EDUARDO LUCAS SUBTIL

TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS UTILIZANDO EMISSÁRIOS SUBMARINOS: AVALIAÇÃO DO NÍVEL DE TRATAMENTO PARA UMA DISPOSIÇÃO OCEÂNICA AMBIENTALMENTE SEGURA

SÃO PAULO
2012

TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS UTILIZANDO EMISSÁRIOS SUBMARINOS: AVALIAÇÃO DO IMPACTO DA REMOÇÃO DE NUTRIENTES UTILIZANDO UM MODELO NUMÉRICO DE EUTROFIZAÇÃO

Eduardo Lucas Subtil

EDUARDO LUCAS SUBTIL

TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS UTILIZANDO EMISSÁRIOS SUBMARINOS: AVALIAÇÃO DO NÍVEL DE TRATAMENTO PARA UMA DISPOSIÇÃO OCEÂNICA AMBIENTALMENTE SEGURA

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do titulo de Doutor em Engenharia Civil.

Área de Concentração: Engenharia Hidráulica e Sanitária

Orientador: Prof.° Dr. José Carlos Mierzwa.
Co-orientador: Prof.º Dr. Jayme Pinto Ortiz

SÃO PAULO
2012

Este exemplar foi revisado e alterado em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, ... de .....de 20

Assinatura do autor

Assinatura do orientador

FICHA CATALOGRÁFICA

Subtil, Eduardo Lucas
Tratamento de águas residuárias utilizando emissários submarinos: avaliação do nível de tratamento para uma disposição oceânica ambientalmente segura / E.L. Subtil. -- São Paulo, 2012.
218 p.

Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental.

1.Tratamento de esgotos sanitários 2.Emissários submarinos 3.Remoção de nutrientes 4.Geometria e modelagem computacional 5.Eutrofização I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental II.t.

AGRADECIMENTOS

Várias pessoas de alguma forma estiveram presente nessa longa, gratificante e, algumas vezes, para não dizer várias, difícil caminhada. A todos deixo meus sinceros agradecimentos e em especial, gostaria de agradecer:

Ao prof. Dr. José Carlos Mierzwa pelas contribuições, discussões, apoio e confiança durante todo o trabalho.

Ao prof. Dr. Jayme Pinto Ortiz que sempre esteve disposto a contribuir com a pesquisa, indicando o caminho seguro da modelagem.

Al Grupo de Emisarios Submarino y Hidráulica Ambiental (GESHA) de la Universidad de Cantabria, sobre todo a los Profesores Dr. Cezar Alvares, Dr. Andrés García y al investigador Javier García por recibirme durante las 3 estancias científicas y además por el soporte con el software AQUALAB.

A Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP pela bolsa de doutorado, fundamental para realização da pesquisa.

A Fundação Carolina pela bolsa de formação permanente que possibilitou conhecer o grupo GESHA.

A CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) através da Dra. Cláudia Condé Lamparelli, pelo fornecimento de parte dos dados utilizados nessa pesquisa.

Ao colega Robinson pelos auxílios durante o desenvolvimento da batimetria.

Aos amigos do Centro Internacional de Referência em Reúso de Água (CIRRA), em especial ao prof. Dr. Ivanildo Hespanhol, Mauricio, Luana e Fabiana.

Agradeço aos meus pais e familiares por mais uma vez me apoiarem em mais uma etapa.

A Harumi, minha esposa, pelo incentivo, paciência e apoio.

Dedico esta tese aquele que está por vir e que vai mudar meu centro de gravidade.

RESUMO

Tendo em vista as questões ambientais relacionadas com a disposição oceânica de esgotos sanitários, muito tem sido debatido sobre qual nível de tratamento deve ser estabelecido ou quais constituintes presentes nos esgotos devem ser removidos antes do lançamento em regiões costeiras. Dentro deste contexto, este estudo teve como objetivo principal fornecer subsídios para uma tomada de decisão quanto à necessidade de remoção de nutrientes para lançamento de esgotos sanitários por meio de emissários submarinos, de maneira a garantir um nível de tratamento mínimo sem que haja um comprometimento do corpo receptor em termos de potencial de eutrofização. Para isso, foram utilizados como base de estudo dois sistemas de disposição oceânica de esgotos sanitários: Santos/São Vicente e Praia Grande 2. O impacto ambiental do lançamento de esgotos pelos emissários submarinos foi avaliado por um modelo numérico de eutrofização, sendo as características da pluma de esgoto no campo próximo determinada pelo software CORMIX e acoplado no modelo de campo distante. A necessidade de remoção de nitrogênio e fósforo foi estimada com base na metodologia do Plano Oceânico da Califórnia. Os resultados demonstraram que, tanto para o caso do emissário submarino de Santos quanto para o de Praia Grande, haveria necessidade de remover amônia e fosfato para atender a legislação CONAMA 357/2005 quando operados com vazões de 3,0 e 5,3 $m^3.s^{-1}$. Além disso, quando os sistemas foram operados sem tratamento, ocorreu um aumento significativo na concentração de clorofila-a, atingindo valores de até 16 µg chl-a/L 12 µg chl-a/L na baía de Santos e Praia Grande, respectivamente. Os resultados demonstraram também que a utilização de um tratamento secundário com oxidação parcial da amônia promoveria uma redução de apenas 30% na concentração de clorofila-a, enquanto que a utilização de um TPQA com remoção de fosfato promoveria uma resposta ambiental melhor, levando a uma redução de até 71% na concentração de clorofila-a, resultados semelhantes ao tratamento terciário com remoção de nitrogênio e fósforo.

Palavras-chave: tratamento de esgotos, emissários submarinos, remoção de nutrientes, modelagem computacional, eutrofização.

ABSTRACT

Due to environmental issues related to wastewater ocean discharge, much has been debated about the level of treatment that should be adopted or which constituents must be removed from wastewater before its final disposal in coastal zones. Within this context, this study aimed to provide support for a decision making on the need of wastewater nutrient removal before its final disposal through submarine outfalls in order to ensure an adequate treatment level, minimizing the environmental impact on the receiving body in terms of eutrophication potential. For this purpose, two wastewater ocean disposal systems: Santos/San Viciente and Praia Grande 2, were evaluated. The environmental impact of wastewater discharge through submarine outfalls was evaluated by a 2D eutrophication numerical model. Wastewater mixing conditions inthe near field plume was evaluated using the software CORMIX, and the results were coupled to a far-field model. Nitrogen and phosphorus removals were evaluated through the California Ocean Plan methodology. The results showed that the removal of ammonia and phosphate is required for both submarine outfalls, Santos and Praia Grande, to meet the Brazilian legislation(CONAMA357/2005) when they are operated with flow rates of 3.0 and5.3$m^3.s^{-1}$. Furthermore, when the systems are operated without treatment, modeled *chlorophyll-a* concentrations increased up to 16 µg chl-a/L and 12 µg chl-a/L in Santos bay and Praia Grande, respectively. The results also demonstrate that the use of a secondary treatment with partial ammonia oxidation promote a reduction of only 30% in the *chlorophyll-a*, while the use of a CEPT with phosphate removal promote a better environmental response, resulting a *chlorophyll-a* concentration reduction of 71%, similar results were obtained when tertiary treatment was considered for nitrogen and phosphorus removals.

Keywords: wastewater treatment, submarine outfall, nutrient removal, computational modeling, eutrophication.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1.1: Composição de imagens de satélite noturnas ressaltados às áreas costeiras densamente povoadas.....23
Figura 3.1: População fixa e população flutuante para o ano de 2009 no litoral do Estado de São Paulo.....32
Figura 3.2**:** Ciclo simplificado dos nutrientes em ambientes aquáticos eutrofizados.35
Figura 3.3: Floração de algas nocivas no Atlântico Centro-Oeste, 1976-1996.....38
Figura 3.4: Custo anual de tratamento de águas residuárias para uma vazão de 4,0 m3.s^{-1}. 48
Figura 3.5: Unidades componentes de um Sistema de Disposição Oceânica de Esgotos Sanitários. 50
Figura 3.6: Localização dos emissários submarinos do sul da Flórida.....56
Figura 3.7: Visão geral dos instrumentos de melhoria da qualidade da água. 64
Figura 3.8**:** Exemplos de especificações de ZML para lançamentos costeiros submersos (A e B) onde a extensão horizontal da zona de mistura D_{mz} é definida por algum multiplicador *N* da profundidade média H_{med} no ponto de lançamento do emissário submarino. 68
Figura 3.9: Representação dos processos de mistura de um efluente em ambiente marinho estratificado com suas respectivas escalas temporais e espaciais e dos principais fenômenos envolvidos.....72
Figura 3.10: Representação de um Jato flutuante em ambiente com densidade uniforme e defletido pela corrente e em ambiente estratificado e corrente nula. 73
Figura 3.11: Representação do transporte advectivo (A), da difusão turbulenta (B) e da dispersão (C).....77
Fonte: Chapra, 2008. 77
Figura 3.12: Variações geométricas disponíveis no CORMIX2.....84
Figura 3.13: Limites de aplicação do CORMIX2.....85
Figura 3.14: Difusores unidirecionais com fluxo de quantidade de movimento horizontal e perpendicular a linha do difusor.....87
Figura 3.15: Difusores em série com fluxo de quantidade de movimento horizontal e paralelo a linha do difusor. 88
Figura 3.16: Difusores alternados com quantidade de movimento horizontal nulo. ..89

Figura 3.17: Diagrama conceitual para um sistema operacional de modelo de qualidade da água 92
Figura 3.18: Representação das reações e das rotas dos compostos presentes no esgoto e na água do mar e sua interação com o fitoplâncton. Onde: DBO_p – matéria orgânica em suspensão; DBO_d – matéria orgânica dissolvida e; DOS – demanda de oxigênio dos sedimentos. 95
Figura 4.1 – Região Metropolitana da Baixada Santista com o municípios que a compõe. 99
Figura 5.1: Localização dos emissários submarinos utilizados nessa pesquisa 105
Figura 5.2: Batimetria utilizada na simulações hidrodinâmicas e de qualidade da água com malha de espaçamento horizontal de 90 x 90 m, totalizando 451827 pontos. 114
Figura 5.3: Representação da onda de maré introduzida na borda oeste com as constantes harmônicas da FEMAR para um período de 19 dias. 118
Figura 5.4: Localização dos principais rios considerados nas simulações. 118
Figura 5.5: Diagrama conceitual das principais variáveis e processos simulados pelo modelo de eutrofização 120
Figura 5.6: Esquema de acoplamneto do modelo hidrodinâmico com o modelo de qualidade da água. 121
Figura 5.7: Localização das estações maregráficas utilizadas para calibração (FEMAR - Ilha da Moela) e validação (SABESP) do modelo hidrodinâmico H2D. .. 131
Figura 5.8: Representação da localização das estações amostrais utilizadas no processo de calibração. 133
Figura 5.9: Resultados de qualidade da água do dia 22/02/2006 na região de lançamento do emissário submarino de Santos (Pontos 1 - 9) e no ponto controle 134
Figura 6.1: Correlação entre os dados de elevação de superfície da FEMAR (previsão harmônica) e do modelo H2D para diferentes coeficientes de *Manning*.. 138
Figura 6.2: Comparação entre os resultados de elevação de superfície gerados pelo modelo H2D e da previsão harmônica realizada com os dados da SABESP 140
Figura 6.3: Campos de velocidades durante maré de sizígia. 141
Figura 6.4: Campos de velocidades durante maré de quadratura. 142

Figura 6.5: Comparação entre os dados de campo de medição de corrente para três profundidade (fundo, meio e superfície) no ponto de lançamento do emissários submarino de Santos (13/07/2005) e os resultados do modelo H2D. 143
Figura 6.6: Variação da concentração de fitoplâncton no ponto controle em função das constantes $Gmax$, KmN, KmP, kr e Vph. 144
Figura 6.7: Influência da taxa máxima de crescimento na concentração de fitoplâncton. 144
Figura 6.8: Comparação entre a concentração de amônia modelada pelo T2D8 e medida pela CETESB (média ± 1 desv. pad.) na região de lançamento do emissário de santos (pontos 1 a 9) e no ponto controle. 145
Figura 6.9: Comparação entre a concentração de fosfato modelada pelo T2D8 e medida pela CETESB 146
Figura 6.10: Comparação entre a concentração de oxigênio dissolvido modelada pelo T2D8 e medida pela CETESB 148
Figura 6.11: Comparação entre a concentração de Fitoplâncton (µg C/L) modelada pelo T2D8 e medida pela CETESB (média ± 1 desv. pad.) na região de lançamento do emissário de santos (pontos 1 a 9) e no ponto controle. Relação Chla-a/C = 50. 148
Figura 6.12: Variação da maré e da concentração de amônia na água do mar e no esgoto lançado pelo emissário de Santos/São Vicente. Sendo o tempo 52 dias equivalente a data de 22/01/2006 149
Figura 6.13: Variação da maré e da concentração de fosfato na água do mar e no esgoto lançado pelo emissário de Santos/São Vicente. Sendo o tempo 52 dias equivalente a data de 22/01/2006 150
Figura 6.14: Variação da maré e da concentração de DBO na água do mar e no esgoto lançado pelo emissário de Santos/São Vicente. Sendo o tempo 52 dias equivalente a data de 22/01/2006 151
Figura 6.15: Pluma de amônia proveniente do emissário de Santos durante período de maré de sizígia em 3 diferentes níveis de superfície. Condição de simulação: tratamento preliminar com vazão de 2,4, sendo a concentração limite da pluma de 0,4 mg N-NH3/L 152
Figura 6.16: Zona de mistura regulatória considerada nesse estudo. 153

Figura 6.17: Diluição mínima provável alcançada pelo emissário submarino de Santos e Praia Grande considerando o limite máximo da zona de mistura legal. ...155
Figura 6.18: Diluição mínima necessária para que não houvesse necessidade de remoção de amônia e fósforo solúvel do esgoto lançado pelo emissário submarino de Santos de acordo com o método estabelecido no Plano Oceânico da Califórnia. 159
Figura 6.19: Diluição mínima necessária para que não houvesse necessidade de remoção de amônia e fósforo solúvel do esgoto lançado pelo emissário submarino de Santos de acordo com o método estabelecido no Plano Oceânico da Califórnia. 160
Figura 6.20: Variação temporal da amônia ao final da zona de mistura estabelecida para o emissário de Santos. 162
Figura 6.21: Variação temporal da amônia ao final da zona de mistura legal estabelecida para o emissário de Praia Grande.....163
Figura 6.22: Porcentagem de amostra em desacordo com a legislação CONAMA 357/2005 para amônia durante o período de simulação (28 dias). 164
Figura 6.23: Valores médios de amônia (± 1 desvio padrão) ao final da zona de mistura legal para os diferentes cenários simulados na região de Santos e Praia Grande 164
Figura 6.24: Variação temporal da amônia ao final na Zona de Mistura Legal (ZML), a 180 metros e a 360 metros da ZML para os quatros cenários simulados na região do emissário de Santos. 165
Figura 6.25: Variação temporal da amônia ao final da Zona de Mistura Legal (ZML), a 180 metros e a 360 metros da ZML para os quatros cenários simulados na região do emissário de Praia Grande. 166
Figura 6.26: Variação espacial da concentração de amônia derivada do emissário submarino de Santos durante período maré de sizígia e quadratura. 167
Figura 6.27: Variação espacial da concentração de amônia derivada do emissário submarino de Praia Grande durante período maré de sizígia e quadratura. 168
Figura 6.28: Variação temporal de nitrato ao final da zona de mistura para o emissário submarino de Santos e Praia Grande. 169
Figura 6.29: Concentração média de nitrato na região do emissário submarino de Santos ao final da zona de mistura (ZML) a 180 e 360 metros da ZML. 170

Figura 6.30: Variação temporal da fosfato ao final da zona de mistura legal estabelecida para o emissário submarino de Santos e Praia Grande, sendo o limite CONAMA/2005 considerado de 0,062 mg P/L. 171
Figura 6.31: Valores médios de fosfato (± 1 desvio padrão) ao final da zona de mistura legal para os diferentes cenários simulados na região de Santos e Praia Grande durante um período de 28 dias. 172
Figura 6.32: Porcentagem de amostra em desacordo com a legislação CONAMA 357/2005 para fósforo durante o período de simulação (28 dias), considerando que todo fósforo na água encontra-se como fosfato. 173
Figura 6.33: Variação espacial da concentração de fosfato derivado do emissário submarino de Santos durante período maré de sizígia e quadratura. 174
Figura 6.34: Variação espacial da concentração de fosfato derivado do emissário submarino de Praia Grande durante período maré de sizígia e quadratura. 175
Figura 6.35: Variação temporal da DBO ao final da zona de mistura legal estabelecida para o emissário submarino de Santos e Praia Grande. 176
Figura 6.36: Variação temporal de clorofila-a na região de Santos e Praia Grande. 179
Figura 6.37: Valores médios de clorofila-a (± 1 desvio padrão) para os diferentes cenários simulados na região de Santos e Praia Grande durante um período de 28 dias. 179
Figura 6.38: Classificação da qualidade da água baseada no Índice de Eutrofização 183
Figura 6.39: Variação espacial de fitoplâncton como carbono na região da baía de Santos durante período de maré de sizígia e quadratura. 184
Figura 6.40: Variação espacial de fitoplâncton como carbono na região da baía de Santos durante período de maré de sizígia e quadratura 185
Figura 6.41: Variação temporal de oxigênio dissolvido na região de Santos e Praia Grande 187
Figura 6.42: Variação espacial do oxigênio dissolvido na região da baía de Santos durante período de maré de sizígia e quadratura. 188
Figura 6.43: Variação espacial de oxigênio dissolvido na região de Praia Grande durante período de maré de sizígia e quadratura. 189

Figura 6.44: Concentração de clorofila-a (A e B), nitrogênio amoniacal e fosfato (C) em função da tecnologia de tratamento para o emissário submarino de Santos com vazão de 3,0 $m^3.s^{-1}$.....192
Figura 6.45: Concentração de clorofila-a (A e B), nitrogênio amoniacal e fosfato (C) em função da tecnologia de tratamento para o emissário submarino de Santos com vazão de 5,3 $m^3.s^{-1}$.....193
Figura 6.46: Variação espacial de amônia, fosfato e fitoplâncton na baía de Santos para o emissário submarino de santos operado com vazão de 3,0 $m^3.s^{-1}$. 194
Figura 6.47: Variação espacial de amônia, fosfato e fitoplâncton na baía de Santos para o emissário submarino de santos operado com vazão de 5,3 $m^3.s^{-1}$. 195

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Composição típica de esgotos sanitários tipicamente doméstico não tratado. 33
Tabela 3.2**:** Constituintes presentes nos esgotos e seus impactos sobre o ambiente marinho. 34
Tabela 3.3: Níveis de tratamento de esgoto com as principais técnicas utilizadas. ..41
Tabela 3.4: Eficiências típicas de remoção de alguns contaminantes presentes no esgoto por diferentes sistemas de tratamento.....46
Tabela 3.5: Custo do tratamento e porcentagem de remoção dos processos convencionais de tratamento.....49
Tabela 3.6: Típica redução de concentração de constituintes dos esgotos dependendo da tecnologia de tratamento e descarga aplicada, sendo dd: difícil de detectar. 51
Tabela 3.7: Risco a saúde humana relacionada com a exposição a esgotos sanitários, onde: +++++ Muito elevado; ++++ Elevado; +++ Moderado; ++ Baixo e + Muito baixo 52
Tabela 3.8: Características de alguns sistemas de disposição oceânica de esgotos sanitários instalados pelo mundo. 53
Tabela 3.9: Características de alguns emissários em funcionamento na Espanha...54
Tabela 3.10 - Características de alguns emissários submarinos em funcionamento na Flórida (EUA).....55
Tabela 3.11: Características de alguns emissários submarinos em funcionamento no Brasil. 57
Tabela 3.12: Opções de lançamentos em zonas costeiras e nível de tratamento, onde: A – Preliminar, B – Tratamento Primário, C – Tratamento Secundário e D – remoção de nutrientes.....59
Tabela 3.13: Exemplos de VLE e PQA para alguns contaminates.....63
Tabela 3.14: Alguns compostos presentes na "Tabela B" do Plano Oceânico da California: Objetivos de Qualidade da Água para Proteção da Vida Aquática Marinha. 69
Tabela 3.15: Tipos de modelos de campo próximo 81
Tabela 3.16: Resultados obtidos por Hunt *et al.* (2010). 82

Tabela 3.17: Comparação entre das dimensões da pluma utilizando as imagens de satélite e o CORMIX.....82
Tabela 3.18: Pacotes existentes de modelagem para simulação de processos de dispersão de poluentes. 98
Tabela 5.1: Composição do esgoto bruto afluente ao SDOE de Santos.....106
Tabela 5.2: Composição do esgoto bruto afluente ao SDOE de Praia Grande 2....107
Tabela 5.3: Concentrações adotadas para o esgoto lançado pelos emissários submarinos.....108
Tabela 5.4: Cenários simulados no modelo de eutrofização para o emissário submarino de Santos e Praia Grande. 109
Tabela 5.6: Dados utilizados nas simulações com o CORMIX2.....112
Tabela 5.7. Descargas médias dos rios de maior porte especificados como condição de contorno para borda norte. 118
Tabela 5.8: Constantes harmônicas utilizadas para prever a onda de maré no modelo H2D durante o período de simulação 119
Tabela 5.9: Equações governantes para cada variável considerada pelo modelo T2D8 e sua interação com outras variáveis. 126
Tabela 5.10: Coeficientes e constantes utilizadas no modelo T2D8. 128
Tabela 5.11: Constantes harmônicas estimadas para o banco de dados da SABESP. Os valores listados correspondem à amplitude (m) e fase (º) relativos a Greenwich. 132
Tabela 5.12: Qualidade do esgoto lançado pelo emissário submarino de Santos durante o período de calibração.....135
Tabela 5.13: Condições de contorno para o modelo de eutrofização. 135
Tabela 6.1: Resultados do teste de correlação de Pearson (p<0,05) entre os dados de maré da estação Ilha da Moela (FEMAR) e modelados pelo H2D. 137
Tabela 6.2: Resultados do teste de correlação de Pearson (p<0,05) entre os dados do modelados H2D e da previsão harmônica dos dados da SABESP. 139
Tabela 6.3: Erro médio entre os resultados do modelo e os valores médios obtidos pela CETESB. 146
Tabela 6.4: Características da pluma de esgoto do emissário submarinos de Santos e Praia Grande para as duas vazões simuladas e considerando o limite de 100 metros de zona de mistura.....154

Tabela 6.5: Concentração limite (Ce) de nitrogênio amoniacal e fósforo solúvel lançados pelo emissário submarino de Santos e Praia Grande, sendo: C_0 limite CONAMA 357/05 para águas salinas classe 1 e Cs a concentração do poluente na água do mar. 156
Tabela 6.6: Necessidade de remoção de Amônia e Fósforo antes do lançamento pelos emissários submarinos de Santos e Praia Grande (P.G.) e considerando o valor típico encontrado no esgoto (Etip) para esses poluentes. 157
Tabela 6.7: Combinação de processos de tratamento requeridos para alcançar as concentração de fosfato (mg P/L) requerida para esgoto doméstico. 157
Tabela 6.8: Cenários simulados no modelo de qualidade da água T2D8. 158

LISTA DE ABREVIATURAS

CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CNH	*Confederación Hidrográfica del Norte*
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
DSP	*Diarrheic Shellfish Poissoning*
DBO_5	Demanda Bioquímica de Oxigênio a 20ºC e 5 dias
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DHI	Danish Hydraulic Institute
E.C	*Europe Community*
EPC	Estação de Pré-Condicionamento
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FAT	Florações de Algas Tóxicas
FEMAR	Fundação de Estudos do Mar
FUNDESPA	Fundação de Estudos e Pesquisas Aquáticas
GESHA	*Grupo de Emisarios Submarinos y Hidraulica Ambiental*
H2D	Modelo Hidrodinámico
LA	Lodos Ativados
LAC	Lodos Ativados Convencional
LA-OP	Lodos Ativados com Oxigênio Puro
MDF	Métodos de Diferenças Finitas
MEF	Métodos de Elementos Finitos
MVF	Métodos de Volume Finitos
PQA	Padrão de Qualidade da Água
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
PSP	*Paralytic Shellfish Poissoning*
RMBS	Região Metropolitana da Baixada Santista
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SDOES	Sistema de Disposição Oceânica de Esgotos Sanitários
SS	Sólidos em Suspensão
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspenso Voláteis
TS-LAC	Tratamento Secundário por Lodos Ativados Convencional

TT-LARN	Tratamento Terciário por Lodos Ativados com Remoção de Nutrientes
TPQA	Tratamento Preliminar Quimicamente Assistido
UNEP	*United Nations Environment Programme*
VLE	Valore Limite de Emissão
WHO	World Health Organization

SUMÁRIO

1 – INTRODUÇÃO 22
1.1 – HISTÓRICO 22
1.2 – O TRATAMENTO E LANÇAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS EM ZONAS COSTEIRAS .. 24
1.3 – JUSTIFICATIVA 25
2 – OBJETIVOS 30
2.1 – OBJETIVO GERAL 30
2.2 – OBJETIVOS ESPECÍFICO 30
3 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 31
3.1 – CARACTERÍSTICAS DOS ESGOTOS SANITÁRIOS E OS IMPACTOS DO SEU LANÇAMENTO EM AMBIENTES MARINHOS 31
3.1.1 – Nutrientes e eutrofização 35
3.1.2 – Contaminação Microbiológica 39
3.2 – TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS 41
3.3 – DISPOSIÇÃO OCEÂNICA DE ESGOTOS SANITÁRIOS 50
3.3.1 – Aspectos legais relacionados com o lançamento de efluentes por emissários submarinos 60
3.3.1.1 - Zona de Mistura Legal (ZML) 64
3.4 – PROCESSO DE MISTURA DE UM EFLUENTE EM AMBIENTES MARINHOS 70
3.4.1 – Campo Próximo 73
3.4.2 – Campo Distante 76
3.4.2.1 - Solução numérica para equação da Advecção-Difusão 78
3.5 - MODELOS APLICADOS AO LANÇAMENTO DE ESGOTO POR EMISSÁRIO SUBMARINO ... 80
3.5.1 - Modelos de Campo Próximo 80
3.5.2 - Modelos Hidrodinâmicos 90
3.5.3 – Modelos de Qualidade de Água 91
4 – ÁREA DE ESTUDO 99
4.1 – Baía de Santos 100
4.2 – Praia Grande 102
5 – MATERIAL E MÉTODOS 104
5.1 - ESTRUTURA GERAL DA PESQUISA 104
5.2 – SISTEMA DE DISPOSIÇÃO OCEÂNICA DE ESGOTO 105
5.3 – ESTIMATIVA DE REMOÇÃO DE NUTRIENTES E CENÁRIOS SIMULADOS 108

5.3 – MÉTODOS COMPUTACIONAIS PARA MODELAGEM DOS CENÁRIOS.....110
5.3.1 - Software CORMIX.....111
5.3.2 – Modelo computacional AQUALAB.....113
5.3.2.1 - Modelo Hidrodinâmico – H2D.....113
5.3.2.2 - Modelo de Qualidade de Água – T2D8 119
5.4 - CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DOS MODELOS HIDRODINÂMICO E DE EUTROFIZAÇÃO ..130
5.4.1 - Modelo Hidrodinâmico 131
5.4.2 - Modelo de Eutrofização 132
5.4.2.1 - Análise de Sensibilidade 135
6 - RESULTADOS E DISCUSSÃO.....137
6.1 – CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DOS MODELOS HIDRODINÂMICO E DE QUALIDADE 137
6.1.1 – Modelo Hidrodinâmico.....137
6.2.2 – Modelo de Eutrofização.....143
6.2 - DILUIÇÃO INICIAL E NECESSIDADE DE TRATAMENTO.....153
6.3 - CENÁRIOS SIMULADOS NO MODELO DE EUTROFIZAÇÃO (T2D8).....161
6.3.1 - Remoção de nutrientes com base no Plano Oceânico da Califórnia 161
6.3.1.1 - Resposta ambiental frente a remoção de nutrientes 177
6.3.2 - Influência do TPQA, Tratamento Secundário e Tratamento Secundário com Remoção de Nutrientes na qualidade da água da Baía de Santos 190
7 – CONCLUSÕES.....196
8 - RECOMENDAÇÕES 198
9 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....199

1 – INTRODUÇÃO

1.1 – Histórico

Os mares e oceanos de todo mundo têm sido testemunhas do assentamento de populações humanas em suas margens continentais. As enseadas naturais, incluindo baías e estuários, forneciam ao homem alimento e refúgio criando condições favoráveis ao estabelecimento dos primeiros colonos. O crescimento demográfico experimentado nas zonas costeiras foi acompanhado também por um aumento da ocupação do espaço, pela sobre exploração dos recursos e do uso do meio marinho como local de lançamento das “águas negras”. Deste modo, o homem começou a transformar os ecossistemas litorais adaptando-os a suas próprias necessidades.

Posteriormente a revolução industrial incrementou de forma exponencial este tipo de emissão no litoral, primeiro no entorno dos núcleos econômicos (portos) e, mais adiante, em todo litoral. A expansão dos núcleos populacionais e o aumento de indústrias impulsionaram também a criação das primeiras redes de esgotos nos centros urbanos que se encarregavam de coletar e transportar estas águas residuárias até o mar. Os contaminantes liberados ao meio através desses lançamentos eram, em muitos casos, altamente tóxicos para as comunidades aquáticas. Entretanto, os impactos ambientais provocados pelo crescimento industrial e populacional nesses tempos não era levado em consideração. Na verdade, se considerava que a imensidão do ambiente marinho e sua enorme capacidade de diluição eram suficientes para suportar as conseqüências de um lançamento indiscriminado: uma presunção errônea que hoje em dia está bastante demonstrada.

O futuro da humanidade, assim como o seu passado, continuará dependente dos oceanos e dos intercâmbios intrínsecos terra-água. As águas e os fundos da plataforma continental representam 7,6% da superfície do oceano mundial, sendo justamente nessa área oceânica onde se concentra a maioria dos recursos, incluindo 87% dos aportes totais de pesca e de toda a produção de marisco (GESAMP, 2001). Assim, não é de se estranhar que mais de 50% da população

mundial, ou seja, 3 bilhões de pessoas, se concentre atualmente a menos de 60 km da costa (ROBERTS *et al*., 2010), valores que podem variar sazonalmente em países como o Brasil, onde a população no verão aumenta significativamente. Essa presença marcante da população humana nas zonas costeiras pode ser observada a partir de imagens noturnas de satélites, conforme ilustrado na Figura 1.1.

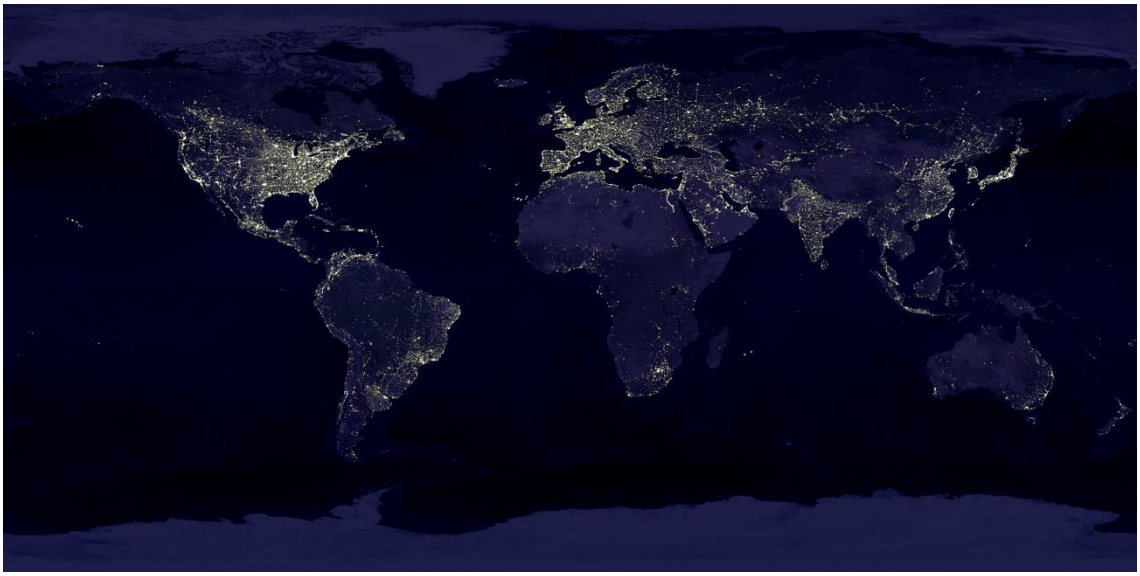

Figura 1.1: Composição de imagens de satélite noturnas ressaltados às áreas costeiras densamente povoadas.
Fonte: NASA, 2009.

Como conseqüência dessa ocupação e do lançamento indiscriminado de águas residuárias, a qualidade ambiental de várias zonas costeiras atingiu um nível de degradação tão elevado que serviu como ponto de partida para implantação de diferentes estratégias de proteção e recuperação dos sistemas aquáticos alterados. De maneira geral, os impactos do lançamento desses efluentes estão relacionados com a aparição de episódios ou processos locais de contaminação microbiológica, causados pela elevada presença de organismos patogênicos (JUANES *et al.,* 1997; DÍAZ *et al.,* 2002); a depleção de oxigênio como resultado da degradação de matéria orgânica pelos microrganismos (CLARK, 1995; ROSSO; CIRILO, 2002); e a eutrofização como conseqüência da introdução de nutrientes, sobretudo em ambientes costeiros com baixos padrões de circulação (GESAMP, 2001; KITSOU; KARYDIS, 2011). A persistência desses episódios pode acarretar em mudanças na composição e na estrutura das comunidades marinhas e, conseqüentemente, na deterioração do ecossistema.

1.2 – O tratamento e lançamento de esgotos sanitários em zonas costeiras

O lançamento de esgotos sanitários tratados em cidades costeiras difere dos lançamentos em regiões continentais pela sua proximidade com grandes corpos receptores, os oceanos e mares, que possuem elevada capacidade de incorporar nos seus ciclos naturais diversas substâncias presentes nos esgotos. Assim, é possível dizer que os problemas de qualidade da água relacionados a fontes pontuais de lançamentos de águas residuárias surgem quando a capacidade do corpo receptor em assimilar as substâncias introduzidas no seu ciclo natural é excedida. Em outras palavras, a poluição é causada quando se ultrapassa a capacidade de assimilação em escala temporal, ou seja, muita substância em um curto período de tempo e em escala espacial: elevada massa de substância sobre um mesmo local (BLENINGER *et al*., 2011).

Uma vez que as medidas de conservação de água, incluindo o reúso de efluentes tratados, são maximizadas, ações de engenharia são adotadas visando (i) reduzir a concentração das substâncias no corpo receptor através da redução da carga de poluentes (tecnologias de tratamento) e (ii) o aumento da dispersão das substâncias (tecnologias de lançamento de efluentes). Os sistemas de engenharia consistem, conseqüentemente, na instalação de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) combinada a uma estrutura de descarga – nesse caso o Emissário Submarino.

No entanto, o paradigma de que o tratamento pode resultar em um efluente “puro” e “limpo”, onde só se busca uma melhoria do tratamento para se alcançar limites legais levaram a subutilização do sistema de lançamento de efluentes (BLENINGER, 2006). Por outro lado, descargas altamente eficientes sem tratamento não eliminam, necessariamente, a poluição, pois não alteram a carga dos contaminantes. Como conseqüência se tem sistemas de tratamento pouco eficientes ou excessivamente caros e a persistência dos problemas de qualidade da água (UNEP, 2002).

Ambos os sistemas, o de tratamento e o emissário, são caracterizados por complexos processos hidrodinâmicos e de biodegradação. A ETE necessita do controle desses processos para operar eficientemente, enquanto o emissário submarino precisa ser projetado para se ajustar melhor aos processos naturais, não

controlados, de dispersão e biodegradação que ocorrem no corpo receptor. Embora essas tecnologias sejam usadas há décadas, ainda existem incerteza e soluções padrão não estão disponíveis para a sua concepção.

O gerenciamento moderno de águas residuárias oferece uma grande variedade de combinações entre nível de tratamento e emissários submarinos para evitar os impactos negativos do lançamento de esgotos sobre o corpo receptor, a saúde humana, e o ecossistema. Existe um grande potencial de melhora desses sistemas, seja pela otimização da estrutura de lançamento ou pela implantação em combinação com tratamento adequado. De fato, a utilização de emissários submarinos como parte do sistema de tratamento de águas residuárias pode reduzir substancialmente os custos de investimentos, operação e manutenção, enquanto alcançam os mesmos objetivos de qualidade ambiental dos tratamentos com elevados níveis sem uma otimização do lançamento (WHO, 2003; ROBERTS *et al.*, 2010).

Vários países no mundo, incluindo EUA, Espanha, Turquia, Canadá, Japão têm utilizado o Sistema de Disposição Oceânica de Esgotos Sanitários (SDOES) como a principal tecnologia de tratamento de águas residuárias em regiões costeiras (ECHAVARRI-ERASUN *et al*, 2010; ROBERTS *et al.*, 2010; BLENINGER *et al*., 2011) . Na verdade, em alguns casos, o tratamento de esgotos sanitários pelo SDOES é a única tecnologia possível de atender as legislações pertinentes à qualidade da água no corpo receptor. Além disso, é necessário ressaltar que a diluição mínima recomendada para a disposição oceânica (D_0 = 100:1) representa uma segurança a mais em relação a contaminantes que, mesmo em estação de tratamento de esgoto com níveis terciários, não são removidos e acabam alcançando o corpo receptor, como é o caso dos metais pesados e pesticidas.

1.3 – Justificativa

1.3.1 – Justificativa temática

Com o aumento populacional e o crescimento econômico, o tratamento e a disposição segura dos esgotos sanitários tornaram um objetivo essencial para

preservação da saúde pública e redução dos níveis de degradação ambiental. Embora significativos progressos tenham sido feitos visando à melhoria da qualidade da água nos últimos 30 anos, sobretudo em países desenvolvidos, várias regiões costeiras continuam a sofrer com problemas ambientais persistentes, incluindo o lançamento de esgotos sanitários por meio de emissários submarinos mal projetados e/ou operados.

Historicamente apenas abordagens unidirecionais têm sido seguidas, sejam elas baseadas na emissão, reduzindo a concentração dos contaminantes no efluente o máximo possível ou viável, ou baseada na assimilação, descarregando o quanto for possível no ambiente marinho (BLENINGER, 2006). Desta forma, a disposição de águas residuárias em zonas costeiras é, geralmente, colocada como uma escolha entre o tratamento terrestre ou o emissário submarino (ROBERTS *et al*., 2010).

Com base nessa abordagem muitos emissários construídos em décadas passadas foram concebidos levando em consideração aspectos técnicos e legais que não condizem mais com a realidade atual. No caso do Brasil, a implantação de emissários submarinos, em particular na costa paulista, tem seguido uma solução padrão: para se obter soluções atrativas economicamente, se utiliza um tratamento preliminar composto por peneiras rotativas e, em alguns casos, há a cloração do efluente após o peneiramento (CETESB, 2007).

Ainda que essa solução seja bastante atrativa, ao menos do ponto de vista econômico, sob determinadas condições ambientais especificas e de descarga, o lançamento de esgotos por emissários submarinos em áreas costeiras é conhecida por causar diferentes tipos de distúrbios que podem alterar de alguma forma a qualidade da água nas proximidades do lançamento. Aumentos significativos na concentração de nutrientes, principalmente amônia e fósforo, durante períodos de baixa hidrodinâmica (DHAGE *et al*., 2006; WERME; HUNT, 2006), surgimento de fitoplâncton potencialmente tóxicos ou aumento na biomassa de fitoplâncton e turbidez (THOMPSON; WAITE, 2003; BRAGA *et al*., 2000) são alguns dos efeitos observados em águas costeiras influenciadas por esse tipo de sistema.

Como exemplo, é possível citar o sistema de disposição oceânica de esgotos de Santos/São Vicente, o mais antigo da costa de São Paulo, que se encontra localizado numa região ambientalmente sensível devido à presença de um complexo sistema estuarino, combinado com a presença de um pólo petroquímico, um porto, além do uso e ocupação irregular do solo. Tal sistema tem sido considerado uma fonte pontual de poluição para o meio marinho, haja vista que sua presença vem influenciando negativamente na concentração de matéria orgânica, oxigênio dissolvido, nitrogênio e fósforo (CETESB, 2005, 2006, 2007), contribuindo assim para um aumento da biomassa de fitoplâncton na região (GIANESELLA-GALVÃO, 1982; BRAGA *et al*., 2000; MOSER, 2002; ANCONA, 2007).

Tendo em vista as questões ambientais relacionadas com a disposição oceânica de esgotos, muito tem sido debatido sobre qual nível de tratamento deve ser adotado ou quais constituintes presentes nos esgotos devem ser removidos antes do lançamento em regiões costeiras. Em alguns países como nos EUA tornou-se obrigatório que o esgoto lançado por um emissário seja tratado a nível secundário (ROBERTS *et al*., 2010). Entretanto, cita o mesmo autor, em alguns casos a decisão de se utilizar o tratamento secundário não possui fundamento técnico e sim decisões políticas.

As questões relacionadas com emissários submarinos estiveram no centro do debate recentemente no Brasil, resultando na alteração e complementação da Resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005) entrando em vigor a Resolução CONAMA 430/2011 (Brasil, 2011). Até recentemente, não havia uma legislação nacional que abordasse o tratamento mínimo necessário para lançamento por emissários submarinos. Ficou estabelecido que o lançamento de esgotos por sistemas de disposição oceânica deve ser precedido de tratamento que garanta uma remoção mínina de 20% de sólidos em suspensão total. A adoção dessa eficiência teve por objetivo evitar que emissários submarinos sejam construídos sem nenhum tratamento, como é o caso do emissário submarino de Praia Grande 2 na baixada santista e de Ipanema no estado do Rio de Janeiro. No entanto, os problemas relacionados com outros contaminantes continuam sujeitos a avaliação, pois a legislação CONAMA 430 (Brasil, 2011) permite ao órgão ambiental competente

estabelecer a carga poluidora máxima, podendo, ainda, autorizar que na zona de mistura do efluente as concentrações excedam o valor limite para classe na qual o corpo receptor está enquadrado. Desta forma, a remoção de nutrientes continua pendente de avaliações adicionais para todo projeto relacionado com emissários submarinos.

Um dos parâmetros utilizados para medir o impacto da poluição por nutrientes diz respeito ao fitoplâncton. De acordo com a Diretiva Européia de qualidade da água (E.C., 2000), os parâmetros relacionados com o fitoplâncton, dentre eles concentração de Clorofila-*a*, abundância e composição das espécies e frequências *de blooms* de algas, são fundamentais na avaliação do estado trófico dos ambientes costeiros. O crescimento do fitoplâncton é limitado por vários fatores ambientais, incluindo: luz solar, temperatura, tempo de residência, correntes predominantes e nutrientes. Entretanto, dentre esses fatores, apenas os nutrientes podem ser controlados, sendo o foco quando se pretende controlar o crescimento de algas responsáveis pela deterioração da qualidade da água (NA; PARK, 2006). Assim, o conhecimento sobre a capacidade de assimilação de nutrientes em ecossistemas costeiros é essencial para um adequado gerenciamento da qualidade da água, preservação e reabilitação dos ecossistemas costeiros.

1.3.2 – Justificativa metodológica

Uma das formas de prever o impacto da presença de um emissário submarino é a utilização de modelos matemáticos a fim de verificar as diferentes configuração e determinar as possíveis alterações na qualidade da água. De maneira geral, grande parte dos estudos são focados nos modelos de campo próximo, visando estabelecer uma diluição inicial de 100:1 de forma a garantir uma redução da concentração do contaminante o mais rápido possível.

Entretanto, deve-se ter em mente que a necessidade de se considerar o estudo em termos probabilísticos requer o conhecimento dos diversos fenômenos de dispersão de contaminantes sob múltiplas circunstâncias, o que é praticamente impossível sem a ferramenta adequada. Em outras palavras, mais do que determinar a diluição

alcançada pelo sistema difusor de um emissário submarino e, conseqüentemente, a concentração de uma substância ao final do campo próximo é necessário considerar a interação dessas substâncias, não conservativa, com o meio ambiente e a resposta ambiental frente a essa interação. Mesmo porque os valores de concentração estabelecidos pela legislação para alguns poluentes podem ser até 4 vezes maiores ao seu valor no corpo receptor e, dependendo do fluxo de massa (carga de poluentes), essa concentração pode provocar alterações significativas no meio ambiente.

O número elevado de fatores que influenciam os processos físicos, químicos e biológicos no ambiente marinho faz necessário considerar o uso de complexas ferramentas matemáticas para estudar e prever o impacto do lançamento de esgotos sanitários através de emissários submarinos (GARCÍA *et al*., 2010a). Modelos de qualidade de água são ferramentas essenciais para avaliar o impacto das atividades humanas em ambientes costeiros, bem como a resposta ambiental em relação a diferentes configurações sanitárias adotadas, servindo como base no processo de tomada de decisão.

Dentre os diversos modelos de qualidade de água, aqueles que simulam o processo de eutrofização aparecem como ferramentas computacionais importantes na avaliação do impacto ambiental em ambientes marinhos referente a mudanças na composição do efluente lançado por emissários submarinos. Esses modelos descrevem a interação entre as substâncias presente no esgoto e o ecossistema, incluindo variáveis físicas (batimetria, correntes, luminosidade, etc.) químicas (amônia, fósforo, etc.) e biológicas (fitoplâncton). Alguns estudos foram feitos na última década utilizando modelos de eutrofização em diferentes regiões, merecendo destaque os trabalhos realizados por Chau e Jin (1998); Chao *et al*. (2007) e García *et al*. (2010 a.; 2010 b).

2 – OBJETIVOS

2.1 – Objetivo Geral

Este estudo tem como objetivo principal auxiliar para uma tomada de decisão quanto à necessidade de remoção de nutrientes para lançamento de esgotos sanitários por meio de emissários submarinos, de maneira a garantir um nível que minimize o impacto ambiental no corpo receptor em termos de potencial de eutrofização.

2.2 – Objetivos específico

1. Através da aplicação da metodologia do plano oceânico da Califórnia, estimar a necessidade de remoção de amônia e fósforo do esgoto nos sistemas de disposição oceânica de Santos/São Vicente e Praia Grande 2;

2. Avaliar a utilização de um modelo numérico de eutrofização para prever o impacto do lançamento contínuo do emissário submarino de Santos/São Vicente e Praia Grande II;

3. Avaliar a influência do tratamento primário avançado, secundário e secundário com remoção de nutrientes na qualidade da água na baía de Santos;

3 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 – Características dos esgotos sanitários e os impactos do seu lançamento em ambientes Marinhos

Esgotos sanitários são águas de abastecimento às quais, pelos usos que são feitos nas residências, unidades comerciais e industriais, foram acrescentadas substâncias sólidas, semi-sólidas e líquidas, muitas das quais consideradas poluentes ou patogênicas, alterando suas características físicas, químicas e biológicas (GONÇALVES; SOUZA, 1997).

A quantidade de esgoto gerada em uma cidade ou região varia de acordo com as características sócio-econômica da população, da disponibilidade hídrica, do clima e das atividades desenvolvidas (VON SPERLING, 2005). Ainda segundo o mesmo autor, a vazão de águas residuárias é geralmente variável, com picos coincidindo com elevada atividades domésticas, sobretudo na parte da manhã e a noite. Considerando um consumo de água médio, por exemplo, de 200 L/pessoa.dia, resultaria numa vazão de esgoto de 2,3 m^3/s para uma cidade de um milhão de habitantes. No caso de áreas costeiras a variação sazonal da população devido aos atrativos turísticos influencia diretamente na vazão de esgoto gerado, devendo ser considerado no projeto do Sistema de Esgotamento Sanitário (Figura 3.1).

Sobre um ponto de vista químico e biológico, os esgotos sanitários tipicamente domésticos contêm (1) compostos orgânicos como carboidratos, proteínas e gorduras; (2) nitrogênio, principalmente na forma de amônia; (3) fósforo, o qual se encontra predominantemente na forma de fosfato devido ao uso de detergentes e; (4) organismos patogênicos e não patogênicos. A característica típica dos esgotos sanitários não tratados, que traduz numericamente as alterações físicas, químicas e biológicas da água, encontra-se sintetizado na Tabela 3.1.

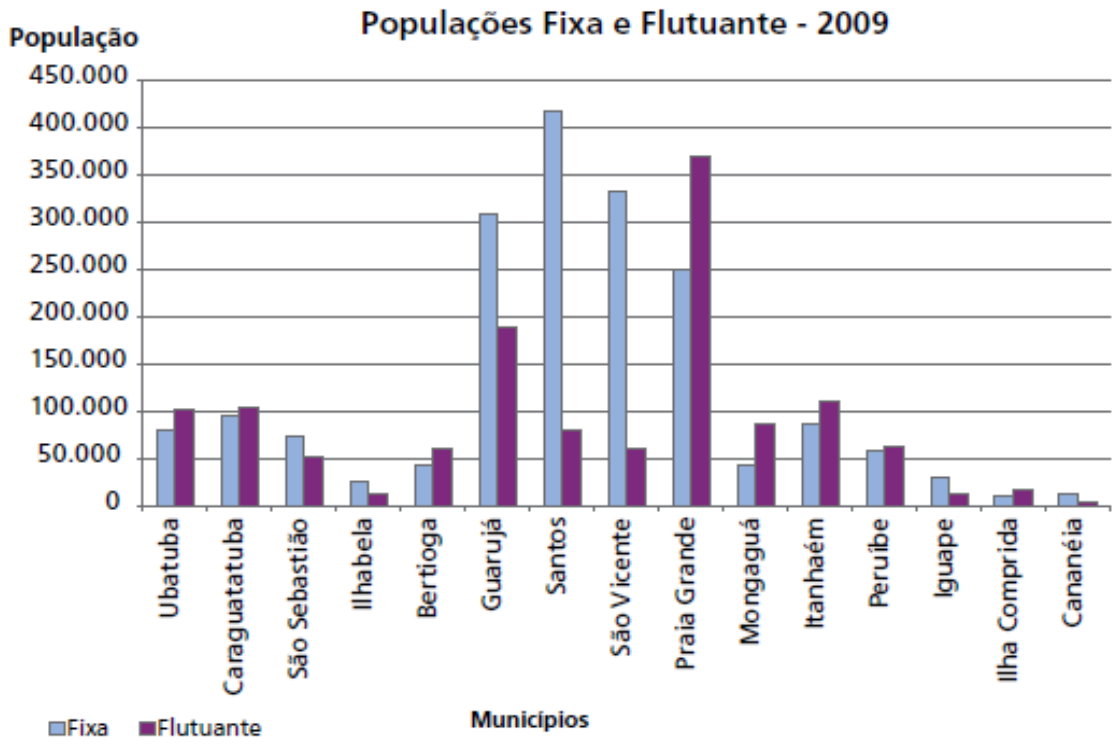

Figura 3.1: População fixa e população flutuante para o ano de 2009 no litoral do Estado de São Paulo.
Fonte: CETESB, 2009.

Cada um dos constituintes do esgoto afeta, direta ou indiretamente, o meio ambiente no curto ou no longo prazo (Tabela 3.2). Os sólidos suspensos, assim como os sedimentáveis, podem levar ao desenvolvimento de bancos de lodo na região de descarga do efluente, podendo favorecer o desenvolvimento de ambientes anaeróbios, afetando qualitativa e quantitativamente a biomassa aquática.

No caso da matéria orgânica, representada pelos parâmetros Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Carbono Orgânico Total (COT), quando lançados a níveis superiores aos da capacidade de assimilação dos corpos receptores, promovem a depleção da concentração de oxigênio dissolvido presente no ambiente aquático, pois na sua mineralização os microrganismos utilizam oxigênio.

Os nutrientes, nitrogênio e fósforo, podem levar a proliferação de algas tóxicas ou não e causar um fenômeno comum em águas litorâneas costeiras, denominado maré vermelha. Óleos e graxas interferem diretamente na ação biológica do meio ambiente aquático por serem partículas flutuantes que impedem a penetração de luz

e oxigênio. O grupo de bactérias coliformes é o indicador de contaminação microbiológica mais utilizado, sua presença indica a probabilidade de outros organismos patogênicos estarem presentes colocando em risco a saúde das pessoas que fazem uso do meio ambiente.

