
Rio Quilombo	86,60	Cubatão
<b>Total</b>	<b>835,00</b>	

\*Considera apenas a área da bacia situada no SESS

O DAEE dispõe de dados de 16 estações pluviométricas e três estações fluviométricas nesta área (DAEE, 2000). Estes dados foram utilizados por Chambel-Leitão *et al.* (2008) para estimar a vazão média mensal dos principais rios do estuário através do modelo SWAT- Soil and Water Assessment Tool (<http://swatmodel.tamu.edu>). Segundo os autores, para os dados das estações fluviométricas, o rio Quilombo é o que apresenta a melhor série histórica de dados de fluxo de água, enquanto os rios Moji e Cubatão apresentam séries mais curtas (Tabela 02).

Neste estudo, foram adotados como condição de fronteira terrestre, para o modelo numérico estuarino, os dados obtidos com o SWAT. Este conjunto de dados também foi



utilizado para análise da contribuição de nutrientes no estuário pelas fontes antrópicas identificadas na bacia por Chambel-Leitão *et al.* (2008).

Tabela 02. Séries históricas das estações fluviométricas na bacia hidrográfica.

Fonte: DAEE (2000) [www.sigrh.sp.gov.br/](http://www.sigrh.sp.gov.br/)

<b>Estação Fluviométrica</b>	<b>Período de registro</b>	<b>Bacia</b>
3E-93 – Moji	08/1972 a 10/1975	Rio Moji
3E-77 - Ponte Preta	11/1966 a 06/1969	Rio Cubatão
3E-95 – Quilombo	10/1971 a 11/1987	Rio Quilombo

Segundo dados do CBH-BS (Comitê de Bacias hidrográficas da Baixada Santista), as sub-bacias da região possuem alta demanda de recursos hídricos e qualidade da água comprometida para os principais indicadores (DAEE 2005a). Dentre os principais problemas dos recursos hídricos da RMBS apontados no plano estadual de recursos hídricos desta bacia 2004-2007 e 2008-2011 (DAEE, 2005a; PERH, 2004-2007; AGEM, 2008) destacam-se:

- Alta demanda de água e baixa disponibilidade hídrica para uso industrial e abastecimento urbano nos rios Cubatão, Mogi, Jurubatuba e Quilombo.
- Alta demanda de água para abastecimento urbano nas temporadas de verão e períodos de estiagem,
- Exceto em algumas captações isoladas, há baixos padrões de potabilidade da água;
- Elevadas perdas de água, nos sistemas de abastecimento;
- Sistemas de esgoto apresentam índices de atendimento insuficiente, exceto a cidade Santos;
- Os corpos d'água mais degradados são os rios Piaçaguera e Moji, devido às elevadas concentrações de nutrientes.

- O Canal de Fuga da usina Henry Borden, no rio Cubatão, com as águas provenientes do reservatório Billings, apresentou riscos de toxicidade crônica e aguda, dependendo do nível de poluição de represa de Billings, da bacia do Alto Tietê;

- Sérios conflitos de uso de águas superficiais, entre as crescentes atividades industrial e portuária, e a expansão urbana regular e irregular, em contraposição ao crescente potencial turístico e de lazer, no estuário e nas Baías de Santos e São Vicente;

- As águas litorâneas apresentam, em alguns pontos críticos, ocorrências de balneabilidade inadequada para uma região com elevado potencial turístico. Verifica-se um alto índice de contaminação por coliformes de origem fecal nos cursos de água que afluem às praias.

#### **4.3.1 Efeito da salinidade nos rios**

Do ponto de vista da mistura da água doce dos rios com a água salgada do oceano, devido a suas características física, morfológica e hidrológica, o SESS é considerado um ambiente misturado tendendo a estratificação em função do regime das descargas fluviais da bacia hidrográfica (Sondotécnica, 1977). Em função desta dependência, a cunha salina é detectada até aproximadamente 20 km desde a baía de Santos até o curso dos seus principais rios. Porém, além das descargas dos rios, a área de estudo possui um caráter distinto da maioria dos estuários, por ser influenciada também pelo regime de bombeamento de água doce de uma usina hidrelétrica em funcionamento desde 1926, a Usina Henry Borden (UHE). A UHE possui capacidade de transportar, por meio de tubulações de grandes diâmetros, até 157 m<sup>3</sup>/s de água oriunda do reservatório Billings, localizado no planalto de São Paulo a 720 m de altitude, funcionando como um rio artificial que deságua diretamente no principal afluente do sistema estuarino, o rio Cubatão.

Entretanto, desde outubro de 1992, a usina vem atendendo às condições estabelecidas na Resolução Conjunta SMA/SES 03/92, de 04/10/92, atualizada pela Resolução SEE-SMA-SRHSO-I, de 13/03/96, que só permite o bombeamento das águas poluídas do Rio Pinheiros para o Reservatório Billings para controle de cheias da região metropolitana de São Paulo, reduzindo assim, em aproximadamente 75%, o bombeamento de água e a geração de energia produzida pela usina. Desta forma, segundo os gestores da Empresa Metropolitana de Água e Energia (EMAE), atualmente a usina trabalha com geração mínima de energia nos horários de carga leve e média, o que corresponde a um bombeamento de água de  $6 \text{ m}^3/\text{s}$ , e no horário de pico de consumo de energia elétrica, com um bombeamento suficiente para atender às demandas de energia. Também em casos de contingências ou em grandes manutenções no sistema elétrico do país, a usina é requerida com geração máxima até a normalização do sistema, quando então volta a funcionar nas condições estabelecidas pela resolução. Segundo Ragnev (2005) atualmente a Usina Hidroelétrica Henry Borden trabalha na maior parte do tempo com turbinamento de  $6 \text{ m}^3/\text{s}$ . O autor aponta que esse valor mínimo é necessário para dar estabilidade nas unidades geradoras de energia, além de auxiliar a captação de água pela SABESP e possibilitar a refrigeração das unidades geradoras de energia.

As conseqüências indiretas desta restrição trouxeram de volta uma relativa melhoria na qualidade de água no rio Cubatão na última década (CETESB, 2000). Porém o atual regime de operação da UHE tem sido apontado como principal responsável pelo retorno da cunha salina nos rios da bacia hidrográfica da região próximo às captações de água existentes para fins industriais e urbanos, uma vez que as grandes vazões aduzidas pela usina funcionavam como uma barreira hidráulica na foz dos rios à montante do estuário. Estima-se que, além disso, este aporte de água doce no rio Cubatão também trouxe por conseqüência alteração no comportamento hidráulico do sistema estuarino, uma vez que o volume máximo de água descarregado pela usina pode ser responsável pelo aumento de quase 15 vezes a

vazão média de longo período do rio Cubatão (tabela 03), o maior contribuinte do estuário, uma vez que esta descarga de água não ocorria naturalmente antes da construção da UHE. Vale a pena ressaltar que os estudos mais significativos sobre o comportamento hidráulico e sedimentológico da região encontrados na literatura, como Sondotécnica (1977), foram efetuados na década de 70, numa época em que, segundo Vasconcellos (1995) apud Fracalanza (2002), entre 1950 e 1992, o bombeamento das águas pela usina funcionou sem restrição, com uma vazão média oscilando entre 74 e 131 m<sup>3</sup>/s.

Tabela 03. Disponibilidade hídrica natural e demandas de água urbana e industrial.  
Fonte: Relatório Zero (CETEC, 2000) e CETESB- Agência Cubatão\*

Sub-bacia	Disponibilidade Hídrica Natural		Demanda de Água
	Média Q <sub>LP</sub> (m <sup>3</sup> /s)	Mínima Q <sub>7,10</sub> (m <sup>3</sup> /s)	Captação (m <sup>3</sup> /s)
RIO CUBATÃO	8,09	1,97	8,98
RIO JURUBATUBA	3,91	0,95	0,94
RIO QUILOMBO	4,55	1,11	0,10
RIO MOGI	3,58	0,88	5,17*
<b>Total</b>	<b>20,13</b>	<b>4,91</b>	<b>15,19</b>

Segundo Cardoso & Alfredini (1997), para manter uma condição razoável de contenção hidráulica da cunha salina estacionária, é necessário que haja vazões médias mensais em torno de 70 a 100 m<sup>3</sup>/s nas bacias situadas na cabeceira do estuário. Sabendo que o rio Cubatão é o principal manancial do estuário (tabela 03), segundo o autor, subtraídas as demandas de água com as vazões de captações industriais e urbanas (Alfredini *et al.* 1994) os rios tem capacidade de fornecer apenas 7 m<sup>3</sup>/s, sendo que o volume restante seria necessariamente suprido pela usina Henry Borden. Refazendo este cálculo com as

informações contidas na Tabela 03, os rios teriam, com base nestes dados, capacidade de fornecer apenas  $5\text{m}^3/\text{s}$  para contenção da cunha salina.

Portanto, como resultado da combinação do regime restrito de operação estabelecido para a UHE, aliado à alta demanda de água nos principais rios da bacia situados à montante do estuário, os efeitos das marés são sentidos nos rios da bacia, principalmente no inverno, quando a precipitação pluviométrica é menor e o efeito da maré meteorológica, responsável por elevar o nível médio do mar, é maior, devido à elevada incidência de frentes frias neste período.

Estes fatos obrigaram algumas indústrias a construir barragens nos principais mananciais, a fim de minimizar o avanço da cunha salina e proteger suas captações de água da influência das marés. Além disso, a diminuição da vazão de bombeamento pela usina diminuiu consideravelmente a oferta de água no rio Cubatão para captação industrial. Diante destes fatores, de acordo com CETEC (2000), a solução encontrada por algumas indústrias nos últimos anos foi o investimento em sistemas de reuso e racionalização de água nos seus processos industriais.

#### **4.4 Caracterização hidrodinâmica do Sistema Estuarino de Santos-São Vicente (SESS)**

As principais forçantes de circulação e dos processos de mistura entre as águas doces continentais e as águas salgadas do oceano no estuário são a maré, a vazão das descargas dos rios, o gradiente de densidade, o vento e a circulação costeira adjacente. No sistema estuarino de Santos e São Vicente destaca-se o efeito da maré como o fenômeno de maior importância na circulação (Baptistelli, 2008; Harari *et al.*, 2000; Hidromod-Unisanta, 1998; Berzin & Leitão, 1997; Yassuda 1991; Sondotécnica, 1977).

De acordo com Harari *et al.* (2000) e Berzin e Leitão (1997) a maré nos canais estuarinos de Santos e de São Vicente é irregular, de carácter misto e semidiurna, com período de 12h 42min sendo dominado pela vazante. A amplitude média de sizígia é de 1,23 m podendo atingir valores de amplitude máxima de 1,50 m, e a de quadratura de 0,24 m, para o Porto de Santos.

Análise dos registros maregráficos disponíveis em Sondotécnica (1977), efetuada por Hidromod-Unisanta (1998), em oito pontos no estuário, entre 23/8/76 e 26/8/76, demonstraram que as amplitudes da maré na Torre Grande, Base Aérea, Ilha Barnabé, COSIPA e Casqueiro são iguais e até 10% superiores às amplitudes na Ilha das Palmas (tabela 04). Além disso, a geometria complexa no interior do estuário, caracterizada por uma rede de canais e zonas entremarés extensas constituídas por vegetação de mangue, estimadas em 80 km<sup>2</sup> (Sampaio *et al.*, 2009), de espartina e bancos de sedimentos (Schmiegelow, 2009; Berzin & Leitão, 1997) tendem a condicionar de forma dominante o escoamento. Este efeito, em conjunto com o atrito do fundo, pode explicar os atrasos de fase entre os vários pontos do estuário verificado através das medidas. Como exemplo, toma-se o atraso de fase de aproximadamente 1 hora como verificado entre os dois pontos extremos do estuário, a Ilha das Palmas e a COSIPA (tabela 04).

Tabela 04. Diferenças de fase da maré (em minutos) ao longo do Estuário referenciadas à Ilha das Palmas. Fonte: Hidromod-Unisanta (1998)

DATA	I. Palmas (min)	C. Pesca (min)	T. Grande (min)	B. Aérea (min)	I. Barnabé (min)	COSIPA (min)	Tumiaru (min)	Casqueiro (min)
23/8/76	0	10	15	37	40	63	10	35
25/8/76	0	10	20	30	32	50	15	50
26/8/76	0	10	25	30	40	55	25	50
Médias	0	10	20	32	36	56	16	45

Tabela 05. Amplitudes da maré ao longo do Estuário. Fonte: Hidromod-Unisanta (1998)

DATA	I. Palmas (m)	C. Pesca (m)	T. Grande (m)	B. Aérea (m)	I. Barnabé (m)	COSIPA (m)	Tumiaru (m)	Casqueiro (m)
23/8/76	1,36	1,26	1,37	1,38	1,36	1,38	1,04	1,38
25/8/76	1,58	1,52	1,60	1,76	1,66	1,76	1,54	1,54
26/8/76	1,47	1,48	1,54	1,62	1,55	1,62	1,47	1,51
Médias	1,50	1,39	1,56	1,62	1,55	1,62	1,39	1,51

As perturbações atmosféricas também condicionam o nível médio do mar ao longo de um ciclo de maré. Desta forma, as frentes frias frequentes na região, especialmente no inverno, produzem alterações no nível médio da maré, que podem ultrapassar 0,5 m (Harari *et al.*, 1990), exercendo influência sobre o prisma de maré. Porém, segundo Harari & Gordon (2001), Harari & Camargo (1995, 1998) e Harari *et al.* (1999, 2000) na ausência de efeitos meteorológicos significativos, a circulação devido à maré astronômica é a principal responsável pelos efeitos da circulação no SESS.

As velocidades das correntes no canal e na Baía de Santos, medidas pela Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil (DHN), possuem valores máximos de cerca de 70 cm/s e valores médios no canal de 25 a 30 cm/s e na Baía de 15 cm/s. Além disso, verificam-se alguns efeitos de estratificação, dado que a inversão das correntes a diferentes profundidades não é simultânea (Hidromod-Unisanta, 1998). Em Sondotécnica (1977) e Hidromod-Unisanta (1998) verificou-se que os maiores valores de intensidade das correntes ocorrem nos canais do Porto de Santos e de São Vicente. No canal de São Vicente a velocidade máxima é atingida na zona de Tumiaru, enquanto que no canal do porto os valores máximos ocorrem na entrada do canal e na zona junto ao distrito de Vicente de Carvalho no Guarujá. Em marés de sizígia, as velocidades máximas de enchente e de vazante são também superiores a 10 cm/s até o limite exterior da Baía de Santos.

Diversas formas e tamanhos de estuários ocorrem ao longo da zona costeira brasileira e podem ser classificados de acordo com o grau da mistura de água doce/salgada (Gonzalez *et al.*, 2006). Alguns estudos classificaram a zona estuarina quanto a sua estratificação. Sondotécnica (1977) classificou o sistema estuarino de Santos - São Vicente como parcialmente misturado e moderadamente estratificado, tendendo a uma maior estratificação no período de cheias fluviais. A variação das descargas de água doce, principalmente condicionadas ao regime de bombeamento de água da UHE, caracteriza o estuário como de contínua variação de salinidade e gradiente crescente de jusante para montante, principalmente na superfície, que aumenta diretamente com o fluxo de água doce e inversamente com a amplitude de maré. Moser (2005) classificou o estuário quanto a sua haloclina em três segmentos distintos. O largo do Caneú, localizado no interior do estuário na porção final do canal de Santos, foi apontado como a zona mais estratificada; o canal de Santos como uma zona de estratificação moderada na época de baixa pluviometria e altamente estratificada na época de maiores taxas pluviométricas; e a região do médio canal estuarino de São Vicente como parcialmente estratificado, com salinidades baixas em toda a coluna de água em todas as medições realizadas.

Já a baía de Santos constitui um compartimento de troca de águas oceânicas e estuarinas com uma intensa estratificação (Moser, 2002). Medições realizadas na baía por Occhipinti (1972), para estudos da eficiência da dispersão da pluma de esgoto durante o projeto de construção do emissário submarino de Santos, demonstraram que, para condições meteorológicas normais, em 90% do tempo a estratificação das águas da baía ocorre nas marés enchentes na baía de Santos, com afluência de águas costeiras pela camada de fundo e efluência das águas estuarinas na camada superficial, desde a saída do canal do porto até a ilha de Urubuqueçaba (na Baía de Santos), paralelamente às praias, e daí escoando baía afora na direção SSW. Na maré vazante, foi observada a efluência das águas estuarinas em toda a



baía. Esta efluência na superfície trata-se de uma contra-corrente superficial de compensação decorrente da elevação do nível do mar dentro estuário. Segundo o autor, esta condição se mantém mesmo com ventos locais no quadrante Sul com velocidades médias de 20 a 25 m/s, e só é quebrada quando ocorre passagem de frente fria, dando lugar a uma coluna de água mais homogênea.

Segundo Baptistelli (2008), HR Wallingford realizou em 1990 um estudo para a prefeitura de Santos com objetivo de encontrar uma solução para restringir os níveis de poluição das praias de Santos. De acordo com Baptistelli (2008), este trabalho apontou que a maior fonte de poluição das praias tinha origem no estuário de Santos, particularmente nas descargas de efluentes durante a maré vazante. Analisando estas informações em conjunto com a caracterização das correntes da baía de Santos realizada por Occhipinti (1972), os resultados do trabalho de HR Wallingford podem ter alguma relação com a corrente de efluência das águas estuarinas que atingem a ilha de Urubuqueçaba identificada por Occhipinti (1972).

Utilizando o conceito de tempo de residência, definido como o tempo necessário para que um volume de água inicialmente em uma determinada região seja substituído por um novo volume de água, Leitão & Mateus (2008), através do modelo numérico MOHID, avaliaram o tempo de residência do SESS dividindo o estuário em sete compartimentos. Com o intuito de estimar a taxa de renovação média das águas nestas zonas, as simulações foram efetuadas durante um período de dois meses, em condições de inverno e verão (figura 09). Os resultados da análise demonstraram existir uma diferença sazonal associada à capacidade de descarga dos rios, fazendo com que os tempos de renovação das águas sejam maiores durante o verão (tabela 06). Além disso, verificaram que as maiores taxas de renovação ocorrem nas caixas 5 e 2, respectivamente nos canais de São Vicente e Santos, áreas aonde ocorrem as maiores velocidades de correntes em todo o SESS.

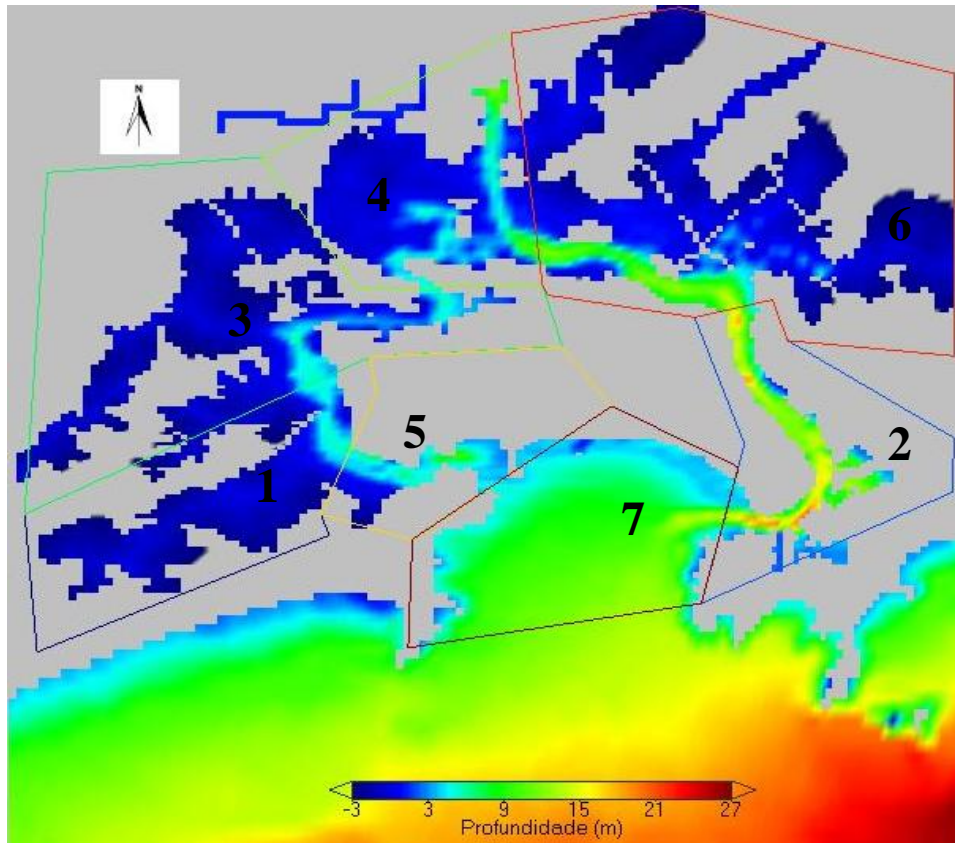


Figura 09. Localização das caixas no SESS

Tabela 06 . Tempo médio de residência das águas no SESS. Fonte: Leitão & Mateus (2008)

<b>Tempo de residência médio (dias)</b>		
<b>caixa</b>	<b>inverno</b>	<b>verão</b>
1	22,90	14,30
2	4,80	0,30
3	22,90	15,30
4	11,40	9,60
5	1,70	0,20
6	48,70	29,80
7	15,60	13,70

Occhipinti (1974) avaliou o tempo de residência das águas estuarinas na baía de Santos a partir da velocidade média das correntes na baía. Além disso, o autor verificou a influência das águas provenientes do interior do estuário na estratificação das águas da baía da seguinte forma:

*.... existe um fluxo permanente independente das incursões periódicas das ondas de maré, das águas estuarinas em uma camada superficial de 0 a 2 m de profundidade, com centro no eixo Norte-Sul da baía, que escoam em direção ao mar aberto formado principalmente pelas contribuições de água doce no estuário, constituídas pelos deflúvios naturais das bacias hidrográficas afluentes ao estuário e as descargas das usinas da Light e de águas residuárias. A velocidade média deste fluxo é de 25cm/s. Portanto o tempo médio de residência das águas estuarinas ao longo da baía de Santos varia de 8 a 11 horas. Occhipinti (1974).*

#### **4.5 Desenvolvimento socioeconômico, urbano e sanitário**

O desenvolvimento socioeconômico da região se deu através do desenvolvimento do setor industrial, portuário e terciário a partir da década 60. Este desenvolvimento, embora responsável pela acentuada melhoria da qualidade de vida de uma parcela da população, foi acompanhado, por sua vez, pela expansão urbana desordenada agravada pelas acentuadas desigualdades sociais e crises econômicas que se estabeleceram até o fim do século XX.

Diversos fatores aliados ao processo de expansão urbana conduziram as cidades de Santos e São Vicente a um grande movimento de especulação imobiliária fazendo com que, no final dos anos 60, a cidade de Santos já apresentasse sinais de urbanização saturada, ocasionando nas duas décadas seguintes uma mudança do comportamento demográfico, econômico e social da região. Esta mudança foi caracterizada por um elevado crescimento populacional (Figura 10) que resultou em um processo de aglomeração urbana desordenada e caótica, produzindo espaços que submeteram a população a situações de risco ambiental (Young & Fusco, 2006).

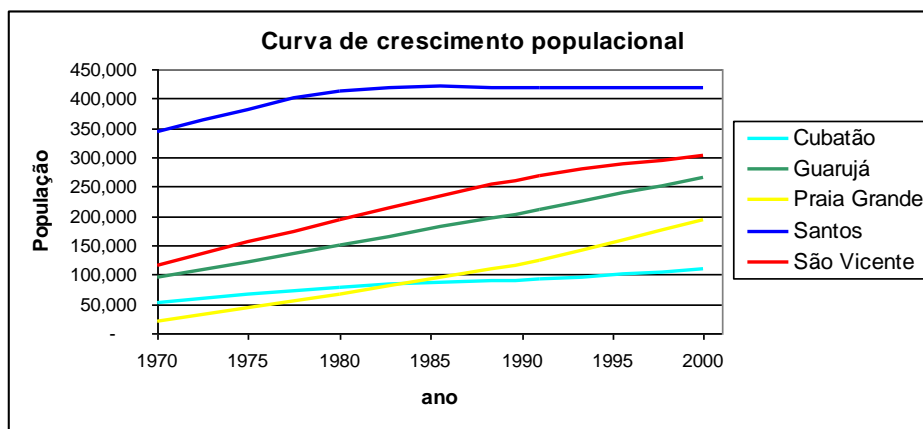


Figura 10. Curva de crescimento populacional 1970 – 2000. Fonte IBGE (2000)

As habitações irregulares nos municípios centrais da Baixada Santista em períodos anteriores à década de 80 constituíam 10,6% das moradias em Santos, São Vicente, Guarujá e Cubatão. No entanto, elas passaram de 95.612 para 392.408 registros, entre 1980 e 1988. As várzeas e manguezais da planície costeira em Santos, São Vicente, Guarujá e Cubatão, bem como as áreas de diques de Santos, foram ocupadas por dezenas de assentamentos subnormais (Young e Fusco, 2006).

Tabela 07. Características demográficas e urbanas dos municípios da bacia

Dados	Densidade Demográfica (Hab/km <sup>2</sup> )	Grau de Urbanização (%)	Taxa Geométrica de Crescimento Anual da População - 2000/2005 (% a.a.)
Cubatão	792,49	99,41	1,64
Guarujá	2163,27	99,97	2,32
Praia Grande	1601,55	100	3,79
Santos	1567,03*	99,44	0,32
São Vicente	2194,40*	99,95	1,11

Fonte: SEADE 2005\* considerando a área total do território, área insular e continental

Segundo Baeninger & Souza (1994), nos municípios pertencentes à bacia de contribuição do estuário de Santos, o processo de favelização teve início nos anos 70. Jakob

(2003) avaliou que nesta época ocorreu um maior impacto no crescimento demográfico pela migração de pessoas vindas do sudeste e nordeste do país, principalmente da Região Metropolitana de São Paulo, em busca de oportunidades de trabalho. Segundo o autor, a saturação do espaço para a população residir é o que provoca a necessidade de novas formas de ocupação, como a “periferização”, ou a descentralização espacial da população. Este fato, ocorrido a partir da década de 70, se deu não somente pela intensa migração que visava o emprego, mas adicionalmente à ocupação dos espaços urbanos por veranistas e pelo natural e contínuo processo de fragmentação das famílias, dando origem a novos núcleos familiares, constituindo também fatores potencializadores do processo de periferização destes municípios.

Atualmente, o grau de urbanização das cinco cidades (tabela 07) demonstra que todas elas encontram-se praticamente totalmente urbanizadas. Do ponto de vista demográfico, a cidade de Santos apresenta uma taxa de crescimento populacional muito baixa e próxima de zero desde o censo de 1991 (tabela 07 e figura 10), São Vicente também apresenta uma taxa de crescimento com tendência a diminuição, enquanto que a população da cidade de Praia Grande cresce em um ritmo muito acelerado, tal como ocorreu com as cidades de Santos e São Vicente na década de 70; as cidades de Cubatão, Guarujá e Praia Grande têm mantido o mesmo ritmo de crescimento na última década.

Porém, mesmo com o baixo ritmo de crescimento populacional nas duas maiores cidades, o fenômeno urbano de crescimento que ocorreu intensamente no passado se traduz ainda hoje em sérios problemas ambientais e sociais, com conseqüências socioeconômicas em todos os municípios da bacia de estudo, cujas drenagens urbanas estão inteiramente ou parcialmente situadas junto ao complexo estuarino de Santos e São Vicente.

Segundo informações obtidas de levantamentos municipais, PRIMAHD (2005) e IBGE (2000), existe um grande número de habitações irregulares nos municípios da região.

Segundo estes levantamentos uma significativa parcela de pessoas vive em habitações precárias em localidades próximas às margens dos rios e aterros em antigas áreas de manguezal. Estas localidades ocupadas são classificadas pela resolução CONAMA (2002) como áreas de preservação permanente, por se tratarem, respectivamente, de áreas necessárias à proteção dos recursos hídricos e de ecossistema único com extrema importância no ciclo reprodutivo de inúmeras espécies marinhas.

Dados dos setores censitários (IBGE, 2000), de levantamentos municipais e PRIMÁHD (2005), demonstram que mais de 200.000 pessoas habitam a bacia de drenagem do estuário de Santos - São Vicente em moradias irregulares (tabela 08). Este fato, aliado à balneabilidade imprópria das praias da região, e às elevadas taxas de mortalidade infantil encontradas na região nos últimos anos, maiores que a média do Estado de São Paulo (CETEC, 2000), também sugere a necessidade de se avaliar o impacto do lançamento de efluentes sem tratamento nos corpos de água da região.

De acordo com levantamentos municipais, a maioria destes assentamentos apresenta-se na forma de aglomerados populacionais que ultrapassa 1000 habitantes. Young & Fusco (2006) verificaram que, no município de Santos, 60% das ocupações subnormais possuem esta característica e, em São Vicente, 100% configuram-se deste modo (figura 11).

Pelo fato dessas ocupações encontrarem-se situadas nas margens de rios e manguezais (figura 11) e não possuírem rede de coleta e tratamento de esgoto adequado, volumes consideráveis de efluentes domésticos acabam sendo drenados diretamente no estuário.

Tabela 08 – Número de habitantes em assentamentos subnormais na bacia estuarina de Santos e São Vicente. Fonte: IBGE (2000), Prefeituras municipais de Santos, Guarujá, Praia Grande, Cubatão e São Vicente e PRIMAHD (2005)- (continua)

<b>Cidade</b>	<b>Comunidade</b>	<b>População</b>	<b>Data do levantamento</b>
Cubatão	Agua Fria	2.803	2000
	Bolsão VII	470	2001
	Cortume- Pista Asc	480	Não informado
	Cota 98/100	2.982	2000
	<u>Cota 200</u>	<u>5.920</u>	2000
	Cota 400	682	2000
	Cota 500	5	2000
	Fábrica da Sardinha	899	Não informado
	Favella do Papelão	409	2001
	<u>Ilha Caraguata</u>	<u>4320</u>	Não informado
	Invasão atras HAC	123	Não informado
	Invasão Lot Costa Muniz	571	1997
	Invasão Pista desc	40	Não informado
	Mantiqueira	303	Não informado
	Pinhal do Miranda/Grotão	6.624	2000
	Sítio dos Queirozes	247	2003
	Vila Esperança/Ilha Bela	12.624	2000
	Vila Caic	1.263	2003
	Vila Noé	178	2003
	Vila dos Pescadores	8.340	Não informado
Vila São José	3.512	1999	
Vila Varandas	68	2003	
Guarujá	Av Acaraú	370	1997
	Cachoeira	5.373	1990
	Cachoeira Morro	2.412	1991
	Fav. Do Caixão	1.670	1997
	Jd. Primavera	5.555	1998
	Mangue Seco	1730	1998
	Morro do Engenho/Jd. das flores	2.795	2000 / 2001
	Praia do Goes	300	1997
	Prainha	7.552	Não informado
	Santa Clara	2.917	1999
	Sta. Cruz dos Navegantes	5.018	1998
	Sta. Madalena	340	1997
	Santa Rosa	2.764	1998
Sítio Conceiçãozinha	4.536	Não informado	
Vila Lígia	537	1998	

Tabela 08 (continuação)– Número de habitantes em assentamentos subnormais na bacia estuarina de Santos e São Vicente. Fonte: IBGE (2000), Prefeituras municipais de Santos, Guarujá, Praia Grande, Cubatão e São Vicente e PRIMAHD (2005).

<b>Cidade</b>	<b>Comunidade</b>	<b>População</b>	<b>Data do levantamento</b>
Praia Grande	Caieiras	6572	Não informado
	Maxiland	332	Não informado
	Mirim II	6000	Não informado
	Jd. Marília	320	Não informado
	Vila Sônia	1368	Não informado
Santos	Alemoa	4.500	2000
	Butantã	312	Não informado
	Caneleira III	1.876	Não informado
	Jardim São Manuel	900	2000
	Vila dos Criadores	800	Não informado
	Vila Gilda	15.000	2000
	Vila Pantanal	3.600	2000
	<u>Caneleira/ Santa Maria</u>	<u>1717</u>	<u>Não informado</u>
	<u>M. José Menino/Terezinha</u>	<u>1233</u>	<u>Não informado</u>
	Vila Santa Casa	340	Não informado
São Vicente	Argenina 78/Rio d'avó	5.002	Não informado
	Dq Sambaiatuba/Batuirá/ Sto Antonio/harms	1.935	Não informado
	Mangue Seco/Vila Feliz	5.766	Não informado
	México 70	28.980	Não informado
	Jd Rio Branco	1.400	2000
	Nova São Vicente	1.238	2000
	Favela do Mau	403	Não informado
	Ponte Nova/Rio Negro	9.303	Não informado
	Sá Catarina	4.886	Não informado
	Pompeba/Piçarros/Caxeta	22.806	Não informado
Quarentenário	5.190	Não informado	
<b>TOTAL</b>		<b>225561</b>	



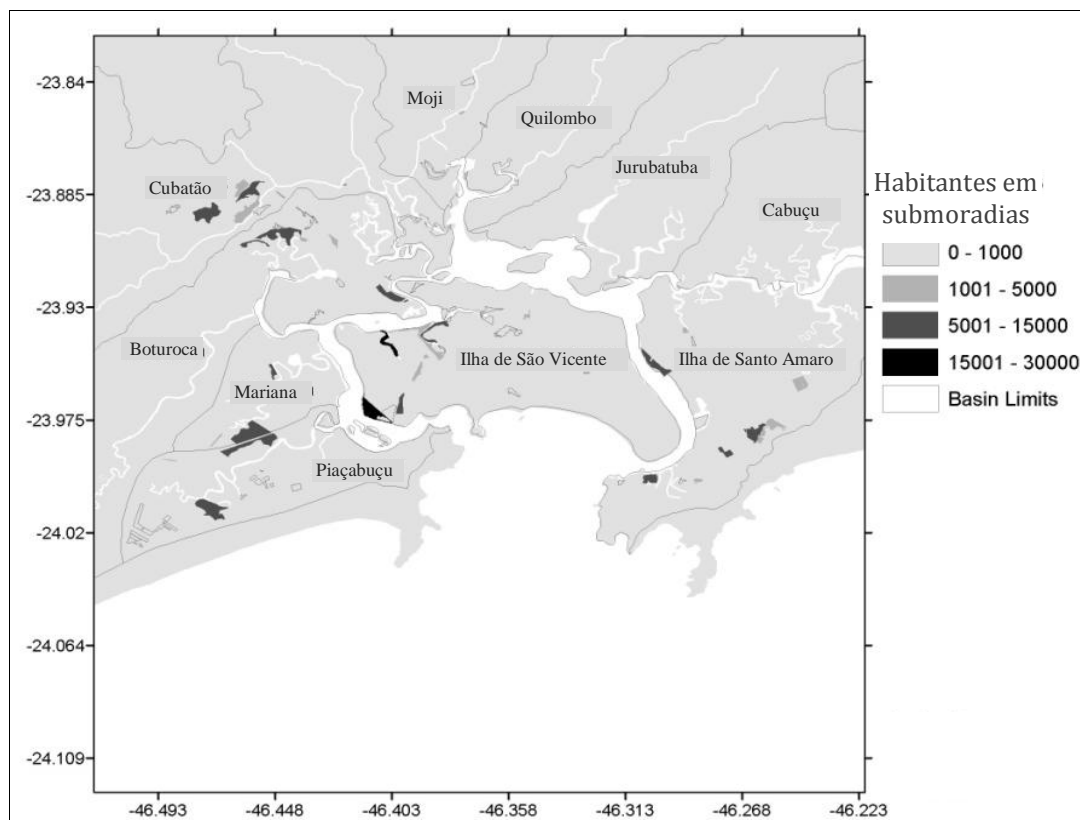


Figura 11. Densidade demográfica dos núcleos de habitações irregulares por sub-bacia.  
Fonte: Sampaio *et al.* (2008)

Segundo o relatório de situação de recursos hídricos da Baixada Santista CETEC (2000), a cobertura de esgotamento sanitário considerando a área total dos cinco municípios do sistema estuarino de Santos e São Vicente é de 65% (tabela 09).

As características do tipo de tratamento das estações de esgoto, a disposição dos efluentes por município da bacia, bem como o corpo o receptor dos lançamentos são apresentadas no relatório de situação dos recursos hídricos da Baixada Santista (CETEC, 2000) (tabela 10). Dentre os sistemas sanitários de tratamento existentes, estão três estações de tratamento de esgoto, duas na cidade de São Vicente e uma em Cubatão. Além disso, existe um emissário submarino para disposição oceânica dos efluentes com estação de pré-condicionamento de esgoto em Santos.

Tabela 09. Nível de atendimento por rede coletora de esgotos nos dos municípios da bacia.  
 Fonte: Relatório Zero, CETEC (2000). Adaptado de PERH (2004-2007) e CETESB (2006)

Município	População Censo 2000		Atendimento (%)		Corpo Receptor
	Total	Urbana	Coleta	Tratam.	
Cubatão	107.904	107.260	31	100	Rio Cubatão e estuário
Guarujá*	265.155	265.076	58	100	Enseada e Estuário
Praia Grande*	191.811	191.811	46	100	Mar, rio Boturoca e Piaçabuçu
Santos*	417.777	415.543	98	100	Baía de Santos e estuário
São Vicente	302.678	302.541	52	100	Rio Mariana e estuário
Total	1.285.325	1.282.231	65	100	

\*População total do município

Tabela 10. Caracterização dos lançamentos dos efluentes coletados  
 pela rede de esgoto por município. Fonte: CETEC (2000)

Município	Quantidade de Estações de Tratamento - ETEs <sup>2</sup>	Tipos de Tratamento <sup>23</sup>	Corpo Receptor <sup>1</sup>
Guarujá	1 EPC* e 1 ES**	EPC + Emissário Submarino	Oceano (fora da bacia estuarina)
Santos	1 EPC e 1 ES	EPC + Emissário Submarino	Baía de Santos
São Vicente	2 ETE e ES Santos	Lodos Ativados	Rio Mariana e Baía de Santos
Cubatão	1 ETE***	Lagoa Aerada	Rio Cubatão
Praia Grande	2 EPCs e 2 ES	EPC + 2 Emissários Submarinos	Oceano (fora da bacia estuarina)

<sup>1</sup> Adaptado da Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados, SEADE (2002).

<sup>2</sup> CETESB (2003).

<sup>3</sup> SABESP (2003) apud CETESB (2005).

\*EPC - Estação de Pré-condicionamento de Esgoto

\*\*ES - Emissário Submarino

\*\*\*ETE - Estação de Tratamento de Esgoto

Os efluentes que não são atendidos por nenhum dos sistemas descritos na tabela 09 e 10 são lançados diretamente nos corpos d'água dos canais estuarinos por meio dos canais de drenagem urbana, valas a céu aberto ou, no caso das palafitas existentes, diretamente nos corpos d'água.

O déficit de serviços de esgotamento sanitário existente foi apontado no diagnóstico ambiental da CETESB (Lamparelli *et al.*, 2001) e classificado como fonte potencial de poluição no complexo estuarino de Santos e São Vicente.

#### **4.6 Qualidade microbiológica das praias e canais estuarinos**

A balneabilidade das praias e avaliação dos corpos d'água afluentes no litoral do Estado de São Paulo é monitorada continuamente pela CETESB. Para o controle de qualidade das águas de uso recreacional considera-se a presença de indicadores de poluição fecal, para a avaliação do risco potencial de se contrair doenças infecciosas quando houver utilização do ambiente aquático pela população.

Segundo CETESB (2004), os indicadores mais utilizados para esta finalidade são os coliformes, sendo os coliformes termotolerantes a forma mais correta de definir a categoria das bactérias tipo coliforme associados à poluição fecal, utilizados como indicadores de contaminação fecal recente. Eles são encontrados em grandes densidades nas fezes de animais de sangue quente, entre eles o homem, sendo facilmente isolados e identificados na água por meio de técnicas simples e rápidas, além de apresentarem sobrevivência semelhante à das bactérias enteropatogênicas. Dentre os coliformes termotolerantes, o grupo majoritário é representado pela bactéria *Escherichia coli*, cuja técnica de determinação permite resultados precisos de sua concentração no ambiente.

O Programa de Balneabilidade das Praias da CETESB adotou, até novembro de 2001, como indicador de poluição fecal, a densidade de coliformes termotolerantes. Após a publicação da Resolução do Conama nº 274/2000, que estabelece a utilização de outros indicadores microbiológicos, a CETESB passou a utilizar a bactéria fecal *Escherichia coli*, substituída posteriormente, em novembro de 2003, por outro grupo de bactérias, utilizado até hoje, os *enterococos* (CETESB, 2009).

Os *enterococos*, por serem mais resistentes ao ambiente marinho, com sobrevivência semelhante a dos vírus e bactérias patogênicos, são recomendados por serem os mais adequados para o monitoramento da qualidade das praias marinhas (Wade *et al.*, 2008). Estes organismos vêm sendo utilizados para o monitoramento das águas marinhas recreacionais em diversos países, entre eles o Canadá, que o reconhecem como principal indicador para esta finalidade. A adoção deste indicador foi baseada em estudos epidemiológicos da EPA (Environmental Protection Agency) dos Estados Unidos da América, que correlacionaram a incidência de doenças gastrointestinais em banhistas com as concentrações de *enterococos* em águas marinhas de recreação, estabelecendo os padrões limites de concentração destes organismos no meio marinho (GCRQW, 2010). Entretanto, Roslev *et al.* (2008) alerta que a introdução dos *enterococos* como um parâmetro de qualidade novo pode representar um desafio em algumas áreas, devido ao pouco que se conhece sobre estes organismos quando comparado com a *E. coli*. Assim, ainda consta nas Diretrizes para Qualidade da Água Recreacionais do Canadá (GCRQW, 2009) a *E. coli* como preditora de risco de doenças gastrointestinais em águas marinhas de recreação nos casos em que ela puder demonstrar adequadamente a presença de contaminação fecal (Wade *et al.*, 2003). Nestes casos, a GCRQW permite a adoção do valor limite máximo indicado para águas doces. Entretanto, as diretrizes canadenses também recomendam, quando houver dúvida no uso da *E. coli* como preditora de contaminação, que as amostras sejam analisadas para ambos os conjuntos de

indicadores em períodos mais longos, a fim de se determinar a existência de uma relação definida.

No Brasil, a Resolução CONAMA nº 274/00 descreve os padrões de densidade dos *enterococos*, da *E. coli* e dos coliformes termotolerantes para fins de classificação da qualidade das águas estuarinas e costeiras, sendo que os padrões referentes aos *enterococos* aplicam-se, somente, às águas marinhas. Segundo os critérios brasileiros estabelecidos na resolução, as praias são classificadas quanto a sua qualidade sanitária em quatro diferentes categorias: Excelente, Muito Boa, Satisfatória e Imprópria. Esta classificação é feita de acordo com as densidades de bactérias fecais resultantes de análises feitas em cinco semanas consecutivas. As categorias Excelente, Muito Boa e Satisfatória podem ser agrupadas numa única classificação denominada Própria. No critério adotado, densidades superiores a 1000 coliformes termotolerantes/100ml, 800 *E. coli*/100 ml ou 100 *enterococos*/100 ml em duas ou mais amostras de um conjunto de cinco semanas, ou valores superiores a 2000 *E. coli*/100 ml e 400 *enterococos*/100 ml na última amostragem, a classificam a praia como Imprópria para recreação de contato primário.

Os canais estuarinos afluentes às praias são enquadrados, segundo Resolução 357/2005, na Classe 1; neste caso, a Resolução 274/2000 estabelece um padrão de 1000 NMP/100 ml para os coliformes termotolerantes. A *E. coli*, também neste caso, pode ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com os mesmos limites estabelecidos.

As principais praias na área de estudo estão situadas na baía de Santos e na baía de São Vicente. Elas são drenadas pelas águas provenientes do interior do estuário por meio das saídas dos canais de Santos e de São Vicente e recebem influência das águas costeiras por meio das duas baías de mesmo nome. A CETESB efetua, pelo menos uma vez por semana, durante todo o ano, o monitoramento da balneabilidade em 12 praias, sendo 7 praias

localizadas na orla de Santos e 5 praias na orla de São Vicente (figura 04). Em São Vicente, o quinto ponto de monitoramento foi acrescentado em 2004. Este monitoramento é intensificado nos meses de verão, quando há um maior número de banhistas nas praias.

Através das figuras 12 e 13 é possível fazer uma análise das ocorrências na classificação das praias de Santos e São Vicente, entre os anos de 2000 a 2009, segundo um resumo dos dados da evolução da classificação anual apresentada em CETESB (2009).

A classificação das praias apresentada nas figuras 12 e 13 seguem o seguinte padrão, segundo a resolução CONAMA 274/2000:

- Ótima: praias classificadas como excelentes em 100% do tempo.
- Boa: praias próprias em 100% do tempo, exceto quando classificadas como excelentes.
- Regular: praias classificadas como impróprias em porcentagem do tempo inferior a 25% do tempo.
- Ruim: praias classificadas como impróprias entre 25% e 50% do tempo.
- Péssima: praias classificadas como impróprias em mais de 50% do tempo.

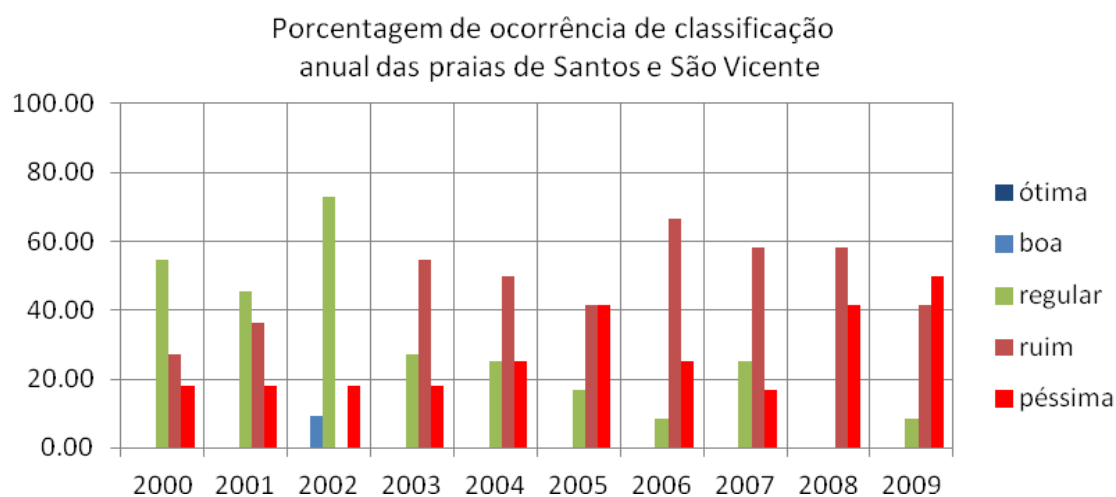


Figura 12. Porcentagem anual de classificação das praias de Santos e São Vicente.  
Fonte: CETESB (2009)

De acordo com a figura 12 é possível observar que houve um aumento na porcentagem de número de praias com classificação péssima e ruim entre 2000 e 2009. No ano 2000, 55% das 11 praias monitoradas receberam classificação anual regular, 27% classificação ruim e 18% das praias analisadas receberam a classificação anual péssima, enquanto que, em 2009,

50% das 12 praias foram classificadas como péssimas, 42% ruins e somente 8% regulares. Neste período, o melhor ano para a balneabilidade das praias da região foi o ano de 2002, com uma praia boa e 8 das 12 praias regulares. Os piores anos no período foram os anos de 2009, quando 6 das 12 praias foram classificadas em mais de 50% do tempo como impróprias, e em 2008, quando 5 das 12 praias foram classificadas como péssimas e nenhuma praia foi classificada como regular.