Tabela 3.1: Composição típica de esgotos sanitários tipicamente doméstico não tratado.

Contaminante	**Unidade**	**Concentração**		
		Fraco	**Médio**	**Forte**
Sólidos Totais (ST)	mg/L	370	730	1160
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	mg/L	250	500	800
Fixos	mg/L	145	300	500
Voláteis	mg/L	105	200	300
Sólidos Suspensos (SS)	mg/L	120	230	360
Fixos	mg/L	30	55	80
Voláteis	mg/L	90	175	280
Sólidos Sedimentáveis	mL/L	5	10	20
$DBO_{5,20ºc}$	mg/L	100	200	400
COT	mg/L	80	160	290
DQO	mg/L	200	400	800
Nitrogênio Total	mg/L	20	40	85
Orgânico	mg/L	10	20	35
Amoniacal	mg/L	10	20	50
Nitrito	mg/L	0	0,05	0,1
Nitrato	mg/L	0,10	0,20	0,40
Fósforo total	mg/L	5	10	20
Orgânico	mg/L	2	4	7
Inorgânico	mg/L	3	6	13
Cloretos	mg/L	30	50	100
Sulfetos	mg/L	20	30	50
Alcalinidade ($CaCO_3$)	mg/L	50	100	200
Óleos e Graxas	mg/L	50	100	150
Coliforme Total	NMP/100 mL	10^6 - 10^7	10^7 - 10^8	10^7 - 10^9
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 mL			

Adaptado de: Metcalf e Eddy, 2003; Jordão e Pessoa 2011.

Tabela 3.2**:** Alguns constituintes presentes nos esgotos e seus impactos sobre o ambiente marinho.

Constituinte	Impacto
Sólidos Suspensos	Elevados níveis de sólidos em suspensão podem causar turbidez excessiva, sombreamento de bancos de algas, que é potencialmente prejudicial ao ambientes bentônicos e podem levar a condições anaeróbias. Além disso, partículas finas podem esta associada com compostos orgânicos tóxicos, metais e organismos patogênicos.
Matéria Orgânica	A degradação biológica de matéria orgânica exerce uma demanda de oxigênio podendo levar a redução da concentração de oxigênio dissolvido. A composição orgânica dos esgotos é comumente expressa em termos de DBO. Altos níveis de DBO em ambientes aquáticos podem causar, consequentemente, hipóxia e anóxia, especialmente em sistemas aquáticos rasos e de baixa circulação, resultando em mortandade de peixes em condições anaeróbias. Além disso, condições anaeróbias favorecem a liberação de maus odores devido a produção de gás sulfídrico.
Nutrientes	Nutrientes podem levar a um aumento da taxa de produção primária (produção de oxigênio e biomassa de alga), níveis adversos causam florações de algas, morte de corais e macroalgas. A morte massiva de algas resultará em matéria orgânica adicional e, consequentemente, em consumo adicional de oxigênio.
Organismos Patogênicos	Patógenos podem causar doenças e levar a morte. Exposição humana a organismos patogênicos através do contato com água contaminada ou consumo de moluscos contaminados pode resultar em infecção e doenças.
Compostos Orgânicos Tóxicos	Grande parte dos compostos tóxicos são suspeitos de ser cancerígenos e mutagênicos. Esses compostos podem se concentrar em mariscos e tecidos de peixes, colocando em risco os seres humanos através do consumo desses animais. A bio-acumulação afeta os peixes e os animais selvagens em níveis mais altos da cadeia alimentar.
Metais	Metais em formas específicos podem ser tóxicos para diversos organismos marinhos e a seres humanos, os mariscos são especialmente vulneráveis em áreas com sedimentos altamente contaminados
Óleos e Graxas	Os óleos e graxas flutuam na superfície marinha, interferem nas trocas gasosas, são potencialmente tóxicos para a vida aquática, destroem a vegetação costeira, reduzem o uso recreacional da água e das praias

Fonte: Adaptado de UNEP, 2004.

3.1.1 – Nutrientes e eutrofização

Um dos maiores problemas acarretados pelo lançamento de substâncias dissolvidas (nutrientes) no meio ambiente marinho é o surgimento de eventos de eutrofização. A eutrofização de ambientes costeiros foi reconhecida como distúrbio do ecossistema marinho desde os anos 60 (VAN BEUSEKOM, 2005). Devido à complexidade das causas, efeitos e processos relacionados com eutrofização, um grande número de definições foram propostas tanto por pesquisadores como organizações internacionais. Vollenweider (1998) define eutrofização como um processo de enriquecimento da água por nutrientes utilizados por plantas, principalmente nitrogênio e fósforo que estimulam a produção primária aquática, sendo mais seriamente manifestada por florações visíveis de algas, aumento das algas bentônicas e crescimento de algas tóxicas. O ciclo simplificado dos nutrientes em ambientes eutrofizados pode ser observado na Figura 3.2.

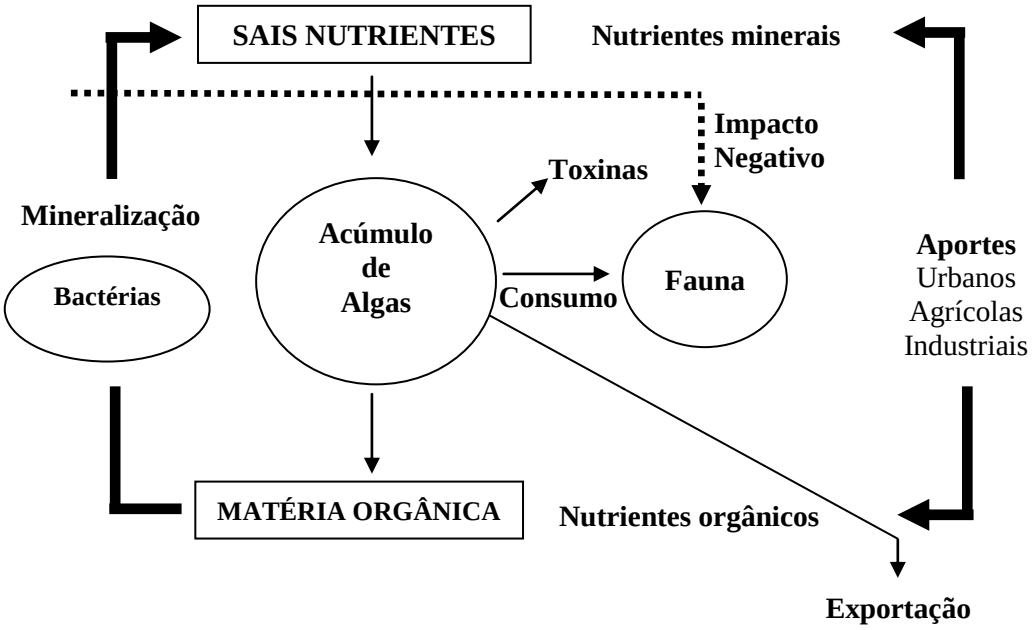

Figura 3.2**:** Ciclo simplificado dos nutrientes em ambientes aquáticos eutrofizados
Fonte: Adaptado de Lacaze, 1996.

A eutrofização é um processo natural caracterizado pelo crescimento excessivo de algas devido ao aporte de nutrientes para o ambiente marinho (KITSIOU; KARYDIS, 2011). Além da concentração de nutrientes, fatores físicos como a geomorfologia, a profundidade média, penetração de luz e as correntes predominantes também afetam o processo de eutrofização (DE JONGE *et al.*, 2002). Além disso, deve-se ter

em mente que a zona costeira é também um sistema complexo sobre um ponto de vista ecológico: vários ecossistemas são adaptados a elevados fluxos de nutrientes de fontes terrestres, elevada produtividade biológica e alta diversidade (CROSSLAND *et al.,* 2005).

O Conselho Nacional de Pesquisa dos EUA (NRC, 2000) fez uma extensa revisão das causas da eutrofização em água costeiras e encontrou que o enriquecimento das águas marinhas por nutrientes pode resultar nos seguintes efeitos adversos:

- Aumento da produtividade primária;
- Aumento da demanda de oxigênio;
- Mudanças na estrutura da comunidade causados por anoxia e hipóxia;
- Mudanças na estrutura da comunidade de fitoplâncton;
- Florações de Algas Tóxicas (FAT);
- Destruição de corais.

Nesse sentido, a adição de nitrogênio e outros nutrientes através de esgotos tratados na região de Perth's, na Austrália, provocaram um aumento na concentração de Clorofila-*a* e a redução da penetração da luz nas águas adjacentes (THOMPSON; WAITE, 2003). Da mesma forma, na região de lançamento do emissário submarino de Santos (São Paulo), onde são descartados em média 3,0 $m^3.s^{-1}$ de esgoto apenas com tratamento primário, têm sido reportados elevados valores de Clorofila-*a* quando comparado com dados da região sem influência direta do emissário submarino, indicando um aumento na produtividade primária da região (CETESB, 2006).

Se a abundância de nutrientes persiste no tempo, a eutrofização pode acarretar alterações na periodicidade dos ciclos planctônicos, modificando o padrão de equilíbrio, assim como a amplitude e duração de florações, de modo que haja elevada biomassa durante todo ciclo anual, sobretudo no período de verão (KITSIOU; KARYDIS, 2011). Em determinadas condições hidrodinâmicas, a estimulação da biomassa de algas resultante da abundância de nutrientes pode provocar, portanto, uma mudança no balanço dos processos naturais que ocorrem no ecossistema, as quais podem resultar em efeitos associados com a eutrofização,

tais como variações na diversidade e abundância das espécies planctônicas (GILBERT *et al.,* 2006), proliferações de algas tóxicas ou fenômenos de hipoxia ou anoxia das massas de águas e nos sedimentos, capazes de alterar tanto a diversidade como a abundancia dos organismos pelágicos e bentônicos (HEISLER *et al*.,2008; ANDERSON *et al*., 2002; GLIBERT *et al*., 2008).

A introdução de grandes quantidades de Nitrogênio (N) e Fósforo (P) aumenta a probabilidade de que ocorram episódios de proliferação de espécies tóxicas (HOWARTH, 2008). Nesse sentido cabe indicar que, embora os lançamentos de esgotos sanitários liberem elevadas concentrações de fósforo e nitrogênio, alguns autores sugerem que além de P e N deve ser introduzido silicato ao meio marinho, ou seja, deve-se alterar a disponibilidade de Si em relação ao N e P no meio para que as espécies de algas potencialmente produtoras de toxinas possam ser favorecidas em detrimentos as outras espécies (BERNER, 1996).

A proliferação de algas tóxicas pode ser considerada como o efeito mais notório e, talvez, o mais impactante da eutrofização. A proliferação excessiva de determinados tipos de algas pode acarretar no aparecimento do fenômeno denominado maré vermelha, como os ocorridos em Hakata Bay (KARIM *et al.*, 2002) e em Kattegat, no Mar do Norte (FIGUEIRAS *et al.*, 1994). Essas florações de algas podem provocar, além de mudanças na composição das espécies fitoplânctonicas, efeitos nocivos sobre as comunidades biológicas, como a mortandade de peixes e invertebrados ou efeitos sobre a saúde humana através de toxinas como a *Diarrheic Shellfish Poissoning* (DSP) ou a *Paralytic Shellfish Poissoning* (PSP) acumuladas em pescados ou mariscos (GILBERT *et al.,* 2006).

Existe agora um consenso sobre alguns aspectos da relação entre eutrofização e Florações de Algas Tóxicas (FAT) (HEISLER *et al*., 2008). Vários autores têm investigado relações potenciais entre FAT e eutrofização a nível global (BURKHOLDER, 1998; ANDERSON *et al*, 2002;. GLIBERT *et al*., 2006; GLIBERT *et al*, 2008). Em alguns casos, a ligação é clara e inequívoca. Por exemplo, as reduções obigratória nos aporte de poluentes no Mar do Japão em meados dos anos 1970 levou a uma diminuição proporcional na ocorrência de marés vermelhas e

eventos de FAT (OKAICHI, 1997). Da mesma forma que o aumento das cargas de nutrientes ao noroeste do Mar Negro, de 1970 e 1980, levou a um aumento e mudança de composição na proliferação de algas (BODEANU; RUTA, 1998).Posteriormente, na década de 1990, houve um declínio nos espisódios de FAT, coincidindo com uma diminuição na carga de nutrientes devido a redução do uso de fertilizantes após a dissolução da antiga União Soviética e rescisões dos subsídios agrícola (ANDERSON *et al*., 2008). Pode-se observar na Figura 3.3 um aumento significativo nas florações de algas nocivas entre as decadas de 80 e 90.

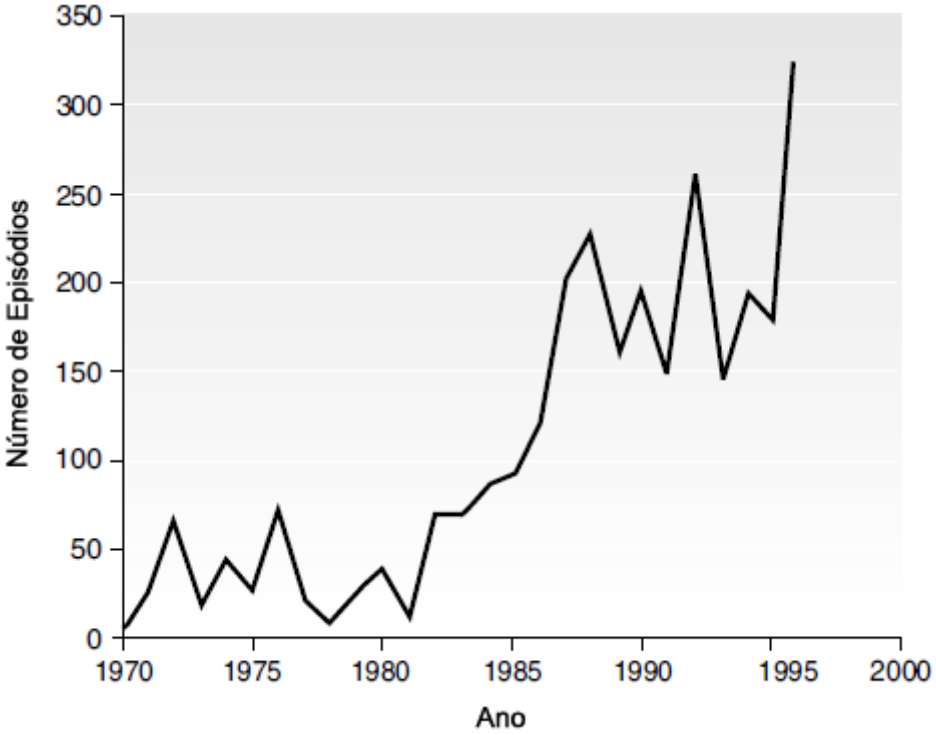

Figura 3.3: Floração de algas nocivas no Atlântico Centro-Oeste, 1976-1996.
Fonte: GESAMP, 2001.

As vias e mecanismos através dos quais os nutrientes fornecidos pelas atividades humanas podem estimular o crescimento de algas são muitas vezes complexos e sutis. Por exemplo, agora é evidente que além da quantidade de nutrientes fornecidos através de fontes pontuais e não pontuais de poluição, a abundância relativa dos principais nutrientes (por exemplo, as taxas de fornecimento de nutrientes) e da forma química desses nutrientes (por exemplo, inorgânicos em relação a nutrientes ligados a compostos orgânicos) são importantes (SMAYDA, 1989; ANDERSON *et al*., 2002; GLIBERT *et al*., 2006). Além disso, reconhece-

se que os efeitos dos nutrientes não podem ser inferidos a partir de dados de concentração apenas, na verdade, pode haver uma relação negativa entre a concentração de nutrientes no ambiente e de biomassa devido à incorporação do nutriente na biomassa (ANDERSON *et al*., 2008). A carga de nutrientes ou taxas de fluxo são consideradas as medida mais apropriada, mas muito mais difícil de quantificar.

3.1.2 – Contaminação Microbiológica

Os esgotos sanitários, além de conter matéria orgânica em estado dissolvido, coloidal ou particulado, apresentam contagem elevada de organismos, em sua maioria de origem fecal que ao final são lançados ao meio aquático, representando um risco para saúde humana. Entre os microorganismos, encontram-se as bactérias presentes no sistema digestivo dos mamíferos, como os Coliformes Termotolerantes (*Escherichia Coli*) e os Enterococos (*Steptococus faecalis*), que, devido a sua abundancia, servem de indicadores de contaminação por organismos patogênicos. Em outras palavras, se utiliza de sua maior ou menor concentração para avaliar a probabilidade de que estejam presentes microorganismos como *Salmonella typhi*, *Staphylococcus aureus* o *Vibrio cholerae*, assim como de vírus, fungos e protozoários (YORK *et al*., 2002).

A contaminação microbiana de vírus entéricos e bactérias tem sido relatado como um problema crônico em várias regiões costeiras ao redor do mundo, sendo estimado um impacto econômico de 13 billhões de dólares em todo mundo e em mais de 2 milhões de pessoas devido a doenças relacionadas com a contaminação marinha (WHO, 2003). Na Flórida, por exemplo, a contaminação microbiológica de vírus entérico e bactérias é problema crônico na Baída de Tampa, Sarasota e nos *Keys*, causada provavelmente pela alta concentração de sistema de esgoto, solos porosos e as conexões hidrológicas entre as águas subterrâneas e enseadas costeiras e estuários (LIPP *et al.,* 2001). Ainda nos EUA, no ano de 2000, havia mais de 11 mil praias fechadas devido a contaminação microbiológica, quase o dobro em relação ao ano anterior (GRIFFIN *et al*., 2003). No estado de São Paulo, durante os

anos de 2009 e 2010, em alguns períodos do ano mais de 40% das praias monitoradas pela CETESB estiveram impróprias para banho (CETESB, 2010).

O controle da contaminação microbiológica está diretamente relacionado com o gerenciamento do Sistema de Esgotamento Sanitário (SEE), seja pelo planejamento adequado do lançamento das águas residuárias ou pela adoção de tecnologias de tratamento que podem reduzir a concentração de microrganismos antes do lançamento. Nesse sentido, o sistema de disposição oceânica de esgotos sanitários, que inclui um emissário submarino como parte integrante do sistema, apresenta-se como uma opção viável no gerenciamento desse problema (YANG *et al*., 2000; WHO, 2003; JUANES *et al*, 2005).

Uma vez alcançado o meio marinho, estes microorganismos, associados, em sua maioria, às partículas em suspensão que transportam os efluentes (BORST; SELVAKUMAR, 2003), terão sua concentração reduzida devido a processos físicos relacionados à diluição inicial (advecção e dispersão) e ao decaimento bacteriano ocasionado por fatores ambientais como a radiação solar, pH, temperatura, salinidade ou predação, podendo provocar a redução de muitos desses microorganismos durante sua dispersão (CANTERAS *et al.*, 1995, ROBERTS *et al*., 2010). Medições de campo em todo o mundo fornecem uma ampla gama de valores do tempo necessário para a redução de 90% das populações de bactérias entéricas na água do mar em relação a suas concentrações originais, parâmetro denominado de t_{90}. Os valores de t_{90} variam de 0,6 a 24 horas durante o dia e de 60 a 100 durante a noite (WOOD; BELL, 1993; ROBERTS *et al.,* 2010). Além disso, Wood e Bell (1993) ressaltam que os vírus entéricos tendem a sobreviver mais tempo na água do mar do que as bactérias entéricas. Feacham *et al*. (1983) demonstraram que a 20 ºC o t_{90} para as bactérias foi de 0,6 a 8 horas e o t_{90} encontrado para vírus entérico foi de 16 a 24 horas.

Entretanto, parte dos microorganismos remanescentes do processo de decaimento bacteriano pode contaminar massas de água nas quais são desenvolvidas atividades recreativas ou de extração de produtos marisqueiros, o que pode gerar problemas para os possíveis usuários e consumidores. É através destes usos do

meio aquático aonde os microorganismos patogênicos vão se interelacionar com a população humana.

3.2 – Tecnologias de tratamento de esgotos sanitários

A partir da descrição anterior sobre o impacto do lançamento de esgotos sanitários em ambientes aquáticos, pode-se dizer que o objetivo do tratamento de esgotos é corrigir suas características indesejáveis, de tal forma que sua disposição final possa ocorrer de acordo com as normas vigentes e com mínima alteração de qualidade da água do corpo receptor. Em geral, a tradução desses objetivos de tratamento em termos de qualidade ambiental referem-se à remoção, do esgoto sanitário, de sólidos grosseiros, material em suspensão e flutuável, compostos orgânicos biodegradável, nutrientes (fósforo e nitrogênio) e organismos patogênicos.

A remoção de poluentes no tratamento de esgoto, de forma a adequar o lançamento a uma qualidade desejada ou a um padrão de qualidade vigente, está associada aos conceitos de nível de tratamento (Tabela 3.3). Descrições detalhadas sobre os processos envolvidos são apresentados em diversos livros como MetCalf e Eddy (2003), Henze *et. al* (2002), Jordão e Pessoa (2011).

Tabela 3.3: Níveis de tratamento de esgoto com as principais técnicas utilizadas.

Nível de Tratamento	Técnica	Objetivo	Resíduos
Preliminar	Gradeamento	Remover sólidos grosseiros, evitar o entupimento e o danos a tubulação	Madeira, papelão, tecidos, cabelos, areia, óleos & graxas
Primário	Sedimentação e caixa de areia	Remoção de material em suspensão sedimentável	Lodo primário
Secundário	Oxidação biológica	Remoção de matéria orgânica	Grande quantidade de lodo, biogás
Terciário	Desinfecção, filtração, coagulação-floculação, Nitrificação e Desnitrificação	Remoção de organismos patogênicos, nitrogênio e fósforo	Depende do tipo de tecnologia adotada.

Ao selecionar um contaminante é necessário determinar qual a estratégia que será adotada para minimizar ou eliminar seu efeito adverso. Desta forma, as Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) podem ser implantadas em diferentes níveis de tratamento, com diferentes graus de complexidade. As reduções de cada contaminante são acumulativas, já que em geral os processos mais específicos vão apoiando-se nos anteriores. Para cada etapa de tratamento existe uma grande quantidade de opções que podem ser utilizadas para atingir resultados similares, resultando num grande número de combinações possíveis.

- *Tratamento Preliminar*

O tratamento preliminar visa à remoção de sólidos grosseiros com o objetivo de proteger as etapas seguintes do tratamento, evitando obstruções e danificações das tubulações e equipamentos, além de evitar o lançamento de material flotante no corpo receptor. O tratamento é realizado em unidades onde predominam processos físicos, constituídos por unidades de gradeamento, peneiramento e desarenação. Ao final dessa etapa os principais resíduos produzidos são areia, pedaços de madeira, sacos plásticos, papelões e tecidos.

Para emissários submarinos precedido apenas de tratamento preliminar, as peneiras com aberturas variando entre 0,5 e 3 mm têm sido mais utilizadas (SOBRINHO, 2006). Para uma peneira com abertura de 1,0 mm é possível atingir uma eficiência de remoção de 90% de sólidos flutuáveis, 10% de sólidos em suspensão, 30% de óleos & graxas totais e 20% em relação a DBO_5 (HUBER *et al*., 1995). É estimado uma geração de 100 a 250 L de material retido nas peneiras por 1000 m^3 de esgoto (SOBRINHO, 2006).

No caso de lançamento oceânico de esgotos sanitários, a Organização Mundial da Saúde (OMS) considera que o tratamento preliminar seguido de uma emissário submarino efetivo (diluição inicial > 100 e longe da costa) impõe baixo risco a saúde humana, podendo essa ser uma opção adotada, sobretudo em países em desenvolvimento (WHO, 2003). Embora essa seja uma opção viável, é preciso ter em mente que o esgoto após o tratamento preliminar possui elevado potencial poluidor, haja vista que grande parte dos poluentes, dentre eles sólidos em

suspensão, matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos, continuam presentes.

- *Tratamento primário*

O tratamento primário consiste, basicamente, na remoção de Sólidos em Suspensão (SS). Da mesma forma que o tratamento preliminar, nessa etapa de tratamento predominam os processos físicos, sendo realizado principalmente em decantadores, denominado decantadores primários, que sob determinadas condições de escoamento ocorre remoção de 40 a 60% de sólidos em suspensão dos esgotos sanitários (METCALF; EDDY 2003). Juntamente com material em suspensão parte do material orgânico presente no esgoto é removido representando, em média, cerca de 30% da DBO total presente no esgoto (JORDÃO; PESSOA, 2011). Os principais resíduos coletados nessa etapa de tratamento são sólidos, escuma e gordura. Para um esgoto sanitário de composição média a geração de lodo fica em torno de 0,10 a 0,17 kg/m^3 de esgoto (METCALF; EDDY 2003).

O lodo gerado nessa etapa de tratamento (lodo primário) possui elevado teor orgânico, ou seja, uma relação SSV/SST≥ 0,55, sendo necessário sua digestão antes da disposição final. Desta forma, a tendência atual na engenharia sanitária brasileira tem sido a substituição dos decantadores primários por processos biológicos anaeróbios, sobretudo o reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) que, além de remover uma quantidade mais elevada de DBO_5 (60 - 75%) e SST (60 - 80%). Como resultado, tem-se estações com layouts mais simples, mais compactas e com operações mais simplificadas (CHERNICHARO, 2007).

Além do tratamento preliminar convencional e da utilização de reatores UASB, outra tecnologia proeminente utilizada para substituir ou melhorar o tratamento preliminar é a utilização de um processo físico-químico juntamente com o decantador primário, resultando no conhecido Tratamento Preliminar Quimicamente Assistido (TPQA) ou também denominado tratamento preliminar avançado. O TPQA envolve a adição de substâncias químicas, tipicamente sais como cloreto férrico ou sulfato de alumínio, antes do tanque de sedimentação, o que resulta em eficiências mais elevadas de

Sólidos em Suspensão Totais (SST) e DBO_5. Nesse sistema são esperadas remoções de até 85% de SST, 50 - 70% de DBO_5 e, dependendo da dosagem de coagulante utilizada, 85% de fósforo podem ser atingidas (METCALF; EDDY, 2003; JORDÃO; PESSOA, 2011; PROSAB, 2009). Entretanto, Roberts *et al.* (2010) ressalta que, embora esse processo seja bem estabelecido e utilizado a vários anos, ainda não há uma aceitação generalizada que seria espera com base no seu desempenho.

Uma das aplicações do TPQA é sua utilização antes de lançamento por emissários submarinos quando existe a necessidade de melhorar a qualidade do efluente lançado. Exemplos bem sucedidos para o tratamento de esgoto por TPQA seguido por emissários submarinos foram realizados em Hong Kong (XU *et al.,* 2011), Hawaii (GRIGG; DOLLAR, 1995) e San Diego (UNION TRIBUNE, 2002). Nos casos do Hawaii e San Diego foi demonstrado que a troca do TPQA por um tratamento secundário não traria nenhum beneficio para o meio ambiente marinho (ROBERTS *et al*., 2010).

Outro ponto importante relacionado com o TPQA é a possibilidade desinfecção eficiente do efluente, representando uma vantagem importante para países em desenvolvimento onde elevados índices de mortalidade resulta, também, de corpos hídricos contaminados (COOPER-SMITH, 2001). Em Hong Kong, parte do esgoto lançado pelo emissário submarino situado na área do porto que atende uma população de três milhões de habitantes passa por um TPQA antes de ser lançando, com eficiências de 70, 80 e 50% de DBO_5, SST e bactéria, respectivamente, sendo, ainda, o efluente desinfetado antes da disposição final (XU *et al*.,2011).

- *Tratamento Secundário*

O principal objetivo do tratamento secundário é a remoção de matéria orgânica, expressada pelos parâmetros DBO_5, DQO e COT. Vários processos de tratamento secundário são concebidos de forma a acelerar os mecanismos de degradação que ocorrem naturalmente nos corpos receptores. Assim, a decomposição dos poluentes orgânicos degradáveis é alcançada, em condições controladas, em intervalos de tempo menores do que os sistemas naturais. Nessa etapa de tratamento, a grande

maioria dos sistemas utiliza processos biológicos, ou seja, enquanto nos tratamentos preliminar e primário predominam mecanismos de ordem física, no tratamento secundário a remoção de matéria orgânica é efetuada por reações bioquímicas, realizadas por microrganismos.

Em condições aeróbias os microrganismos convertem a matéria orgânica em gás carbônico, água e material celular (crescimento e reprodução dos microrganismos). Já em condições anaeróbias, têm-se a produção de biogás além da formação de novos microrganismos. Como resultado dos processos metabólicos, há a geração de lodo nesses sistemas, resultante do anabolismo, sendo considerado o principal problema do tratamento secundário.

Existem vários sistemas biológicos de tratamento com diferentes configurações. De maneira geral, os sistemas aeróbios são os mais utilizados por produzirem um efluente com boa qualidade. Dentre eles cabe destacar o processo de lodos ativados, onde é possível obter eficiências de até 95% de remoção de DBO_5 (HENZE *et al*., 2008; BERNAT *et al*., 2010). Além disso, deve-se ressaltar a possibilidade de configurar o sistema de lodos ativados para remoção de amônia, ou seja, nitrificação (ROSSO, *et al*., 2011), remoção de nitrogênio total (nitrificação e desnitrificação) (KIM *et al*., 2011; PAETKAU; CICEK, 2011) e remoção biológica de fósforo (SEVIOUR *et al*., 2003; MANNINA, 2011). Embora o sistema de lodos ativados apresente as vantagens supracitadas, os custos relacionados com o tratamento da fase sólida, ou seja, do lodo gerado (0,1 a 0,15 kg de lodo/m^3 de esgoto) e o gasto energético com a aeração representam, ainda, uma grande limitação desses sistemas. Um resumo das principais tecnologias utilizadas no tratamento secundário com suas respectivas eficiência é apresentada na Tabela 3.4.

Além dos sistemas convencionais de tratamento de esgoto os sistemas de separação por membranas combinados com o tratamento biológico (lodos ativados), denominado Biorreatores de Membrana (*MBR - Membrane Bioreactor*) tem recebido grande destaque. A tecnologia consiste na substituição dos decantadores secundários, onde ocorre a separação da biomassa (lodo) do esgoto tratado, por membranas de Microfiltração (MF) e Ultrafiltração (UF) (JUDD, 2006). Diferente do

Sistema Convencional de Lodos Ativados, onde as propriedades de formação e sedimentação do lodo são relevantes, a principal força motriz para a seleção da biomassa nos Biorreatores de Membranas é sua capacidade de remoção de poluentes específicos das águas residuárias. Diante do fato que o sistema pode ser operado com elevadas concentrações de biomassa (12 – 18 g SST/L) e idade do lodo, é possível obter um consorcio microbiano altamente especializado resultando em um efluente de alta qualidade. Além disso, sistema MBR é capaz de ser aplicado com todos os processo de remoção biológica de nutrientes, incluindo nitrificação (XUE *et al*., 2009), desnitrificação (PAETKAU *et al*., 2011) e remoção biológica de fósforo (ABEGGLEN *et al*., 2008), tornando-se uma opção de tratamento atraente quando existe a necessidade de reúso de água e restrições para o lançamento de efluente.

Tabela 3.4: Eficiências típicas de remoção de alguns contaminantes presentes no esgoto por diferentes sistemas de tratamento.

Sistema	**Eficiência média de remoção**					
	DBO_5 (%)	DQO (%)	SS (%)	Amônia (%)	N-Total (%)	P-total (%)
Lagoa Facultativa	75-85	65-85	70-80	<50	<60	<35
Reator UASB	60-75	55-70	65-80	<50	<60	<35
UASB + Lodos Ativados	83-93	75-88	87-93	50-85	<60	<35
UASB + BFAS[1]	83-93	75-88	87-93	50-85	<60	<35
Lodos Ativados - Conv.	85-93	80-90	87-93	>60	<60	<35
Lodos Ativados - AP[2]	90-97	83-93	87-93	>80	<60	<35
Filtro Biológico Percolador	85-93	80-90	87-93	65-85	<60	<35
MBR convencional	98-99	90-95	100	>80	<70	<40

[1]Biofiltro Aerado Submerso
[2]Lodos Ativados com Aeração Prolongada
Fonte: Von Sperling, 2005.

- *Tratamento Terciário*

A adição de uma etapa de pós-tratamento numa estação de tratamento de esgotos sanitários tem por objetivo a remoção de nutrientes e/ou organismos patogênicos. Os processos predominantes dependem dos compostos que serão removidos. Os nutrientes, fósforo e nitrogênio, podem ser removidos tanto por processos biológicos, como físico-químicos. No caso do nitrogênio o sistema de lodos ativado (biomassa

suspensa ou aderida) é o que apresenta maior potencial pela possibilidade de reproduzir os processos de nitrificação e desnitrificacão, atingindo remoções de até 85% de nitrogênio total. Já os organismos patogênicos podem ser inativados por processos químicos e físicos, sendo a cloração o processo de desinfecção mais utilizados pelo baixo custo.

3.2.1 - Custos associados ao tratamento de esgoto

Os custos de implantação e operação de estações de tratamento de esgotos sanitários estão diretamente associados ao processo e do grau de tratamento adotados. Um sumário dos custos relativos dos típicos processos de tratamento e das respectivas eficiências de remoção de SST, DBO_5 e nutrientes (P e N) é mostrado na Tabela 3.5, onde os processos são apresentados em ordem crescente de sofisticação.

O custo capital varia amplamente para diferentes plantas de tratamento do mesmo tipo e em diferentes países por duas razões principais. Primeiro cada processo pode ser projetado sobre uma ampla gama de critérios. A escolha do parâmetro de projeto afeta tanto a qualidade do efluente quanto os custos de investimento. Por exemplo, tratamento secundário por lodos ativados pode ser projetado como um sistema de lodos ativados de alta taxa com baixos tempos de detenção hidráulica (2 - 4 horas) no reator biológico, ou como lodos ativados de aeração prolongada com um tempo de detenção hidráulica de 10 - 24 horas. Os custos do reator de aeração prolongada são muito maiores do que os de alta taxa. Segundo, os custos de mão-de-obra, material, equipamento, terreno, bem como impostos e taxas variam para diferentes países.

A comparação de diferentes tecnologias no tratamento de esgoto é sempre difícil e requer uma análise extensiva. No gerenciamento de esgoto, a operação e manutenção (O&M) são itens essenciais e detêm uma grande parte dos custos, pois são influenciadas pela seleção da tecnologia. Conforme apresentado na Figura 3.4 os custos se elevam rapidamente com o aumento do nível de tratamento, ou seja, com aumento da eficiência de remoção de contaminantes. Além disso, pode-se

observar na mesma figura o potencial do TPQA para implantação com emissários submarinos, onde existe a necessidade de melhorar a qualidade do efluente lançado, quando comparado com o tratamento secundário.

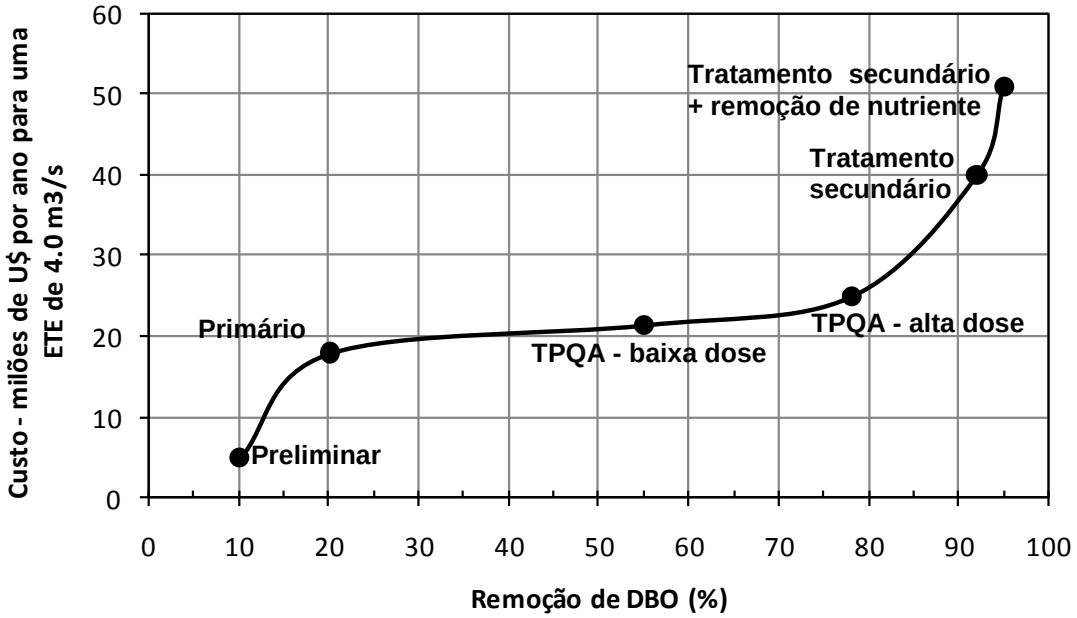

Figura 3.4: Custo anual de tratamento de águas residuárias para uma vazão de 4,0 m3.s^{-1}. Adaptado: Roberts *et al*., 2010.

Tabela 3.5: Custo do tratamento e porcentagem de remoção dos processos convencionais de tratamento.

Constituinte	Peneira	Primário Convencional	Emissário Submarino + Preliminar	TPQA		Secundário, mais:		
				Baixa dose	Alta dose	Primário convencional	TPQA	Remoção de nutrientes
SST (mg/L)	5 - 20[a]	41 -69	99[d]	60 - 82	86 - 98	89 - 97	88 - 98	94
DBO (mg/L)	5 - 20[a]	14 - 36	99[d]	45 - 55	67 - 89	86 - 98	91 - 99	95
N - Total (mg/L)	--	2 - 28	99[d]	20 - 35	NA	0 - 60	NA	80 - 88
P - Total (mg/L)	--	19 - 57	99[d]	44 - 60	80 - 85	10 - 56	83 - 91	85 - 95
O&M (US$/$m^3$)	0,04	0,13	0,18[c]	0,16	0,18	0,29	0,32	0,37
Custo capital (US$/hab)	5 - 20	50 - 100	36 - 62[c]	50 - 100	50 - 120	100 - 200	100 - 200	150 - 250

[a]depende da abertura da peneira;
[b]depende do parâmetro de projeto adotado;
[c]dados do plano diretor dos emissário submarinos de Peruíbe, Bertioga e Itanhaém (ARASAKI, 2004);
[d]Diluição de 100:1 ao final do campo próximo;
Fonte: Roberts *et al*., 2010; Jordão e Campos, 2011, Metcalf e Eddy, 2003.

3.3 – Disposição Oceânica de Esgotos Sanitários

Segundo Gonçalves e Sousa (1997), o sistema de disposição oceânica de esgotos sanitários é aquele destinado a promover o tratamento desses efluentes utilizando a capacidade potencial de autodepuração das águas marinhas para promoção da redução das concentrações de poluentes a níveis admissíveis pela legislação vigente, mas sem que haja um deterioramento da qualidade ambiental das zonas costeiras.

De maneira geral, um sistema de disposição oceânica de esgotos sanitários é composto, quando completo, por cinco unidades (Figura 3.5): (1) Estação de Pré-Condicionamento (EPC) dos efluentes a serem lançados às águas marinhas, (2) Emissário Terrestre, destinado a transportar estes efluentes até à (3) Câmara ou chaminé de equilíbrio, (4) Emissário Submarino, destinado a transportar os efluentes pré-condicionados até à (5) Tubulação Difusora, situada a uma distância e profundidade tais que venha a proporcionar a formação de um adequado campo de mistura de efluentes pré-condicionados e águas marinhas.

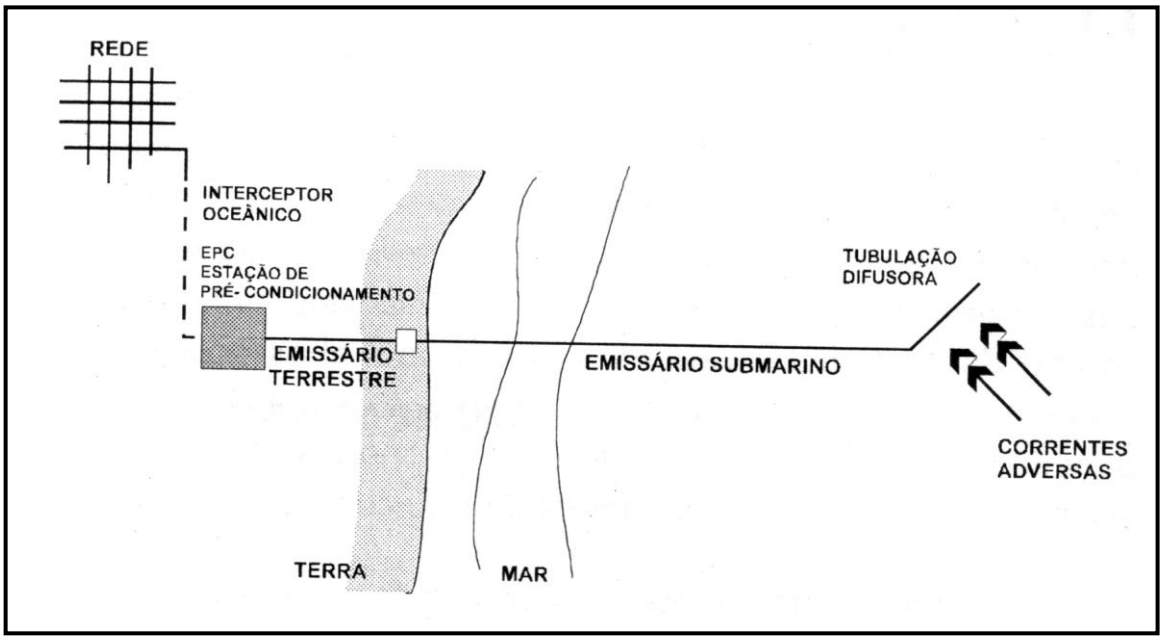

Figura 3.5: Unidades componentes de um Sistema de Disposição Oceânica de Esgotos Sanitários.
Fonte: Gonçalves e Souza, 1997.

A combinação da forte mistura inicial induzida pelo sistema difusor instalado e a adequada localização em relação à capacidade do ambiente de mistura, transporte e

autodepuração natural, reduzem a concentração dos contaminantes significantemente. A comparação teórica entre os tratamentos e as tecnologias de descargas é quantitativamente descritas na Tabela 3.6.

Tabela 3.6: Típica redução de concentração de constituintes dos esgotos dependendo da tecnologia de tratamento e descarga aplicada, sendo dd: difícil de detectar.

Constituinte	**Tratamento**				
	Primário	**Secundário**	**Terciário**	**Preliminar + Emissário[1]**	**Preliminar + Emissário[2]**
SST (%)	60	85	95	99	dd
DBO_5 (%)	20	85	95	99	dd
N – Total (%)	3	10	95	99	99
P – Total (%)	3	10	95	99	99
Coli Total (%)	95	96	98	99	99,9

[1]Emissário longo após1 hora da descarga
[2]Emissário Longo após 6 horas da descarga
Fonte: Lee, 2003; Maier *et al*., 2000.

Embora a solução de lançar o esgoto apenas com um simples condicionamento prévio é claramente competitiva com elevados níveis de tratamento, a redução da concentração dos contaminantes na região do campo próximo é resultado da diluição alcançada no corpo receptor e não da redução da carga dos contaminantes. Desta forma, este tipo de solução, quando adotada, deve ser cuidadosamente avaliada, levando em consideração os impactos no corpo receptor. O mesmo ocorre para tratamentos com níveis elevados quando o lançamento do efluente é realizado diretamente na praia ou por emissários curtos. Nesses locais as condições do ambiente não permitem que haja dispersão e transformação suficiente dos contaminantes elevando o risco a saúde pública (Tabela 3.7).

Fica claro que, independente do nível de tratamento, a presença de um emissário submarino reduz significativamente os riscos a saúde pública e os danos ao meio ambiente. Assim, soluções sustentáveis para o tratamento de esgotos sanitários em regiões costeiras devem considerar as tecnologias de tratamento e as de descargas integralmente, como um esquema único de tratamento e não como uma escolha entre o emissário submarino e a estação de tratamento (ROBERTS *et al*., 2010). Em outras palavras, o emissário deve ser entendido como uma ferramenta na melhoria da qualidade da água em combinação com tecnologias de tratamento.

Tabela 3.7: Risco a saúde humana relacionada com a exposição a esgotos sanitários, onde: +++++ Muito elevado; ++++ Elevado; +++ Moderado; ++ Baixo e + Muito baixo

Processo de Tratamento	Risco a Saúde Humana		
	Lançamento na praia	Lançamento com emissário curto[1]	Lançamento com emissário efetivo[2]
Nenhum	+++++	++++	NA[3]
Preliminar	+++++	++++	++
Primário	+++++	++++	++
Secundário	++++	++++	++
Secundário c/ desinfecção[4]	___	___	___
Terciário	+++	+++	+
Terciário c/ desinfecção[4]	___	___	___
Lagoas facultativas	++++	++++	++

[1] O risco relativo é modificado pelo tamanho da população. O risco relativo aumenta para lançamento de grandes populações e diminui para lançamentos de pequenas populações;
[2] Leva em consideração que a capacidade do corpo receptor não é excedida e que foram considerados condições extremas de clima e oceânica no projeto;
[3] Não Aplicável;
[4] investigações adicionais recomendadas.
Fonte: WHO, 2003.

Os novos paradigmas ambientais e as abordagens para seleção de tecnologias de tratamento confirmam a necessidade de soluções integradas eficientes incluindo fortemente as tecnologias de descargas (Tabela 3.8). Entretanto, a questão do nível de tratamento associado com a disposição oceânica permanece, ainda, como ponto de discussão polêmico repleto de desinformação e sem consenso comum.

A fim de evitar os problemas relacionados com a disposição oceânica de esgotos (contaminação bacteriológica, eutrofização de baías e estuários, etc.) ocasionados pela utilização de métodos tradicionais, baseados apenas nos aspectos hidráulicos usados para validar o lançamento de esgotos sanitários por emissários submarinos em áreas costeiras, as autoridades dos maiores municípios do Norte da Espanha iniciaram o projeto e construção de novos sistemas de saneamento, de tal forma a resolver os impactos ambientais causados durante décadas nos ambientes costeiros (JUANES *et al*., 2005). Para esse propósito, uma abordagem conceitual nova para o projeto de sistemas de saneamento em zonas costeiras foi introduzido na União Européia (ÁLVAREZ, 1996; CNH, 1995), o qual foi aplicado no "desenho ambiental" de sistemas de saneamento de várias comunidades costeiras do Norte da Espanha, a maioria delas com mais de 200.000 habitantes (ÁLVAREZ *et al*., 1998; REVILLA *et al*., 2002; GARCÍA *et al.*, 2005; KOEV *et al*., 2006; ROLDÁN *et al.*, 2006). Um dos princípios que dão suporte a essa nova abordagem refere-se a seleção do nível de

tratamento e diz que o nível efetivo de tratamento deve ser determinado com base nas necessidades de proteção ambiental, ao invés de condições econômicas. A metodologia cita ainda que o único argumento válido para apoiar ou rejeitar opções diferentes deve ser baseada em uma avaliação realista dos riscos ambientais e da sustentabilidade do desempenho do tratamento específico em concreto na zona costeira.

Tabela 3.8: Características de alguns sistemas de disposição oceânica de esgotos sanitários instalados pelo mundo.

País	**Nome/ local**	**Tratamento prévio**	**Vazão (m3/s)**	**Comprimento (m)**	**Profundidade (m)**
E.U.A.	Boston	Secundário	55,6	15.000	30
Reino Unido	Edinburgo	Nenhum	4,0	1.500	30
Austrália	Ninety Mile Beach, Vitória	Primário	0,7	1.300	17
Portugal	Estoril	Preliminar	5,9	2.750	41
	Guia	Preliminar	5,0	1.800	40
Itália	Gênova	Secundário	0,2	1.500	-
	Palermo	Secundário	12,0	1.795	40
Turquia	Kadikoy	Preliminar	7,2	2.280	51
	Yenipaki	Preliminar	10,0	1.180	60
Colômbia	Cartagena	Preliminar	3,0	2850	20
Cuba	La Puntilla	Preliminar	0,62	1.540	40

Fonte: http://outfalls.ifh.uni-karlsruhe.de/output.asp; Roberts *et al*., 2010.

Com base nesses princípios, a Espanha tem adotado o tratamento secundário como opção para a disposição oceânica de esgotos sanitários, sendo o sistema de Lodos Ativados de Alta Taxa a tecnologia utilizada na estação de tratamento (Tabela 3.9). Tal processo caracteriza-se por operar com uma elevada relação Alimento/Microrganismo (A/M: 1 – 5 kg DBO_5/kgSSV.d), baixos Tempos de Detenção Hidráulica (TDH: 1 – 3 horas) e Idade do Lodo (θ_c: 1 - 5 dias), além de baixo consumo de oxigênio (0,4 – 0,8 kg O_2/kg DBO_5 removida) quando comparado com o sistema convencional (HENZE *et al*., 2008). Como resultado, ocorre uma remoção de matéria orgânica em termos de DBO_5 de 50 a 70%. Nessa configuração

não há remoção de nutrientes, nem mesmo nitrificação, ou seja, o objetivo é apenas redução da carga orgânica.

A não remoção de nutrientes em alguns emissários implantados na Espanha, sobretudo no norte, é justificada pela elevada profundidade de lançamento (Tabela 3.9) combinado com fortes correntes. Echavarri-Erasun *et al*. (2010) citam que essas condições favorecem que a pluma de esgoto alcance a superfície somente após a mistura completa, evitando, assim, que os nutrientes estejam disponíveis na superfície em elevadas concentrações o que, combinado com períodos de elevada radiação solar, poderiam aumentar o potencial de eutrofização.

Tabela 3.9: Características de alguns emissários em funcionamento na Espanha.

Cidade	**Extensão (m)**	**Profundidade de Lançamento (m)**	**Vazão Média (m^3/s)**	**Tipo de Tratamento**
Gijón	2203	24	1,5	[1]LA – Alta Taxa
Avilés	2337	26	1,36	[1]LA – Alta Taxa
Santoña	2650	28	1,3	[1]LA – Alta Taxa
Barcelona	3750	50	15,0	[1]LA – Alta Taxa
Bilbao	2390	37	5,86	[1]LA – Alta Taxa
San Sebastián	1330	35	2,6	[1]LA – Alta Taxa
Santander	2430	34	4,5	[1]LA – Alta Taxa

[1]Lodos Ativados de Alta Taxa
Fonte: http://www.marineoutfalls.org/Default.aspx

Da mesma forma que a Espanha, para a disposição oceânica de esgotos na Flórida (EUA), que possui seis emissários em funcionamento (Figura 3.6), tem sido adotado o tratamento secundário com o sistema de lodos ativados como opção de tratamento antes do lançamento pelos emissários submarinos. O tratamento secundário no estado da Flórida deve remover matéria orgânica, sólidos em suspensão e ainda incluir uma desinfecção. As estação de tratamento são projetadas para produzir um efluente que não contenha mais de 30 mg/L de DBO_5 e 30 mg de SST. Além disso, é exigido ainda que, após a desinfecção, o esgoto secundário tratado não pode exceder 20 mg/L de DBO_5 e 20 mg de SST ou remoção de 90% de DBO_5 e SST e 200 NMP de coliformes termotolerantes por 100 mL (HEANEY *et al.*, 2006). No

entanto, nem todo efluente tratado na estação é lançado pelo emissário submarino, uma parte desse efluente tratado é reutilizado (Tabela 3.10).

Tabela 3.10 - Características de alguns emissários submarinos em funcionamento na Flórida (EUA).

Local	**Vazão (m^3/s)**		**Extensão (m)**	**Profundidade (m)**	**Tipo de tratamento**
	Reutilizada	**Emissário**			
Boynton-Delray	0,19	0,54	1585	27,4	LAC[1] + Desinfec.
Boca Raton	0,25	0,47	1575	27,4	LAC[1] + Desinfec.
Broward/North	0,20	1,60	2225	32,6	LAC[1] + Desinfec.
Hollywood	0,11	1,73	3048	28,3	LA-OP[2] + Desinfec.
Miami-Dade/North	0,10	3,53	3566	32,9	LA-OP[2] + Desinfec.
Miami-Dade/Central	0,39	4,58	5730	30,5	LA-OP[2] + Desinfec.