Na figura 13 é apresentada, para cada praia (figura 04), a distribuição por tipo de classificação ocorrida entre 2000 e 2009. Neste gráfico é possível observar que as praias com os piores resultados de balneabilidade foram as praias do Gonzaguinha e dos Milionários, em São Vicente, com classificação péssima em todo o período. Em Santos a praia com pior resultado de balneabilidade foi a Ponta da Praia, com maior ocorrência de classificação péssima. Vale ressaltar que, de acordo com os dados da série anual de classificação analisada, em quatro dos últimos cinco anos a Ponta da Praia esteve imprópria durante mais de 50% do tempo. A praia com maior ocorrência de propriedade neste período foi a praia da Ilha Porchat. As demais praias em Santos foram classificadas como ruins na maior parte dos 10 anos analisados. As únicas praias que não foram classificadas como péssima em nenhum dos anos considerados foram as praias do Boqueirão em Santos e as praias de Itararé (posto 2) e Ilha Porchat.

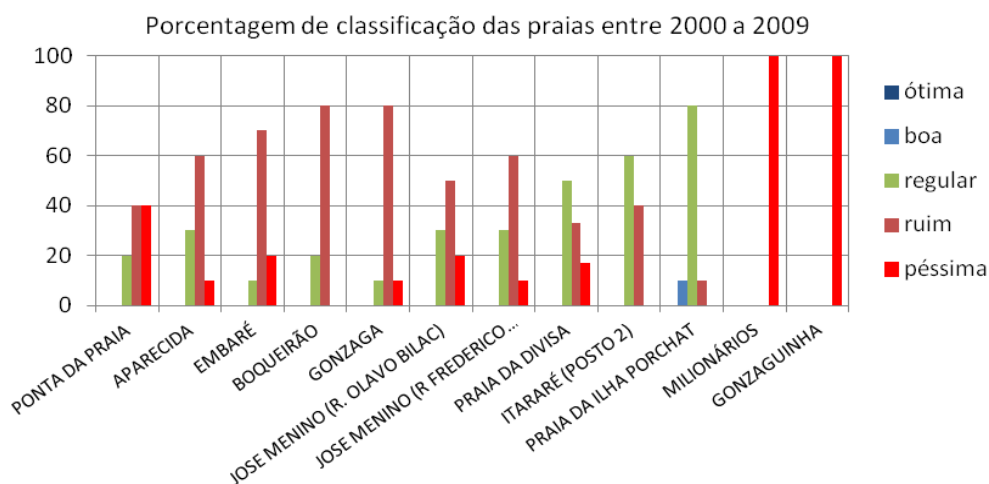


Figura 13. Porcentagem de classificação anual por praia entre 2000 e 2009.

Fonte: CETESB (2009)

Além do monitoramento realizado nas praias, desde 1998 também é realizado o monitoramento em 7 canais de drenagem na cidade de Santos. Estes canais, concebidos pelo engenheiro sanitário Saturnino de Brito, nas primeiras décadas do século passado, são considerados um marco na engenharia sanitária da cidade, por possuírem a função de drenar as águas provenientes das chuvas intensas, sendo responsáveis por sanear a cidade de Santos nesta época, quando estava assolada por epidemias. De acordo com a CETESB (2008), com o crescimento da cidade, estes canais se transformaram na principal fonte de poluição fecal das praias, em decorrência de inúmeras ligações irregulares de esgoto. Para combater esta poluição, entre inúmeras ações, desde 1992 a operação de descarga da água de chuva passou a ser realizada pela Prefeitura Municipal de Santos, por meio de um sistema de abertura e fechamento de comportas, implantada nos canais a fim de conter a descarga contínua dessas águas na baía de Santos e preservar a qualidade das praias adjacentes.

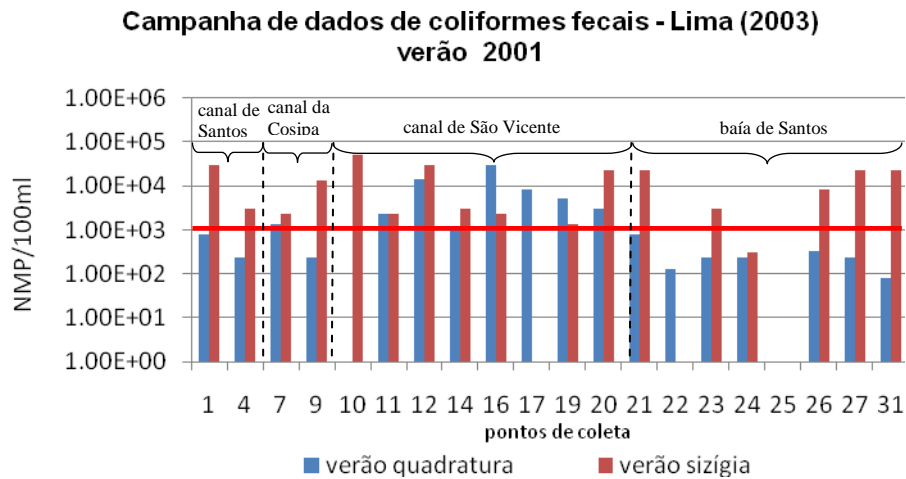
Lamparelli e Nery (2008) demonstram que esta intervenção trouxe significativa melhoria na balneabilidade das praias da região. Seu trabalho correlacionou os índices de balneabilidade das praias um pouco antes da implantação do emissário submarino de Santos, em 1979, até o ano de 2006, passando pela implantação do sistema de comportas nos canais de drenagem em 1992, que passaram a ser responsáveis pelas descargas das águas de chuva para a baía de Santos apenas nos eventos extremos de precipitação. Os resultados obtidos nas análises levaram à conclusão que, no Município de Santos, a construção do emissário submarino não resultou em melhora significativa nas condições de balneabilidade das praias, apresentando uma melhoria da balneabilidade entre 1 e 18%, enquanto que a instalação das comportas nos canais de drenagem representou diminuições significativas das porcentagens de impropriedade das praias, em até 51%.

Assim como os canais de drenagem, os cursos de água naturais, como os canais estuarinos de Santos e São Vicente, são monitorados pela CETESB duas vezes ao ano. De



acordo com os resultados das análises, a qualidade desses cursos d'água tem se mantido muito baixa nos últimos dez anos (CETESB, 2009).

Além disso, resultados de 04 campanhas de análises de água para coliformes termotolerantes, ainda denominados coliformes fecais por Lima (2003) na época do seu trabalho, realizadas no inverno de 2000 e no verão de 2001 (figura 14), demonstraram a presença de valores elevados de coliformes termotolerantes nos canais estuarinos, com concentrações acima de  $10^3$  NMP/100ml na maioria das amostras nas duas estações. Os valores mais elevados foram no verão, com concentrações acima de  $10^4$  NMP/100ml em 8 amostras analisadas. Observando os resultados em função da variação da maré, os valores no verão em geral foram mais elevados em maré de sizígia do que quadratura. Esta comparação não foi possível fazer com os resultados da campanha de inverno, uma vez que não há resultados de coleta efetuados na maré quadratura.



(a)

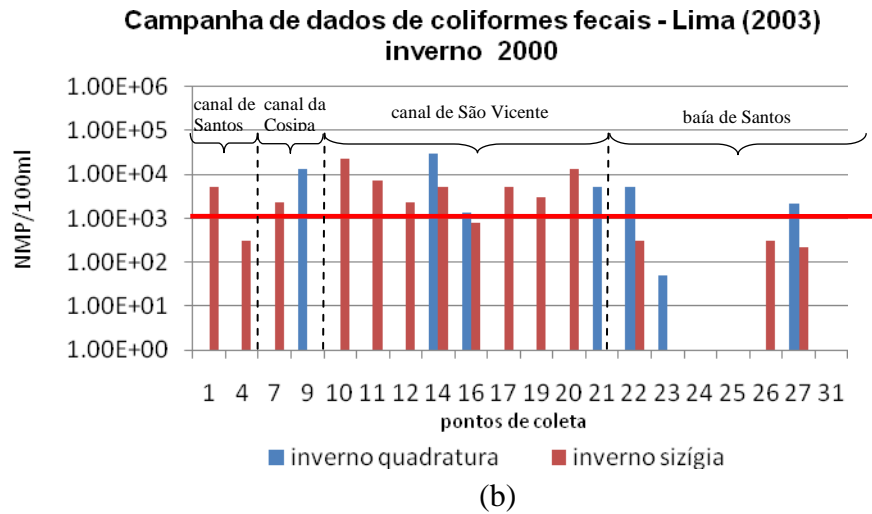


Figura 14. Resultados das campanhas de (a) verão (8 a 15/03 de 2001) e (b) inverno (24/07 a 2/08/2000) de coliformes fecais (termotolerantes), em marés de quadratura e de sizígia. Fonte: Lima (2003)

Duas campanhas para análise de *E.coli* foram realizadas na baía de Santos e nos canais estuarinos, no inverno de 2006 e no verão de 2007, ambas em maré de quadratura, durante o projeto Ecomanage (Neves *et al.*, 2008; Sampaio *et al.*, 2008; Berzin *et al.*, 2007) (figura 15). As análises de 52 amostras em cada campanha demonstraram valores de *E.coli* acima do recomendado para recreação de contato primário nos canais estuarinos da área de estudo, ou seja, acima de 800 NMP/100ml (CONAMA 272/2000). As maiores concentrações foram encontradas no verão na maioria das amostras. No verão, dois pontos apresentaram valores próximos das classes mais altas de coliformes termotolerantes, acima de  $10^5$  NMP/100ml, sendo ambos localizados no largo da Pompeba, enquadrando esta área como a área mais crítica de contaminação por bactérias no estuário.

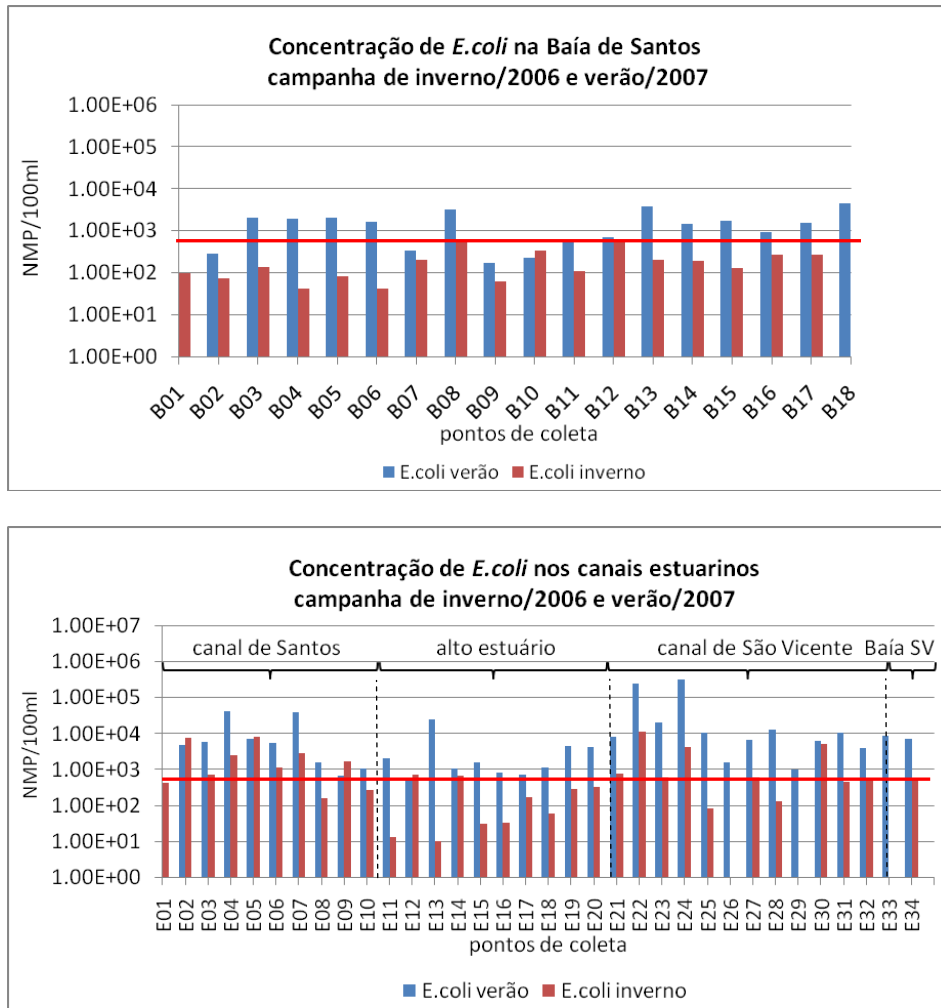


Figura 15. Resultados das campanhas de verão (10/04/07) e inverno (31/08/06) em quadratura. Fonte: Berzin *et al.* (2007) e Sampaio *et al.* (2008)

As análises microbiológicas realizadas nos canais naturais afluentes às praias da região, nas campanhas de 2000 e 2001 (Lima, 2003) e 2006 e 2007 (Sampaio, 2008), corroboram em parte com o diagnóstico de qualidade da água contido nos relatórios da CETESB (2004 a 2009), demonstrando que a qualidade dos cursos d'água da região, principalmente no verão, possui uma média de atendimento à legislação muito baixa, denotando que estes cursos de água continuam recebendo contribuições de esgotos.

## 5. METODOLOGIA

### 5.1 Obtenção das descargas dos rios no Sistema Estuarino de Santos - São Vicente

Para a implementação do modelo numérico Mohid aplicado neste estudo, como condição de fronteira terrestre, foram utilizados os dados obtidos através do modelo hidrológico SWAT por Chambel-Leitão *et al.* (2008), uma vez que este mesmo conjunto de dados também foi utilizado para a análise da contribuição de nutrientes no estuário pelas fontes antropogênicas desta bacia, por Mateus *et al.* (2008).

O modelo hidrológico SWAT foi aplicado no âmbito do projeto Ecomanage (Neves *et al.*, 2008; Chambel-Leitão *et al.*, 2008) em conjunto com as orientações da Convenção OSPAR, uma convenção resultante da reunião das Comissões de Oslo e Paris, realizada em 1992, com a finalidade de nortear a redução da poluição nas bacias hidrográficas europeias como forma de minimizar os efeitos das atividades humanas e proteger o meio marinho do oceano Atlântico nordeste ([www.ospar.org](http://www.ospar.org)). Uma das quatro estratégias de ações previstas na convenção está relacionada à prevenção e eliminação de fontes de nutrientes decorrentes da atividade humana nas bacias hidrográficas como forma de combater a eutrofização. Desde então, metodologias para identificação e quantificação das fontes pontuais e difusas de nitrogênio e fósforo, bem como de sua interação com as águas superficiais, vem sendo aplicadas a fim de orientar ações de redução das fontes de nutrientes.

O modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) foi desenvolvido para o USDA - Agricultural Research Service (ARS) dos Estados Unidos da América, para prever o impacto das práticas de gestão das terras sobre as águas, sedimentos e rendimentos agrícolas em grandes bacias hidrográficas complexas com diferentes solos, usos da terra e condições de manejo, durante longos períodos de tempo (Neitsch *et al.*, 2000b, apud chambel-Leitão *et al.*,

2006). Ele requer informações específicas sobre o tempo, propriedades do solo, topografia, vegetação e práticas de gestão de solos que ocorrem nas bacias. Os processos físicos relacionados com a circulação da água, dinâmica de sedimentos, crescimento das culturas, ciclagem de nutrientes, etc, são diretamente modelados pelo SWAT usando os correspondentes dados de entrada (Neitsch *et al.*, 2000 apud Chambel-Leitão *et al.*, 2006).

Os dados quantitativos produzidos por Chambel-Leitão *et al.* (2006) e utilizados na fronteira terrestre do MOHID para vazões médias mensais de cada uma das principais sub-bacias (Figura 08) são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11. Estimativas das vazões médias mensais e anuais das sub-bacias do estuário de Santos - São Vicente pelo modelo SWAT. Fonte: Chambel-Leitão *et al.* (2006).

meses	Vazões (m <sup>3</sup> /s)						
	Rio Cubatão	Rio Moji	Rio Piaçaguera	Rio Boturoca	Rio Jurubatuba	Rio Quilombo	Rio Cabuçu
janeiro	13.38	3.58	0.19	6.64	3.08	4.01	4.40
fevereiro	21.62	5.78	0.31	10.72	4.98	6.47	4.60
março	24.47	6.55	0.35	12.14	5.64	7.32	4.40
abril	14.36	3.84	0.21	7.12	3.31	4.30	3.70
maio	5.96	1.59	0.09	2.95	1.37	1.78	2.50
junho	6.06	1.62	0.09	3.01	1.40	1.81	1.90
julho	5.72	1.53	0.08	2.84	1.32	1.71	1.60
agosto	5.82	1.56	0.08	2.89	1.34	1.74	1.60
setembro	8.10	2.17	0.12	4.02	1.87	2.42	2.10
outubro	11.11	2.97	0.16	5.51	2.56	3.33	2.70
novembro	19.13	5.12	0.27	9.49	4.40	5.73	3.30
dezembro	25.35	6.78	0.36	12.57	5.84	7.59	4.00
Média Anual	<b>13.42</b>	<b>3.59</b>	<b>0.19</b>	<b>6.66</b>	<b>3.09</b>	<b>4.02</b>	<b>3.07</b>

O Relatório do CETEC (2000) dispõe de resultados das vazões médias anuais de longo período ( $Q_{L,P}$ ) e  $Q_{7,10}$ , que tiveram como base a área de drenagem e a precipitação pluviométrica, através de método proposto pelo DAEE, para a Regionalização Hidrológica de vazões no Estado de São Paulo (Tabela 12).

Tabela 12. Estimativas das vazões médias anuais e da vazão mínima  $Q_{7,10}$  das principais sub-bacias. Fonte: CETEC (2000).

Sub-bacia	Vazão de longo período ( $m^3/s$ )	$Q_{7,10}$ ( $m^3/s$ )
Rio Boturoca	7,28	1,77
Rio Cubatão	8,09	1,97
Rio Piaçabuçu	2,70	0,66
Rio Moji	3,58	0,88
Rio Jurubatuba	3,91	0,95
Rio Quilombo	4,55	1,11
Rio Cabuçu	3,43	0,84

Comparando os dados de vazão média de longo período do relatório do CETEC (2000) com a vazão média anual das sub-bacias (figura 08) obtidas com o SWAT por Chambel-Leitão *et al.* (2008), as maiores diferenças encontradas foram nas bacias do rio Cubatão e do rio Jurubatuba, sendo que no rio Cubatão a vazão média estimada com o SWAT é 60% maior, enquanto que no rio Jurubatuba a vazão estimada pelo SWAT é 21% menor. Nas demais bacias as vazões do SWAT foram em média 10% menores que a vazão de longo período do relatório do CETEC, exceto para o rio Moji, cujas vazões estimadas foram iguais nos dois trabalhos.

## 5.2 Obtenção das descargas de efluentes domésticos

Pelo fato das cidades de Santos, Guarujá e Praia Grande também possuírem parte do seu território situado em áreas fora da bacia de drenagem estuarina abrangida neste estudo, os dados demográficos e de cobertura sanitária fornecidos nos levantamentos existentes da região fornecem uma idéia distorcida destes números, uma vez que eles incluem em suas análises toda a extensão territorial destas cidades.

Desta forma, neste estudo as análises sócio-demográficas foram efetuadas a partir da base cartográfica do projeto Ecomanage (Neves *et al.*, 2008). Nela as informações foram

especializadas na escala 1:50.000. Por meio do cruzamento dos dados dos setores censitários (IBGE, 2000) e do mapa de delimitação da área da bacia, foi possível estimar a população total residente na bacia do sistema estuarino de Santos - São Vicente.

Cruzamentos efetuados, entre os dados dos setores censitários do IBGE (2000) com informações contidas nas plantas de redes de água e esgoto dos municípios fornecidas pela SABESP, possibilitaram estimar, por meio do software ArcGis 9.2 da Esri, com mais detalhe o nível de atendimento sanitário das habitações que estão situadas na bacia estuarina.

A quantificação e a caracterização pormenorizada destas descargas são fundamentais para a estimativa das cargas a serem simuladas com o modelo estuarino Mohid. Os volumes dos efluentes lançados pelas estações de tratamento de esgoto e pelo emissário submarino foram fornecidos pela SABESP, bem como os dados de monitoramento destes efluentes para os principais indicadores de qualidade da água.

Para as estimativas dos volumes de efluentes produzidos e lançados pelas habitações regulares que não possuem rede coletora de esgoto, foram fornecidos pela SABESP os volumes micromedidos do consumo de água de todas as economias por bairro.

De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 1997) número de economias de água é o “número médio anual de todas as unidades cadastradas para fins de pagamento pelo serviço de abastecimento d’água”. Porém é importante salientar que, segundo Martins (2005), o volume de água efetivamente consumido pela população pode variar em relação ao valor micromedido. Nos ramais internos pode haver vazamentos (perdas físicas), e assim o consumo seria menor do que o micromedido. Pode haver erro de calibração dos hidrômetros, provocando medição a mais ou a menos, em relação ao volume de água efetivamente consumido. Pode também ocorrer roubo de água e nesse caso, o consumo será maior do que o micromedido. Além disso, nem todos os hidrômetros são lidos a cada mês, provocando uma estimativa de volume pela média dos consumos anteriores, o que não retrata

exatamente a realidade do consumo. De qualquer forma, neste trabalho foram adotados como base de cálculo os valores fornecidos pela SABESP, uma vez que não foi encontrada outra fonte de informação mais próxima da realidade.

Uma vez estabelecidas as vazões de consumo de água, foi aplicado um coeficiente de 80% sobre o consumo adotado, a fim de se considerar as perdas que não retornam à bacia. Este método é utilizado para os cálculos de dimensionamento de rede de esgoto de uma comunidade padrão, uma vez que estas perdas são normais e referem-se por exemplo ao consumo de água para alimentação.

Para a estimativa de volume de geração de esgoto nas favelas a partir do consumo de água, existe uma dificuldade ainda maior, pois existe um número variável de habitações que coletam água clandestinamente e que é desconhecido. Valores estimados por Martins (2005) apresentaram um consumo de água médio por economia nas favelas da região metropolitana de São Paulo, entre 1999 e 2003, de 29 m<sup>3</sup>/mês. Considerando uma unidade residencial com quatro habitantes, este valor representa um consumo diário de água de 55 litros/hab.dia. Entretanto, Dias *et al.* (2010) em seu estudo sobre o perfil de consumo de água em função da renda *per capita*, na região metropolitana de Belo Horizonte, estimou um consumo médio *per capita* de água pelas classes D e E, com renda inferior a R\$ 600,00, de 113 litros/hab.dia. Portanto, considerando estes números, o perfil populacional da região de estudo e o clima da região, para as estimativas de lançamento de esgoto oriundo dos núcleos de habitações irregulares foi adotado um consumo médio de água *per capita* de 100 litros/hab.dia e igualmente um coeficiente de 80% sobre este consumo para a quantificação de esgoto.



### 5.3 MOHID

A modelação hidrodinâmica do estuário de Santos baseou-se no sistema de modelos numéricos MOHID. O MOHID foi desenvolvido inicialmente na década de 80 por Neves (1985) para simular processos de escoamento e transporte em ambientes marinhos (estuários e oceanos), tendo evoluído até os dias atuais para um sistema de modelos, o MOHID Water Modeling System, que conta com mais de 40 módulos e 150 mil linhas de programação em ANSI Fortran 95 (Neves, 2007).

Braunschweig *et al.* (2004) descreveu o histórico do MOHID desde 1985, quando foi desenvolvido como um modelo bidimensional para o estudo de padrões de escoamento em estuários e zonas costeiras, até a versão tridimensional do modelo, o MOHID 3D, utilizando primeiramente uma coordenada vertical do tipo duplo *Sigma* (Santos, 1995) e posteriormente o conceito dos volumes finitos (Martins, 1999), através dos quais se conseguiu implementar a potencialidade do uso de uma coordenada vertical genérica. Um modelo de transporte euleriano tridimensional, um modelo de transporte lagrangeano (Leitão, 1996) e um modelo ecológico (Miranda, 1999) também foram acoplados no decorrer do período.

Atualmente, o MOHID apresenta um sistema de modelos, o MOHID Water Modeling System, no qual existem três programas principais: o MOHID Water, o MOHID Land e o MOHID Soil. O primeiro é uma versão modular atualizada para simular processos em corpos de água, o segundo é para ser utilizado na modelação de bacias hidrográficas e o terceiro para o estudo dos processos em meios porosos. Além disso, o sistema MOHID é composto por um programa de pré-processamento, o MOHID GIS, por uma interface gráfica utilizada para a implementação dos modelos, o MOHID Gui e pelos programas de pós-processamento dos resultados, o MOHID POST, MOHID Time Series Editor e o MOHID Statistical Analyzer.

Neste trabalho foi aplicado o programa MOHID Water para o estudo da hidrodinâmica e da qualidade da água estuarina de Santos - São Vicente. Este modelo resolve as equações

para águas pouco profundas, usando um algoritmo semi - implícito baseado em diferenças finitas. Ele permite a simulação de escoamentos produzidos por diferentes agentes forçantes, como a maré, o vento ou as ondas produzidas pelo vento (Leitão *et al.*, 2008; Neves, 1985). Além da hidrodinâmica, o MOHID também compreende um conjunto de módulos numéricos para os fenômenos de dispersão de poluentes (abordagens lagrangeana e euleriana), qualidade da água e transporte de sedimentos (coesivos e não coesivos). Estes módulos apresentam a particularidade de poderem ser utilizados integrados com o cálculo da hidrodinâmica ou trabalharem isoladamente, utilizando neste caso valores de correntes fornecidos por arquivos externos (Neves, 2007).

Uma característica importante do MOHID é a possibilidade de executar modelos encaixados. Esta funcionalidade permite ao usuário do modelo estudar sub-áreas de interesse, obtendo no limite da fronteira aberta condições de fronteira de um modelo de maior escala, onde a capacidade computacional do computador é a única limitação ao número de modelos encaixados (Neves, 2007).

O MOHID Water vem sendo aplicado em diversos países. No Atlântico Norte ele vem sendo utilizado em estudos de circulação costeira e estuarina (Neves, *et al.*, 1998, Coelho, *et al.*, 2002), derrames de petróleo (Leitão *et al.*, 2003), eutrofização e tempos de residência, especialmente no estuário do Tejo (Portela, 1996; Pina, 2001; Leitão, 2003, Fernandes, 2005; Saraiva *et al.*, 2006; Mateus *et al.*, 2008). É também utilizado em estudos de estuários na América do Sul (Braunschweig, *et al.*, 2003; Neves *et al.*, 2008; Hidromod-Unisanta 1998, 2000, 2002) e em estudos de processos em represas (Braunschweig, 2001).

Em Santos, o MOHID Water inicialmente foi aplicado na zona estuarina, simulando apenas o efeito da maré e utilizando uma abordagem bidimensional (Berzin *et al.*, 1997 e Berzin *et al.*, 1999). A partir de campanhas de medidas meteorológicas e oceanográficas, realizadas nos anos de 1998 a 2002, a grade numérica do modelo foi expandida na zona

costeira do Estado de São Paulo, passando a utilizar um esquema de modelos tridimensionais encaixados, de forma a simular as correntes produzidas pelo vento na escala regional e a impor condições de fronteira realistas nos modelos locais do estuário e da zona ao largo da baía de Santos. Neste período, além de simular as correntes, simulações da dispersão de sedimentos na zona ao largo da baía de Santos também puderam ser efetuadas (Hidromod-Unisanta, 1998, 2000, 2002). Entre 2004 e 2007 novas campanhas de medidas foram realizadas no interior do estuário (Harari *et al.*, 2008; Giancesella *et al.*, 2008; Berzin *et al.*, 2007) e as simulações com o módulo de qualidade da água foram introduzidas em conjunto com o modelo hidrodinâmico estuarino (Sampaio *et al.*, 2008; Mateus *et al.*, 2008). Os resultados das campanhas de medidas, bem como das simulações no interior do estuário, que fundamentaram este estudo, serão apresentados neste trabalho.

### **5.3.1 O Modelo Hidrodinâmico e de Transporte**

O módulo hidrodinâmico do MOHID resolve as equações primitivas do movimento para fluidos incompressíveis, assumindo o equilíbrio hidrostático, bem como a aproximação de Boussinesq. A discretização espacial destas equações é feita utilizando a técnica de volumes finitos (Martins *et al.*, 2000) a qual permite a utilização de um sistema de coordenadas verticais genérico, tornando o modelo independente da discretização vertical e fácil de ser aplicado a diferentes locais com geometrias variadas.

A discretização temporal é baseada na utilização de um esquema semi-implícito. O momento e os balanços de sal e calor na vertical são calculados implicitamente, enquanto que na horizontal são calculados de forma explícita.

Os modelos de transporte do Mohid resolvem ambas as equações de advecção e difusão usando um esquema numérico semi-implícito equivalente ao do modelo

hidrodinâmico. O Mohid simula os processos hidrodinâmicos na coluna de água usando um referencial euleriano, entretanto, os transportes de massa podem ser efetuados utilizando tanto o referencial euleriano como o lagrangeano. O modelo euleriano utiliza a malha computacional do modelo hidrodinâmico e o modelo lagrangiano é aplicado a traçadores emitidos no interior do domínio. As variáveis turbulentas do modelo hidrodinâmico são utilizadas em ambos os modelos para calcular a dispersão.

### **5.3.2 Módulo Euleriano de Propriedades da Água**

O módulo de propriedades da água coordena a evolução das propriedades da coluna de água utilizando uma abordagem euleriana, incluindo os fluxos advectivos e difusivos, descargas de rios ou fontes antropogênicas, intercâmbio com o fundo (fluxos de sedimentos) e a superfície (fluxos de calor e de oxigênio), sedimentação de material particulado e fontes e sumidouros (Qualidade da água).

No estuário santista este módulo foi utilizado para simular a temperatura, salinidade, sedimentos coesivos e os colifomes fecais.

### **5.3.3 Coliformes Termotolerantes**

De uma maneira geral, a redução da contaminação fecal na água ocorre pela combinação de três principais fatores: a diluição inicial do efluente, sua dispersão e o decaimento bacteriológico. Quando as bactérias entéricas são expostas à água do mar sua sobrevivência ocorre simultaneamente por uma combinação de fatores de estresse, incluindo salinidade, pH, temperatura, disponibilidade de nutrientes, radiação da luz e o estresse

oxidativo associado (Rozen & Belkin, 2001). Se as condições ambientais forem desfavoráveis à sobrevivência do microrganismo, sua população decai rapidamente com o tempo.

O parâmetro do  $T_{90}$  é definido como o tempo necessário para que haja um decaimento de 90% das bactérias a partir de uma concentração inicial. De acordo com Mateus e Fernandes (2008) modelos hidrodinâmicos normalmente levam em consideração apenas a dispersão e a diluição das bactérias. Entretanto, a partir de estudos do declínio bacteriológico levando em consideração também fatores abióticos (Pereira & Alcantara, 1993; Sarikaya & Saatci, 1995; Serrano *et al.*, 1998), foi possível estabelecer um modelo mais realista da contaminação espacial e temporal de origem fecal utilizando um  $T_{90}$  dinâmico, como função da radiação solar, da temperatura da água e da salinidade.

Estudos mostram que a presença da luz solar é um fator importante na taxa de mortalidade das bactérias na água do mar (Fujioka *et al.*, 1981), havendo elevada correlação entre o aumento da taxa de mortalidade da *E.coli* e o aumento da radiação solar. Troussellier *et al.* (1998) verificou haver um efeito maior na mortalidade da *E.coli* no ambiente salino na presença de radiação. Segundo Rozen e Belkin (2001) a temperatura da água também afeta a *E.coli.*, sendo observado que, embora o crescimento ideal da *E.coli* ocorra em torno de 37 °C, análises de laboratório demonstraram maior resistência em temperaturas menores.

Utilizando esta abordagem, o MOHID passou a considerar a influência destes fatores no decaimento das bactérias, ao invés de utilizar um valor de  $T_{90}$  fixo para todo o domínio. Somado a isso, no MOHID a parametrização do decaimento foi efetuada para o principal organismo do grupo de coliformes termotolerantes, a *Escherichia coli*.

Assumindo uma taxa de mortalidade deste organismo originada de estudos realizados *in situ* e em laboratório por Canteras *et al.* (1995), o decaimento da contaminação adotado para a *E.coli* resultou na seguinte expressão:

$$k = 2,533 \times 1,04^{(T-20)} \times 1,012^S + 0,113i_z \quad (1)$$

Onde  $k$  é a taxa de decaimento de primeira ordem ( $\text{dia}^{-1}$ ), ou coeficiente de mortalidade,  $S$  e  $T$  a salinidade e a temperatura da água e  $i_z$  a radiação ( $\text{Watt. m}^{-2}$ ).

Neste modelo de Canteras *et al.* (1995) a radiação solar é o principal fator responsável pela determinação das taxas de decaimento; para a salinidade foi observado maior efeito nas taxas de decaimento para valores superiores a 35‰, enquanto que a temperatura apresentou uma relação linear com as taxas de decaimento.

Sendo assim, os níveis de radiância na água podem ser estimados pelo modelo hidrodinâmico, sendo a radiação calculada como uma função da intensidade da luz solar variável ao longo do dia. Desta forma, a extinção da luz pode ser conhecida em cada camada vertical. O modelo considera o efeito de atenuação da penetração da luz pela presença de material em suspensão na coluna de água, ou no caso de uma malha bidimensional, um valor médio também pode ser calculado a partir dos níveis de radiação na superfície, considerando o efeito de atenuação da luz das moléculas de água ao longo da coluna vertical (Mateus & Fernandes, 2008).

Portanto, em conjunto com a concentração de coliformes, o modelo é capaz de calcular e fornecer os valores de  $T_{90}$ , a partir da seguinte formulação:

$$T_{90} = 2,303 k^{-1} \quad (2)$$

Para Mateus e Fernandes (2008), a modelagem explícita dos fatores abióticos traz vantagens para a previsão do comportamento das bactérias, uma vez que leva em consideração os ciclos existentes de variação das condições abióticas, tornando a modelagem mais realística e assim melhorando os resultados dos modelos preditivos de qualidade da água

para o parâmetro coliforme. Esta considerável vantagem é ainda maior quando o modelo é aplicado em ambientes costeiros altamente dinâmicos, sujeitos a elevada variabilidade espacial e temporal das propriedades físico-químicas.

#### 5.3.4 Módulo Lagrangeano

O Mohid pode simular o transporte de massa (dissolvido e particulado) na coluna de água usando uma abordagem Lagrangeana (Leitão, 1996). Os modelos de transporte Lagrangeano são muito úteis para simular processos localizados com gradientes, como fluxos emitidos por emissários submarinos, erosão dos sedimentos devido a obras de dragagem, dispersão de óleo, etc. (Mateus *et al.*, 2008). O MOHID usa o conceito de traçadores lagrangeanos para avaliar a evolução espaço-temporal da pluma de contaminação, determinada pelo regime de marés e a circulação local. As velocidades das partículas em qualquer ponto do espaço são calculadas com uma interpolação linear entre os pontos da grade do modelo hidrodinâmico e o transporte turbulento é responsável pela dispersão. Os traçadores são transportados pelas correntes e calculados pelo modelo hidrodinâmico e cada traçador tem a capacidade de ser associado a uma ou mais propriedades (físicas, químicas ou biológicas) (Leitão *et al.*, 2008).

Este módulo interage com outros módulos lagrangeanos, como o módulo de dispersão do óleo e o módulo de decaimento da *Escherichia coli*. Além disso, o transporte de sedimentos pode ser associado diretamente aos traçadores, utilizando o conceito de velocidade de sedimentação. Também é possível associar a cada partícula os principais processos da dinâmica de sedimentos finos, resolvendo a velocidade de adsorção e dessorção e de deposição e erosão.

No caso da *E. coli*, seu volume é afetado pela mistura turbulenta e a concentração fecal é calculada em função dos fatores ambientais, como radiação, temperatura e salinidade, como exposto no item anterior.

Três tipos de origens podem ser consideradas como forma de emissão de traçadores: de origem pontual, em caixas ou acidente. Da mesma forma, duas maneiras de emissão podem ser escolhidas, emissão instantânea ou emissão contínua, sendo que neste último caso traçadores são emitidos durante um período de tempo escolhido.

A informação dos traçadores pode ser integrada numa malha euleriana. Sendo assim, é possível visualizar as concentrações de coliformes em determinados pontos (Leitão *et al.*, 2008), e efetuar uma comparação das séries temporais de resultados do modelo nos pontos escolhidos com as análises laboratoriais.

### **5.3.5 Aplicação do MOHID no Sistema Estuarino de Santos São Vicente**

Utilizou-se para a modelação da área de estudo o sistema de modelos MOHID anteriormente implementados por Berzin e Leitão (1997). Nele foi utilizada uma abordagem tridimensional barotrópica, adotada também em outros estudos na região por Hidromod-Unisanta (2000), Hidromod-Unisanta (2002) e Leitão *et al.* (2004).

A configuração da malha utilizada contou com uma única camada na vertical, tornando-se por isso o modelo equivalente a um modelo 2D integrado na profundidade. Esta simplificação adotada deve-se ao fato de que o forçamento hidrodinâmico induzido pela variação de densidades na área de estudo é muito menos importante que o forçamento pelo vento e pela maré (Hidromod-Unisanta, 2000; Hidromod-Unisanta, 2002; Leitão *et al.*, 2004; Harari *et al.*, 2000; Baptistelli, 2008). Além disso, para os objetivos pretendidos não se fez necessário dispor de um modelo tridimensional, o que demandaria mais tempo de cálculo.



Este tipo de simplificação adotado no estuário santista foi avaliado por Baptistelli (2008) em conjunto com a aplicação de outros modelos. No seu trabalho Baptistelli, alcançou bons resultados com o modelo bidimensional Mike 21 implementado para a hidrodinâmica na área de estudo, inclusive quando comparado a resultados para o mesmo período com outros dois modelos tridimensionais, apresentando correlações satisfatórias entre as medidas e os resultados desses modelos, demonstrando dessa forma a viabilidade desta abordagem no domínio de um modelo local para o estuário e baía de Santos.

Como o MOHID é aplicado há mais de uma década no Estuário de Santos (Berzin & Leitão, 1997), foram utilizadas diversas cartas hidrográficas e topográficas de forma a obter a melhor aproximação possível da geometria do sistema estuarino. Dentre elas se pode citar as principais cartas que forneceram informações de base para configuração de uma grade de alta resolução do modelo em uso:

1. Carta hidrográfica N. 1701 da Marinha Brasileira com escalas 1/23000 e 1/15000 (Canal de Piaçaguera);
2. Levantamentos hidrográficos fornecidos pela Companhia Docas de Santos, com escala 1/5000;
3. Carta hidrográfica N. 1711 da Marinha Brasileira com escala 1/80000;
4. Carta topográfica da Baixada Santista do IGBE com escala 1/50000 (Folha SF.23-Y-D-IV-3 / SG.23-V-B-I-1 / MI-2794-3 / MI-2815-1)
5. Carta de Meio Ambiente da Baixada Santista do CETESB com escala 1/50000.

O domínio do modelo estuarino abrangeu parte da área costeira adjacente fora do estuário, além das baías de Santos e São Vicente, bem como as seções dos canais internos, incluindo as zonas entremarés. A localização geográfica deste domínio é definida pela origem sudoeste da grade coordenadas 46,505° S e 24,085° W, sudeste 46,252 ° S e 24,085 ° W, noroeste 46,505° S e 23,831° W e nordeste 46,252° S e 23,831° W .

A batimetria utilizada possui 147 x 137 pontos, com profundidades relacionadas ao zero hidrográfico, variáveis entre -3 e 26m (figura 16). A malha de cálculo possui um passo espacial variável de 100 a 400m e o contorno da linha de terra foi obtido através das Cartas Náuticas da Marinha do Brasil e demais fontes acima citadas.

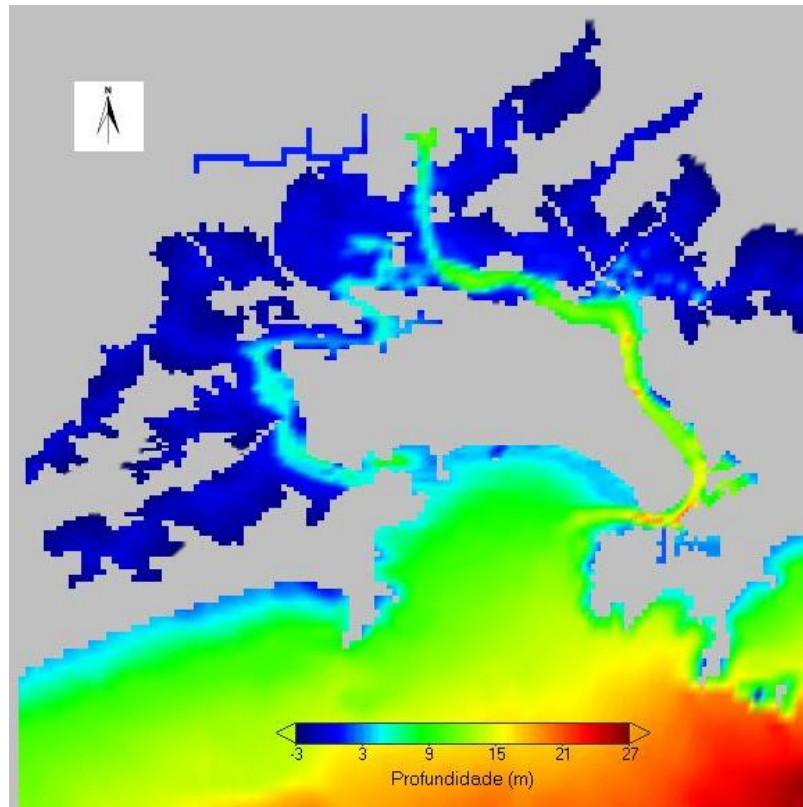


Figura 16. Batimetria do Modelo

As principais lacunas encontradas nas informações batimétricas disponíveis se encontram no Canal de S. Vicente, bem menos hidrografado que o de Santos, assim como toda a área estuarina interna próxima à cabeceira do estuário (Hidromod-Unisanta, 2000). Esta questão foi considerada durante o projeto Ecomanage (Neves *et al.*, 2008) e, com base no tratamento dos dados obtidos em algumas medições em campo, utilizando uma sonda portátil, foi possível satisfazer em parte a falta de informações no lado de São Vicente e diminuir de alguma forma as margens de erro nesta zona do modelo.

A delimitação da zona entre-marés foi estabelecida utilizando dados fornecidos por Sampaio *et al.* (2009), que identificou as áreas de manguezal na planície de inundação por meio de análises de fotografias de satélite, ortofotos e saídas a campo. Como não foram encontrados dados de topografia nestas zonas, adotaram-se valores progressivos de altura dos bancos de sedimentos, desde a margem dos canais estuarinos até o seu limite interior anteriormente delimitado.

O forçamento hidrodinâmico utilizado no MOHID foi semelhante ao forçamento aplicado em Hidromod-Unisanta (2000), Hidromod-Unisanta (2002), e Leitão *et al.* (2004). O forçamento foi feito com a maré obtida da análise harmônica das medidas do marégrafo localizado na Ilha das Palmas e com as componentes defasadas de forma a poderem ser impostas na fronteira aberta do modelo; o nível médio do mar utilizado foi de 1.39m.

Na fronteira com o continente o modelo foi forçado com as descargas dos rios. Desta forma, foram utilizadas vazões médias mensais dos principais rios, calculados a partir do modelo SWAT, conforme acima citado. Valores constantes destas descargas para o parâmetro de salinidade (0.5 psu) também foram considerados, enquanto que, para temperatura e sedimentos coesivos, utilizaram-se valores médios mensais. Os valores de temperatura foram baseados em dados dos pontos da rede de monitoramento permanente da CETESB nos rios Cubatão, Moji e Piaçaguera, enquanto que, para os demais rios, os valores foram estimados com base nos dados obtidos nas bacias monitoradas. Os valores de sedimentos em suspensão foram baseados na curva de vazão dos rios versus descargas sólidas em suspensão, para os rios Cubatão, Jurubatuba, Quilombo, Moji, Piaçaguera e Perequê, contidos em Sondotécnica (1977).

Além disso, também foram incluídos nas simulações os valores médios das descargas mensais bombeadas pela usina Henry Borden, descarregada no rio Cubatão.

Para as condições atmosféricas foram utilizados dados médios mensais de temperatura e umidade relativa ar no ano de 1997, obtidos na série anual de uma estação meteorológica da CODESP instalada neste ano no terminal da Alemoa. Para a cobertura de nuvens, foram calculados valores médios mensais da taxa de cobertura do céu, a partir de uma única série anual disponível na região, com dados de observação de nuvens registrados pela Marinha do Brasil na estação meteorológica da Ilha da Moela, Guarujá, durante todo o ano de 1999. Dados de vento provenientes do modelo do NCEP-NCAR - National Center for Environmental Prediction – National Center for Atmospheric Research, para os anos de 2005 e 2006, também foram utilizados.

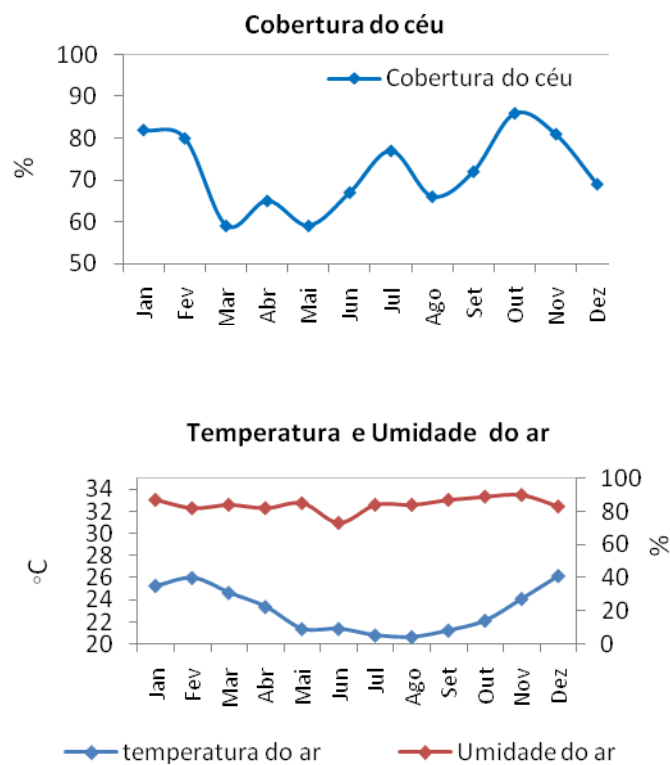


Figura 17. Séries mensais da cobertura de nuvens e temperatura e umidade do ar, utilizadas no módulo atmosférico do MOHID. Fonte: DHN (Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil) e CODESP (Companhia Docas do Estado de São Paulo)

O coeficiente de Manning para a rugosidade utilizado foi de 0.02, sendo considerado constante para todo o estuário; e o passo temporal de cálculo foi de 15s.