[1]Lodos Ativados Convecional
[2]Lodos Ativados com Oxigênio Puro
Fonte: Heaney *et al.*, 2006.

Apesar desses exemplos contemplarem o tratamento secundário como opção de tratamento para disposição oceânica de esgotos, ROBERTS *et al*. (2010) ressalta que para cidades costeiras, o tratamento preliminar seguido por emissário submarino é uma opção acessível, eficaz e confiável. O mesmo autor cita ainda que existem vários emissários funcionado corretamente com esse tipo de solução, citando os emissários de Concepción (Chile) e Cartagena na Colômbia.

Embora a idéia de se utilizar o tratamento preliminar seja atrativa, é preciso ter em mente que o esgoto proveniente desse tratamento possui, ainda, um elevado potencial poluidor, pois a maioria dos poluentes continuam presentes, tanto em suspensão como dissolvidos. Assim, a utilização do tratamento preliminar como etapa de pré-condicionamento de esgoto deve ser feita de maneira muito criteriosa, levando em consideração a localização do emissário, os usos que são feitos da água, a concentração dos poluentes e, sobretudo, a vazão de esgoto que será lançada. Nessa configuração, qualquer variação que ocorra na composição do efluente será refletida diretamente no corpo receptor, uma vez que não há amortização na estação de condicionamento. Além disso, eventos de baixa hidrodinâmica durante períodos de maré de quadratura podem levar a condições

adversas de diluição, resultando em aumento da concentração de poluentes no corpo receptor (WERME; HUNT, 2006).

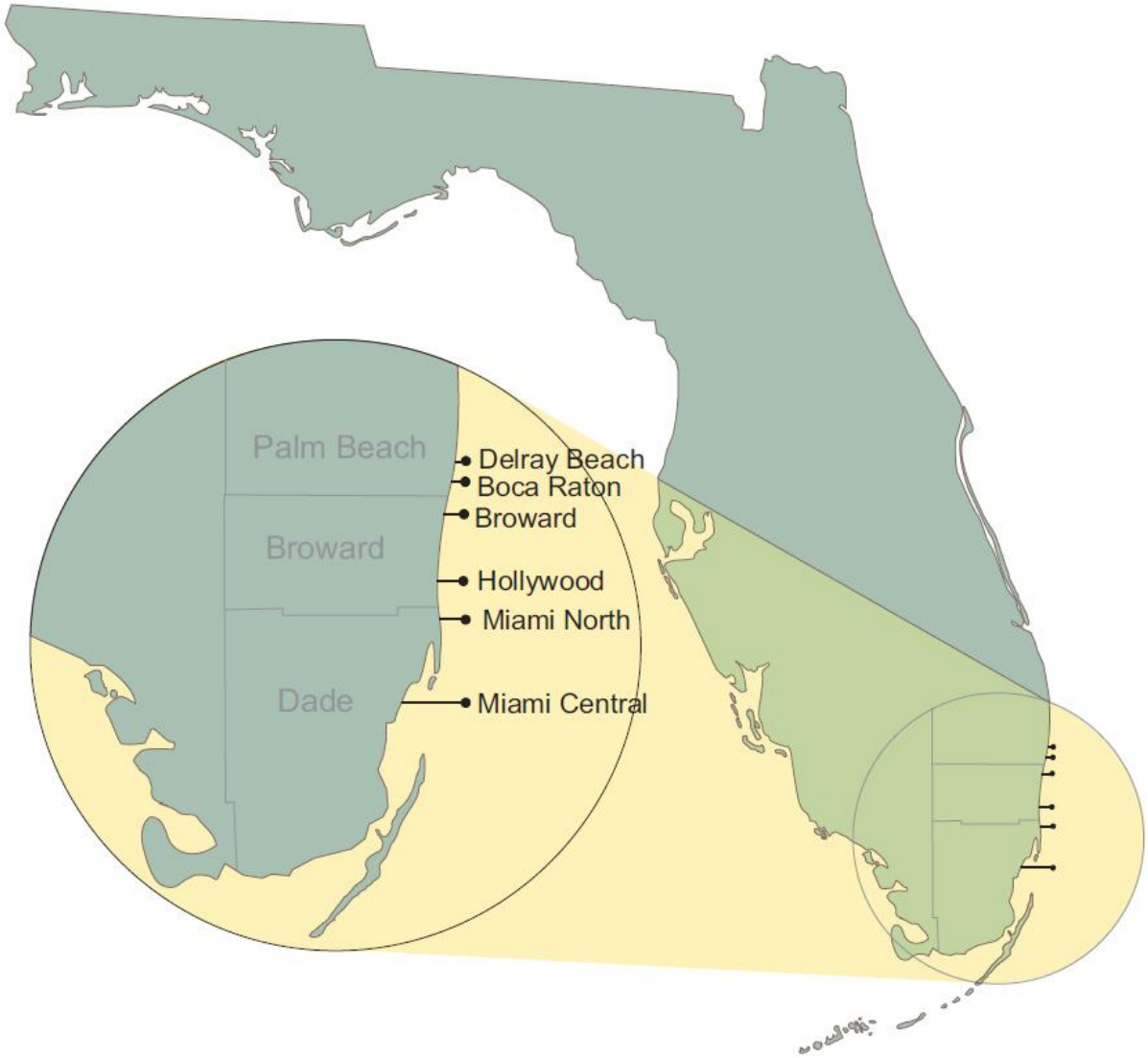

Figura 3.6: Localização dos emissários submarinos do sul da Flórida.
Fonte: Heaney *et al.*, 2006.

No Brasil, a concepção adotada para a maioria dos sistemas de disposição oceânica de esgotos sanitários é a utilização do tratamento preliminar como etapa anterior ao lançamento (Tabela 3.11). Essa concepção é extremamente atraente em termos econômicos quando comparada com estações de maior nível de tratamento, pois a área necessária para instalação é menor, além dos custos operacionais serem bastante reduzidos, sobretudo pela menor geração de resíduos (lodo) e, ainda, por não haver gastos adicionais com aeração de reatores aeróbios.

Tabela 3.11: Características de alguns emissários submarinos em funcionamento no Brasil.

Cidade	Extensão (m)	Profundidade de Lançamento (m)	Vazão Máxima (m^3/s)	Tipo de Tratamento
Santos[a]	4000	11	5,3	Preliminar
Ilhabela[a]	220	24	0,03	Preliminar
Praia Grande 1[a]	3300	12,5	1,04	Preliminar
Praia Grande 2[a]	3415	13	1,36	Preliminar
Guarujá[a]	4500	14	1,45	Preliminar
Salvador[b]	2350	27	6,6	Preliminar
Ipanema[b]	4325	26	8,0	Preliminar
Barra da Tijuca[b]	5180	35	5,3	Preliminar
Fortaleza[c]	3372	15	2,8	Preliminar

[a]Lamparelli; Ortiz (2006).
[b]Feitosa (2007).

A generalização dessa solução no Brasil como a única opção economicamente viável para a disposição oceânica de esgotos levou a casos onde a configuração sanitária adotada não condiz com as necessidades de proteção ambiental. O maior exemplo é o caso do emissário submarino de Santos, onde a combinação do tratamento preliminar e a localização do emissário submarino (região de baía) combinado com uma vazão média de 3,0 $m^3.s^{-1}$ tem ocasionado, ao longo dos anos, uma degradação ambiental do ecossistema marinho. A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), que monitora esse sistema desde 2002, tem reportado elevados valores na região de lançamento para nitrogênio amoniacal (máximo: 2,43 mg NH_3-N/L - 2006), fósforo total (máximo: 1,71 mg P/L - 2004), baixas concentrações de oxigênio dissolvido (4,1 mg O_2/L - 2006), além dos indicadores do estado trófico apontar condições eutróficas do ambiente (máximo: chl-a 8,0 µg/L - 2006). Ancona (2007) reportou valores de chl-a para a baía de Santos de até 22,0 µg/L.

Com a aprovação da nova legislação CONAMA 430/2011 (Brasil, 2011), que estabeleceu a necessidade de remoção de sólidos em suspensão totais de no mínimo 20% antes do lançamento por emissários submarinos, a opção amplamente

adotada no Brasil com tratamento preliminar tornou-se praticamente inviável, haja a vista a baixa eficiência do tratamento preliminar em remover sólidos em suspensão. Desta forma, a tendência atual é que os emissários submarinos sejam implantados com pelo menos um tratamento primário. Nesse sentido, Sobrinho (2006) ressalta que em locais onde se exige tratamento primário antes de emissário submarino, o reator UASB pode ser uma alternativa interessante, pois o lodo produzido nesse sistema de tratamento é considerado biologicamente estabilizado, com um teor de sólidos em média de 4,0%, além de apresentar remoção de DBO_5 na faixa de 55 – 75%, muito maior do que o tratamento preliminar convencional (<30%). Além disso, por se tratar de um sistema anaeróbio não há gasto com aeração do sistema.

No guia produzido pela UNEP (2004) - *United Nations Environment Programme*, sobre tratamento e disposição de esgotos em zonas costeiras, é recomendado que para cidades com População Equivalente (P.E.) maior que 150.000 habitantes, o nível mínimo de tratamento deve ser secundário, assegurando-se ainda que o efluente não seja lançado em ambientes sensíveis a nutrientes (Tabela 3.12).

Estuários e baías podem ser considerados como área sensíveis ao lançamento de nutrientes devido à pequena taxa de renovação de água nesses ambientes, e por ser, geralmente, ambientes com pequena profundidade, resultando em pequena mistura do efluente. Nesses casos, uma descarga satisfatória é dependente, sobretudo, da velocidade de descarga, da mistura pela maré e de elevados níveis de tratamento. Desta maneira, faz-se necessário uma cuidadosa análise técnica-econômica comparativa, que contemple alternativas situadas entre os limites de um condicionamento prévio total, com emprego de uma estação completa de tratamento de esgotos sanitários até um simples tratamento dos esgotos brutos, deixando que as águas oceânicas promovam o tratamento restante necessário.

Tabela 3.12: Opções de lançamentos em zonas costeiras e nível de tratamento, onde: A – Preliminar, B – Tratamento Primário, C – Tratamento Secundário e D – remoção de nutrientes.

Opções de Descargas	Parâmetros Relevantes	Nível Mínimo de Tratamento	Nível de Tratamento Recomendado
Águas costeiras por meio de longos emissários	Tóxicos, patogênicos, flutuáveis, óleo & graxas, sólidos suspensos	A	A< 10.000 p.e. 10.000 < B < 150.000 p.e. C > 150.000
*Comunidade turística com elevada variação de vazão (mínima relação: inverno/verão = 1/5)		A	*pico em alta temporada A < 50.000 p.e. 50.000 < B < 150.000 C > 150.000 p.e.
Água costeira com lançamentos na costa ou próxima a costa (excluindo baías e estuários)	Patogênicos, Tóxicos, flutuáveis, óleo & graxas, sólidos suspensos, impacto de nutrientes, surfactantes	B < 10.000 p.e C para os outros	C
Baías, estuários, mares semi-fechados	Óleos & graxas, nutrientes, patogênicos, tóxicos, flutuáveis, sólidos suspensos, surfactantes e DBO_5	C < 10.000 p.e	C e D

Fonte: UNEP, 2004.

3.3.1 – Aspectos legais relacionados com o lançamento de efluentes por emissários submarinos

De acordo com Mommaerts *et al.* (1987), a otimização dos usos múltiplos em zonas costeiras requer a acomodação de conflitos de interesses num marco regulatório que assegure que as perturbações no ambiente marinho seja a menor possível, ou reversível, e que os seus recursos sejam conservados. Uma vez que tal conceito exige que um grande número de variáveis e os processos de interação entre essas variáveis sejam levados em conta, qualquer tomada de decisão em ambientes costeiros enfrenta um problema de avaliação complexo.

Zonas costeiras submetidas a lançamento de esgotos sanitários por emissários submarinos estão sujeitas a vários problemas ambientais e de saúde pública. De maneira geral, esses empreendimentos são controlados por normas estabelecidas por algum órgão regulatório, tendo como objetivo assegurar que:

- A concentração de bactérias se reduza a níveis seguros para proteger a saúde humana;
- Os produtos ecossistêmicos do efluente (carbono orgânico, nutrientes, etc.) se mantenham dentro dos limites possíveis para prevenir a eutrofização;
- A concentração de substâncias tóxicas e outros contaminantes se reduzam a níveis seguros para proteger o ecossistema local;
- A concentração de oxigênio dissolvido esteja sempre numa concentração segura;
- A deposição de partículas na região de lançamento não seja excessiva;
- A pluma de esgoto não seja visível na superfície.

Tendo em mente esses objetivos, e considerando o comportamento único das águas residuárias lançadas por um emissário submarino em um ambiente costeiro, pode-se dizer que a definição e especificação das regulamentações e a forma de aplicá-las são tarefas difíceis. De maneira geral, existem duas abordagens diferentes para controlar os problemas de poluição da água e, consequentemente, o gerenciamento de água residuárias.

A primeira abordagem baseia-se no Valor Limite de Emissão (VLE), também denominado padrão de emissão, e estabelece as quantidades máximas permitidas de poluição que pode ser lançada a partir de uma fonte específica no ambiente aquático (UNEP, 2004). Esta abordagem, na verdade, foca no produto final de um processo, como é o caso do tratamento de esgotos sanitários, ou quais quantidades de poluentes podem entrar no ambiente aquático.

Bleninger (2006) cita que o VLE representa um método direto e efetivo para limitação da carga de poluente, restringindo o fluxo de massa de compostos específicos. De acordo com o mesmo autor, o VLE é preferível a partir de uma perspectiva administrativa porque eles são faceis de estipular e monitorar (amostragem na saída da estação). No entanto, a partir de uma perspectiva ecológica, o controle de qualidade que é baseado apenas no VLE parece ilógico e limitado, uma vez que não considera diretamente a resposta ambiental frente ao lançamento. Para ilustrar essa situação, considere uma grande fonte pontual sobre um pequeno corpo de água ou várias fontes que individualmente atingem os VLE, mas que cumulativamente causam uma carga excessiva de poluentes.

A segunda abordagem, denominada Padrões de Qualidade Ambiental (PQA), é baseada na qualidade da água (também chamada de qualidade ambiental), que se resume em prever a qualidade da água, comparando-a com os PQA e, se necessário, estabelecendo limites de emissão adicional (UNEP, 2004). Essa abordagem foca, consequentemente, sobre um nível de qualidade da água que não seja prejudicial à saúde humana e nem ao meio ambiente. Ela tem a vantagem de considerar diretamente a resposta física, química e biológica devido ao lançamento, colocando a responsabilidade diretamente na disposição do efluente (JIRKA *et al.*, 2004). Nesse caso, o nível de tratamento e a forma de lançar o efluente foram selecionados visando atingir os objetivos de qualidade da água do corpo receptor com o método/solução mais apropriado (economicamente e tecnologicamente) (UNEP, 2004). Isso significa que o nível de tratamento de esgoto tem que ser regulamentado em função das características do efluente (fonte de poluição) e dos objectivos de qualidade água previstos para o corpo receptor.

Entretanto, conforme destacado por Jirka *et al*. (2004), a aplicação apenas de PQA poderia levar a uma situação na qual se utilizaria toda a capacidade do corpo receptor em assimilar um efluente até se atingir os valores de concentração fornecida pelo PQA. Além disso, ressalta o mesmo autor, as autoridades responsáveis por avaliar o cumprimento da norma seriam confrontadas com encargos adicionais devido a um monitoramento mais difícil: em que parte do corpo receptor e com que frequência deve ser medido?

Tem havido um longo debate científico e político sobre estas abordagens. Nos anos setenta e oitenta, as abordagens baseadas nos Valores Limites de Emissão e nos Padrões de Qualidade da Água eram muitas vezes consideradas alternativas, mas agora parece ser uma tendência considerá-las complementares (RAGAS *et al*., 1997; UNEP, 2004). A "abordagem combinada" junta as vantagens de ambos os mecanismos de controle de qualidade da água em grande parte, enquanto evita suas desvantagens (JIRKA *et al*., 2004).

Atualmente, a maioria das legislações relacionadas com lançamento de efluentes (como exemplos: Europa: EC-Water framework directive, 2008; CONAMA 357/2005) seguem a abordagem combinada como mecanismo de controle. Esta abordagem está de acordo com o princípio da precaução e com o princípio de que os danos ambientais e de saúde devem, prioritariamente, ser corrigidos na fonte, bem como o princípio de que as condições ambientais em regiões específicas devem ser levadas em consideração (UNEP, 2004).

De maneira geral, a metodologia do Valor Limite de Emissão incentiva o controle da poluição na origem, através do tratamento de efluentes e reúso. Já os PQA requerem uma consideração da resposta ambiental e são frequentemente associados com o conceito de zona de mistura, ou seja, uma zona de impacto alocada na qual os padrões de qualidade da água podem ser excedido (Jirka *et al*., 2004).

Alguns exemplos de VLE e PQA para alguns contaminantes são apresentados na Tabela 3.13. A relação VLE/PQA é na maioria das vezes considerada de 100, e

geralmente está dentro de uma faixa de 5 a 1000 para grande parte dos parâmetros físicos e químicos. A relação VLE/PQA descreve o impacto do poluente sobre o ecossistema, já que o VLE é estabelecido com o objetivo de proteger o efeito agudo (letal) sobre os organismos, enquanto que PQA devem prevenir os efeitos crônicos no longo prazo (BLENINGER *et al*., 2011).

Tabela 3.13: Exemplos de VLE e PQA para alguns contaminates.

Composto	**VLE**	**PQA**	**VLE/PQA**
Cobre	500 µg/l[a]	4.8 µg/l[b]	104
	1000 µg/l[c]	5,0 µg/l[d]	200
Nitrogênio Amoniacal	20[c]	0,4[d]	50

[a]Worldbank, 1998.
[b]USEPA, 2006.
[c]CONAMA 357, 2005.
[d]CONAMA 430, 2011.

Ragas *et al.* (1997) revisaram as vantagens e desvantagens dos diferentes mecanismos de controle no processo de regulamentação de lançamento de efluentes em águas superficias, conforme apresentado na Figura 3.7.

Para a maioria dos países esta política significa um desvio considerável da atual prática de gestão de qualidade da água através da qual os lançamentos de poluentes tem sido controlado por um desses dois mecanismos de controle, mas geralmente não pela sua combinação. Jirka *et al*. (2004) cita que embora as novas estratégias pareçam lógica em sua intenção, a implementação real é vaga e incompleta. O mesmo autor atenta para o fato de que a maioria das legislações não especificam onde precisamente no corpo receptor os valores de qualidade da água devem ser aplicados, conduzindo, assim, a interpretações arbitrárias e contraditórias por parte das autoridades. Em outras palavras, no caso de lançamento por emissários submarinos um definição clara sobre zona de mistura se faz necessária.

INSTRUMENTOS DE MELHORIA DA QUALIDADE DA ÁGUA

Abordagem Combinada

Mecanismo	**Valor Limite de Emissão (VLE)**	+	**Padrões de Qual. Amb. (PQA) (físico-químico)**	+	**Padrões de Qual. Amb. (PQA) (biológico/ecológico)**
Métodos	Monitoramento quantitativo de poucos parâmetros em locais fixos Fonte pontual apenas		Monitoramento qualitativo de vários parâteros sobre diferentes locais dentro da água Fontes pontuais e difusas		Monitoramento completo de todos parâmetros ecológicos em relação ao ecossistema sobre diferentes localizações e também regiões transicionais Todos as fontes (incluindo atmosfera e águas subterrâneas)
Modelos	Não necessário		Modelos de campo próximo e distante para prever a concentração		Cenários, ecossistemas e clima (não disponível até o momento)
Disciplina	Engenharia sanitária		Engenharia hidráulica e ambiental, oceanografia		Multidisciplinar
Limites espaciais	"final de tubo"		Zona limite de imissão		Meio ambiente aquático

tendências, custos, qualidade da água →

Figura 3.7: Visão geral dos instrumentos de melhoria da qualidade da água.
Fonte: Ragas *et al*., 1997.

3.3.1.1 - Zona de Mistura Legal (ZML)

Ponto central para entender os impactos ambientais dos emissários submarinos e como eles são regulados diz respeito ao conceito de zona de mistura. Zona de Mistura Legal pode ser definida como uma região de não-coformidade com os padrões de qualidade de água restringindo o uso da água ao redor do sistema difusor (JIRKA *et al*., 2004; ROBERTS *et al*., 2010).

O conceito de Zona de Mistura Legal está diretamente ligado com o processo físico de mistura do efluente num ambiente marinho, lançado por um emissário submarino. A mistura do efluente nessas condições é causada pela turbulência, gerada devido à alta velocidade dos jatos provenientes do sistema difusor, e pela diferença de densidade entre o efluente e a água do mar. Esse mecanismo promove o entranhamento de uma quantidade substancial de água do mar na pluma de esgoto que, rapidamente, dilui o efluente em apenas alguns minutos depois do lançamento. Esse processo leva a uma configuração espacial e temporal da pluma de esgoto associada a uma distribuição de concentração dos contaminantes.

Essa rápida e substancial redução na concentração dos poluentes é reconhecido pelo conceito de Zona de Mistura Legal (ROBERTS *et al*., 2010). Para que seja aplicado adequadamente o conceito de ZML é necessário que se considere o processo físico de mistura do efluente, ou seja, os valores limites de qualidade da água não podem ser aplicados logo após o lançamento. Segundo Jirka e Bleninger (2004), uma interpretação tão restritiva nega o fato de que o processo físico de mistura não pode ser reduzido a uma área extremamente pequena, mas que requer certo espaço para conseguir uma elevada relação VLE/PQA.

Jirka e Bleninger (2004) citam ainda que as regulamentações sobre zona de mistura devam conter uma aproximação do seguinte texto: *"Os padrões de qualidade da água aplicável a fontes pontuais devem ser especificados no limite e fora da zona de mistura. A zona de mistura é uma região espacialmente restrita ao redor da fonte pontual, cujas dimensões devem ser especificadas de acordo com o tipo do corpo receptor e dos usos da água."*

A zona de mistura definida com base no texto acima é uma formulação que garante os seguintes atributos gerais (JIRKA; BLENINGER, 2004):

1) O termo zona de mistura significa explicitamente que o processo de mistura requer um certo espaço;
2) O termo "espacialmente restrita" deve garantir que a zona de mistura será reduzida ao mínimo pela entidade reguladora com a finalidade de atingir as metas de qualidade ambiental;
3) Enquanto a zona de mistura inclui uma parte real do processo físico de mistura (denominada mistura inicial), esses processos vão continuar além da zona de mistura, levando a reduções maiores na concentração da pluma de poluentes;
4) A definição é restrita a fontes pontuais, uma vez que fontes difusas não contêm uma distinção clara do processo de mistura.

Legislações modernas de qualidade da água tem reconhecido o conceito de ZML. Por exemplo, a EPA (*Environmental Protection Agency*) define Zona de Mistura Legal para um efluente como (USEPA, 1991):

"*Uma área onde um efluente lançado sofre diluição inicial sendo estendida até a mistura secundária na ambiente aquático. A zona de mistura é uma zona de impacto alocada onde os critérios de qualidade da água podem ser excedidos a uma área restrita desde que condições tóxicas agudas sejam prevenidas*"

O Plano Oceânico da Califórnia (SWRCB, 2005) define a zona de mistura legal em função da diluição inicial da seguinte forma:

"...processo que resulta na mistura turbulenta rápida e irreversível da água residuária com a água oceânica ao redor do ponto de descarga. Para um lançamento submerso com empuxo positivo, característica da maioria dos efluentes domésticos e industriais que são lançados por emissários submarinos, o momentum da descarga e o seu empuxo inicial atuam juntos para produzir a mistura turbulenta. A diluição inicial nesse caso é completa quando a pluma de esgoto atinge uma profundidade de equilíbrio e começa o espalhamento horizontal.."

A legislação nacional CONAMA 430/2011 (Brasil, 2011) também utiliza o conceito de zona de mistura para avaliar os impactos dos emissários. Tal legislação define zona de mistura como:

"...região do corpo receptor, estimada com base em modelos teóricos aceitos pelo órgão ambiental competente, que se estende do ponto de lançamento do efluente, e delimitada pela superfície em que é atingido o equilíbrio de mistura entre os parâmetros físicos e químicos, bem como o equilíbrio biológico do efluente e os do corpo receptor, sendo específica para cada parâmetro."

A Diretiva Européia de Qualidade da Água WFD (EC, 2000, 2008) inclui o seguinte texto:

"Os estados membros podem designar zonas de mistura adjacentes ao ponto de descarga. Concentrações de uma ou mais substâncias enumeradas na parte A do Anexo I, podem ultrapassar os valores de PQA pertinente nessas zonas de mistura, se eles não afetam o cumprimento do restante na superfície do corpo de água..."

A Figura 3.8 mostra a definição mais comum de Zona de Mistura Legal para lançamentos costeiros. Conforme descrito anteriormente é aconselhável restringir à ZML a uma região limitada em torno do emissário, na qual o processo de mistura inicial, ou seja, a mistura devido ao momentum e pela diferença de densidade, são dominantes. Nessa situação, e assumindo um projeto adequado do emissário, os valores limites de qualidade da água podem ser alcançados em curtas distâncias. Bleninger *et al*. (2011) sugere uma definição que parece efetiva para lançamentos costeiros:

"A zona de mistura é um volume com limites verticais que se estendem através da coluna de água que é limitada na sua extenção horizontal a uma distância D_{mz} igual a um fator N multiplicado pela profundiade média da água H_{med}, no local do emissário, e medido em qualquer direção a partir da estrutura do emissário."

A definição da zona de mistura com base no texto acima é uma formulação de regulamentação com os seguintes atributos:

1 - A zona de mistura resulta num volume cilindrico para emissários submarinos de simples oríficos (Fig. 3.8 - A). Para emissários multi-oríficos com várias saidas dispostas ao longo de uma linha reta do sistema difusor, a zona de mistura apresentaria uma volume primástico retangular com cilindros sermicircular liagados ao final do sistema difusor (Fig. 3.8 - B);

2 - Leva em conta para escalas típicas do processo inicial de mistura que a profundiade da água no local de descarga pode ser o principal parâmetro limitante do processo. Desta forma, lançamentos em água profundas tem uma grande zona de mistura, devido as suas melhores características de mistura. Consequentemente, lançamentos na linha de costa (H_{med} = 0) resultam em D_{mz}= 0, necessitando um elevado nível de tratamento para atingir o objetivos de qualidade da água;

3 - O multiplicador *N* representa as características química, física e biológicas do corpor receptor e/ou as características do efluente. O valor de N estaria numa variação de 1 até 10 sendo definido pela entidade reguladora. Para ambientes marinhos altamente sensiveis o valor mínmio 1 deve ser definido.

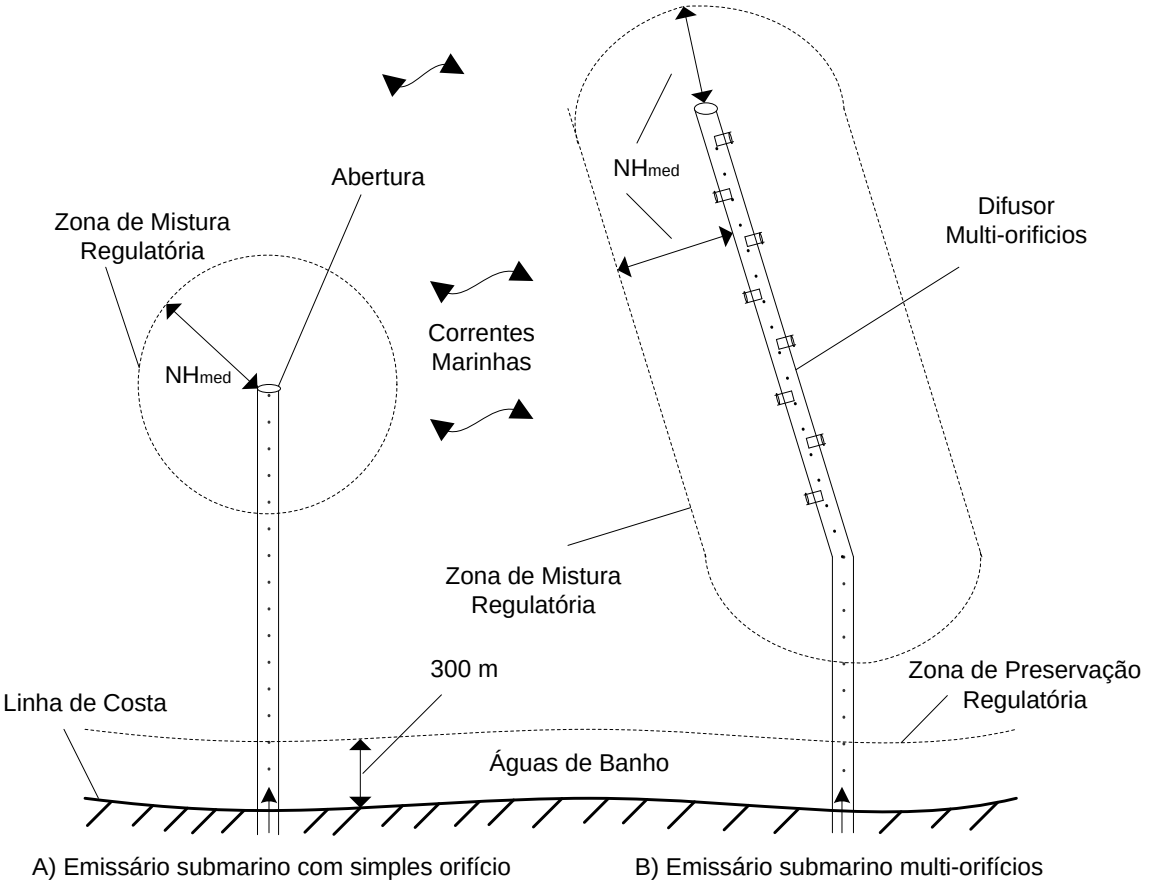

Figura 3.8**:** Exemplos de especificações de ZML para lançamentos costeiros submersos (A e B) onde a extensão horizontal da zona de mistura D_{mz} é definida por algum multiplicador *N* da profundidade média H_{med} no ponto de lançamento do emissário submarino.
Fonte: Bleninger *et al*., 2011.

O valor escolhido de *N* podem representar diferentes tipos de efluentes e de corpo d'água. Um valor diferente de *N* pode ser definido para cada substância lançada, baseada em fatores como biodegradabilidade, coeficiente de decaimento, ou na relação VLE/PQA (Bleninger *et al*., 2011). Segundo o mesmo autor, diferentes características do corpo receptor podem ser contabilizadas usando parâmetros de qualidade de água existentes para descrever a susceptibilidade e vulnerabilidade do ecossistema, as capacidades de assimilação, e outros estresses ambientais. Além disso, cita Bleninger *et al*. (2011), o menor valor de N deve ser escolhido porque normalmente apenas uma zona de mistura é definida para um local específico.

Outra abordagem, para calcular os valores de *N*, foi proposta por Freire (2008) com base nas características do sedimento e parâmetros ecológicos. Esses valores dependem fortemente de dados disponíveis e podem ter valores únicos para um caso particular. A combinação dos valores resultam em um valor numérico único

para *N*. Freire (2008) mostrou a aplicabilidade dessa abordagem a três estudos de caso de descargas na costa do Mediterrâneo e Atlântico.

Outra abordagem é apresentada na Tabela 3.14, que é uma parte da "Tabela B" do Plano Oceânico da California (SWRCB, 2005). Essa tabela contêm objetivos numéricos de qualidade da água para a proteção da vida aquática. No plano são especificados 3 diferentes limites de concentração: uma média de 6 meses; um valor máximo diário e um valor máximo instantâneo. Os valores instantâneos tem a intenção de proteger o meio ambiente contra impactos agudos, e os temporais médios contra os efeitos crônicos. É importante ressaltar que esses valores são especificados ao final da diluição inicial de acordo com a Equação 3.1.

$$C_e = C_0 + D_m(C_0 - C_s) \tag{3.1}$$

Onde:

C_e: é a concentração máxima no efluente;

C_0: é a concentração a ser atingida ao final da diluição inicial (o objetivo de qualidade)

D_m: é a provável diluição inicial mínima alcançada;

C_s: é a concentração do contaminante na água do mar.

Tabela 3.14: Alguns compostos presentes na "Tabela B" do Plano Oceânico da California: Objetivos de Qualidade da Água para Proteção da Vida Aquática Marinha.

Composto	**Concentração Limite**			
	Unidade	**Média de 6 meses**	**Máximo diário**	**Máximo instantâneo**
Cádimo	µg/l	1	4	10
Cromo hexa.	µg/l	2	8	20
Cobre	µg/l	3	12	30
Niquel	µg/l	5	20	50
Zinco	µg/l	20	80	200
Amônia	µg/l	600	2400	6000

Adaptado de SWRCB, 2005; Bleninger *et al*., 2011.

3.4 – Processo de mistura de um efluente em ambientes marinhos

Emissários submarinos transportam o efluente para longe da costa por meio de uma tubulação de conduto forçado tendo ao final um sistema difusor composto, na maioria das vezes, por vários *risers* contendo múltiplos orifícios. Difusores multi-orifícios são dispositivos efetivos no processo de mistura que, pela escolha do ponto de descarga e seu dimensionamento hidráulico, podem influenciar no impacto em curto prazo (ROBERTS *et al*., 2010). Ou seja, a forma na qual os esgotos são lançados no corpo receptor tem um efeito crucial no impacto causado ao meio ambiente e a saúde pública.

De maneira geral, a mistura de um efluente lançado em um meio aquático é governada pela interação das condições ambientais do corpo receptor e pelas características do sistema de descarga (JIRKA; AKAR, 1991). As condições ambientais do meio aquático seja ele um rio, lago, reservatório, estuário ou águas costeiras, são descritas pela suas características geométricas e dinâmicas. Parâmetros geométricos importantes incluem seção vertical e transversal, além da batimetria. Enquanto que características dinâmicas são dadas pela distribuição das velocidades e densidade no corpo receptor, sobretudo na região circunvizinha ao lançamento.

Como resultado dessa mistura tem-se a diluição do efluente que pode ser originada pela sua quantidade de movimento ao ser lançado, pela diferença de densidade entre o efluente e o meio ambiente, ou, finalmente, como conseqüência da sua dispersão pelo transporte das correntes marinhas (WOOD; BELL,1993). Quando a mistura é dominada pela quantidade de movimento, ou também pela diferença de densidade, o processo de diluição é chamado de diluição inicial e ocorre na região denominada de campo próximo (*near-field*).

A eficiência do processo de mistura de um efluente é geralmente expressada pelo valor de diluição, o qual representa uma medida de redução da concentração do contaminante (BLENINGER *et al*., 2011). Como valor padrão para um sistema difusor ser considerado eficiente este deve alcançar diluições mínimas da ordem de

100 (D_0 = C_0/C; sendo D_0 = diluição inicial; C_0 = concentração inicial; C = concentração final), ao final do campo próximo.

À medida que o efluente se afasta do ponto de lançamento o jato perde, progressivamente, a quantidade de movimento inicial e aproxima-se de um nível de equilíbrio hidrostático. Esse nível pode ser de superfície livre ou alguma profundidade intermediária, dependendo da diferença de densidade entre o efluente e o meio marinho. A partir dessa região, o efluente comporta-se como pluma sendo sua dispersão controlada pela advecção (correntes marinhas) e pela difusão turbulenta. Essa zona é classificada como campo distante (*far-field*), sendo nela onde ocorrem os processos químicos e biológico de decaimento dos contaminantes, prevenindo, assim, sua acumulação em longo prazo (ROBERTS *et al.*, 2010).

Na realidade, não há uma transição brusca entre os campos próximo e distante, ou seja, a transição é gradual tendo a formação de um campo denominado intermediário (ROBERTS *et al*., 2010). A dinâmica dessa região depende tanto da quantidade de movimento e do empuxo da descarga quanto das correntes locais. No entanto, para propósitos preditivos é conveniente modelar o fenômeno como se fossem instântaneos.

A taxa de mistura, ou o aumento da diluição, é muito mais lenta no campo distante do que no campo próximo. Além disso, o processo de mistura no campo próximo é o único que pode ser controlado no projeto de emissários submarinos, tendo efeito substancial nas fases de transportes subseqüente (BLENINGER, 2006). É instrutivo pensar nesses processos em termos de escalas temporais e espaciais. Essas escalas aumentam à medida que o efluente se afasta do difusor, sendo denominadas por Brooks (1984) como uma cascata de processos com aumento de escala, conforme ilustrado na Figura 3.9. Maiores detalhes desses processos são apresentados por Fischer *et al.* (1979), Wood e Bell*.* (1993) ou Jirka e Lee (1994).

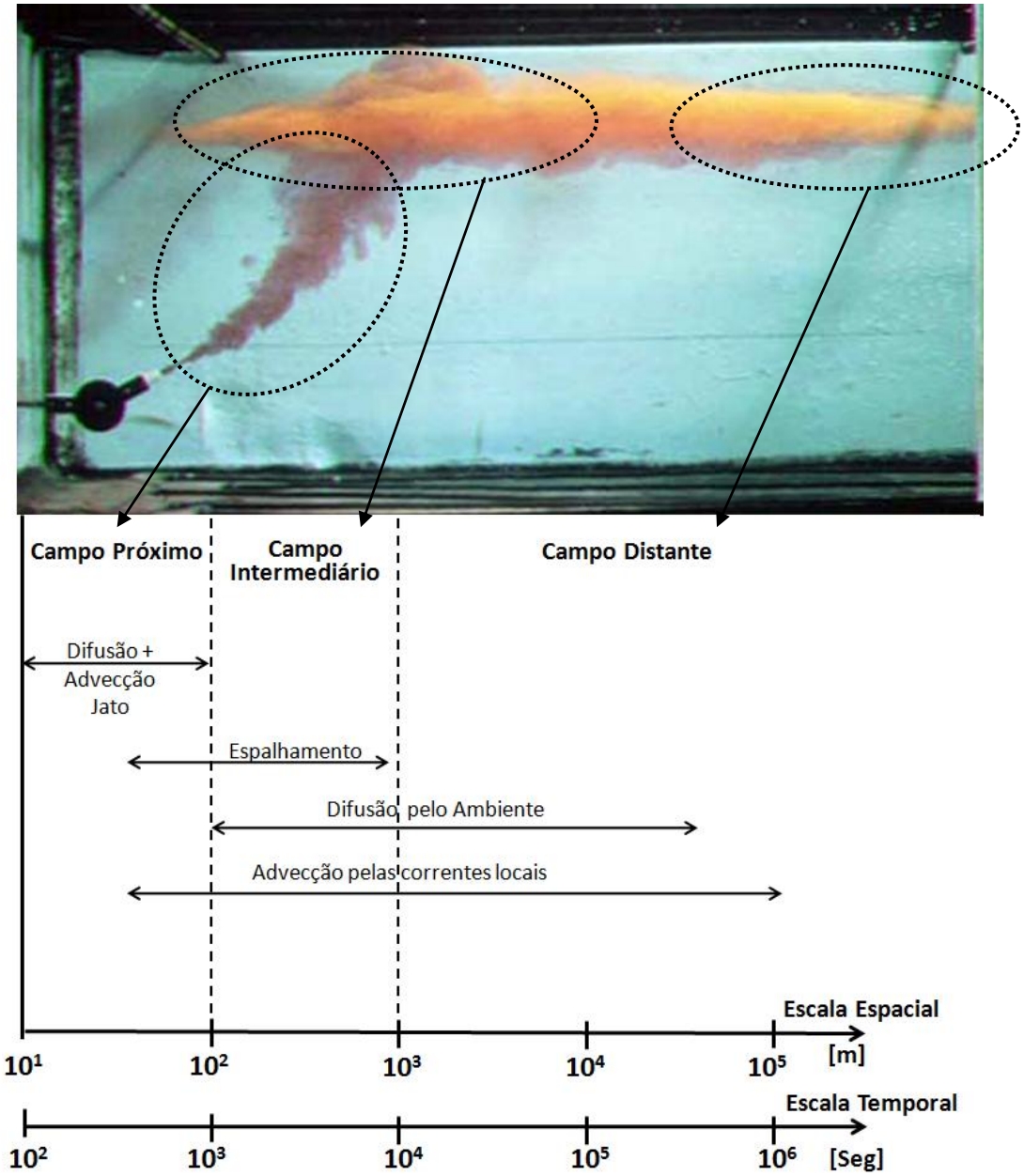

Figura 3.9: Representação dos processos de mistura de um efluente em ambiente marinho estratificado com suas respectivas escalas temporais e espaciais e dos principais fenômenos envolvidos.
Fonte: adaptado de Brooks, 1984; Bleninger, 2006.

3.4.1 – Campo Próximo

Desde um ponto de vista de forças motrizes, o efluente lançado no corpo receptor pode ser denominado jato ou pluma (FISHER *et al*., 1979). No primeiro caso o efluente se movimenta devido a sua própria quantidade de movimento. Já no segundo caso, o transporte ocorre devido à diferença de densidade entre o efluente e a água receptora. Embora a diluição inicial em Jato dependa unicamente da quantidade de movimento do efluente, a diluição inicial em plumas é altamente influenciada pelas características ambientais (FISHER *et al*., 1979).

Os jatos lançados em alta velocidade através do sistema difusor podem ser afetados pela corrente do ambiente e pela estratificação térmica. As correntes irão defletir gradualmente o jato flutuante na direção do seu escoamento induzindo um aumento da mistura (Figura 3.10 - A). Por outro lado, um ambiente estratificado, irá agir na retração da aceleração vertical do jato (empuxo), aprisionando a pluma de efluente em certo nível da coluna d'água (Figura 3.10 - B). Ambas as situações podem ocorrer, como é o caso de águas profundas (geralmente com mais de 10 m), estratificadas (com variação de temperatura ao longo da coluna d'água) e passíveis de fortes correntes marinhas.

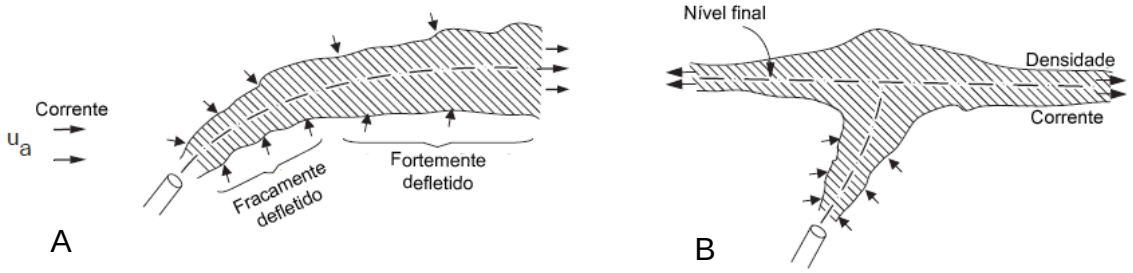

Figura 3.10: Representação de um Jato flutuante em ambiente com densidade uniforme e defletido pela corrente e em ambiente estratificado e corrente nula.
Fonte: Jirka *et al*., 1996.

No caso de emissários submarinos, o jato "desaparece" em curta distância depois da descarga e o efluente se comporta principalmente como pluma (WOOD; BELL, 1993). Esta é a razão pela qual grande parte das pesquisas sobre diluição inicial está centrada em diluição inicial em plumas.

Em termos gerais, a dinâmica de Jatos e Plumas pode ser definida pelo fluxo de massa, pelo fluxo de quantidade de movimento e pelo fluxo de empuxo (CNH, 1995).

O fluxo de massa (M) pode ser descrito pela Equação (3.2):

$$M = \int_{\mathrm{A}} \rho \mathrm{u} \mathrm{d}A \tag{3.2}$$

Onde:

ρ: densidade do efluente;

A: área transversal do jato ou da pluma;

u: velocidade média na direção do eixo do jato ou da pluma.

O fluxo da quantidade de movimento (M_0) pode ser definido pela Equação (3.3):

$$M_0 = \int_{\mathrm{A}} \rho u^2 \mathrm{d}A \tag{3.3}$$

Finalmente, o fluxo de empuxo (J_0) seria (Equação 3.4):

$$J_0 = \int_{\mathrm{A}} \mathrm{g} \Delta \rho \mathrm{u} \mathrm{d}A \tag{3.4}$$

Onde:

g: aceleração da gravidade

Δρ: diferença de densidade entre o efluente e o corpo receptor.

Entretanto, o estudo analítico da diluição inicial não pode dar, até o momento, muitas soluções úteis para aplicação prática (JIRKA *et al.*, 1996). Tal fato fez necessário recorrer à via empírica, com ensaios em laboratórios ou *in situ* para poder dar soluções que demanda a prática.

A experiência indica que a diluição inicial media D_l fica definida em função dos seguintes parâmetros (Equação 5):

$$D_l = f(q, b, M_0, s, u, N, \theta) \tag{3.5}$$

Onde:

$q = \frac{Q}{L}$: vazão por unidade de comprimento do difusor; Q é a vazão do efluente e L é o comprimento do difusor;

$b = g_0^l\, q$, é o empuxo, $g_0^l = g(\rho_a - \rho_0)/\rho_a$; g é a aceleração da gravidade; ρ_a a densidade do meio marinho no ponto de lançamento; ρ_0 a densidade do efluente;

$M_0 = u_j q$ é a quantidade de movimento; u_j - a velocidade no orifício do difusor.;

s - é a distância entre cada orifício;

u - é a velocidade da corrente na região de lançamento;

$N = \left(-\frac{g}{\rho_a}\frac{d\rho}{dz}\right)^{-\frac{1}{2}}$, é a freqüência de empuxo; z – coordenada vertical.

θ - é o ângulo formado entre a direção da corrente e o eixo do difusor.

Com base nos parâmetros apresentados na relação 3.5 pode-se definir 3 escalas longitudinais (Equações 3.6 a 3.8):

$$l_q = \frac{q^2}{m} \tag{3.6}$$

$$l_b = \frac{b^{\frac{1}{3}}}{N} \tag{3.7}$$

$$l_m = \frac{m}{b^{\frac{2}{3}}} \tag{3.8}$$

Sendo essas as medidas do fluxo de volume, empuxo e quantidade de movimento, respectivamente.

Introduzindo as escalas das Equações 3.6, 3.7 e 3.8 na relação descrita pela Equação 3.5, resultaria na Equação 3.9:

$$D_l = f\left(\frac{l_q}{l_b}\right) \tag{3.9}$$

Para os casos que ocorrem na prática, em que l_q/l_b é muito menor que 1, podendo ser desprezado. Considerando u^3/b como *F*, se obtêm a seguinte equação geral para diluição inicial (Equação 3.10):

$$D_l = f\left(\frac{l_m}{l_b}\right) \tag{3.10}$$

3.4.2 – Campo Distante

Nessa região as características do sistema difusor não exercem mais influência no processo de mistura do efluente, ficando este a deriva em função das correntes locais. Portanto, o decréscimo da concentração do efluente, a partir deste ponto, será proporcionado por dois processos naturais: o transporte advectivo e a difusão turbulenta (Roberts *et al*, 2010).

O transporte advectivo está associado com o fluxo de um fluido e caracteriza-se pelas variações locais de concentração da propriedade (substância, poluente, bactérias, etc...) por transporte de massa, o qual é realizado pelos sistemas regulares de circulação das águas, caracterizados por seu campo de velocidade (SOCOLOFSKY; JIRKA, 2005). Pelo princípio de conservação de massa, desprezando-se o efeito da difusão e considerando-se o gradiente de densidade muito pequeno em relação ao gradiente de concentração, a equação do transporte advectivo para uma substância conservativa pode ser dada por pela Equação 11.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\left(u\frac{\partial C}{\partial x} + v\frac{\partial C}{\partial y} + w\frac{\partial C}{\partial z}\right) \qquad (11)$$

Onde: u, v e w são respectivamente as velocidades de transporte da substância nas direções x, y e z.

Os processos difusivos são caracterizados pelas variações locais de concentração da propriedade produzida por movimentos irregulares da água (em escala pequena) conhecidos por turbulência, e que ocorrem simultaneamente com a difusão molecular (em micro escala) (SOCOLOFSKY; JIRKA, 2005). Estes processos são caracterizados pela troca local da propriedade sem um transporte efetivo da água. Em alguns ambientes aquáticos, como é o caso dos ambientes marinhos, devido aos campos de velocidades formados, a difusão turbulenta apresenta uma capacidade difusora muito maior do que a difusão molecular.

A equação do transporte advectivo e difusivo é dada abaixo (Equação 12). Esta equação representa a variação local efetiva da concentração devida aos efeitos

conjunto da difusão e da advecção para um fluido incompressível (a massa específica média dentro de um volume permanece constante, sendo, a massa específica definida como massa por unidade de volume, onde: $\rho = m/V$), e desprezando-se os efeitos devidos as reações químicas e biológicas, e ás variações de densidade.

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u\frac{\partial C}{\partial x} + v\frac{\partial C}{\partial y} + w\frac{\partial C}{\partial z} = D\nabla^2 C \qquad (12)$$

Sendo u, v e w as componentes da velocidade média nas direções x, y e z, respectivamente.

De uma maneira geral, pode-se dizer que a corrente local transporta a pluma do efluente para fora da área de lançamento e durante o transporte a turbulência, ou seja, a difusão devido as diferenças de velocidades do fluido espalha o contaminante em torno do seu centro (Figura 3.11).

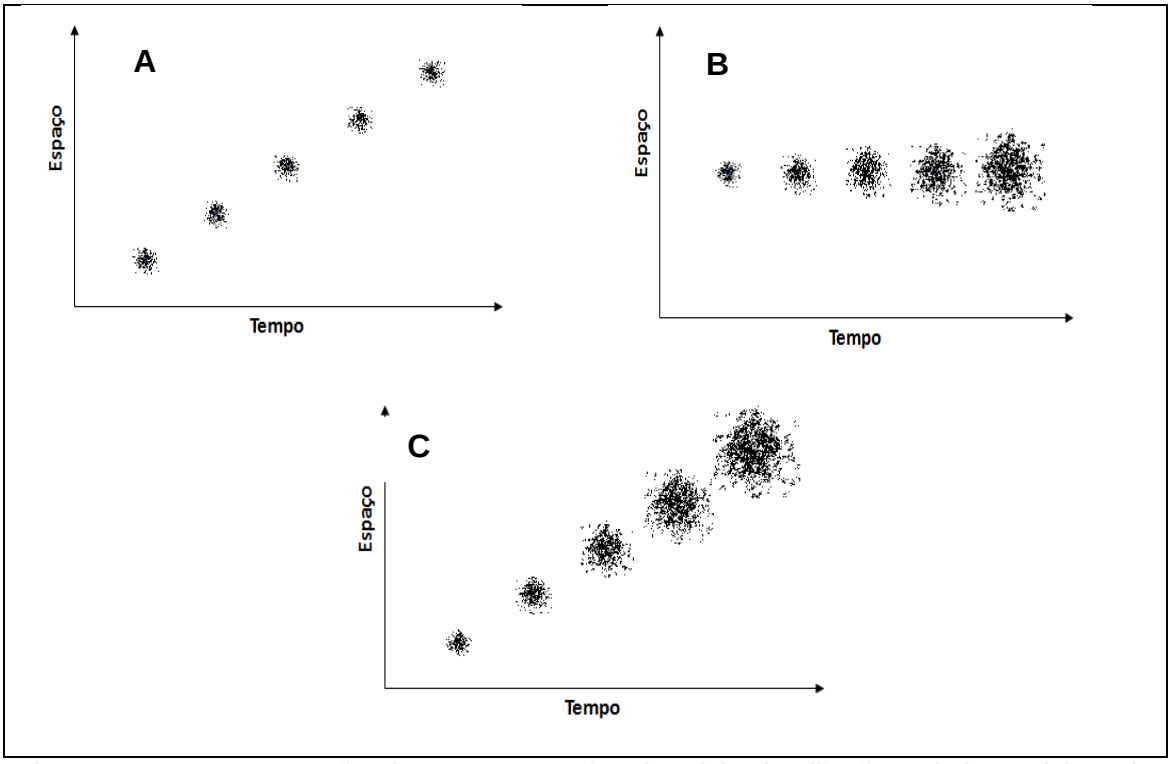

Figura 3.11: Representação do transporte advectivo (A), da difusão turbulenta (B) e da dispersão (C).
Fonte: Chapra, 2008.

3.4.2.1 - Solução numérica para equação da Advecção-Difusão

Para resolver a equação do transporte advectivo e difusivo três métodos numéricos que foram extensivamente desenvolvido em dinâmica dos fluídos podem ser adotados: Método da Diferença Finita (MDF), Método do Elemento Finito (MEF) e Método do Volume Finito (MVF).

A resolução numérica de um modelo matemático consiste no processo de discretização, que reduz os problemas físicos, contínuos, a um problema discreto com um número finito de incógnitas. A discretização é o método de aproximação das equações diferenciais por um conjunto de equações algébricas que contêm variáveis do sistema em uma localização discreta no espaço e no tempo. As localizações discretas são referidas como malha ou "*grid*" do sistema.

O Método da Diferença Finita (MDF) historicamente tem dominado a aplicação em Dinâmica dos Fluídos Computacional (DFC) devido a simplicidade da sua formulação e computação, e sua fácil implementação (ROBERTS, *et al*., 2010). Com uma configuração apropriada da malha e do passo de tempo de integração, o MDF pode gerar resultados bastante razoáveis próximos da solução exata (ZHAO *et al*., 2011). Entretanto, equações de diferenças finitas devem ser construídas sobre malhas cartesianas estruturadas.

O MEF são versáteis em aplicações envolvendo geometrias complexas, multidimensional e irregular, pois eles podem ser escritos em malhas não estruturadas e estruturadas. Desta forma, é mais fácil para o MEF lidar com os limites complicado de terra e refinamentos de malha nas regiões de interesse. O domínio de estudo é dividido em um grupo de elementos, variáveis são descritas por funções básicas sobre o elemento local e, em seguida, pela união de todos os elementos, a equação global do elemento finito pode ser obtida (DATE, 2005). Princípios e formulações do MEF são mais rigorosos e complicados do que os MDF. No entanto, MEF pode fornecer soluções mais precisas do que o MDF, pois o MEF incluem procedimentos de interpolação mais consistentes sobre o domínio espacial (DATE, 2005).

O Método dos Volumes Finito (MVF) é formulado pelo rastreamento de fluxos através das superfícies do volume de controle, resultando na integração espacial das equações governantes, onde os termos integrados são aproximados tanto por diferenças finitas ou elementos finitos (WENDT, 2009). Tendo em vista que a formulação fisicamente leva em consideração a conservação de massa, momentum e energia, o MVF pode ser construído em malhas não estruturadas. Está é, talvez, a característica mais importante do MVF em comparação com o MDF, o que permite sua aplicação para modelagem do campo próximo e campo distante (ZHAO *et al*., 2011).

O MVF se assemelham ao MDF em determinadas maneiras e que muitas vezes podem ser interpretados como uma aproximação de diferenças finitas para equações diferenciais (LE VEQUE, 2002). Entretanto, o ponto de partida o MVF é a formulação integral da lei de conservação que representa muitas vantagens sobre os MDF, especialmente para problemas que envolvem fluxo (YANG, 2008).

Dentre os métodos numéricos o MDF é, provavelmente, a técnica mais frequentemente usada em simulação costeira (ZHAO *et al*., 2011). Por exemplo, Koziy *et al*. (1998) desenvolveram um esquema explicito-implícito para resolver a equação da advecção-difusão para temperatura e salinidade e transporte de sedimentos em suspensão em estuários e água rasas. Abbaspour *et al*. (2005) utilizaram o software MIKE21 que resolve a equação da advecção-difusão por uma esquema numérico de diferença finita de terceira ordem para simular a poluição termal no Golfo Persa. García *et al.* (2010a) desenvolveram um modelo numérico de eutrofização utilizando um esquema semi-explicito baseado no Método da Diferença Finita para avaliar o impacto do lançamento de esgoto em regiões costeiras.

Vários estudos tem demonstrado que o MDF e MEF são adequados para modelagem do campo distante (exemplo: KOZIY *et al*. 1998; LI; HODGINS, 2004; ILYINA *et al*., 2006, BLENINGER, 2006). Entretanto, a resolução espacial e temporal do processo de mistura do campo próximo pode limitar a aplicação de tais métodos numéricos. A escala de comprimento do campo próximo tem dimensões de dezenas a centenas de metros (limitada pelo comprimento do difusor e profundidade da

água). A base da pluma, controlada pelo momentum e empuxo associada com as portas individuais do sistema difusor, tem diâmetro na ordem de 10 cm, o que exigiria tamanhos de grade de 1 cm (ZHANG, 1995).

Métodos numéricos como diferença finita e elemento finito são, normalmente, aplicados na escala de comprimento de dezenas a centenas de quilômetros com resolução espacial típica da grade de centenas a milhares de metros (ZHAO *et al*., 2011). A escala temporal do processo de mistura inicial na região de campo próximo geralmente ocorrem em poucos minutos, enquanto que métodos numéricos geralmente são executados a partir de dias a anos com um passo de tempo de minutos a horas. Desta forma, a resolução espacial e temporal destes métodos numéricos podem ser limitados por considerações de estabilidade ou precisão, para valores pequenos do número adimensional de Courant (COURANT *et al*. 1967 *apoud* ZHAO *et al*., 2011), o que torna esses métodos difíceis de resolver o processo de mistura no campo próximo.

Zhao *et al.* (2011) cita que a grande vantagem dos MDF e MEF é a possibilidade de calcular longo períodos de tempo interagindo a hidrodinâmica com todo o domínio modelado. Além disso, ressalta o mesmo autor, ele pode facilmente incorporar equações de segunda e de ordem superior para descrever cinética química. A grande desvantagem dessas abordagens numéricas é que as soluções geradas pelo MDF e MEF contêm dispersão numérica excessiva e oscilações artificiais para o domínio problema, resultando em valores acima ou abaixo dos valores padrões nas proximidades de elevados gradientes de valores escalares (WESTERINK; SHEA, 1989).

3.5 - Modelos aplicados ao lançamento de esgoto por emissário submarino

3.5.1 - Modelos de Campo Próximo

A necessidade de controlar a contaminação pelo lançamento de esgotos por emissários submarinos dentro da zona de mistura levou ao desenvolvimento dos modelos de campo próximo, também denominados modelos de plumas, capazes de prever o comportamento da pluma nessa região. Atualmente um grande número de

modelos de domínio público e comerciais estão disponíveis para ajudar a prever a diluição inicial de lançamentos costeiros de efluentes sobre diferentes configurações de descarga. De maneira geral, esses modelos estão agrupados em 3 categorias principais, conforme apresentado na Tabela 3.15. Como exemplo, pode-se citar o sistema CORMIX (Jirka *et al*. 1996; Jirka 2004), o Visual Plumes que inclui o NRFIELD e o UM3 (BAUMGARTNER *et al.,* 1994; FRICK *et al.,* 2003) e o JETLAG (LEE; CHU 2003) (parte do VISJET). Além disso, vale ressaltar, que tanto o CORMIX como o Visual Plumes, que inclui o modelo NRFIELD, são *softwares* reconhecidos pela EPA (*Environmental Protection Agency*) para utilização em estudos de diluição inicial.

Tabela 3.15: Tipos de modelos de campo próximo

Tipo	**Comentários**	**Exemplos**
Modelos de escala de comprimento	Baseado em análises dimensional e dados experimentais	NRFIELD (RBR) CORMIX
Modelos de entranhamento: eulerianos e lagrangianos	Útil para estratificação não linear e velocidades não uniformes	UM3 - Visual Plumes
Modelos de Turbulência	Dinâmica dos Fluídos Computacional (DFC)	Fluent, CFX

Fonte: Adaptado de Roberts, *et al*., 2010.

Embora esses modelos já tenham sido aplicados em vários locais, estudos de campo avaliando sua eficiência são escassos. CARVALHO *et al.* (2002) compararam resultados dos modelos CORMIX, NRFIELD e UM3 com medições realizadas em campo na região de lançamento do emissário submarino de esgotos de Ipanema (RJ) em situações de coluna d'água estratificada e homogênea. Em termos gerais, os três modelos mostraram-se eficientes para determinar as principais características da pluma. Entretanto, de acordo com os resultados do autor, o modelo NRFIELD foi o que apresentou as melhores estimativas da altura terminal alcançada pela pluma ao longo da coluna d'água.

Hunt *et al.* (2010) estimaram a diluição da pluma do efluente lançado pelo emissário submarino de Boston e compararam os resultados de medição com as previsões realizadas pelo modelo NRFIELD. Os autores reportaram uma concordância

altamente significativa entre os dados de medição e o valores preditos pelo modelo NRFIELD, conforme apresentado na Tabela 3.16.

Tabela 3.16: Resultados obtidos por Hunt *et al.* (2010).

Parâmetro	**Medido**	**Predito (NRFIELD)**
Diluição no Campo Próximo	102	104
Espessura da Pluma (m)	20	18,8
Altura da pluma (m)	25	24,8
Altura da diluição mínima (m)	18	16,6

Huang *et al.* (1998) avaliaram os modelo CORMIX e PLUMES para determinar as características da pluma de dois emissários submarinos do sul da Flórida (Hollywood e Miami-Central) utilizando dados de medição de campo com traçador, sendo o emissário de Hollywood de única saída e o emissário Miami-Central de multi-oríficio. Os autores ressaltam que todos os modelos apresentaram previsões realista das diluições iniciais, exceto em 3 casos para o CORMIX e 2 para o PLUMES de um total de 20.

Ortiz *et al.* (2006) realizaram um estudo comparando imagens de satélite da pluma do emissário submarino de Santos em diferentes distância a partir do sistema difusor, com os resultados obtidos pela simulação realizada com o software CORMIX. Os resultados reportado pelo autor são apresentados na Tabela 3.17, onde pode-se observar uma concordância entre os resultados do modelo e das imagens de satélite para a maior distância após o sistema difusor.

Tabela 3.17: Comparação entre das dimensões da pluma utilizando as imagens de satélite e o CORMIX.

Distância do difusor	**Largura da Pluma**	
	Imagem de Satélite	**CORMIX**
730 m	380 - 411 m	500 - 640 m
1030 m	560 - 570 m	660 - 920 m
1700 m	911 - 926 m	920 - 960 m

Fonte: Ortiz *et al*., 2006.

Fortiz (2005) fez uma análise comparativa entre o modelo CORMIX e o FLUENT, o qual é baseado em DFC, para determinar a diluição do emissário submarino da Petrobrás (TEBAR) de um efluente com descarga negativa. Os resultados obtidos pelo autor indicam que o CORMIX apresentou um comportamento conservativo quando comparado com o FLUENT, sendo o resultados do FLUENT mais condizentes com o estudo de qualidade da água e com o estudo de dispersão de traçador fluorimétrico. Entretanto, o autor ressaltou que os dois modelos apresentaram resultados satisfatórios para determinação da diluição inicial em emissários submarinos. A seguir é apresentada uma descrição do software CORMIX.

- Descrição do modelo CORMIX

O *software* é uma ferramenta computacional que permite a análise, predição e desenho de sistemas de descargas de poluentes dentro de diversos corpos de água. A ênfase principal do sistema é sobre as características geométricas e de diluição da zona de mistura inicial, incluindo a conformidade com as restrições legais.

O CORMIX é um modelo numérico baseado em métodos integrais, que utiliza as equações governantes de conservação de massa e quantidade de movimento, e outras variáveis (massa de poluente, densidade, temperatura, e salinidade), e que são solucionadas ao longo do eixo central da trajetória do jato. O software possui 4 modelos hidrodinâmicos principais para simular diferentes descargas, sendo eles:

- CORMIX 1: descargas com um único orifício;
- CORMIX 2: sistemas difusores de multiorificios;
- CORMIX 3: descarga superficiais flutuantes;
- DHYDRO: descargas negativas.

Neste trabalho, foi utilizado o sub-sistema CORMIX2, idealizado para emissários submarinos utilizando sistemas difusores multibocais, o qual abrange cerca de 90% dos casos de descarga de efluentes em ambientes aquáticos.

O CORMIX2 foi desenvolvido para simular descargas de difusores submersos multiorifícios. O programa atende a mais de 80% dos casos reais, haja vista que ele dispõe de uma ampla gama de possibilidade de variações geométricas (Figura 3.12). Vários testes e verificações têm comprovado que o programa é amplo, abrangendo várias situações hidrodinâmicas, sendo adequadamente classificadas de acordo com a combinação "condições ambientais - características geométricas" (GAWAD *et al.,*1996; Al, 2000).

Na Figura 3.12 tem-se que L_D é o comprimento do difusor e o seu centro está a uma distância DISTB da costa. O difusor consiste de "n" bocais individuais com espaçamento interno de $s=L_D/(n-1)$. Cada bocal possui uma área A_0, uma elevação H_0 acima do fundo, um ângulo vertical θ_0 (0º e 90º) em relação ao fundo, e um ângulo horizontal σ_0 medido em sentido anti-horário à partir da direção da corrente. Além disso, a linha do difusor faz um ângulo *γ* em relação à corrente, e cada bocal tem um ângulo de orientação β em relação à linha do difusor.

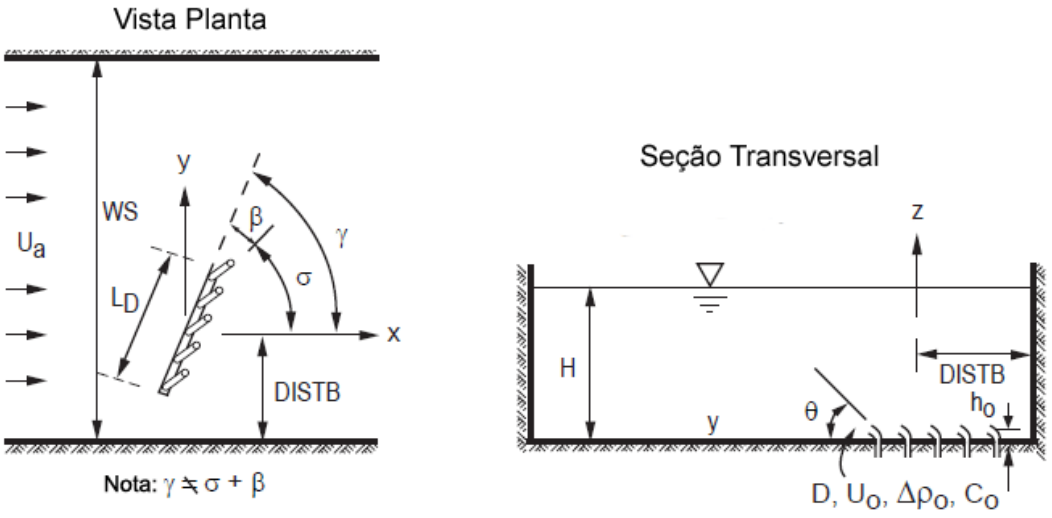

Figura 3.12: Variações geométricas disponíveis no CORMIX2.
Fonte: Jirka e Akar, 1991.

O CORMIX2 realiza uma série de verificações de consistência para garantir que o usuário não cometa erros aritméticos na inserção dos dados descritos acima. O *software* também verifica a geometria especificada para o cumprimento de três

critérios visando impedir uma aplicação inapropriada do sistema. A Figura 3.13 mostra os limites de aplicação do sistema CORMIX2. Os limites são os seguintes:

1. Os valores de altura dos orificíos (h_0) devem ser menores que 1/3 e maiores que 2/3 dos valores de profundidade local;
2. O diâmetro do orificío não deve exceder 1/5 da profundidade local;
3. O valor da picnoclina deve estar dentro da faixa de 40% a 90% da profundidade local.

Na instalação de difusores convencionais, consideram-se as seguintes condições:

(1) O difusor é longo em relação à profundidade, $L_d/H >> 1$. Em alguns casos essa relação pode assumir valores de até 100;

(2) o espaçamento médio entre os bocais individuais é pequeno em relação a profundidade. Essas duas condições levam ao conceito de difusor bidimensional equivalente, que negligencia os detalhes dos jatos individuas de cada bocal do difusor e seu processo de difusão, e assume que o fluxo é resultado de uma descarga longa com características dinâmicas semelhantes (Jirka; Akar, 1991).

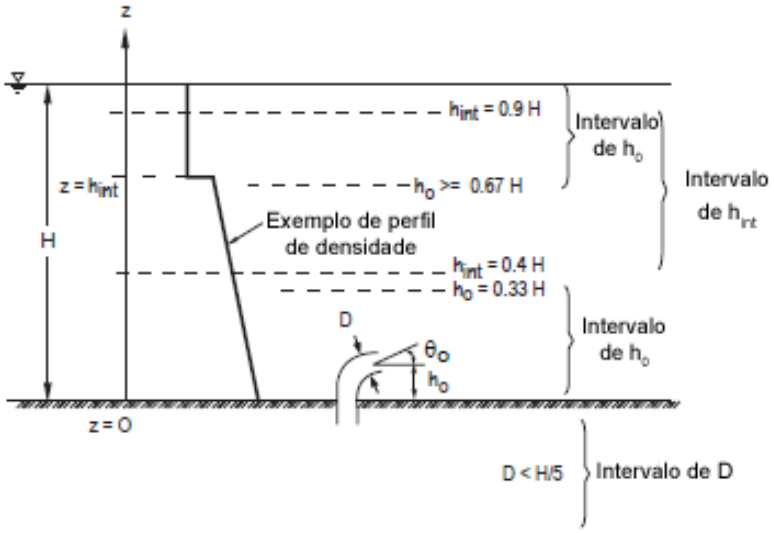

Figura 3.13: Limites de aplicação do CORMIX2.

As variáveis dinâmicas globais importantes para difusores multiorificos são o fluxo de quantidade de movimento (M_0) = $U_0.Q_0$ e o fluxo de empuxo (J_0) = $g_0.Q_0$, onde Q_0 =

$U_0.n.A_0$ = vazão de descarga (fluxo de volume), U_0 = velocidade de descarga, g_0 = empuxo de descarga = $g.(\rho_a - \rho_0)/ \rho_a$, g = aceleração gravitacional, ρ_0 = densidade de descarga, e ρ_a = densidade do ambiente. Assim, g_0 e, portanto, J_0, podem ser negativos.

Além disso, Marcellino (2000) ressalta que devido o fluxo de quantidade de movimento M_0 ser uma grandeza direcionada (vetor), os ângulos de descarga θ_0 e β tem grande influência em seu comportamento dinâmico.

O CORMIX2 pode analisar descargas de 3 tipos principais de sistemas difusores comumente utilizado na engenharia. Esses difusores são ilustrados nas Figuras 3.14, 3.15 e 3.16 e incluem:

1. Difusor unidirecional, onde todos os bocais encontram-se direcionado horizontalmente mais ou menos perpendiculares a linha do difusor (Figura 3.14);
2. Difusor em série, onde todos os bocais são direcionados seguindo a linha do difusor com pequenos desvios para o lado da linha do difusor e são mais ou menos orientados horizontalmente (Figura 3.15);
3. Difusor alternado, onde cada bocal está em sentido oposto ao bocal seguinte (3.16).

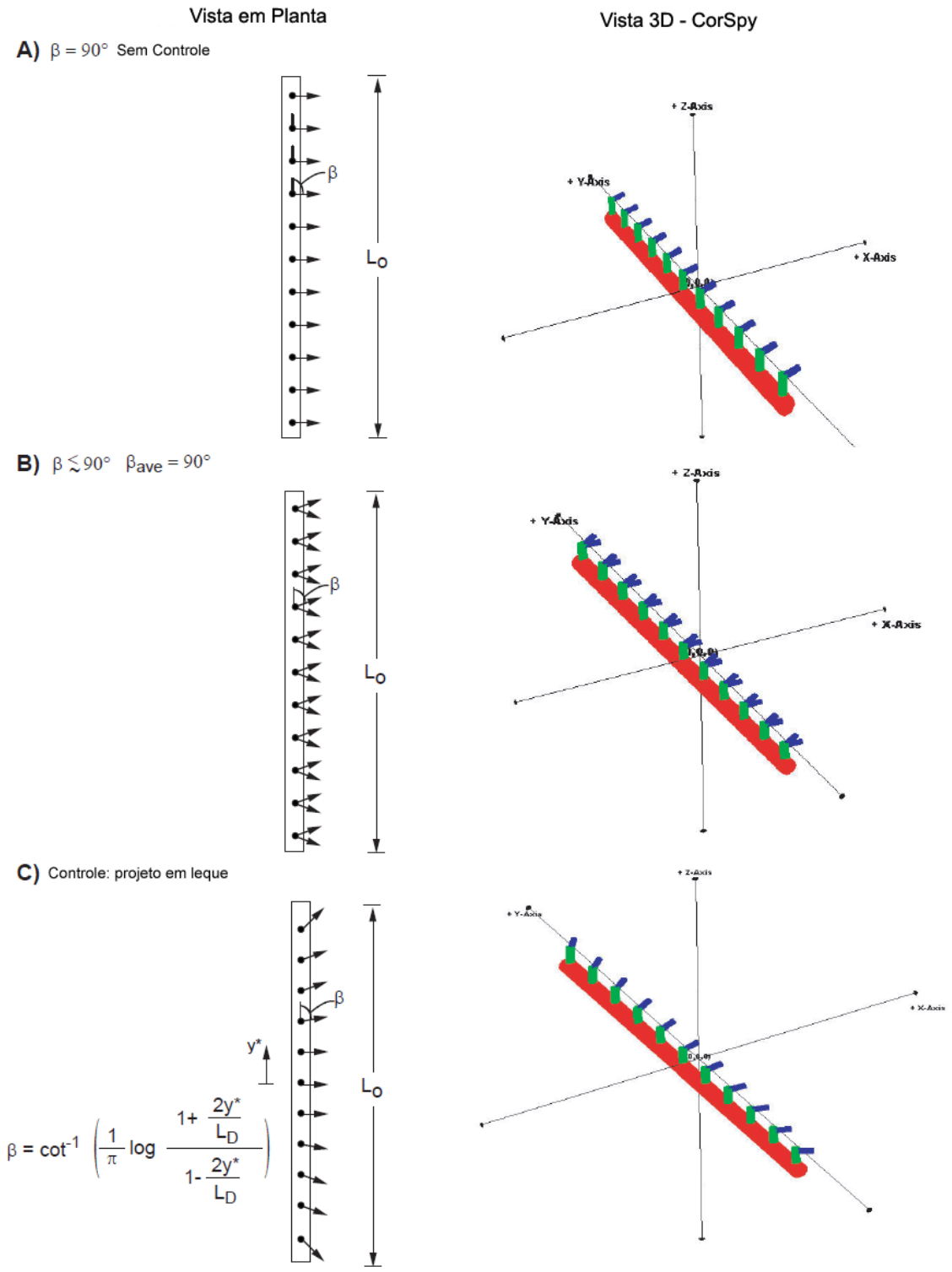

Figura 3.14: Difusores unidirecionais com fluxo de quantidade de movimento horizontal e perpendicular a linha do difusor.

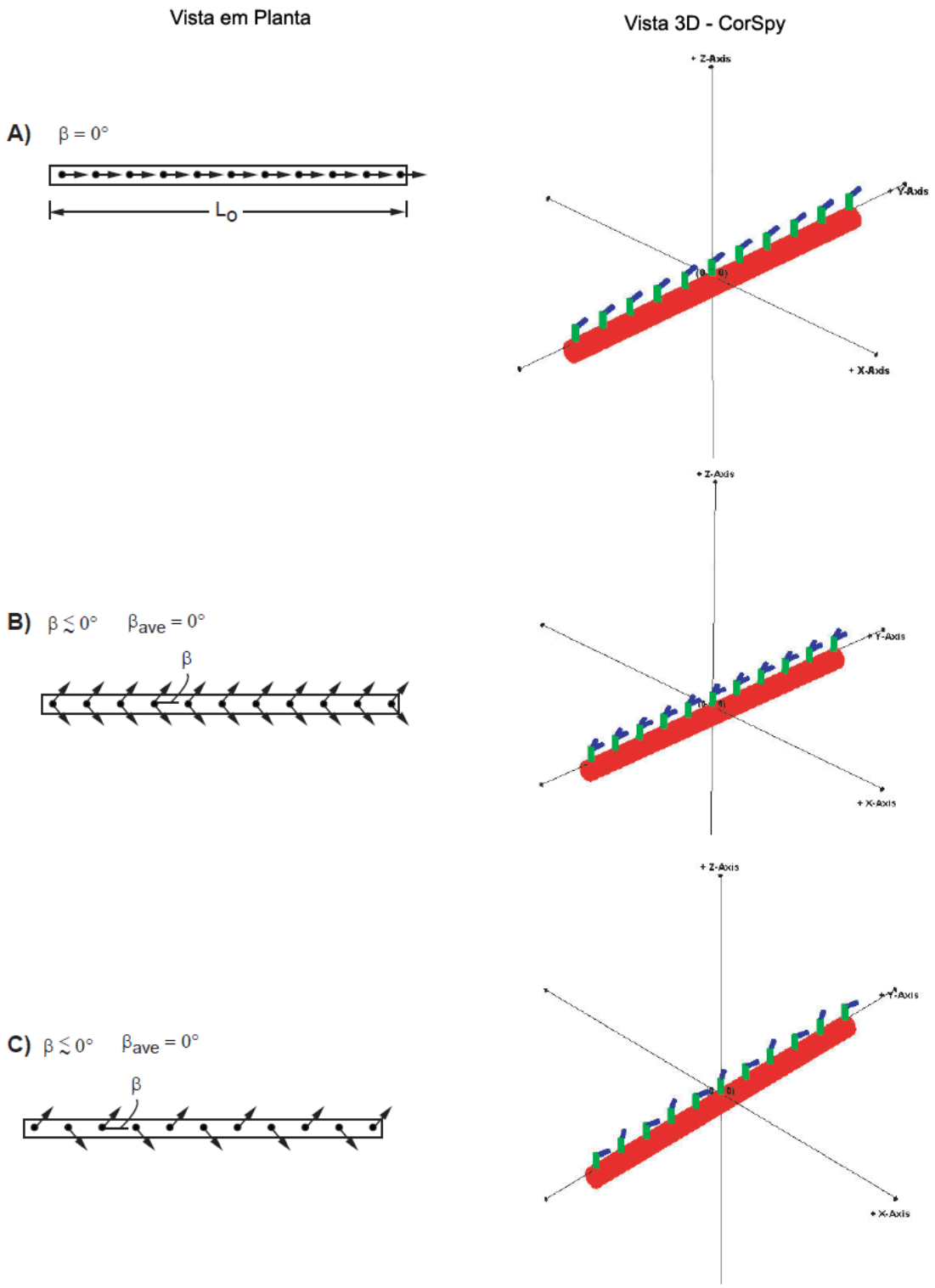

Figura 3.15: Difusores em série com fluxo de quantidade de movimento horizontal e paralelo a linha do difusor.

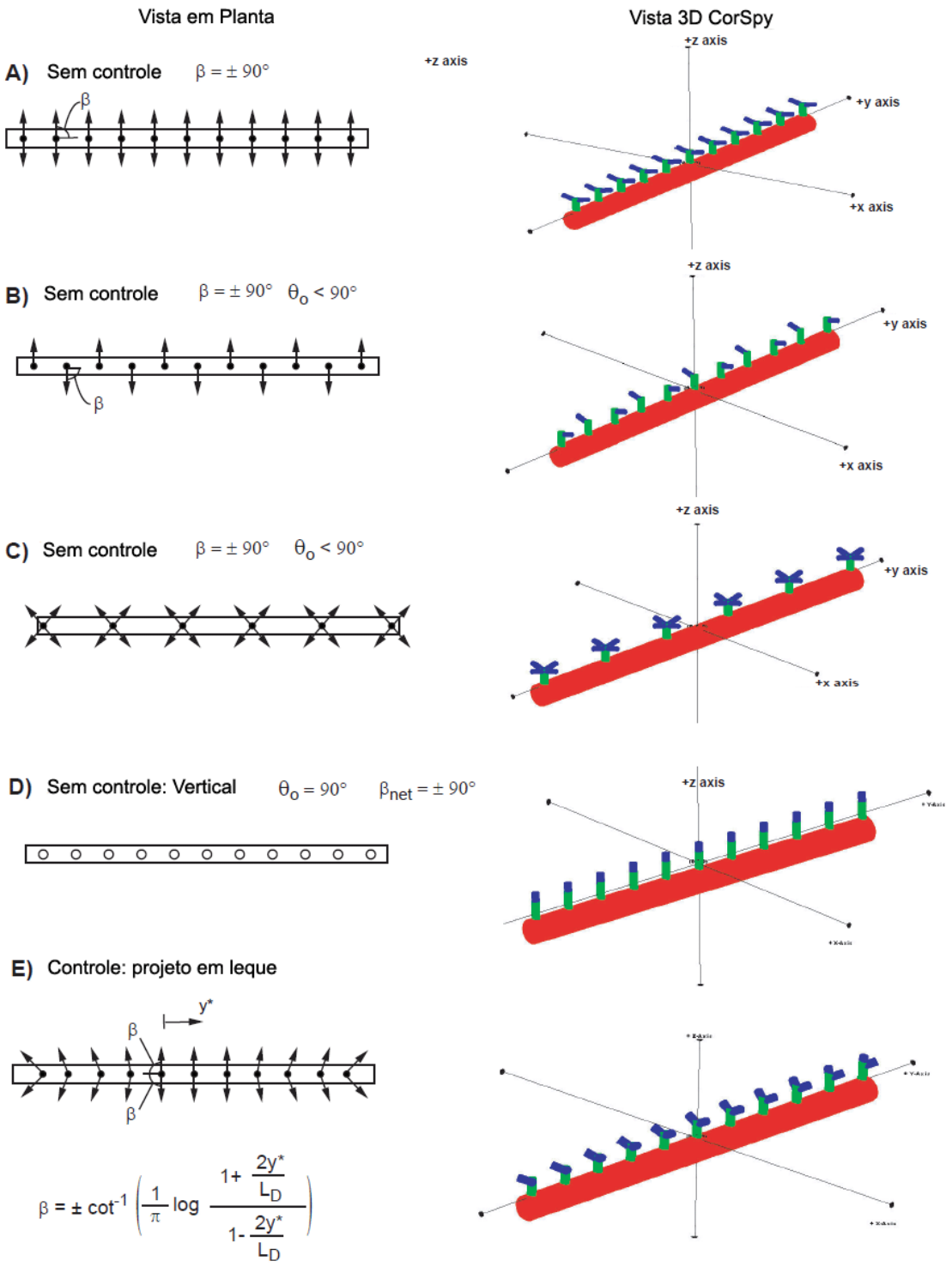

Figura 3.16: Difusores alternados com quantidade de movimento horizontal nulo.

3.5.2 - Modelos Hidrodinâmicos

Os modelos computacionais hidrodinâmicos tratam de resolver as equações da continuidade e quantidade de movimento que regem a dinâmica das massas de água do corpo receptor sobre circunstâncias pré-estabelecidas. Os resultados obtidos nessa fase, sobretudo o campo de velocidades, são utilizados posteriormente na equação de advecção-dispersão dos contaminantes em questão.

Atualmente existe uma grande quantidade de modelos matemáticos empregados para determinação das características hidrodinâmicas de uma zona costeira. Entretanto, cabe ressaltar que o estado do conhecimento atual não garantirá, devido às dificuldades inerentes a uma boa calibração e as hipóteses de formulação, que os modelos mais sofisticados proporcionarão os melhores resultados.

Os modelos utilizados para estudar a questão do lançamento de esgotos sanitários por emissários submarinos podem ser do tipo 2D (bidimensionais) ou 3D (Tridimensionais). Os modelos 2D assumem que as magnitudes das equações são médias na vertical, resolvendo, em geral, de maneira suficientemente aproximada as correntes de maré nas zonas próximas ao litoral de profundidade reduzida, onde não ocorre estratificação.

Entretanto, em águas profundas, especialmente se há efeitos de ventos, processos baroclinicos e estratificação térmica geralmente são necessários modelos do tipo 3D. Diferentemente dos modelos de campo próximo, os modelos de campo distante requerem grande quantidade de dados de entrada. Isso inclui correntes, batimetria, ventos, estratificação, maré, além da suas variabilidades espaciais e temporais (ROBERTS *et al.,* 2010). A maioria dos modelos assume a distribuição vertical de pressão como hidrostática, sendo adequado para a maioria dos processos costeiros.

Os modelos de circulação oceânica podem ser combinados com modelos de transporte para prever o transporte dos contaminantes. Alguns exemplos são poluição bacteriológica perto da costa devido a escoamento de água de drenagem urbana (CARNELOS, 2003) e emissários submarinos durante diferentes condições de fluxos como maré de sizígia e de quadratura (Liu *et al*., 2007). Modelos

hidrodinâmicos também foram usados para prever o comportamento da pluma no campo próximo, conforme trabalhos de Blumberg *et al.* (1996) e Zhang (1995).

3.5.3 – Modelos de Qualidade de Água

Um poluente pode ser definido como uma substância que reduz de alguma forma a qualidade da água podendo ser, ou não, resultado de atividades antropogênicas. Por sua vez, o poluente pode ter como origem uma fonte bem definida, fonte pontual (emissários submarinos), ou uma fonte difusa. Além disso, pode estar dissolvido na água, ligado a alguma partícula, ser uma partícula, ou ainda, está dividido entre várias fases diferentes, como por exemplo, os metais que podem estar em solução e na forma particulada.

O efeito indesejável de um poluente pode ser medido pelo seu efeito biológico: podem ser tóxico; nutrientes podem causar eutrofização e na decomposição do excesso de algas levar a morte de animais devido a redução da concentração de oxigênio dissolvido; esteticamente desagradáveis aos humanos. A distinção é geralmente feita entre contaminação, definida como qualquer aumento artificial acima do nível existente, e poluição, que implica em danos aos seres vivos (CHAPMAN, 1995). Entretanto, essa distinção não é universalmente aceita pelos ecologistas, uma vez que o nível de contaminação que pode causar danos não é uma tarefa facil de se determinar (JAMES, 2002). A Figura 3.17 mostra um diagrama conceitual de um sistema de modelo que pode formar a base operacional de uma modelo de qualidade de água, resumindo as entradas e saídas e as ligações entre as várias partes.

Desta forma, prever a concentração dos poluentes nas águas costeiras é essencial para o controle da qualidade de água. A descrição do processo e sua implantação em modelos computacionais mostram que não existe nenhum modelo completo que inclua todas as escalas espaciais e temporais importantes dos processos dominantes (BLENINGER; JIRKA, 2007). Além disso, conforme descrito anteriormente, a variedade do comportamento dos poluentes no meio aquático significa que cada poluente deve ter sua própria regra de cálculo (i.e. algoritimo) para descrever seu comportamento modelado (JAMES, 2002).

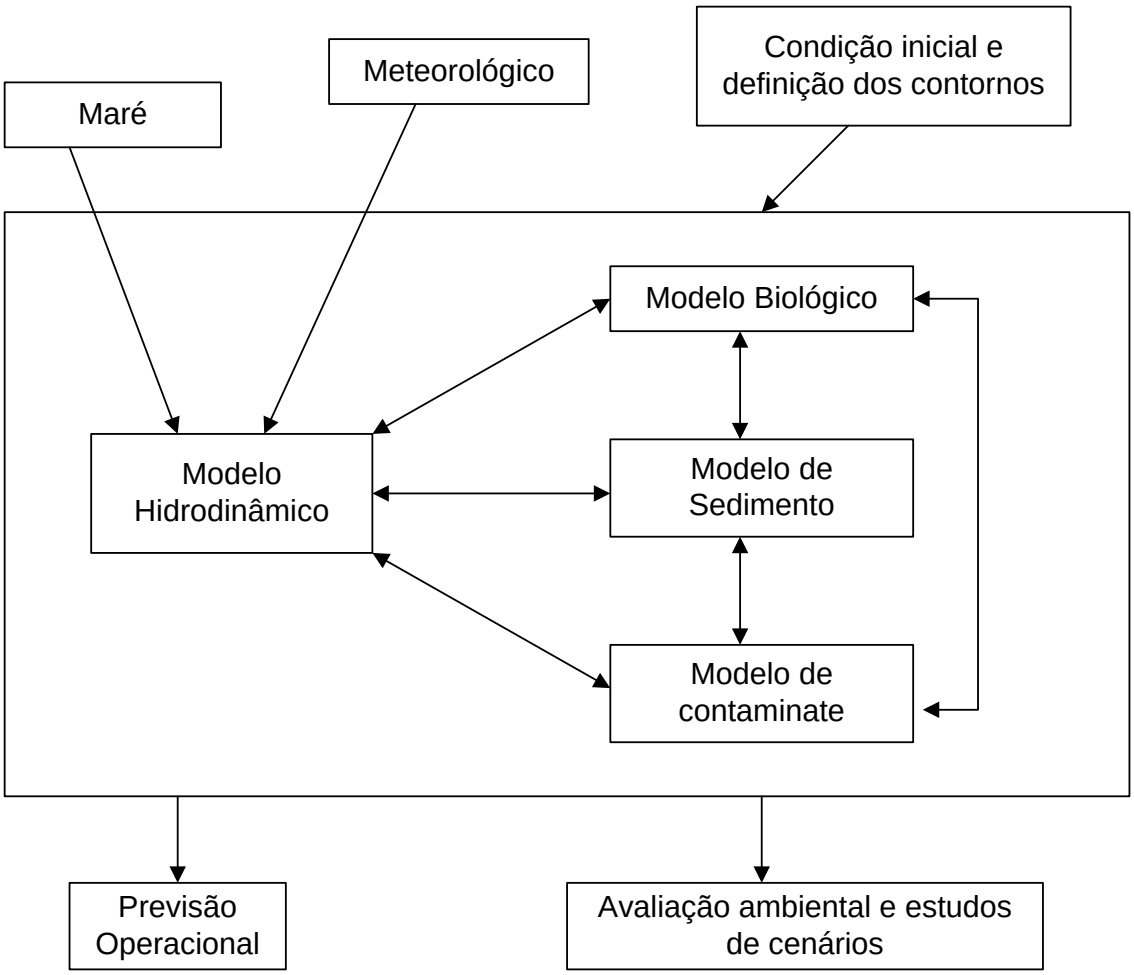

Figura 3.17: Diagrama conceitual para um sistema operacional de modelo de qualidade da água.
Fonte: James (2002).

Para lançamento de esgoto por emissários submarinos os modelos de qualidade de água podem ser utilizados para prever o transporte e o impacto de um poluente no campo distante e suas transformações químicas e biológicas. Dois tipos principais de modelos são utilizados: gradiente de difusão e de rastreamento de partículas, podendo ser do tipo euleriano ou lagrangeano (ROBERTS *et al*., 2010).

Geralmente, para modelos de qualidade da água onde é necessário prever processos biogeoquímicos, como por exemplo a eutrofização, utiliza-se modelos eulerianos. Nesses modelos é possível simular longos períodos de tempo interagindo com a hidrodinâmica em todo o domínio simulado. Os modelos de concentração Eulerianos resolvem numericamente a equação do transporte de massa em uma malha fixa (Equação 13). O ponto de partida é geralmente o tempo médio da equação de conservação de massa.

$$\frac{\partial c_k}{\partial t} + u\frac{\partial c_k}{\partial x} + v\frac{\partial c_k}{\partial y} + w\frac{\partial c_k}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x}\left(\varepsilon_x \frac{\partial c_k}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(\varepsilon_y \frac{\partial c_k}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(\varepsilon_z \frac{\partial c_k}{\partial z}\right) \mp S_k + W_k \qquad (13)$$

Onde:

c_k é a concentração de um constituinte k qualquer;

S_k é a produção ou redução de espécies devido a processos químicos ou outros processos;

W_k é o termo referente a alguma fonte;

ε_x, ε_y, ε_z são os coeficientes de difusão turbulenta nas direções x, y e z, respectivamente, podendo ser calculados pelo modelo hidrodinâmico.

Para resolver a Equação (13), é necessário obter os campos de velocidades (assumindo que os constituintes de qualidade de água não exercem influência nos campos de velocidade). Essa informação é obtida geralmente pelo modelo hidrodinâmico que é executado primeiro e, depois, os resultados dos campos de velocidade são utilizados pelo modelo de qualidade de água. Assim, a equação 13 é resolvida numericamente para um determinado constituinte de interesse em um módulo separado.

Com o aumento da capacidade de processamento dos computadores e o maior entendimento entre as interações das substâncias e a biota num ecossistema, os modelos de qualidade da água que descrevem essa interação (i.e. modelagem ecológica) tem apresentado grande potencial para avaliar o impacto do lançamento de esgotos em ambientes aquáticos.

Em geral, os modelos ecológicos envolvem alguma forma de simplificação, uma vez que não é viável incluir cada organismo individualmente. A maioria dos modelos agregam esse componente biológico dentro de grupos funcionais. Como exemplo, os modelos que simulam o processo de eutrofização consideram todo o fitoplâncton em conjunto e variáveis de estado associadas com este grupo como carbono e nitrogênio podem ser definidas (JAMES, 2002; CHAPRA, 2008).

Modelos de qualidade da água que incluem grupos funcionais são comumente utilizados para simular fitoplâncton e o ciclo de nutrientes em ambientes marinhos. Fitoplâncton, o qual é responsável pela maior parte da produtividade primária marinha, consiste em algas microscópicas e cianobactérias que pela fotossíntese usa a luz do sol para converter substâncias inorgânicas em material orgânico. Esse processo requer também a utilização de nutrientes, especialmente nitrogênio, como amônia (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-), fósforo, como fosfato (PO_4^{3-}), e silicato (SiO_2).

A cinética do fitoplâncton assume um papel central na eutrofização, afetando todos os outros processos, conforme apresentado na Figura 3.18. A taxa de crescimento do fitoplâncton em ambientes naturais é uma função complexa das diferentes espécies de fitoplâncton presente e suas interações com a radiação solar, temperatura e do balanço entre a disponibilidade de nutrientes e as necessidades do fitoplâncton (WOOL *et al.,* 2001). As informações disponíveis não são suficientemente detalhadas para especificar a cinética de crescimento para cada espécie de algas em um ambiente natural (CHAPRA, 2008). Assim, ao invés de considerar o problema de diferentes espécies e seus respectivos requisitos ambientais e de nutrientes, grande parte dos modelos caracterizam a população como um todo.

O crescimento das algas é descrito por uma expressão cinética de primeira ordem, onde a taxa de crescimento de primeira ordem é definida como a diferença entre as taxas de crescimento (G_p) e de mortalidade (D_p). O crescimento do fitoplâncton (G_p) é uma função da luz $G(I)$, temperatura $G(T)$ e de nutrientes $G(N)$. O modelo assume a clássica abordagem descrita por Chapra (2008) que esses fatores são multiplicativos, conforme expresso pela Equação 14.

$$G_p = G(T).G(I).G(N) \qquad (14)$$

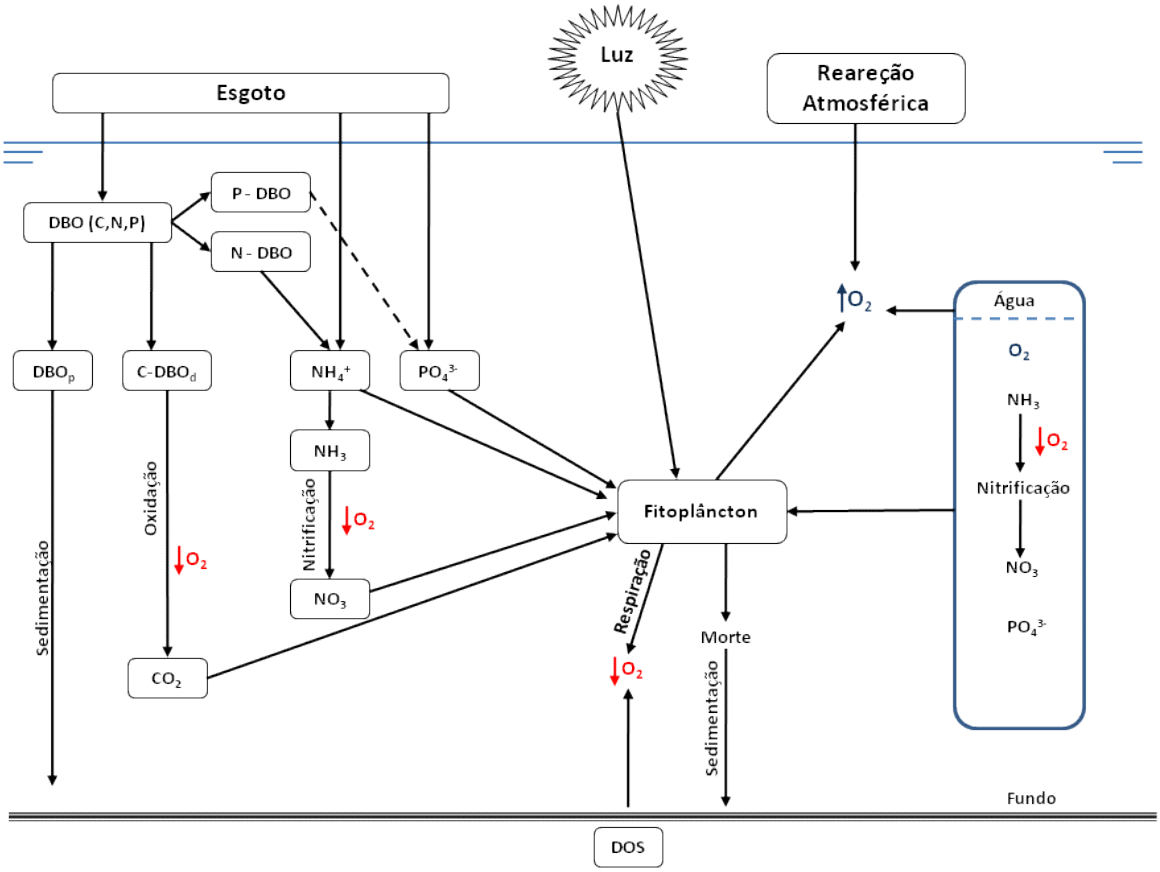

Figura 3.18: Representação das reações e das rotas dos compostos presentes no esgoto e na água do mar e sua interação com o fitoplâncton. Onde: DBO_p – matéria orgânica em suspensão; DBO_d – matéria orgânica dissolvida e; DOS – demanda de oxigênio dos sedimentos.

O efeito da concentração de nutrientes no crescimento do fitoplâncton foi investigado por vários autores sendo os resultados bastante complexos. Como aproximação desse efeito sobre a taxa de crescimento, assume-se que a população do fitoplâncton segue uma cinética de crescimento do tipo Monod em relação aos nutrientes nitrogênio e fósforo. Isto significa que sobre níveis adequados de nutrientes, a taxa de crescimento procede como uma taxa saturada para as condições ambientais presentes de luz e temperatura.

Entretanto, em situações de baixa concentração de nutrientes, a taxa de crescimento torna-se linearmente proporcional a sua concentração. Assim, para um nutriente com concentração N_j num segmento J qualquer, o fator pelo qual a taxa de crescimento saturada é reduzida é: $N_j/(K_m + N_j)$. A constante K_m é a concentração de nutrientes sobre a qual a taxa de crescimento é a metade da taxa de crescimento em condições ótimas.

O fator de limitação de nutrientes $G(N)$ é determinado em função da concentração de carbono, fósforo e nitrogênio. Entretanto, para a maioria dos casos, o carbono está, geralmente, disponível em excesso não sendo considerado. Segundo Chapra (2008) existem 3 abordagens principais para determinar o efeito combinado dos nutrientes: (1) multiplicativo, (2) mínimo e (3) média harmônica. Segundo o mesmo autor, a formulação que adota a abordagem do efeito mínimo, ou seja, o nutriente em menor concentração controla o crescimento, é a mais aceita.

Amônia e nitrato são consumidos pelo fitoplâncton nas suas reações metabólicas. Por razões fisiológicas a amônia é a forma inorgânica preferida pelo fitoplâncton, uma vez que a utilização de nitrato implica em gasto de energia pelo fitoplâncton (CHAO *et al*., 2007). A preferência pela utilização da amônia comparada com o nitrato na cinética de crescimento do fitoplâncton pode ser calculada pelo modelo de qualidade pela Equação 15.

$$P_{NH_3} = \mathrm{C}_1 \left[\frac{C_2}{(K_{mN} + C_1)(K_{mN} + C_2)} + \frac{K_{mN}}{(C_1 + C_2)(K_{mN} + C_2)} \right] \quad (15)$$

Alguns trabalhos bem sucedidos com modelo de eutrofização tem sido reportados. Vale ressaltar a pesquisa realizada por Chau e Jin (1998) que utilizaram um modelo numérico de diferença finita integrado verticalmente (2D) para avaliar o impacto da poluição difusa na costa de Hong Kong. O modelo simulava o transporte e a transformação de 9 constituintes de qualidade da água relacionado com a eutrofização: carbono (DBO), nitrogênio orgânico, amônia, nitrato, fósforo orgânico, fosfato, oxigênio dissolvido, zooplâncton e fitoplâncton. Segundo resultados reportados pelos autores o modelo reproduziu a tendência geral dos dados de qualidade da água sendo considerado uma importante ferramenta para tomada de decisão.

Outra aplicação de modelo de qualidade da água associado com a eutrofização e utilizado para prever os efeitos do lançamento de esgoto em área costeira é apresentado por García *et al*. (2010a). O autor utilizou um modelo numérico de eutrofização integrado verticalmente para avaliar a resposta ambiental de um estuário, localizado no norte da Espanha, frente a mudanças hidrológicas e de

lançamento de esgoto. Neste estudo foram computados, além do transporte e transformação das variáveis de qualidade da água associadas com a eutrofização, as variações da temperatura e da salinidade dentro do estuário. Os resultados do modelo indicaram uma redução significativa na concentração de fitoplâncton com aumento da entrada de água do rio. Além disso, ressalta o mesmo autor, uma redução na concentração de nutrientes lançado pela estação de tratamento de esgoto nesse estuário, associada com aumento da vazão do rio, poderia provocar uma redução de até 50% na concentração de fitoplâncton.

García *et al.* (2010b) utilizaram um modelo de eutrofização acoplado com um modelo de vento na costa norte da Espanha para avaliar os efeitos da expansão de um porto no aparecimento de algas. Segundo resultados reportados pelo autor, apesar de ocorrer uma aumento na concentração de fitoplâncton com a expansão do porto, os níveis de clorofila-*a* não eram representativo de condições eutróficas.

Apesar da dificuldade de calibração dos modelos de eutrofização devido ao grande número de variáveis inerentes a esse tipo de modelo, o grande potencial para avaliação da resposta ambiental frente a mudanças na hidroniâmica e na introdução de poluentes no ambiente marinho, como é o caso de lançamento esgotos por emissários submarinos, tem motivado o desenvolvimento desse tipo de modelo. Na Tabela 3.18 são apresentados alguns modelos consolidados, que tem sido aplicado para simular a qualidade da água em rios, lagos, estuários e oceanos.

Tabela 3.18: Pacotes existentes de modelagem para simulação de processos de dispersão de poluentes.

Modelos	**Abordagem matemática**	**Disponibilidade**	**Principais funções**
MIKE 21/3 (DHI, 2007)	MVF, RT	Pacote comercial	Hidrodinâmica oceânica, transporte de poluentes, qualidade da água, processos de sedimentos
Delft3D (Delft3D, 2003)	MDF, RT	Pacote Comercial	Hidrodinâmica oceânica, transporte de poluentes, qualidade da água, processos de sedimentos
SisBAHIA (SISBAHIA, 2008)	MDF, MEF	Livre para aplicações acadêmicas	Hidrodinâmica oceânica, transporte de poluentes, qualidade da água, processos de sedimentos
HydroQual - ECOMSED (HYDROQUAL, 2002)	MDF, RT	livre	Hidrodinâmica oceânica, transporte de poluentes, qualidade da água, processos de sedimentos
AQUALAB (AQUALAB, 2002)	MDF, RT	Livre	Hidrodinâmica oceânica, transporte de poluentes, qualidade da água

RT: Rastreamento de Partículas;

4 – ÁREA DE ESTUDO

A área de interesse desse estudo, Baía de Santos e Praia Grande, está inserida na Região Metropolitana da Baixada Santista (RMBS) que possui uma área aproximada de 2.422,776 km² (Figura 4.1). Essa região metropolitana é a terceira maior do estado de São Paulo em termos demográficos, com uma população de cerca de 1,6 milhão de moradores fixos (IBGE, 2010). Nos períodos de férias, acolhe igual número de pessoas, que se instalam na quase totalidade em seus municípios (CARMO; SILVA, 2009).