Para a análise da dispersão e decaimento da *Escherichia coli* foram utilizados os módulos euleriano e lagrangeano. Os modelos Eulerianos resolvem a equação de transporte da propriedade na mesma malha do modelo hidrodinâmico que calcula as velocidades. Desta forma, nas simulações com o módulo Water Properties na abordagem euleriana, os cálculos foram efetuados tanto para os parâmetros de temperatura, salinidade, sedimentos coesivos como também para a *Escherichia coli*. Porém, apesar de ser mais fácil de conceber matematicamente e estar mais próximo da experiência humana com escoamentos, este tipo de abordagem pode estar sujeitos a grande difusão numérica (Neves & Martins, 1996). Sendo portanto, necessário neste caso, que a discretização espacial seja refinada em relação à descarga que se pretende estudar, a fim de evitar erros no cálculo da advecção. Desta forma, a malha utilizada foi a malha mais refinada existente e já aplicada com o Mohid na área de estudo. O coeficiente de viscosidade utilizado foi de  $0.001 \text{ kg.m}^{-1}.\text{s}^{-1}$  na vertical e  $10 \text{ kg.m}^{-1}.\text{s}^{-1}$  na horizontal para o cálculo da turbulência. Para a utilização do modelo lagrangeano, foi adotada a mesma malha, porém este fator não é determinante como no módulo euleriano, pois nesta abordagem garante-se uma melhor definição das plumas com um elevado gradiente espacial de concentrações em termos da dispersão dos coliformes de origem fecal, sendo possível eliminar os erros numéricos introduzidos na abordagem euleriana pela resolução do termo advectivo da equação de transporte. Entretanto, pode haver dificuldade de cálculo da difusão da propriedade, se a dimensão de cada um dos volumes individuais não for reduzida. Neste modelo foi utilizada a emissão pontual e contínua de traçadores para o cálculo das suas propriedades de posição e volume ao longo do tempo.

Assim, a utilização de um modelo euleriano além do lagrangeano para cálculo das concentrações da *Escherichia coli* serviu para que pudesse ser feita uma comparação dos resultados e, desta forma, avaliar a consistência de ambos os resultados.

O modelo de qualidade da água foi forçado em ambos referenciais com as descargas de efluentes obtidas a partir da análise da cobertura da rede de esgoto, da contagem populacional por setor censitário (IBGE 2000) e do levantamento de dados dos núcleos habitacionais irregulares. Através do cruzamento destas informações com o mapa da rede de drenagem da região, foi possível determinar como estes efluentes chegam no estuário (Figura 18). Foi assumido uma descarga média com volume constante no tempo, para cada uma das fontes identificadas, uma vez que não foi possível obter informações sobre as variações diárias destes lançamentos. Baseado em MetCalf (2003), a concentração de coliformes fecais adotada para as fontes diretas sem tratamento, no estuário, foi de  $1 \times 10^8$  NMP/100ml. Considerando que estas fontes de esgotos estão muito próximas dos corpos d'água, foi assumido que o decaimento bacteriano praticamente não ocorre antes de o efluente alcançar o corpo receptor. Para as demais fontes consideradas, como o emissário submarino e as estações de tratamento de esgoto, as concentrações foram uma ordem de grandeza menor.

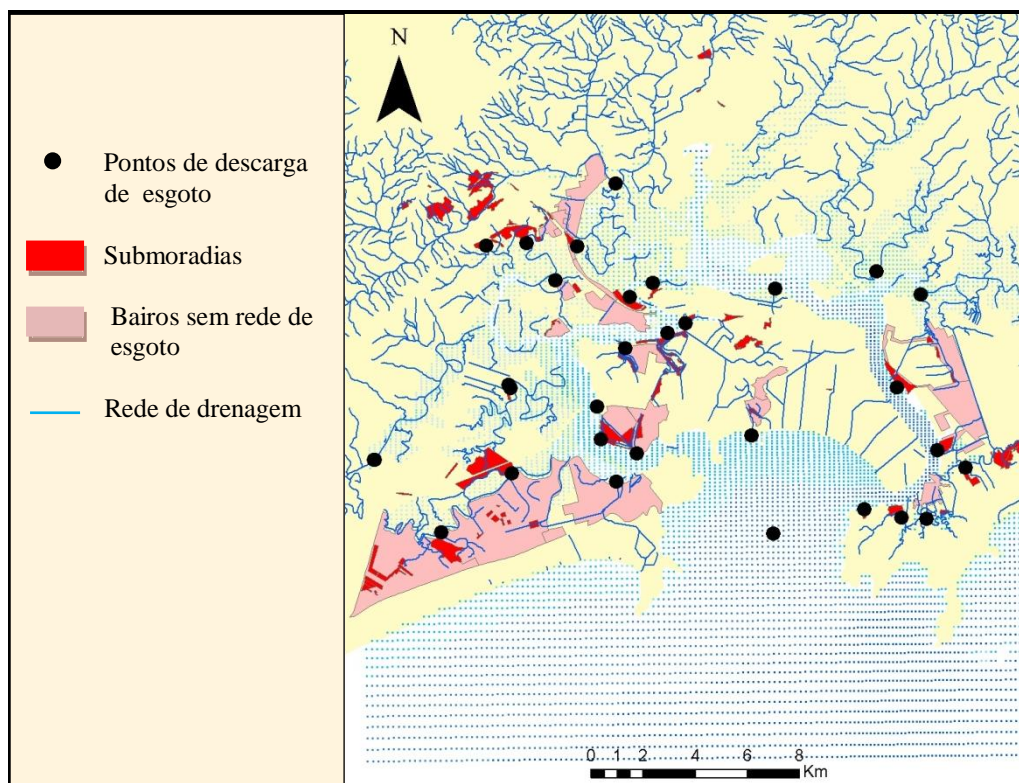


Figura 18. Localização das áreas sem esgotamento sanitário (rosa e vermelho) e dos pontos de lançamento dos efluentes identificados

As simulações foram efetuadas para dois períodos selecionados em função da existência de um maior conjunto de dados disponíveis para a validação dos resultados obtidos com o modelo.

### **Cenário de simulação 1 - anos de 2000-2001**

Este período foi escolhido em função dos dados de colimetria obtidos por Lima (2003) em 31 pontos distribuídos no SESS no inverno de 2000 e verão de 2001, para condições de marés de sizígia e quadratura. Assim, o modelo foi processado para um período de aproximadamente 18 meses de simulação, com início no dia 01 de janeiro de 2000 e término no dia 12 de julho de 2001. Para sua estabilização, inicialmente foi feito um processamento preliminar com duração de 180 dias, para as propriedades hidrodinâmicas, temperatura, salinidade e sedimentos coesivos, adotando uma camada inicial de 75 Kg/m<sup>2</sup> de sedimentos coesivos em todo o fundo.

Neste período de simulação, além dos resultados obtidos por Lima (2003) para temperatura, salinidade e coliformes fecais (termotolerantes), foram utilizados, para efeito de comparação com os resultados do Mohid, os resultados das análises quantitativas de coliformes termotolerantes efetuadas uma vez por semana pela CETESB nas praias da região.

O forçamento do Mohid na fronteira terrestre utilizou a série mensal de descargas dos rios contidas na figura 19. As descargas de água doce na fronteira do modelo com o canal de Bertioiga são provenientes da sub-bacia do rio Cabuçu estimada por meio do modelo SWAT. Neste caso, como não havia informação disponível da concentração de sedimentos em suspensão para esta descarga, este parâmetro não foi considerado nesta descarga. Na descarga do rio Cubatão foi incluído o acréscimo de vazão devido o bombeamento da UHE.

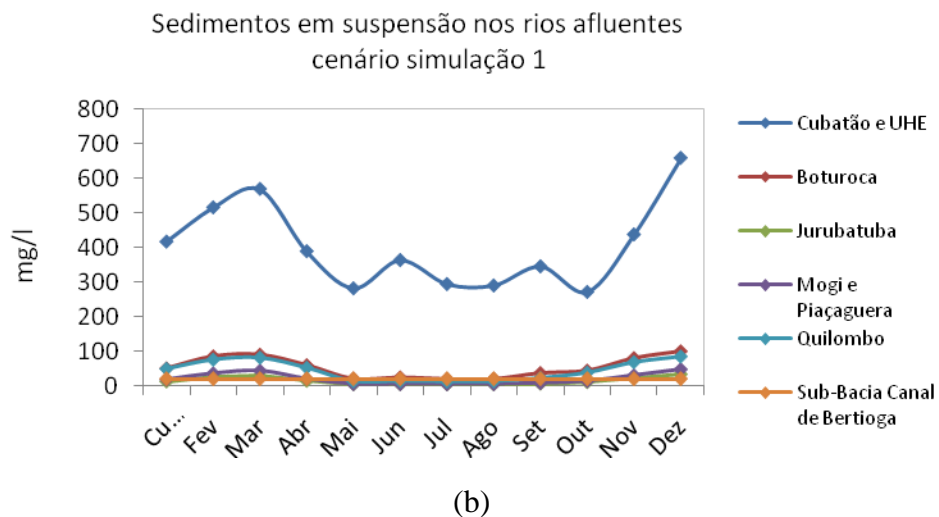
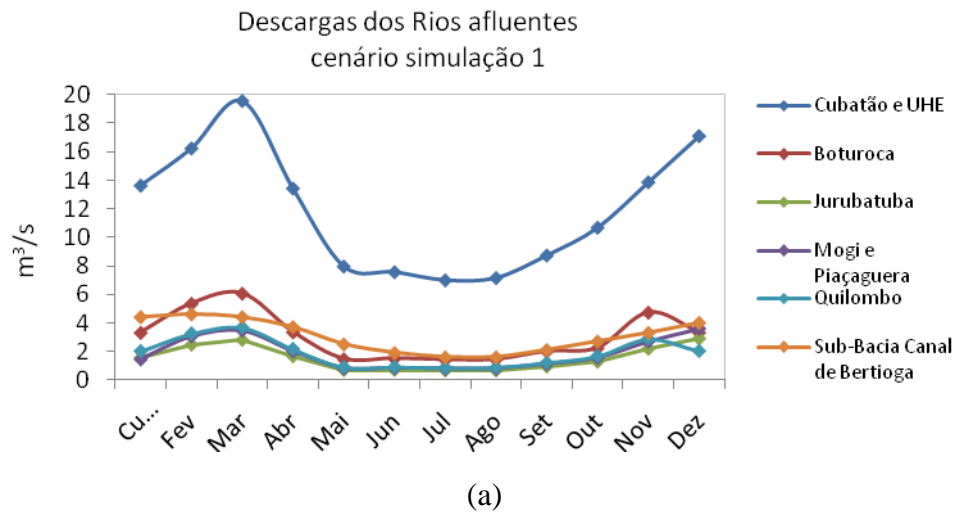


Figura 19. (a) Valores mensais de vazão dos rios, calculados por meio do modelo SWAT (Chambel-Leitão *et al.*, 2008) e (b) sedimentos em suspensão obtidos de Sondotécnica (1977), ambos utilizados no cenário de simulação 1.

Um resumo dos dados utilizados para a calibração e validação do MOHID no cenário de simulação 1 estão contidos na tabela 13.



Tabela 13. Metadados utilizados para validação e calibração do cenário de simulação 1.

<b>DADOS</b>	<b>PERÍODO</b>	<b>FONTE</b>
<b>Nível de Maré</b>	01 a 07/00	CODESP
	03 a 07/01	
<b>Correntes</b>	23/06 a 11/07/01	COSIPA
<b>Temperatura, Salinidade e sedimentos em suspensão</b>	24 a 27/07/00	Lima (2003)
	8 a 15/03/01	
<b>Colimetria</b>	24 a 27/07/00	Lima (2003)
	8 a 15/03/01	
	05 a 12/00 (semanal)	CETESB

As análises dos resultados do modelo para os parâmetros de temperatura, salinidade e *Escherichia coli*, em comparação com as medidas em campo descritas na tabela 13, para o cenário de simulação 1, foram efetuadas para aproximadamente 31 pontos distribuídos no SESS de acordo com a figura 20. As únicas exceções foram para os resultados obtidos de elevação de nível, uma vez que os dados são registrados apenas em um único ponto fixo no canal de Santos, e para a concentração de coliformes termotolerantes nas praias de Santos e São Vicente, efetuada pela CETESB nos pontos apresentados na figura 21.

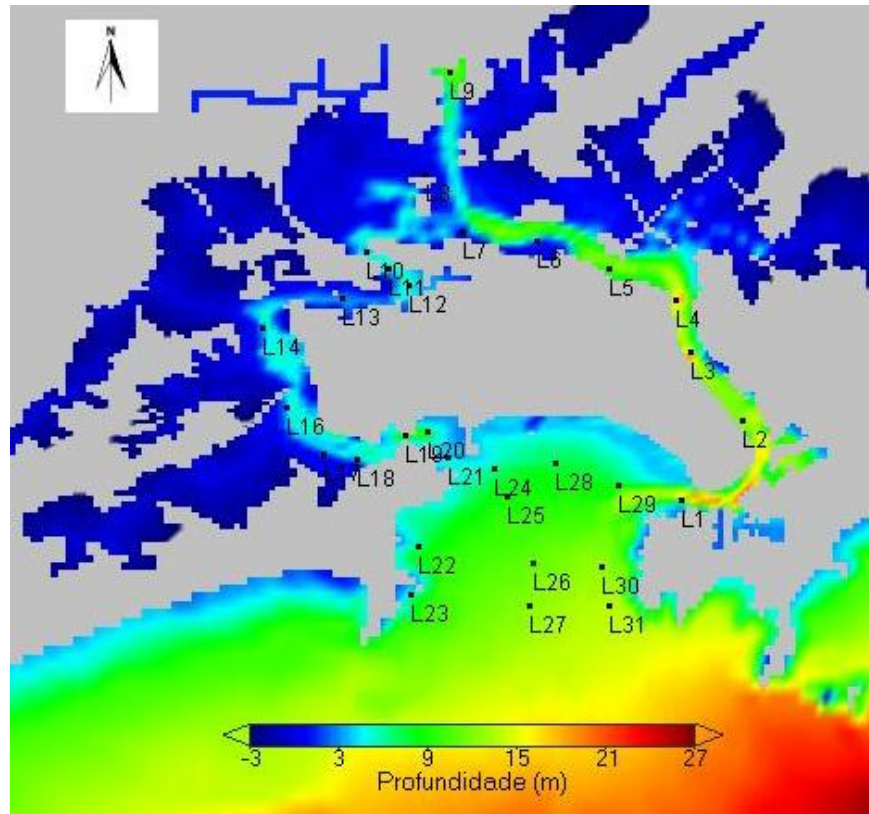


Figura 20. Localização dos 31 pontos de amostragem utilizados na análise dos resultados no cenário de simulação 1. Fonte: Lima (2003)

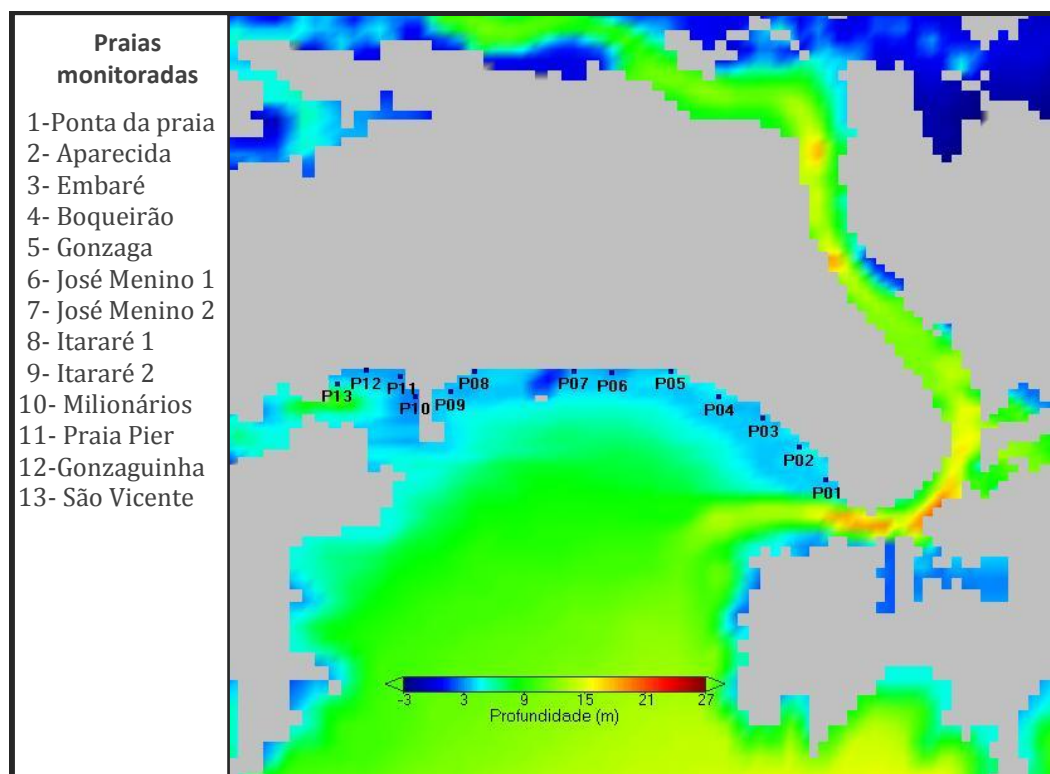
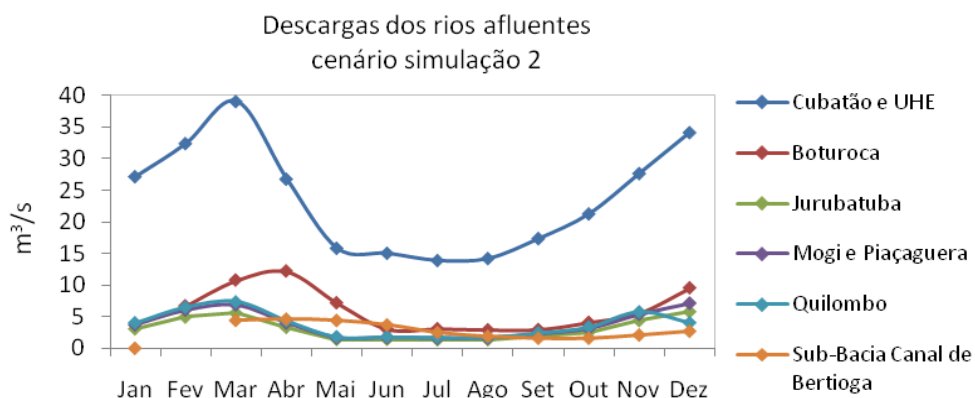


Figura 21. Localização dos pontos de monitoramento das praias pela CETESB e do marégrafo da CODESP utilizados na análise dos resultados no cenário de simulação 1. Fonte: Lima (2003)

### Cenário de simulação 2 – anos de 2006-2007

Este período foi escolhido em função das campanhas de dados de verão e inverno hidrografados em 8 pontos e de colimetria em 51 pontos, entre 2005 e 2007, no âmbito do projeto Ecomanage (Neves *et al.*, 2008; Berzin *et al.*, 2007; Giancesella *et al.*, 2008; Harari *et al.*, 2008; Sampaio *et al.*, 2008). O modelo foi processado para um período de aproximadamente 26 meses de simulação, com início no dia 01 de fevereiro de 2005 e término no dia 18 de abril de 2007. A inicialização do modelo neste período foi semelhante às condições utilizadas na simulação 1. Neste caso não foi possível comparar os resultados de concentração de *E.coli* do modelo com as análises das praias pela CETESB, pois neste período a CETESB já utilizava os *enterococos*, e não mais a *E.coli* nem os coliformes termotolerantes, como indicador de balneabilidade das praias.

O forçamento do Mohid na fronteira terrestre utilizou os dados dos rios apresentados na figura 22. As descargas de água doce na fronteira do modelo com o canal de Bertioiga são provenientes das sub-bacias ali existentes, que também foram estimadas por meio do modelo SWAT. Neste caso, como não havia informação disponível da concentração de sedimentos em suspensão para estas descargas, foi considerado um valor médio de 20 mg/l. Na descarga do rio Cubatão está incluído o acréscimo de vazão devido o bombeamento da UHE.



(a)

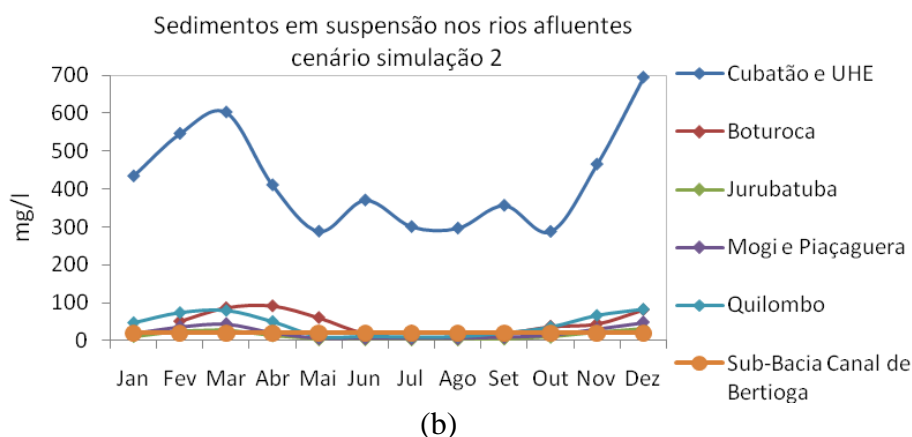


Figura 22. (a) Valores mensais das vazões dos rios calculados por meio do modelo SWAT (Chambel-Leitão *et al.*, 2008) e (b) sedimentos em suspensão obtidos de Sondotécnica (1977), ambos utilizados no cenário de simulação 2.

Tabela 14. Série de dados utilizados para validação e calibração do cenário de simulação 2.

DADOS	PERÍODO	FONTE
Nível de Maré	10 a 11/05	CODESP
	01 a 02/06	
	01 a 10/07	
Correntes	16/09/05 13 e 14/03/06	PROJETO ECOMANAGE (Harari <i>et al.</i> 2008)
Temperatura, Salinidade e sedimentos em suspensão	16 e 17/08/05 13 e 12/03/06	PROJETO ECOMANAGE (Gianesella <i>et al.</i> 2008)
Colimetria	31/08/06 e 10/04/07	PROJETO ECOMANAGE (Sampaio <i>et al.</i> 2008)

Os dados que foram utilizados para a calibração e validação do MOHID no cenário de simulação 2 são apresentados na tabela 14. As análises dos resultados do modelo para correntes, temperatura, salinidade e sedimentos coesivos, em comparação com as medidas em campo descritas na tabela 14, foram efetuadas em 8 pontos distribuídos no SESS em maré de sizígia (figura 23) obtidos por Harari *et al.* (2008) e Gianesella *et al.*(2008).

As análises dos resultados do modelo para colimetria, em comparação com as medidas em campo, foram feitos em 37 pontos de coleta de dados em maré de quadratura no verão e

inverno (Berzin *et al.*, 2007; Sampaio *et al.*, 2008) (figura 24). Para comparação com os resultados obtidos da elevação do nível do mar, foram utilizados os dados registrados num ponto fixo (ponto e08) no canal de Santos (figura 24).

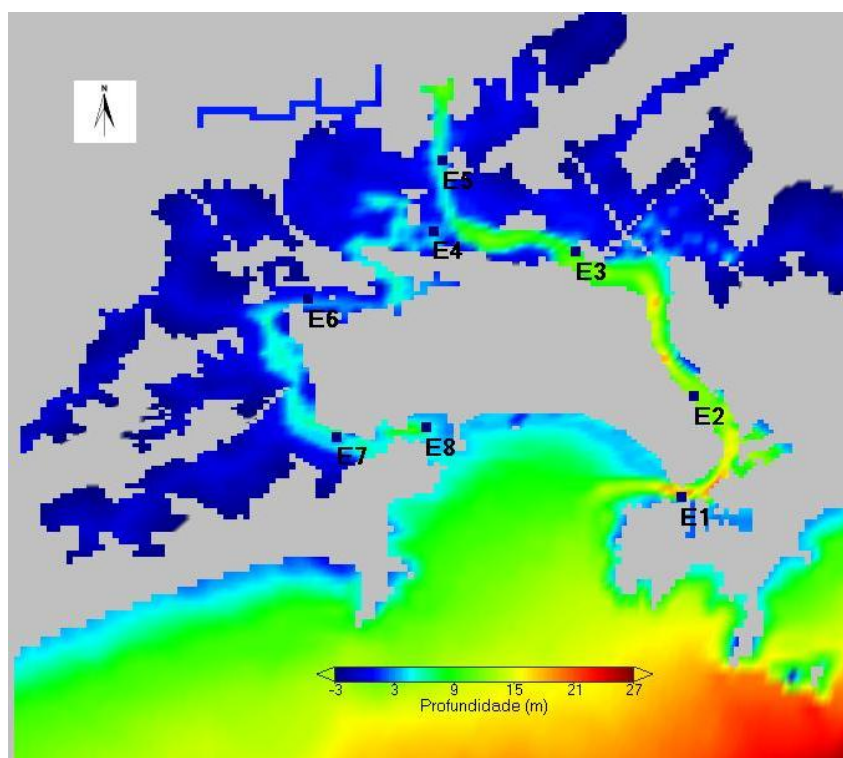


Figura 23. Localização dos pontos de amostragem utilizados no cenário de simulação 2, na análise dos resultados de temperatura, salinidade, sedimentos coesivos, velocidade e direção das correntes.

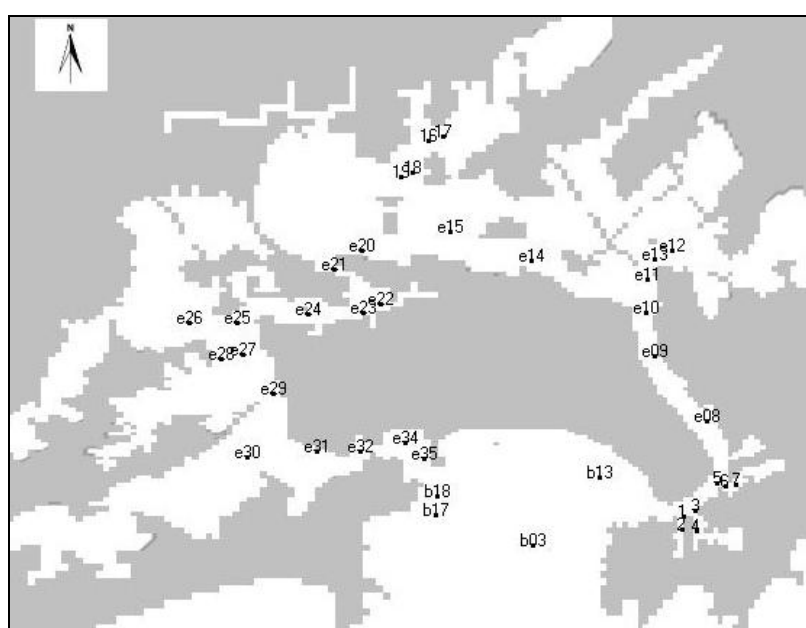


Figura 24. Localização dos pontos de colimetria utilizados na análise dos resultados no cenário de simulação 2. Fonte: Berzin *et al.* (2008) e Sampaio *et al.* (2008)

## 6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.1 Análise espacial e quantitativa do atendimento sanitário no SESS

Com base no tratamento dos dados censitários do IBGE (2000) verificou-se que na área restrita à bacia do SESS residem mais de um milhão de habitantes, sendo a cidade mais populosa Santos, seguida de São Vicente, Guarujá, Cubatão e Praia Grande (tabela 15).

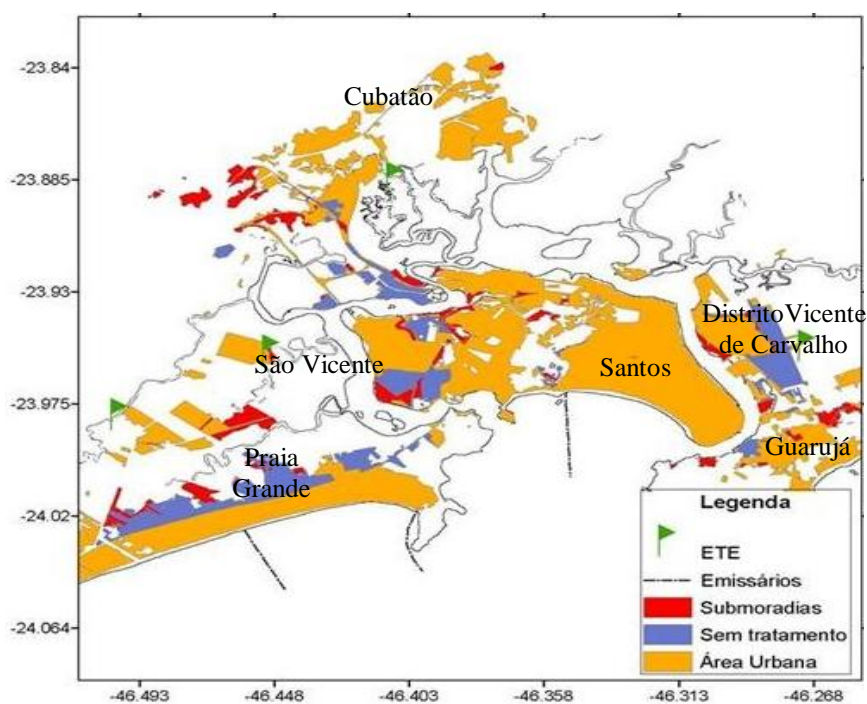


Figura 25. Distribuição da área de cobertura de rede água e esgoto na bacia estuarina. Fonte: Sampaio *et al.* (2008)

Tabela 15. População residente na bacia hidrográfica do sistema estuarino de Santos - São Vicente por cidade. Fonte: IBGE (2000)

Cidades	População Residente
Cubatão	110.378
Santos	415.922
São Vicente	303.413
Praia Grande	105.950
Guarujá	151.580
<b>TOTAL</b>	<b>1.087.273</b>

Resultados dos cruzamentos efetuados entre os dados demográficos acima citados, dos núcleos de habitações irregulares e das informações contidas nas plantas de redes de água e esgoto dos 5 municípios, fornecidos pela SABESP, possibilitaram obter o nível de atendimento sanitário na região (Figura 25 e Tabela 16).

Tabela 16. Nível de atendimento sanitário por habitante da bacia estuarina.

Fonte: Sampaio *et al.* (2008)

<b>Serviço Sanitário</b>	<b>População residente</b>
Esgoto sem Tratamento	457.067
Esgoto tratado (3 ETEs)	81.451
Emissário Submarino (Santos)	520.688
Emissário Submarino (Praia Grande e Guarujá)	28.037
<b>TOTAL</b>	<b>1.087.273</b>

Analisando os dados da tabela 16, 42% dos efluentes domésticos gerados pela população residente são lançados diretamente sem tratamento nos corpos d'água afluentes às praias de Santos e São Vicente, 48% são lançados na baía de Santos por meio do emissário submarino de Santos e 2% saem da bacia estuarina para serem lançados ao mar por meio de outros dois emissários submarinos, um na Praia Grande e outro no Guarujá. Além disso, 8% dos efluentes são tratados em três estações de tratamento de esgoto da SABESP, duas delas localizadas em São Vicente e uma em Cubatão.

Este levantamento corrobora os dados dos inúmeros trabalhos de investigação que apontam o lançamento de efluentes domésticos sem tratamento como fonte potencial de poluição existente nos canais e nos rios do sistema estuarino de Santos - São Vicente (Braga *et al.*, 2000; CETESB, 2001; Lima, 2003; Giancesella *et al.*, 2006b; Sampaio *et al.*, 2008; CETESB, 2009).

De acordo com Lamparelli (2006) uma das principais soluções encontradas para os esgotos gerados no litoral do Estado de São Paulo é a disposição oceânica. Depois de um pré-tratamento na estação de pré-condicionamento (para remoção de sólidos grosseiros e parte do material em suspensão) o esgoto tem sua disposição final no mar por meio de emissários. Assim, nesta estação não se realiza nenhum tipo de tratamento primário e conta-se com a capacidade de diluição e autodepuração do mar para realizar a degradação do material introduzido no meio marinho.

A partir das características da destinação dos efluentes gerados pela população residente no SESS da tabela 16, e com base na consideração de Lamparelli (2006), é possível estimar que, excetuando as descargas oriundas das 3 ETEs (Estações de Tratamento de Esgoto), somadas as descargas do emissário submarino de Santos e as demais descargas de esgoto não coletadas, 90% do total dos esgotos gerados na bacia são lançados diretamente no sistema estuarino de Santos e São Vicente sem tratamento.

Dados obtidos junto a autoridades municipais por Sampaio *et al.* (2008) (tabela 17) apontam que aproximadamente 21% da população residente na bacia de drenagem do SESS se utiliza de moradias subnormais em áreas irregulares. Entretanto, é válido ressaltar que estes dados podem estar subestimados, uma vez que os levantamentos mais recentes fornecidos pelas administrações municipais são do início desta década, portanto, com defasagem em média de 10 anos em relação ao último levantamento disponível.

Tabela 17– Estimativa do número de pessoas em habitações irregulares (favelas/submoradias) por cidade. Fonte: Sampaio *et al.* (2008)

<b>Cidade</b>	<b>População</b>	<b>Ano do Levantamento</b>
Cubatão	52.863	1999 a 2003
Santos	30.724	2000
São Vicente	86.909	2000
Praia Grande	14.592	não informado
Guarujá	43.869	1997 a 2001
<b>TOTAL</b>	<b>228.957</b>	-



A análise espacial destes dados permite considerar que a maior concentração de moradias irregulares está situada na região do Largo da Pompeba. O cruzamento dos dados populacionais da tabela 08 e da distribuição das submoradias da figura 25, demonstrou que nesta zona são despejados efluentes oriundos de habitações precárias de aproximadamente 61.500 pessoas, distribuídas entre as três cidades que fazem fronteira nesta região, Santos, São Vicente e Cubatão; Santos contribui com esgoto de 22.276 habitantes, São Vicente com 30.030 e Cubatão com 9.166 habitantes.

Embora haja uma grande concentração de submoradias no entorno da região estuarina do largo da Pompeba, observando a figura 25 verifica-se a existência de submoradias e também de áreas urbanas atendidas somente pela rede de água, com ausência de rede coletora de esgoto, distribuídas por todo o SESS. Em Guarujá, a falta de rede coletora de esgoto concentra-se na maior parte em bairros situados no distrito de Vicente de Carvalho, tendo como destinação final dos seus efluentes o canal de Santos e o canal de Bertioga. No município de Cubatão, a concentração de habitações sem esgotamento sanitário está situada tanto na bacia do rio Cubatão, onde estão localizados os bairros situados dentro da área do Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), como na região do largo da Pompeba, localizados na borda do estuário, onde estão situadas duas comunidades com características domiciliares opostas, de um lado a favela da Vila dos Pescadores, com suas habitações precárias e palafitas, e do outro o bairro Jardim Casqueiro, considerado um dos melhores bairros da cidade. No município de São Vicente, dois bairros urbanizados situados na área insular ainda não possui ligação com a rede coletora de esgoto do restante da cidade. Segundo informações da SABESP, a rede está instalada e aguarda as obras de ampliação em curso da EPC (Estação de Pré - Condicionamento) do emissário submarino de Santos, para comportar o correspondente aumento de volume de esgoto. As submoradias existentes no município, como a favela do México 70, constituída de moradias precárias e palafitas, e localizada próximo à

baía de São Vicente, possui um projeto de urbanização subdividido em fases, tendo em vista que esta é a comunidade irregular mais numerosa da região, com quase 30.000 habitantes. As demais favelas estão situadas na área insular, em sua maioria concentradas no largo da Pompeba. Parte delas está em fase de regularização fundiária e reurbanização, como a favela do dique do Sambaiatuba, enquanto que as demais ainda aguardam a disponibilização de recursos. Na área continental de São Vicente localiza-se o maior vetor de crescimento demográfico da cidade, a ocupação da região vem crescendo e, segundo Sampaio *et al.* (2008), este crescimento localizado tem sido responsável por elevar a taxa de crescimento populacional do município. No entanto, ali 22.900 pessoas vivem em moradias irregulares. Embora a área continental de São Vicente conte com duas estações de tratamento de esgoto, responsáveis por coletar e tratar os efluentes gerados pela população estabelecida regularmente nesta região, as submoradias existentes evidenciam o crescimento desordenado que a região vem sofrendo.

Na cidade de Santos, o maior problema de esgotamento sanitário está localizado nos núcleos de habitações irregulares em sua maioria concentrados no Largo da Pompeba e nos morros da cidade, que ainda carecem deste serviço, principalmente aqueles situados na zona central.

Na cidade de Praia Grande, a área situada na bacia de drenagem do SESS compreende uma população carente de habitação de 14.592 pessoas; grande parte destes núcleos está situado à margem do manguezal do rio Piaçabuçu, e seus efluentes são lançados na rede de drenagem tendo como destinação final as águas estuarinas do SESS.

## **6.2 Validação do sistema MOHID na área de estudo**

### **6.2.1 Hidrodinâmica**

Para comparação dos resultados do módulo hidrodinâmico do MOHID foram utilizados dados de séries temporais do marégrafo da CODESP (Companhia Docas do Estado de São Paulo) localizado no canal do Porto de Santos adjacente ao ponto e08 (figura 24), em ambos os cenários de simulação considerados. Nos gráficos a seguir comparam-se as séries de níveis do modelo em períodos selecionados para os anos de 2001, 2005 e 2006, com intervalo de dados variando de 15 a 30 minutos de acordo com as séries de dados disponibilizadas.

Os resultados do Mohid reproduziram satisfatoriamente as variações do nível do mar de acordo com dados registrados pelo marégrafo da CODESP. As variações encontradas entre as séries do modelo e as medidas pelo marégrafo no ano 2001 devem-se ao fato de que no modelo não foram simuladas as variações de nível devidas à influência das componentes meteorológicas registradas pelo marégrafo, e somente as variações de nível devido às componentes astronômicas. A comparação dos resultados das séries de 2005 e 2006 também foi boa, considerando que neste cenário foi utilizada, no período simulado, uma série temporal de vento do NCEP. As amplitudes máximas observadas e simuladas nos períodos de marés de sizígia são de aproximadamente de 1,5 m, enquanto as amplitudes das marés de quadratura são de 0,5 m, como mostra a figura 26.

Comparações dos resultados do modelo para velocidade e direção das correntes foram efetuadas para o cenário de simulação 2, utilizando medidas coletadas no verão e inverno durante o projeto Ecomanage (Neves *et al.*, 2008) por Harari *et al.* (2008). As medidas foram obtidas em oito pontos distribuídos em todo o SESS (Figura 23). A série temporal de velocidade do modelo é integrada na profundidade de modo que, para efeito de comparação, foram calculados valores médios na coluna de água para os dados obtidos em cada ponto. Nas figuras 27 a 30 são apresentados os resultados da série temporal do MOHID com as velocidades e direção das correntes medidas para cada um dos oitos pontos, tanto para a campanha de inverno como de verão.

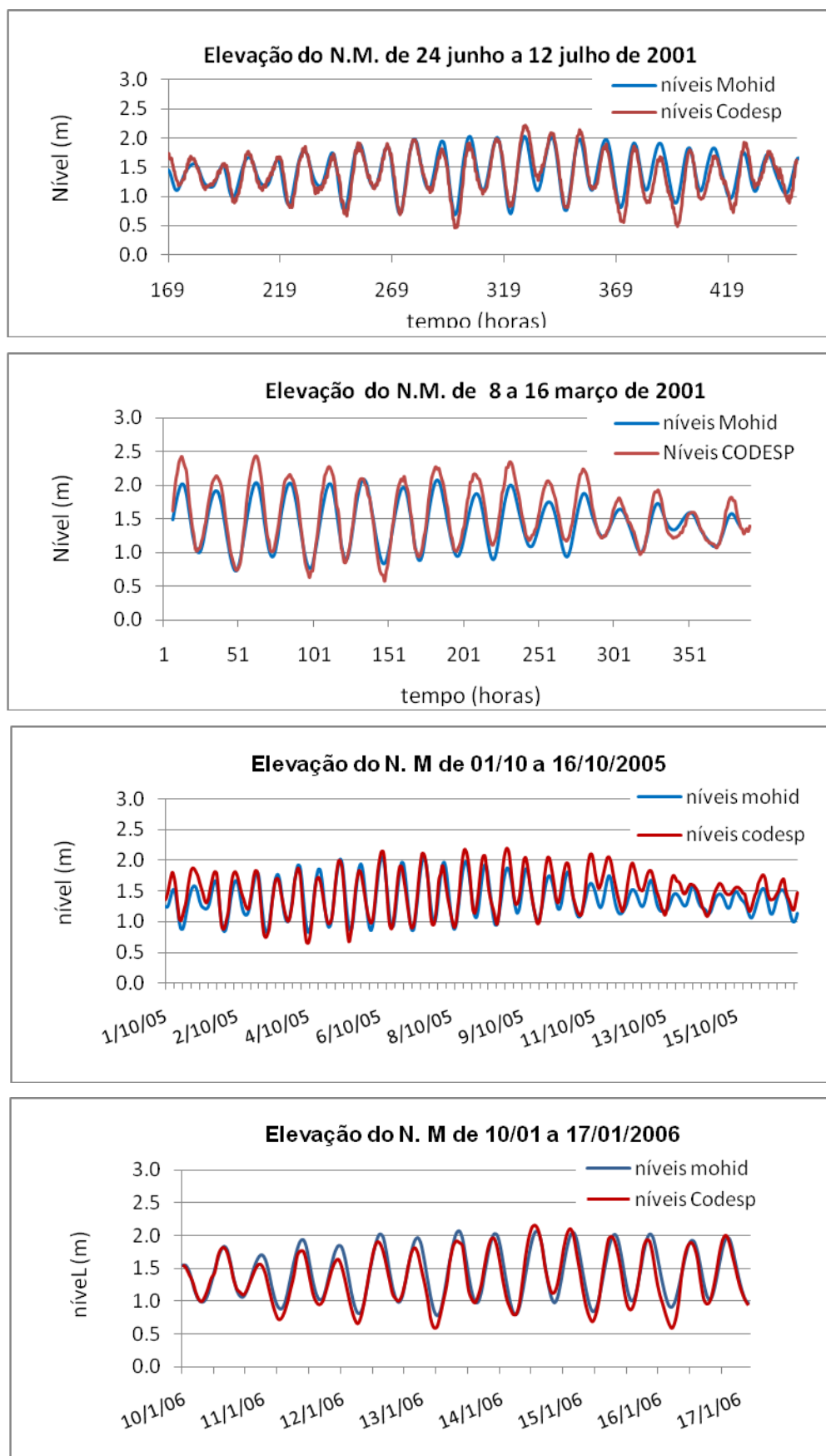


Figura 26 - Comparação dos resultados de elevação do nível do mar do modelo com as medições do marégrafo da Codesp, nos períodos de simulação dos cenários 1 e 2.

As campanhas foram realizadas em 16/09/05 e 14/03/06, em período de maré de sizígia. Através dos resultados do modelo verifica-se que as maiores velocidades foram registradas nos pontos E1 e E2, localizados no canal de Santos (Figura 23), com velocidades em torno de 80 cm/s, sendo a velocidade de vazante superior à da enchente. Os resultados observados nas figuras 27 a 30 demonstraram que, de maneira geral, o modelo reproduziu bem as condições das correntes medidas nos oito pontos. É possível verificar nas séries do modelo a variação cíclica característica da maré da semi-diurna. Na comparação das velocidades, tanto no inverno como no verão (figuras 27 e 29), o modelo reproduziu bem a intensidade das correntes na maioria dos pontos, com melhor aproximação no verão (Figura 29). A maior diferença, entretanto, ocorreu nos pontos E3 e E6. Estes dois pontos estão situados em áreas de alargamento do canal, conhecidos como Largo do Canéu e o Largo da Pompeba, respectivamente; nestes pontos, as velocidades do modelo foram inferiores à velocidade medida. As direções das correntes calculadas pelo modelo, quando comparadas com as medidas, também tiveram boa concordância na maioria dos 8 pontos. No verão (figura 30) os pontos E3 e E8 apresentaram maiores diferenças enquanto que no inverno (figura 28) os pontos E1, E2 e E4 apresentaram algumas diferenças com os resultados do modelo. As diferenças encontradas podem ser principalmente devido ao fato do modelo ser integrado na vertical e a comparação com as medidas de campo ser feita utilizando um valor médio da coluna de água.

Faz-se necessário comparar os resultados do modelo com uma série maior de dados de correntes na área de estudo, entretanto a falta de mais dados desta natureza inviabilizou a possibilidade de se efetuar uma análise mais aprofundada do comportamento das correntes pelo modelo com relação às medidas no estuário. Porém, é esperado haver boa concordância nestes dados, uma vez que o modelo reproduziu bem as variações do nível das marés, a principal responsável pela circulação no SESS, segundo Harari & Gordon (2001), Harari &

Camargo (1995, 1998) e Harari *et al.* (1999, 2000). Assim, a despeito de algum efeito oriundo de eventos meteorológicos significativos e de algumas diferenças na batimetria em certas áreas do domínio do modelo onde há informação menos precisa, estima-se que os resultados de correntes nestes pontos sejam bons.

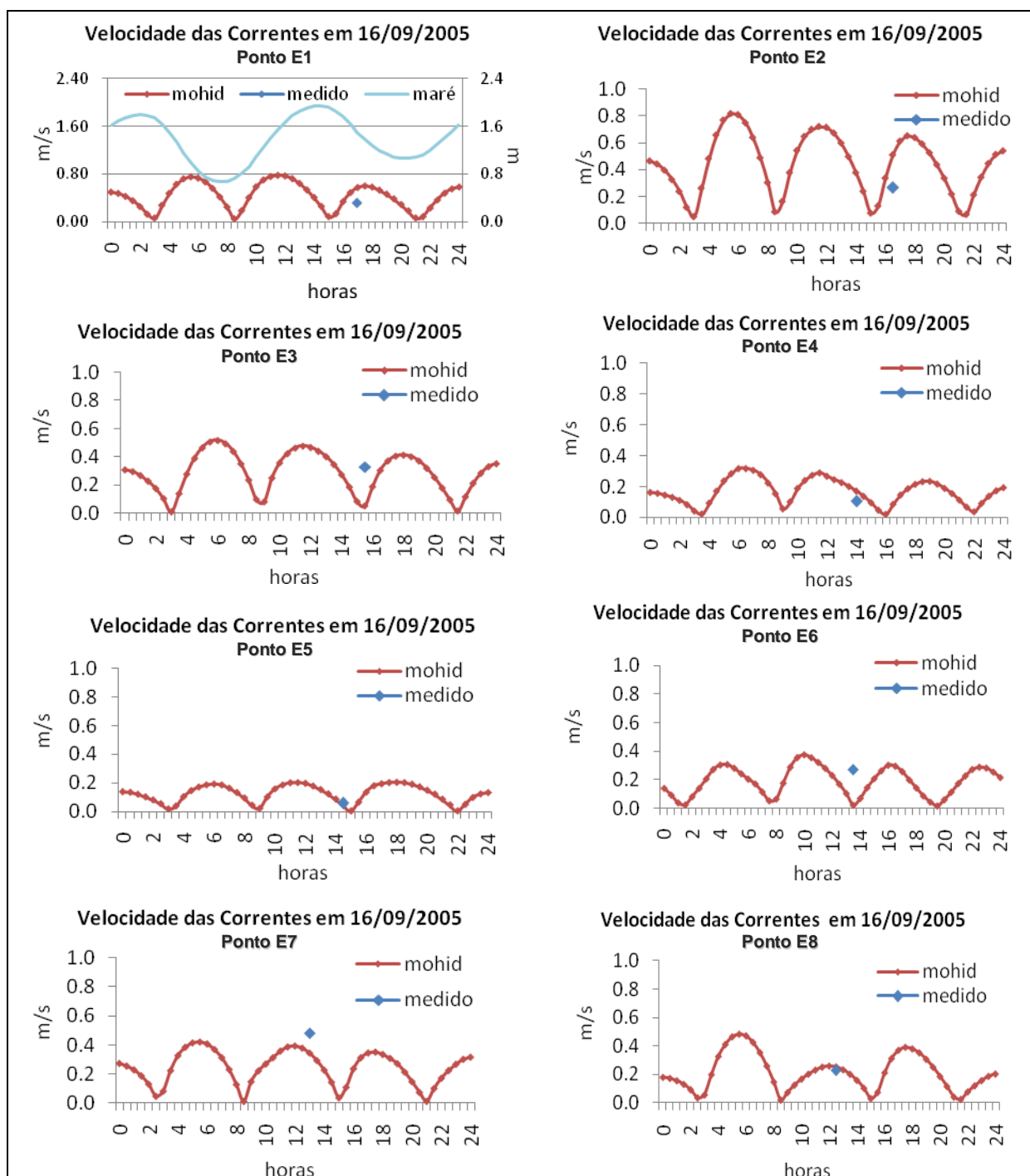


Figura 27. Comparação das intensidades das correntes, obtidas com o modelo MOHID e medidas em campo, no inverno, em 16 de setembro de 2005.

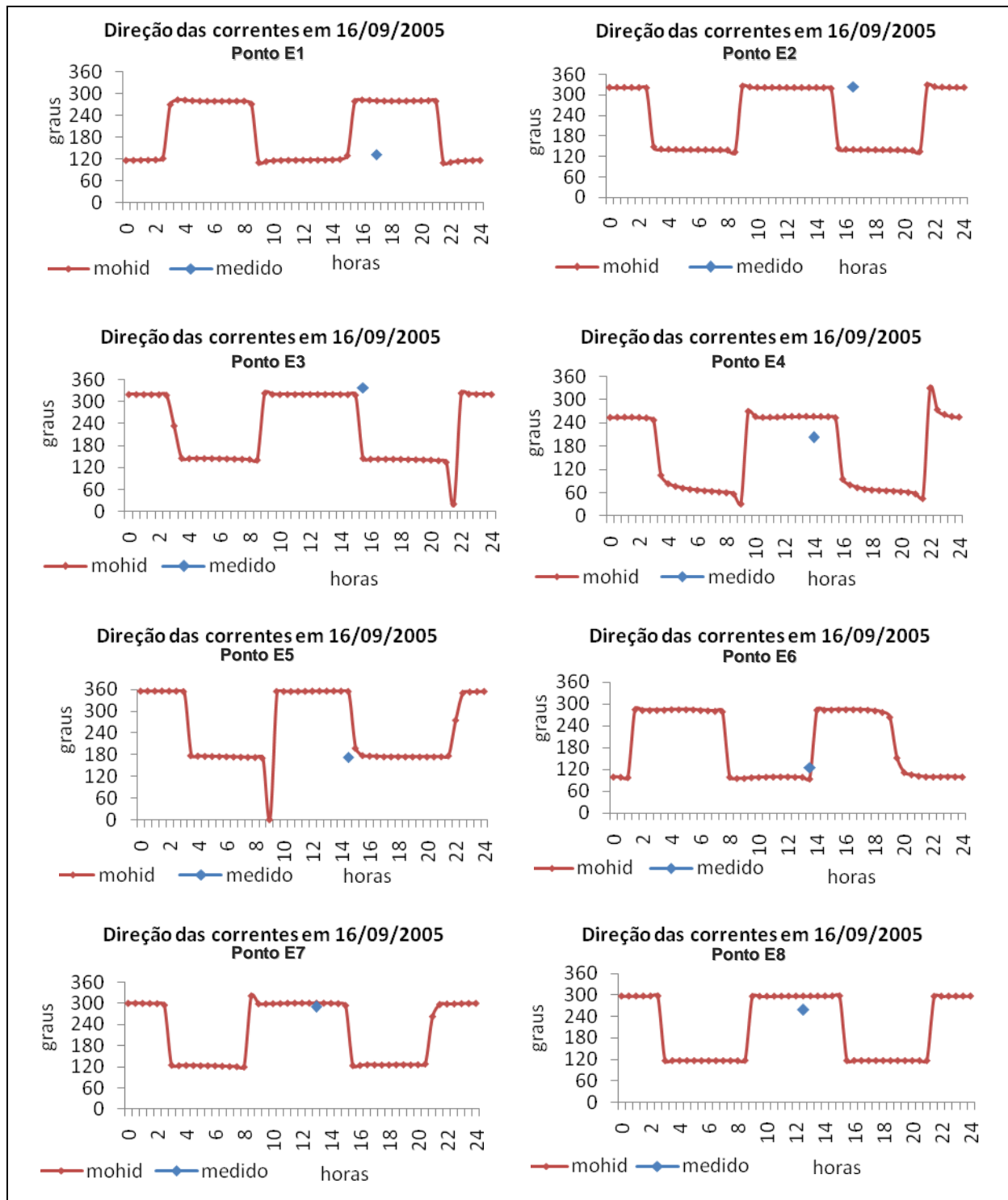


Figura 28. Comparação das direções das correntes, obtidas com o modelo MOHID e medidas em campo, em 16 de setembro de 2005.

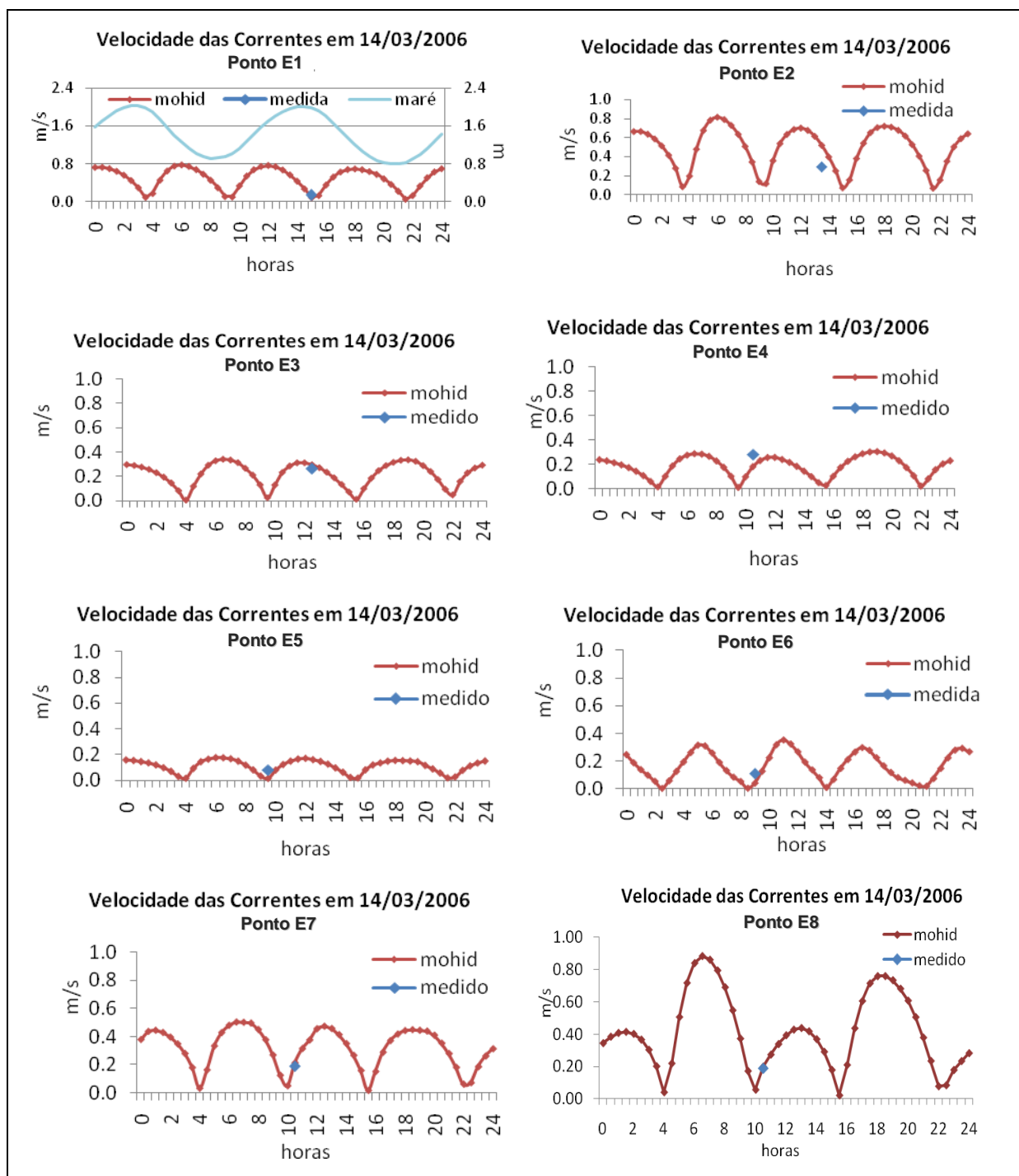


Figura 29. Comparação das intensidades das correntes, obtidas com o modelo MOHID e medidas em campo, no verão, em 14 de março de 2006.



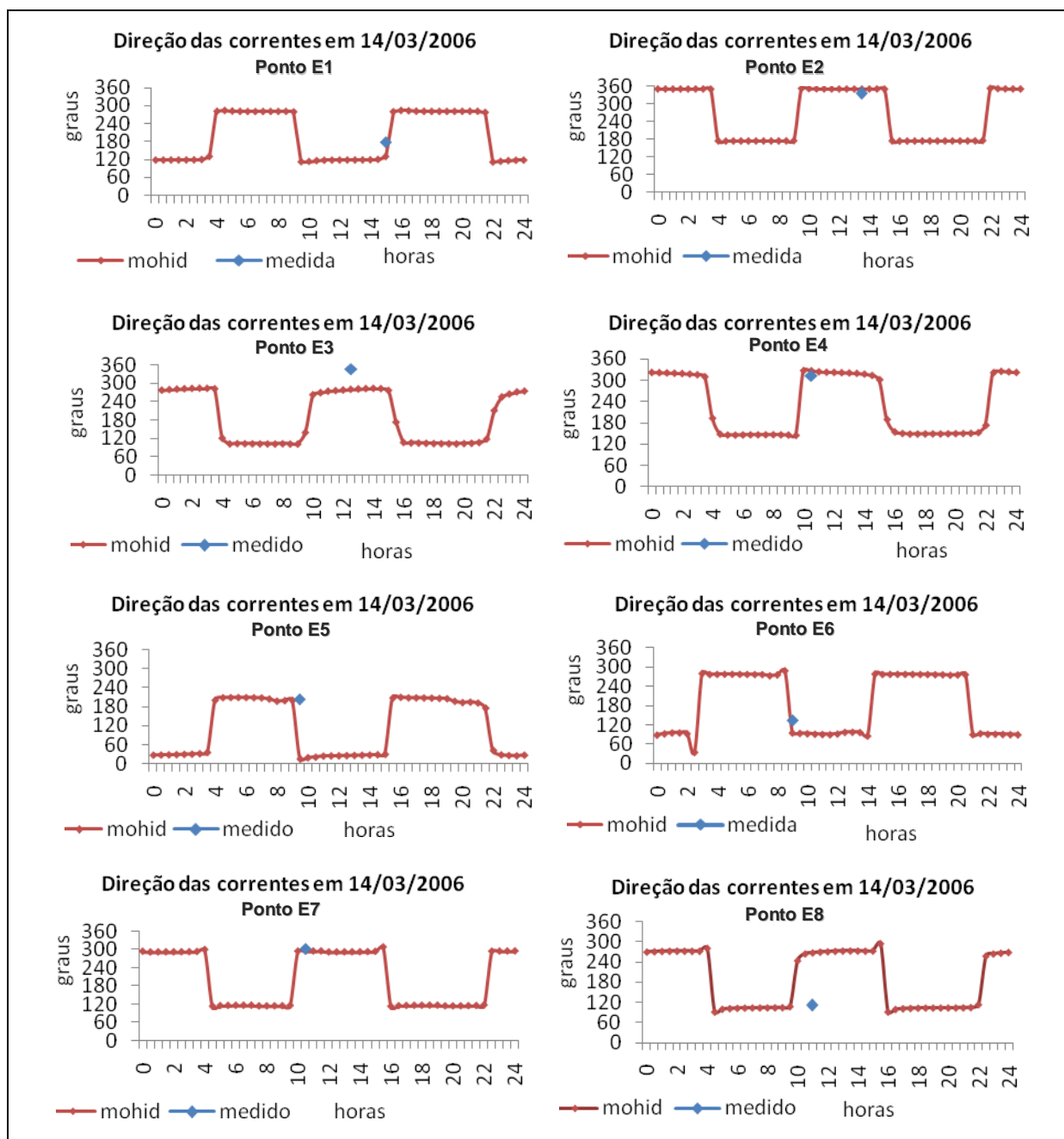
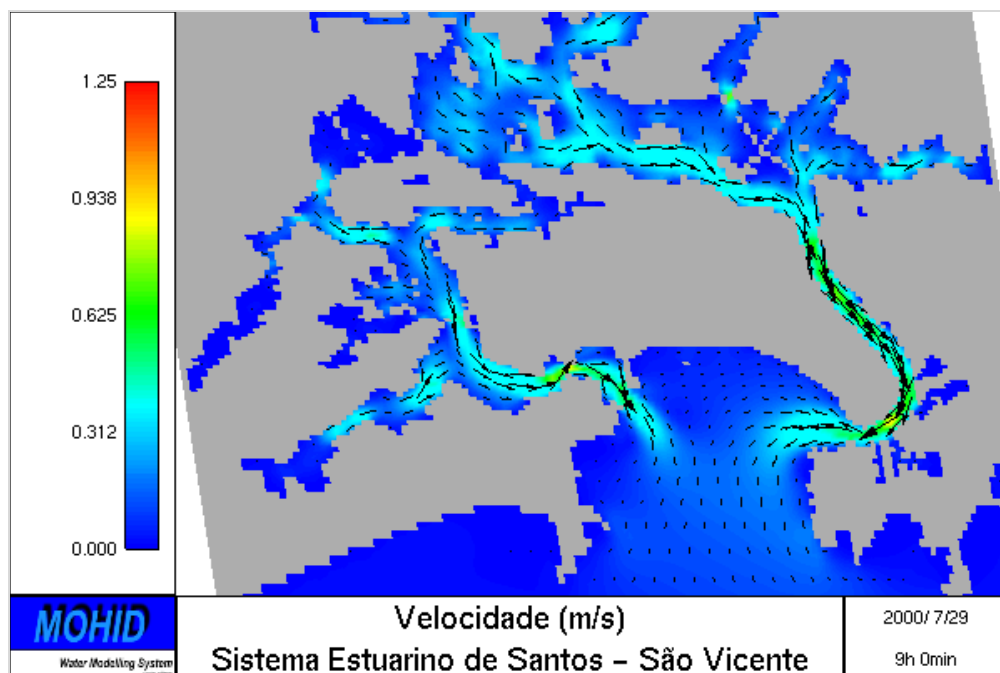
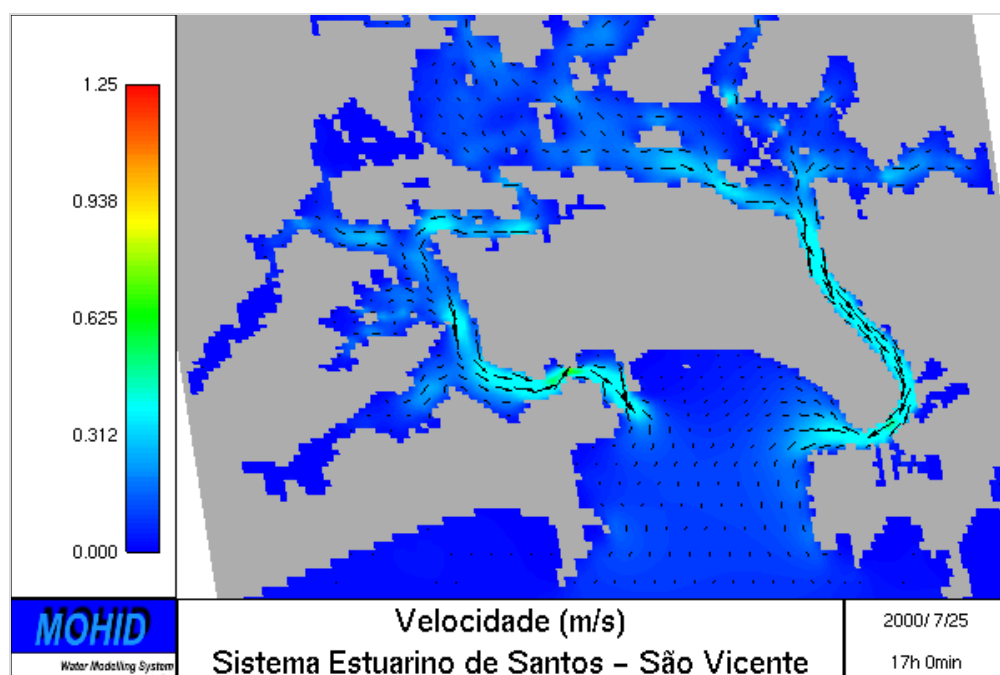


Figura 30. Comparação das direções das correntes, obtidas com o modelo MOHID e medidas em campo, em 14 de março de 2006.

Na figura 31 é possível visualizar através dos resultados do modelo MOHID a distribuição do campo de correntes no SESS no pico de vazante de maré em sizígia (a), quando ocorrem as maiores velocidades com relação a maré de quadratura (b).



(a)



(b)

Figura 31. Velocidades das correntes instantâneas calculadas pelo modelo, para uma maré de sizígia (a) e de quadratura (b).

Na figura 32 os resultados do modelo para as componentes NS e EW são comparados com uma série temporal obtida no canal da Cosipa, próximo ao ponto E05 (figura 23). Este ponto está localizado na foz dos principais rios da bacia: Cubatão, Moji, Piaçaguera e

Quilombo. Observando a figura 32 verifica-se que o modelo representou melhor a intensidade da componente NS, a componente de maior velocidade, nas sizígias. Entretanto, para ambas as componentes de velocidades os resultados do modelo foram em média bem maiores do que as medidas, nas duas condições de maré. Harari & Miranda (2002) observaram a assimetria entre os movimentos de enchente e vazante nos dados de campo, com a ocorrência de movimentos residuais para o sul gerados pela descarga fluvial. Esta assimetria também pode ser observada nos resultados do modelo.

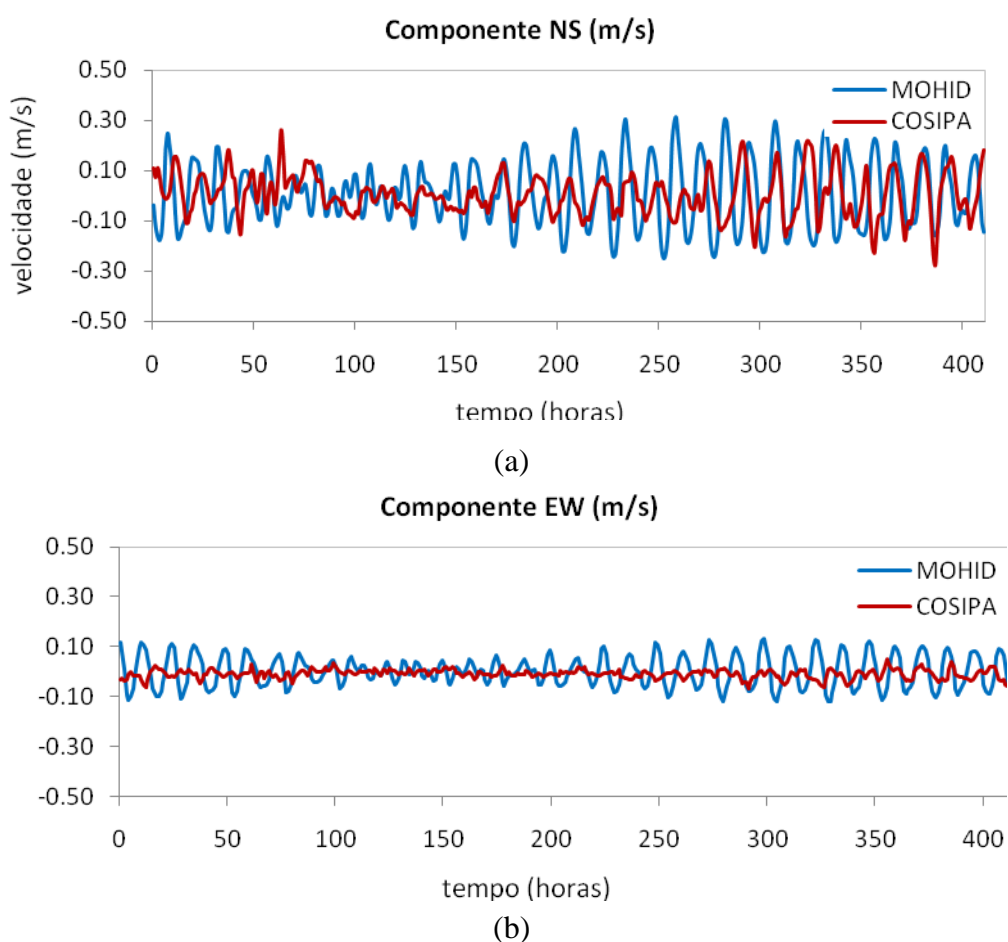


Figura 32. Séries temporais das correntes medidas e simuladas no cenário de simulação 2, no período de 23/06 a 11/07/01. (a) componente longitudinal (NS) e (b) componente transversal (EW)

## 6.2.2 Temperatura, salinidade e sedimentos coesivos

Os resultados do cenário de simulação 1, para temperatura e salinidade, são apresentados nas figuras 33, 34, 35 e 36 referentes ao inverno de 2000 e ao verão de 2001. A temperatura da água simulada foi superior às medidas na maioria dos pontos. Esta diferença só não ocorreu com as medidas efetuadas na quadratura de verão, nas demais coletas a temperatura foi até 6°C no verão e 4° C no inverno maior que as medidas. O modelo possui um módulo atmosférico que considera as trocas de calor com a atmosfera, levando em consideração a cobertura de nuvens, a variação da radiação solar e um coeficiente de sombra na água devido ao dossel da floresta de manguezal nas áreas entre - marés onde eles estão situados. Além disso, as temperaturas das descargas dos rios e dos sedimentos em suspensão na água são fatores relacionados ao aquecimento e resfriamento da água pelo modelo. As diferenças encontradas podem, portanto indicar a necessidade de rever alguns destes parâmetros, de forma a melhorar os resultados. Desta maneira é importante reunir um conjunto mais amplo e consistente de dados para o período simulado, como forma de garantir uma condição de simulação mais próxima da realidade.

Nas comparações dos resultados do modelo com as medidas de salinidade, para o cenário de simulação 1 (Figuras 35 e 36), verifica-se que os melhores resultados ocorreram nos pontos (L19, L20, L21, L25, L26 e L31) da baía de Santos e São Vicente, no inverno, e as maiores diferenças ocorreram no verão. Neste cenário, as diferenças encontradas entre os resultados do modelo e as medidas são esperadas, pois em todos os pontos as medidas foram efetuadas por Lima (2003) à superfície, exceto para o ponto L26 (Figura 20), localizado na Baía de Santos, enquanto que o modelo integra os resultados na vertical. Isto explica por que os resultados mais discrepantes entre o modelo e as medidas ocorreram entre os pontos L7 e L14 e no verão. Estes pontos são os mais próximos das influências das descargas fluviais (rio Botiroca e Cubatão) e o verão é a época de maiores cheias fluviais, quando o estuário passa a

ter características de estuário mais estratificado (Moser, 2002; Giancesella *et al.*, 2008; Sondotécnica, 1977).

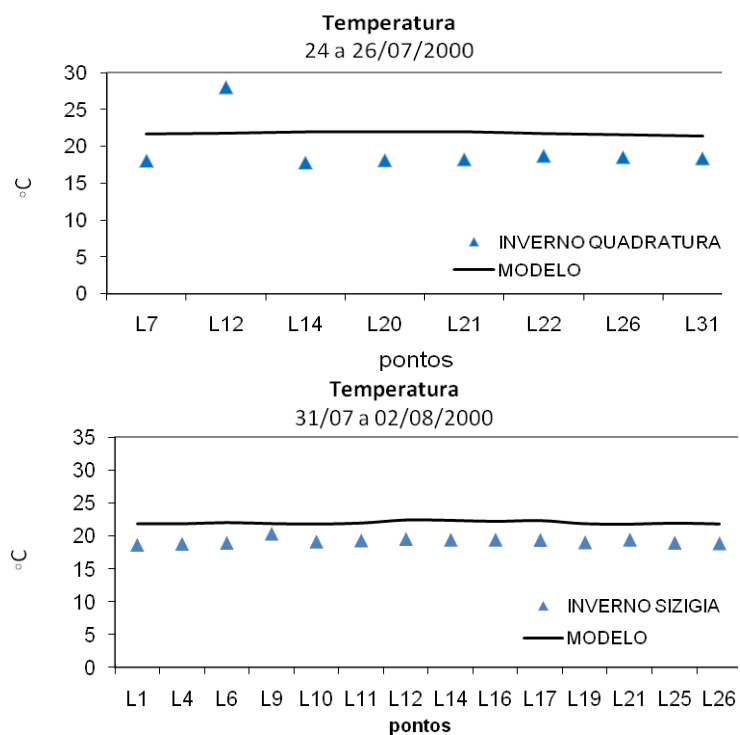


Figura 33. Comparação dos dados de temperatura do modelo MOHID com as medidas em campo, para o cenário de simulação 1, no inverno 2000.

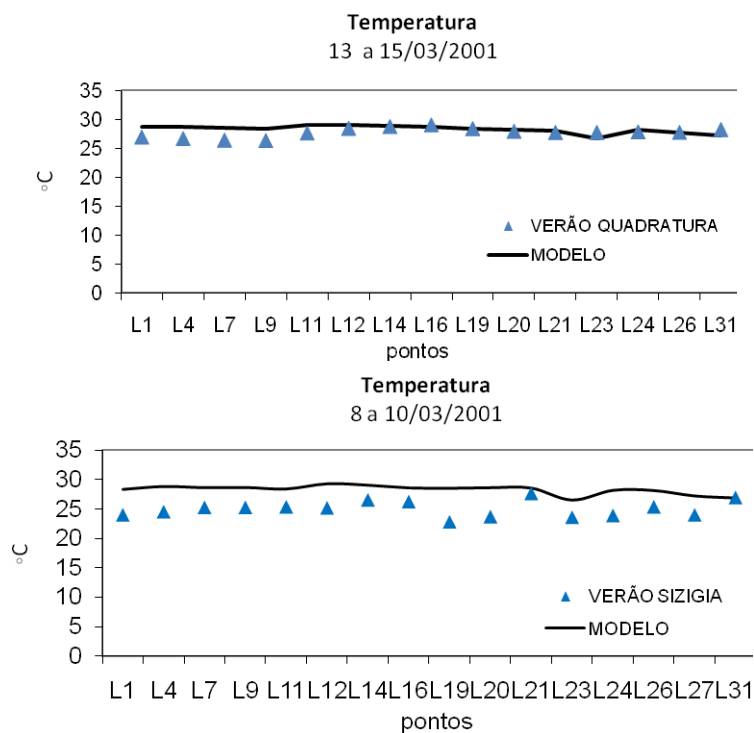


Figura 34. Comparação dos resultados de temperatura do modelo MOHID com as medidas em campo, para o cenário de simulação 1, no verão 2001.

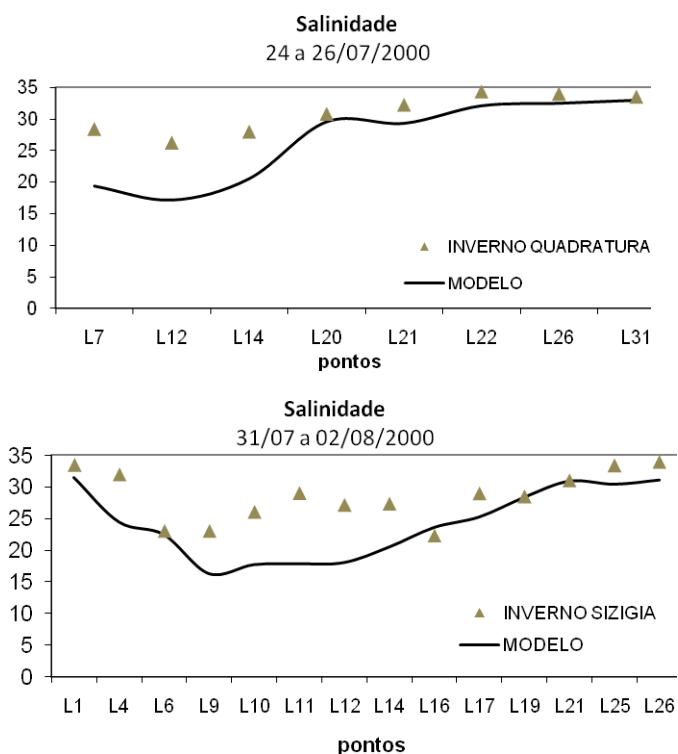


Figura 35. Comparações dos dados de salinidade, do modelo MOHID com as medidas em campo, no cenário de simulação no inverno 2000.

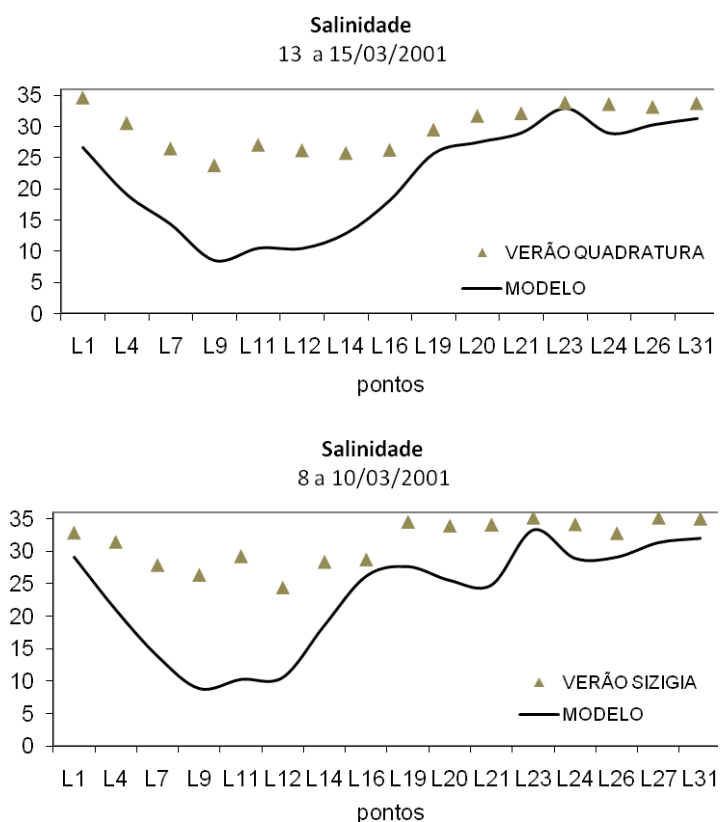


Figura 36. Comparações dos dados de salinidade, do modelo MOHID com as medidas em campo, no cenário de simulação 1 no verão.

No cenário de simulação 2, a comparação dos resultados do módulo de qualidade da água, para temperatura, salinidade e sedimentos coesivos do modelo, também foi efetuada com dados da campanha de verão e inverno em 8 pontos (Figura 23). Para os sedimentos coesivos somente foi possível comparar os dados da campanha de inverno. Nos gráficos a seguir estão os resultados do Mohid e as medidas (Figuras 37 e 38) . Uma vez que o modelo integra a coluna de água, é necessário também integrar a informação que foi coletada em diferentes camadas na vertical. Assim, a comparação com os dados medidos foi efetuada calculando a média dos resultados obtidos em cada camada ao longo da coluna do ponto de coleta.

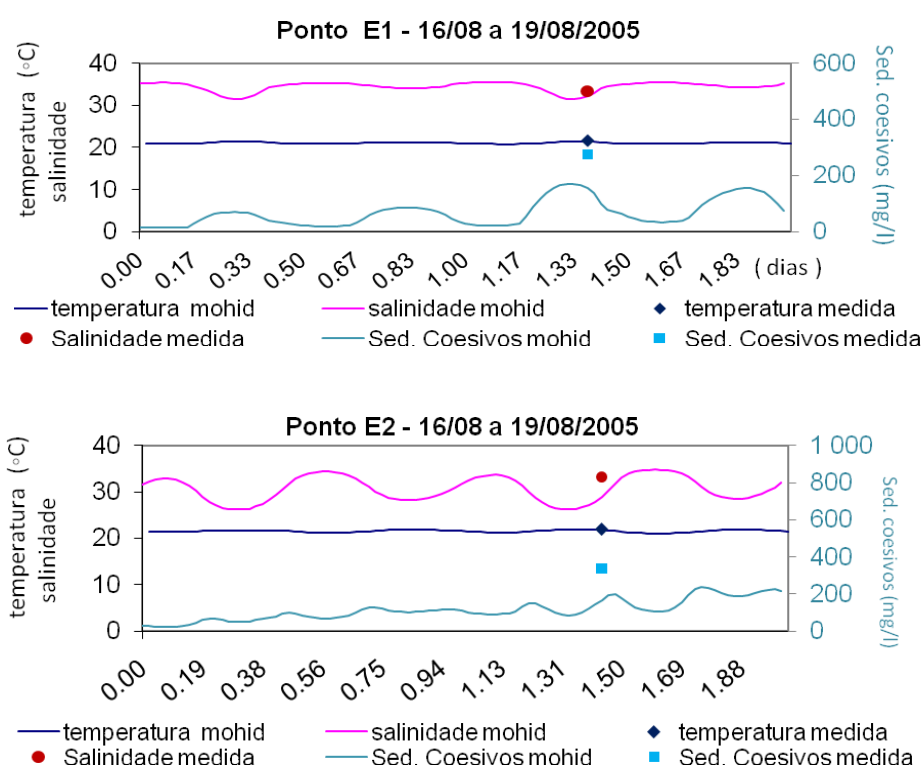


Figura 37. Comparações dos dados de temperatura, salinidade e sedimentos em suspensão, do modelo MOHID com as medidas de campo em 08 pontos, entre 16 e 17 de agosto de 2005 – Cenário de Simulação 2 (continua).

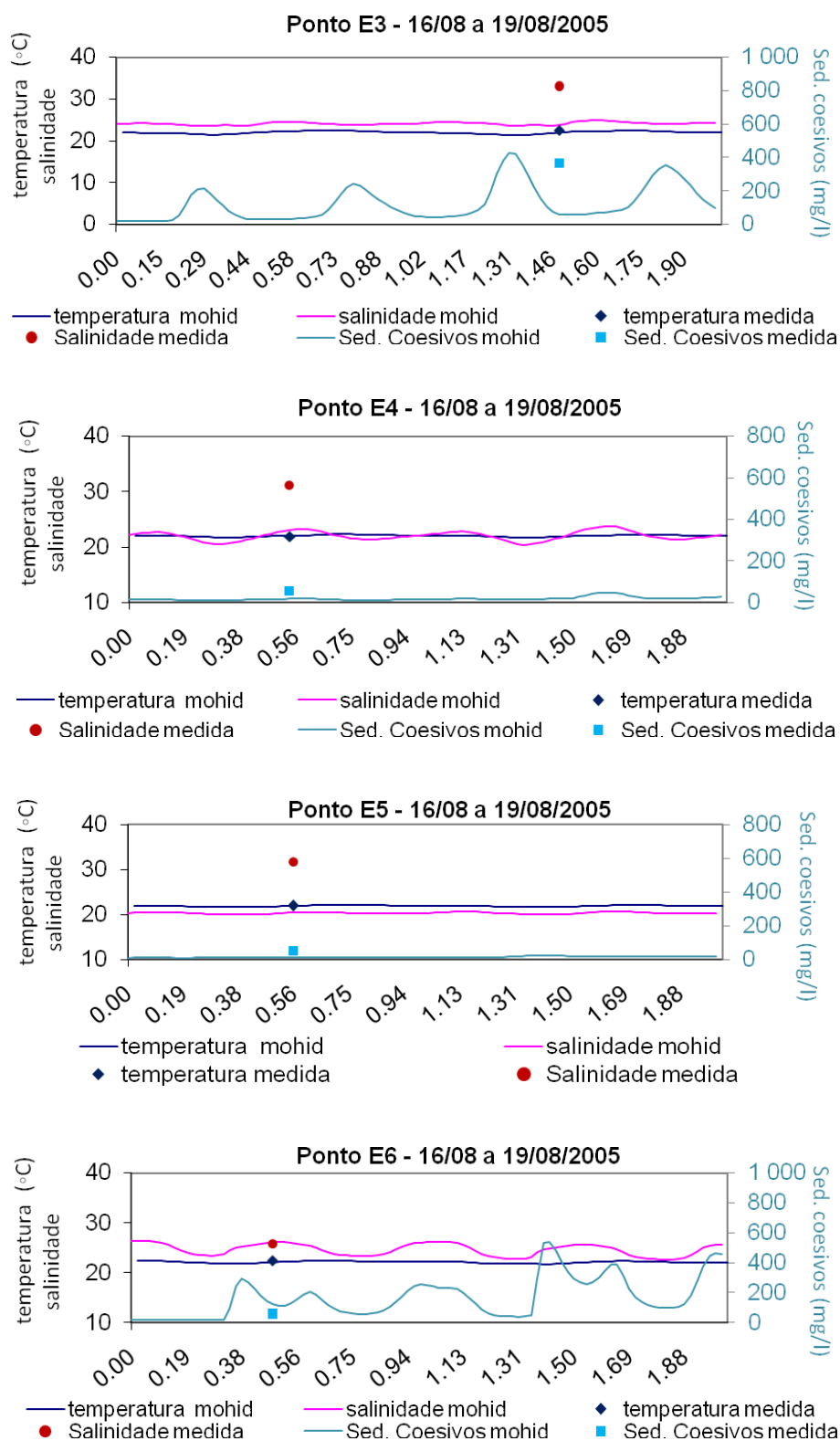


Figura 37 (continuação). Comparações dos dados de temperatura, salinidade e sedimentos em suspensão, do modelo MOHID com as medidas de campo em 08 pontos, entre 16 e 17 de agosto de 2005 – Cenário de Simulação 2.



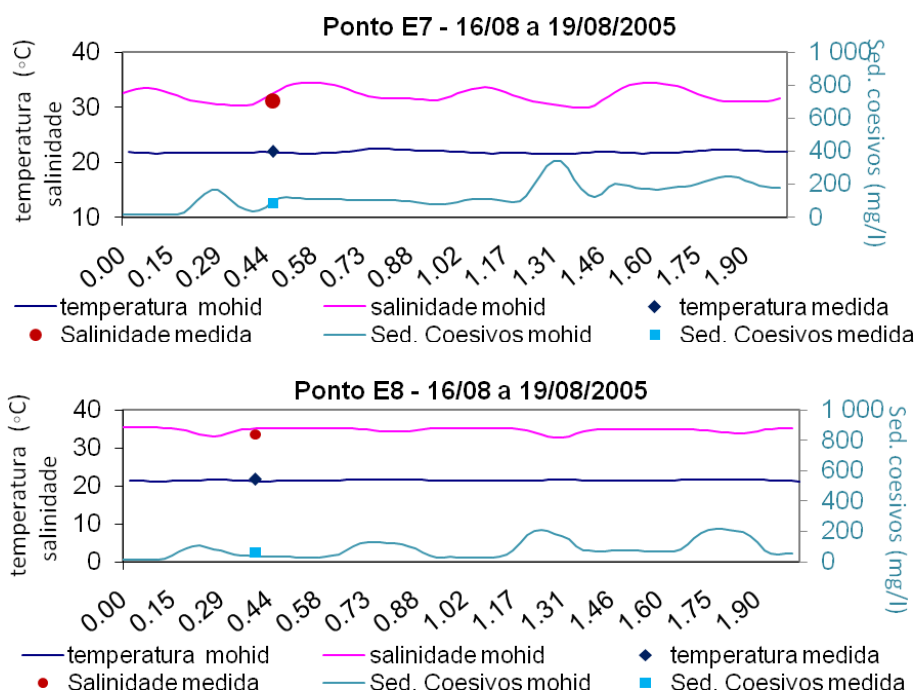


Figura 37 (continuação). Comparações dos dados de temperatura, salinidade e sedimentos em suspensão, do modelo MOHID com as medidas de campo em 08 pontos, entre 16 e 17 de agosto de 2005 – Cenário de Simulação 2.

Verifica-se que na campanha de inverno os resultados do modelo foram satisfatórios para todos os parâmetros analisados (figura 37). As maiores diferenças ocorreram, quanto à salinidade, nos pontos E3, E4 e E5 (figura 23), sendo que no ponto E3 também houve diferença dos resultados para os sedimentos coesivos. Da mesma forma que no cenário 1, esses pontos também estão localizados à montante do estuário, próximos a foz dos rios (figura 23) e, assim, mais sujeitos ao efeito das descargas de água doce reduzindo a salinidade média nestas zonas. Os demais pontos apresentaram uma boa concordância com os valores medidos. Os resultados do modelo para a concentração de sedimentos coesivos na água foram muito semelhantes às medidas; as maiores diferenças foram no canal de Santos e no largo do Canéu.

Os resultados da campanha de verão (figura 38), para estes parâmetros, foram diferentes dos resultados obtidos no inverno. As diferenças nos resultados da salinidade do modelo para observações foram semelhantes às da simulação do cenário 1. Estas diferenças puderam ser observadas em todos os pontos; entretanto, para a temperatura os resultados foram melhores, principalmente nos pontos localizados na montante do estuário.

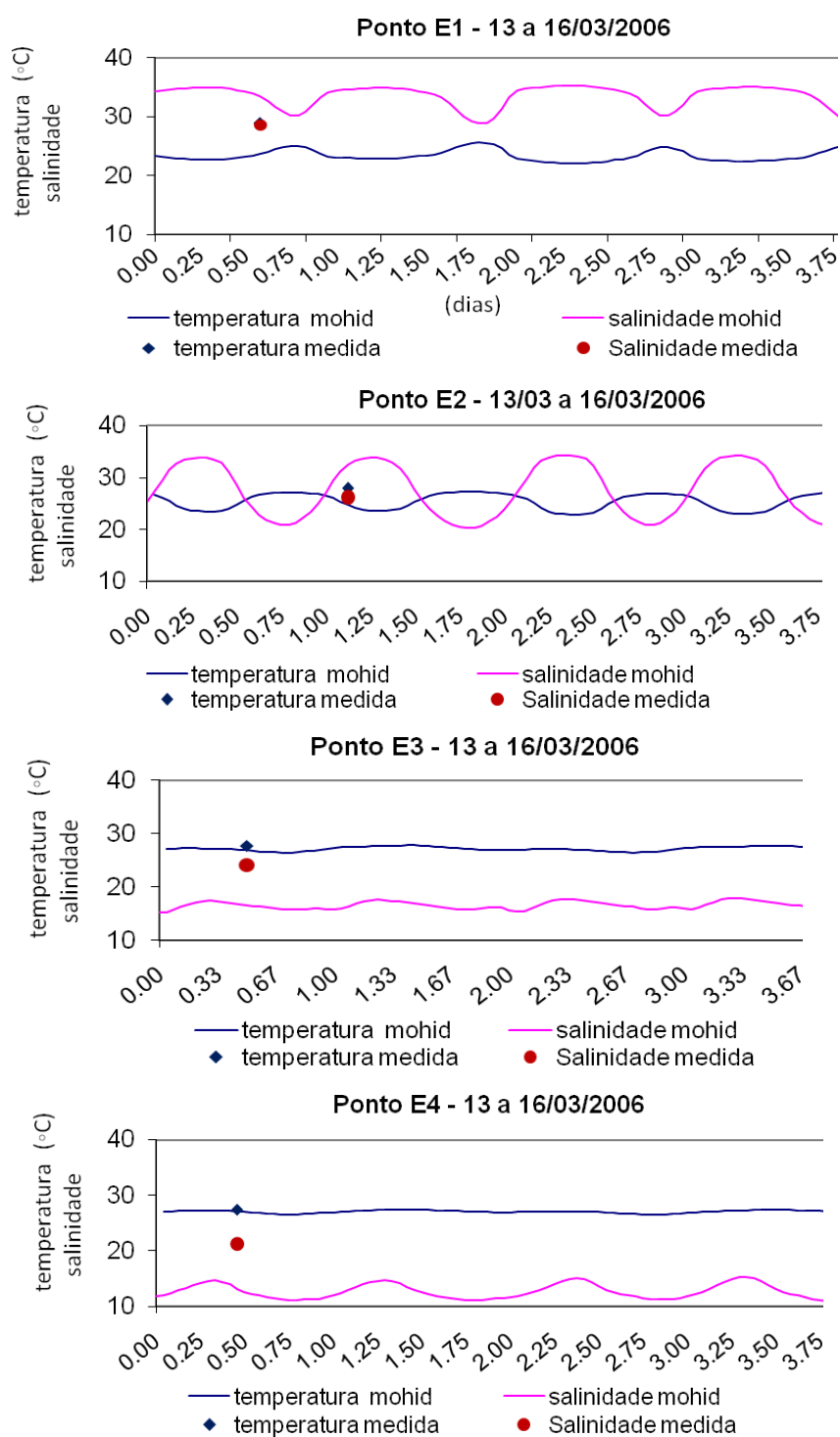


Figura 38. Comparações dos dados de temperatura, salinidade e sedimentos em suspensão, do MOHID com as medidas em campo, entre 13 e 14 de março de 2006 em 8 pontos (continua).