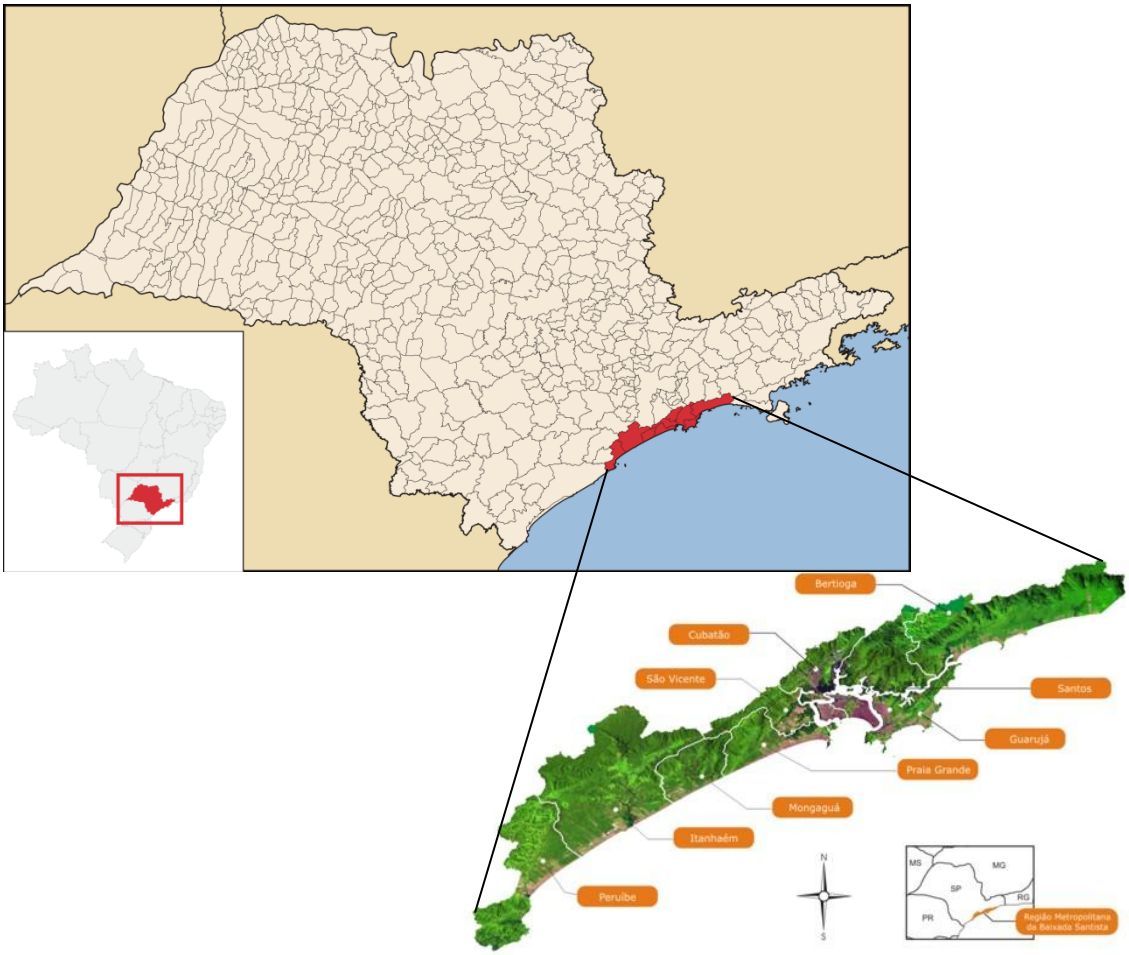

Figura 4.1 – Região Metropolitana da Baixada Santista com o municípios que a compõe.

Em relação a questões econômicas, a região caracteriza-se pela grande diversidade de funções presentes nos municípios que a compõem. Além de contar com o parque industrial de Cubatão e o Complexo Portuário de Santos, ela desempenha outras funções em nível estadual, como as atividades industriais e de turismo, e outras de

abrangência regional, como as relativas aos comércios atacadista e varejista, ao atendimento à saúde, educação, transporte e sistema financeiro. Têm presença marcante ainda na região as atividades de suporte ao comércio de exportação, originadas pela proximidade do complexo portuário.

A Região Metropolitana da Baixada Santista, de acordo com o Relatório de Gestão Empresarial da SABESP (junho/2006) apresenta índices de atendimento dos domicílios urbanos com coleta de esgotos de 55% e índice de tratamento de esgotos coletados de 99%. Para o tratamento desses esgotos a região possui nove estação de tratamento de esgotos, além de quatros emissários submarinos, responsáveis por dispor no mar esgotos provenientes de tratamento preliminar.

A seguir são descritos os aspectos mais relevantes, relacionados com a pesquisa, da Baía de Santos e da região de Praia Grande.

4.1 – Baía de Santos

A região da Baía de Santos está limitada, na parte continental, a NE pelo Canal de Santos e a SW pelo Canal do Mar Pequeno – latitudes de 23°58’ e 24°04’ e longitudes de 46°20’ e 46°40’. As áreas municipais de Santos São Vicente não se restringem apenas à porção insular, compreendendo também a extensa faixa continental relativamente larga da planície costeira em relação a outros trechos do litoral paulista. Na parte oceânica a região possui largura central de 7 km, sendo que na sua entrada este valor é aumentado para 11 km. O limite oeste é a ponta de Itaipu, enquanto que na porção leste seu limite é a Ponta da Macumba

A presença da Serra do Mar, que cerca a região estuarina na sua porção continental, aliada à alta pluviosidade da região, favorece a erosão das encostas e o transporte de material sedimentar para área costeira, além de funcionar como barreira natural em relação à circulação atmosférica e à ocupação antropogência. O clima da região é tropical úmido, sem estação seca, com níveis de chuva entre 2000 e 4500 mm por ano.

A circulação atmosférica na superfície da Baixada Santista depende do Centro Subtropical de Alta Pressão do Atlântico Sul e da sua interação com o Centro de Baixa pressão Sub Polar (MOSCATI *et al*. 2000). Considerando condições típicas, os ventos do quadrante leste são predominantes, com valor médio de 1,49 ± 3,77 $m.s^{-1}$ e pressão média ao nível do mar de 1015 ± 4,33 hPa (HARARI *et al*., 2008). Porêm, quando há chegada de frentes frias, que geram forte nebulosidade e chuvas torrenciais, a circulação prevalecente é substituída pelos ventos predominantes do sul que acompanham essas frentes (FUKUMOTO, 2003).

O canal de Santos e o de São Vicente fazem a ligação da baía com os estuários de Santos e São Vicente. Estes canais transportam o material sedimentar e organismos do estuário para baía e vice-versa. Moser *et al*. (2004) estimaram para o canal de Santos correntes com vazões oscilando entre 225 e 3800 m^3/s. Segundo o mesmo autor, a soma das vazões observada para os dois canais foi de 405 a 5450 m^3/s.

De acordo com Harari *et al.* (1998), as principais forçantes que influenciam a circulação na Baía de Santos são os gradientes baroclínicos de pressão causados pelas descargas fluviais dos dois principais canais existentes, as marés e os ventos sinóticos. Ainda segundo estes autores, a geomorfologia de fundo apresenta, também, papel fundamental na circulação dessa baía.

A onda de maré apresenta co-oscilação com período semi-diurno com desigualdades diárias. A maré em Santos tem amplitudes de 0,60 m e 0,14 m para maré de sizígia e de quadratura respectivamente (HARARI *et al*. 2008). Em situação de baixamar, há evidências de ocorrência de movimentos anti-horários no interior da baía, decorrentes principalmente da geomorfologia de fundo e do efeito dinâmico do fluxo do canal do Porto de Santos (Fúlvaro;Poçano, 1976 apud Marques 2006).

Com o aumento da população e problemas de balneabilidade das praias de Santos e São Vicente, foi inaugurado em 1978 o emissário submarino, localizado na praia José Menino. Atualmente, o sistema de tratamento de esgoto por emissário é capaz de atender a uma população de 1,2 milhões de habitantes e possui uma vazão média de aproximadamente 3,0 m^3/s de esgoto (SABESP, 2006).

A baía de Santos não é só influenciada pelo lançamento de efluentes domésticos provenientes do emissário submarino e canais estuarinos, mas também por efluentes industriais, que chegam ao oceano via canais estuarinos e tributários na região do largo do Canéu. Ainda nessa região, existe a influência de resíduos provenientes da atividade portuária no canal de Santos, onde se localiza o Porto de Santos, um dos maiores portos da América Latina (BRAGA *et al*., 2000; MOSER *et al*., 2004).

4.2 – Praia Grande

A região denominada por Praia Grande compreende os municípios de Praia Grande, Mongaguá, Itanhaém e Peruíbe e faz parte de uma planície costeira que apresenta praias retilíneas e extensas. Praia Grande, um dos municípios que pertencem à Baixada Santista, assim como Santos apresenta um grande afluxo de turistas chegando a quadruplicar a população em épocas de férias e carnaval.

A proximidade de um porto de grande porte (Porto de Santos), indústrias e comércio, fazem da região de estudo um núcleo de crescimento urbano. As praias da região são intensamente procuradas por turistas, o que faz com que sejam municípios essencialmente turísticos e de veraneio.

Dados do relatório de Gestão Empresarial da SABESP (julho/1999) mostraram que o índice de atendimento por coleta e tratamento de esgoto atingiu 46% do município. O sistema de esgotos sanitários é atualmente constituído por dois subsistemas independentes, desembocando em dois emissários submarinos (SÃO PAULO/ SABESP/ HIDROCONSULT, 1993). O emissário submarino escolhido para o estudo é o que pertence ao subsistema 2, sendo também constituído por uma rede coletora, estações elevatórias e interceptor.

Com relação aos dados de correntometria obtidos pelo levantamento da Fundespa, a tendência notada para o fluxo resultante foi o deslocamento para a direção leste-sudeste na primeira campanha e de leste-nordeste para a segunda. O transporte resultante (com maiores intensidades) foi aproximadamente paralelo à costa, no sentido Praia Grande - Santos.

A análise harmônica do comportamento das correntes de maré, estudada por Valente (1999) em frente à Praia Grande e próximo à costa, mostrou também a direção preferencial para NE, sendo que as componentes das correntes transversais à costa apresentaram, em sua maioria, amplitude duas a três vezes superiores às componentes longitudinais à costa. Somando-se as amplitudes de corrente para o ponto do emissário do subsistema I de Praia Grande, o autor encontrou velocidade residual de 5 cm/s na direção longitudinal à costa e 4 cm/s na direção transversal. Comparando esses resultados com os de Picarelli (2001), que modelou a circulação de maré na região costeira de Praia Grande, os valores foram muito próximos (5,23 cm/s e 4,86 cm/s, respectivamente).

Já para o ponto do emissário do subsistema II de Praia Grande os valores somaram 7 cm/s na direção longitudinal à costa e 2 cm/s na direção transversal (Valente, 1999) e Picarelli (2001) obteve 4,5 cm/s e 8,6 cm/s, respectivamente. Este último autor concluiu que, em geral, as ondas de maré se propagam de SW para NE e se amplificam tanto do mar aberto para a costa, como também de NE para SW, ao longo da linha da costa.

5 – MATERIAL E MÉTODOS

5.1 - Estrutura Geral da Pesquisa

A primeira etapa da pesquisa consistiu em determinar as características do sistema difusor dos emissários submarinos de Santos e Praia Grande. Após a definição dessas características foi realizada a modelagem do campo próximo para determinar a diluição inicial alcançada pelo sistema difusor. Além disso, é importante ressaltar que foi adotada a mesma configuração do sistema difusor para o emissário submarino de Santos e Praia Grande, pois assim era possível verificar a influência da localização do emissário submarino na qualidade da água. Para esta avaliação utilizou-se o *software* especialista CORMIX sub-sistema 2 versão 6.0 licença acadêmica.

Com base nos resultados de diluição alcançados para as duas regiões (Praia Grande e Santos) e na metodologia descrita no Plano Oceânico da Califórnia (SWRCB, 2005), determinou-se a concentração limite de nutrientes que poderiam ser lançados no meio ambiente, levando em consideração a diluição mínima provável alcançada pelo sistema difusor durante o período mais adverso. Desta forma, foram estabelecidos os cenários a serem simulados pelo modelo de qualidade da água (hidrodinâmico, dispersão e reação) considerando tanto a redução de contaminantes antes do lançamento e sem redução de contaminantes, ou seja, apenas a diluição. Nessa etapa, o objetivo principal foi avaliar se a redução estimada com base no Plano Oceânico da Califórnia era suficiente para atender os critérios legais de qualidade de água e avaliar a resposta ambiental frente a essa redução.

A terceira etapa da pesquisa teve por objetivo avaliar para o caso do emissário submarino de Santos se existia diferença entre a adoção de um TPQA, tratamento secundário e um tratamento secundário com remoção de nutrientes para a vazão máxima de projeto.

5.2 – Sistema de Disposição Oceânica de Esgoto

A fim de avaliar a influência da localização do emissário submarino na qualidade da água, foram selecionados dois SDOE localizados em regiões ambientalmente distintas (Figura 5.1). O primeiro deles, o SDOE de Santos/São Vicente, encontra-se localizado numa região de baía o que resulta em condições desfavoráveis para dispersão dos poluentes, quando comparado com locais de mar aberto. Baías e estuários são considerados zonas sensíveis quando se trata do lançamento de efluentes e por isso, em geral, possuem maior restrição em relação a carga máxima de contaminante que pode ser assimilada.

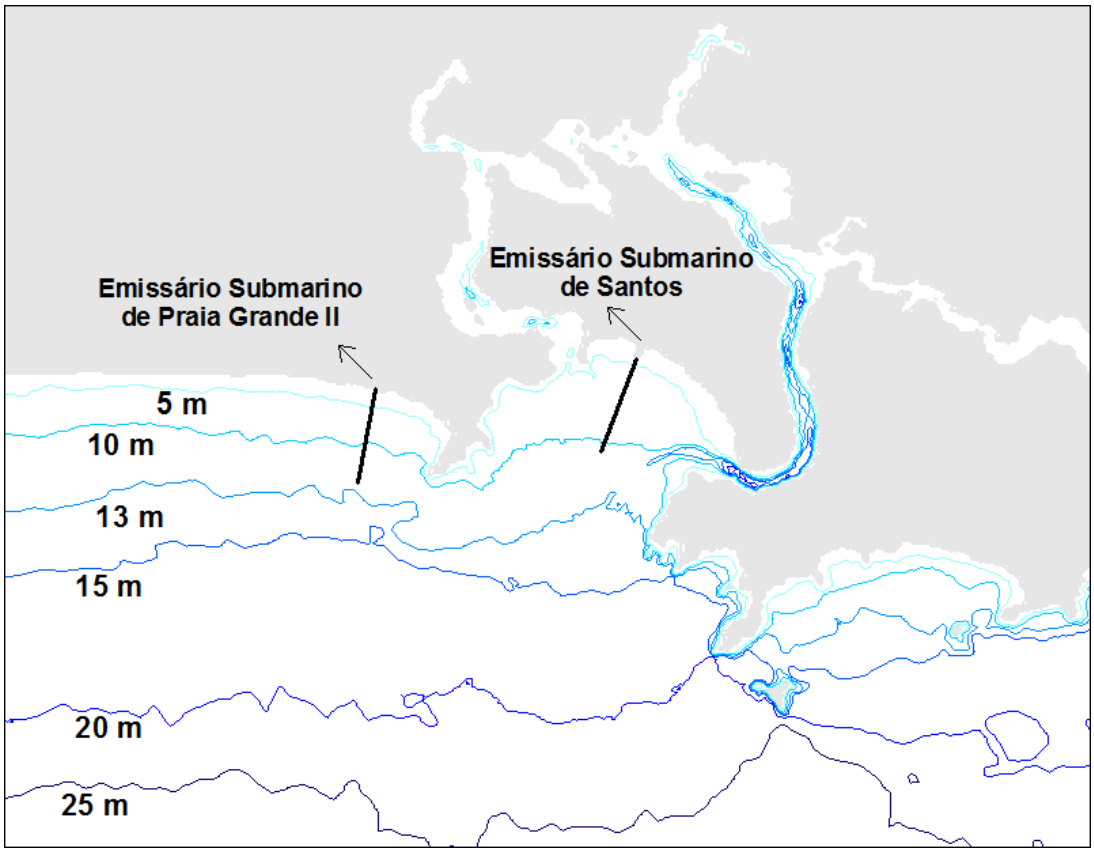

Figura 5.1: Localização dos emissários submarinos utilizados nessa pesquisa.

O emissário submarino de Santos entrou em operação em 1979 e está localizado na praia José Menino, na cidade de Santos (São Paulo) nas coordenadas 7.344.809 N e 362.446 E, sendo construído com tubos de aço de 1,75 m de diâmetro interno, revestido externamente de concreto, de modo a garantir um peso de lastro com uma extensão total de 4.000 m (ORTIZ *et al.*, 2006). Segundo o mesmo autor, no projeto

original, a tubulação difusora (última seção componente do sistema de disposição oceânica) foi projetada com 200 m de extensão e 40 orifícios com tubos verticais (risers) espaçados a 5,0 m, e diâmetro interno de 30 cm, sendo a profundidade média do local de descarga de 10 metros. A vazão máxima de projeto desse emissário era de 7,3 $m^3.s^{-1}$ (SABESP, 2006)

O esgoto coletado é encaminhado para a Estação de Pré-Condicionamento onde é submetido às operações de gradeamento, peneiramento e desinfecção por cloro (CETESB, 2005). Esse emissário, além de receber as contribuições dos coletores de esgotos, recebe também as águas dos canais de drenagem. A caracterização qualitativa do esgoto é apresentada na Tabela 5.1.

Tabela 5.1: Composição do esgoto bruto afluente ao SDOE de Santos.

Parâmetros	**Unidade**	**Média**	**D.P**	**Máximo**	**Mínimo**
DBO	mg O_2/L	202	122	853	56
DQO	mg O_2/L	419	294	2132	120
COT	mg C/L	45,7	24,9	103,6	7,2
Fosfato Solúvel	mg P/L	2,01	1,27	4,79	0,0
Fósforo Total	mg P/L	4,47	4,0	12,5	0,32
N – Amoniacal	mg N/L	25,9	13,2	57,5	4,2
Nitrato ($N\text{-}NO_3^-$)	mg N/L	2,9	2,08	8,5	0,47
Sólidos Totais	mg/L	904	908	6662	262
Sólidos Suspensão	mg/L	100	65	386	14
Coliforme Termotolerantes	NMP/100 mL	4,5E+07	5,3E+07	3,0E+08	5,0E+05
Enterecocos	UFC/100 mL	1,1E+06	9,9E+05	7,2E+0,6	2,8E+05

Fonte: SABESB, 2006.

Foi prevista uma reforma do sistema difusor do emissário submarino de Santos, alterando sua configuração. O novo sistema teria um comprimento total de 390 metros com 158 orifícios de diâmetro interno de 0,11 metros, sendo a altura de cada orifício de 1,2 m (SABESP, 2006). Além disso, a vazão máxima de descarga estabelecida é de 5,3 $m^3.s^{-1}$. Nesse estudo, essa configuração foi adotada para o sistema difusor dos emissários submarinos estudados, ou seja, tanto o emissário de Santos quanto o de Praia Grande apresentam essa configuração.

O segundo sistema selecionado foi o emissário submarino de Praia Grande (Subsistema 2), o qual encontra-se localizado em uma parte da costa de maior

hidrodinâmica o que, a priori, favorece a dispersão dos poluentes aumentando, assim, a capacidade de assimilação das substâncias lançadas pelo SDOE. O emissário submarino de Praia Grande II encontra-se localizado nas coordenada 24º2'41.6"S e 46º24'13"W, sendo concebido para coletar, condicionar e dispor os esgotos sanitários dos bairros Aviação, Tupi, Ocian, Mirim, Antártica e Quietude (SABESP, 2006).

O emissário submarino de Praia Grande 2 possui uma extensão total de 3415 m e seu projeto original previa um sistema difusor com 570 metros da tubulação difusora e 228 orifícios espaçados a uma distância de 2,5 metros (ORTIZ *et al*., 2006). Segundo SABESP (2006) a profundidade na região de lançamento é de aproximadamente 13 metros, sendo a vazão máxima de projeto de 1.361 $m^3.s^{-1}$. As características dos esgotos afluentes as estações de pré-condicionamento para o sistema de Praia Grande 2 estão apresentadas na Tabela 5.2. Vale ressaltar que as concentrações dos poluentes consideradas nas simulações foram as mesmas para as duas regiões e estabelecidas a partir de dados de literatura, considerando os valores típicos para esgoto sanitário tipicamente doméstico, conforme apresentado no item 5.3.

Tabela 5.2: Composição do esgoto bruto afluente ao SDOE de Praia Grande 2.

Parâmetros	**Unidade**	**Média**	**D.P**	**Máximo**	**Mínimo**
DBO	mg O_2/L	130	84	485	10
DQO	mg O_2/L	259	161	807	23
COT	mg C/L	35	16,3	81,2	4,4
Fosfato Solúvel	mg P/L	1,56	1,45	6,36	0,1
Fósforo Total	mg P/L	3,65	4,3	19,5	0,2
N – Amoniacal	mg N/L	13,3	12,3	64	0,3
Nitrato ($N\text{-}NO_3^-$)	mg N/L	3,79	7,44	35,2	0,18
Sólidos Totais	mg/L	366	248	2072	0,26
Sólidos Suspensão	mg/L	59	39	206	4
Coliforme termotolerantes	NMP/100 mL	1,0E+07	1,0E+07	9,0E+07	7,0E+01
Enterecocos	UFC/100 mL	5,0E+05	3,0E+05	1,0E+06	1,0E+01

Fonte: SABESB, 2006

5.3 – Estimativa de remoção de nutrientes e cenários simulados

Tendo vista a melhoria da qualidade do efluente lançado pelo emissário submarino foram simulados cenários com concentrações diferentes de nitrogênio amoniacal e fósforo. A determinação das eficiências de remoção necessárias foi realizada utilizando-se o conceito de Concentração Limite do Plano Oceânico da California (SWRCB, 2005). Tal conceito leva em consideração a influência da diluição mínima alcançada pelo emissário submarino, além da concentração a ser atingida ao final do campo próximo, no caso a estabelecida pela legislação CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005) para águas salinas, e a concentração da água do mar (*Background*). Essa relação é expressa pela Equação 5.1.

$$C_e = C_0 + D_m(C_0 - C_s) \tag{5.1}$$

Onde:

C_e: é a concentração máxima do efluente;

C_0: é a concentração a ser atingida ao final da diluição incial (objetivo de qualidade)

D_m: é a diluição inicial mínima provável alcançada;

C_s: é a concentração do contaminante na água do mar.

Com base na equação 5.1 e no estudo de diluição inicial realizado no *software* CORMIX, foi determinado a remoção de nutrientes necessárias. Os valores de concentração de poluentes adotados foram os mesmos para as duas regiões (Tabela 5.3) sendo considerados os valores típicos para esgoto doméstico (Von Sperling, 2005).

Tabela 5.3: Concentrações adotadas para o esgoto lançado pelos emissários submarinos.

Emissário	**DBO_5 (mg O_2/L)**	**Amônia (mg N-NH_4^+/L)**	**Fósforo (mg P/L)**
Santos	200	25	5,0
Praia Grande	200	25	5,0

Fonte: Von Sperling, 2005.

Além da variação na concentração de nutrientes, foram consideradas duas vazões para cada emissário submarino. Uma de 3,0 $m^3.s^{-1}$ e a outra de 5,3 $m^3.s^{-1}$. Essas vazões foram selecionadas com base no emissário submarino de Santos, sendo a

primeira a vazão média de operação e a segunda a vazão máxima aprovada para esse emissário (SABESP, 2006). Vale destacar, que essas vazões não representam a vazão de operação do emissário submarino de Praia Grande II.

Para cada vazão considerada, 3,0 e 5,3 $m^3.s^{-1}$, foi feita uma simulação considerando apenas a diluição inicial de cada sistema difusor sem que fosse considerado uma redução na carga de matéria orgânica, amônia e fósforo, ou seja, a utilização do tratamento preliminar apenas, o que é tipicamente feito para os emissários submarinos na costa paulista. As outras duas simulações forma realizadas considerando a necessidade de redução da carga dos poluentes amônia e fósforo, conforme resultados estimados com base no Plano Oceânico da Califórnia. Desta forma, foram simulados quatro cenários por região, conforme apresentado na Tabela 5.4.

Tabela 5.4: Cenários simulados no modelo de eutrofização para o emissário submarino de Santos e Praia Grande.

Cenário	**Vazão ($m^3.s^{-1}$)**	**Descrição**
C1	3,0	Diluição
C2	3,0	Diluição + tratamento[1]
C3	5,3	Diluição
C4	5,3	Diluição + tratamento[1]

[1]Eficiências estimadas com base nos resultados de diluição inicial e pela equação 5.1.

Além dos cenário simulados com as eficiências teóricas estimadas pela Plano Oceânico da California, para avaliar o caso real que seria a adoção de tecnologias de tratamento visando atender essas eficiências, ou ao menos parte da eficiência, foram feitas simulações para o emissário submarino de Santos, que representa na realidade o caso mais crítico, para as vazões de 3,0 e 5,3 $m^3.s^{-1}$ e diferentes tecnologias de tratamento, conforme Tabela 5.5. Para seleção das tecnologias levou-se em consideração a eficiência na remoção dos poluentes, consolidação técnica de aplicação no Brasil, além da área necessária para instalação. Desta forma, descartaram-se sistemas com elevados Tempos de Detenção Hidráulica, como é o caso das Lagoas de Estabilização.

Em todos os cenários o tempo total de simulação foi de 90 dias, sendo a data inicial 01/12/2005 e a data final 28/02/2006. No entanto, os dados utilizados para avaliação dos resultados referem-se apenas ao período final de 30 dias (fev/2006).

Tabela 5.5: Processos de tratamento simulados com as eficiências consideradas para o emissário submarino de Santos.

Processo de tratamento	**Eficiências Esperadas (%)**			**Concentração no esgoto (mg/L)**		
	DBO	**Amônia**	**Fósforo**	**DBO**	**Amônia**	**Fósforo**
Preliminar	-	-	-	200	25,0	5,0
TPQA	60%	30%	80%	80,0	17,5	1,0
Secundário	90%	60%	35%	20,0	10,0	3,8
Secundário + remoção de nutrientes	95%	90%	85%	10,0	2,5	1,0

Fonte:Von Sperling, 2005; Metcalf e Eddy, 2003; Van Haandel e Marais, 1999, Roberts *et al.* 2010.

5.3 – Métodos computacionais para modelagem dos cenários

Para simulação dos cenários estabelecidos e avaliação do impacto do lançamento de esgoto pelos emissários submarinos foram utilizados o *software* CORMIX e o modelo computacional AQUALAB. O CORMIX foi utilizado para estabelecer a diluição ao final da zona de mistura para cada emissário submarino sobre diferentes vazões. Este software foi escolhido pela sua consolidação como ferramenta em estudos de diluição inicial de emissários submarinos, sendo reconhecido pela EPA, além da experiência do grupo com esse programa, já tendo sido utilizado em outros estudos.

O modelo computacional AQUALB, que inclui o módulo de qualidade da água de eutrofização, foi utilizado para prever o impacto no longo prazo dos emissários submarinos. O modelo permite uma avaliação holística do impacto ambiental causado pelo emissário submarino. Além disso, o AQUALAB é um software desenvolvido pelo Grupo de Emissários Submarinos e Hidráulica Ambiental da Universidade de Cantábria (Espanha), sendo de livre acesso. A seguir é apresentada uma descrição dos modelos, bem como os parâmetros adotados nas simulações.

5.3.1 - Software CORMIX

Para modelagem da pluma no campo próximo e determinação da diluição inicial foi utilizado o modelo computacional CORMIX versão 6.0 GT licença acadêmica. O *software* é uma ferramenta computacional que permite a análise, predição e desenho de sistemas de descargas de poluentes dentro de diversos corpos de água. A ênfase principal do sistema é sobre as características geométricas e de diluição da zona de mistura inicial, incluindo a conformidade com as restrições legais.

O CORMIX é um modelo numérico baseado em métodos integrais, que utiliza as equações governantes de conservação de massa e quantidade de movimento, e outras variáveis (massa de poluente, densidade, temperatura, e salinidade), e que são solucionadas ao longo do eixo central da trajetória do jato.

Neste trabalho foi utilizado o subsistema CORMIX2, idealizado para emissários submarinos utilizando sistemas difusores multi-orifícios, o qual abrange cerca de 90% dos casos de descarga de efluentes em ambientes aquáticos. O sistema difusor considerado era do tipo unidirecional com os bocais direcionados horizontalmente e perpendiculares a linha do sistema difusor. Os detalhes da simulação com o CORMIX são apresentados na Tabela 5.4.

O resultado do modelo de campo próximo foi acoplado no modelo de campo distante (modelo de qualidade da água - AQUALAB) utilizando a mesma abordagem de Bleninger (2006), o qual assume um acoplamento passivo, i.e., em um único sentido. A fonte (emissário submarino) é introduzida dentro das células do modelo de campo distante como uma fluxo de volume (Q_{CD}) que é igual ao fluxo de volume da fonte (Q_{emi}) multiplicado pela diluição alcançada no final da zona de mistura (D_0) sendo, a concentração do poluente (C_{CD}) igual a concentração na fonte (C_{esg}) dividida pela mesma diluição. Roberts *et al.* (2010) cita que essa é uma boa solução para lançamento de esgotos por emissários submarinos, pois preserva o fluxo de massa do contaminante.

Com a diluição da pluma calculada ao final do campo próximo o fluxo de volume é definido como (Equação 5.2):

$$Q_{CD} = Q_{emi}\, D_0 \tag{5.2}$$

e a concentração (Equação 5.3):

$$C_{CD} = C_{esg}\,/D \tag{5.3}$$

resultando num fluxo de massa de (Equação 5.4):

$$Q_{mCD} = C_{CD}\, Q_{CD} \tag{5.4}$$

Como a resolução espacial da grade utilizada no modelo de campo distante era de 90 m e seguindo as recomendações de Bleninger (2006), que ressalta que o tamanho da campo próximo no modelo de campo distante tem que ser de 1 a 3 vezes o comprimento do emissário, foram utilizadas 5 células do modelo de qualidade para introduzir o fluxo de massa dos emissários submarinos.

Tabela 5.6: Dados utilizados nas simulações com o CORMIX2.

Parâmetros de Simulação		Santos/São Vicente		Praia Grande II	
Ambiente	Altura da coluna d'água (m)	10		13	
	V_C (m/s)[1]	0,08		0,08	
	Estratificação[2]	Sem estratificação ρ: 1018 kg/m^3		Sem estratificação ρ: 1020 kg/m^3	
Efluente	Vazão (m^3/s)	3,0	5,3	3,0	5,3
	Densidade (kg/m^3)	998		998	
Geometria do Sistema Difusor	Comprimento (m)	395		395	
	Diâmetro do orifício (m)	0,11			
	Altura do orifício (m)	1,20		1,20	
	Alinhamento	Estrutura perpendicular ao sentido da corrente, *risers* a 180º em relação ao leito de fundo			
	Nº de *risers*	158			

[1]velocidade média mínima no período de verão (BAPTISTELLI, 2008)
[2]SABESP, 2006.

5.3.2 – Modelo computacional AQUALAB

O modelo computacional AQUALAB, que é um software livre, foi desenvolvido pelo grupo de Emissários Submarinos e Hidráulica Ambiental da Universidade de Cantabria (GESHA). O modelo é estruturado em módulos com uma base hidrodinâmica que simula as correntes e uma série de módulos adicionais que simulam a complexidade de processos que envolvem múltiplos poluentes. Para estudo em questão foram utilizados os módulos hidrodinâmico (H2D) e o de qualidade da água que simula o processo de Eutrofização (T2D8).

Para aplicação do modelo de eutrofização foi necessário assumir alguns pressupostos físicos em relação ao corpo receptor, sendo esses:

- A coluna de água na região de estudo é homogênea, ou seja, sem estratificação na região do domínio (2D);
- A hidrodinâmica na região é controlada pela maré e pelos fluxos de água dos principais tributários;
- O domínio do modelo de qualidade é o mesmo do aplicado ao modelo hidrodinâmico.

5.3.2.1 - Modelo Hidrodinâmico – H2D

As equações que o modelo numérico H2D resolve são as equações de ondas profundas, nas quais a hipótese inicial é $L>>h$, sendo L o comprimento da onda cuja propagação se estuda e, h a profundidade sobre a qual a onda se propaga. O modelo hidrodinâmico e de transporte utilizado nesse estudo resolve as equações de transporte e hidrodinâmica em duas dimensões integradas verticalmente. Nessa hipótese o fluxo é considerado, fundamentalmente, horizontal e as componentes da velocidade, u e v, são muito maiores que a componente vertical, w. Essa consideração permite uma simplificação notável das equações gerais do movimento, uma vez que permite eliminar a componente vertical, w, como incógnita e estabelece uma distribuição de pressões hidrostáticas.

Outra característica fundamental das ondas de águas profundas é que possuem número de Reynolds muito elevado, ou seja, o fluxo é sempre turbulento. Esta

característica permite aproximar os termos de tensões tangencias por meio de gradientes da velocidade turbulenta média (aproximação de Boussinesq). Isso dá lugar ao surgimento de coeficientes de viscosidade de redemoinho "*eddy viscosity*", de fricção de fundo e de arraste por vento.

A computação numérica é realizada em um domínio espacial, que representa toda região de estudo através de uma grade de diferenças finitas (Figura 5.2). O sistema de equações é expressa em coordenadas cartesianas (x aumenta para leste e y aumenta para o norte) e, conforme citado anteriormente, assume uma aproximação hisdrostática e de Boussinesq. O resultado de uma simulação são os níveis de água e fluxos (velocidades) em cada célula do domínio computacional.

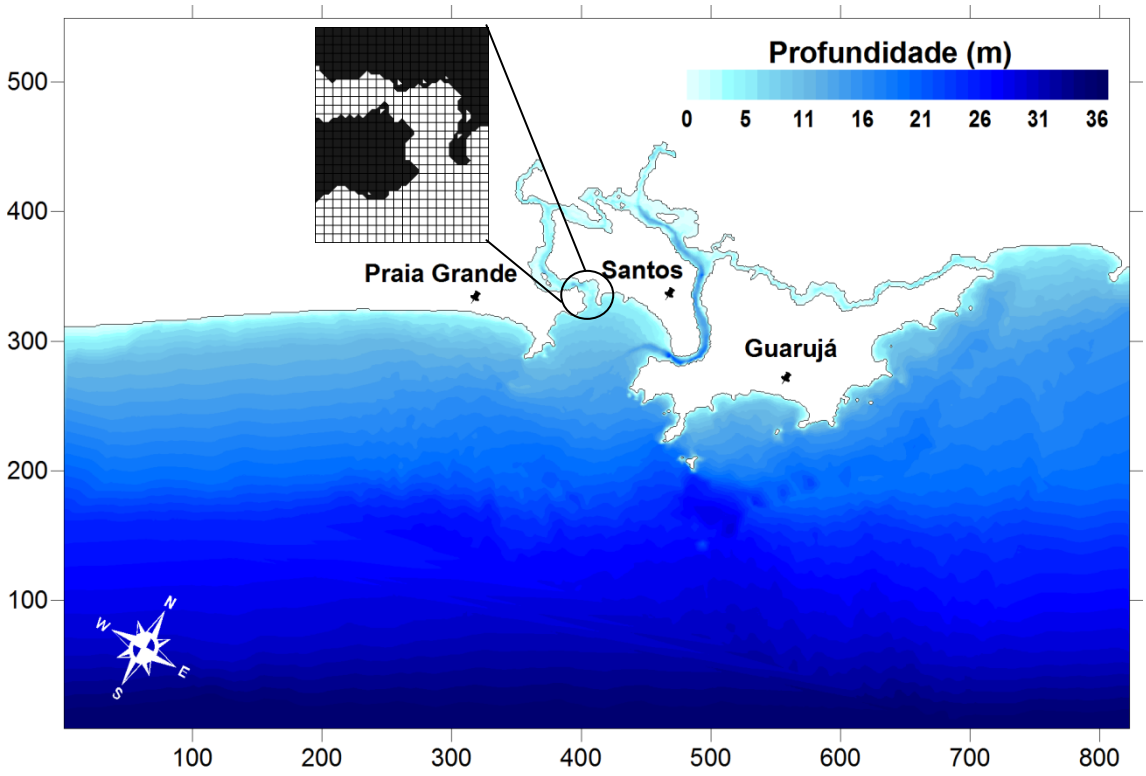

Figura 5.2: Batimetria utilizada na simulações hidrodinâmicas e de qualidade da água com malha de espaçamento horizontal de 90 x 90 m, totalizando 451827 pontos.

O modelo hidrodinâmico H2D usa a tecnica *Alternating Direction Implicit (ADI)* para integrar as equações de conservação de massa e da quantidade de movimento no tempo e no espaço, as quais são expressas pelas Equações 5.5, 5.6 e 5.7.

$$\frac{\partial H}{\partial t} + \frac{\partial (UH)}{\partial x} + \frac{\partial (VH)}{\partial y} = 0 \qquad (5.5)$$

$$\frac{\partial(UH)}{\partial t}+\frac{\partial(U^2H)}{\partial x}+\frac{\partial(UVH)}{\partial y}=fVH-gH\frac{\partial\eta}{\partial x}-\frac{gH^2}{2\rho_0}\frac{\partial\rho_0}{\partial x}+\frac{1}{\rho_0}\left[\tau_{xz(\eta)}-\tau_{xz(-h)}\right]+Hv_e\left[\frac{\partial^2U}{\partial x^2}+\right.$$

$$\partial 2U\partial y2+2H\partial ve\partial x\partial U\partial x+H\partial ve\partial y\partial U\partial y+\partial V\partial x$$

(5.6)

$$\frac{\partial(VH)}{\partial t}+\frac{\partial(UVH)}{\partial x}+\frac{\partial(V^2H)}{\partial y}=-fUH-gH\frac{\partial\eta}{\partial y}-\frac{gH^2}{2\rho_0}\frac{\partial\rho_0}{\partial y}+\frac{1}{\rho_0}\left[\tau_{yz(\eta)}-\tau_{yz(-h)}\right]+$$

$$Hv_e\left[\frac{\partial^2V}{\partial x^2}+\frac{\partial^2V}{\partial y^2}\right]+2H\frac{\partial v_e}{\partial y}\frac{\partial V}{\partial y}+H\frac{\partial v_e}{\partial x}\left[\frac{\partial U}{\partial y}+\frac{\partial V}{\partial x}\right] \quad (5.7)$$

Onde:

η: nível da água (m);

g: aceleração da gravidade (m.s^{-2});

$H=h+\eta$ é a profundidade total da água (m);

h: profundidade sem oscilações (m);

U e V: velocidades integradas na vertical (m.s^{-1});

ρ_0: densidade média da água;

v_e: viscosidade de *eddy* na horizontal;

$\tau_{iz(\eta)}$ e $\tau_{iz(-h)}$: fricções do vento e de fundo;

f: parâmetro de Coriolis.

A tensão de cisalhamento de fundo é representada como uma função quadrática da velocidade parametrizada em termos de coeficiente de fricção de *Chezy* (C) (Equação 5.8).

$$\frac{1}{\rho H}\tau_{iz(-h)}=g\frac{U_i\sqrt{U^2+V^2}}{C^2H} \quad (5.8)$$

O termo de fricção de *Chezy* pode ser expresso como uma variável dependente da profundidade, usando a equação 5.9.

$$C=Mh^{1/6} \quad (5.9)$$

onde M ($m^{1/3}/s$) é o inverso do coeficiente de fricção de *Manning.* Nesse estudo foi adotado um valor de *Manning* de 32 $m^{1/3}/s$, conforme recomendado no manual do AQUALAB.

A viscosidade turbulenta (*Eddy Viscosity*) é utilizada pelo modelo H2D para descrever a turbulência. No termo da turbulência se incluem vários somatórios que vão desde a dispersão numérica, originada pela transformação de equações diferenciais em equações de diferenças finitas, até a correspondente a média na vertical das equações do fluxo. No modelo H2D a viscosidade turbulenta tem um valor constante em todos os pontos da malha. Essa condição se ajusta a realidade quando a profundidade no modelo é muito menor que as dimensões da célula. Neste caso, a resistência do fundo é mais importante que a turbulência.

O valor desse parâmetro depende das dimensões da célula da malha e pode ser calculado pela Equação 5.10.

$$E = K.\Delta x.u \tag{5.10}$$

Onde:

E: viscosidade turbulenta ($m^2.s^{-1}$);

K: constante e varia de 0,05 a 0,15 (0,1 adotado – manual AQUALAB)

Δx: Largura da célula (90 metros)

u: velocidade (0,15 m/s)

O passo de tempo de integração, que se expressa em segundos, depende do número de Courant podendo ser definido pela Equação (5.11).

$$C_r = C\frac{\Delta t}{\Delta x} \tag{5.11}$$

Onde:

C_r: número de Courant;

Δx: largura da célula;

Δt: passo de tempo de integração;

$C = \sqrt{gh}$: aceleração da onda profunda;

g: gravidade;
h: profundidade média na malha.

O valor de C_r tem que ser menor que 5, uma vez que o esquema numérico do modelo H2D é semi-implícito. Normalmente se trabalha com valor de C_r por volta de 1 para se evitar, no possível, problemas de instabilidades numéricas. Assim, a Equação 5.11 pode ser reescrita, conforme Equação 5.12.

$$\Delta t = \frac{\Delta x . C_r}{\sqrt{gh}} \; ; \; C_r = 1 \qquad (5.12)$$

Para esse estudo foi adotado uma valor de C_r igual a 1 o que resultou num passo de tempo de integração (Δt) de 5 segundos.

- **Condições de contorno**

As condições de contorno do modelo hidrodinâmico podem ser estabelecidas em termos de vazões e níveis de superfície para as bordas abertas da malha. Para esse estudo as bordas localizadas na região oceânica são a oeste, sul e leste, enquanto que a borda localizada na parte continental é a borda norte (Figura 5.3). Na borda oeste, a condição de contorno introduzida foi uma onda de maré através de uma previsão harmônica realizada pelo modelo de previsão de maré do software SisBahia 8.5 (Figura 5.3). Para isso, utilizou-se as constantes harmônicas (Tabela 5.8) da estação maregráfica Ilha do Moela disponibilizada pela Fundação de Estudos do Mar - FEMAR. Na borda norte foram especificadas as vazões dos principais rios da região, conforme apresentado na Tabela 5.7 e Figura 5.4. Além disso, como condição de contorno foi introduzido um vento constante com direção de oeste com velocidade de 2,0 m/s.

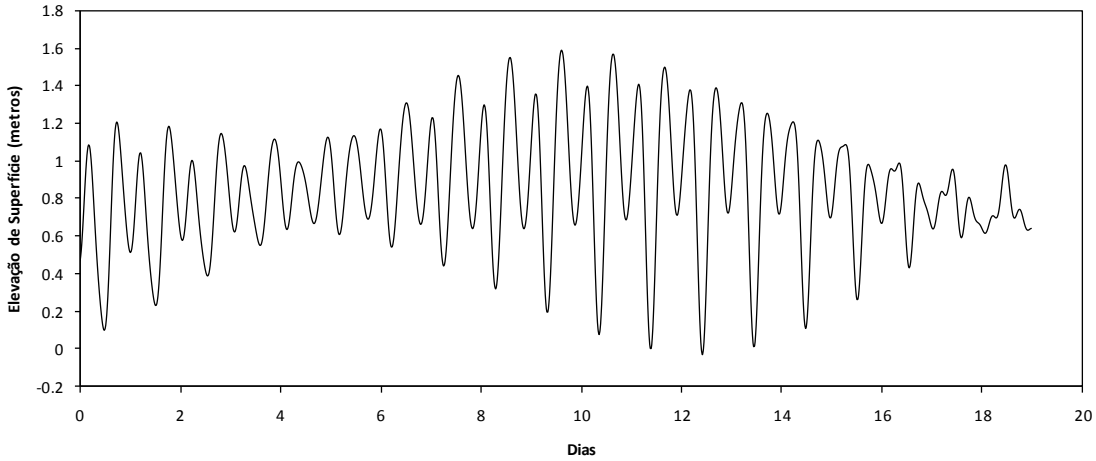

Figura 5.3: Representação da onda de maré introduzida na borda oeste com as constantes harmônicas da FEMAR para um período de 19 dias.

Tabela 5.7. Descargas médias dos rios de maior porte especificados como condição de contorno para borda norte.

Rio	**Vazão ($m^3.s^{-1}$)**
Cubatão	20,0
Mogi	10,0
Quilombo	10,0
Itapanhaú	30,0

Fonte: Miranda *et al,* 2007.

Figura 5.4: Localização dos principais rios considerados nas simulações.

Tabela 5.8: Constantes harmônicas utilizadas para prever a onda de maré no modelo H2D durante o período de simulação.

Harmônico	Amplitude (m)	Fase (°)
M2	0.326	73
S2	0.231	78
N2	0.03	118
K2	0.063	78
K1	0.086	132
O1	0.115	72
P1	0.028	132
Q1	0.047	58
Mm	0.163	340
Msf	0.02	276
M1	0.02	284
J1	0.006	10
OO1	0.015	166
2N2	0.004	62
MU2	0.014	23
NU2	0.06	118
L2	0.013	53
T2	0.014	78
MO3	0.026	334
M3	0.045	183
MK3	0.018	95
MN4	0.022	229
M4	0.026	336
SN4	0.017	291
MS4	0.016	69

Fonte: FEMAR, 2000.

5.3.2.2 - Modelo de Qualidade de Água – T2D8

O modelo de qualidade de água resolve o sistema de equações diferencias que descrevem as principais interações químicas e biológicas do processo de eutrofização. O T2D8 simula o transporte e as reações de transformações de oito variáveis de estado (Figura 5.5), sendo elas agrupadas em 4 sistemas de interação: cinética do fitoplâncton, ciclo do nitrogênio, ciclo do fósforo e balanço da concentração de oxigênio dissolvida. Abaixo são listadas as variáveis simuladas pelo modelo com seus respectivos símbolos.

- Amônia (C_1),
- Nitrato (C_2),
- Fósforo (C_3),
- Biomassa de fitoplâncton (C_4),
- DBO dissolvida (C_5),
- DBO em suspensão (C_6),
- DBO sedimentada (C_7);
- Oxigênio dissolvido (C_8).

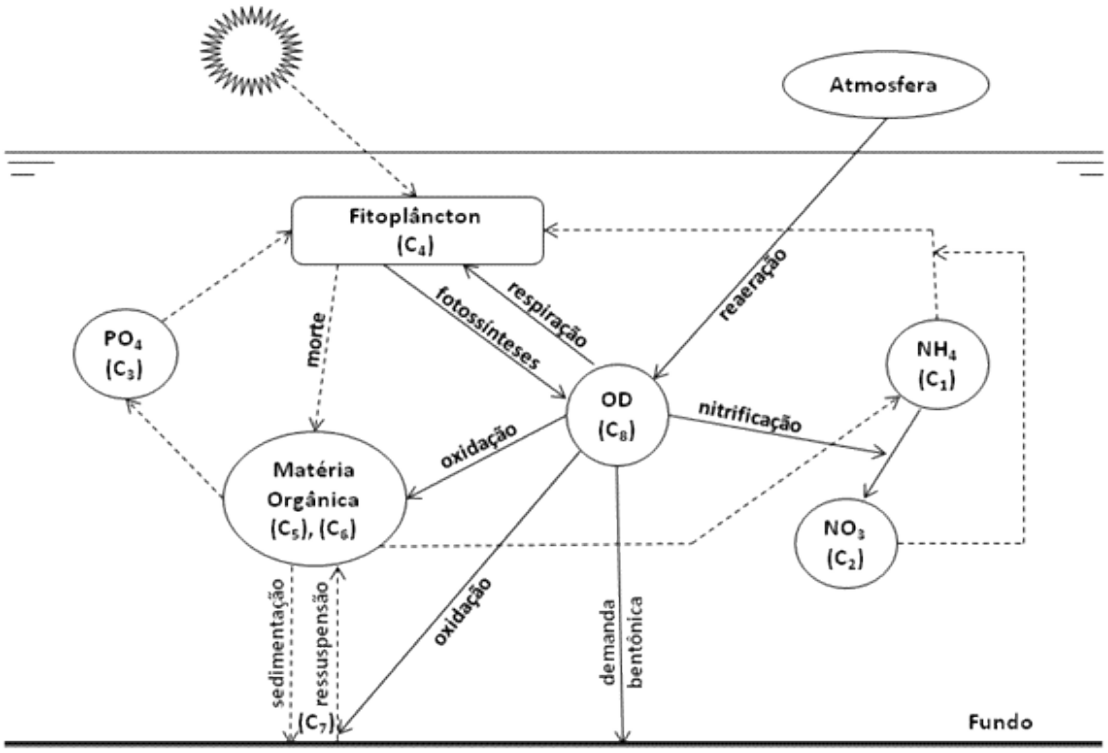

Figura 5.5: Diagrama conceitual das principais variáveis e processos simulados pelo modelo de eutrofização.
Fonte: Adaptado de García *et al.*, 2010a.

A evolução temporal e espacial dessas variáveis no modelo de qualidade de água é influenciada por fatores externos como: incidência solar, temperatura, por descargas de água doce e efluentes urbanos. O modelo de qualidade de água é acoplado com o modelo hidrodinâmico através da equação de transporte (Equação 5.13), que integra as propriedades de advecção e difusão do fluxo, bem como os processos básicos que ocorrem na coluna d'água (Figura 5.6).

$$\frac{\partial(HC_i)}{\partial t} + \frac{\partial(UHC_i)}{\partial x} + \frac{\partial(VHC_i)}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x}\left(HD_x \frac{\partial C_i}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(HD_y \frac{\partial C_i}{\partial y}\right) + R_i H \qquad (5.13)$$

Onde:

C_i: concentração média na coluna da água de uma substância de qualidade da água (i);

R_i: descreve o termo de reação química, correspondentes às equações de interação para as variáveis de estado (C_1, C_2, C_3, C_4, C_5, C_6, C_7 e C_8).

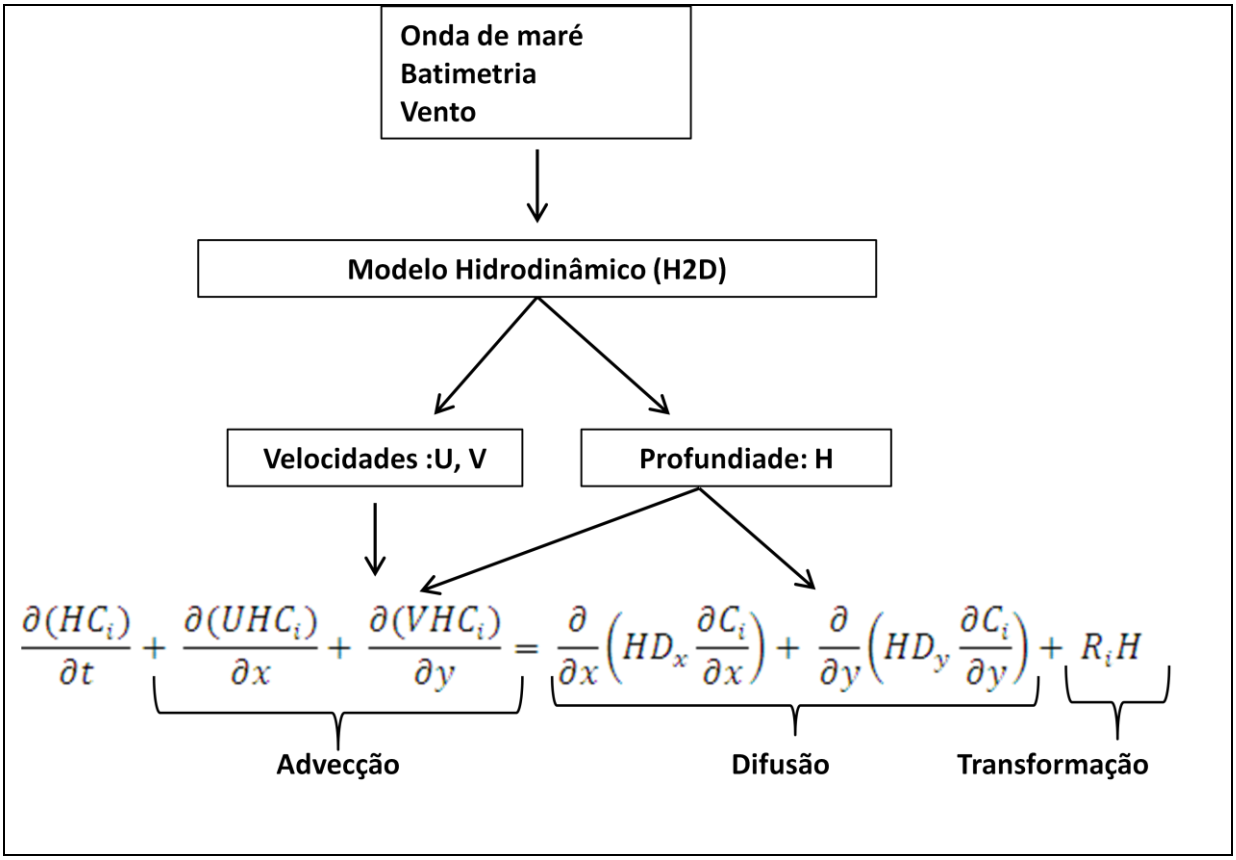

Figura 5.6: Esquema de acoplamento do modelo hidrodinâmico com o modelo de qualidade da água.