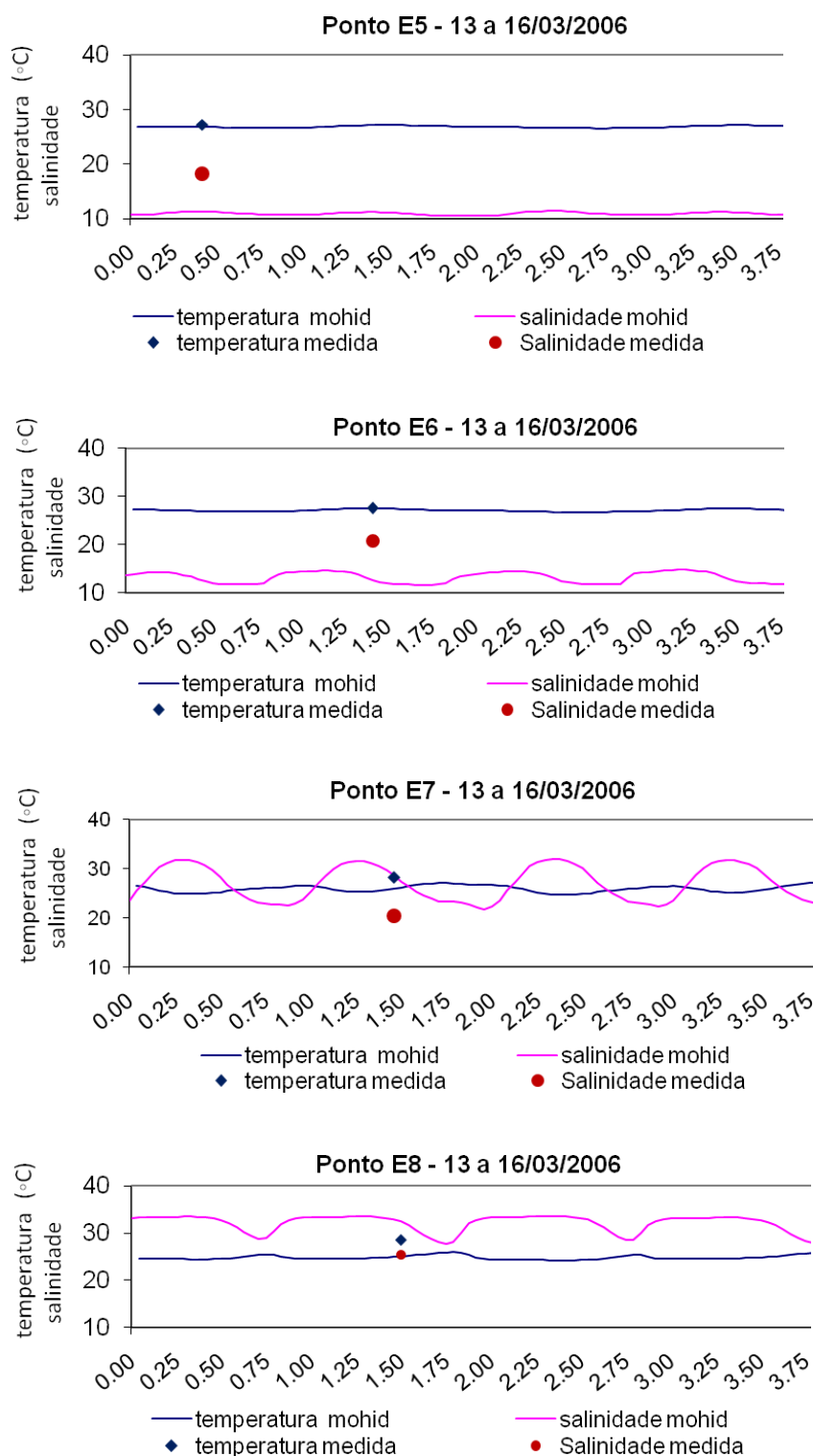


Figura 38 (continuação). Comparações dos dados de temperatura, salinidade e sedimentos em suspensão, do MOHID com as medidas em campo, entre 13 e 14 de março de 2006 em 8 pontos.

No mesmo ano do cenário de simulação 1, foram utilizados dados de uma série temporal para temperatura e salinidade, no inverno de 2001, entre 23/06 e 11/07, obtidos no

canal da Piaçaguera/COSIPA (figura 39) localizado próximo ao ponto E5 (Figura 23) à foz dos rios Cubatão, Moji, Piaçaguera e Quilombo. Os resultados da campanha foram obtidos a cada metro da coluna vertical, portanto estes resultados também foram integrados para efeito de comparação com os resultados do modelo. Desta forma verifica-se, através da figura 39, que o modelo reproduziu bem a temperatura da água, enquanto que, para a salinidade, as diferenças foram bastante elevadas. Devido à elevada proximidade das descargas fluviais deste ponto, a análise dos resultados das medições efetuados por Harari & Miranda (2002) demonstrou um aumento do efeito baroclínico com a profundidade. Isto, portanto, explica a diferença entre os resultados das medidas e do modelo, uma vez que neste trabalho foi aplicado um modelo barotrópico.

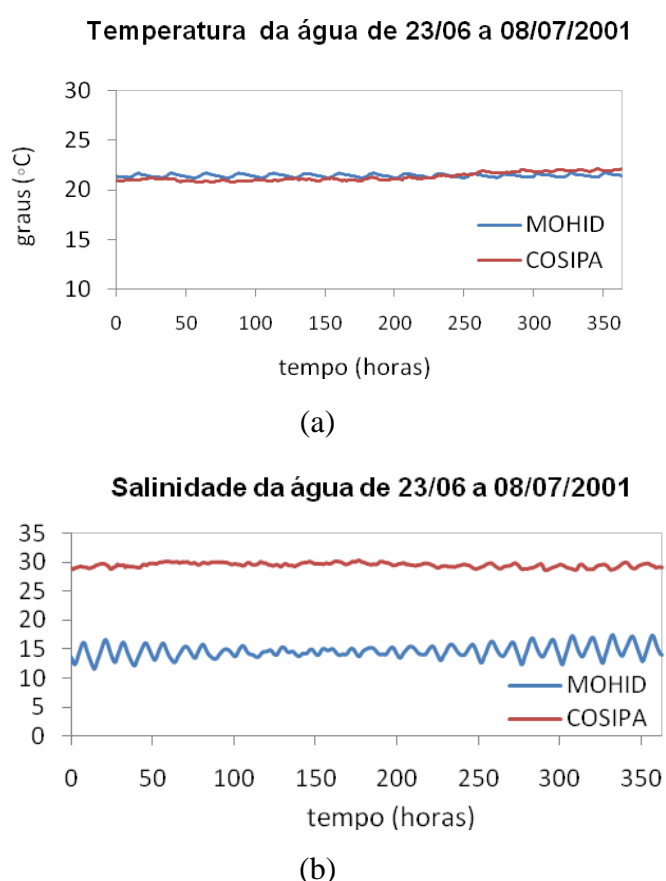


Figura 39. Comparações dos dados de temperatura e salinidade, do MOHID com as medidas em campo, entre 13 e 14 de março de 2006, no canal da Piaçaguera/COSIPA.

De maneira geral, a comparação dos resultados do modelo com as medidas efetuadas de temperatura e sedimentos coesivos nos dois cenários de simulação, tanto para o inverno como para o verão, apresentaram resultados satisfatórios. Quanto à salinidade, as diferenças entre os resultados do modelo e as medidas, foram mais elevadas, sendo que nas simulações de inverno foram obtidos resultados melhores que nas de verão. As maiores diferenças foram encontradas nas áreas próximas a foz dos principais rios. Apesar de o modelo integrar os resultados na vertical, estes resultados indicam que as descargas fluviais utilizadas no modelo podem não estar sendo corretamente estimadas. Este fato possui especial importância na área de estudo, principalmente quando associado à possibilidade de ocorrer uma descarga momentânea elevada pela usina hidrelétrica, independente da variação sazonal natural que ocorre nas descargas dos rios da região devido ao clima, uma vez que, embora o turbinamento de água seja limitado pela resolução SMA, a operação da usina é condicionada à minimização de impactos das cheias no planalto de São Paulo e ao suprimento de demanda de energia elétrica a nível nacional e, portanto, pode ocorrer a qualquer momento.

### **6.2.3 Coliformes Termotolerantes: *Escherichia coli***

#### **6.2.3.1 Comparação dos resultados dos módulos lagrangeano e euleriano no cenário de Simulação 1.**

Resultados do cenário de simulação 1 para as bactérias *Escherichia coli* do grupo coliformes termotolerantes são apresentados na figura 40, tanto na abordagem euleriana como na lagrangeana. O objetivo desta análise foi comparar os resultados numéricos em ambas as abordagens, uma vez que foi utilizada uma malha refinada na área do domínio do modelo considerado para a resolução dos problemas de difusão numérica associada ao estudo de dispersão de propriedades não conservativas com alto gradiente de concentração, como os

coliformes, nos modelos eulerianos. Os resultados foram separados por período e condições de maré, considerando as marés de sizígia e quadratura para as estações de inverno e verão.

Observando os resultados dos dois modelos (figura 40), verifica-se que ambos acompanharam satisfatoriamente a tendência de variação espacial e temporal das concentrações medidas de *E. coli* em todo o domínio do modelo, nas condições simuladas. É possível verificar a alta variabilidade das concentrações medidas e simuladas nos 17 pontos da figura 20. Os resultados dos dois modelos apresentaram as maiores diferenças no verão, na maré de quadratura; as maiores diferenças tiveram valores em torno de duas ordens de valor ordem e concentradas nos pontos localizados no centro da baía de Santos (Figura 20), próximos ao ponto de lançamento do emissário submarino (pontos 24, 26 e 31); entretanto, as menores diferenças entre os resultados dos modelos e medições foram encontradas no canal de Santos e no interior do estuário. No interior do estuário essas diferenças foram variáveis e as maiores ocorrências foram de, no máximo, uma ordem de grandeza. Os dois modelos acompanharam as variações das concentrações medidas quando estas ultrapassaram o valor limite estabelecido pela legislação CONAMA 274/2000 para recreação de contato primário que é de 1000 NMP coliformes termotolerantes/100ml e 800 NMP *Escherichia coli*/100ml (linha vermelha no gráfico). De maneira geral, em ambos os modelos as concentrações de coliformes medidas foram superiores às simuladas com o MOHID. Este resultado pode ter relação com o fato de que as concentrações medidas foram efetuadas para coliformes termotolerantes e os resultados da simulação com o MOHID são para *E. coli*. Desta forma, mesmo sendo a *E.coli*, o maior grupo de bactérias termotolerantes, pode haver outros grupos de bactérias nas contagens das amostras, tornando os valores finais superiores. Nos resultados das simulações de verão, soma-se a esta diferença o fato de que os aumentos das descargas ocasionadas pela chuva não foram computados nas simulações do modelo. Além disso, é

preciso considerar um grau de incerteza nas vazões estimadas de descarga de esgoto efetuadas a partir da obtenção de dados secundários.

A área melhor representada nas simulações do cenário 1, com relação às medidas de coliformes termotolerantes, foi a área do ponto L11 (exceto na quadratura de inverno, pois não havia dados de campo disponíveis para este ponto). Ela está localizada no largo da Pompeba (figura 20), onde ocorre maior concentração de submoradias, principalmente palafitas, com lançamento considerável de esgoto *in natura*. O local menos representativo no modelo foi a área do ponto L9, no canal da Piaçaguera/Cosipa. Os pontos L1 e L21, localizados respectivamente nas saídas dos canais de Santos e São Vicente (figura 20), tiveram, na maioria dos períodos simulados, valores abaixo das concentrações medidas.

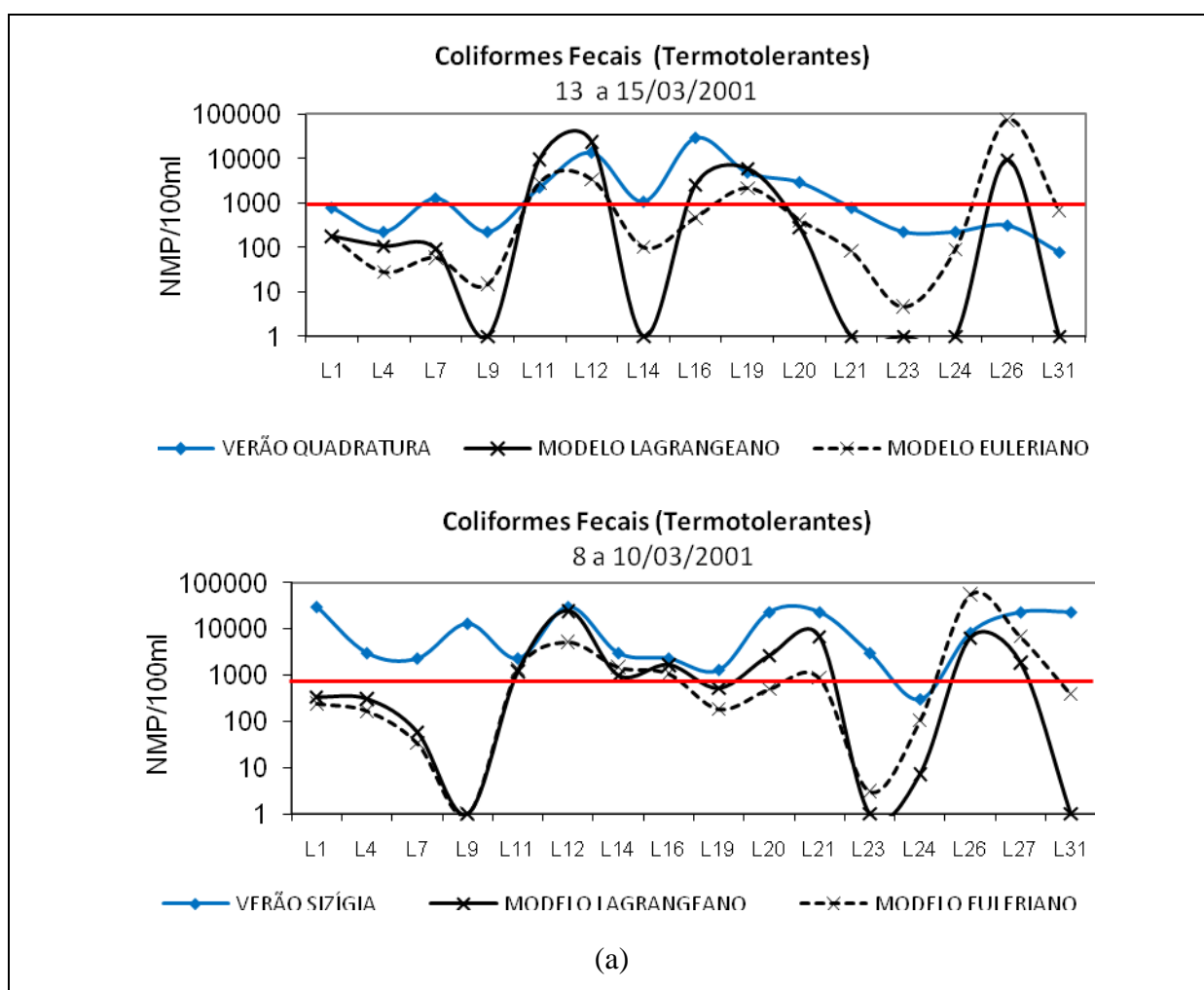


Figura 40. Comparação das concentrações de coliformes fecais (termotolerantes), da campanha de dados com os resultados do Mohid - cenário simulação 1, (a) verão e (b) inverno (continua).

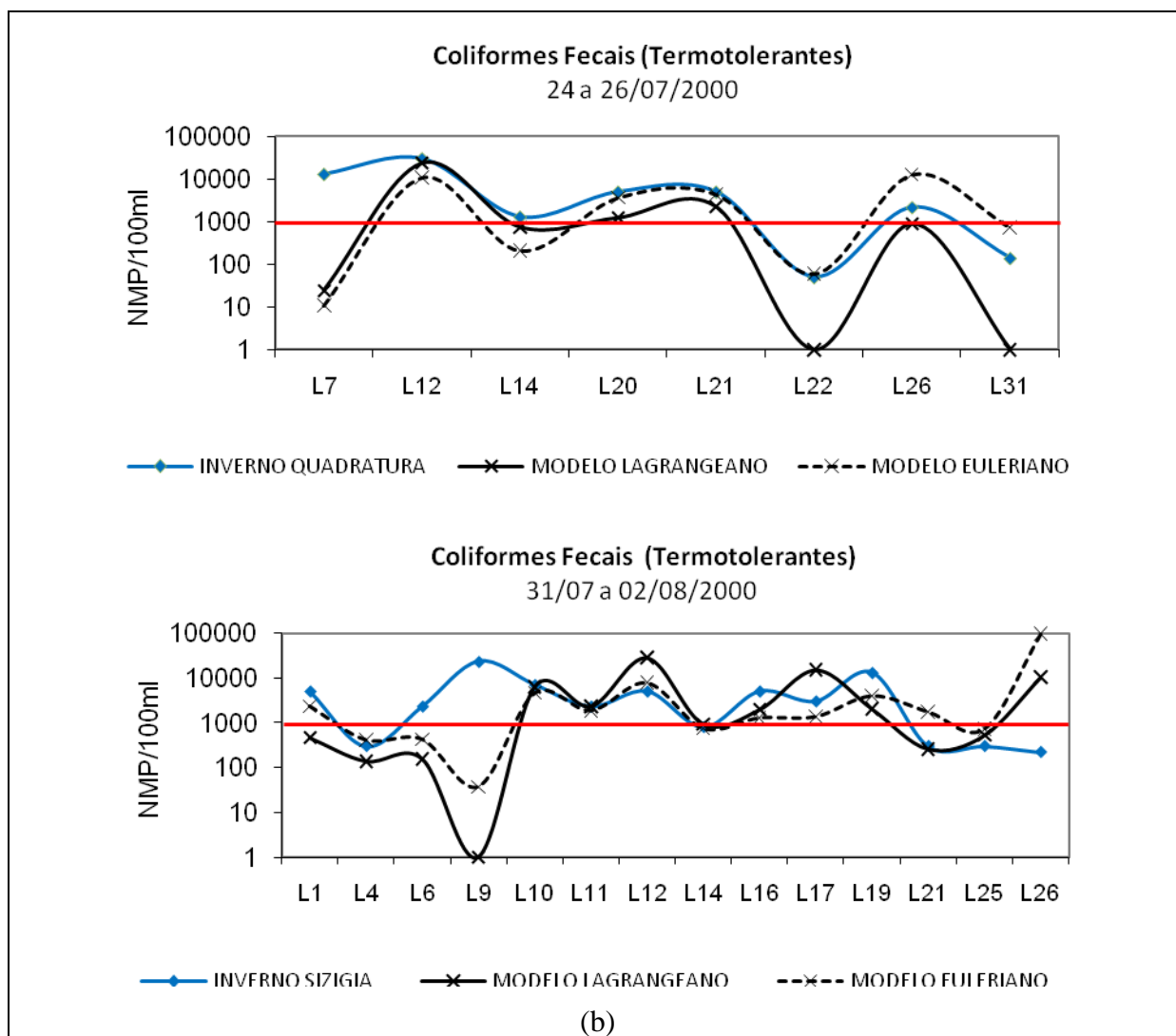


Figura 40 (continuação). Comparação das concentrações de coliformes fecais (termotolerantes), da campanha de dados com os resultados do Mohid - cenário simulação 1, (a) verão e (b) inverno.

Em todas as campanhas, exceto na quadratura de verão, os pontos L1 (canal de Santos), L6 (largo do Caneú) L9 e L10 (canal Piaçaguera/COSIPA), L11 e L12 (largo da Pompeba), L14 e L16 (canal de São Vicente) e L19 e L20 (baía de Santos) apresentaram concentrações de coliformes acima da legislação para recreação de contato primário. O modelo conseguiu reproduzir as altas concentrações de forma satisfatória nos pontos L10, L11, L12, L14, L16, L19 e L20 localizados na Figura 20. A maior dificuldade ocorreu nos pontos L1, L6 e L9, que apresentaram resultados com baixas concentrações quando comparadas com as medidas.



Os dados de precipitação do sensor pluviométrico localizado no bairro do Saboó em Santos (figura 41) apontam que houve apenas um evento de precipitação durante o período de coleta de campo no inverno por Lima (2003). A chuva ocorreu no dia 26/07 com 6.7 mm de precipitação, porém, durante a coleta realizada em 24/07 choveu 19 mm. Segundo a prefeitura de Santos, as comportas dos canais de drenagem são abertas quando ocorre precipitação acima de 15 mm, sendo possível considerar, portanto, algum efeito da precipitação ocorrida no dia 23/07 afetando os resultados das coletas posteriores a esta data. No período de 8 a 15 de março/2001, na campanha de verão, ocorreu precipitação nos dias 8 e 10, com respectivamente 7 e 1,4 mm, podendo se considerar pouca interferência nos resultados das amostras de colimetria.

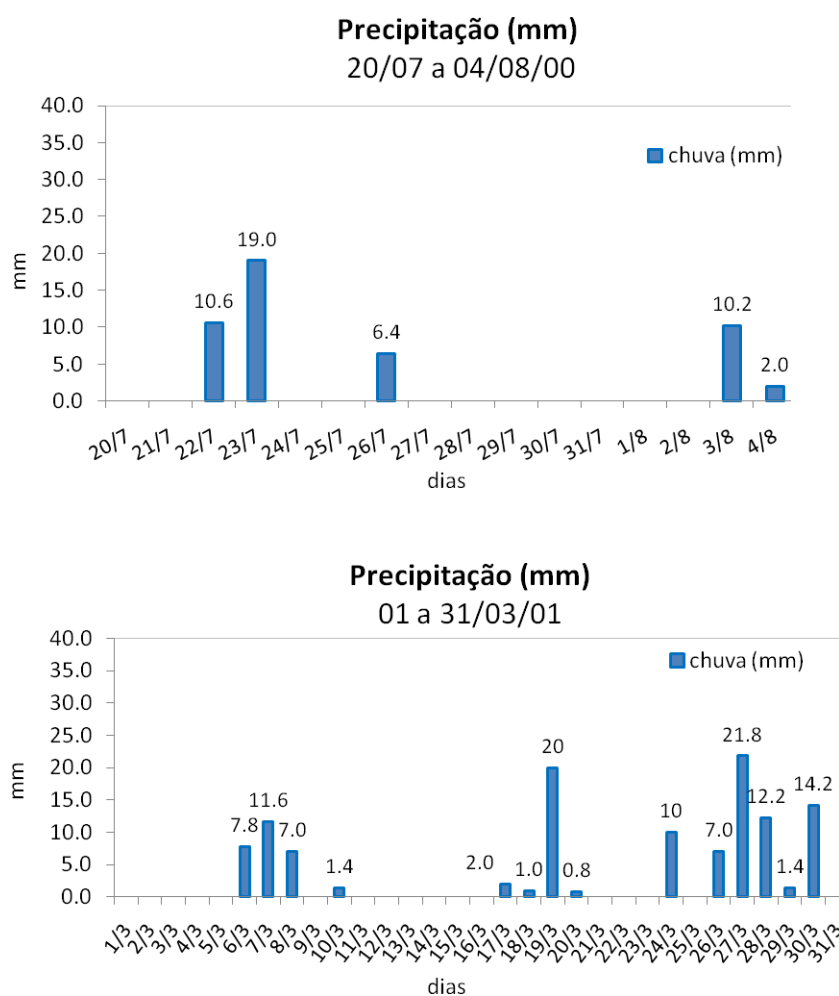
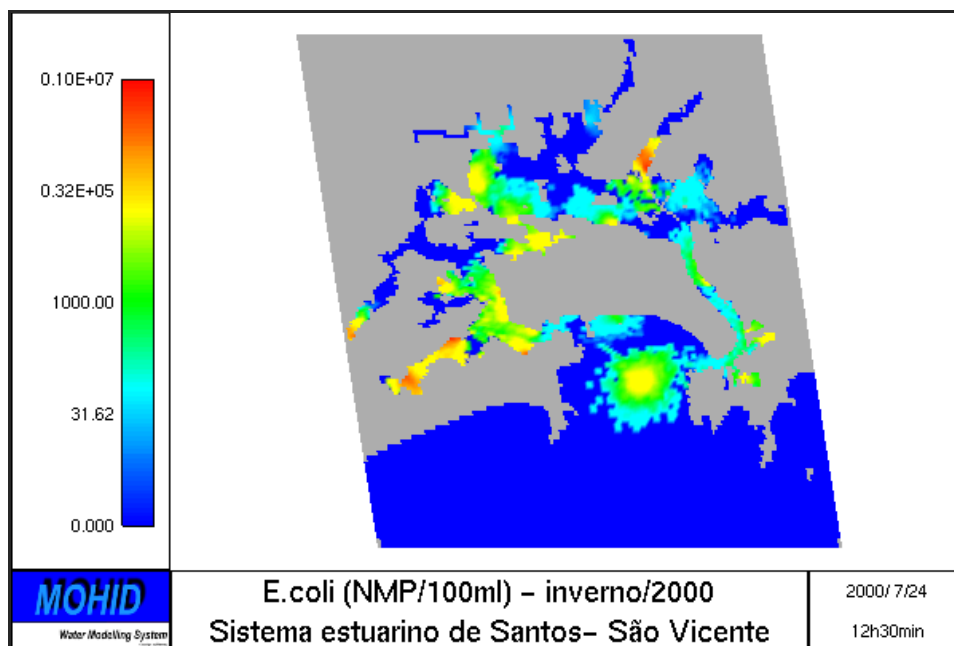
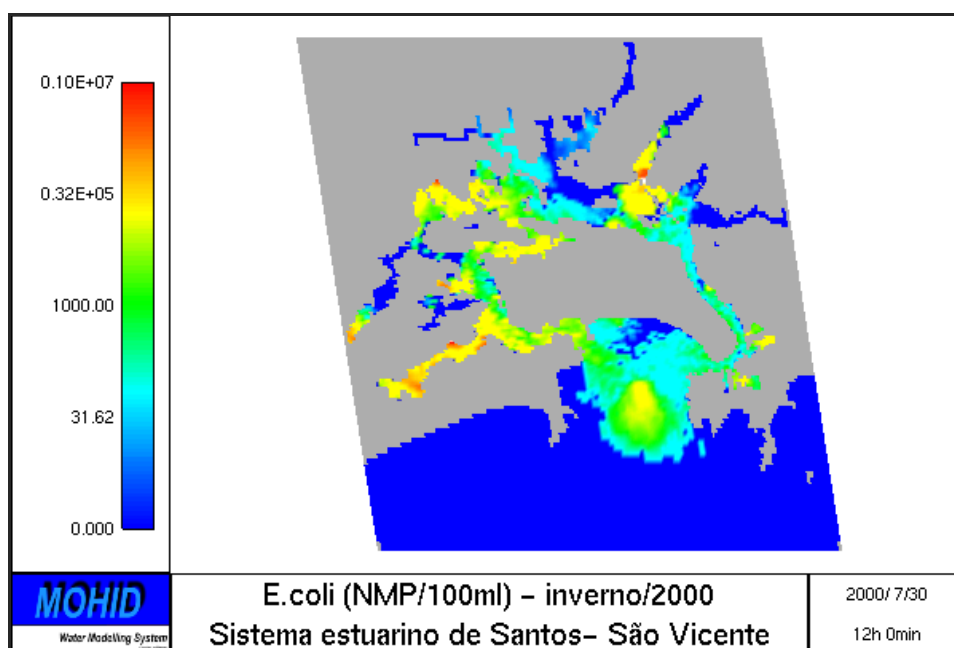


Figura 41. Precipitação diária acumulada nos meses de julho/agosto de 2000 e março de 2001.  
Fonte: Estação pluviométrica Saboó-Santos, Defesa Civil de Santos.

Nas figuras 42 e 43 é possível observar os resultados do modelo lagrangeano, para as marés de sizígia e quadratura, no inverno e no verão. Nas figuras 42 e 43 (a) e (b), respectivamente, os resultados das partículas lagrangeanas estão integrados na malha euleriana. Nota-se que, na maré de quadratura, as águas com maiores concentrações de coliformes ficam retidas nos canais estuarinos, nas proximidades dos locais de lançamento dos efluentes. Verifica-se a ocorrência de maior dispersão dos coliformes na sizígia, quando comparado a uma maré de quadratura. Embora ocorra um aumento na dispersão e conseqüente diluição dos efluentes na sizígia, não se observa uma diminuição muito significativa nas concentrações de coliformes. Uma das causas pode estar relacionada ao fato de que, em sizígia, é esperada uma maior turbulência, responsável pela ressuspensão dos sedimentos de fundo, aumentando a turbidez no ambiente (figura 44). Quanto maior for a turbidez, menor será a penetração da luz através da coluna d'água, o principal fator influente no decaimento bacteriológico. Verifica-se ainda, na sizígia, um aumento da concentração de coliformes nas baías de São Vicente e de Santos, tanto no inverno como no verão, havendo neste último uma concentração maior que no inverno. Também nota-se nas sizíguas um aumento das concentrações de coliformes nas praias a leste da baía de Santos, principalmente naquelas localizadas próximo à saída do canal de Santos, evidenciando uma possível influência das descargas de efluentes provenientes do canal de Santos, nestas praias, nesta condição de maré.



(a)



(b)

Figura 42. Dispersão das partículas de *E. coli* integradas na malha euleriana para marés de quadratura (a) e de sizígia (b) e dispersão das partículas de *E. coli* no modelo lagrangeano, no inverno, para maré de sizígia (c) (continua)

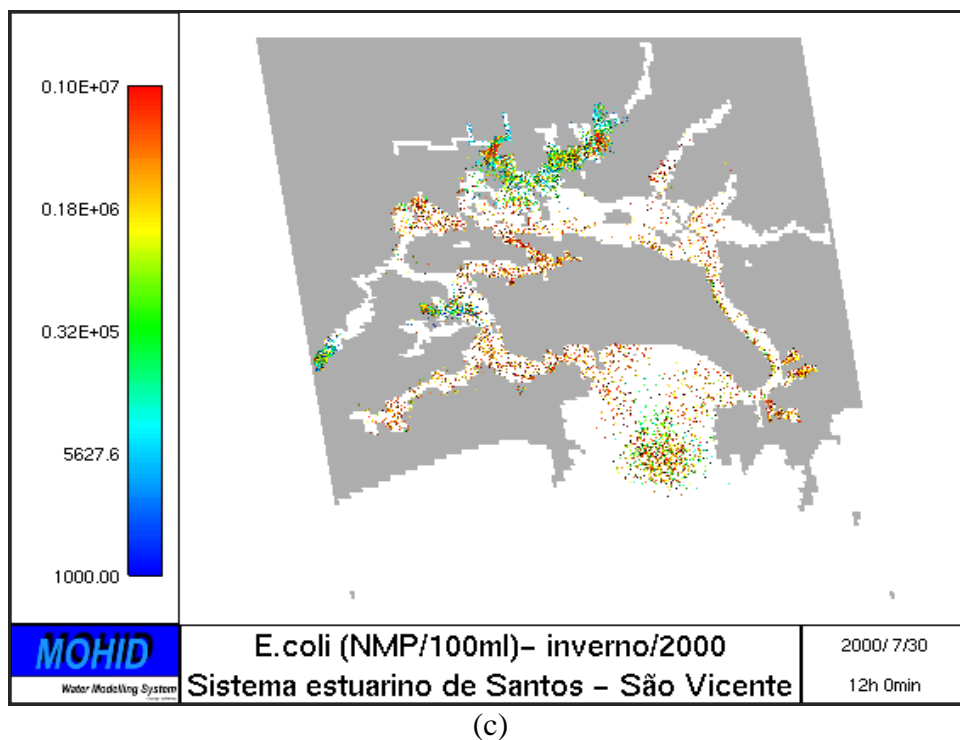


Figura 42 (continuação). Dispersão das partículas de *E. coli* integradas na malha euleriana para marés de quadratura (a) e de sizígia (b) e dispersão das partículas de *E. coli* no modelo lagrangeano, no inverno, para maré de sizígia (c)

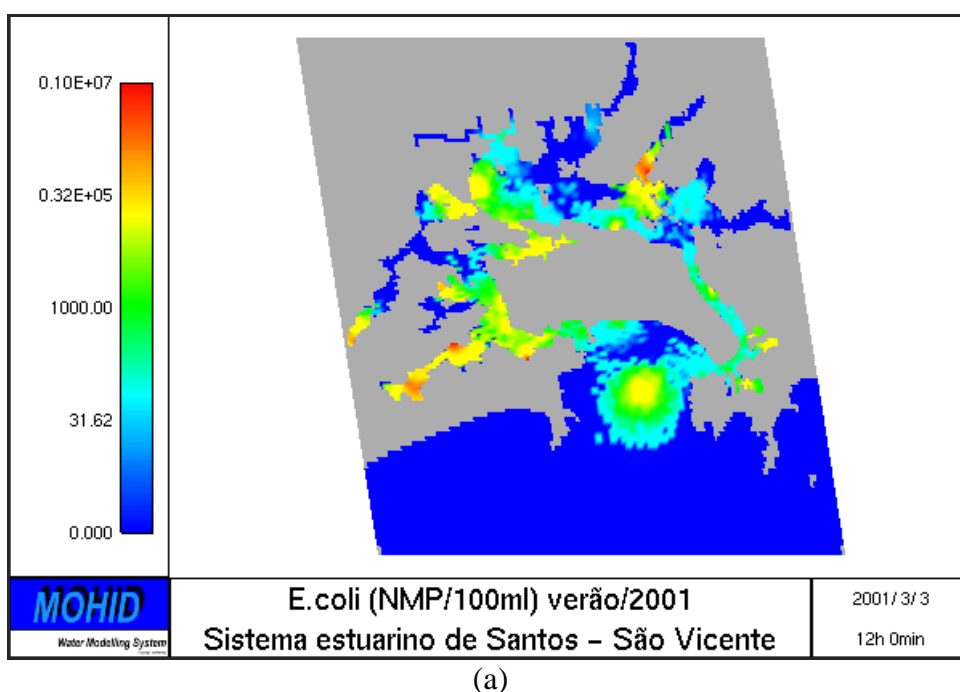
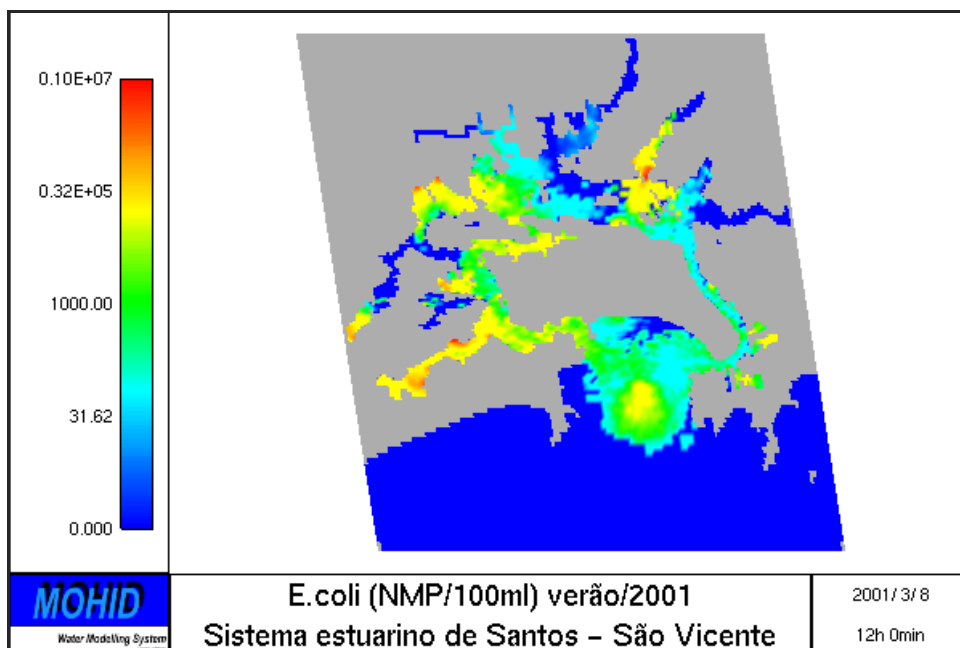
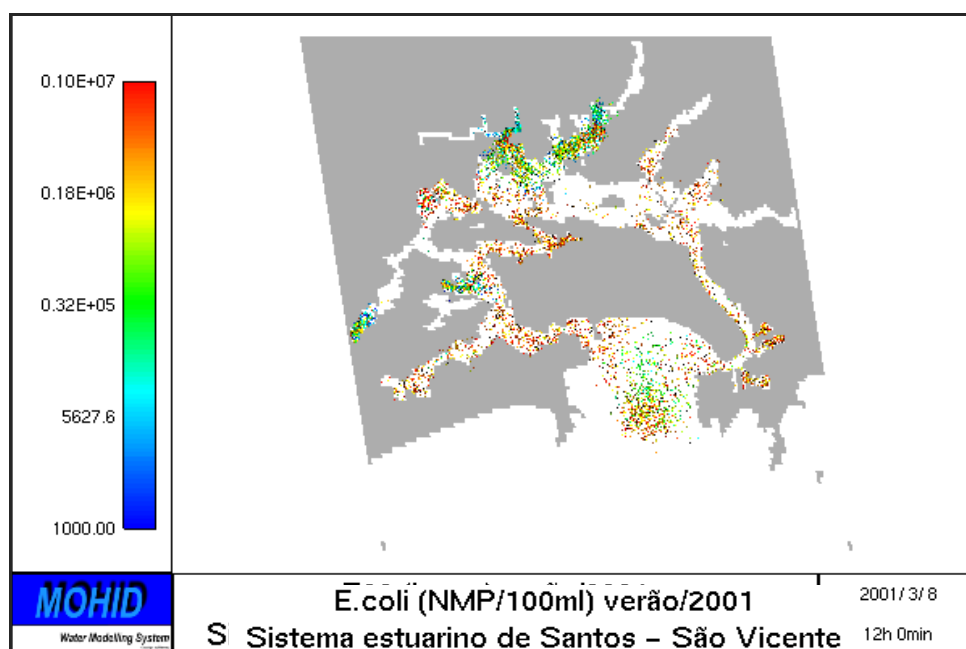


Figura 43. Dispersão das partículas de *E. coli* integradas na malha euleriana para maré de quadratura (a) e de sizígia (b) e a dispersão das partículas de *E. coli* no modelo lagrangeano, no verão, para maré de sizígia (c) (continua)



(b)



(c)

Figura 43 (continuação). Dispersão das partículas de *E. coli* integradas na malha euleriana para maré de quadratura (a) e de sizígia (b) e a dispersão das partículas de *E. coli* no modelo lagrangeano, no verão, para maré de sizígia (c)

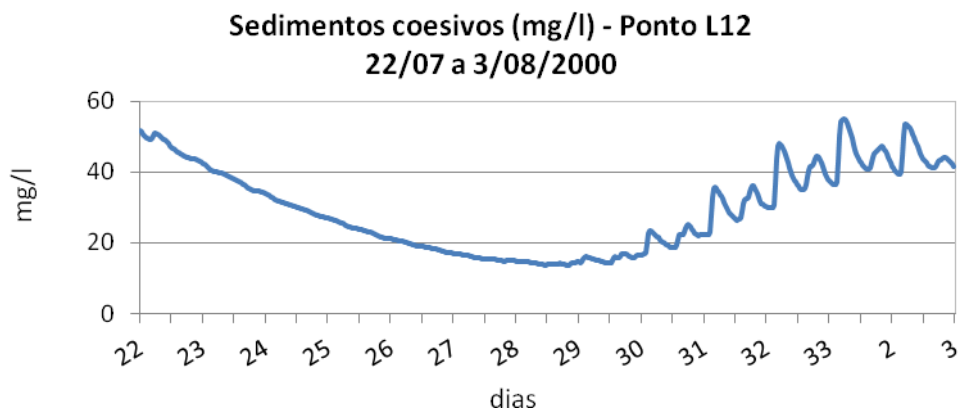
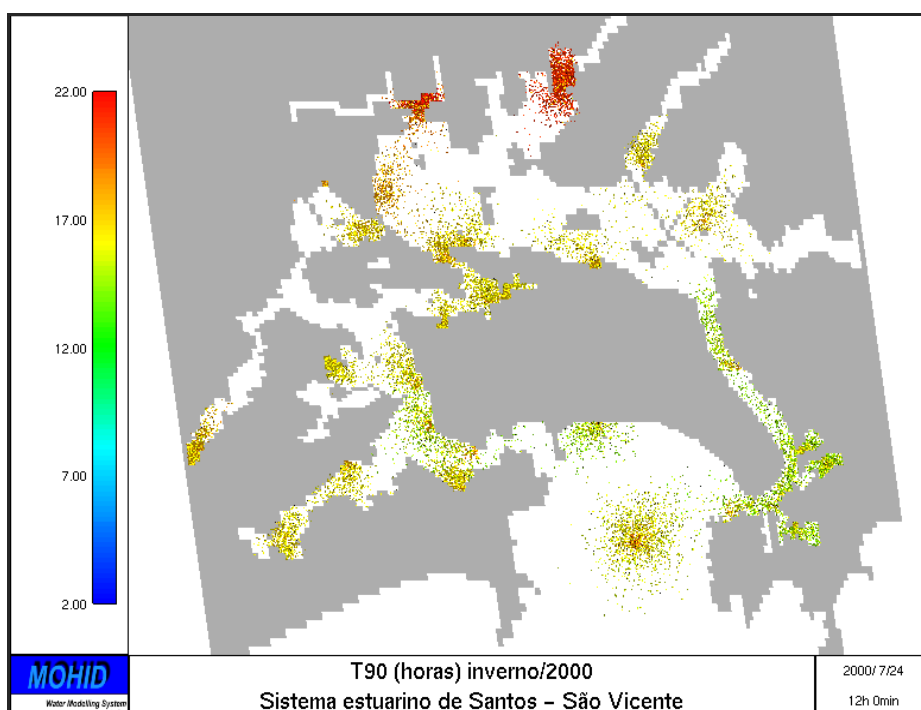
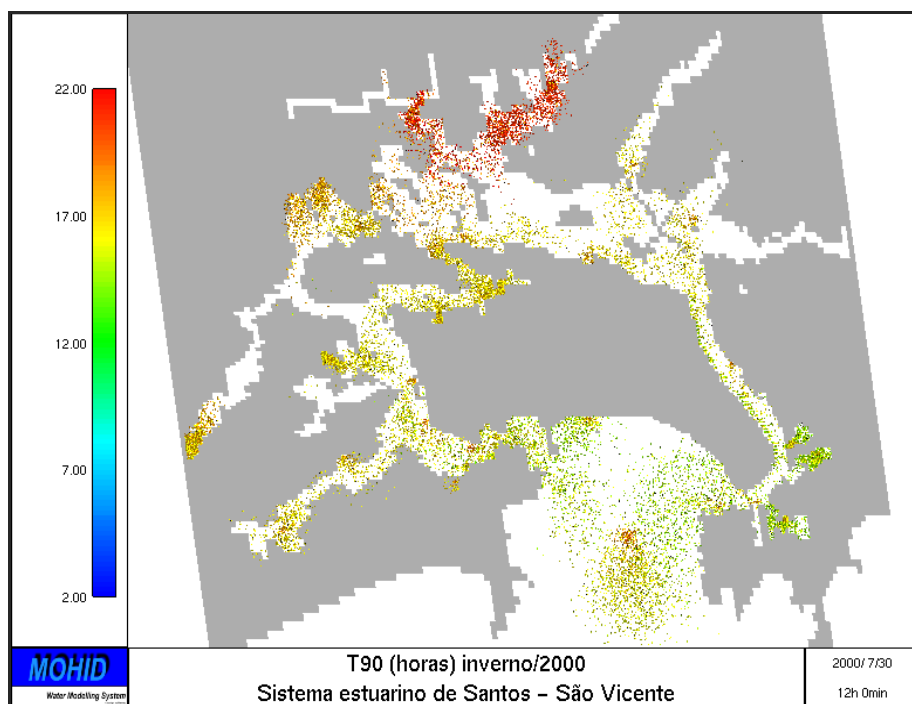


Figura 44. Resultados do Mohid para a concentração de sedimentos coesivos no ponto L12 (largo da Pompeba) sob influência de maré de quadratura (22 a 27/07) e sizígia (28 a 3/08).

Resultados do modelo para um T90 variável, em função da temperatura, salinidade e da radiação solar, podem ser observados na figura 45, para o inverno, e na figura 46, para o verão. Os valores de T90 variaram entre 10 e 22 horas. Estes valores foram calculados pelo modelo, a partir da integração dos valores de temperatura, salinidade e radiação na coluna, de modo que estes são valores médios calculados para toda a coluna de água.

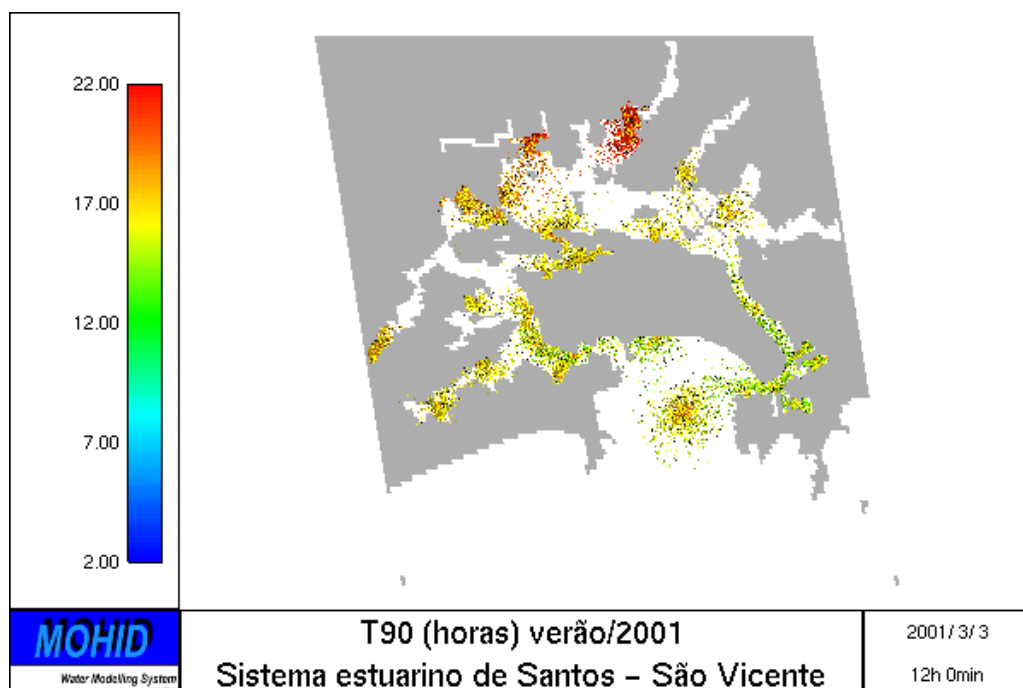


(a)

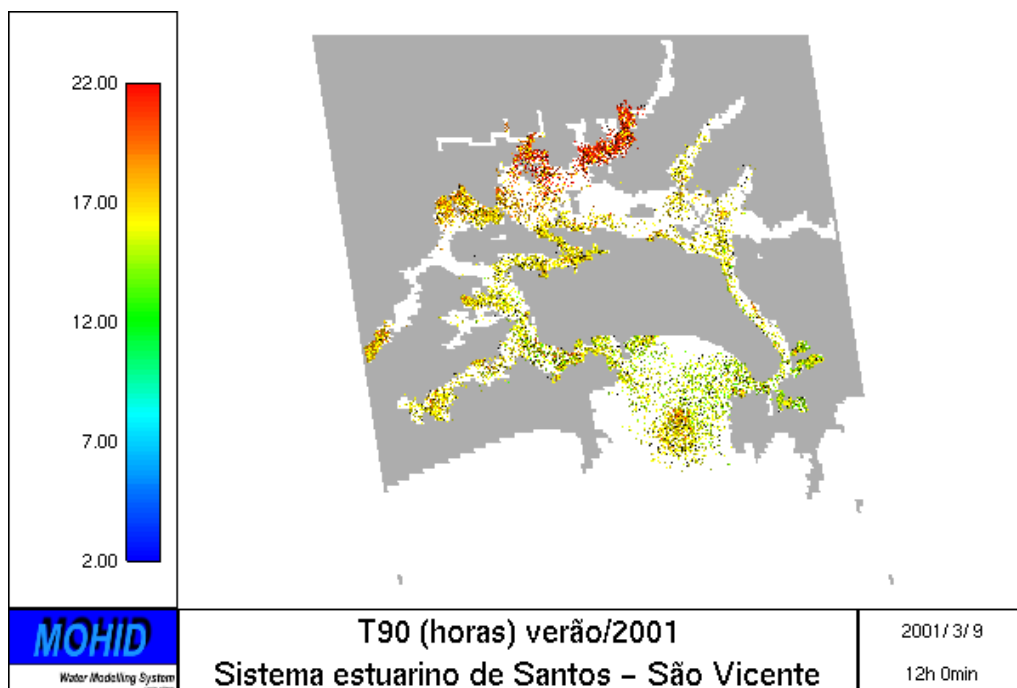


(b)

Figura 45. Variação do T90 em maré de quadratura (a) e sizígia (b) no inverno.