O modelo desenvolvido permite que a Equação 5.13 seja resolvida usando um esquema de diferenças finitas explicito, no qual os processos de advecção e difusão são calculados de forma independente para cada passo de tempo (GARCÍA *et al*., 2010a). Essa abordagem permite o uso de diferentes métodos numéricos para resolver cada processo independentemente (KOMATSU *et al.,* 1997). Desta forma, a integração das equações do transporte advectivo é feita utilizando um esquema *upwind* enquanto que a difusão é resolvida por um esquema centrado (GARCÍA *et al*., 2010a). No passo seguinte as mudanças na concentração causada pelo processo de reação são computadas. Para assegurar soluções estáveis para a equação de transporte, foi utilizado um passo de tempo de integração (Δt) de 30 segundos.

- *Cinética do fitoplâncton no modelo T2D8*

No modelo T2D8 o crescimento das algas é descrito por uma expressão cinética de primeira ordem, onde a taxa de crescimento de primeira ordem é definida como a diferença entre as taxas de crescimento (G_p) e de mortalidade (D_p). O crescimento do fitoplâncton (G_p) é uma função da disponibilidade de luz $G(I)$, temperatura $G(T)$ e de nutrientes $G(N)$. O modelo assume a clássica abordagem descrita por Chapra (2008) que esses fatores são multiplicativos, conforme expresso pela Equação 5.14.

$$G_p = G(T).G(I).G(N) \tag{5.14}$$

O efeito da temperatura é expresso de acordo como descrito por Thomann e Mueller (1987) e representado pela Equação 5.15.

$$G(T) = G_{max}\,\theta_{G_{max}}^{T-20} \tag{5.15}$$

Onde:

G_{max} : a taxa máxima de crescimento do fitoplâncton (dia^{-1}) a 20ºC sob condições ótimas de luz e nutrientes;

$\theta_{G_{max}}$: coeficiente de temperatura.

A penetração da radiação solar incidente é descrita no modelo T2D8 pela equação de Beer-Lambert (Equação 5.16):

$$I_z = I_0 \exp(-K_e z) \quad (5.16)$$

Onde I_z é a intensidade de luz ($ly.d^{-1}$) numa profundidade z, calculada a partir da intensidade de luz na superfície (I_0) e do coeficiente de extinção da luz (K_e). O valor de K_e foi estimado através da profundidade do Disco de Sechi (Equação 5.17) obtido para região do emissário submarino de Santos pelas medições de campo realizado pela CETESB (2006).

$$K_e = \frac{1{,}8}{SD} \quad (5.17)$$

Onde:
SD: profundidade do Disco de Sechi (metros)

A função de limitação de luz $G(I)$ para uma determinada profundidade é utilizada pelo modelo como uma média integrada verticalmente, conforme Equação 5.18 (THOMANN; MUELLER, 1987).

$$G(I) = \frac{2{,}718}{K_e H}\left[\exp\left(-\frac{I_0}{I_s}\exp(K_e H)\right) - \exp\left(-\frac{I_0}{I_s}\right)\right] \quad (5.18)$$

Onde:
I_s: a intensidade de saturação da luz para o fitoplâncton ($ly.d^{-1}$).

O termo I_s, no modelo T2D8, é um parâmetro utilizado para calibração, sendo determinado através do processo de calibração e validação, podendo variar de 100 até 500 $ly.d^{-1}$ (CHAPRA 2008; AMBROSE *et al*., 1993).

O modelo T2D8 computa as limitações relacionadas com nutrientes por uma equação do tipo Michaelis-Menten (Equação 5.19) e na lei de *Liebig's* dos mínimos (CERCO; COLE, 1995; WOOL *et al*., 2001).

$$G(N) = \min\left\{\frac{(C_1 + C_2)}{K_{mN}\,(C_1 + C_2)}, \frac{C_3}{K_{mP} + C_3}\right\} \quad (5.19)$$

Onde:

K_{mN}: Constante de semi-saturarão de Michaelis para o nitrogênio (mg N.l^{-1})

K_{mP}: Constante de semi-saturarão de Michaelis para o fósforo (mg P.l^{-1})

Amônia e nitrato são consumidos pelo fitoplâncton nas suas reações metabólicas. Por razões fisiológicas a amônia é a forma inorgânica preferida pelo fitoplâncton, uma vez que a utilização de nitrato implica em gasto de energia pelo fitoplâncton (CHAO *et al*., 2007). A preferência pela utilização da amônia comparada com o nitrato na cinética de crescimento do fitoplâncton é calculada pelo modelo T2D8 de acordo com a Equação 5.20.

$$P_{NH_3} = \mathrm{C}_1\left[\frac{C_2}{(K_{mN} + C_1)(K_{mN} + C_2)} + \frac{K_{mN}}{(C_1 + C_2)(K_{mN} + C_2)}\right] \quad (5.20)$$

A mortalidade do fitoplâncton pode ser descrita como a soma da respiração endógena do fitoplâncton e da predação pelo zooplâncton (García *et al*, 2010a). A taxa de respiração endógena (k_r) no modelo T2D8 é expressa como proporcional a biomassa de algas e da relação carbono/clorofila (CCHL – mg C/mg Chl-a) de acordo com a Equação 5.21.

$$k_r = 37{,}85\, CCHL.C_4 \quad (5.21)$$

A relação CCHL é uma variável afetada pela luz, temperatura e algas, sendo calculada pela Equação 5.22 (Cloern *et al*., 1995).

$$CCHL = 0{,}003 + 0{,}015\mathrm{e}^{(0{,}05\mathrm{T})}\mathrm{e}^{(-0{,}059\mathrm{I_{av}})}\mathrm{G(N)} \quad (5.22)$$

Onde:

I_{av} é a irradiância diária média na coluna da água.

O efeito da temperatura sobre a respiração endógena é calculada no modelo pela Equação 5.23.

$k_r(T) = k_r(20ºC)\theta_r^{T-20}$ (5.18) (5.23)

Onde:

θ_r: coeficiente de temperatura.

A equação de interação utilizada pelo modelo T2D8 que descreve o crescimento do fitoplâncton, com base nas equações anteriormente apresentada, é calculada pela Equação 5.24.

$$\frac{dC_4}{dt} = \left[G(T)G(I)G(N) - (k_r\theta_r^{T-20} + K_{dm}) - \frac{V_{ph}}{H}\right]C_4 \quad (5.24)$$

Onde:

V_{ph}: velocidade de sedimentação do fitoplâncton (m.d^{-1}).

As demais equações de interação para cada variável, bem como os principais processos relacionados com essas variáveis, são apresentados na Tabela 5.9. Além disso, na Tabela 5.10 são apresentados os coeficientes e as constantes usadas no modelo T2D8 com sua respectiva descrição.

Tabela 5.9: Equações governantes para cada variável considerada pelo modelo T2D8 e sua interação com outras variáveis.

Variável	Tipo de Processo	Processo de reação ou interação com outras variáveis
Amônia-N (C_1)	Aporte Consumo Equação de Interação	• Degradação da matéria orgânica de origem nitrogenada; • Reciclagem do N orgânico contido na biomassa morta de fitoplâncton. • Assimilação por parte da biomassa de fitoplâncton; • Nitrificação. $\frac{dC_1}{dt} = Y_d K_d \theta_d^{(T-20)} C_5 + Y_s K_s \theta_s^{(T-20)} C_6 + Y_b K_b \theta_b^{(T-20)} C_7 + \left(k_r \theta_r^{(T-20)} + K_{dm}\right) a_{nc} (1 - f_{on}) C_4 - G(T)G(I)G(N) P_{NH_3} a_{nc} C_4 - k_n \theta_n^{(T-20)} \left[\frac{C_8}{(C_8 + k_{nit})}\right] C_1$
Nitrato-N (C_2)	Aporte Consumo Equação de Interação	Nitrificação • Assimilação por parte da biomassa de fitoplâncton; • Desnitrificação. $\frac{dC_2}{dt} = k_n \theta_n^{(T-20)} \left[\frac{C_8}{(C_8 + k_{nit})}\right] C_1 - G(T)G(I)G(N)\left(1 - P_{NH_3}\right) a_{nc} C_4 - k_{dn} \theta_{dn}^{(T-20)} \left[\frac{K_{NO}}{(C_8 + k_{NO})}\right] C_2$
Fósforo-P (C_3)	Aporte Consumo Equação de Interação	• Oxidação dos compostos de fósforo presentes na matéria orgânica; • Reciclagem do P orgânico contido na biomassa morta de fitoplâncton; • Assimilação por parte da biomassa de fitoplâncton. $\frac{dC_3}{dt} = Y_{d2} K_d \theta_d^{(T-20)} C_5 + Y_{s2} K_s \theta_s^{(T-20)} C_6 + Y_{b2} K_b \theta_b^{(T-20)} C_7 + a_{pc} (k_r \theta_r^{T-20} + K_{dm})\left(1 - f_{op}\right) C_4 - G(T)G(I)G(N) a_{pc} C_4$
DBO dissolvida (C_5)	Consumo Equação de Interação	• Degradação na presença de oxigênio. $\frac{dC_5}{dt} = -K_d \theta_d^{(T-20)} C_5$

continuação

continuação

Variável	Tipo de Processo	Processo de reação ou interação com outras variáveis
DBO suspensa (C_6)	Aporte Consumo Equação de Interação	• Reciclagem por morte da biomassa de fitoplâncton; • Ressuspenção da matéria orgânica acumulada no fundo; • Degradação na presença de oxigênio; • Sedimentação no fundo da coluna de água. $\frac{dC_6}{dt} = \frac{V_r}{H}C_7 + \left(k_r\theta_r^{(T-20)} + K_{dm}\right)\left(a_{nc}f_{on} + a_{pc}f_{op}\right)C_4 - \frac{V_s}{H}C_6 - K_s\theta_s^{(T-20)}C_6$
DBO sedimentada (C_7)	Aporte Consumo Equação de Interação	• Sedimentação no fundo da coluna de água da DBO em suspensão; • Degradação na presença de oxigênio; • Resuspenssão para a coluna de água; $\frac{dC_6}{dt} = \frac{V_s}{H}C_6 - \frac{V_r}{H}C_7 - K_b\theta_b^{(T-20)}C_7 + \frac{V_{ph}}{H}C_4$
Oxigênio Dissolvido (C_8)	Aporte Consumo Equação de Interação	• Reaeração Atmosférica; • Fotossínteses dos organismos do fitoplâncton; • Degradação da matéria orgânica; • Nitrificação; • Respiração do fitoplâncton; • Demanda pelos sedimentos de fundo. $\frac{dC_8}{dt} = k_a\theta_a^{(T-20)}(C_s - C_8) + G(T)G(I)G(N)\left[\frac{32}{12} + \frac{48}{14}a_{nc}\left(1 - P_{NH_3}\right)\right]C_4 - \frac{32}{12}k_r\theta_r^{(T-20)}C_4$ $- \frac{64}{14}k_n\theta_n^{(T-20)}\left[\frac{C_8}{(C_8 + k_n)}\right]C_1$ $- \left(Y_dK_d\theta_d^{(T-20)}C_5 + Y_sK_s\theta_s^{(T-20)}C_6 + Y_bK_b\theta_b^{(T-20)}C_7\right) - \frac{SOD}{H}\theta_{SOD}^{(T-20)}$

Tabela 5.10: Coeficientes e constantes utilizadas no modelo T2D8.

Parâmetro	Descrição	Valor	Variação	Unidade
Fr.d	Fração dissolvida da DBO	0,5[1,4]	--	--
K_d	Constante de degradação da DBO dissolvida	0,4[1,3,4]	0,1 – 1,5	dia^{-1}
K_s	Constante de degradação da DBO em suspensão	0,3[4]	0,1 – 1,5	dia^{-1}
K_b	Constante de degradação da DBO sedimentada	0,3[4]	0,1 – 1,5	dia^{-1}
θ_d	Coeficiente de temperatura para DBO dissolvida	1,047[3,4]	1,02 –1,09	--
θ_s	Coeficiente de temperatura para DBO em suspensão	1,047[4]	1,02 –1,09	--
θ_b	Coeficiente de temperatura para DBO sedimentada	1,047[4]	1,02 –1,09	--
V_r	Velocidade de ressuspensão da DBO particulada	0,1[4]	0 – 0,36	m/dia
V_s	Velocidade de sedimentação da DBO particulada	0,2[4]	0 – 0,7	m/dia
Y_d	Fator de liberação de amônia devido a amonificação da DBO dissolvida	0,3[4]	0,01 – 0,6	g NH_3-N/ g DBO
Y_s	Fator de liberação de amônia devido a amonificação da DBO em suspensão	0,3[4]	0,01 – 0,6	g NH_3-N/ g DBO
Y_b	Fator de liberação de amônia devido a amonificação da DBO sedimentada	0,3[4]	0,01 – 0,6	g NH_3-N/ g DBO
Y_{d2}	Fator de liberação de fosfato a partir da DBO dissolvida	0,15[4]	0,003 – 0,09	g PO_4-P/ g DBO
Y_{s2}	Fator de liberação de fosfato a partir da DBO em suspensão	0,15[4]	0,003 – 0,09	g PO_4-P/ g DBO
Y_{b2}	Fator de liberação de fosfato a partir da DBO sedimentada	0,15[4]	0,003 – 0,09	g PO_4-P/ g DBO
a_{nc}	Relação nitrogênio/carbono no fitoplâncton	0,25[1]	--	mg N/mg C
a_{pc}	Relação fósforo/carbono no fitoplâncton	0,025[1]	--	mg P/mg C
k_n	Constante de nitrificação	0,09[1]	0,09 – 0,13	dia^{-1}
θ_n	Coeficiente de temperatura para a nitrificação	1,088[1]	1,055 –1,099	---
k_{dn}	Constante de desnitrificação	0,09[1]	---	dia^{-1}
θ_{dn}	Coeficiente de temperatura para a desnitrificação	1,045[1]	---	---
k_{nit}	Constante de semi-saturação do oxigênio para a nitrificação	2,0[1]	---	g O_2/m^3
K_{NO}	Constante de semi-saturação para limitação da desnitrificação pelo oxigênio	0,1[1]	---	g O_2/m^3

continuação

continuação

Parâmetro	Descrição	Valor	Variação	Unidade
f_{on}	Fração de alga morta reciclada como nitrogênio orgânico	0,5[2]	---	---
f_{op}	Fração de alga morta reciclada como fósforo orgânico	0,5[2]	---	---
DOS	Demanda de oxigênio dos sedimentos do fundo	0,5[3,1]	0,07 - 4,0	$gO_2/m^2.dia$
θ_{DOS}	Coeficiente de temperatura para o DOS	1,09[3,1]	1,04 - 1,13	---
G_{max}	Taxa máxima de crescimento do fitoplânctom	2,0[1,3,4]	1,5 - 2,5	dia^{-1}
θ_{Gmax}	Coeficiente de temperatura para a taxa máxima de crescimento do fitoplânctom	1,067[1,3]	1,066 - 1,068	---
K_{mN}	Constante de semi-saturação para utilização do nitrogênio inorgânico	0,025[1,3]	---	mg N/L
K_{mP}	Constante de semi-saturação para utilização do fósforo inorgânico	0,001[1,3]	---	mg P/L
k_r	Taxa de respiração endógena	0,15[4]	0,05 - 0,5	dia^{-1}
θ_r	Coeficiente de temperatura para respiração endógena	1,045[1,3]	1,045 - 1,08	---
K_{dm}	Taxa máxima de predação pelo zooplâncton	0,02[1]	---	dia^{-1}
V_{ph}	Velocidade de sedimentação do fitoplâncton	0,1[1,3,4]	0,1 - 1,5	m/dia
θ_a	Coeficiente de temperatura para a reaeração	1,024[1,3]	1,005 - 1,030	---

[1] Ambrose *et al.,* 1993.
[2]Chau e Jin, 1998;
[3]Thomann e Mueller (1987);
[4]DHI, 1991.

5.4 - Calibração e validação dos modelos hidrodinâmico e de eutrofização

O processo de calibração pode ser definido como uma operação na qual valores específicos, distribuição, ou um intervalo são indicados para variação dos parâmetros do modelo, de modo que os resultados do modelo representem da melhor forma possível os resultados de um conjunto de observações de campo (LOPES *et al*., 2008). Depois disso, outra simulação é realizada e validada com um conjunto de dados independente (THOMANN; MULLER, 1987). Se a segunda simulação é considerada aceitável, então o modelo é considerado válido.

A abordagem descrita anteriormente, na medida do possível, foi utilizada nesse estudo. No entanto, é importante ressaltar que para modelos de qualidade da água, a fim de se obter uma calibração precisa, tanto dados de hidrodinâmica e de qualidade da água do mar e dos efluentes lançados são necessários. Além disso, é preferível que esses dados sejam obtidos conjuntamente e que possuam uma representatidade espacial e temporal da região, haja vista que num ambiente marinho as varições ambientais são bastante elevadas e influenciam diretamente nos resultados de qualidade da água.

Para esse estudo não foi realizada nenhuma campanha específica para obtenção de dados ambientais, ou seja, foram utilizados dados secundários de outros estudos o que, de certa maneira, dificultou o processo de calibração e validação dos modelos. Um exemplo refere-se aos dados de qualidade da água fornecidos pela CETESB. Os dados apresentavam uma distribuição espacial da região, mas não era possível utilizá-los com a finalidade de avaliar o efeito das variações temporais do meio ambiente sobre a qualidade da água, pois o conjunto de dados representa apenas um dia de coleta dentro de uma período de 3 meses de simulação. Além disso, era preciso que para o mesmo período houvesse dados de qualidade do efluente lançado pelo emissário submarino.

5.4.1 - Modelo Hidrodinâmico

O modelo hidrodinâmico foi ajustado para representar com maior confiabilidade a onda de maré estimada a partir das constantes harmônicas da FEMAR, (estação maregráfica Ilha da Moela) e reproduzida pelo modelo H2D em todo o domínio simulado. Para isso, foi especificado no modelo que gravasse resultados de elevação de superfície no mesmo local de medição da FEMAR (Figura 5.7). O ajuste do modelo ao banco de dados da FEMAR foi realizado através da variação do coeficiente de fricção de fundo, neste caso o coeficiente de *Manning*, sendo a correlação entre os dados do modelo H2D e os da FEMAR testados através da correlação *Pearson* com intervalo de confiança de ±95%.

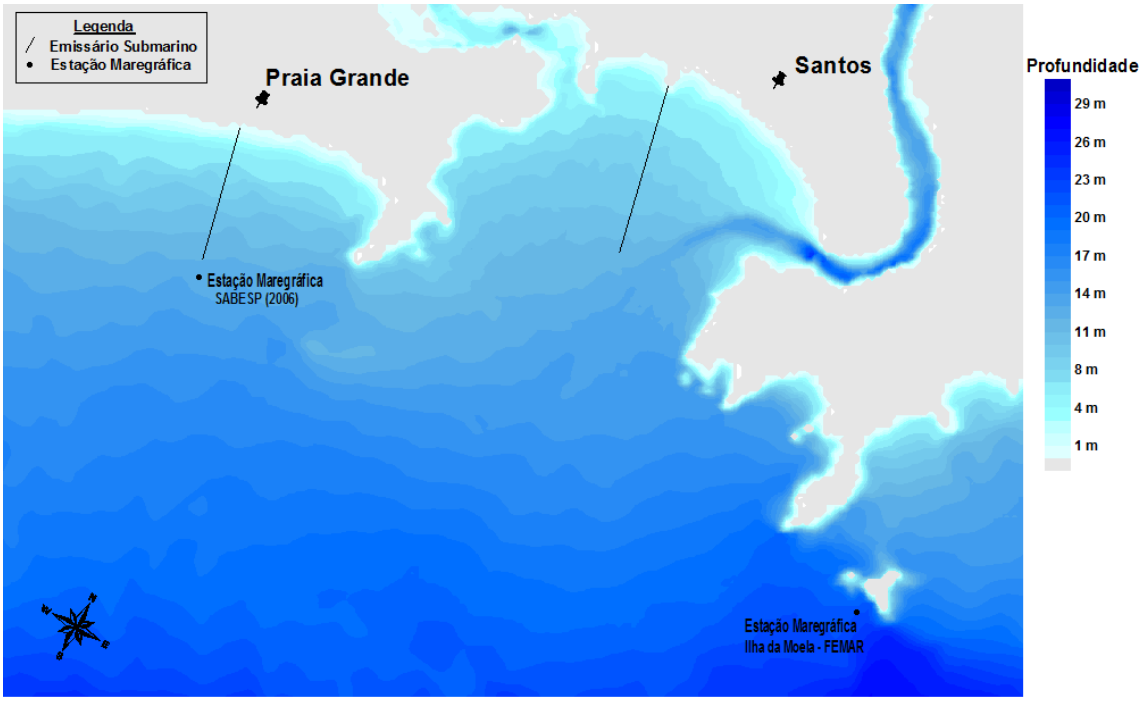

Figura 5.7: Localização das estações maregráficas utilizadas para calibração (FEMAR - Ilha da Moela) e validação (SABESP) do modelo hidrodinâmico H2D.

Para validar o modelo, uma nova simulação foi realizada e comparada com um conjunto de dados independente. Nesse caso, foram utilizados dados de medição de campo da região costeira de Praia Grande obtidos pela SABESP (2006). Os dados de campo inclui apenas elevação de superfície obtidos no ano de 2005 na região de Praia Grande. Nesse período foi feita medição de elevação de superfície durante 19 dias no mês de Julho. As constantes

harmônicas estimadas por SABESP (2006) para esse conjunto de dados são apresentadas na Tabela 7.2, sendo estas utilizadas na validação do modelo

Tabela 5.11: Constantes harmônicas estimadas para o banco de dados da SABESP. Os valores listados correspondem à amplitude (m) e fase (º) relativos a Greenwich.

Harmônico	Amplitude (cm)	Fase (º)
Q_1	4,58	53
O_1	10,03	80
P_1	4,11	107
K_1	4,77	134
N_2	8,38	128
M_2	30,41	75
S_2	27,98	62
K_2	15,28	77
M_3	7,77	222
MN_4	0,48	220
M_4	2,19	356
MS_4	2,06	92

Fonte: SABESP, 2006.

5.4.2 - Modelo de Eutrofização

O processo de calibração do modelo de qualidade da água T2D8 (Eutrofização) foi desenvolvido baseado em dados coletados durante uma campanha de campo na região da baía de Santos em período de verão. Os dados de qualidade de água utilizados nesse processo foram fornecidos pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e referem-se a um dia de coleta realizada na data de 22 de fevereiro de 2006, na região de influência do emissário submarino de Santos/São Vicente. Na calibração do modelo foram utilizados os parâmetros Nitrogênio Amoniacal, Fosfato (mg P/L), Oxigênio Dissolvido e Clorofila-*a*. A localização das estações amostrais e os valores referentes aos parâmetros de qualidade são apresentados nas Figuras 5.8 e 5.9 respectivamente.

Em cada ponto monitorado pela CETESB as coletas realizadas referem-se a amostras de água do mar em três profundidades (fundo, meio e superfície). Os parâmetros nitrogênio amoniacal e fosfato foram analisados para as 3 profundidades, enquanto que a determinação da concentração de clorofila-*a* foi feita para superfície e meia profundidade. Já a concentração de oxigênio

dissolvida foi monitorada em toda coluna d'água, com intervalo a cada 1,0 metro.

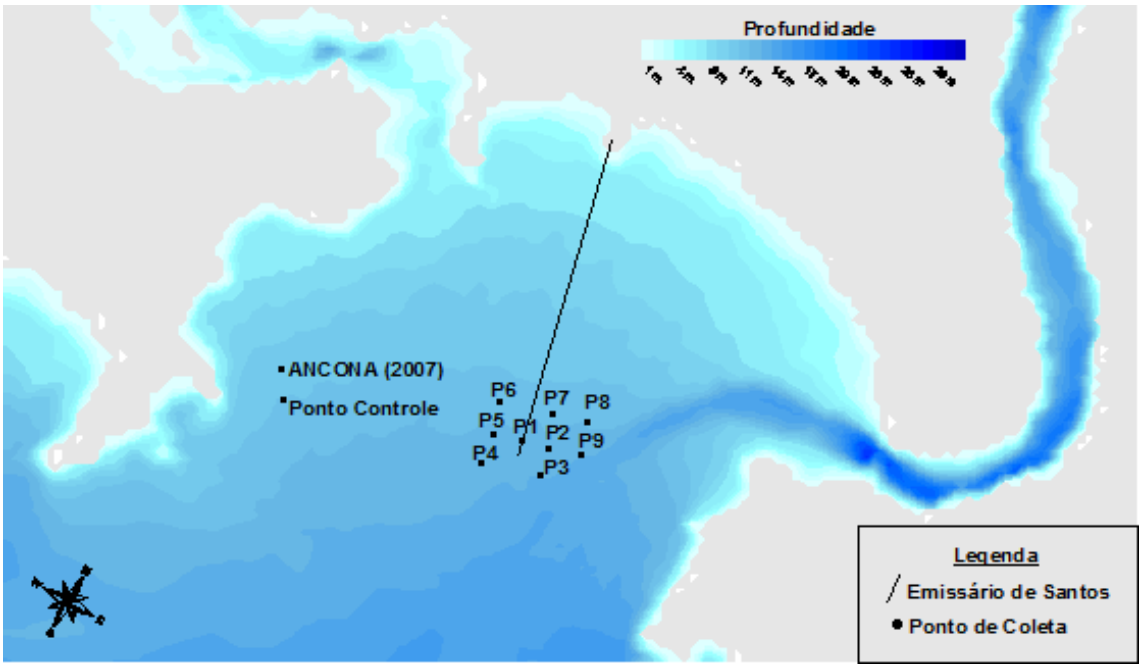

Figura 5.8: Representação da localização das estações amostrais utilizadas no processo de calibração.

Tendo em vista que, para calibração do modelo de qualidade são necessários dados reais de vazão do emissário submarino e de qualidade do esgoto lançado, durante o processo de calibração foram utilizados os dados da SABESP de monitoramento do emissário submarino de Santos para o período de dezembro de 2005 até fevereiro de 2006 (SABESP, 2006). Desta forma, a vazão do emissário submarino de Santos foi considerada constante no modelo com um valor médio de 2,4 m^3/s, enquanto que a concentração dos poluentes foi introduzida no modelo como uma série temporal, conforme dados de monitoramento da SABESP do esgoto lançado pelo emissário submarino de Santos (SABESP, 2006). Da mesma forma que a vazão, tanto a temperatura e salinidade foram constante em todo domínio do modelo. Vale ressaltar que o emissário submarino foi introduzido como uma fonte pontual no modelo, pois não havia informações sobre como estava funcionando o sistema difusor do emissário de Santos para o período de simulação e tão pouco qual era a diluição alcançada por esse sistema.

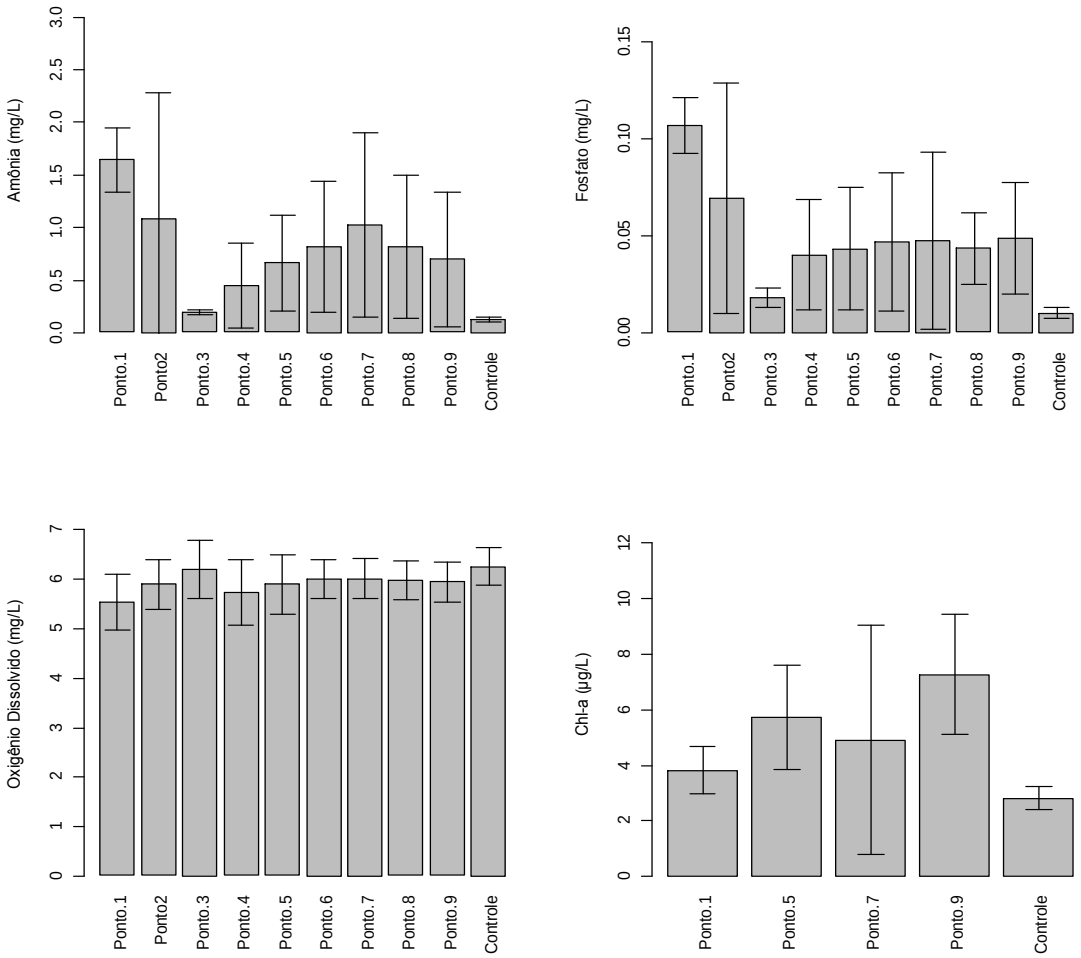

Figura 5.9: Resultados de qualidade da água do dia 22/02/2006 na região de lançamento do emissário submarino de Santos (Pontos 1 - 9) e no ponto controle.
Fonte: CETESB (2006).

Além do lançamento de esgoto proveniente do emissário submarino de Santos foi introduzido na malha o efluente lançado pela COSIPA no interior da região estuarina. Esse efluente possui uma vazão de 2,38 $m^3.s^{-1}$ e uma concentração de amônia e fosfato de 23 mg/l e 4,6 mg/l, respectivamente (MATEUS *et al*., 2008). Outro aspecto importante diz respeito as condições de contorno, cujos valores especificados nas bordas bem como o *background* podem ser vistos na Tabela 5.13.

Tabela 5.12: Qualidade do esgoto lançado pelo emissário submarino de Santos durante o período de calibração.

Data	Parâmetros		
	DBO_5 (mg/L)	**N-Amôniacal (mg/l)**	**Fosfato (mg P/l)**
06/12/2005	167	23,8	1,3
02/01/2006	208	18,9	4,1
08/01/2006	153	34,4	2,7
15/01/2006	175	30,7	1,3
22/01/2006	146	10,6	3,6
29/01/2006	130	13,5	3,6
05/02/2006	169	11,3	3,1
12/02/2006	202	16,3	1,9
19/02/2006	186	52,3	3,5
26/02/2006	231	27,8	2,9

Fonte: SABESP (2006).

Tabela 5.13: Condições de contorno para o modelo de eutrofização.

Parâmetros	Contornos				*Background*
	Oeste	**Leste**	**Sul**	**Norte[1]**	
N- NH_3 (mg N/L)	0,002	0,002	0,002	0,8	0,01
N-NO_3 (mg N/L)	0,05	0,05	0,05	0,5	0,09
P- PO_4 (mg P/L)	0,002	0,002	0,002	0,05	0,002
Fito (µg/L)	20	20	20	30	50
DBOd (mg/L)	0,0	0,0	0,0	1,0	1,0
OD (mg/L)	6,8	6,8	6,8	6,5	6,8

[1]Refere-se aos rios considerados na malha.

5.4.2.1 - Análise de Sensibilidade

A aplicação do modelo de eutrofização requer o conhecimento de um grande número de parâmetros e taxas, além de uma especificação apropriada das condições de contorno nas margens abertas da malha numérica. Antes de aplicar o modelo para avaliar os impactos do lançamento de esgoto pelo emissário submarino de Santos e Praia grande, alguns parâmetros que controlam a cinética do fitoplâncton foram ajustados. Para isso, uma análise de sensibilidade foi realizada a fim de verificar a influência de 5 parâmetros na cinética de crescimento do fitoplâncton, sendo estes: a taxa máxima de crescimento (G_{max}), constante de semi-saturação para utilização do nitrogênio inorgânico (K_{mN}), constante de semi-saturação para utilização do fósforo inorgânico (K_{mP}), taxa de respiração endógena (k_r) e a velocidade de sedimentação do fitoplâncton (V_{ph}). A variação dos coeficientes de temperatura não foi levada em consideração na análise de sensibilidade, pois conforme observado por Wu *et al.* (2009), eles podem ser considerados negligenciáveis.

Para realizar o teste de sensibilidade, os valores médios do fitoplâncton durante um período de 720 horas de simulação foram considerados

6 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 – Calibração e validação dos modelos hidrodinâmico e de qualidade

6.1.1 – Modelo Hidrodinâmico

O modelo hidrodinâmico foi ajustado para representar com maior confiabilidade a onda de maré estimada a partir das constantes harmônicas da FEMAR, (estação maregráfica Ilha da Moela) e reproduzida pelo modelo H2D em todo o domínio simulado. Devido a escassez de dados de velocidade o ajuste do modelo hidrodinâmico foi focado em reproduzir da melhor forma a onda de maré dentro do domínio modelado. Para isso, foi especificado no modelo que gravasse resultados de elevação de superfície no mesmo local de medição da FEMAR (Figura 5.6). O ajuste do modelo ao banco de dados da FEMAR foi realizado através da variação do coeficiente de fricção de fundo, neste caso o coeficiente de *Manning*, sendo a correlação entre os dados do modelo H2D e os da FEMAR testados através da correlação *Pearson* com intervalo de confiança de ±95%. Vale ressaltar que esse ajuste foi realizado apenas para verificar se a correlação com o coeficiente de 32 $m^{1/3}/s$, que é o recomendado pelo manual do H2D na ausência desse dado, estava acima de 95%, erro considerado aceitável para dados de elevação de superfície.

Os resultados podem ser vistos na Tabela 6.1 e na Figura 6.1. Pode-se observar que os melhores resultados foram obtidos com o coeficiente de *Manning* de 32 $m^{1/3}/s$, resultando num *R-pearson* de 0,971 ($p<2,2e-16$), ou seja, existe uma correlação positiva e altamente significativa entre os dados gerados pelo modelo e os dados da FEMAR. Com base nesses resultados, as simulação hidrodinâmicas foram realizadas utilizando um coeficiente de *Manning* de 32 $m^{1/3}/s$.

Tabela 6.1: Resultados do teste de correlação de Pearson ($p<0,05$) entre os dados de maré da estação Ilha da Moela (FEMAR) e modelados pelo H2D.

Parâmetro	Manning 20	Manning 25	Manning 30	Manning 32
R-*pearson*	0.962	0.967	0.968	0.971
Valor - *p*	< 2.2e-16	< 2.2e-16	< 2.2e-16	< 2.2e-16

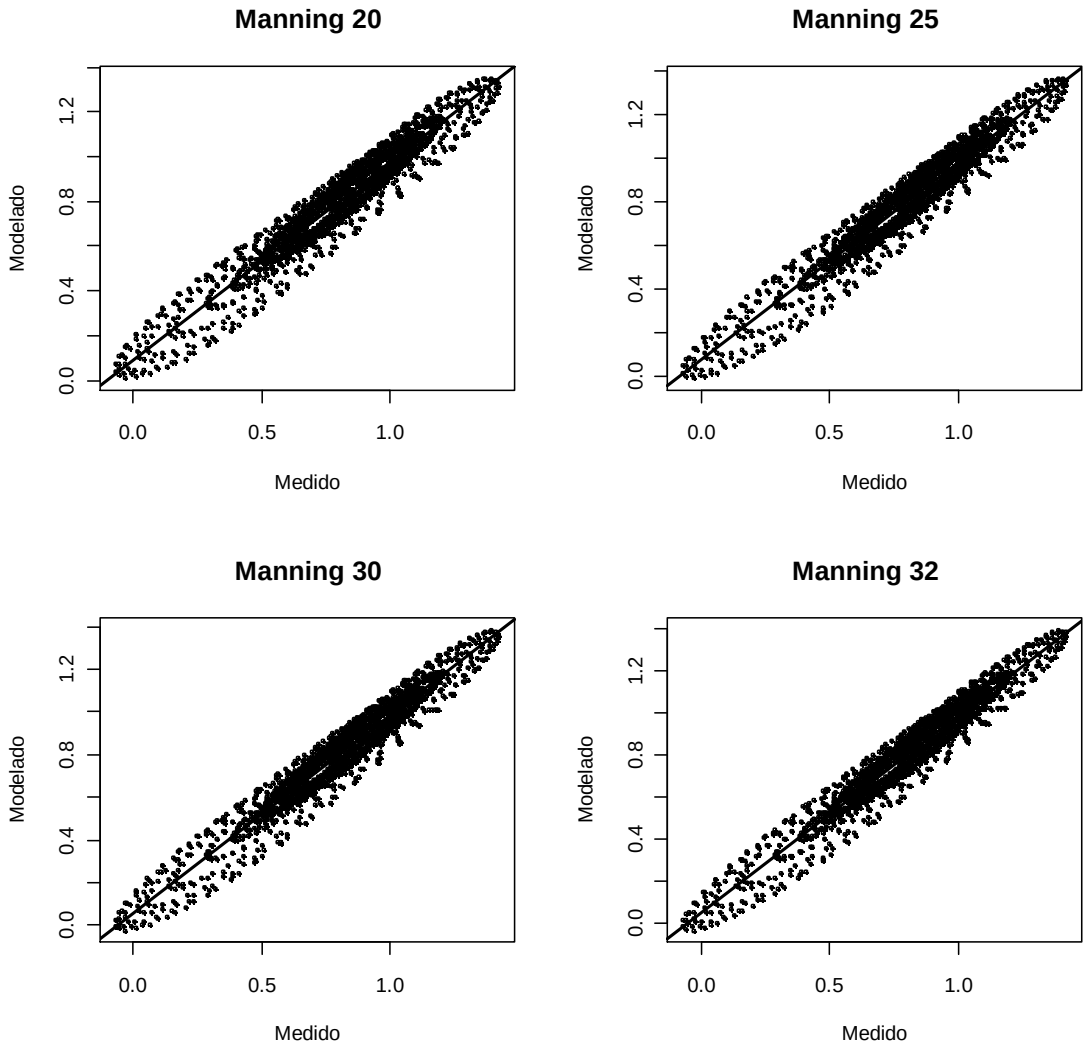

Figura 6.1: Correlação entre os dados de elevação de superfície da FEMAR (previsão harmônica) e do modelo H2D para diferentes coeficientes de *Manning.*

Para validar o modelo, uma nova simulação foi realizada e comparada com um conjunto de dados independente. Nesse caso, foram utilizados dados de medição de campo da região costeira de Praia Grande obtidos pela SABESP (2006). Os dados de campo inclui apenas elevação de superfície obtidos no ano de 2005 na região de Praia Grande. Nesse período foi feita medição de elevação de superfície durante 19 dias no mês de Julho. As constantes harmônicas estimadas por SABESP (2006) para esse conjunto de dados são apresentadas na Tabela 5.11, sendo estas utilizadas na validação do modelo.

A significância da correlação dos dados também foi testada por meio da correlação de Pearson ($p<0,05$) conforme resultados apresentados na Tabela 6.2. Pode-se observar que existe uma correlação altamente significativa entre

os dados de elevação de superfície, obtidos através da previsão harmônica dos dados da SABESP, e do resultado do modelo H2D, tendo como base as constantes harmônicas da FEMAR (estação Ilha da Moela). Desta forma, é possível dizer que o modelo H2D consegue reproduzir as principias características da onda de maré na região de estudo dentro do domínio modelado.

Tabela 6.2: Resultados do teste de correlação de Pearson ($p<0,05$) entre os dados do modelados H2D e da previsão harmônica dos dados da SABESP.

Parâmetro	**Valor**
R-*pearson*	0.938
Valor - *p*	< 2.2e-16

Além da correlação significativa entre os dados do modelo H2D utilizando as constantes da FEMAR (2000) e os da SABESP (2006), pode-se observar na Figura 6.2 que a onda de maré apresenta co-oscilação com período semi-diurno e desigualdades diárias, cujo resultado é o mesmo reportado por Harari *et al*. (2008). O autor cita que as marés em Santos possuem amplitudes de 0,60 m e 0,14 m, para maré de sizígia e quadratura, respectivamente. Resultado semelhante é apresentado por Picarelli (2001), onde a região denominada Centro-Sul do Estado de São Paulo, que abrange desde o município de Praia Grande até o complexo estuarino lagunar de Iguape e Cananéia, pode ser classificada como possuindo maré-mista, principalmente do tipo semi-diurno, com 2 preamares e 2 baixa-mares com desigualdades em alturas.

Além do nível do mar, outra importante caracterização hidrodinâmica da região está relacionada com as correntes. Os campos de velocidades gerados pelo modelo H2D durante maré de sizígia e quadratura são apresentados nas Figuras 6.3 e 6.4, respectivamente. Pode-se observar, conforme esperado, maiores velocidades durante maré de sizígia, com velocidades médias máximas na coluna da água de 0,25 m/s e 0,36 m/s na região do emissário submarino de Santos e Praia Grande 2, respectivamente.

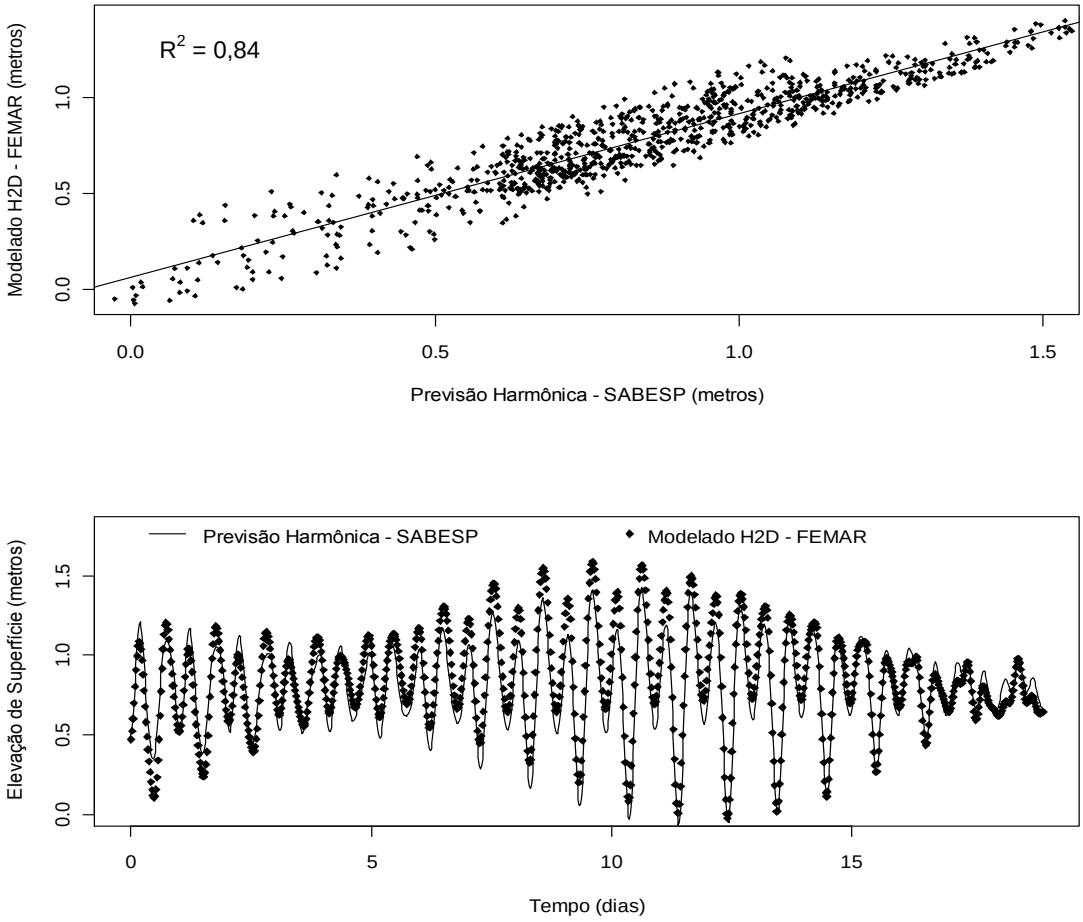

Figura 6.2: Comparação entre os resultados de elevação de superfície gerados pelo modelo H2D e da previsão harmônica realizada com os dados da SABESP

Para o mesmo período de calibração do modelo hidrodinâmico H2D, SABESP (2006) realizou medições de correntes na região de lançamento do emissário submarino de Santos. No entanto, esses dados de medição de correntes são bastante discretos, pois as medições foram feitas por apenas algumas horas (12 horas) em apenas um dia (13/07/2005). Apesar desses dados não terem sidos utilizados como referência na calibração, eles foram utilizados para verificar se ao menos as intensidades das correntes estimadas pelo modelo H2D estavam na mesma ordem de grandeza. Conforme apresentado na Figura 6.5, observa-se que as velocidades geradas no modelo H2D, na mesma região de medição de SABESP (2006), encontram-se na mesma faixa de variação e intensidade.

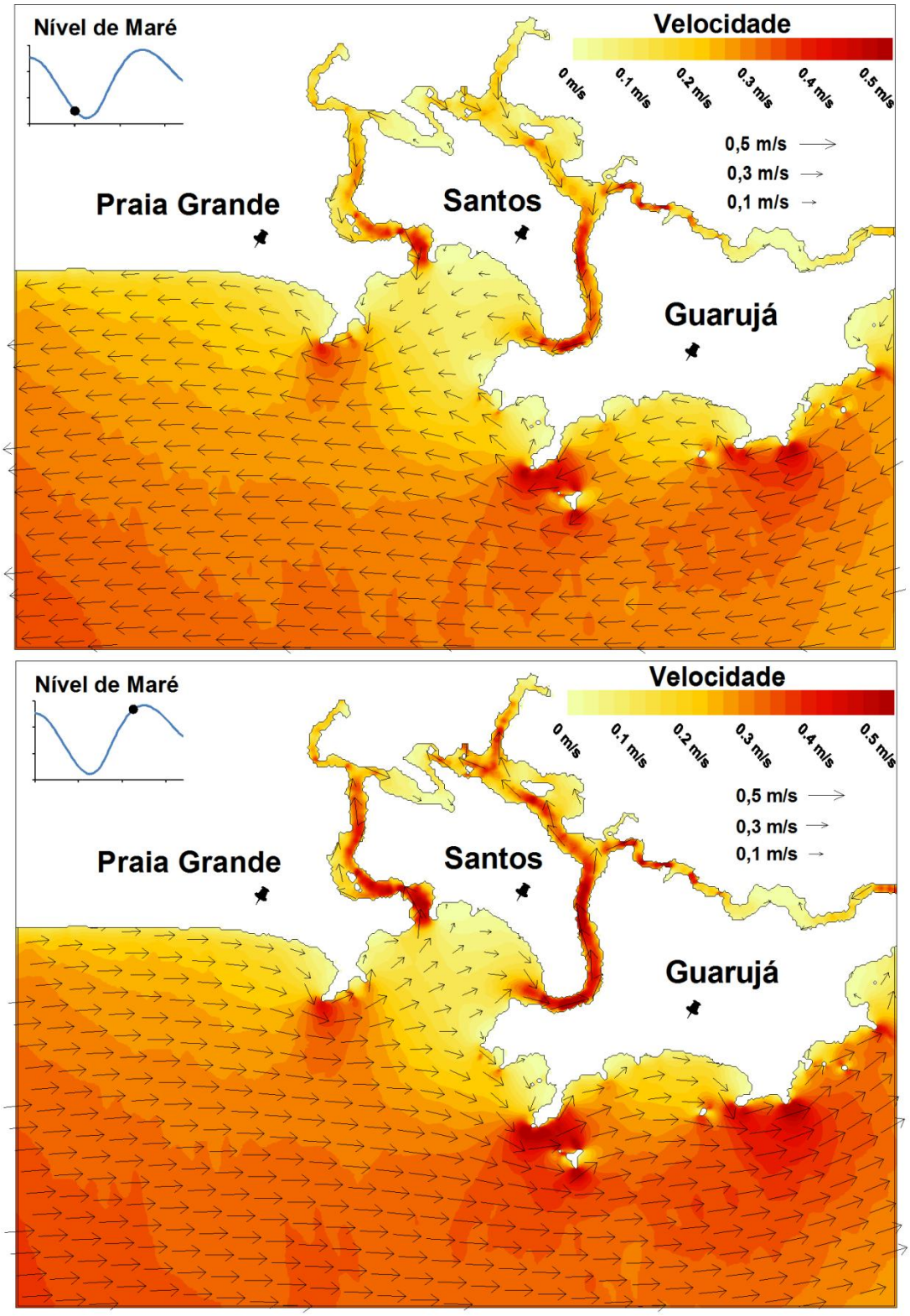

Figura 6.3: Campos de velocidades durante maré de sizígia.

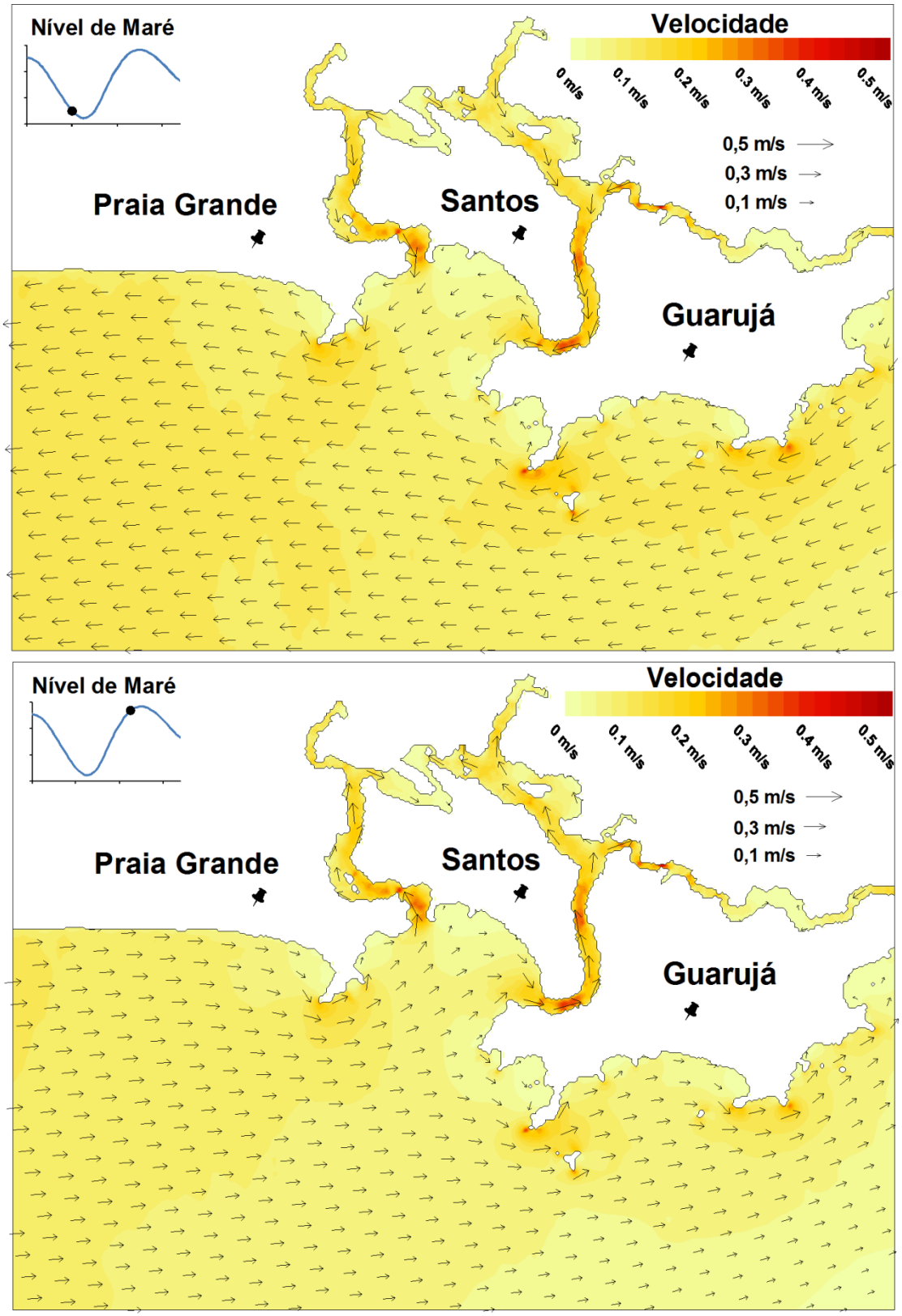

Figura 6.4: Campos de velocidades durante maré de quadratura.

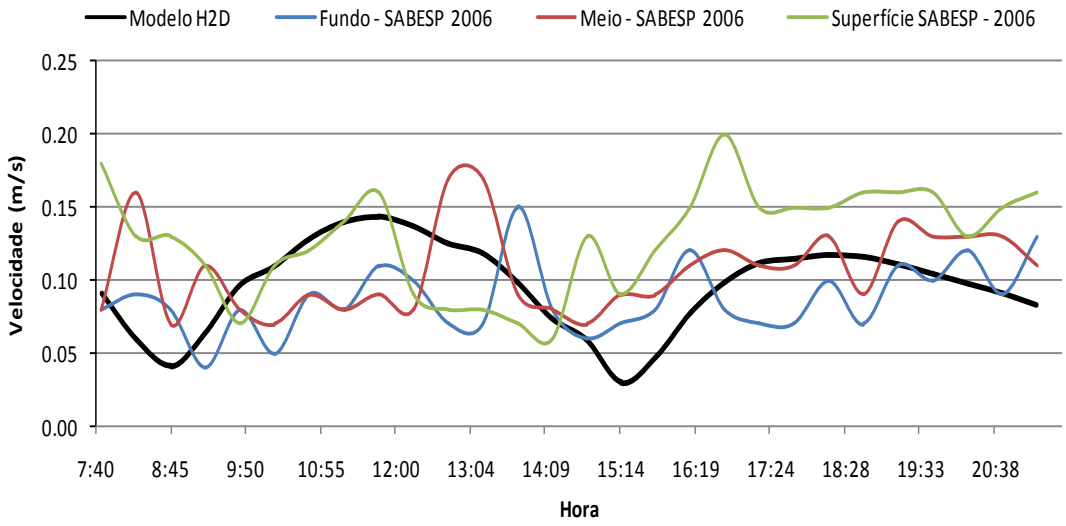

Figura 6.5: Comparação entre os dados de campo de medição de corrente para três profundidade (fundo, meio e superfície) no ponto de lançamento do emissários submarino de Santos (13/07/2005) e os resultados do modelo H2D.

6.2.2 – Modelo de Eutrofização

Conforme descrito no Item 5.4.2.1 foi feita uma análise de sensibilidade para verificar a influência de alguns parâmetros no crescimento do fitoplâncton. Os resultados obtidos para o ponto 1 (região de lançamento do emissário submarino de Santos) são apresentados na Figura 6.6. Pode-se observar que os parâmetros mais significativos foram: V_{ph} , k_r e G_{max} . Por outro lado, K_{mN} e K_{mP} não apresentaram diferenças significativas na concentração final do fitoplâncton. Além disso, pode-se observar também que o valor de G_{max} exerce maior influência no tempo necessário para estabilização da população de fitoplâncton do que na sua concentração final (Figura 6.7), sendo utilizado ao final o valor recomendado de 2,0 d^{-1} (CHAPRA, 2008).

Com base nesses resultados o processo de calibração foi focado nos parâmetros que mostraram maior influência sobre a dinâmica de biomassa do fitoplâncton. Durante o processo de calibração, as condições do fitoplâncton eram simuladas variando as taxas cinéticas específicas dentro da faixa de variação encontrada na literatura (Tabela 5.10), sendo ao final adotado uma taxa de respiração endógena (k_r) e velocidade de sedimentação do fitoplâncton (V_{ph}) de 0,15 d^{-1} e 0,1 $m.d^{-1}$, respectivamente.

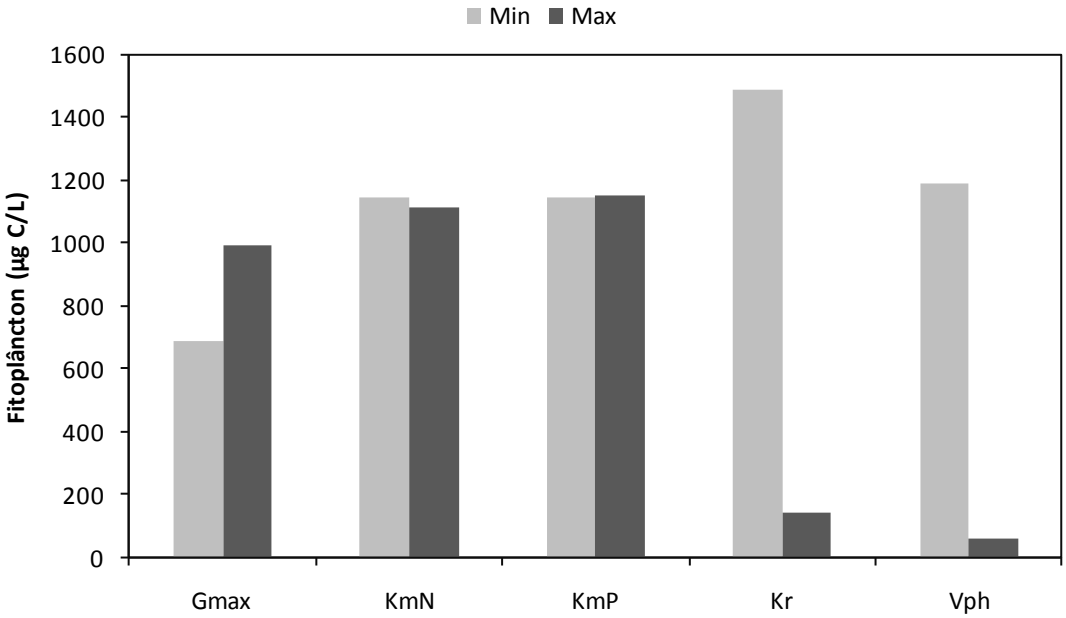

Figura 6.6: Variação da concentração de fitoplâncton no ponto controle em função das constantes G_{max} , K_{mN} , K_{mP} , k_r e V_{ph}.

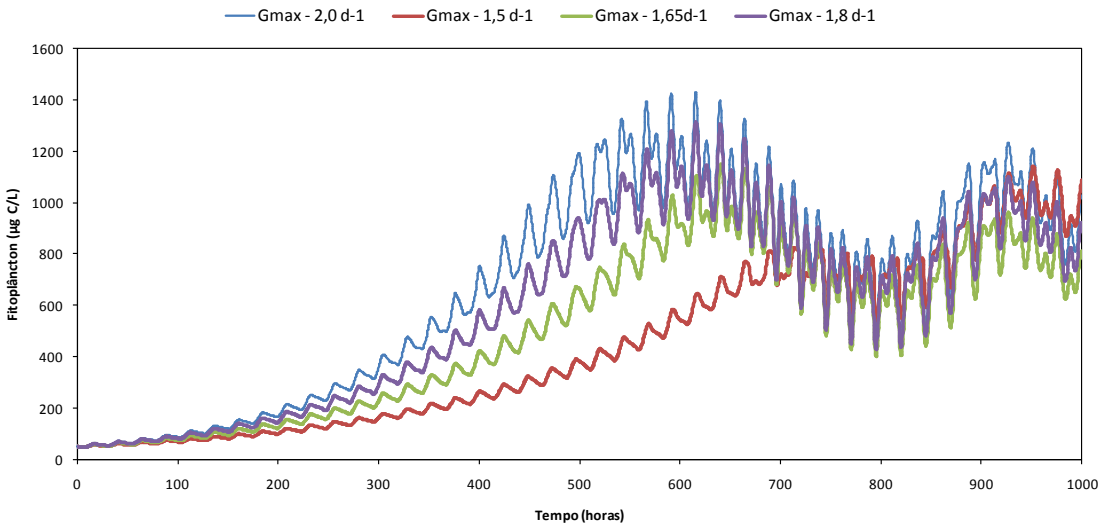

Figura 6.7: Influência da taxa máxima de crescimento na concentração de fitoplâncton.

A comparação entre os resultados de qualidade da água em relação a amônia, fosfato e oxigênio dissolvido, estimados pela modelo T2D8 e medidos pela CETESB (2006), são apresentados nas Figuras 6.8, 6.9 e 6.10. Com base nessas figuras é possível observar que o modelo reproduz a tendência geral dos dados. No caso da amônia, o modelo superestima a concentração nos pontos 3 e 4, estando os resultados acima do desvio padrão, sobretudo no ponto 3, enquanto que nos outros pontos, incluindo o ponto controle, os valores

estimados pelo modelo encontram-se dentro da faixa de variação e, em alguns casos, bem próximo da média (Tabela 6.3).

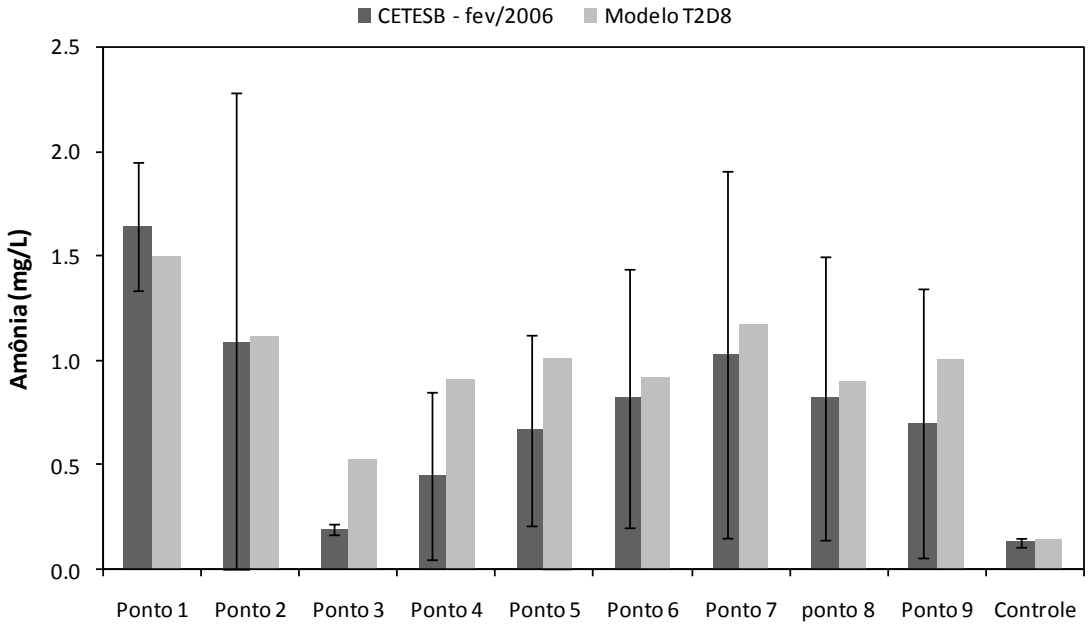

Figura 6.8: Comparação entre a concentração de amônia modelada pelo T2D8 e medida pela CETESB (média ± 1 desv. pad.) na região de lançamento do emissário de santos (pontos 1 a 9) e no ponto controle.

Resultados semelhantes aos do nitrogênio amoniacal foram encontrados para o fosfato, onde no ponto 3 o modelo superestima sua concentração e no ponto controle o modelo a subestima. Nos outros pontos os resultados encontram-se dentro da faixa de variação para concentração de fosfato. A diferença entre os valores do modelo e os dados medidos nos pontos 3 e 4 podem estar relacionado com a forma na qual o emissário submarino foi introduzido no modelo de qualidade, haja vista que nessa etapa de calibração o sistema foi considerado uma fonte pontual, pois não havia informações sobre como estava funcionando o emissário submarino para o período que foi realizada a coleta pela CETESB em 2006. Embora exista essa discrepância para os pontos 3 e 4, ao menos para amônia e fosfato, os valores do modelo para o ponto controle estiveram bem próximo para essas duas substâncias, com erros médios de 12% e 23% para amônia e fosfato, respectivamente.

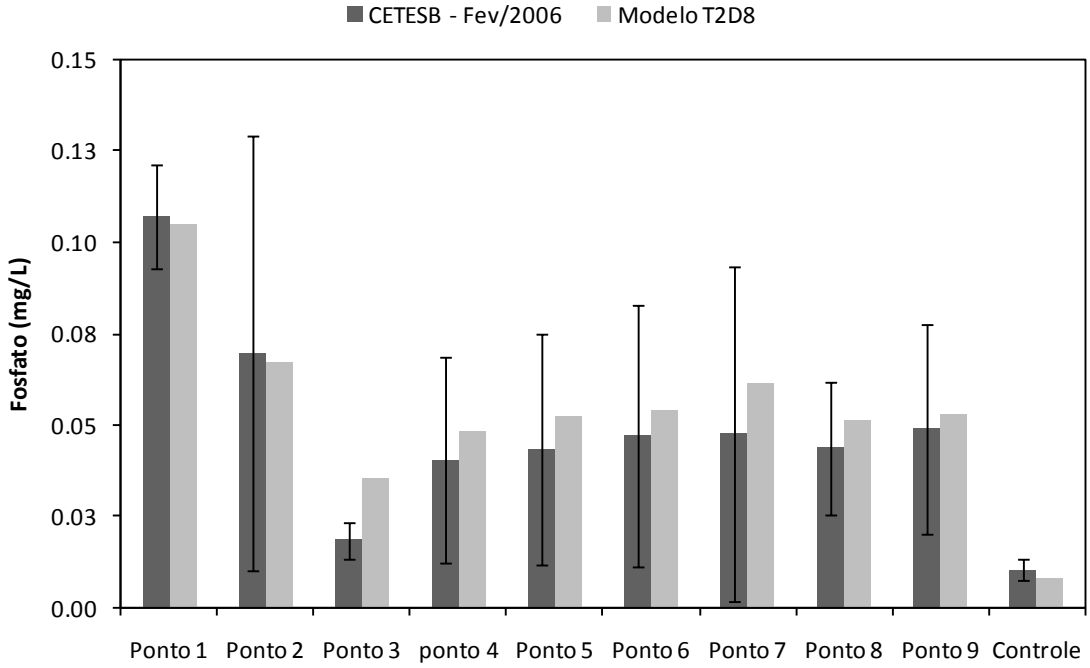

Figura 6.9: Comparação entre a concentração de fosfato (mg P/L) modelada pelo T2D8 e medida pela CETESB (média ± 1 desv. pad.) na região de lançamento do emissário de santos (pontos 1 a 9) e no ponto controle.

Tabela 6.3: Erro médio entre os resultados do modelo e os valores médios obtidos pela CETESB.

Ponto	**Erro Médio**			
	Amônia	**Fosfato**	**Oxig.Diss.**	**Fito.**
Ponto 1	9%	2%	1%	7%
Ponto 2	2%	4%	1%	--
Ponto 3	169%	94%	10%	--
Ponto 4	102%	19%	1%	--
Ponto 5	52%	20%	5%	9%
Ponto 6	12%	15%	2%	--
Ponto 7	14%	28%	3%	2%
Ponto 8	10%	17%	6%	--
Ponto 9	43%	8%	2%	38%
Controle	12%	23%	3%	238%

Outro parâmetro de qualidade da água utilizado no processo de calibração foi a concentração de oxigênio dissolvido (Figura 6.10). Pode-se observar uma boa concordância entre os dados de medição e do modelo T2D8, com exceção do ponto 3, onde a concentração de oxigênio dissolvida, computada pelo modelo, encontra-se fora da faixa de variação e abaixo do valor medido por CETESB (2006). Além disso, conforme pode ser visto na Tabela 6.3 e com exceção do Ponto 3, todos os outros pontos apresentaram um erro médio inferior a 7% sendo que, em alguns casos, esse valor foi de 1% (Pontos 1 e 2).

Em relação a concentração de fitoplâncton (Figura 6.11) o erro médio relativo é menor que 10% para as estações amostrais 1, 5 e 7 e de 38% na estação 9, todas localizadas na região do emissário submarino de Santos. No entanto, o modelo superestima a concentração de fitoplâncton no ponto controle com um erro médio maior que 200%, sendo justamente nessa região o local que, segundo o modelo, haveria condições favoráveis para o crescimento do fitoplâncton. Esse resultado pode estar relacionado com o fato do modelo T2D8 não levar em consideração o transporte de sedimentos coesivos, o que influi diretamente no coeficiente de extinção da luz e, consequentemente, na Zona Eufótica (ZE) podendo, em alguns casos, limitar o crescimento do fitoplâncton. Contudo, vale ressaltar que valores superiores aos relatados por CETESB (2006) foram encontrados por ANCONA (2007), que realizou um monitoramento na região da baía de Santos durante o período de novembro de 2004 e dezembro de 2005, obtendo valores de Chl-a, conforme ponto apresentado na Figura 5.7, para os meses de Fev/2005 de 15,41 e 22,79 µg Cl-a/l na superfície e fundo respectivamente. Utilizando a mesma relação Chl-a/C do modelo T2D8 a concentração de fitoplâncton estaria entre 771 - 1140 µg C/L. Isso indica que sob condições ótimas o fitoplâncton nessa região poderia atingir valores superiores ao que foi calculado pelo modelo e reportados por CETESB (2006).

A variação temporal da concentração de Nitrogênio Amoniacal, Fosfato e DBO na região de lançamento do emissário submarino de Santos são apresentadas 6.12, 6.13 e 6.14. As curvas modeladas mostram uma importante variação de amplitude na concentração dos poluentes com a oscilação da maré e que não pode ser representada pelos dados utilizados, pois os dados coletados representam resultados de amostras pontuais. Além disso, pode-se observar na Figura 6.15 que a combinação de eventos de maré de quadratura provocam uma redução na diluição do efluente lançado e, associado com elevação da concentração do poluente no esgoto, pode levar a concentração bastante elevadas no corpo receptor, uma vez que não é utilizada nenhuma tecnologia de tratamento para reduzir a carga dos poluentes lançados.

Considerando que esses dados representam apenas um dia de coleta é possível dizer que o modelo consegue reproduzir os principais processos do ambiente quando submetido ao lançamento de esgoto, podendo ser utilizados para avaliar o impacto e a resposta ambiental frente a diferentes configurações sanitárias adotadas.

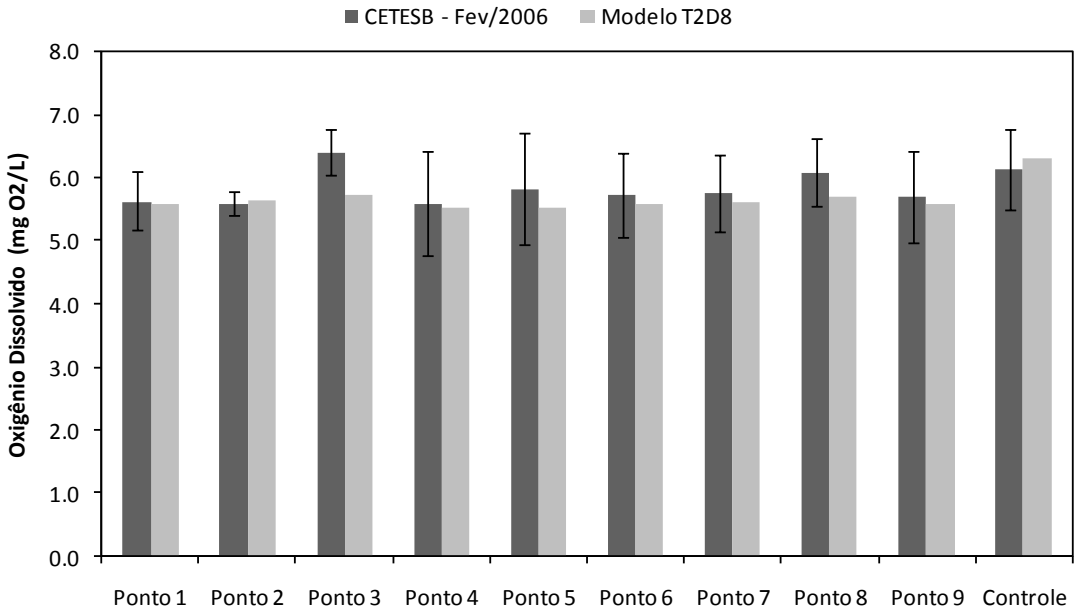

Figura 6.10: Comparação entre a concentração de oxigênio dissolvido modelada pelo T2D8 e medida pela CETESB (média ± 1 desv. pad.) na região de lançamento do emissário de santos (pontos 1 a 9) e no ponto controle.

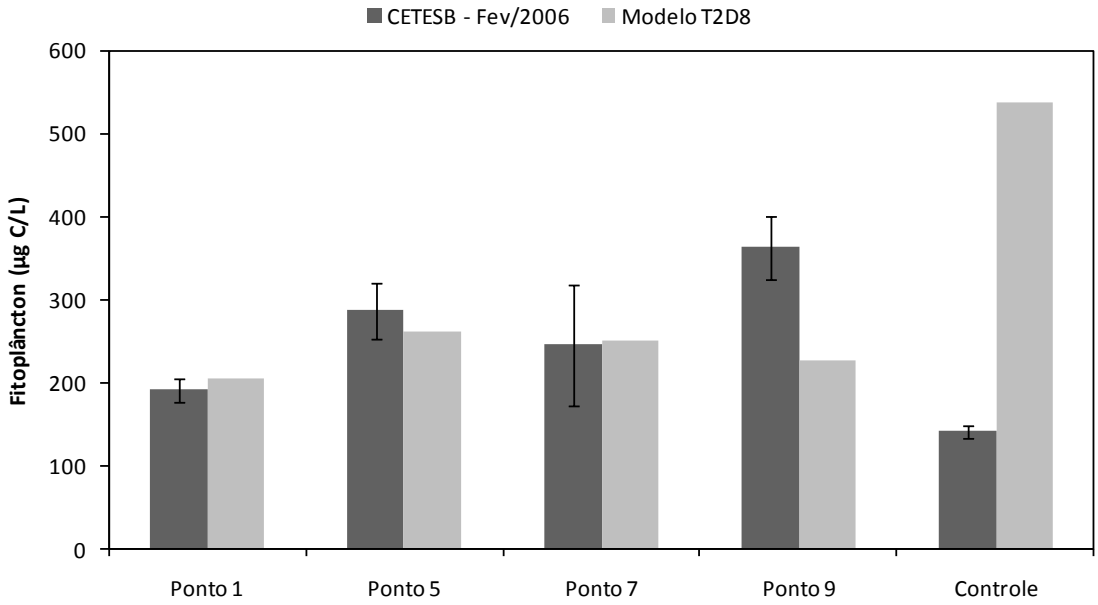

Figura 6.11: Comparação entre a concentração de Fitoplâncton (µg C/L) modelada pelo T2D8 e medida pela CETESB (média ± 1 desv. pad.) na região de lançamento do emissário de santos (pontos 1 a 9) e no ponto controle. Relação Chla-a/C = 50.

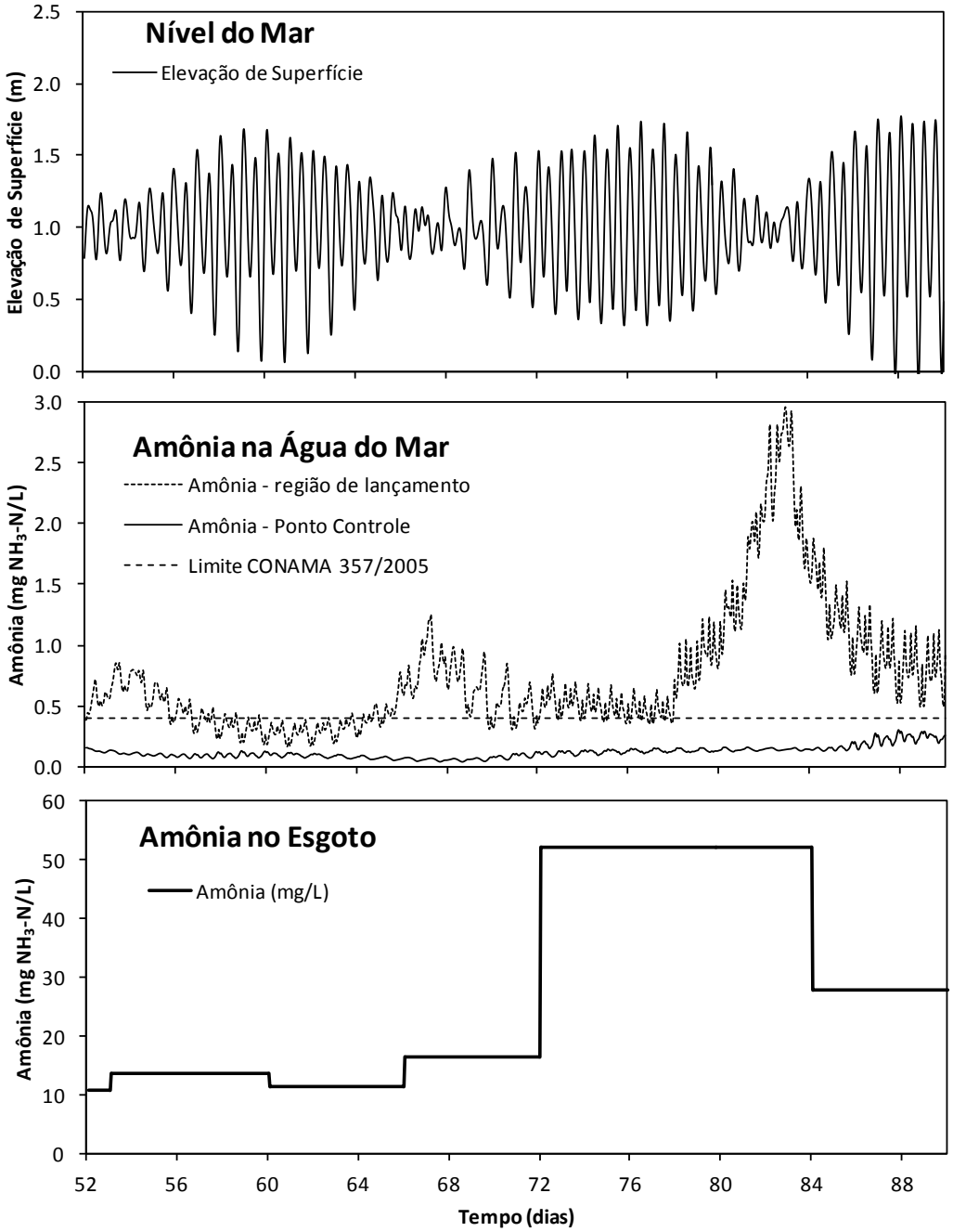

Figura 6.12: Variação da maré e da concentração de amônia na água do mar e no esgoto lançado pelo emissário de Santos/São Vicente. Sendo o tempo 52 dias equivalente a data de 22/01/2006.

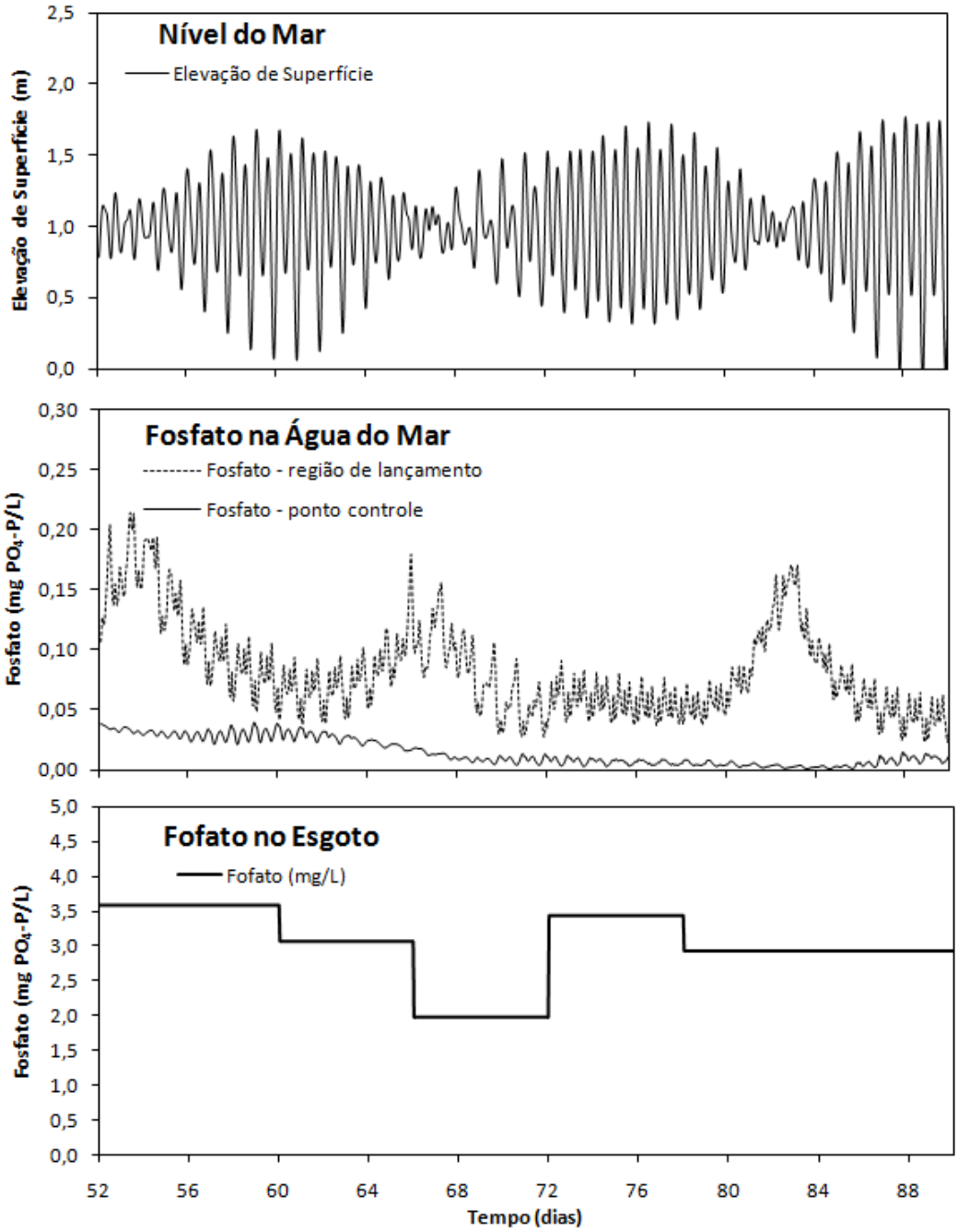

Figura 6.13: Variação da maré e da concentração de fosfato na água do mar e no esgoto lançado pelo emissário de Santos/São Vicente. Sendo o tempo 52 dias equivalente a data de 22/01/2006.

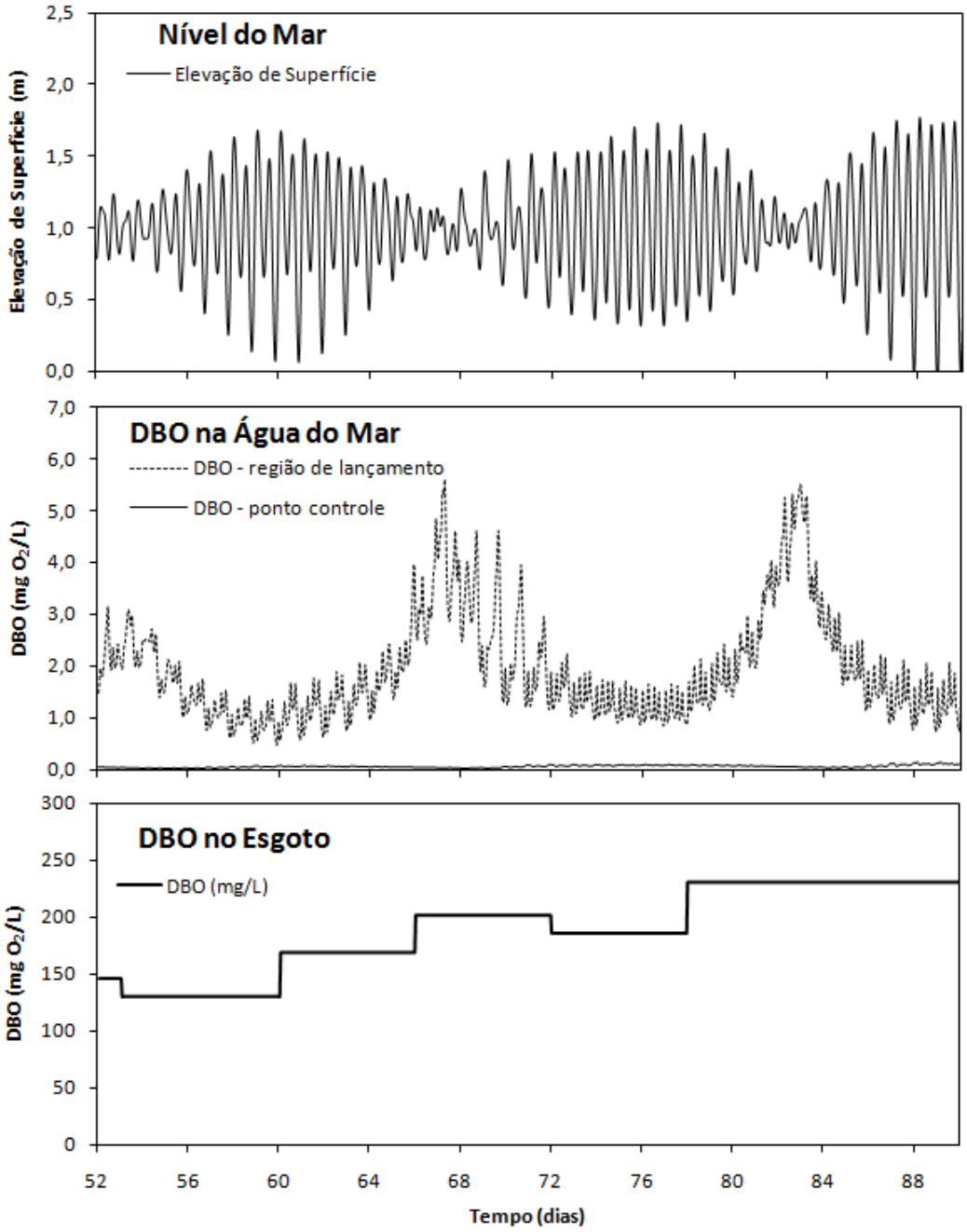

Figura 6.14: Variação da maré e da concentração de DBO na água do mar e no esgoto lançado pelo emissário de Santos/São Vicente. Sendo o tempo 52 dias equivalente a data de 22/01/2006.

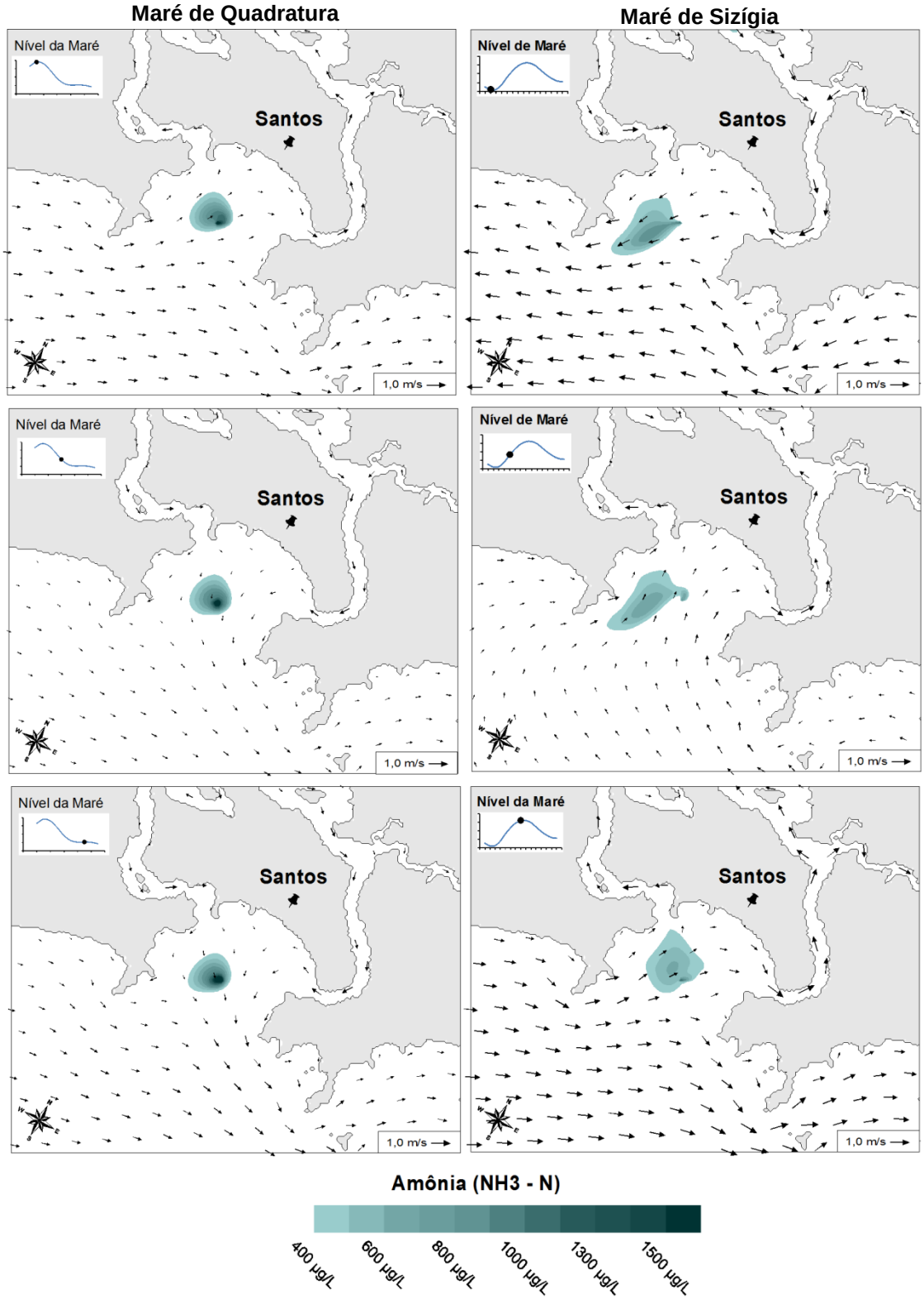

Figura 6.15: Pluma de amônia proveniente do emissário de Santos durante período de maré de sizígia em 3 diferentes níveis de superfície. Condição de simulação: tratamento preliminar com vazão de 2,4, sendo a concentração limite da pluma de 0,4 mg N-NH3/L.

6.2 - Diluição inicial e necessidade de tratamento

Conforme descrito anteriormente, a estimativa da diluição alcançada pelos emissários submarinos localizados na região de Praia Grande e Santos foi realizada através do *software* especialista CORMIX. A velocidade da corrente na região de lançamento foi utilizada para estabelecer as condições adversas de diluição para as duas vazões consideradas (3,0 e 5,3 $m^3.s^{-1}$), ou seja, a diluição mínima mais provável para cada região. Além da velocidade, estabeleceu-se uma limite para a zona de mistura de 100 metros de largura em qualquer direção (Figura 6.16), o mesmo limite estabelecido pela *US National Pollutant Discharge Elimination System - NPDES*:

"...zona que se estende verticalmente da superfície da água até o fundo e lateralmente a uma distância de 100 metros em todas as direções a partir do ponto de lançamento..."

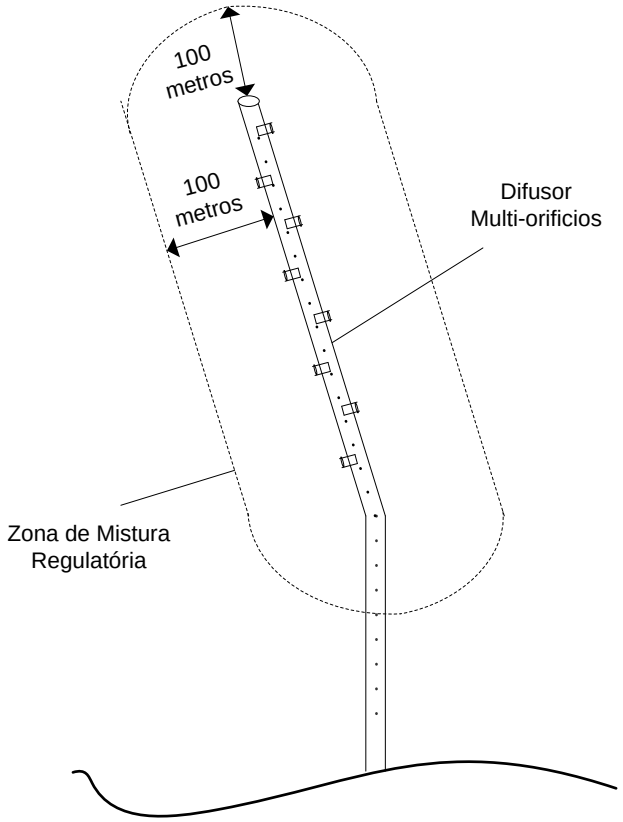

Figura 6.16: Zona de mistura regulatória considerada nesse estudo.

O estabelecimento de um limite para zona de mistura visa evitar que se utilize, em determinadas condições, apenas a capacidade do corpo receptor em reduzir a concentração dos contaminantes, tendo como resultado, grandes regiões em desacordo com a legislação. Os resultados de diluição alcançados ao final da zona de mistura estabelecida (100 metros) para as regiões de lançamento de Santos e Praia Grande são apresentados na Tabela 6.4. A velocidade mínima para as duas regiões foram consideradas iguais, sendo o valor de 0,08 m/s. Como era esperado, maiores diluições foram obtidas na região de lançamento do emissário submarino de Praia Grande devido a maior profundidade do local (13 metros).

Tabela 6.4: Características da pluma de esgoto do emissário submarinos de Santos e Praia Grande para as duas vazões simuladas e considerando o limite de 100 metros de zona de mistura.

Vazão (m^3/s)	**Santos**			**Praia Grande**		
	Diluição	**Comprimento (m)**	**Largura (m)**	**Diluição**	**Comprimento (m)**	**Largura (m)**
3,0	56	92	308	79	34	402
5,3	45	96	280	51	101	288

No caso do emissário submarino de Santos, os valores de diluição alcançados para os cenários de 3,0 e 5,3 $m^3.s^{-1}$ foi de 56 e 45, respectivamente, o que representa uma redução de 19,6%. Nota-se que não há uma diferença proporcional de diluição em relação ao emissário de Santos quando operado com uma vazão de 3,0 ou 5,3 $m^3.s^{-1}$. O mesmo não ocorre para o emissário submarino de Praia Grande, onde a diferença na vazão promove uma mudança mais acentuada na diluição inicial, atingindo um valor de 79 para a vazão de 3,0 $m^3.s^{-1}$ e de 51 para a vazão de 5,3 $m^3.s^{-1}$, representando uma diferença de 35,4%.

Levando em consideração que a diluição inicial em plumas é predominantemente influenciada pelo fluxo de empuxo (ROBERTS *et al*., 2010), a pequena diferença nos valores de diluição para o caso de Santos está relacionado com a profundidade de equilíbrio da pluma que, tanto para a vazão de 3,0 $m^3.s^{-1}$ quanto para a de 5,3 $m^3.s^{-1}$, atinge o equilíbrio hidrostático na superfície da água a 49 metros do lançamento antes de finalizar o processo de diluição inicial (Figura 6.17). A partir desse ponto a taxa de diluição torna-se

bastante reduzida, pois o processo dominante passa a ser o fluxo de quantidade de movimento. O mesmo ocorre para o emissário de Praia Grande com vazão de 5,3 $m^3.s^{-1}$, reduzindo a mistura devido a diferença de densidade, pois a pluma atinge a superfície antes de finalizar o processo físico de mistura inicial. Já a pluma proveniente do emissário submarino de Praia Grande com vazão de 3,0 $m^3.s^{-1}$ só atinge a superfície praticamente ao final do processo de diluição inicial, resultando numa diluição significativamente superior. Além disso, pode-se observar na Figura 6.17 que o processo de diluição inicial já havia finalizado aos 100 metros, limite estabelecido para a ZML.

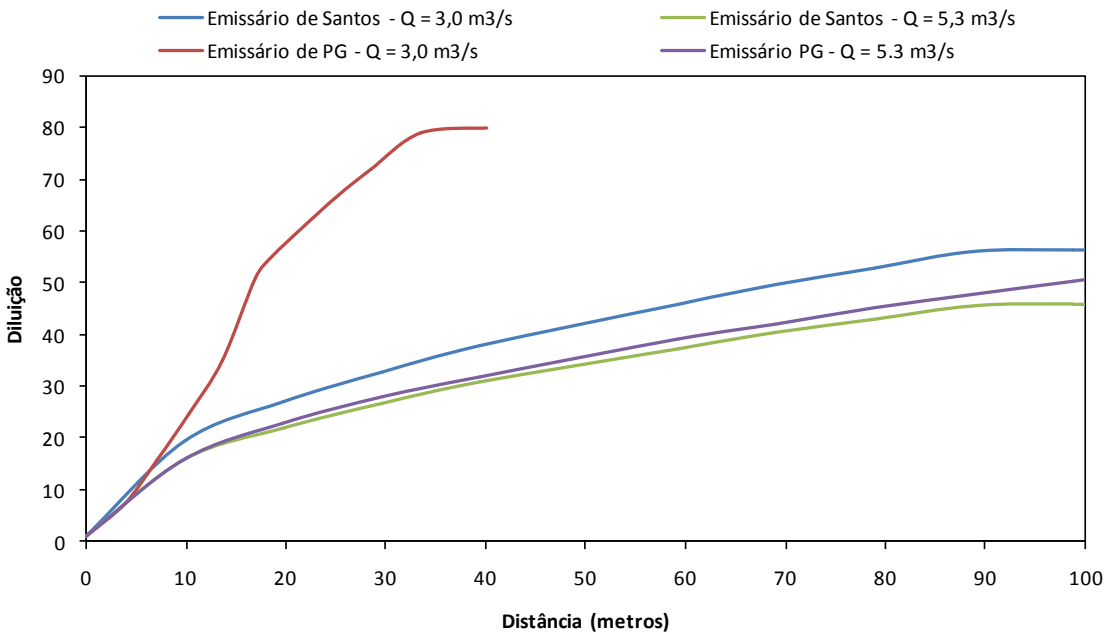

Figura 6.17: Diluição mínima provável alcançada pelo emissário submarino de Santos e Praia Grande considerando o limite máximo da zona de mistura legal.

Com base nos resultados de diluição para o cenário mais adverso, e levando em consideração a Equação 5.1 do Plano Oceânico da California (SWRCB, 2005), foram estabelecidos os limites máximos de fosfato e nitrogênio amoniacal que poderiam ser lançado pelos sistemas de disposição oceânica de esgoto de Santos e Praia Grande. Os valores foram estimados levando-se em conta, além da diluição mínima provável, a concentração máxima permitida pelo CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005) para água salinas classe 1 e o valor da substância na água do mar de acordo com os resultados de CETESB (2006) e SABESP (2006).

Pode-se observar, conforme resultados apresentados na Tabela 6.5, que o esgoto lançado pelo emissário submarino de Santos possui maior restrição em relação a concentração de nitrogênio amoniacal e fosfato, haja vista o menor valor de diluição alcançado ao final da zona de mistura legal estabelecida. Além disso, a concentração dessas substâncias na água do mar (C_s) é maior na região da baía de Santos que na região de Praia Grande, restringindo ainda mais o valor máximo de lançamento para que ao final da zona de mistura a concentração de poluentes não esteja acima do estabelecido pela legislação.

Tabela 6.5: Concentração limite (Ce) de nitrogênio amoniacal e fosfato lançados pelo emissário submarino de Santos e Praia Grande, sendo: C_0 limite CONAMA 357/05 para águas salinas classe 1 e Cs a concentração do poluente na água do mar.

Emissário	**Vazão**	**D_m**	**N-Amoniacal (mg/L)**			**Fosfato (mg P/L)**		
			C_0	**C_s**	**C_e**	**C_0**	**C_s**	**C_e**
Santos	3,0	56	0,4	0,1[A]	**17,0**	0,062	0,043[A]	**1,1**
	5,3	46	0,4	0,1[A]	**14,0**	0,062	0,043[A]	**0,9**
P.G.	3,0	79	0,4	0,05[B]	**28,0**	0,062	0,007[B]	**4.4**
	5,3	51	0,4	0,05[B]	**18,0**	0,062	0,007[B]	**2.8**

[A]CETESB, 2006.
[B]SABESP, 2006.

Considerando os valores típicos de nitrogênio amoniacal e fosfato no esgoto (VON SPERLING, 2005), foi feita uma estimativa da eficiência necessária para a redução desses compostos antes de serem lançados (Tabela 6.6). No caso do sistema de disposição oceânica de Santos, se a vazão de operação fosse de 3,0 $m^3.s^{-1}$ haveria a necessidade de remover aproximadamente 32% de amônia e 78% de fosfato. Comparando esses resultados para o mesmo cenário de Praia Grande só haveria necessidade remoção de fosfato sendo a eficiência necessária de 12%. A situação torna-se mais adversa quando a vazão de operação considerada é de 5,3 $m^3.s^{-1}$. Nesse caso, a necessidade de remoção de fosfato do sistema de Santos seria de 82%, ou seja, a concentração de fosfato no esgoto tratado deveria ser menor que 1,0 mg P/L.

Tabela 6.6: Necessidade de remoção de Amônia e Fosfato antes do lançamento pelos emissários submarinos de Santos e Praia Grande (P.G.) e considerando o valor típico encontrado no esgoto (Etip) para esses poluentes.