(a)

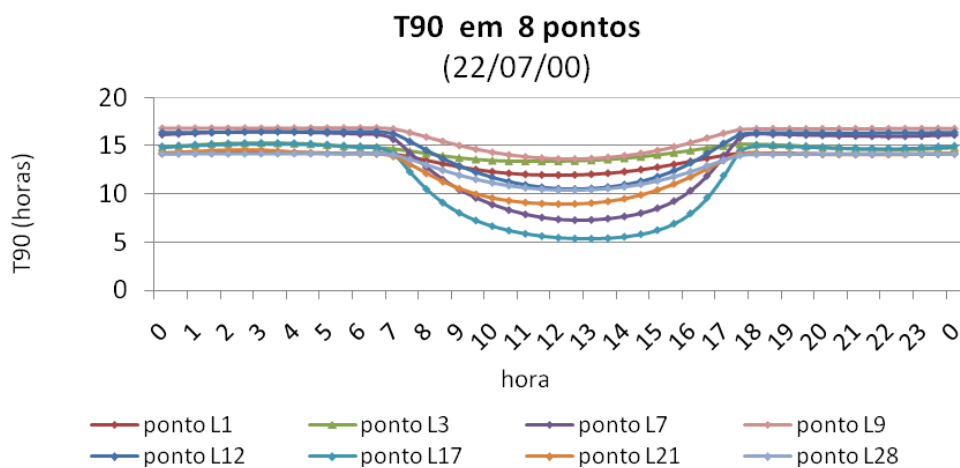


(b)

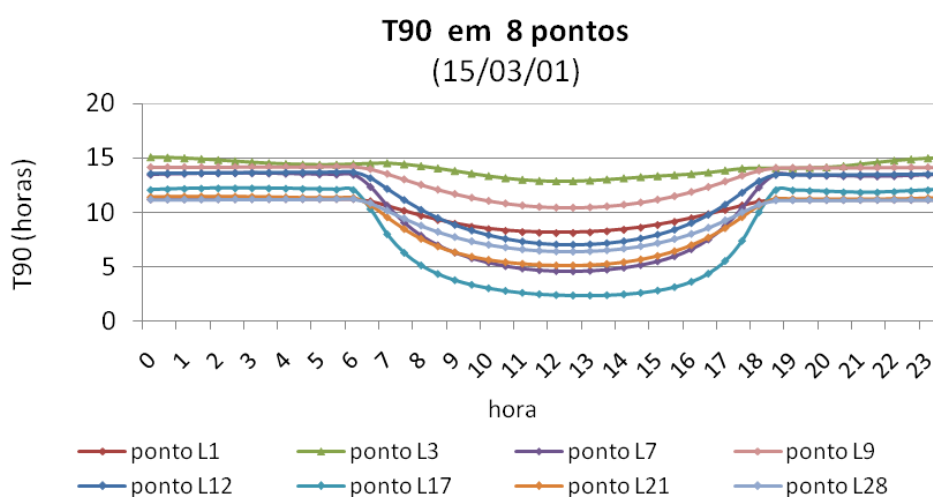
Figura 46. Variação do T90 em maré de quadratura (a) e sizígia (b) no verão.

Sendo a radiação solar o principal parâmetro de entrada no modelo responsável pelo decaimento bacteriológico na água, as figuras 47 a e b apresentam os resultados para o T90 obtidos em 8 pontos distribuídos em todo SESS (Figura 20), para uma maré de quadratura, no inverno e no verão. Nesta figura observa-se que os menores valores de T90 ocorrem durante o dia, entre as 11 e 15 horas. No período noturno, na ausência de radiação solar, a temperatura e a salinidade passam a governar o decaimento bacteriológico.





(a)



(b)

Figura 47. Variação do T90 durante um dia em maré de quadratura no inverno (a) e no verão (b) em 8 pontos (cenário de simulação 1).

Analisando os resultados do modelo na figura 47a para o T90 no inverno, verifica-se que, no horário de pico da radiação solar, os locais aonde o decaimento bacteriológico ocorreu mais rápido foram: no canal de São Vicente (ponto L17) em torno de 5 horas, no largo do Caneú (ponto L7) em torno de 7 horas, na baía de São Vicente (ponto L21) em torno de 9 horas e na baía de Santos (ponto L28) e largo da Pompeba (ponto L12) em torno de 10 horas; os locais aonde o decaimento bacteriológico ocorreu com mais de 10 horas foram: no canal da Cosipa (ponto L9), no meio do canal de Santos (ponto L3) em torno de 14 horas e na saída do canal de Santos (ponto L1) com 12 horas. Nestes pontos com elevado T90, de acordo com

os dados de campo para concentrações de sedimentos coesivos apresentados na figura 37, encontram-se os maiores valores de sedimentos em suspensão na coluna de água, responsáveis por diminuir a penetração de luz e conseqüentemente aumentar o T90.

Como era de esperar, na ausência de luz solar, os maiores tempos de decaimento bacteriológico, foram de 16,5 a 14 horas, e ocorreram nas áreas com maior influência das descargas dos rios, onde a salinidade é menor, nos pontos L9, L7 e L12.

No verão, no horário de pico da radiação solar, o T90 foi mais baixo em todos os pontos analisados neste cenário, em relação ao T90 simulado no inverno. As maiores taxas de decaimento ocorreram para os mesmos pontos do inverno, porém o T90 no verão foi em torno de 3 horas a menos do que no inverno para os pontos L17, L7, L28, L12 e L3, cerca de 4 horas a menos nos pontos L21 e L1 e em torno de 1 hora a menos no ponto L9. Na ausência de luz solar, a taxa de decaimento ficou em torno de 13,5 a 15 horas, para os pontos L3, L9, L7 e L12, conforme sua localização (Figura 20).

### **6.2.3.2 Resultados do cenário de simulação 2 para colimetria no módulo lagrangeano**

As análises dos resultados do cenário de simulação 2 foram efetuadas com o módulo lagrangeano. Foram comparados os resultados do modelo com as medidas de campo efetuadas em duas campanhas, verão e inverno, totalizando 30 e 31 pontos em cada (Figura 24). A figura 48 contém os resultados obtidos nas duas campanhas. Quando comparados com os dados de campo, os resultados na simulação de inverno têm melhor qualidade que os do verão; no inverno, 15 pontos tiveram boa comparação com os resultados do modelo. Os pontos e03, e04, e08, e09, localizados no canal de Santos, os pontos e14, e20, localizados a leste e oeste da entrada do canal da Piaçaguera/COSIPA, os pontos e22, e24, e25, nas proximidades do largo da Pompeba, e26, e30, e31, e32, no canal de São Vicente, e o e32, e34 e e25, na baía de São Vicente. Na região da Pompeba, os valores foram concordantes e estão

acima do limite de 800 NMP/100ml de *Escherichia coli*/100ml, bem como os pontos e35 na baía de São Vicente e e09 no canal de Santos.

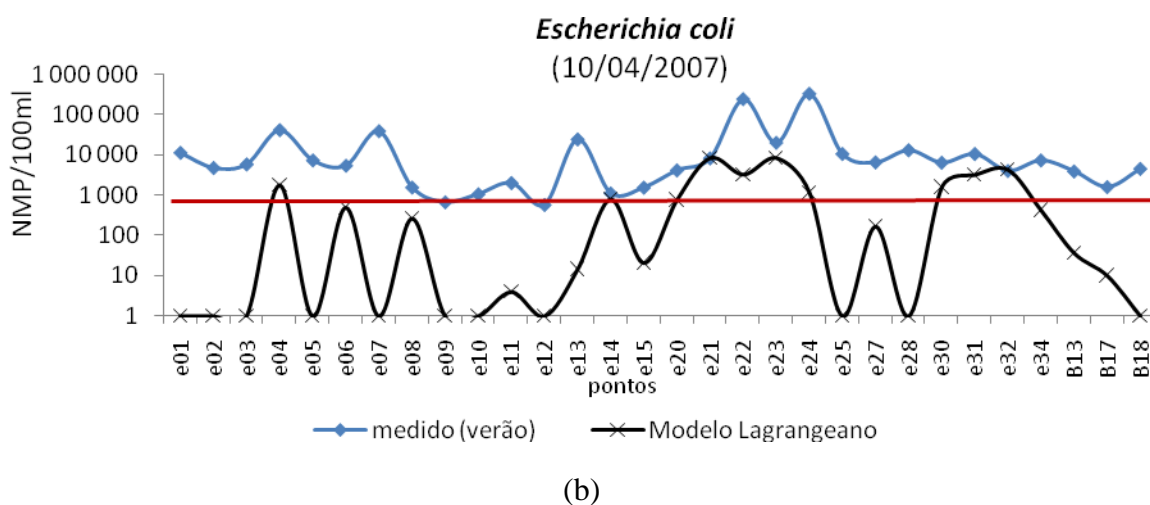
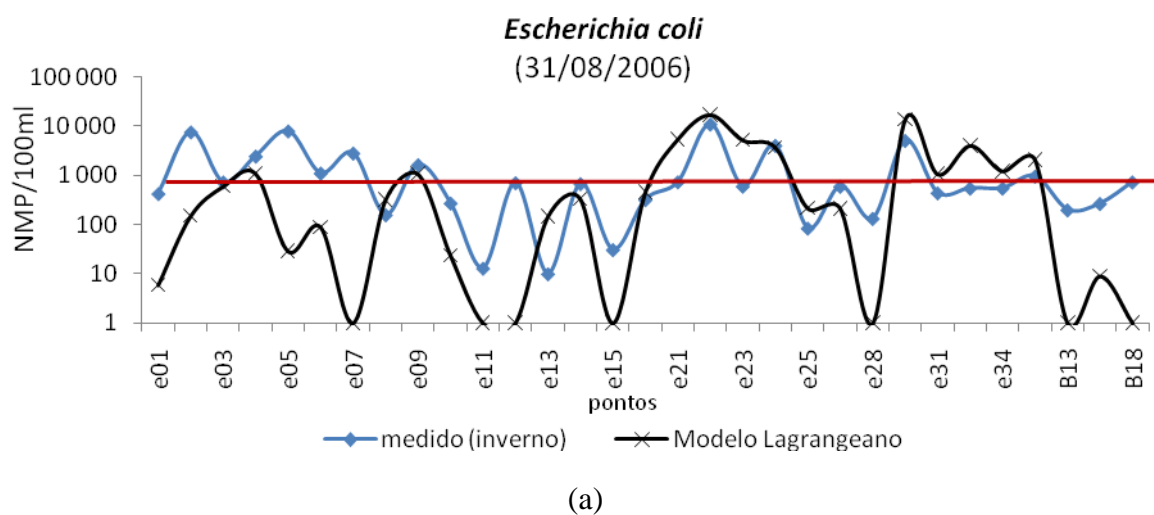


Figura 48. Comparação dos resultados do Mohid para *E.coli* e as campanhas de inverno (a) e verão (b), no cenário de simulação 2.

Os resultados da simulação de verão ficaram bem abaixo das concentrações medidas. As concentrações de *E.coli*, na maioria das amostras, foi superior a 800 NMP/100ml de *Escherichia coli*/100ml. Através da figura 49 é possível verificar que não houve precipitação na data da coleta de verão, embora tenha chovido nos três dias anteriores um acumulado de 21.8 mm e nos 5 dias anteriores 88.2 mm. De acordo com o estudo de Lamparelli & Nery (2008), que relacionou a contaminação das praias do SESS pelas descargas das águas pluviais

através dos canais de drenagem, é possível associar que esta precipitação pode ter alguma relação com a elevada contaminação encontrada na maioria das amostras coletadas, supondo que as águas de chuva por meio da rede de drenagem urbana alcançaram as águas estuarinas, elevando a contaminação. Este input de cargas não foi considerado nos cenários modelados. Este fato pode ter sido também responsável pelas elevadas diferenças entre os resultados do modelo e as medidas neste período. Além disso, é preciso considerar um grau de incerteza nas vazões estimadas de descarga de esgoto efetuadas a partir da obtenção de dados secundários. Considerando ainda que o cenário 2, foi simulado para os anos de 2005-2006 e que a data base populacional utilizada é dos anos 1999-2000, portanto este cenário de simulação possui um período de 5-6 anos de diferença entre a base de dados estimada para as descargas de efluentes e a análise de colimetria no estuário, e assim pode haver alguma defasagem de volume de cargas.

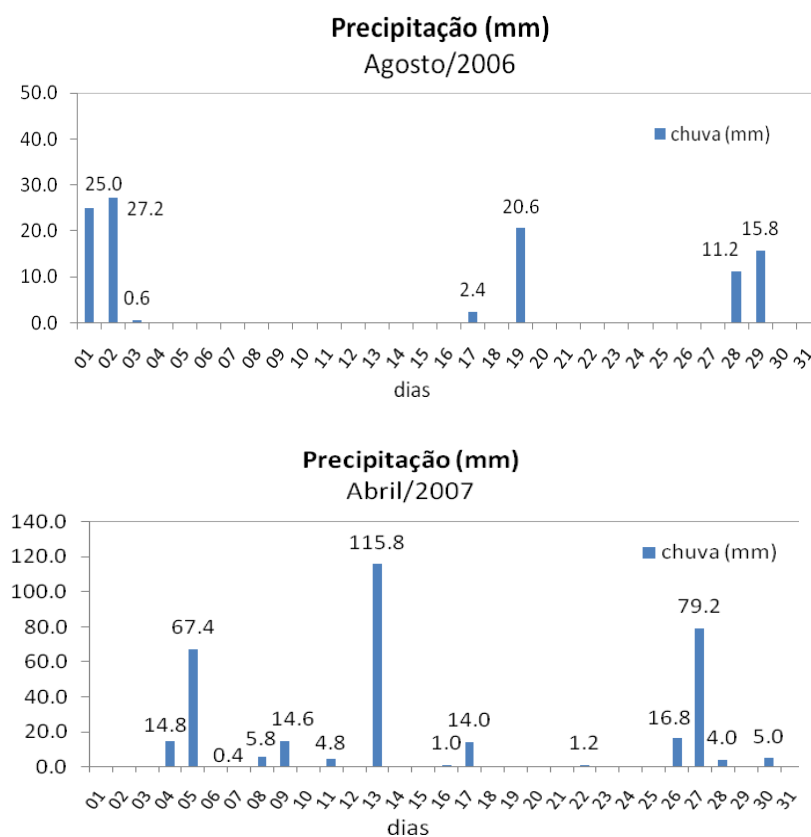
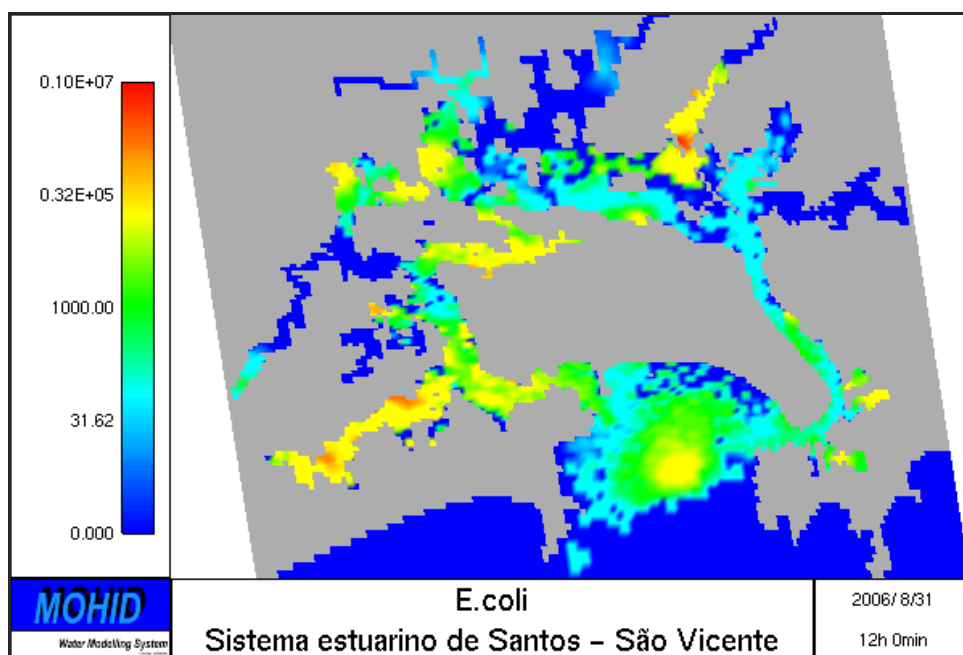
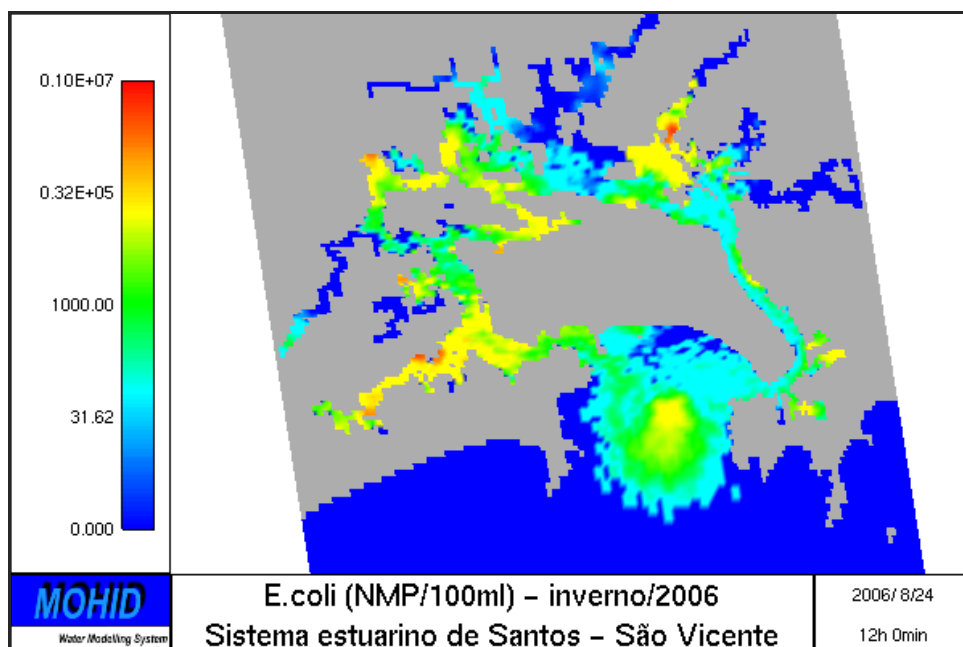


Figura 49. Precipitação diária acumulada nos meses de agosto de 2006 e abril de 2007.  
Fonte: Estação pluviométrica Saboó-Santos, Defesa Civil de Santos.

Observando as figuras 50 verifica-se, também neste cenário, a ocorrência de uma maior concentração de *E.coli* nas baías de Santos e São Vicente e no canal de São Vicente na sizígia, ocasionada pela maior dispersão dos coliformes pelas correntes de maré mais intensas que ocorrem neste período.

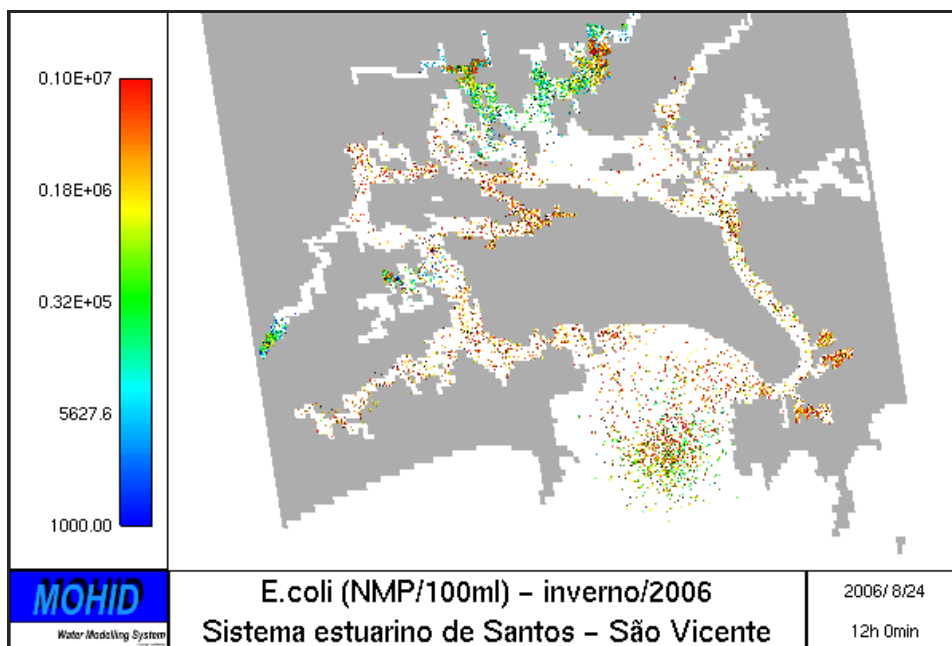


(a)



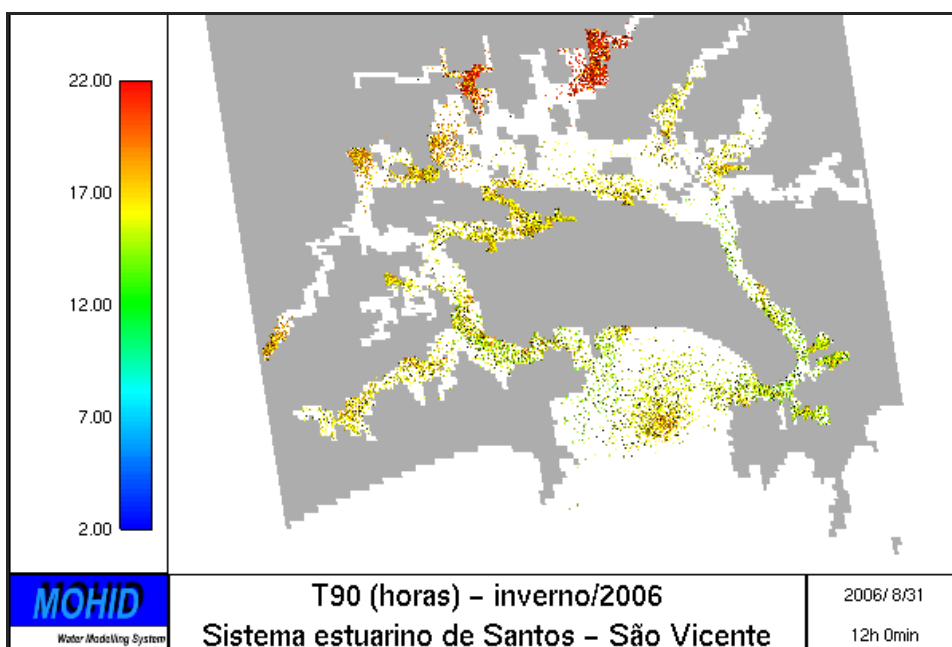
(b)

Figura 50. Dispersão das partículas de *E. coli* integradas na malha euleriana para maré de quadratura (a) e de sizígia (b) e a dispersão das partículas de *E. coli* no modelo lagrangeano, no inverno, para maré de sizígia (c) (continua).



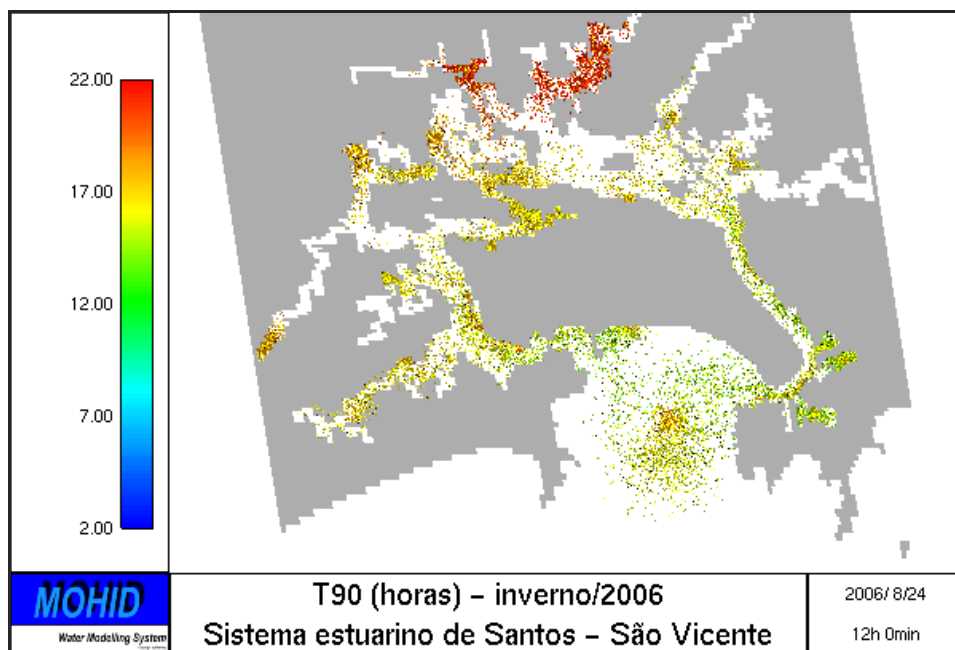
(c)

Figura 50 (continuação). Dispersão das partículas de *E. coli* integradas na malha euleriana para maré de quadratura (a) e de sizígia (b) e a dispersão das partículas de *E. coli* no modelo lagrangeano, no inverno, para maré de sizígia (c).



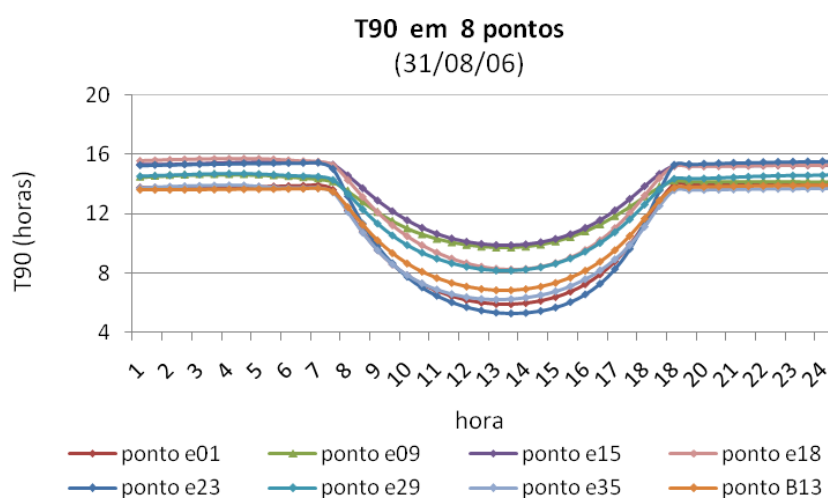
(a)

Figura 51. Variação do T90 em maré de quadratura (a) e sizígia (b) no inverno (cenário de simulação 2) (continua).



(b)

Figura 51 (continuação). Variação do T90 em maré de quadratura (a) e sizígia (b) no inverno (cenário de simulação 2).



(a)

Figura 52. Variação do T90 durante um dia, em maré de quadratura (a) e de sizígia (b), no inverno, em 8 pontos (cenário de simulação 2) (continua).

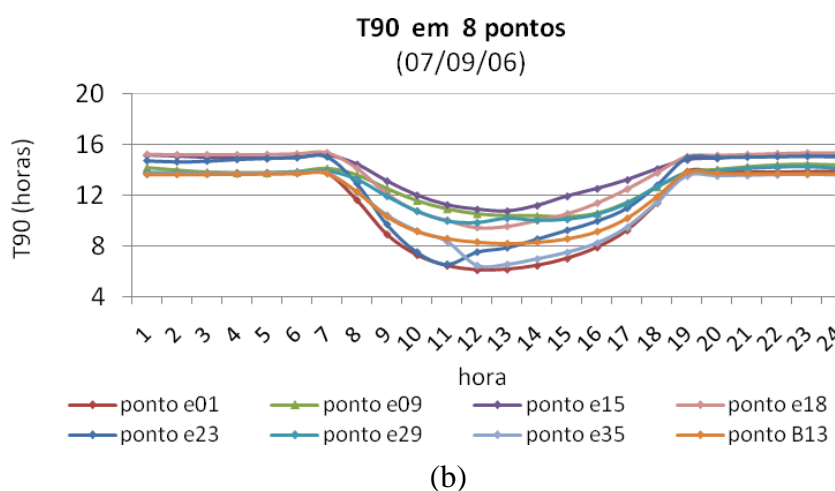


Figura 52 (continuação). Variação do T90 durante um dia, em maré de quadratura (a) e de sizígia (b), no inverno, em 8 pontos (cenário de simulação 2).

Analisando os resultados da simulação 2, nas figuras 51a e 52a, para o T90 na quadratura de inverno, em 8 pontos, verifica-se que no horário de pico da radiação solar o maior decaimento bacteriológico ocorreu na entrada do canal de Santos (ponto e01) em torno de 6 horas, na baía de São Vicente (ponto e35) com média de 7 horas, na baía de Santos (ponto B13) com 8 horas e no largo da Pompeba (ponto e23) em média 7 horas; entretanto, os menores decaimentos em tempo ocorreram no canal da Cosipa (ponto e18) no meio do canal de Santos (ponto e9) e no canal de São Vicente (ponto e29) com 10 horas e no largo do Caneú (ponto e15) com 11 horas. Na sizígia, figuras 51b e 52b, os resultados do T90 nos pontos e01 e e09, ambos localizados no canal de Santos (Figura 24), foram semelhantes à quadratura, enquanto que nos pontos e15 (largo do Caneú) e B13 (Baía de Santos) o T90 foi uma hora a menos e nos pontos e18 (canal da Cosipa), e23 (largo da Pompeba) e e29 (canal de São Vicente) em torno de duas horas a menos. Esta análise não foi efetuada para o período de verão, tendo em vista que os resultados entre as concentrações simuladas e as medidas foram muito diferentes nesta estação.



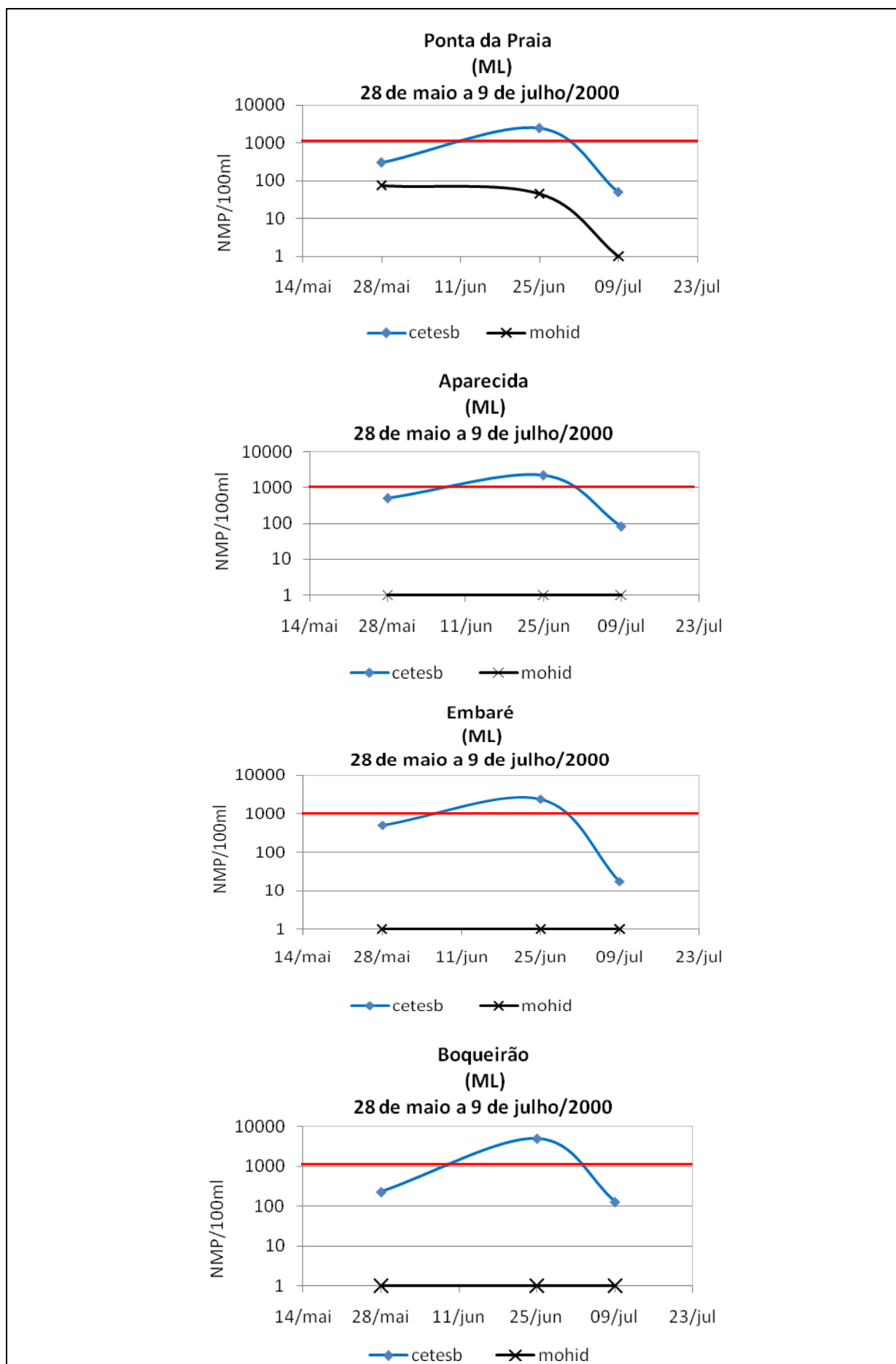
### 6.2.3.3 Praias

Os resultados da simulação 01 comparados com os resultados dos dados de balneabilidade das praias são apresentados nas figuras 53 a 56. Foram analisados os resultados do modelo nas duas abordagens, euleriana e lagrangeana. As simulações com o modelo euleriano foram efetuadas para um período maior, uma vez que o tempo necessário de processamento deste modelo é bem menor do que para o módulo lagrangeano. Para comparação dos resultados, foram selecionados os dados de balneabilidade das praias no período de 21 de maio a 12 de novembro de 2000. Foram selecionadas as datas das análises em que não houve nenhuma precipitação até 72 horas antes da coleta dos dados, uma vez que no modelo não foram computadas as influências das descargas de origem pluvial. Os resultados foram plotados separadamente, para os períodos de quadratura e sizígia e para as praias de Santos e São Vicente (Figura 21). Na tabela 18 são apresentadas as datas selecionadas as para análises dos resultados de coleta em comparação aos resultados do modelo.

Tabela 18. Datas selecionadas de análise da balneabilidade das praias para comparação com os resultados do modelo, em marés de sizígia e quadratura. Fonte: CETESB (2000)

<b>Modelo euleriano</b>								
<b>n. da coleta</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>
<b>Coleta sizígia</b>	21/mai	04/jun	18/jun	02/jul	30/jul	10/set	15/out	12/nov
<b>Coleta quadratura</b>	28/mai	25/jun	09/jul	20/ago				

<b>Modelo lagrangeano</b>				
<b>n. da coleta</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<b>Coleta sizígia</b>	21/mai	04/jun	18/jun	02/jul
<b>Coleta quadratura</b>	28/mai	25/jun	09/jul	



(a)

Figura 53. Comparação da colimetria medida e simulada nas praias de Santos no módulo lagrangeano para o inverno quadratura (a) e sizígia (b) (continua).

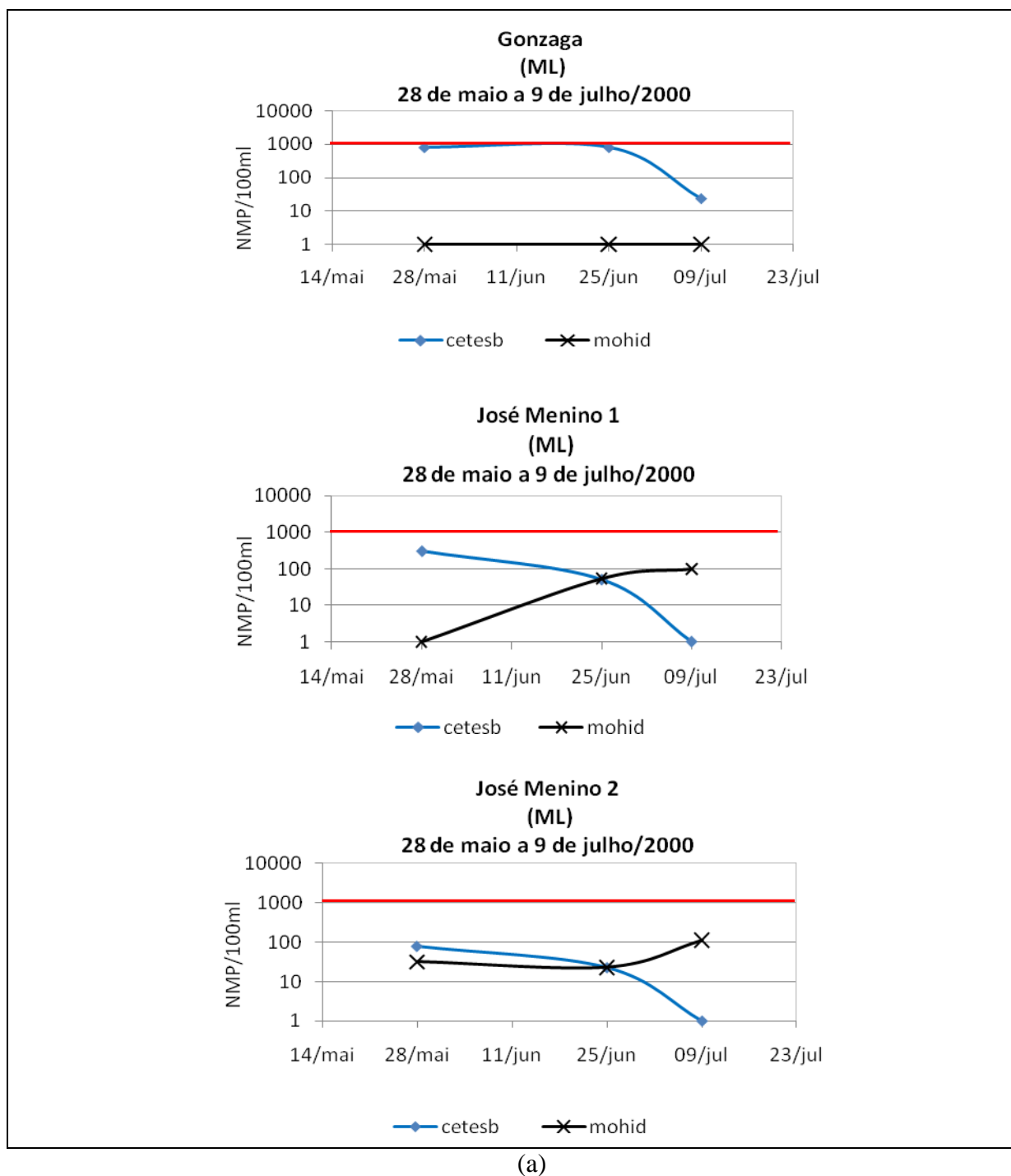


Figura 53 (continuação). Comparação da colimetria medida e simulada nas praias de Santos no módulo lagrangeano para o inverno quadratura (a) e sizígia (b).

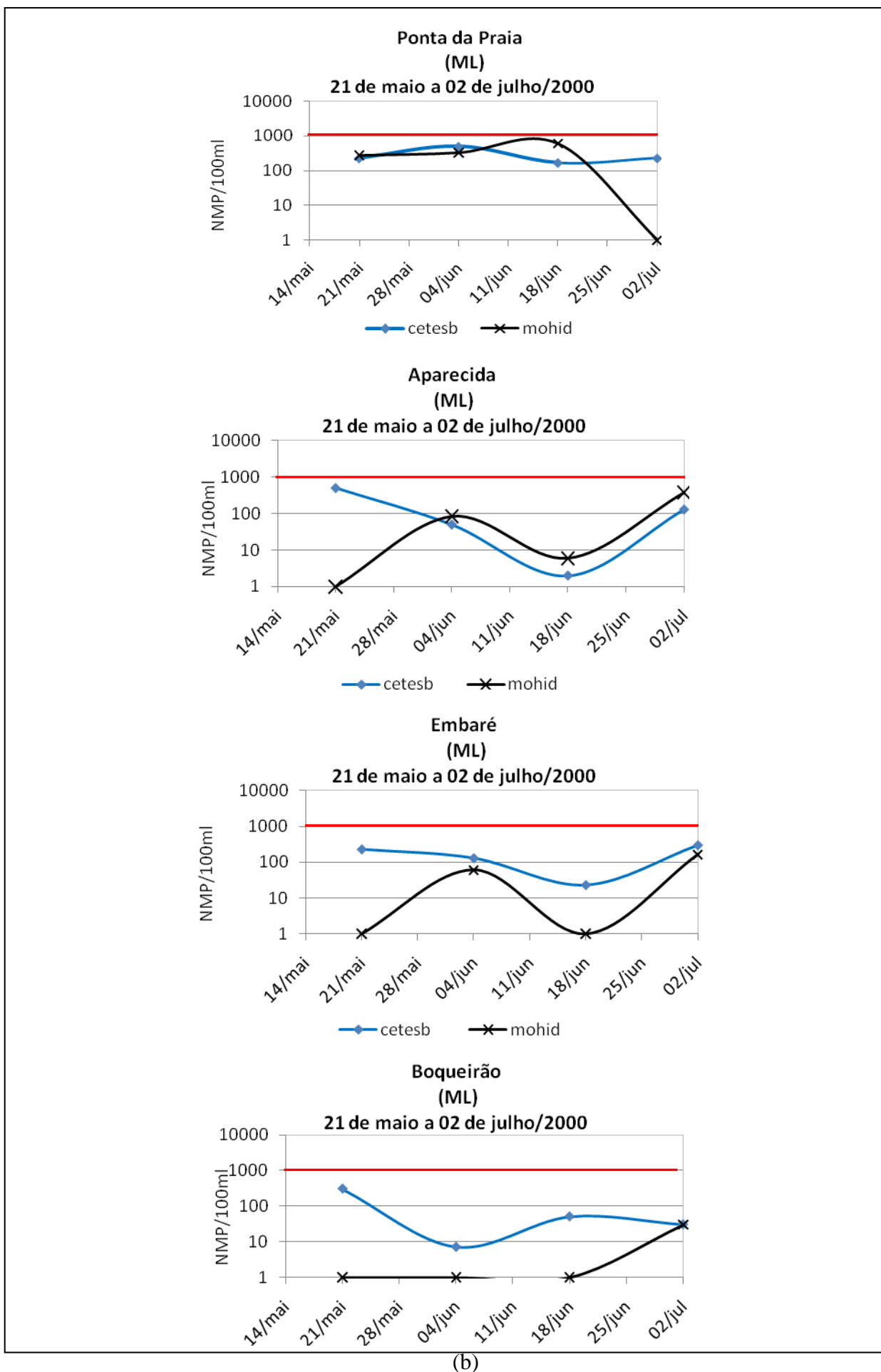
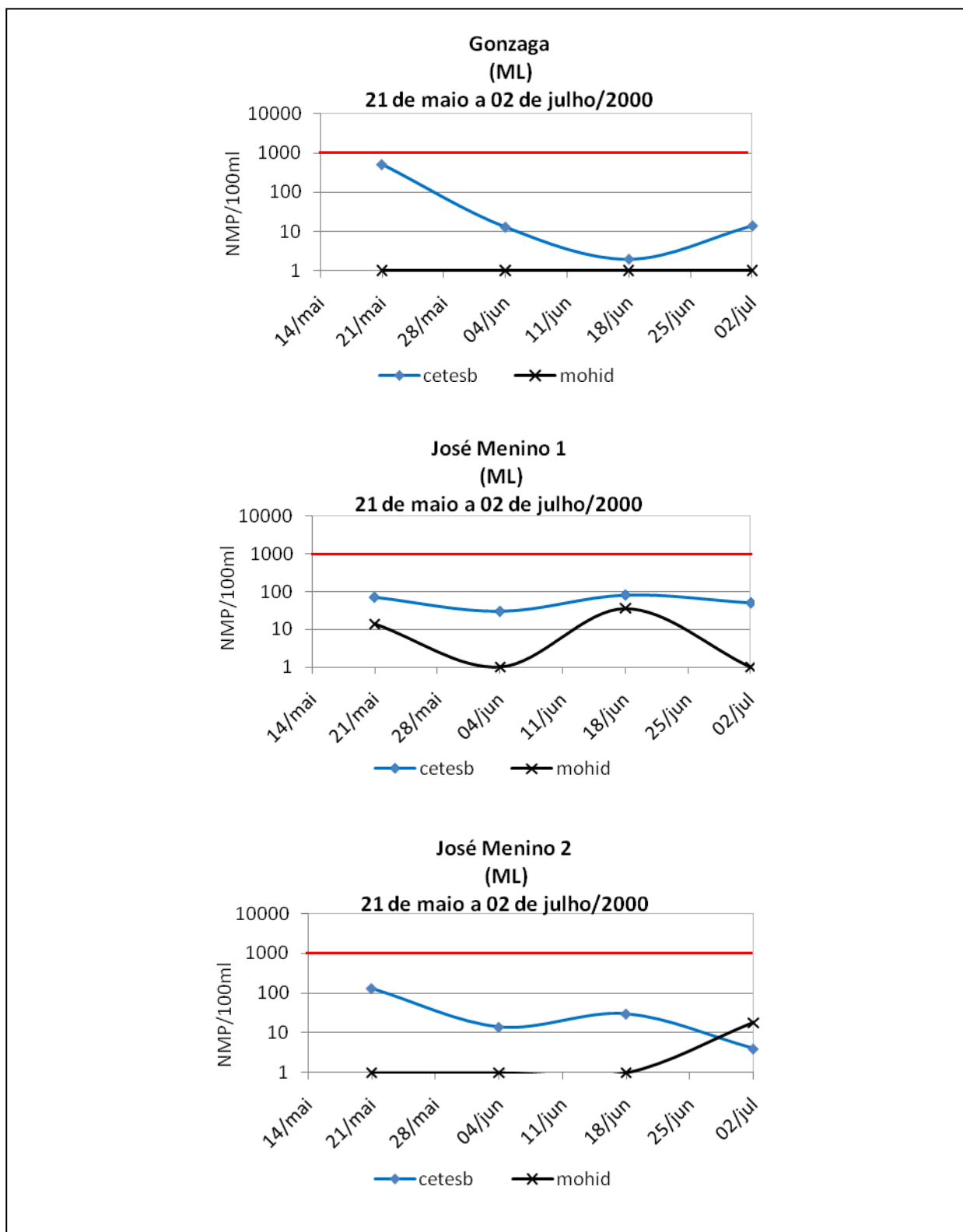
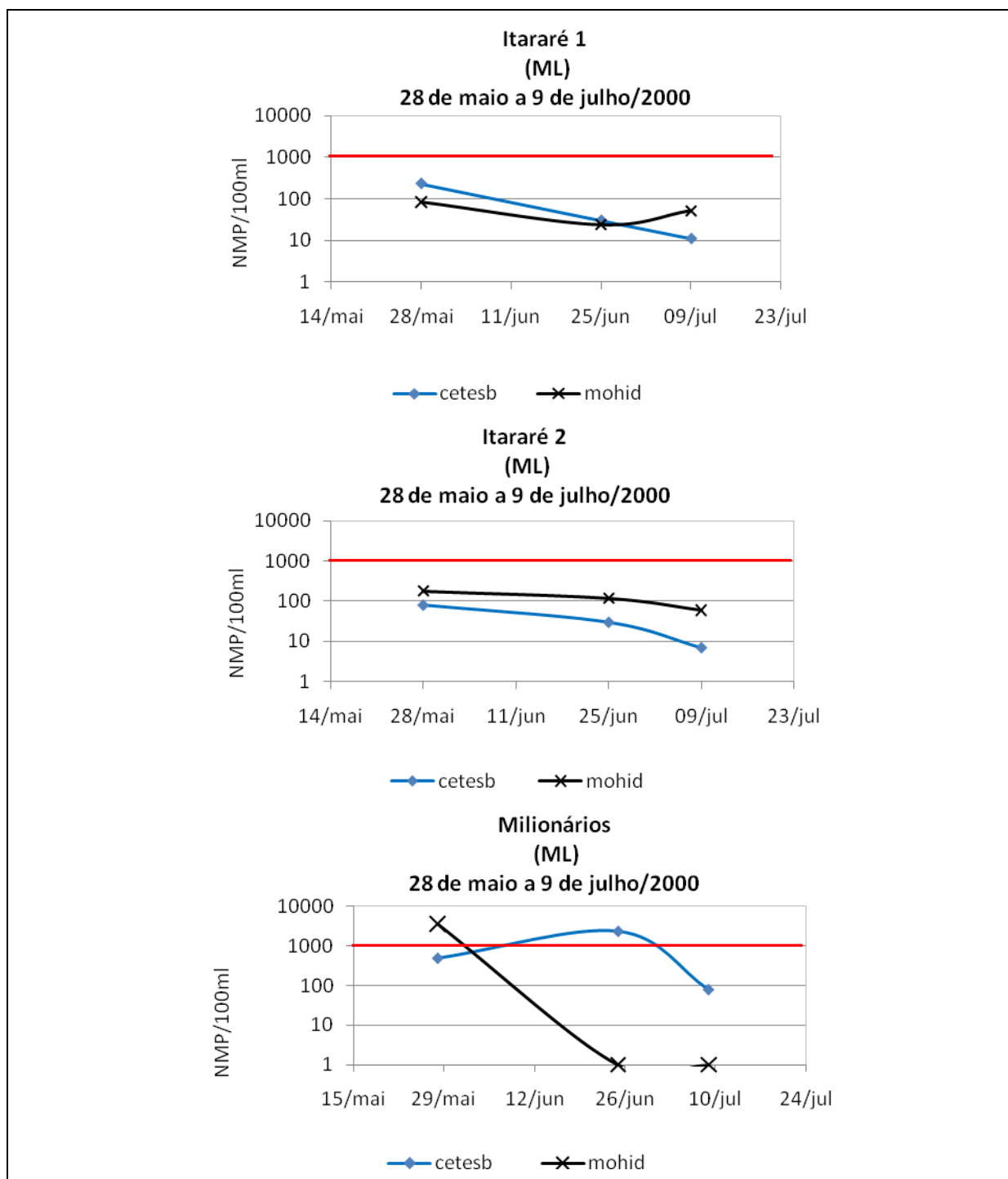


Figura 53 (continuação). Comparação da colimetria medida e simulada nas praias de Santos no módulo lagrangeano para o inverno quadratura (a) e sizígia (b).



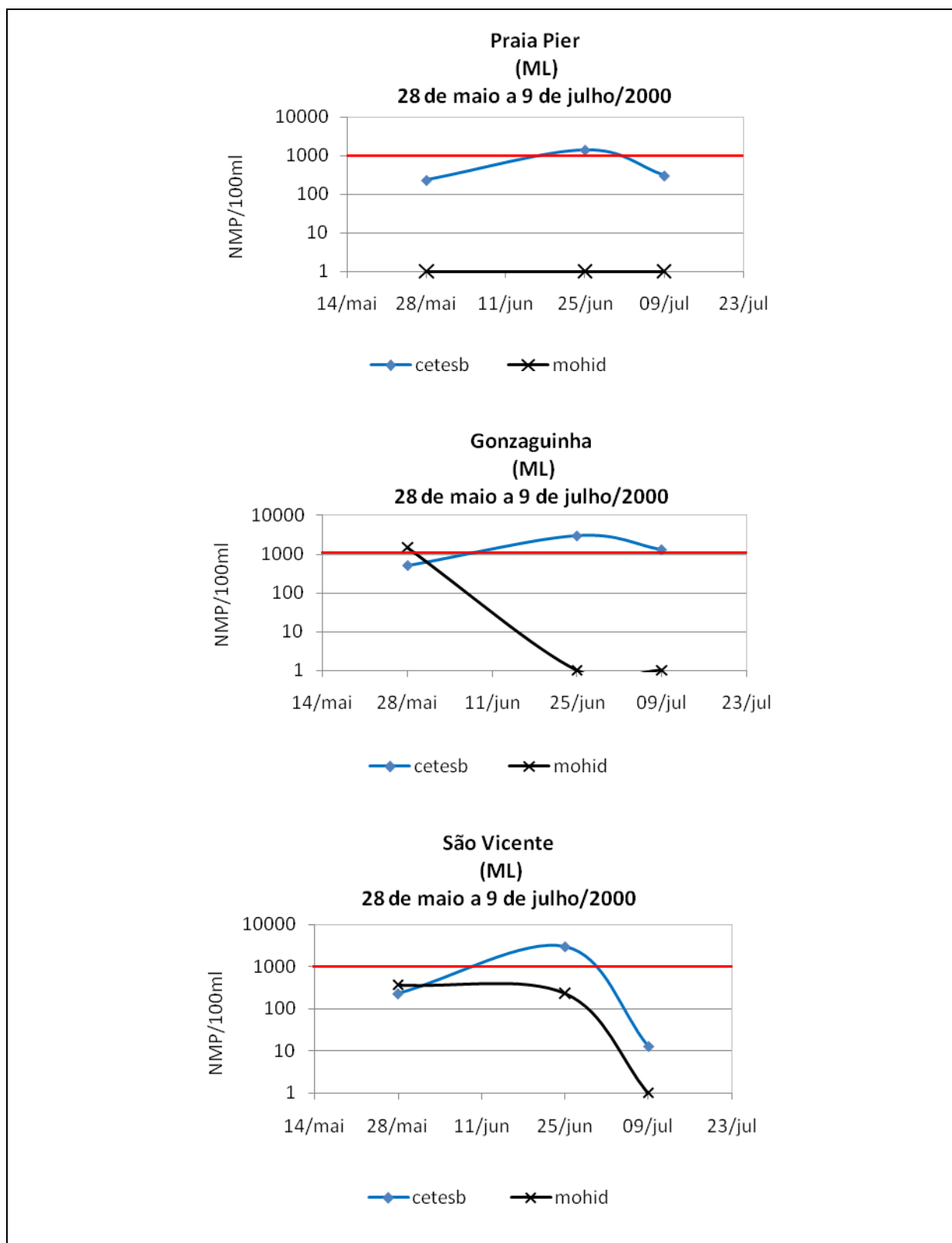
(b)

Figura 53 (continuação). Comparação da colimetria medida e simulada nas praias de Santos no módulo lagrangeano para o inverno quadratura (a) e sizígia (b).



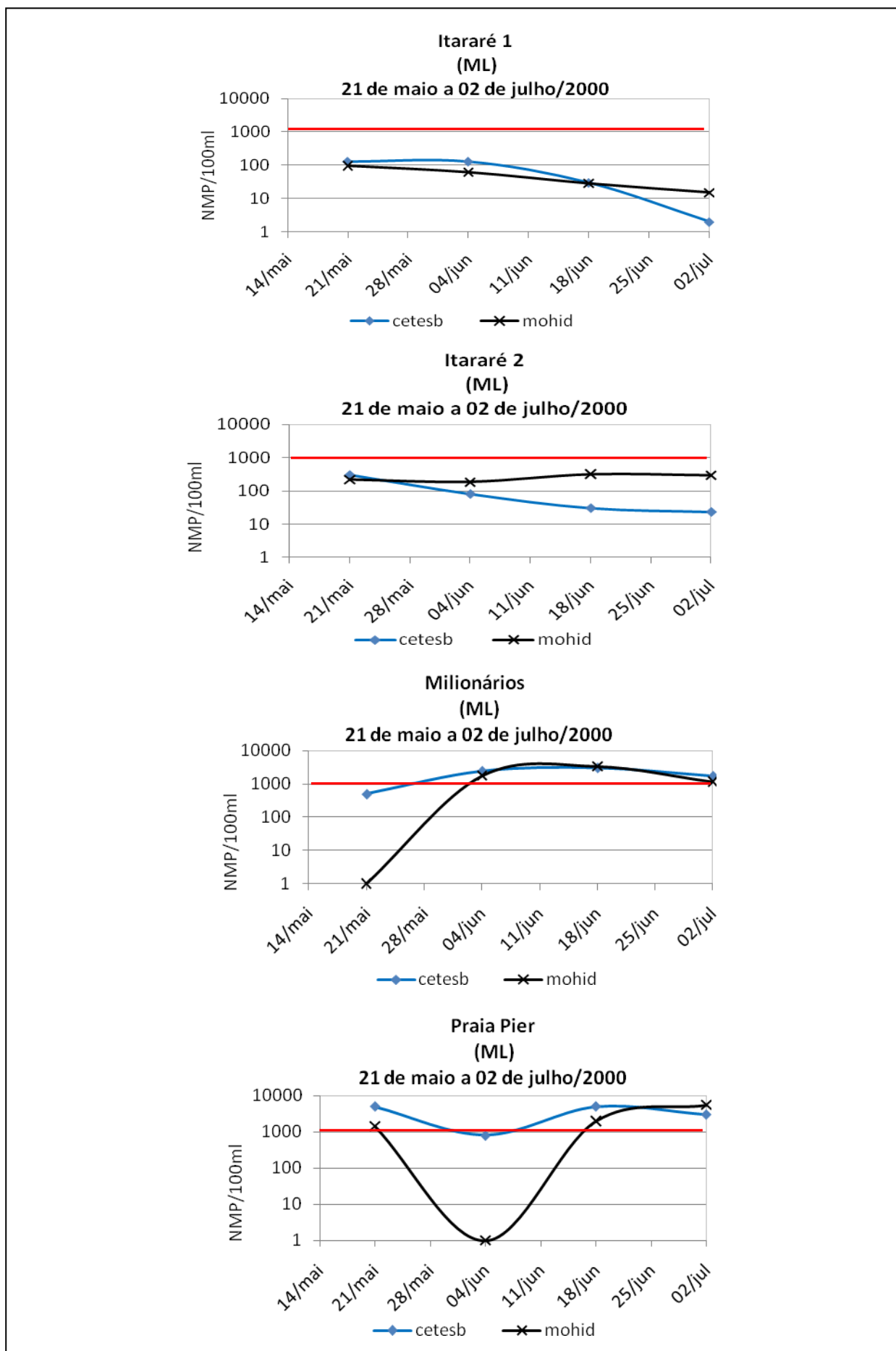
(a)

Figura 54. Comparação da colimetria medida e simulada, nas praias de São Vicente, no módulo lagrangeano, para o inverno em (a) maré de quadratura e (b) maré de sizígia (continua).



(a)

Figura 54 (continuação). Comparação da colimetria medida e simulada, nas praias de São Vicente, no módulo lagrangeano, para o inverno em (a) maré de quadratura e (b) maré de sizígia.



(b)

Figura 54 (continuação). Comparação da colimetria medida e simulada, nas praias de São Vicente, no módulo lagrangeano, para o inverno em (a) maré de quadratura e (b) maré de sizígia.



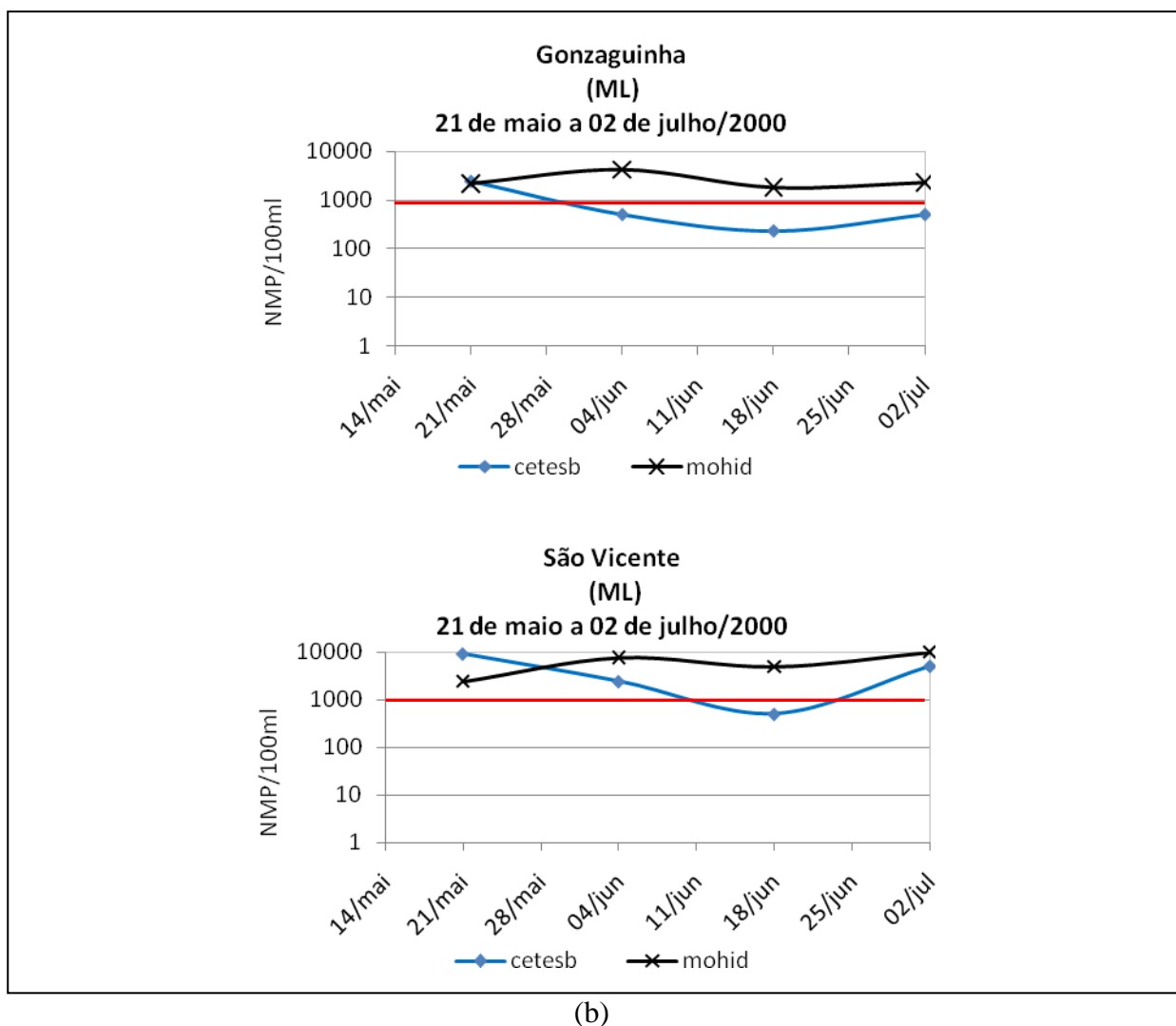
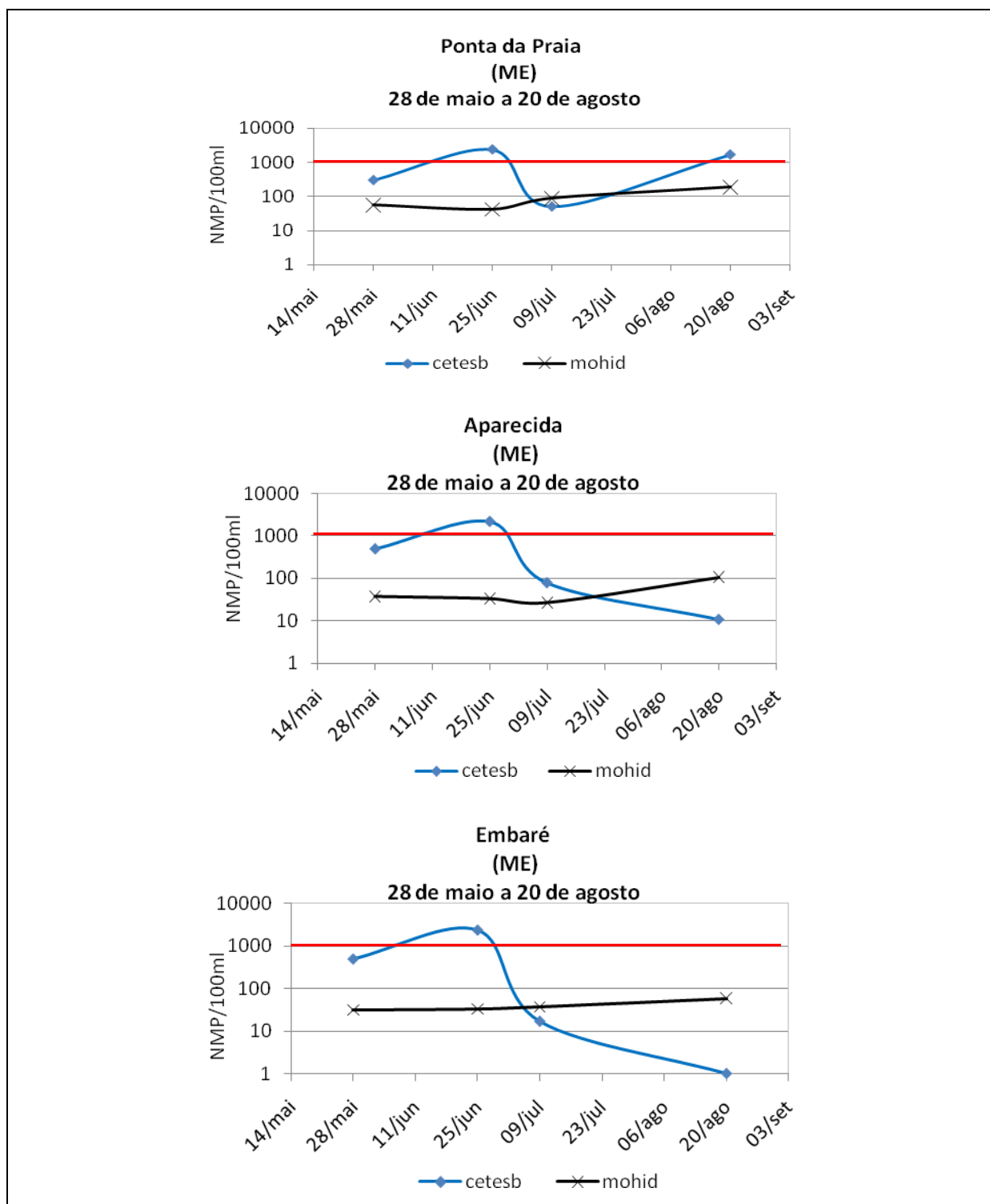


Figura 54 (continuação). Comparação da colimetria medida e simulada, nas praias de São Vicente, no módulo lagrangeano, para o inverno em (a) maré de quadratura e (b) maré de sizígia.



(a)

Figura 55. Comparação da colimetria medida e simulada, nas praias de Santos, no módulo euleriano, para o inverno em (a) maré de quadratura e (b) maré de sizígia (continua).

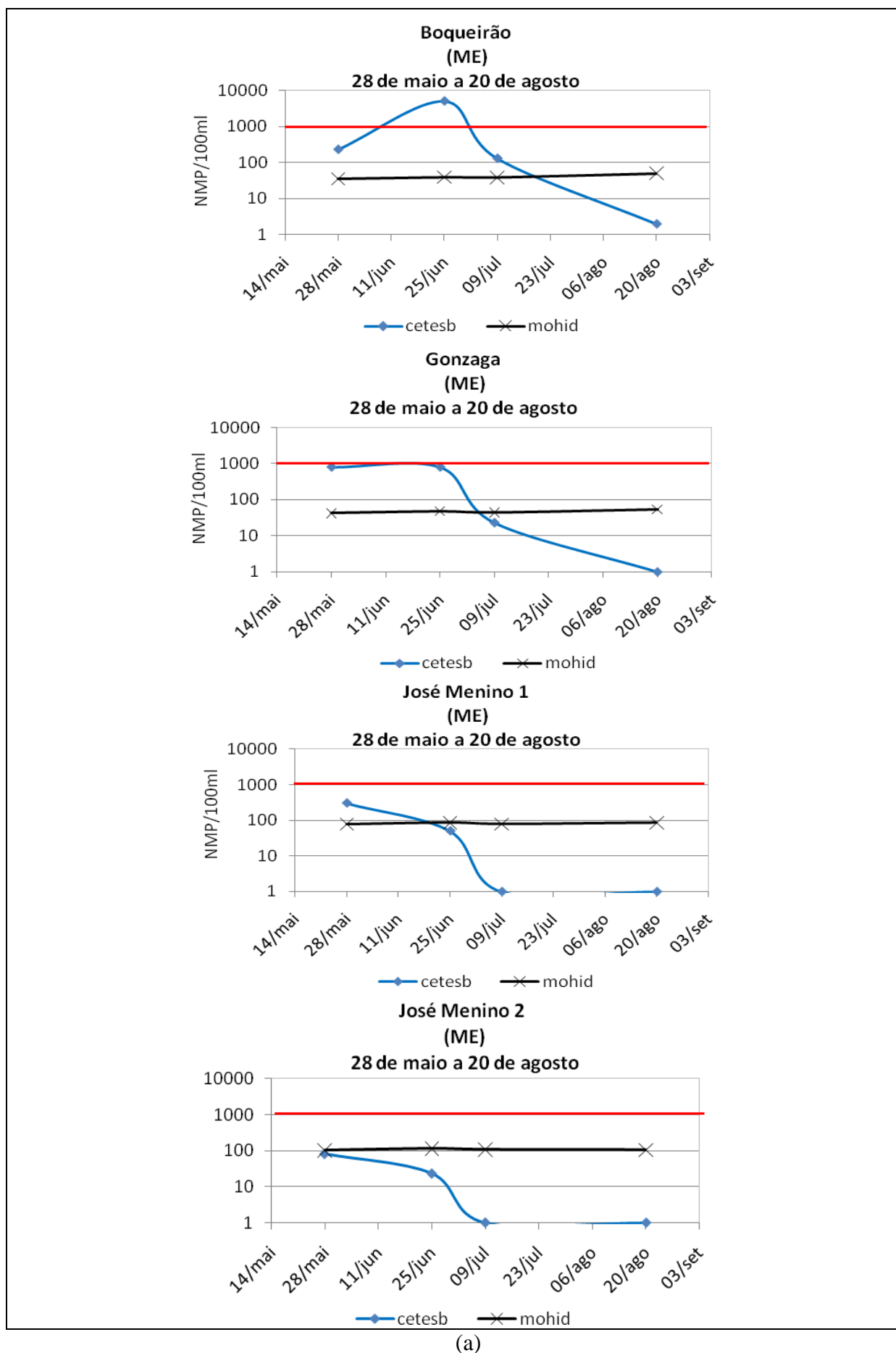
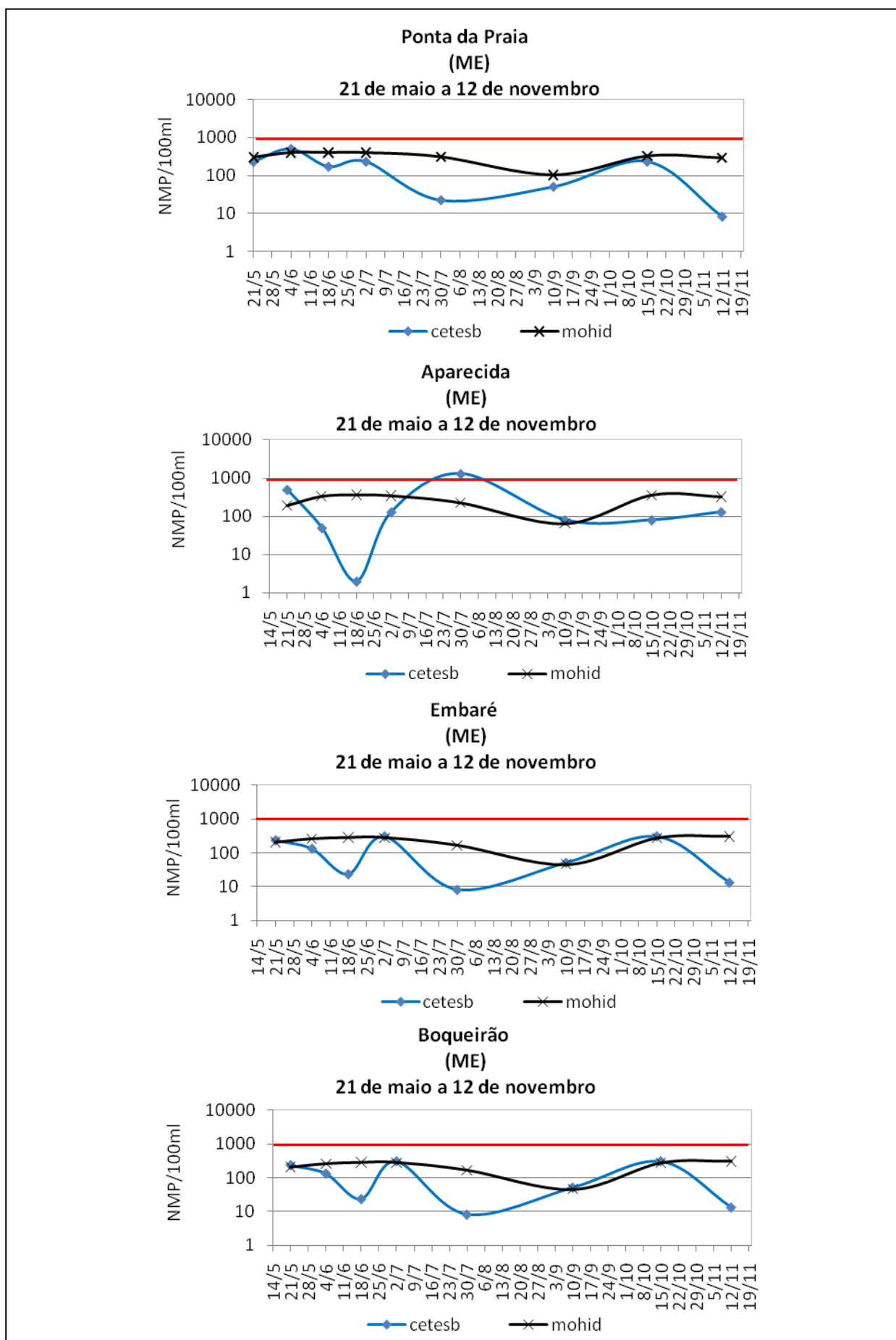
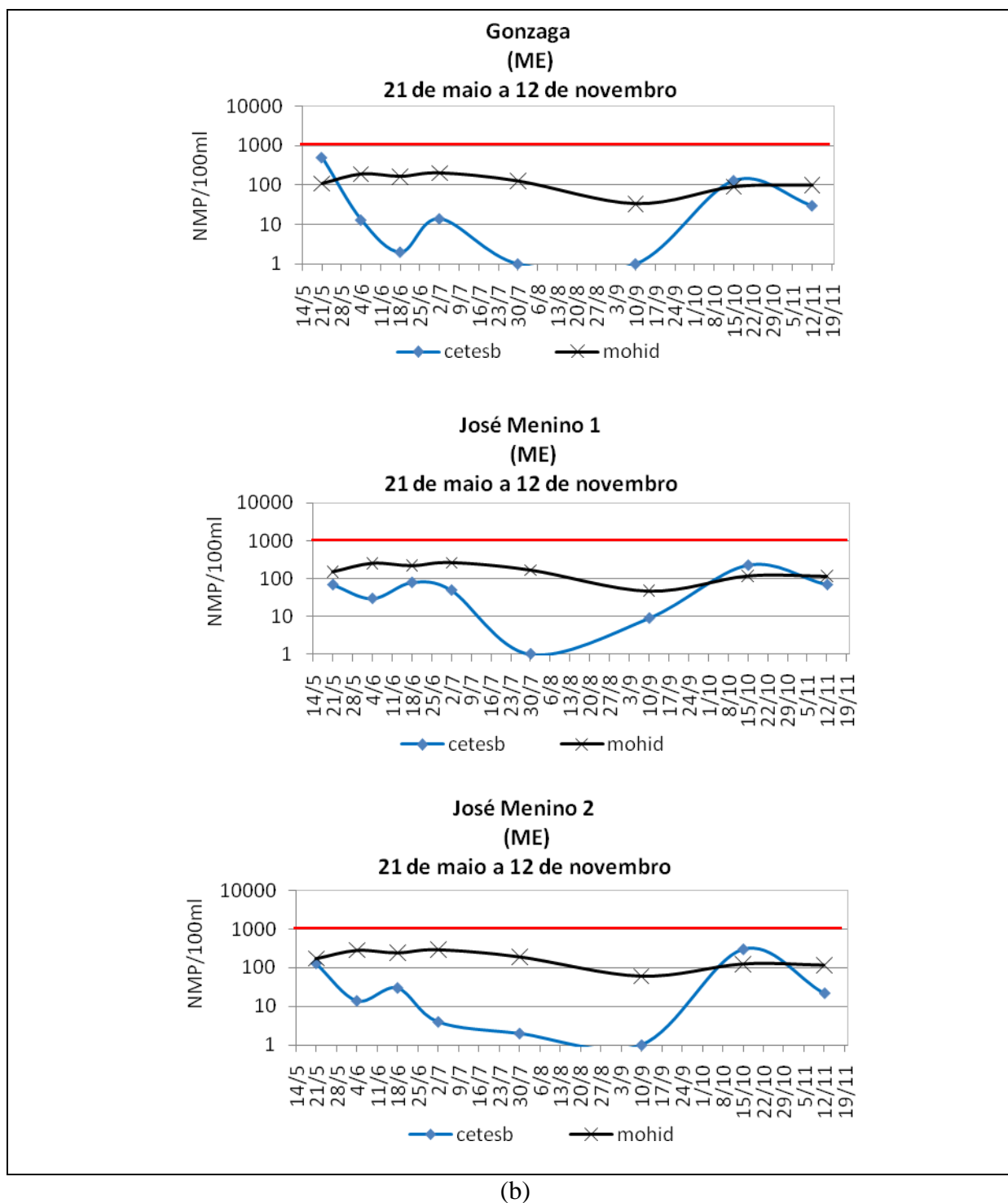


Figura 55 (continuação). Comparação da colimetria medida e simulada, nas praias de Santos, no módulo euleriano, para o inverno em (a) maré de quadratura e (b) maré de sizígia.



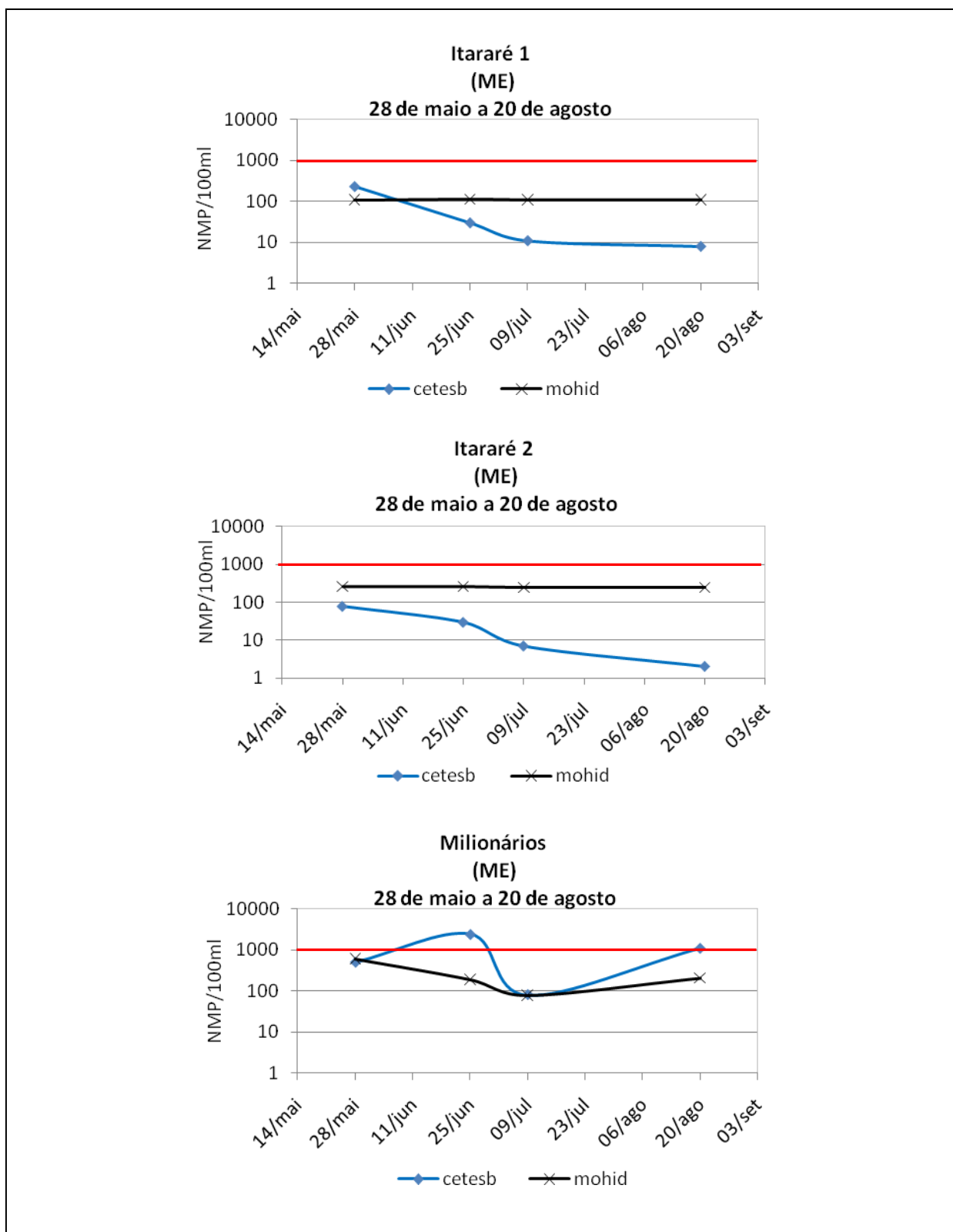
(b)

Figura 55 (continuação). Comparação da colimetria medida e simulada, nas praias de Santos, no módulo euleriano, para o inverno em (a) maré de quadratura e (b) maré de sizígia.



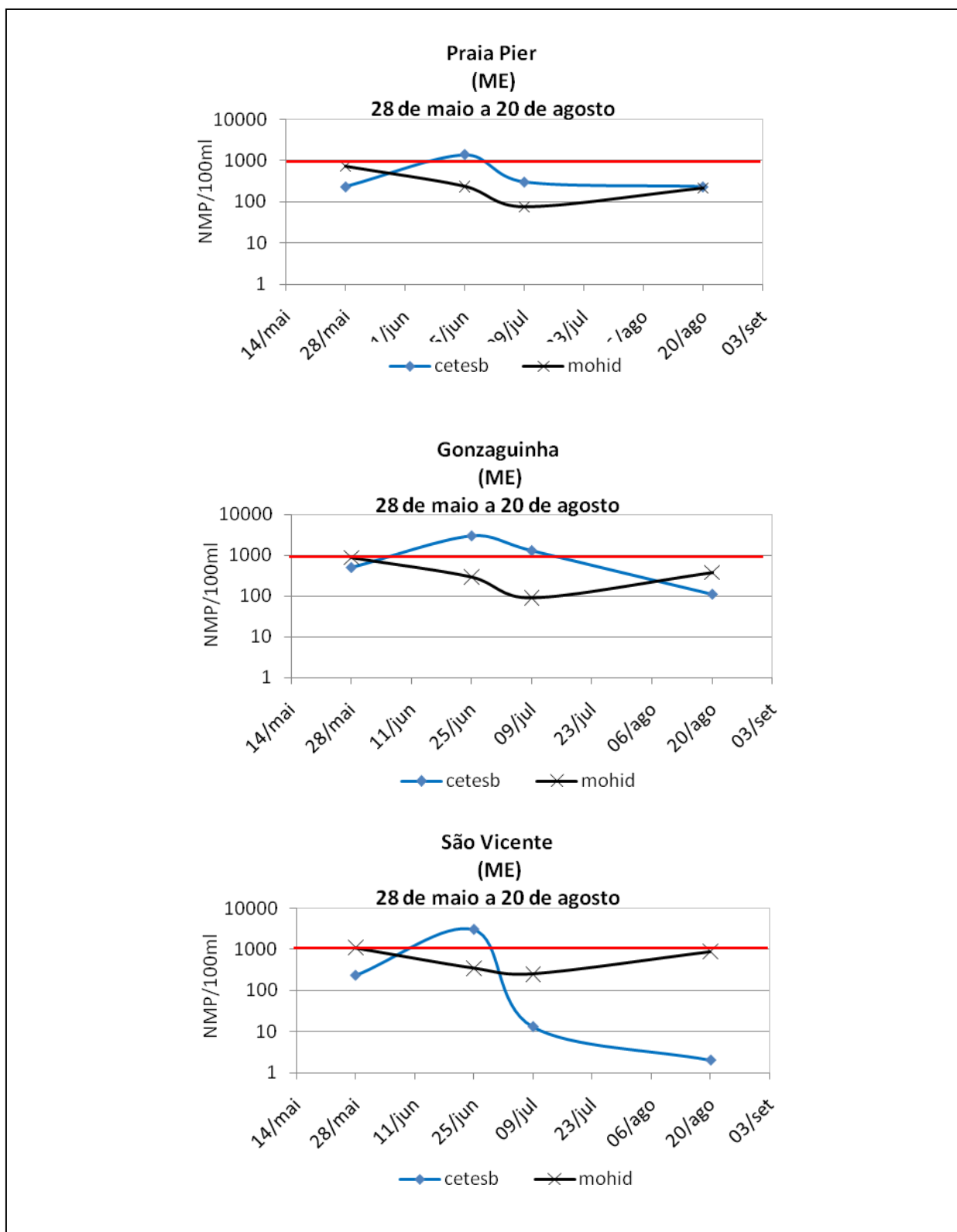
(b)

Figura 55 (continuação). Comparação da colimetria medida e simulada, nas praias de Santos, no módulo euleriano, para o inverno em (a) maré de quadratura e (b) maré de sizígia.



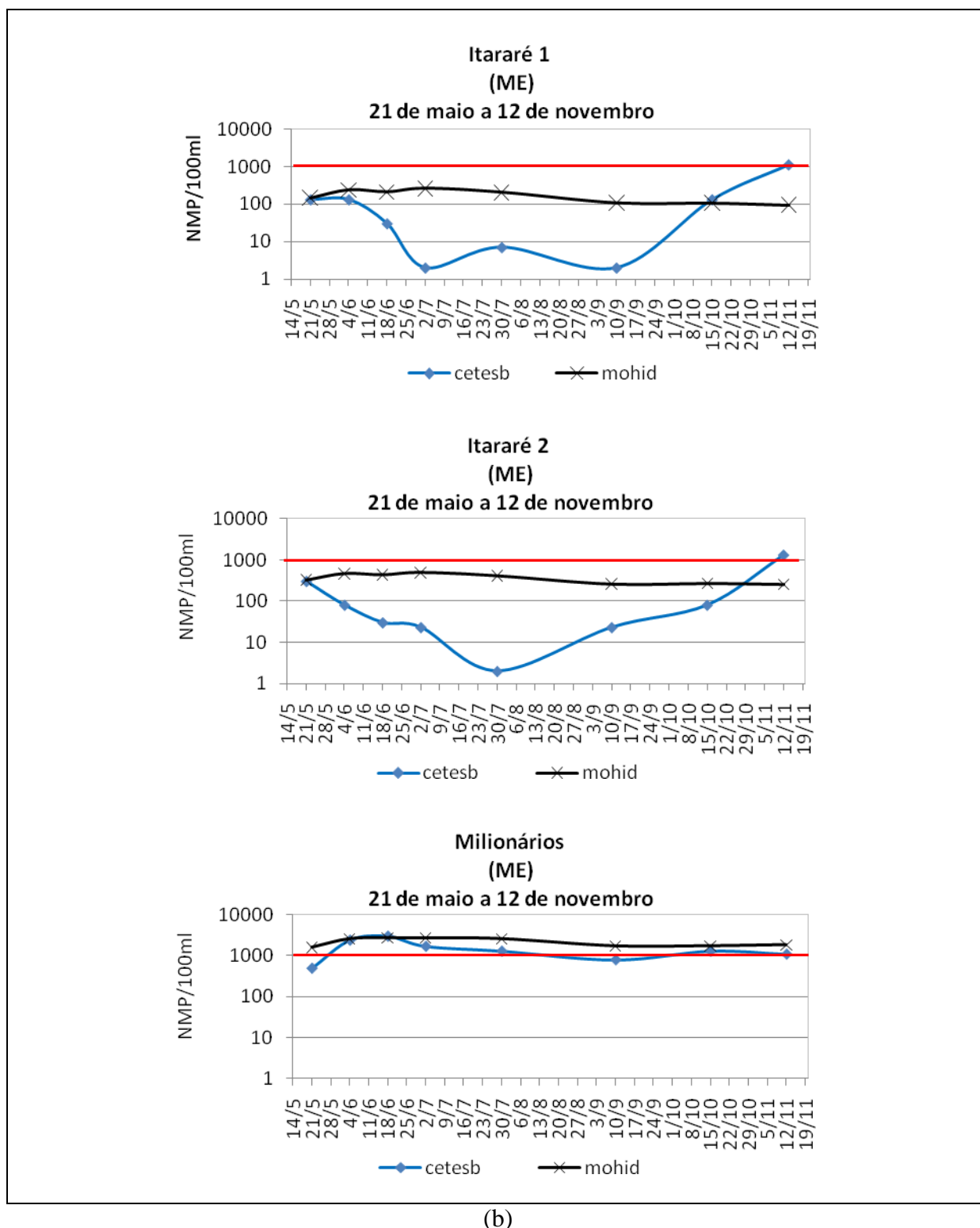
(a)

Figura 56 . Comparação da colimetria medida e simulada nas praias de São Vicente, no módulo euleriano, para o inverno em (a) maré de quadratura e (b) maré de sizígia (continua).



(a)

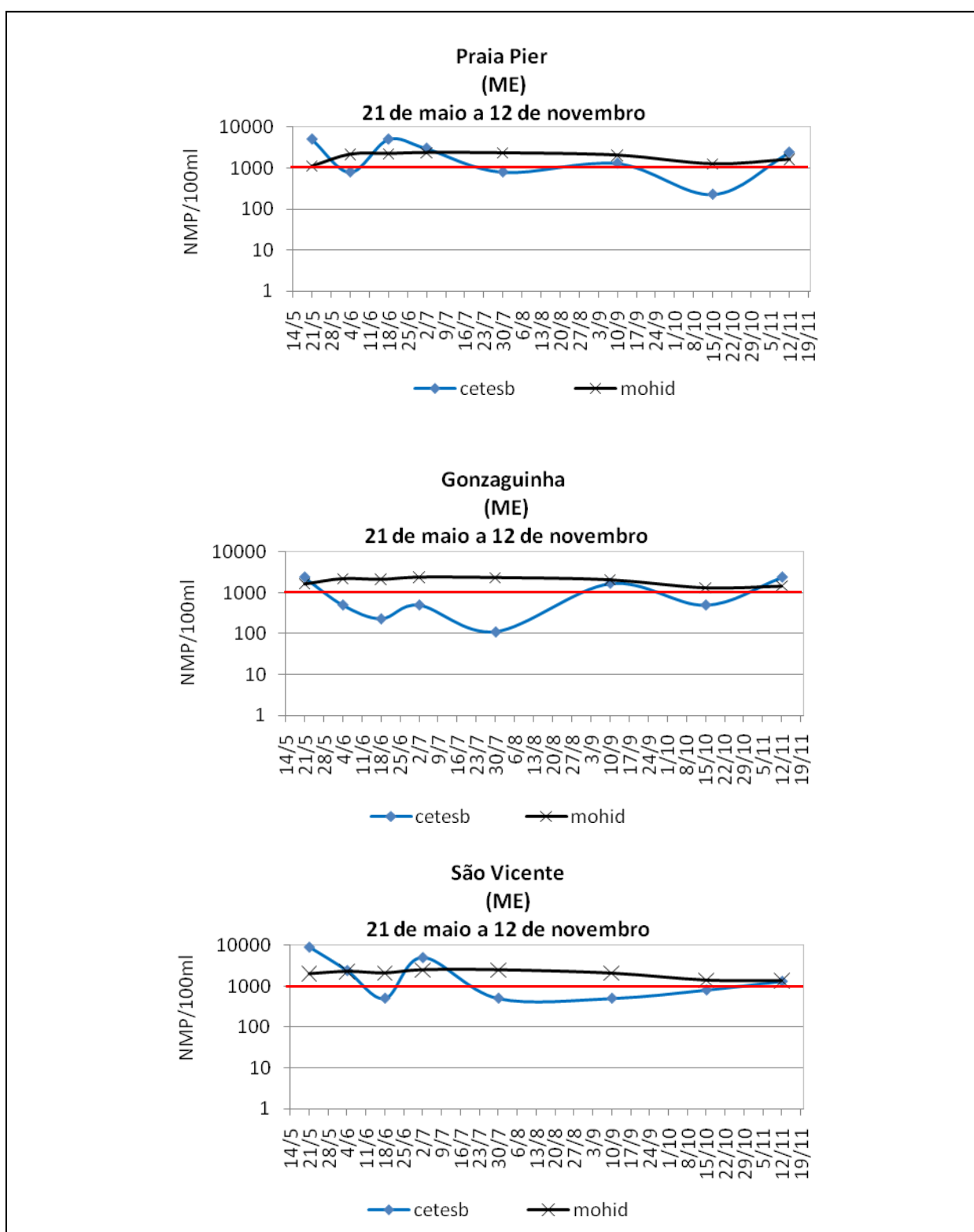
Figura 56 (continuação). Comparação da colimetria medida e simulada nas praias de São Vicente, no módulo euleriano, para o inverno em (a) maré de quadratura e (b) maré de sizígia.



(b)

Figura 56 (continuação). Comparação da colimetria medida e simulada nas praias de São Vicente, no módulo euleriano, para o inverno em (a) maré de quadratura e (b) maré de sizígia.





(b)

Figura 56 (continuação). Comparação da colimetria medida e simulada nas praias de São Vicente, no módulo euleriano, para o inverno em (a) maré de quadratura e (b) maré de sizígia.

Resultados do modelo, em comparação com as concentrações de coliformes termotolerantes nas praias da região, acompanharam algumas tendências de variação da concentração de coliformes medidos, principalmente nas praias da baía de São Vicente (figuras 56 e 54 a e b). Em comparação com as medidas de campo, os resultados do modelo lagrangeano (figuras 53 e 54) foram melhores que no modelo euleriano (figuras 55 e 56); no modelo lagrangeano, o período de quadratura, apresenta bons resultados para a Ponta da Praia, onde o modelo acompanhou a tendência de variação nos três dias analisados, porém as concentrações simuladas estiveram bem abaixo das concentrações medidas (figura 53a). Analisando os resultados das concentrações simuladas no canal de Santos neste período, sob a perspectiva de que esta é a principal origem da contaminação das praias de Santos, estas também foram inferiores às medidas. Para justificar a discrepância, entre outras possibilidades, pode ser que algumas cargas de efluentes simuladas possam estar sendo subestimadas. Nos anos simulados de 2000 e 2001 o porto de Santos ainda não contava com rede coletora e estação de tratamento de esgoto, recentemente em operação; entretanto, esta descarga não foi simulada em conjunto com as demais descargas, por falta de informação do volume de efluentes gerado. Em São Vicente, a praia do Itararé 1 e 2 e a praia de São Vicente apresentaram resultados semelhantes aos medidos nas três datas simuladas (figura 54 a).

Nas sizíguas, o modelo acompanhou melhor a tendência de variação das concentrações de coliformes na maioria das praias, evidenciando a dispersão das águas contaminadas provenientes do interior do estuário para as praias da região, pelo fato de que nestas condições de marés ocorrem as maiores intensidades de correntes e maiores fluxos de água entre o interior do estuário e a baía de Santos, ao contrário da maré de quadratura. Enquadram-se neste resultado, as praias da baía de São Vicente e as praias da Aparecida e da Ponta da Praia na baía de Santos.

## 7. CONCLUSÕES

As informações reunidas neste trabalho permitiram identificar alguns problemas relacionados à contaminação microbiológica das águas do SESS oriundo do lançamento de efluentes urbanos sem coleta e tratamento.

Dados da ocupação da bacia do SESS apontaram um baixo nível de atendimento da rede sanitária de esgoto, ocasionado pela ausência de saneamento adequado na região, incluindo bairros urbanizados sem rede coletora de esgoto e uma grande quantidade de moradias precárias irregulares próximas aos corpos d'água.

Os resultados mostraram que no Largo da Pompeba são despejados efluentes oriundos de habitações precárias de aproximadamente 61.500 pessoas, distribuídas entre as três cidades que fazem fronteira nesta região: Santos, São Vicente e Cubatão. Em Guarujá, a falta de rede coletora de esgoto concentra-se na maior parte em bairros situados no distrito de Vicente de Carvalho, tendo como destinação final dos seus efluentes o canal de Santos e o canal de Bertioiga. No município de Cubatão, as maiores concentrações de habitações sem esgotamento sanitário ocorrem tanto na bacia do rio Cubatão, bem como, como na região do largo da Pompeba. No município de São Vicente, dois bairros urbanizados situados na área insular ainda não possuem ligação com a rede coletora de esgoto do restante da cidade, e uma importante e numerosa favela, a do México 70, constituída de moradias precárias e palafitas, com quase 30.000 habitantes, está localizada próximo às praias da baía de São Vicente. As demais favelas situadas na área insular estão concentradas no largo da Pompeba. Na área continental de São Vicente localiza-se o maior vetor de crescimento demográfico da cidade, sendo que ali vivem 22.900 pessoas em moradias irregulares. Na cidade de Santos, o maior problema de esgotamento sanitário está localizado nas palafitas concentradas no Largo da Pompeba e nas habitações irregulares situadas nos morros da cidade, que ainda carecem deste serviço, principalmente na zona central da cidade. Na cidade de Praia Grande 14.592 pessoas

vivem em núcleos situados à margem do manguezal do rio Piaçabuçu, e seus efluentes são lançados na rede de drenagem tendo como destinação final as águas estuarinas do SESS.

Analisando os resultados de dois cenários de simulação da dispersão e decaimento bacteriológico a partir do lançamento dos esgotos identificados no estuário, verifica-se que o modelo MOHID reproduziu bem os resultados das campanhas de medidas, com destaque para o período do inverno. Os resultados de modelagem demonstraram que a alta concentração de *Escherichia coli* nos canais de Santos, São Vicente e no Largo da Pompeba está associada às habitações que não contam com ligação na rede de esgoto. Além disso, a baixa qualidade microbiológica das águas estuarinas, além de ser responsável pela queda da balneabilidade das águas em todo o SESS, também pode, em marés de sizígia, afetar a qualidade das praias da baía de Santos e de São Vicente. No cenário de simulação 2, dos 31 pontos analisados no inverno, em 15 deles o modelo conseguiu reproduzir as concentrações de coliformes medidas. As maiores diferenças foram encontradas no verão, porém, além do modelo não ter sido forçado com as vazões de descargas de chuva, houve dificuldade de calibração do modelo para a salinidade neste período, ao contrário do inverno, onde os valores de salinidade nos pontos medidos foram mais próximos aos simulados.

No canal de São Vicente e no largo da Pompeba os resultados do modelo foram semelhantes aos medidos para temperatura, sedimentos coesivos e coliformes termotolerantes, entretanto para a salinidade os resultados foram discrepantes. Contudo, o modelo conseguiu reproduzir a concentração de coliformes de forma satisfatória, uma vez que são vários os fatores que influenciam o destino, transporte e persistência das bactérias no meio aquático, além da salinidade, incluindo principalmente a radiação solar, a concentração de sólidos em suspensão e a temperatura, ambos bem reproduzidos pelo modelo nesta área. Os resultados do modelo apresentados para o inverno reproduziram muito bem este período, em função principalmente do menor índice de chuvas e, portanto, ausência de descargas associadas a ela.

Com isso, pode-se considerar, a partir dos resultados das campanhas de medidas e das simulações com o modelo, que as maiores concentrações de coliformes devido a descargas de efluentes urbanos sem tratamento diretamente no SESS estão localizadas no canal de Santos, São Vicente e no Largo da Pompeba, tanto no verão como no inverno. É possível considerar estas áreas como críticas do ponto de vista de contaminação por bactérias nas águas do SESS, representando, portanto, risco à população que faz uso destas águas para lazer e alimentação.

Através do modelo de dispersão de coliformes também foi possível estimar o tempo de decaimento bacteriológico para a *E.coli* e sua variação em função da estação climática e da maré no SESS. Estes resultados têm alguma incerteza nomeadamente, especialmente no que se refere às vazões dos efluentes estimados e pelo fato do modelo não considerar o efeito de estratificação na coluna de água. Apesar destas limitações, estima-se, que os resultados obtidos do modelo são representativos das condições de qualidade da água no interior do estuário e úteis para compreender a dispersão e o comportamento da contaminação fecal no SESS.

É importante ressaltar que se faz necessária uma atualização das estimativas de descargas de efluentes após a realização do censo de 2010, uma vez que as projeções demográficas e de volume de esgoto foram baseadas nos dados da contagem populacional do censo demográfico de 2000 .

De acordo com informações da companhia de saneamento básico da região, a falta de esgotamento sanitário nos bairros urbanizados já está sendo solucionada por meio da execução de um grande projeto metropolitano de saneamento básico para o litoral do Estado de São Paulo, o projeto Onda Limpa. Entretanto, a perspectiva de combate aos problemas sanitários associados às moradias irregulares é mais lenta, uma vez que passam inicialmente por questões burocráticas de regularização das terras ocupadas, algumas delas situadas em áreas de preservação permanente. Neste contexto, o projeto de saneamento destinado a

combater a má qualidade das águas costeiras, por meio da ampliação do serviço de esgotamento sanitário, pode servir como exemplo e impulso para a criação de um projeto metropolitano pioneiro direcionado à melhoria da qualidade sanitária nos núcleos de habitações irregulares presentes nas cinco cidades do SESS, uma vez que foram identificados apenas projetos pontuais de reurbanização e de reassentamento para alguns núcleos. Do ponto de vista da melhoria da qualidade microbiológica das águas estuarinas do SESS, um esforço metropolitano poderia trazer conseqüências muito mais positivas, uma vez que os problemas sanitários oriundos das submoradias existentes ocorrem de forma acentuada nas cinco cidades. Destacando a elevada concentração de submoradias e a conseqüente falta de saneamento básico como responsáveis pela queda da qualidade microbiológica das águas dos canais de Santos, de São Vicente e da região do Largo da Pompeba. Desta forma, faz-se necessário uma intervenção conjunta dos municípios pertencentes ao SESS, para que haja melhoria efetiva da qualidade das águas nesta região.

Somado a estes fatos, embora não tenha sido tratado com detalhe no escopo deste trabalho, verificou-se ainda a existência de problemas de contaminação microbiológica das praias associados às ligações indevidas de esgoto na rede de drenagem municipal em áreas já atendidas pela rede sanitária no SESS, conforme identificado pelo órgão ambiental responsável, destacando este problema no município de Santos, o melhor atendido, com 94% de cobertura de rede coletora de esgoto. Portanto, é possível constatar que os problemas associados à questão sanitária na região são complexos e, por isso, necessitam de um grande esforço para serem solucionados, a fim de se alcançar a qualidade microbiológica que se almeja para as águas da região.

## REFERÊNCIAS

- ABBOTT, M. B.; DAMSGAARD, A. E; RODENHUIS, G. S.. 1973. System 21, Jupiter, A design system for two-dimensional nearly-horizontal flows. *J. Hyd. Res.* 1., pp. 1-28.
- ABIKO, A. K. 1995. *Introdução a Gestão Habitacional*. São Paulo, EPUSP.
- AGEM. 2008. *Plano de Bacia Hidrográfica para o quadriênio 2008-2011 do Comitê de Bacia Hidrográfica da Baixada Santista. Minuta do Relatório Final*.
- ALFREDINI, P.& SILVA, A. P. 1994. Aspectos relativos a intrusão salina no rio Cubatão estado de São Paulo, brasil. *Revista Latino-Americana de Hidráulica*, São Paulo, n.9 , p.1-25.
- ANCONA, C.M. 2007. Aspectos da variação espacial e temporal da biomassa e produção fitoplanctônica e parâmetros correlatos no estuário e baía de Santos. 2007. 229 p. *Dissertação Mestrado em Oceanografia Biológica*. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- BAENINGER, R. & SOUZA, M. R..1994. Região de Governo de Santos. *Textos NEPO*, n°. 28 - *Migração em São Paulo*, pp.7- 46.
- 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)*. Tese de doutorado Escola Politécnica Universidade de São Paulo.
- BERNARDES, M. E. C. & MIRANDA, L. B.. 2001. Circulação estacionária e estratificação de sal em canais estuarinos: simulação com modelos analíticos. *Revista Bras. Oceanogr.*, 49 (I/2): 115-132.
- BERZIN, G.; GIORDANO F.; SAMPAIO A. F. P.. 2007. Participação da unisanta no projeto ecomanage – sistema integrado de gerenciamento ecológico de zonas costeiras. XVIII Encontro Técnico Aesabesp.
- BERZIN, G. & LEITÃO, J. C.. 1997. Utilização de Modelo Hidrodinâmico no Controle da Poluição do Estuário e Baía de Santos. *Anais do XVIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES – Foz do Iguaçu*.
- \_\_\_\_\_. LEITÃO, J. C. & NEVES, R. 1999. Modelação Hidrodinâmica: uma ferramenta para a gestão de áreas costeiras: o caso do Estuário e Baía de Santos. XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Belo Horizonte, Brasil, ABRH.
- BRAGA, E. S.; BONETTI, C. V. D. H.; BURONE, L.; BONETTI J.. 2000. Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista estuarine system - Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 40: 165-173.
- BRAUNSCHWEIG, F.. 2001. Generalização de um modelo de circulação costeira para albufeiras, Tese Mestrado, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa.

- \_\_\_\_\_. NEVES R. J. J.; LEITÃO P.; FERNANDES L. 2004. Modelação integrada de sistemas hídricos: 7 Congresso da Água, Lisboa Portugal.
- \_\_\_\_\_. MARTINS; P. C. LEITÃO; R. J. J. NEVES. 2003. A methodology to estimate renewal time scales in estuaries: the Tagus Estuary case, *Ocean Dynamics*, Vol. 53, Nº3, 137-145.
- \_\_\_\_\_. & Neves, R. 2006. Catchment modelling using the finite volume approach, Relatório final do projecto <http://www.tempQsim.net>, Instituto Superior Técnico.
- CANCINO, L. & NEVES, R.. 1994. 3D- Numerical Modelling of Cohesive Suspended Sediment in the Western Scheldt Estuary. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 28, pp. 337-345.
- CANTERAS JC; JUANES JA, PEREZ L, KOEV K.N. 1995. Modeling the coliforms inactivation rates in the Cantabrian Sea (Bay of Biscay) from in situ and laboratory determinations of T90. *Water Science and Technology* 32: 37-44.
- CARDOSO, C. O.; ALFREDINI, P.. 1997. Dinâmica da intrusão salina no rio Cubatão. São Paulo: EPUSP, 24 p. Boletim Técnico da Escola Politécnica da USP, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, BT/PHD/38.
- CBH – BS. 2007. Relatório de situação dos recursos hídricos da bacia hidrográfica da Baixada Santista – relatório 1. Vol I e II.
- CETEC. 2000. Centro Tecnológico de Lins - SP. Minuta Preliminar do Relatório de Situação dos Recursos Hídricos da UGRHI7. Comitê da Bacia Hidrográfica da Baixada Santista, Relatório Zero, 238 p..
- CETESB. 2001. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Sistema Estuarino de Santos e São Vicente, 141p..
- \_\_\_\_\_. 2002. Relatório de Qualidade das Águas Litorâneas do Estado de São Paulo: Balneabilidade das praias. São Paulo.
- \_\_\_\_\_. 2003. Relatório de Qualidade das Águas Litorâneas do Estado de São Paulo: Balneabilidade das praias. São Paulo.
- \_\_\_\_\_. 2004. Relatório de Qualidade das Águas Litorâneas do Estado de São Paulo: Balneabilidade das praias. São Paulo.
- \_\_\_\_\_. 2005. Relatório de Qualidade de Águas Litorâneas do Estado de São Paulo.
- \_\_\_\_\_. 2006. Relatório de Qualidade das Águas Litorâneas do Estado de São Paulo: Balneabilidade das praias. São Paulo. (Série Relatórios).
- \_\_\_\_\_. 2007. Relatório de Qualidade das Águas Litorâneas do Estado de São Paulo: Balneabilidade das praias. São Paulo.



- \_\_\_\_\_. 2008. Relatório de Qualidade das Águas Litorâneas do Estado de São Paulo: Balneabilidade das praias. São Paulo.
- \_\_\_\_\_. 2009. Relatório de Qualidade das Águas Litorâneas do Estado de São Paulo: Balneabilidade das praias. São Paulo.
- CHAMBEL-LEITÃO, P.; SAMPAIO, A. F. P.; ALMEIDA, P. 2008. Load and flow estimation in Santos watersheds. Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America. IST Press, Lisboa, Portugal. 393-399.
- CHAMBEL-LEITÃO, P.; SAMPAIO, A. F. P.; ALMEIDA, P. 2006. Deliverable 2.12. Report on the Preliminary basin model for EcoManage study sites. Ecomanage Project. 63p
- COELHO H.S.; NEVES R. J. J.; WHITE M., LEITÃO P.C.; SANTOS A. J.. 2002 - A model for ocean circulation on the Iberian coast. Journal of Marine Systems. Vol. 32 153– 179.
- CONAMA. 2000. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução n. 274/2000.
- CONAMA. 2002. Conselho Nacional de Meio Ambiente . RESOLUÇÃO Nº 303, de 20 de março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente.
- DAEE. 2005a. Elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos, seu Programa de Investimentos e a Regulamentação da Cobrança pelo Uso dos Recursos Hídricos, do Estado de São Paulo. In: PLANO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS, PERH 2004-2007; CONSÓRCIO JMR/ENGEORPS, SECRETARIA DE ENERGIA, RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO, Relatório Síntese do Plano. vol. 4. Disponível em <http://www.sigrh.sp.gov.br>
- \_\_\_\_\_. 2005b. Elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos, Programa de Investimentos e a Regulamentação da Cobrança pelo Uso dos Recursos Hídricos, do Estado de São Paulo. In: RELATÓRIOS DO PLANO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS 2004/2007; CONSÓRCIO JMR/ENGEORPS, SECRETARIA DE ENERGIA, RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO, Relatório 2 – Anexos e Memória de Cálculo. Disponível em <http://www.sigrh.sp.gov.br>
- \_\_\_\_\_. 2000 – "Banco Pluviométrico, Fluviométricos e Regionalização Hidrológica do Estado de São Paulo", v. 1.0
- \_\_\_\_\_. – Banco de dados Pluviométricos do Estado de São Paulo - <http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/bdhm.exe/plu?qwe=qwe> acesso em 25/11/2010.
- DI TORO, D.M.; FITZPATRICK J.J.; THOMANN, R.V. 1983. Water Quality Analysis, Simulation Program (WASP) and Model Verification Program (MVP) Documentation. Hydrosience, Inc. Westwood, NY, USEPA Contract No. 68-01-3872.
- DIARIO DO SENADO FEDERAL. “Resolução 09, de 2004”. 2004. Republica Federativa do Brasil, ano LIX, nº.095, junho, 2004, pp. 17840-14841.

- DIAS, D. M.; MARTINEZ C. B.; LIBÂNIO M.. 2010. Avaliação do impacto da variação da renda no consumo domiciliar de água. Eng. Sanit. Ambient. vol.15 no.2 Rio de Janeiro.
- ECOMANAGE PROJECT, Integrated Ecological Coastal Zone Management System. 2004 - 2008. <http://www.ecomanage.info>
- EPA (Environmental Protection Agency) 2003. “ Strategy for Water Quality Standards and criteria: Setting Priorities to Strengthen the Foundation for Protecting and Restoring the Nation’s Waters” US environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- FALCONER, R.A. 1984. A Mathematical Model Study of the Flushing Characteristics of a Shallow Tidal Bay, Proceedings of the Institution of Civil Engineers, part 2, Vol 77, pp 311-332.
- FERNANDES, R.. 2005. Modelação Operacional no estuário do Tejo. Lisboa, Portugal: Instituto Superior Técnico de Lisboa, dissertação mestrado, 95p.
- FRACALANZA, A. P.. 2002. Reservatório Billings: Apropriação da água, conflitos e gestão. Anais I Encontro Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade.
- FRICK, W.; L. ROBERTS P. J. W.; DAVIS J., KEYES D.; BAUMGARTNER K.G.. 2001. Dilution model for effluent discharges, (visual plumes). Environmental Research Division, NERL, ORD – U.S. Environmental Protection Agency – Standarts and Applied Division Office of Science and Technology, July, n. 4.
- FUJIOKA R.S.; HASHIMOTO H.H.; SIWAK E.B.; YOUNG R.H. 1981. Effect of sunlight on survival of indicator bacteria in seawater. Applied and Environmental Microbiology. Mar; 41(3) :690-6.
- GALVÃO, P.; CHAMBEL-LEITÃO P.; LEITÃO, P.C.; NEVES, R.. 2004. A diferent approach to the modified Picard method for water flow in variably saturated media. Submitted for publication in Proceedings of Computational Methods in Water Resources.
- GCRQW, 2010. Guidelines for Canadian Recreational Water Quality-Third Edition. Document for Public Comment.
- GIANESELLA, S. M.; SALDANHA-CORRÊA F. P.; TEIXEIRA C.. 2006a. Tidal effects on nutrients and phytoplankton distribution in Bertioga Channel, São Paulo, Brazil. Aquatic Ecosystem Health and Managment 3: 533-544.
- \_\_\_\_\_, S. M. F.; RICCI F. P.; MOSER G. A. O.; SALDANHA-CORRÊA F. M. P; TOMAS A. E. F.. 2006b. Distribuição do material em suspensão nos canais de Santos e São Vicente. In: Environmental and Health World Congress: 642-645.
- GIANESELLA, S. M.; SALDANHA-CORRÊA F. P.; SOUSA, E.C.M.; GAPARRO M.R. 2008. Ecological Status of the Santos estuary water column. In: R. Neves; J. Baretta; M. Mateus. (Org.) Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America. IST Press, Lisboa, Portugal. P. 183-194.

- GOLDENSTEIN, L. 1972. A industrialização da Baixada Santista: estudo de um centro industrial satélite. São Paulo: Universidade de São Paulo, pg.176.
- GONZALEZ, J.-L.; THOUVENIN, B.; DANGE, C; CHIFFOLEAU, J.-F.; BOUTIER, B.. 2006. Estuaries Role of Particle Sorption Properties in the Behavior and Speciation of Trace Metals in Macrotidal Estuaries: The Cadmium Example. In Handbook Environmental Chemistry. Springer - Verlag, Berlin (*in press*) v. 5. Part H. p. 265-301.
- GOURMELON M.; LAZURE P.;, HERVIO-HEATH D.; SAUX J.C. Le; CAPRAIS M.P.; GUYADER F.S. Le; POMMEPUY C. M. E M.. 2010. Microbial modelling in coastal environments and early warning systems: useful tools to limit shellfish microbial contamination. World Health Organization (WHO). Safe Management of Shellfish and Harvest Waters. Edited by G. Rees, K. Pond, D. Kay, J. Bartram and J. Santo Domingo, Published by IWA Publishing, London, UK.
- GRAGNANI, M. 1996. Dinâmica hidráulica-salina e seu controle: O caso do Baixo Cubatão - São Paulo. Dissertação de mestrado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. 87p.
- GREGÓRIO, H. P.. 2009. Modelagem Numérica da Dispersão da Pluma do Emissário Submarino de Santos. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Física, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo
- HARARI, J.; FRANÇA, C.A.S.; CAMARGO, R. 2008. Climatology and Hydrography of Santos Estuary. In: R. Neves; J. Baretta; M. Mateus. (Org.) Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America. IST Press, Lisboa, Portugal. P. 147-160.
- \_\_\_\_\_. CAMARGO, R. 2003. Numerical simulation of the tidal propagation in the coastal region of Santos (Brazil, 24° S 46°W) - Continental Shelf Research / Nearshore and Coastal Oceanography Series.
- \_\_\_\_\_. CAMARGO, R.; MIRANDA, L. B.. 2002. Modelagem numérica hidrodinâmica tridimensional da região costeira e estuarina de São Vicente e Santos (SP). Pesquisa Naval – Suplemento Especial da Revista Marítima Brasileira, nº 15, p. 79-97.
- \_\_\_\_\_. MIRANDA, L. B.. 2002. Estudo e Projeto Ambiental para viabilização da obra de dragagem do canal de acesso e baía de evolução dos terminais marítimos privativos e de uso misto de Cubatão. Relatório complementar – Hidrodinâmica, julho/02. 15 p.
- \_\_\_\_\_. CAMARGO, R.; CACCIARI, P. L. 2000. Resultados da modelagem numérica hidrodinâmica em simulações tridimensionais das correntes de maré na Baixada Santista - Revista Brasileira de Recursos Hídricos, vol. 5, nº 2, p. 71–87.
- \_\_\_\_\_. 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, vol. 6, nº 4, p. 115 – 131.

- \_\_\_\_\_. CAMARGO, R.; CACCIARI, P. L. 1999. Implantação de um sistema de previsão de marés e de correntes de maré na Baixada Santista através de modelo numérico tridimensional - Relatório Técnico do Instituto Oceanográfico da USP, 45:21p.
- \_\_\_\_\_. CAMARGO, R. 1998. Modelagem numérica da região costeira de Santos (SP): circulação de maré. Rev. bras, oceanografia, 46(2):135-156.
- \_\_\_\_\_. CAMARGO, R. 1995. Tides and mean sea level variabilities in Santos (SP), 1944 to 1989. Relatório Interno do Instituto Oceanográfico da USP, n° 36, 15 p.
- HEAPS N.S. 1969. A two dimensional numerical model. Phi. Transl. Roy. Soc. London, A265, 93-137.
- HERZ, R. 1991. Manguezais do Brasil. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo, Brazil.
- HIDROMOD-UNISANTA. 2002. Modelação Hidrodinâmica da Zona Costeira de Santos, Novembro. Relatório Técnico para CODESP – Companhia Docas do Estado de São Paulo.
- \_\_\_\_\_. 2000. Estudo do Descarte de Lodos no Exterior da Baía de Santos, Novembro. Relatório Técnico para CODESP – Companhia Docas do Estado de São Paulo.
- \_\_\_\_\_. 1998. Modelação Matemática do Estuário de Santos. Relatório Técnico para CODESP – Companhia Docas do Estado de São Paulo. Convênio de Cooperação Técnico Científica CODESP/UNISANTA/IST-HDROMOD
- IBAM (Instituto Brasileiro de Administração Municipal). 2004. Estudo da Avaliação da Experiência Brasileira sobre Urbanização de Favelas e Regularização Fundiária. Assessoria Internacional, Projeto n° 17.408, Relatório Final, outubro, Vol.1, p.125 e Vol.2 pp. 20.
- IBGE, Censo Demográfico. 2000. Agregado de Setores Censitários dos Resultados do Universo, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE.
- IBGE, Censo Demográfico. 2010. Primeiros Resultados do Censo 2010, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE. [www.censo2010.ibge.gov.br](http://www.censo2010.ibge.gov.br) acesso em 01/12/2010
- INMET - Dados da Estação Automática: MOELA (SP)-  
<http://www.inmet.gov.br/sonabra/maps/automaticas.php> acesso em 25/11/2010
- JAKOB, A. A. E. 2003. Análise Sócio-Demográfica da Constituição do Espaço Urbano da Região Metropolitana da Baixada Santista no período 1960-2000, Tese Doutorado, Programa de Doutorado em Demografia do Instituto de Filosofia e Ciências Humanas da Universidade Estadual de Campinas: fevereiro, 220p.
- LAMPARELLI C. C. &, Nery, D.. 2008. Estudo da Influência da implantação de Emissários Submarinos na Qualidade das Praias.

- \_\_\_\_\_, C. C. 2006. Desafios para o licenciamento e Monitoramento Ambiental de Emissários: a Experiência de São Paulo.. Emissários Submarinos: projeto, avaliação de impacto ambiental e monitoramento. São Paulo – Secretaria do Meio Ambiente 240 p.
- \_\_\_\_\_, C. C.; SATO, M. I. Z.; BRUNI, A. C. 2003. A qualidade sanitária das águas das praias e sua correlação com a ocorrência de distúrbios gastrointestinais em banhistas. Congresso Brasileiro de Pesquisas Ambientais e Saúde – CBPAS 3. Anais Santos.
- \_\_\_\_\_, M.L.; COSTA, M.P.; PRÓSPERI, V.A.; BEVILÁCQUA, J.E.; ARAÚJO, R.P.A.; EYSINK, G.G.L.; POMPÉIA, S.L. 2001. Sistema Estuarino de Santos e São Vicente. Relatório Técnico CETESB. São Paulo – Sp, 178p.
- LEENDERTSE, J.J. 1967. Aspects of a Computational Model for a Long Period Wave Propagation. Ph.D Thesis, Technische Hogeschool te Deldt, 165 pp.
- Lei Federal nº 7.803/89- Altera a redação da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e revoga as Leis nºs 6.535, de 15 de junho de 1978, e 7.511, de 7 de julho de 1986.
- LEITÃO, J.C.; BERZIN, G.; NEVES, R.J.J.; SILVA, A.J.R. 2000. IX SILUBESA, Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Seguro – BA.
- \_\_\_\_\_, J.C. & MATEUS, M. 2008. Deliverable 2.3 – Calibration of the hydrodynamic model for the Santos Estuary. Ecomanage Project. July. [www.ecomanage.info](http://www.ecomanage.info)
- \_\_\_\_\_, J.C.; SILVA A.; FERREIRA P. 1999. Modelação Matemática da Deposição de Dragados na Zona Costeira do Estado de São Paulo – Brasil.
- LEITÃO, P. C. 1996. Modelo de Dispersão Lagrangeano Tridimensional. Ms. Sc. Thesis, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa.
- \_\_\_\_\_, P. C.. 2003. Integração de Escalas e Processos na Modelação do Ambiente Marinho, PhD. Thesis, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa
- \_\_\_\_\_, P. C.; NEVES R.; COELHO, H.; BRAUNSCHWEIG, F.; LEITÃO, J.. 2003. 3D hydrodynamic modelling of the Tagus region of fresh water influence. Special volume on the Atlantic Iberian Continental Margin Symposium, Thalassas, 19 (2a), pp. 152-154.
- \_\_\_\_\_, P. C.; LEITÃO J.C.; NEVES R.; BERZIN G.; SILVA A. J.R. 2004. Hydrodynamics And Transport In The Coastal Zone Of São Paulo – Brazil. Proceedings 29 th International Conference of Coastal Engineering, Vol. 3, pp 3316- 3328, Lisbon.
- \_\_\_\_\_, P. C.; MATEUS M.; BRAUNSCHWEIG F.; FERNANDES L.; NEVES R. 2008. Modelling Coastal Systems: The Mohid Water Numerical Lab. In: R. Neves; J. Baretta; M. Mateus. (Org.) Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America. IST Press, Lisboa, Portugal. P.77 – 88.
- LIMA, C. A.. 2003. Estudo de indicadores biológicos de poluição (coliformes totais e coliformes fecais) e de suas relações com os teores de nitrogênio amoniacal, uréia e oxigênio dissolvidos, no Sistema Estuarino de Santos/São Vicente e Baía de Santos. Master Degree. Universidade de São Paulo. Instituto Oceanográfico, S Paulo.

- LNEC. 2005. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Relatório 413/05 – NAS. Ecomanage, Integrated Ecological Coastal Zone Management System. SIG mapping of hydrogeologic parameters, including groundwater recharge assessment and vulnerability to pollution. Deliverable 2.6 – 1st Part: Santos Estuary. Lisbon, Portugal. 2-43 pp.
- MANCUSO, M. 2007. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Deliverable 2.8 – Ecomanage -Groundwater modeling of the sedimentary aquifer on Santos Estuary basin using GIS mapping of hydrogeologic parameters.
- MARTINS, F.. 1999. Modelação Matemática Tridimensional de Escoamentos Costeiros e Estuarinos usando uma Abordagem de Coordenada Vertical Genérica. PhD. Thesis, Instituto Superior Técnico, Technical University of Lisbon.
- MARTINS, F.; LEITÃO P.; SILVA A.; NEVES, R. 2000. 3D modeling in the Sado estuary using a new generic vertical discretization approach, *Oceanologica Acta* (submitted).
- MARTINS G.. 2005. Riscos para a saúde pública e para as empresas de saneamento básico devidos à redução do consumo de água: estudo de caso do estado de São Paulo de 1998 a 2003. 23- Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- MATEUS, M. & FERNANDES, R. 2008. Modelling Pollution: Oil Spills and Faecal Contamination. In: R. Neves; J. Baretta; M. Mateus. (Org.) *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America*. IST Press, Lisboa, Portugal. P.89 – 96.
- \_\_\_\_\_. & NEVES, R.. 2008. Evaluating light and nutrient limitation in the Tagus estuary using a process-oriented ecological model. *Journal of Marine Engineering and Technology*, 12, 43-54.
- \_\_\_\_\_. SAMPAIO, A. F. P. ; MATEUS, S. 2008. An Ecological Model Application To The Santos Estuary, Brazil. *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America*. IST Press, Lisboa, Portugal.p. 401-424.
- \_\_\_\_\_. 2006. A Process-Oriented Biogeochemical Model for Marine Ecosystems Development. Numerical Study and Application. Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior Técnico. Tese de Doutoramento (submitted).
- METCALF & EDDY. 2003. *Wastewater engineering: treatment, and reuse*. New York: Metcalf & Eddy, Inc., 4 th. Ed., 1819p.
- MIRANDA, L.B.; CASTRO, B.M.; KJERFVE, B. 1998. Circulation and mixing due to tidal forcing in the Bertioga Channel, São Paulo, Brazil. *Estuaries and Coasts*. Vol 21. n° 2, 204-214.
- MIRANDA, R.. 1999. Nitrogen Biogeochemical Cycle Modeling in the North Atlantic Ocean. Tese de Mestrado, Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa.
- MOSER G.; SIGAUD-KUTNER T.; CATTENA C.; GIANESELLA S.; BRAGA E.; SCHINKE K.; AIDAR E.. 2004. Algal growth potential as an indicator of eutrophication

- degree in coastal areas under sewage disposal influence *Aquatic Ecosystem Health & Management*. Volume 7, Number 1. Pages: 115 – 126.
- MOSER, G.; GIANESELLA, S.M.F.; ALBA, J.J.B.; BÉRGAMO, A.L.; CORRÊA, F.M.P.S.; MIRANDA, L.B.; HARARI, J. 2005. Instantaneous transport of salt, nutrients, suspended matter and chlorophyll - a in the tropical estuarine system of Santos. *Revista Brasileira de Oceanografia*, v. 53, n. 3/4, p. 115-127.
- MOSER, G. A. O. 2002. Aspectos da Eutrofização no sistema estuarino de Santos: distribuição espaço-temporal da biomassa e produtividade primária fitoplanctônica e transporte instantâneo de sal, clorofila-a, material em suspensão e nutrientes. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico. 2 vol.
- NEITSCH, S.L.; ARNOLD, J.G.; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J.R.. 2000a. Soil and Water Assessment Tool, User's Manual.
- \_\_\_\_\_, S.L., ARNOLD, J.G.; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J.R.; KING K.W.. 2000b. SWAT2000 Theoretical Documentation. Grassland, Soil and water Research Laboratory Agricultural research service.
- NEVES,R.; BARETTA, J.; MATEUS, M.M. 2008. Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America. IST Press, Lisboa, Portugal.604 p.
- \_\_\_\_\_. 2007. Numerical models as decision support tools in coastal areas. Assessment of the Fate and Effects of Toxic Agents on Water Resources NATO Security through Science Series, 171-195. Springer
- \_\_\_\_\_. COELHO, H.; LEITÃO, P.; MARTINS, H.; SANTOS, A.. 1998. A numerical investigation of the slope current along the western European margin. In: Burgano V., Karatzas G., Payatak as A., Brebbia C., Gray W. and Pinder G. (Ed.), *Computational Methods in Water Resources XII*, 2, 369-376,
- \_\_\_\_\_. MARTINS, F., 1996. Modelação Lagrangeana dos Processos de Transporte na Ria Formosa. 5ª Conferência Nacional Sobre a Qualidade do Ambiente, Aveiro.
- \_\_\_\_\_. COELHO H.; LEITÃO P.; MARTINS H.; SANTOS A. 1998. A numerical investigation of the slope current along the western European margin. In: Burgano V., Karatzas G., Payatakas A., Brebbia C., Gray W. and Pinder G. (Ed.), *Computational Methods in Water Resources XII*, 2, 369-376.
- \_\_\_\_\_. 1985. Étude expérimental et modélisation mathématique des circulations transitoires et résiduelle dans l'estuaire du Sado. PhD tese, Univ. Liège.
- OCCHIPINTI, A. G. 1974. Investigações e estudos realizados para o projeto do sistema de disposição oceânica dos esgotos de Santos e São Vicente. Hidroconsult – Consultoria, estudos e projetos Ltda. Volume 1.
- OCCHIPINTI, A. G. 1972. Estudos para o sistema de deposição oceânica dos esgotos de Santos e São Vicente. Congresso Interamericano de engenharia sanitária. Paraguai. *Revista D.A.E.*, 32(86): 155-176

- PELLEGATTI, C. H. G. 2007. Avaliação espaço-temporal da precipitação no perfil da Baixada Santista – vertentes oceânicas-rebordo interiorano da escarpa da Serra do Mar-SP., Dissertação Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo . 127p
- PEREIRA A. S.; POSSAS C. A.; VIANA C. M. D.; RODRIGUES D. P. 2004. *Aeromonas* spp. e *Plesiomonas shigelloides* isoladas a partir de mexilhões (*perna perna*) *in natura* e pré-cozidos no Rio de Janeiro, RJ. Ciênc. Tecnol. Aliment., Campinas, 24(4): 562-566.
- PEREIRA M. G. & ALCANTARA F. 1993. Culturability of *Escherichia-Coli* and *Streptococcus-Faecalis* in Batch Culture and in-Situ in Estuarine Water (Portugal). Water Research 27,1351-1360
- PERH. 2004-2007. Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. Relatório Síntese. Baixada Santista: Consórcio JMR Engecorps, 2005, p. 27-30.
- PERIAGO, M R, GALVÃO L A, CORVALÁN C, FINKELMAN J. 2007. Saúde Ambiental na América Latina e no Caribe : numa encruzilhada. Saúde e Sociedade. São Paulo, v.16, n.3, p.14-19.
- PINA, P. 2001. An integrated approach to study the Tagus estuary water quality. Lisboa, Portugal. Instituto Superior Técnico de Lisboa, dissertação mestrado, 105p.
- PNUD. 2006. Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. Relatório do Desenvolvimento Humano, Nova York.
- PORTELA, L. 1996. Modelação matemática de processos hidrodinâmicos e de qualidade da água no estuário do Tejo, Lisboa, Portugal. Technical University of Lisbon. Ph.D. tese.
- \_\_\_\_\_, L. & Neves, R. 1995. Numerical Modelling of Physical and Biogeochemical Processes in the Tagus Estuary (Portugal) and Associated Salt Marsh Areas. In: The effects of the Environmental Change on European Salt Marshes, Final Report. IST.
- \_\_\_\_\_, L. & Neves, R. 1994. Numerical Modelling Suspended Sediment Transport in Estuaries: a Comparison Between the Tagus (Portugal) and the Scheldt (The Netherlands). Netherlands Journal of Aquatic Ecology, 28, pp. 329-335.
- P.R.I.M.A.H.D. 2005. Programa Regional de Identificação e Monitoramento de Áreas de Habitação Desconforme da R.M.B.S. AGEM. Relatório Final. 565p.
- RAGNEV, W. 2005. “Estudo de potência reativa, tensão, contingência e perdas em empresas de energia elétrica localizadas na grande São Paulo”. Dissertação à Universidade Federal de Uberlândia.
- ROSMAN, P. C. C. 2001, “Um Sistema Computacional de Hidrodinâmica Ambiental”. In: Rosman, P. C. C., Mascarenhas, F. C. B., Miguez, M. G. et al., *Métodos Numéricos em Recursos Hídricos* 5, 1 ed., capítulo 1, Rio de Janeiro, RJ, Associação Brasileira de Recursos Hídricos.



- ROZEN, Y. & BELKIN, S. 2001. Survival of enteric bacteria in seawater. *FEMS Microbiology Reviews* Volume 25, Issue 5, pages 513–529, December.
- ROSLEV, P.; BASTHOLM, S.; IVERSEN, N. 2008. Relationship Between Fecal Indicators in Sediment and Recreational Waters in a Danish Estuary. *Water Air Soil Pollut* 194:13–21.
- RUARDIJ, P. & BARETTA J.W. 1982. The EmsDollart Ecosystem Modelling Workshop.
- RMBS, Região Metropolitana da Baixada Santista. 2007. Levantamento de Informações” desenvolvido pela Coordenadoria de Planejamento e Avaliação (CPA) e pela Unidade de Assessoria Econômica (UAE) com a colaboração da Agência Metropolitana da Baixada Santista (AGEM), a partir do trabalho sobre Economia Regional Paulista elaborado pela UAE. [www.planejamento.sp.gov.br](http://www.planejamento.sp.gov.br).
- SAMPAIO A.F.P ; HARARI, J. ; GIANESELLA, S. M. F. 2010. Modelagem das consequências sanitárias das pressões urbanas no complexo estuarino de Santos-São Vicente na região metropolitana da baixada santista. Apresentação de Trabalho / Comunicação). Conferência Internacional da Rede WATERLAT, São Paulo, Brasil.
- \_\_\_\_\_, A.F.P.; RIBEIRO, R.B.; SCHMIEGELOW, J.M.M. & SANTOS, J.A.P. 2009. Levantamento da área de cobertura do manguezal do sistema estuarino de Santos – São Vicente. II Encontro Internacional Governança da Água - Experiências da América Latina e da Europa. PROCAM/USP.
- \_\_\_\_\_, A. F. P. ; FERREIRA, J. M. S. ; TELÉSFORO, J. 2008. Socio-Economic Issues In Santos Estuary. In: R. Neves; J. Baretta; M. Mateus. (Org.) Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America. IST Press, Lisboa, Portugal. P.205 -218.
- \_\_\_\_\_, A. F. P. ; MATEUS, M. ; RIBEIRO, R. B. ; BERZIN, G. 2008. A Modelling Approach To The Study of Faecal Pollution In the Santos Estuary. In: R. Neves; J. Baretta; M. Mateus. (Org.) Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America. IST Press, Lisboa, Portugal. P. 425-434.
- \_\_\_\_\_, A. F. P. ; MATEUS, M. ; RIBEIRO, R. B. 2008. Assessing The Impact Of Several Development Scenarios On The Water Quality In Santos Estuary. In: R. Neves,;J. Baretta;M. Mateus. (Org.) Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America. IST Press, Lisboa, Portugal. P.435-444.
- SANTOS, A. J. 1995. Modelo Hidrodinâmico Tridimensional de Circulação Oceânica e Estuarina. Ph. D, Thesis, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa
- SANTOS, E.O. 1965. A Baixada Santista; Aspectos geográficos. Editora da Universidade de São Paulo, SP, v.1, cap.4.
- SANTOS Digital, 2001. Prefeitura Municipal de Santos. Base cartográfica e ortofotos.
- SARAIVA, S.; PINA P.; MARTINS F.; SANTOS M. ; NEVES R. 2006. Modelling the influence of loads on Portuguese estuaries. *Hydrobiologia* 587, 5-18

- SARIKAYA H. Z. & SAATCI A. M. 1995. Bacterial Die-Away Rates in Red-Sea Waters. *Water Science and Technology* 32: 45-52
- SCHMIEGELOW J M M. 2009. Manguezais do sistema Estuarino de Santos (SP): estrutura e produção de Serapilheira. Tese de doutorado, IOUSP, 2009, 161p.
- SERRANO E.; MORENO B.; SOLAUN M.; AURREKOETXEA J. J.; IBARLUZEA J. 1998. The influence of environmental factors on microbiological indicators of coastal water pollution. *Water Science and Technology* 38: 195-199
- SHS, 2007. Relatório de situação dos recursos hídricos da bacia hidrográfica da Baixada Santista – Relatório 1. Comitê da Bacia Hidrográfica da Baixada Santista, CBH-BS-DAEE CONTRATO N°. 2006/31/00026.7 Vol I, II e III.
- SILVA, A. J. R. 1991. Modelação Matemática Não Linear de Ondas de Superfície e de Correntes Litorais, Tese apresentada para obtenção do grau de Doutor em Engenharia Mecânica. Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa.
- SIBH. 2004. Sistema de Integrado de Bacias Hidrográficas. CBH-BS.
- SMA/CETESB. 1998. Mapeamento dos Ecossistemas Costeiros do Estado de São Paulo.
- SNIS. Sistema Nacional de Informações do Saneamento, 1997. Governo Federal. Secretaria Especial de Desenvolvimento Urbano. Brasília
- SONDOTÉCNICA. 1997. Comportamento hidráulico e sedimentológico do Estuário Santista.
- SRTM . Shuttle Radar Topography Mission ,  
<http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/cbanddataproducts.html>
- TRANCOSO, A.; SARAIVA S.; FERNANDES L.; PINA P.; LEITÃO P.; NEVES R. 2005. Modelling Macroalgae using a 3D hydrodynamic ecological model in a shallow, temperate estuary, *Ecological Modelling*.
- TROUSSELLIER, M.; BONNEFONT, J-L.; COURTIES, C.; DERRIEN, A.; DUPRAY, E.; GAUTHIER, M.; GOURMELON, M.; JOUX, F.; LEBARON, P.; MARTIN, Y.; POMMEPUY, M. 1998. Responses of enteric bacteria to environmental stresses in seawater. *Oceanologica Acta* 21, 965–981
- TUTIEMPO. <http://www.tutiempo.net/> acesso em 10/04/2010
- VON SPERLING, M. 2005. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. 3ª ed. 456 p.
- WALDMAN, E. A.; SILVA, L. J.; MONTEIRO, C. A. 1999. Trajetória das doenças infecciosas: da eliminação da poliomielite à reintrodução da cólera. *Inf. Epidemiol. Sus* vol.8 no.3 Brasília.

- WADE, T.J.; PAI, N.; EISENBERG, J.N.S.; COLFORD JR., J.M. 2003. Do US EPA water guidelines for recreational waters prevent gastrointestinal illness? A systematic review and meta-analysis. *Environ. Health Perspect.* 111, 1102–1109.
- WADE, T. J.; CALDERON, R. L.; SAMS, E.; BEACH, M.; BRENNER, K. P.; WILLIAMS, A. H.; DUFOUR, A. P. 2006. Rapidly measured indicators of recreational water quality are predictive of swimming-associated gastrointestinal illness. *Environ. Health Perspect.* 114 (1), 24-28.
- WADE, T.J.; CALDERON, R.L.; BRENNER, K.P.; SAMS, E.; BEACH, M.; HAUGLAND, R.; WYMER, L.; DUFOUR, A.P., 2008. HIGH SENSITIVITY OF CHILDREN TO SWIMMING- Associated Gastrointestinal Illness: Results Using a Rapid Assay of Recreational Water Quality. *Epidemiology.* 19:375-383.
- YASSUDA, E. A. 1991. Modelo numérico do transporte de sedimentos no canal principal do estuário de Santos. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico. 122 p.
- YOUNG, A. F. & FUSCO, W. 2006. Espaços de Vulnerabilidade Sócio-Ambiental para a população da Baixada Santista: identificação e análise de áreas críticas. XV Encontro Nacional de estudos Populacionais, 2006, Caxambu, MG.