Emissário	**Vazão (m^3/s)**	**Amônia (mg/L)**			**Fosfato (mg P/L)**		
		$E_{tip.}$	**C_e**	**E_{fic} %**	**$E_{tip.}$**	**C_e**	**E_{fic} %**
Santos	3,0	25	**17,0**	32%	5,0	**1,1**	78
	5,3	25	**14,0**	44%	5,0	**0,9**	82
P.G.	3,0	25	**28,0**	--	5,0	**4,4**	12
	5,3	25	**18,0**	28%	5,0	**2,8**	44

No caso de Santos, a necessidade elevada de remoção de fosfato, tanto para o cenário com menor vazão (3,0 $m^3.s^{-1}$) quanto para o cenário com vazão de 5,3 $m^3.s^{-1}$, impõe uma limitação quanto a tecnologia de tratamento que poderia ser utilizada, inviabilizando o tratamento primário e, conseguinte, o tratamento preliminar, haja vista que a eficiência de remoção de fosfato total para o tratamento primário convencional está na ordem de 10 - 25% (VON SPERLING, 2005; JORDÃO; PESSOA, 2011), sendo a mínima requerida de 78% com o emissário submarino operado com 3,0 $m^3.s^{-1}$. Nesse sentido, nem mesmo o tratamento secundário, que tem por objetivo remover matéria orgânica, seria capaz de atingir os 78% de remoção, pois nos sistemas secundários convencionais a remoção de fosfato dificilmente ultrapassa os 35% (METCALF; EDDY, 2003). A opção nesse caso poderia ser a utilização de reatores biológicos de lodos ativados configurados com remoção biológica de fosfato ou a utilização de um processos físico-químicos, conforme apresentado na Tabela 6.7.

Tabela 6.7: Combinação de processos de tratamento requeridos para alcançar as concentração de fosfato (mg P/L) requerida para esgoto doméstico.

Processo de tratamento	**Concentração de P a ser alcançada (mg P/L)**				
		< 1,0		**< 0,5**	**<0,1**
Combinação	A	B	C	D	E
TPQA	x		x	x	x
RBF		x	x	x	x
Pós-coagulação química				x	x
Filtração por areia					x

Fonte: Barnard e Steichen, 2007.

Com base nas eficiências necessárias para remoção de fosfato e amônia foram propostos dois sistemas de tratamento que poderiam ser utilizados para atender essas eficiências (Tabela 6.8). Nesse sentido, para o cenário C2, C6 e C8 considerarou-se um sistema de Tratamento Preliminar Quimicamente Assistido (TPQA) visando a redução de fosfato. Como resultado desse tratamento, além da remoção de fosfato, haveria uma redução da matéria orgânica e uma parcela do nitrogênio ligado a essa matéria orgânica. A redução de fosfato estaria relacionada com a dosagem do coagulante adotada, assim como a redução da DBO. Já para o cenário C3, devido a restrição de fosfato e a necessidade maior de remoção de amônia foi considerado um sistema de Lodos Ativados Convencional seguido de um tratamento físico-químico para redução de fosfato. O que resultaria numa redução de aproximadamente 90% da DBO.

Tabela 6.8: Cenários simulados no modelo de qualidade da água T2D8.

Emissário	**Cenário**	**Vazão (m^3/s)**	**Diluição**	**Poluentes (mg/l)**		
				DBO	**NH_4**	**PO_4**
Santos	C1	3,0	56	200	25	5,0
	C2			80	17	1,1
	C3	5,3	46	200	25	5,0
	C4			20	14	0,9
Praia Grande	C5	3,0	79	200	25	5,0
	C6			100	25	4,4
	C7	5,3	51	200	25	5,0
	C8			90	18	2,8

No entanto, pode-se questionar se com a redução de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal alcançada pelo tratamento secundário, haveria, ainda, a necessidade de redução de aproximadamente 80% de fosfato? A mesma pergunta se faz relevante para o TPQA, com a redução elevada de fosfato e uma redução significativa de matéria orgânica, haveria necessidade de reduzir a concentração de amônia? Além disso, a utilização do tratamento secundário seguido de tratamento físico-químico resultaria num custo elevado (C3), tanto de investimento quanto operacional, seja para aeração do sistema e/ou para o gerenciamento da fase sólida do tratamento, no caso o lodo. Não obstante, existe, ainda, a questão da área necessária para instalação desse sistema que dependendo do local pode ser um fator limitante. Desta forma, a Tratamento

Preliminar Quimicamente Assistido (TPQA) pode ser uma opção potencialmente viável para utilização com emissários submarinos, haja vista a restrição para fosfato total de 0,062 mg P/L e pelo potencial de redução desse poluente pelo processo físico-químico.

Nas Figuras 6.18 e 6.19 são apresentadas a diluição mínima necessária para que não houvesse necessidade de remoção de fosfato e nitrogênio amoniacal do esgoto lançado pelos emissários de Santos e Praia Grande. O valor restritivo para fosfato imposto pelo CONAMA 357/2005 de 0,062 mg P/L faz com que esse seja o poluente limitante, sendo necessário atingir uma diluição de 270 ao final da zona de mistura legal para o emissário de Santos e 210 para o de Praia Grande. Além das questões legais relacionada com o fosfato, geralmente em ambientes aquáticos de climas tropicais ele é o nutriente limitante para o desencadeamento do processo de eutrofização (CHAPRA, 2008).

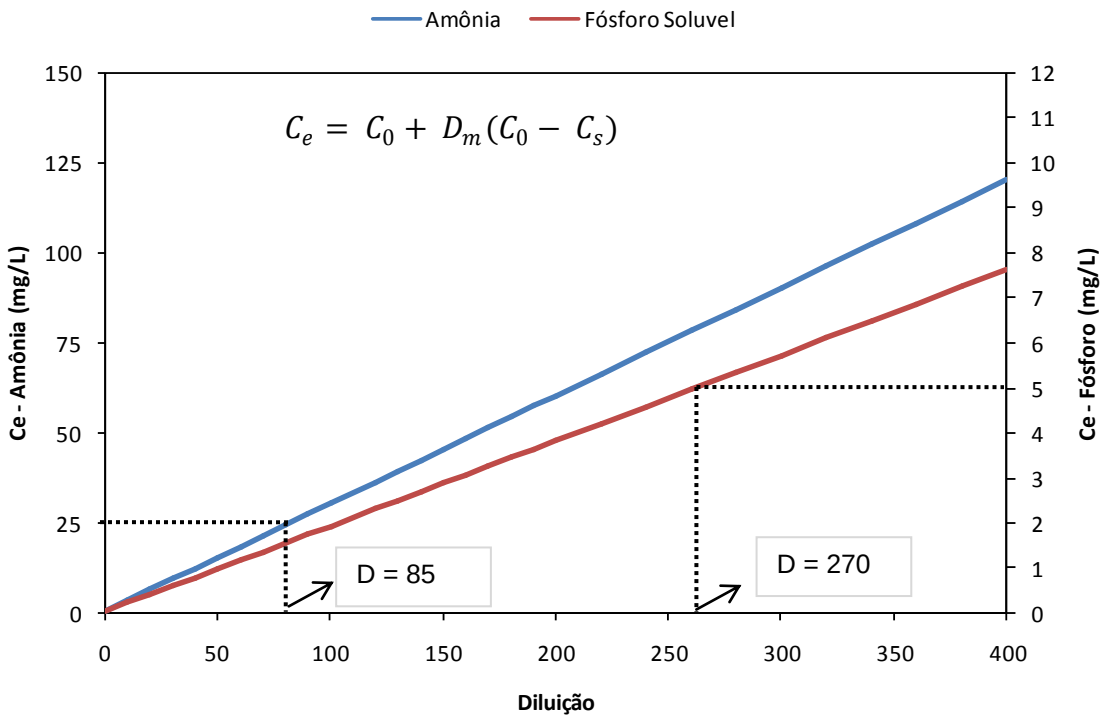

Figura 6.18: Diluição mínima necessária para que não houvesse necessidade de remoção de amônia e fósforo do esgoto lançado pelo emissário submarino de Santos de acordo com o método estabelecido no Plano Oceânico da Califórnia.

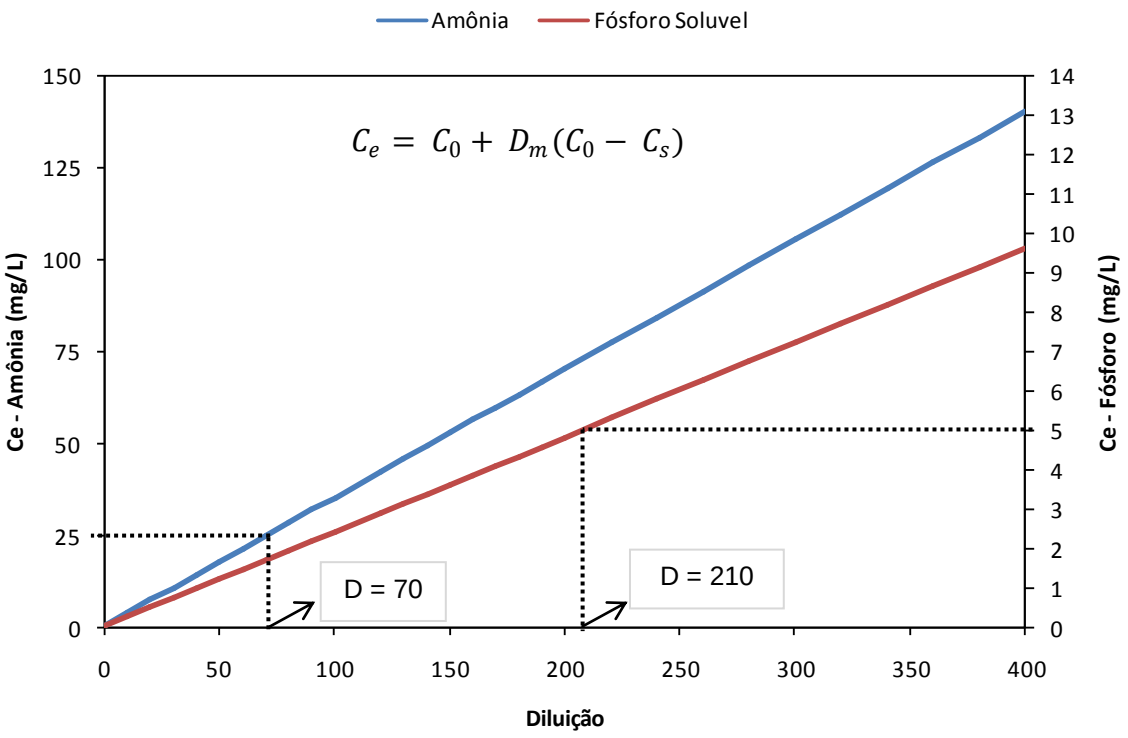

Figura 6.19: Diluição mínima necessária para que não houvesse necessidade de remoção de amônia e fósforo do esgoto lançado pelo emissário submarino de Santos de acordo com o método estabelecido no Plano Oceânico da Califórnia.

6.3 - Cenários simulados no modelo de eutrofização (T2D8)

6.3.1 - Remoção de nutrientes com base no Plano Oceânico da Califórnia

Concentrações elevadas de nitrogênio amoniacal na água do mar estão, geralmente, associadas a atividades antropogênicas, sobretudo, devido ao lançamento de esgotos sanitários, uma vez que a forma de nitrogênio predominante em ambientes marinhos é o nitrato e no esgoto bruto a maior parte do nitrogênio é amoniacal. Desta forma, lançamento de esgotos por emissários submarinos podem levar a um aumento na concentração de amônia na água mar. No caso do emissário submarino de Santos a variação temporal da concentração de amônia ao final da zona de mistura para os diferentes cenários simulados é mostrada na Figura 6.20. Conforme demonstrado anteriormente, a variação da maré tem influência direta na diluição, influenciando, assim, na concentração de amônia, promovendo uma redução significativa na sua concentração durante períodos de sizígia (Figuras 6.26 e 6.27).

Em relação aos cenários simulados, quando o emissário submarino de Santos é operado com uma vazão de 3,0 $m^3.s^{-1}$ e remoção de amônia (32%) a concentração resultante na água do mar ao final da Zona de Mistura Legal apresenta-se em 100% do tempo simulado abaixo do valor de 0,4 mg NH_3-N/L (Figura 8.3). Considerando a mesma vazão, mas sem nenhum tratamento (apenas o efeito da diluição), a concentração de amônia fica na maior parte do tempo dentro do limite de 0,4 mg NH_3-N/L (Figura 6.22) sendo excedido esse valor apenas em alguns curtos períodos de tempo, atingindo um valor máximo de 0,47 mg NH_3-N/L. Já para o emissário submarino de Santos com vazão de 5,3 $m^3.s^{-1}$ o efeito da diluição apenas não é mais suficiente para manter a concentração de amônia dentro do estabelecido pela legislação, atingindo valores de até 0,8 mg NH_3-N/L. Nessa situação, a redução da carga de amônia antes do lançamento, ou seja, a adoção de um tratamento mostra-se como uma opção necessária para reduzir a concentração desse poluente a níveis aceitáveis indicando, ainda, que a redução estimada com base na metodologia do Plano Oceânico da Califórnia foi suficiente para atender a legislação.

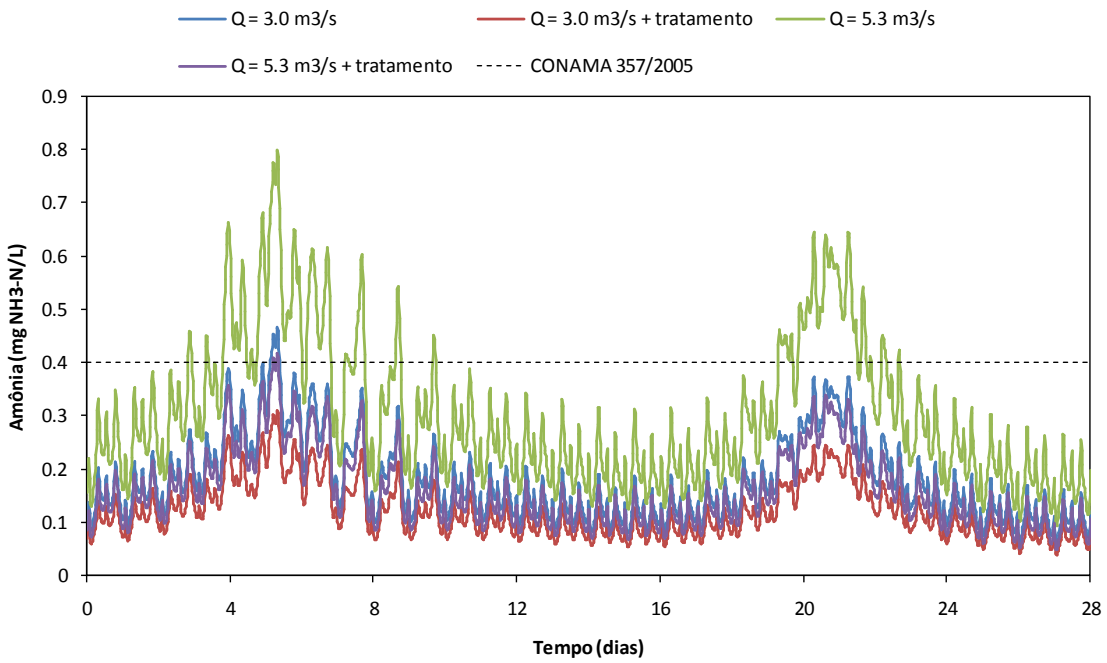

Figura 6.20: Variação temporal da amônia ao final da zona de mistura estabelecida para o emissário de Santos.

Resultados semelhantes ao do emissário submarino de Santos foram encontrados para o emissário de Praia Grande, onde para o cenário com vazão de 5,3 $m^3.s^{-1}$ sem tratamento, a concentração de amônia atinge valores acima do máximo permitido. Porém, as condições hidrodinâmicas da região de Praia Grande promovem uma redução maior da pluma de esgoto, sendo a concentração máxima nesse cenário de 0,62 mg NH_3-N/L (Figura 6.21). Além disso, para a vazão de 3,0 $m^3.s^{-1}$ independente do cenário a concentração de amônia esteve sempre abaixo de 0,4 mg NH_3-N/L.

A variação da concentração de amônia para os cenários simulados na região de Santos e Praia Grande, após 180 e 360 metros da zona de mistura, são apresentados nas Figuras 6.24 e 6.25. Em ambos os casos, pode-se observar que a diminuição de amônia após o efeito da diluição no campo próximo é bastante reduzida. Os resultados da Tabela 6.9 mostram que após 180 e 360 metros da zona de mistura ocorre uma diluição média adicional na região do emissário de Santos de 3,7±1,4 e 3,8±1,2 para a vazão de 3,0 $m^3.s^{-1}$. Para a mesma situação, na região de Praia Grande essa diluição é ligeiramente maior, atingindo valores de 3.9±1,2 e 4,1±1,4 a 180 e 360 metros, respectivamente.

Esses resultados demonstram que a diluição promovida pelo transporte advectivo e a difusão turbulenta das correntes marinhas é bastante reduzida quando comparada com a diluição alcançada devido a quantidade de movimento do efluente lançado pelo emissário submarino e a diferença de densidade entre o esgoto e a água da mar. Tal fato indica que a introdução do campo próximo no modelo de qualidade foi realizada de forma satisfatória, sem que fosse promovida uma diluição adicional do efluente devido a resolução da malha do modelo e da quantidade de células utilizadas para introduzir o campo próximo.

Tabela 6.9: Diluição média adicional após a zona de mistura, considerando a concentração ao final do campo próximo, promovida pelas características hidrodinâmicas do corpo receptor na região da baía de Santos.

Emissário	**Distância da pluma após o campo próximo**	**Diluição**	
		Q = 3,0 m3/s	**Q = 5,3 m3/s**
Santos	180 m	3,7±1,4	2,9±1,2
	360 m	3,8±1,2	3,0±1,0
Praia Grande	180 m	3.9±1,2	3,2±1,4
	360 m	4,1±1,4	3,6±1,6

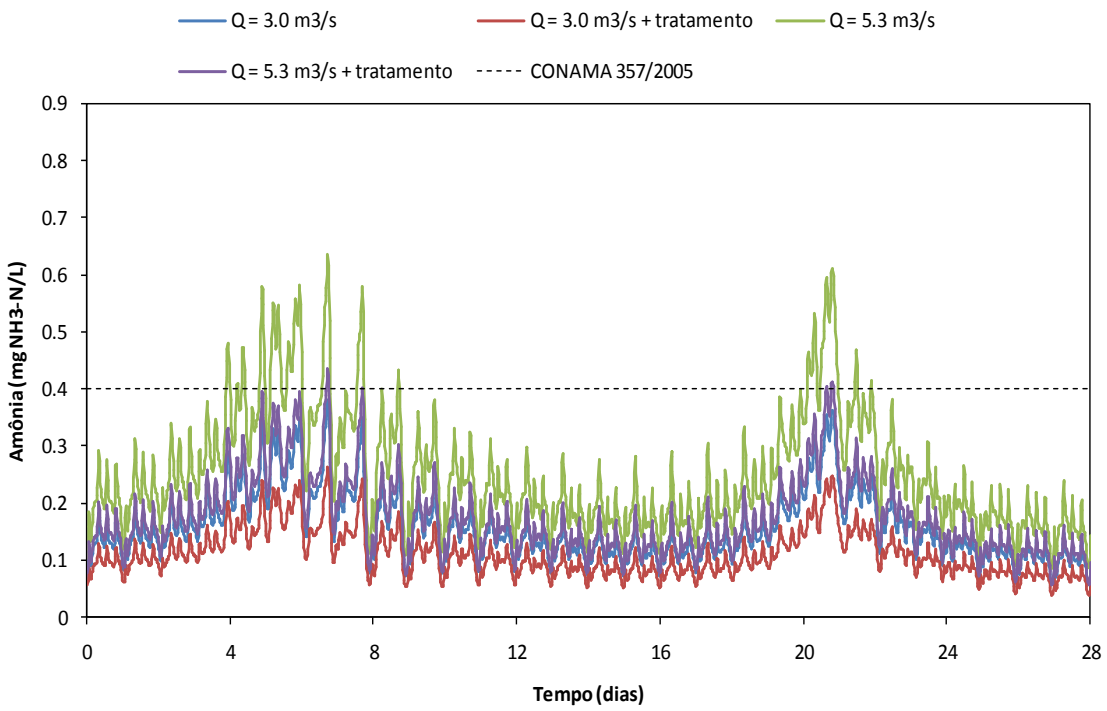

Figura 6.21: Variação temporal da amônia ao final da zona de mistura legal estabelecida para o emissário de Praia Grande

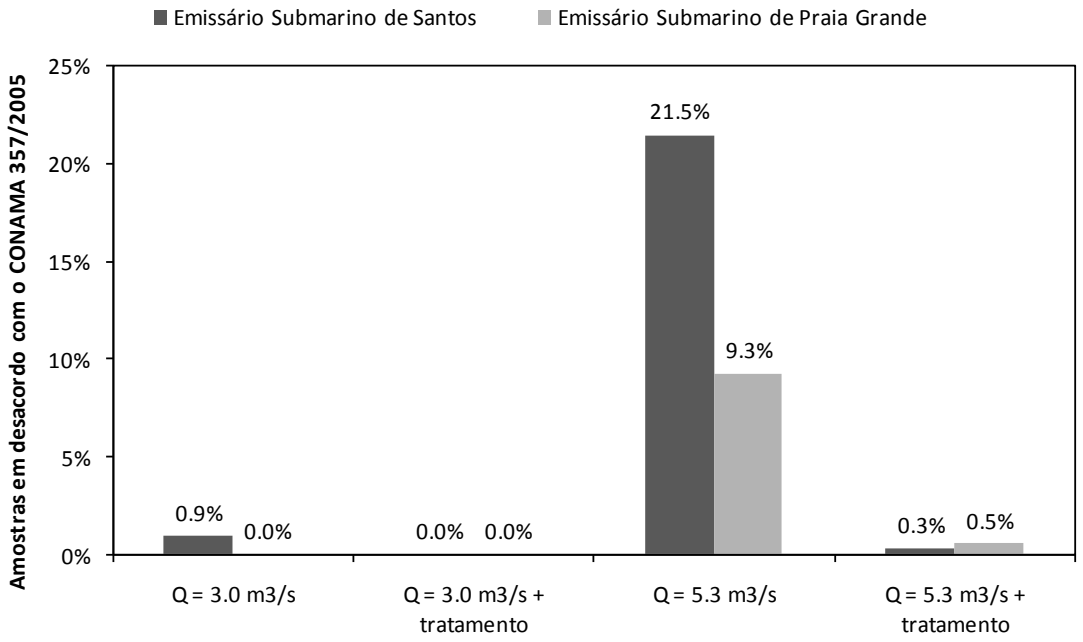

Figura 6.22: Porcentagem de amostra em desacordo com a legislação CONAMA 357/2005 para amônia durante o período de simulação (28 dias).

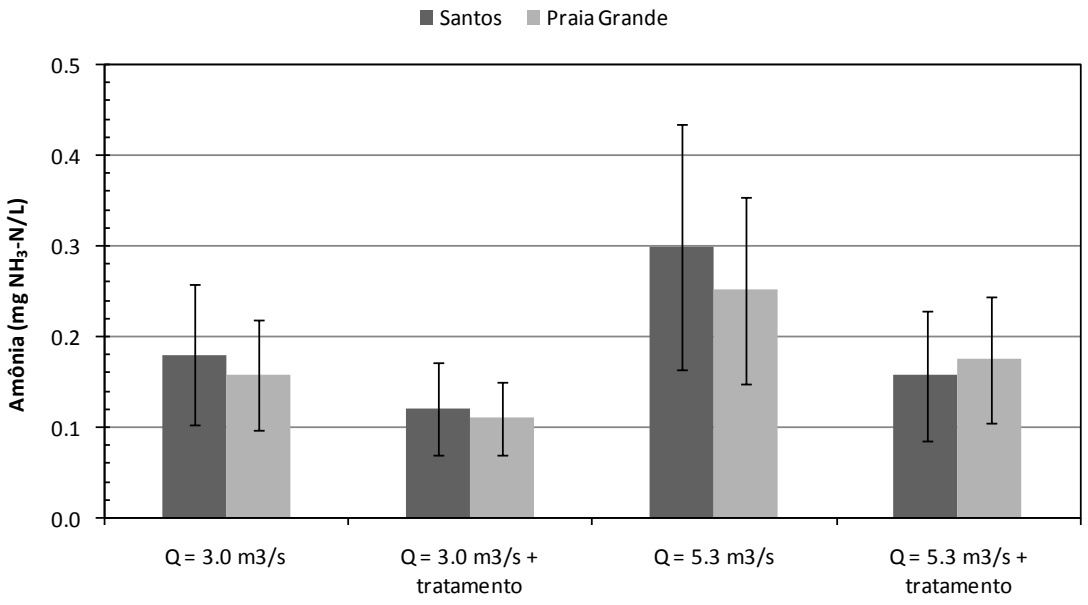

Figura 6.23: Valores médios de amônia (± 1 desvio padrão) ao final da zona de mistura legal para os diferentes cenários simulados na região de Santos e Praia Grande

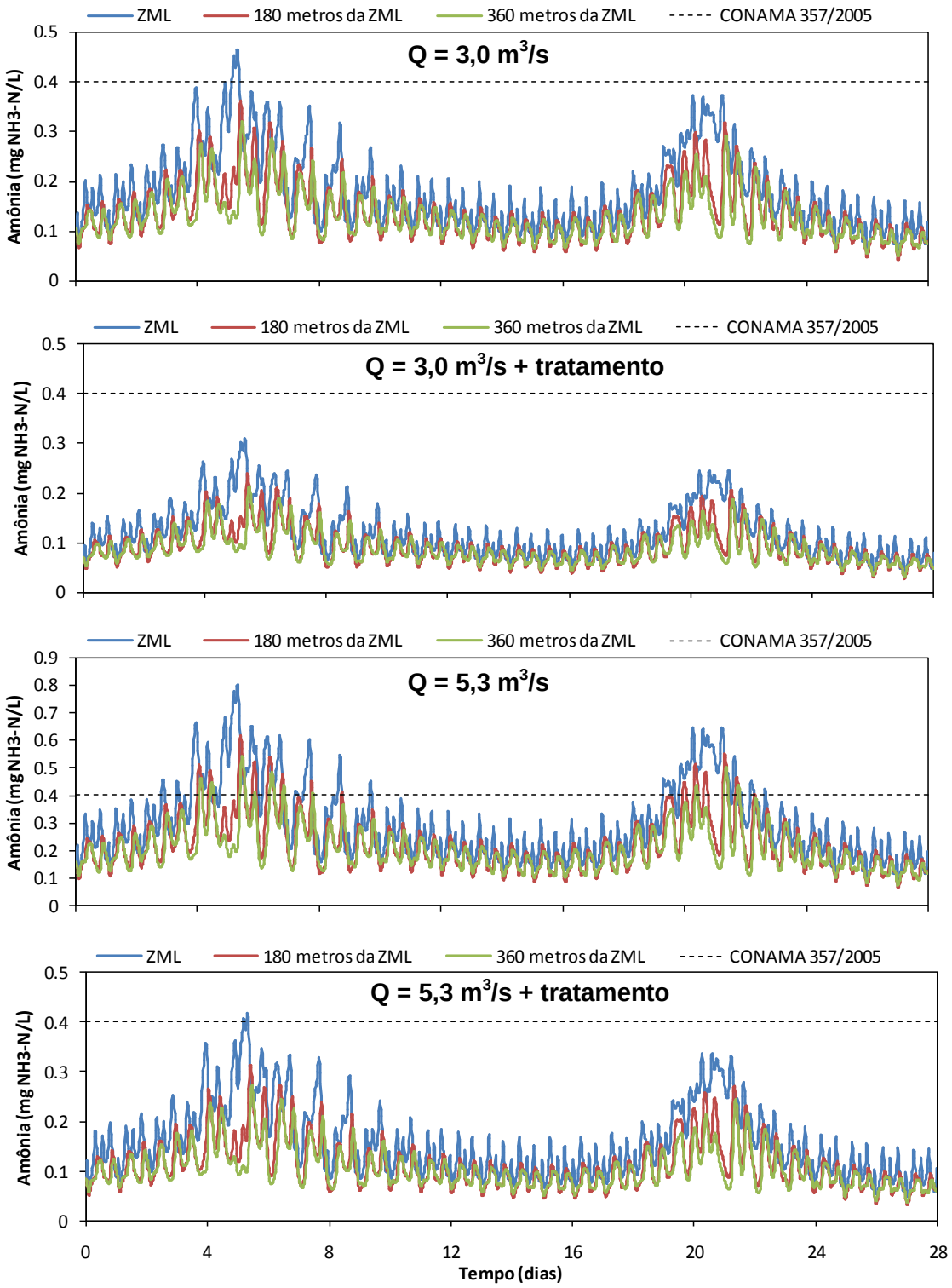

Figura 6.24: Variação temporal da amônia ao final na Zona de Mistura Legal (ZML), a 180 metros e a 360 metros da ZML para os quatros cenários simulados na região do emissário de Santos.

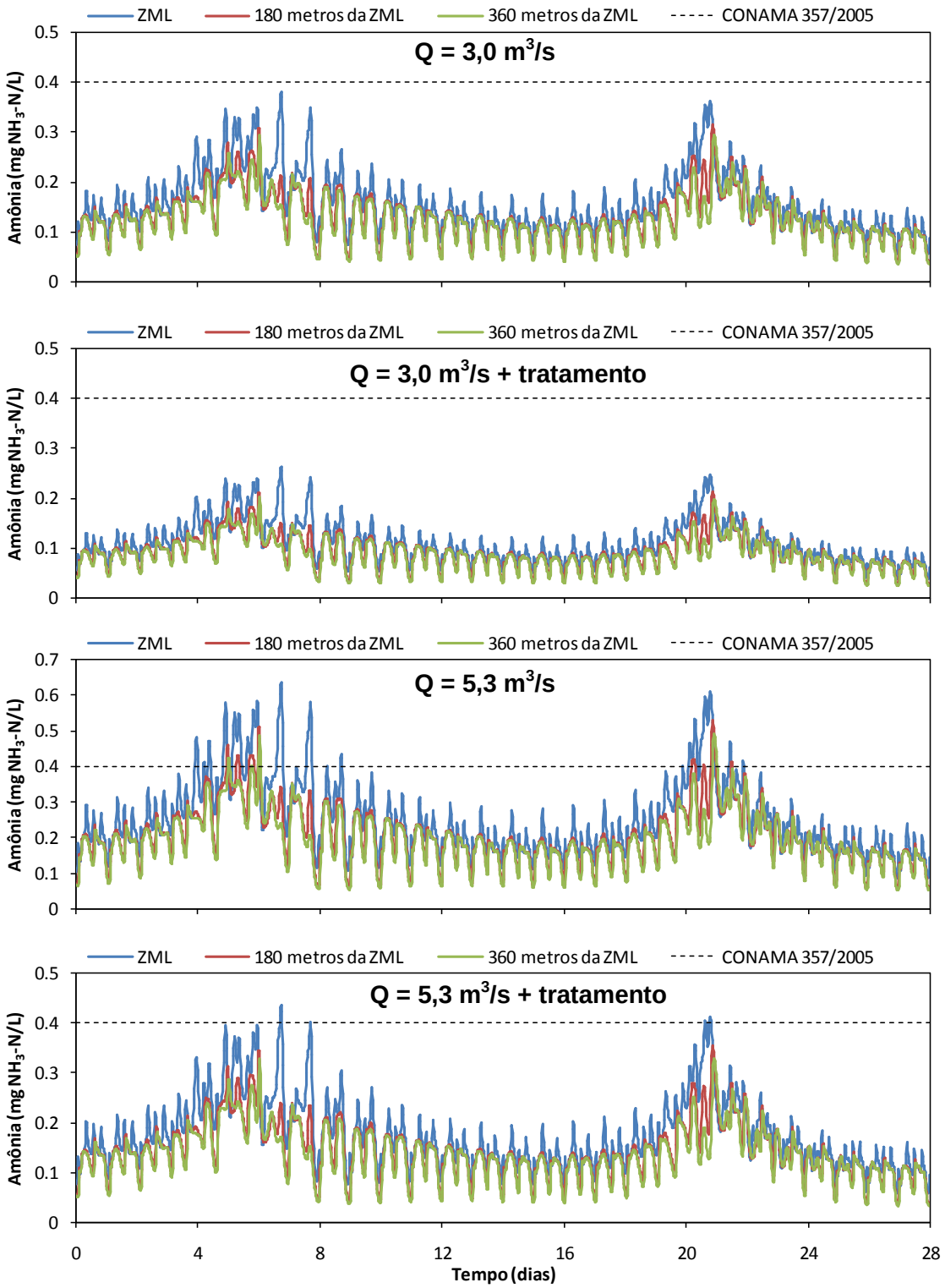

Figura 6.25: Variação temporal da amônia ao final da Zona de Mistura Legal (ZML), a 180 metros e a 360 metros da ZML para os quatros cenários simulados na região do emissário de Praia Grande.

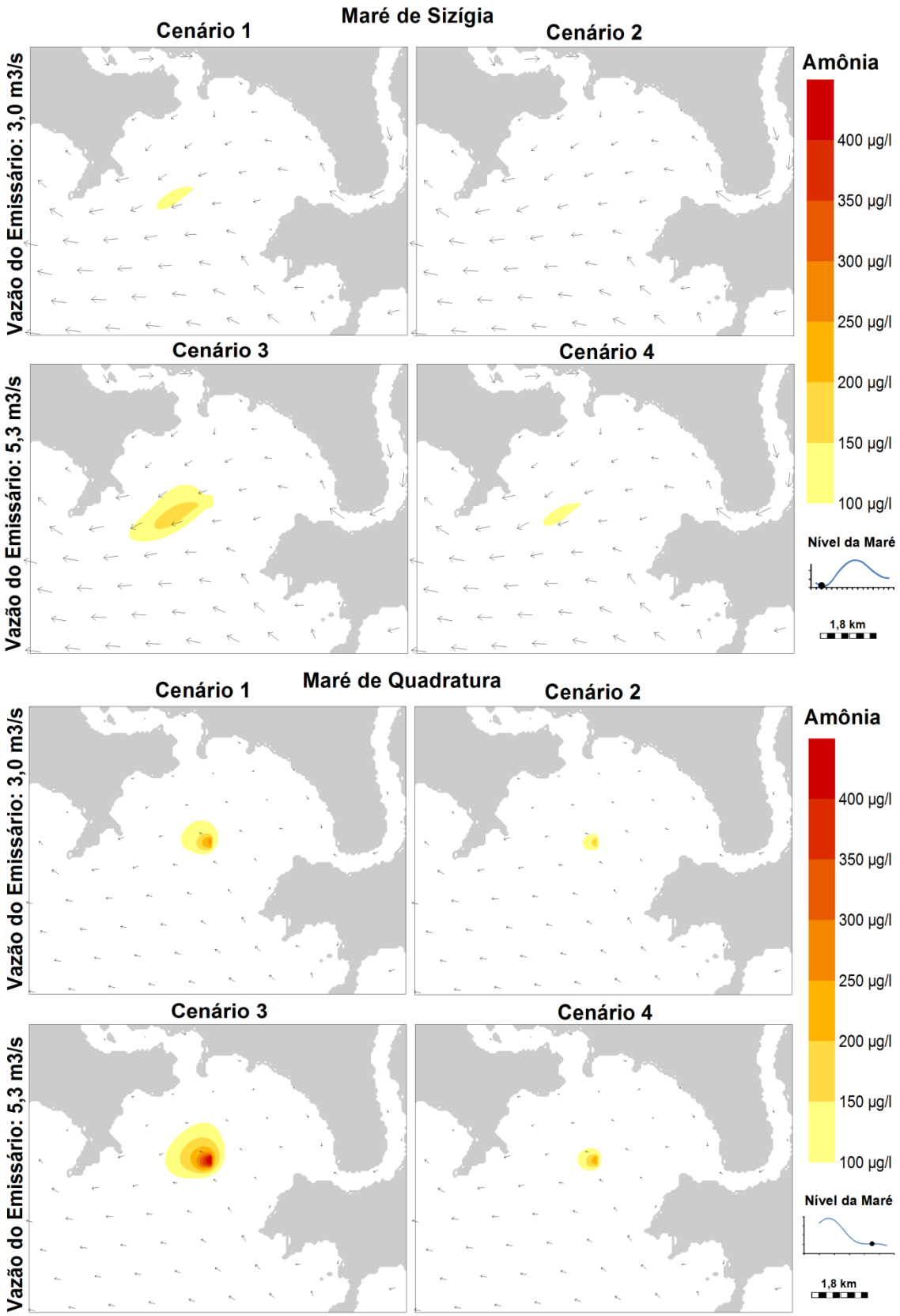

Figura 6.26: Variação espacial da concentração de amônia derivada do emissário submarino de Santos durante período maré de sizígia e quadratura.

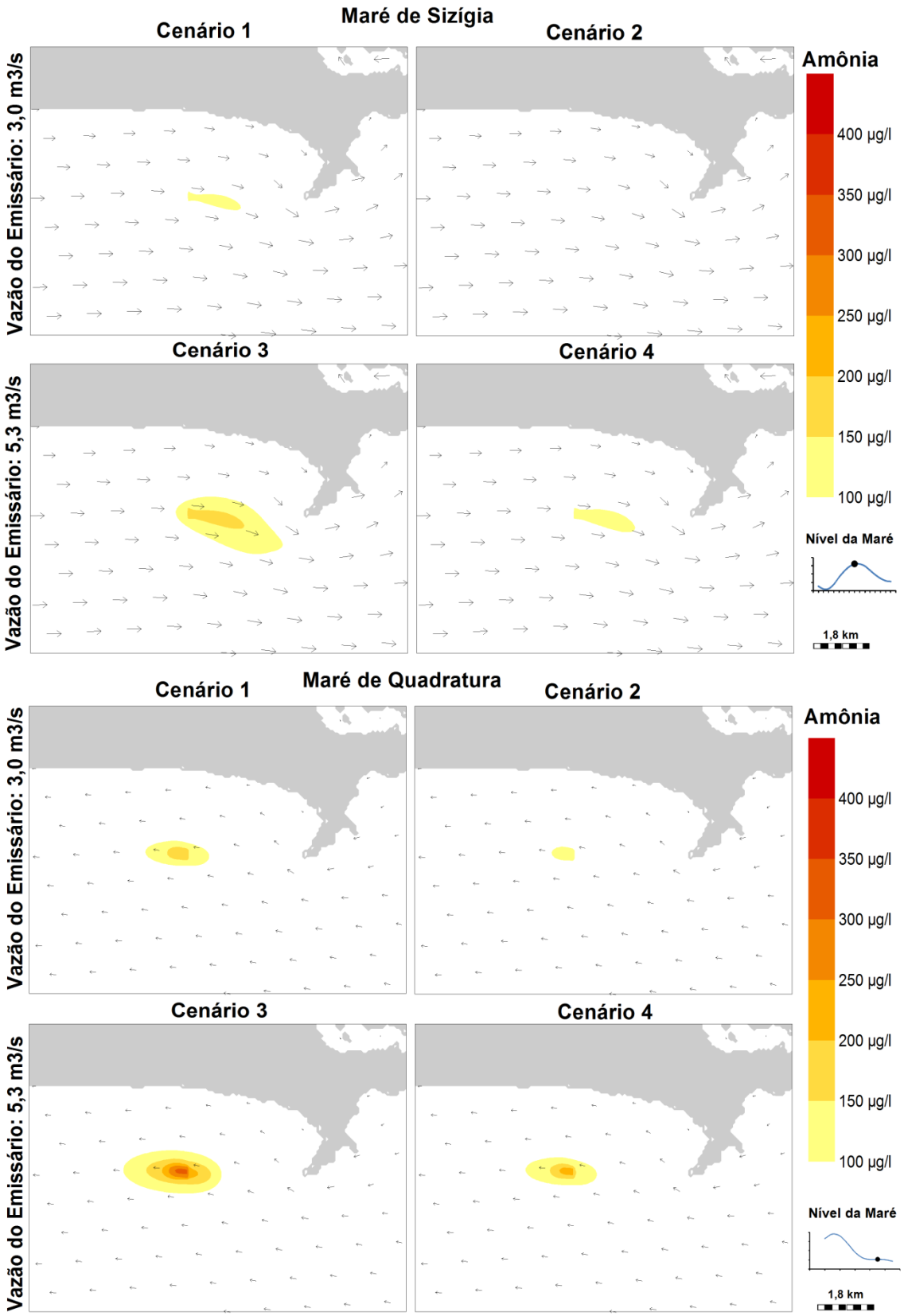

Figura 6.27: Variação espacial da concentração de amônia derivada do emissário submarino de Praia Grande durante período maré de sizígia e quadratura.

A redução da concentração de amônia após a diluição inicial está condicionada a dispersão (advecção + difusão turbulenta) e devido a dois processos que ocorrem em ambientes marinhos: assimilação pelo fitoplâncton e nitrificação. Desta forma, o aumento da concentração de nitrato na região de lançamento dos emissários geralmente está relacionado ao processo de nitrificação, uma vez que o esgoto bruto apresenta baixa concentração desse nutriente. No entanto, caso seja utilizado algum processo de tratamento que ocorra a nitrificação, a concentração de nitrato no esgoto terá um acréscimo diretamente proporcional a quantidade de amônia oxidada, ou seja, removida do esgoto. A variação temporal de nitrato ao final da zona de mistura pode ser observada na Figura 6.28. Em ambos os locais (Santos e Praia grande) a concentração de nitrato não ultrapassa o valor de 0,4 mg NO_3-N/L, sendo esse o valor limite estabelecido pela legislação CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005).

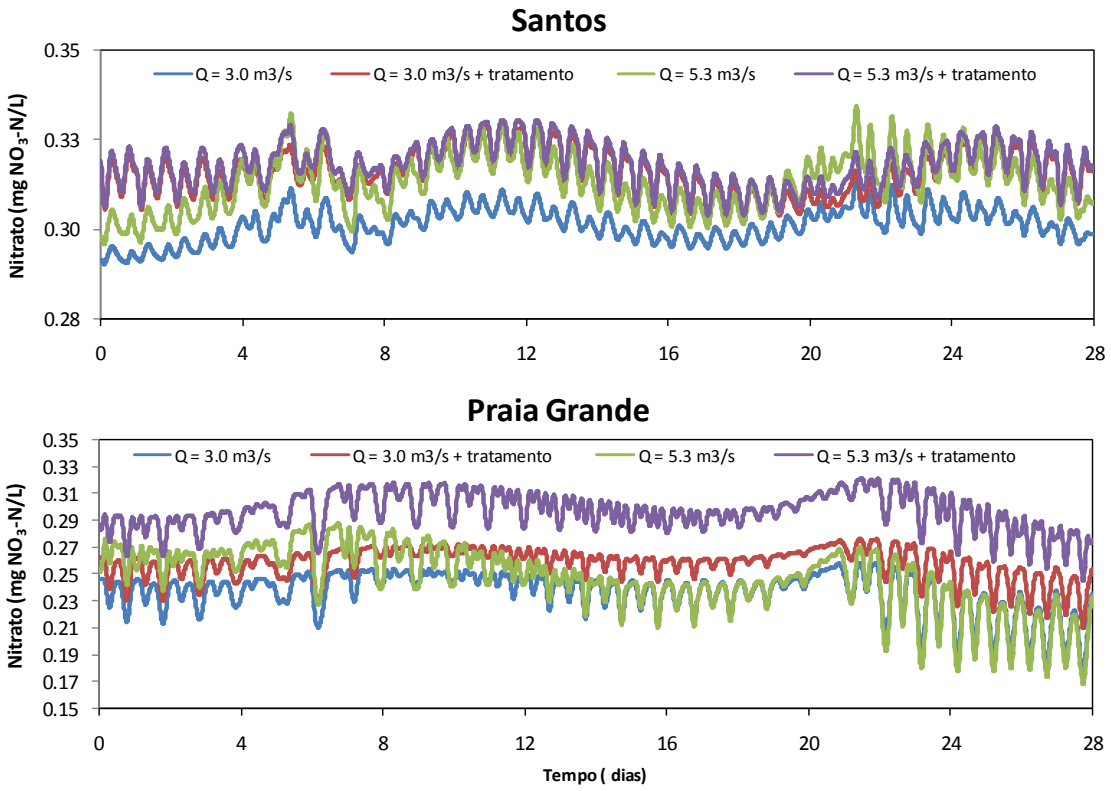

Figura 6.28: Variação temporal de nitrato ao final da zona de mistura para o emissário submarino de Santos e Praia Grande.

Diferentemente da amônia, não há redução da concentração de nitrato a 180 e 360 metros após o final da zona de mistura (Figura 6.29). Isso ocorre porque após a diluição inicial continua ocorrendo a nitrificação sendo, nesse caso, o

efeito da diluição promovido pelas correntes marinhas e pela sua turbulência insuficiente para que haja uma redução significativa de nitrato.

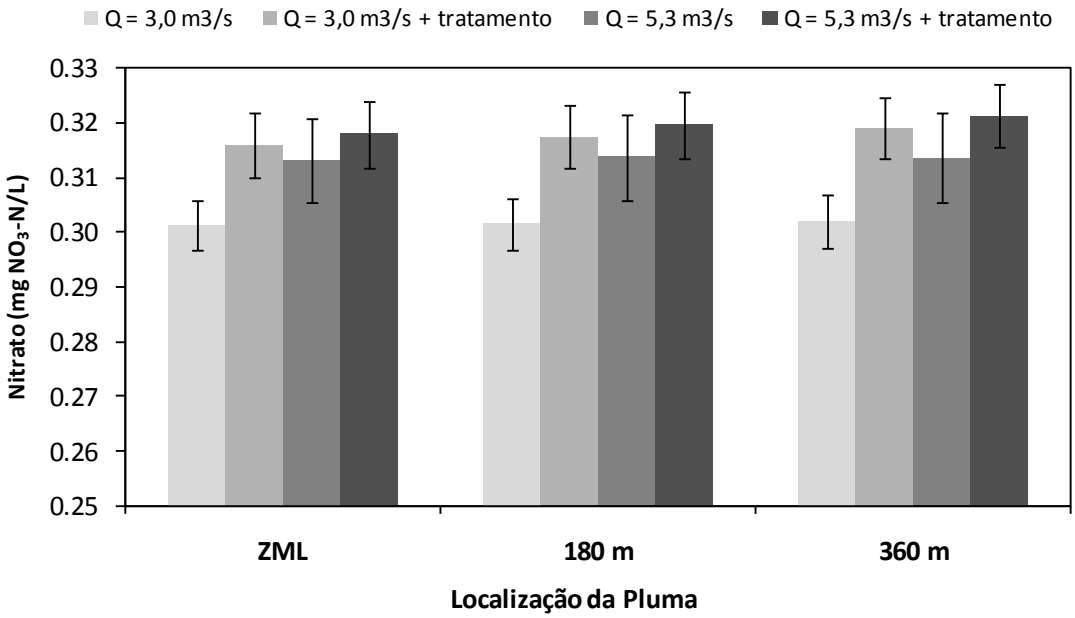

Figura 6.29: Concentração média de nitrato na região do emissário submarino de Santos ao final da zona de mistura (ZML) a 180 e 360 metros da ZML.

Além dos nutrientes amônia e nitrato foi avaliado, também, a variação espacial e temporal do fosfato (P). A concentração desta substância em ambientes marinhos, sobretudo em zonas tropicais, é extremamente importante para avaliar o potencial de eutrofização devido ao lançamento de esgotos. Sobre uma perspectiva de qualidade da água, ele é o importante porque a fonte de fósforo é geralmente restrita quando comparado com outros macronutrientes, sendo ele, geralmente, o nutriente limitante do processo de eutrofização em ambientes tropicais (NRC, 2000)

A variação temporal de fosfato para os cenários simulados, incluindo a região de Santos e Praia Grande, é apresentada na Figura 6.30. Conforme esperado, as concentrações de fosfato na região de Santos atingiram valores superiores aos de Praia Grande, sendo o valor máximo obtido com o emissário submarino operado com uma vazão de 5,3 $m^3.s^{-1}$ e sem tratamento. Nessa situação, a concentração de fosfato atinge valores de até 0,15 mg P/L em Santos e 0,12 mg P/L em Praia Grande. Considerando o valor limite para fósforo total preconizado na legislação CONAMA 357 de 2005 (Brasil, 2005) para classe 1

de águas salinas, a qual estabelece um valor máximo de 0,062 mg P/L, esses valores são extremamente elevados, pois são duas vezes maiores.

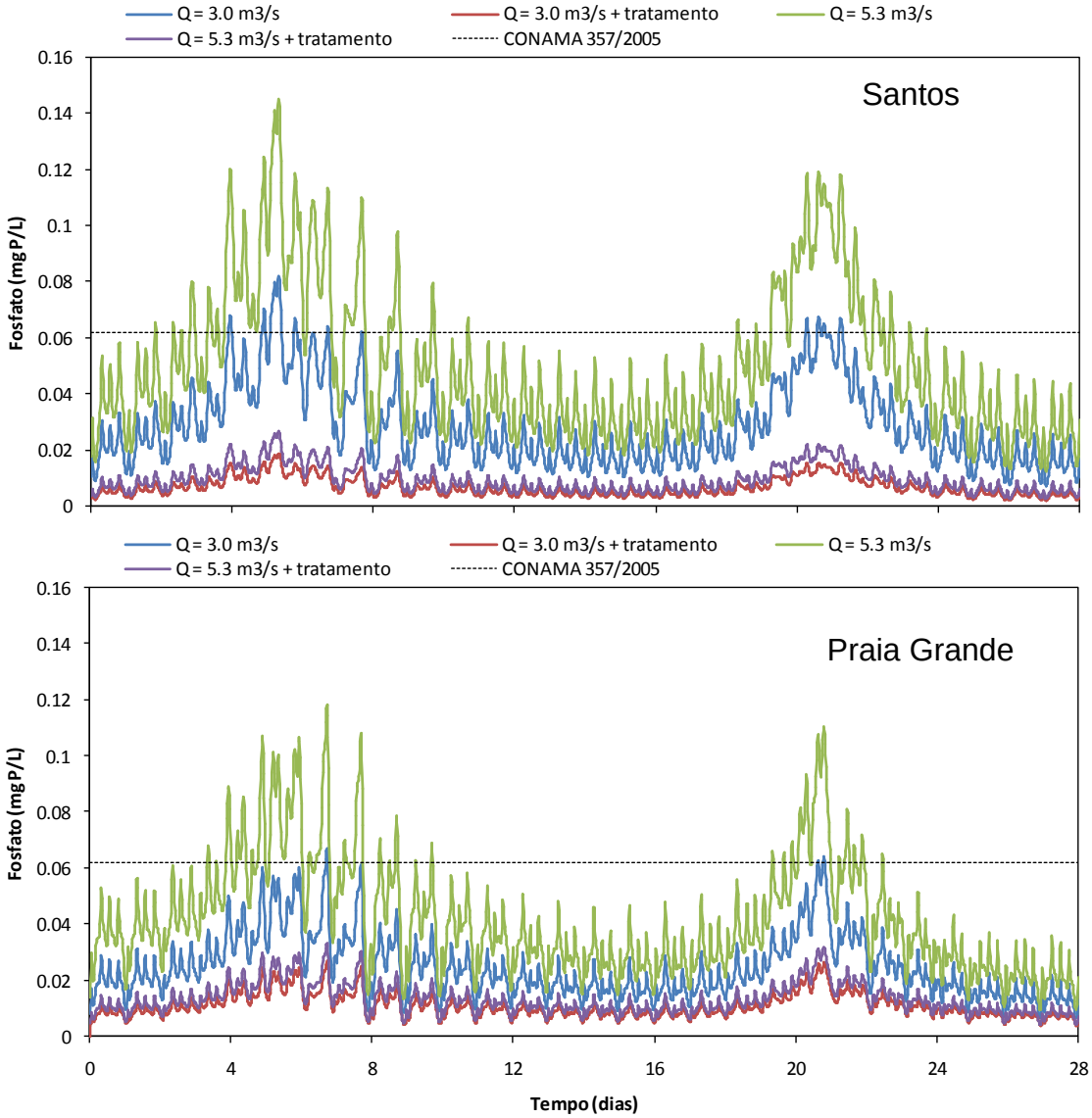

Figura 6.30: Variação temporal da fosfato ao final da zona de mistura legal estabelecida para o emissário submarino de Santos e Praia Grande, sendo o limite CONAMA/2005 considerado de 0,062 mg P/L.

A utilização de um tratamento visando atender a legislação mostra-se fundamental para o caso do fósforo, sobretudo para o cenário com vazão de 5,3 $m^3.s^{-1}$ (Figuras 6.31 e 6.32). Contudo, para a vazão de 3,0 $m^3.s^{-1}$, especialmente no caso do emissário submarino de Santos, haveria períodos onde a concentração de fósforo estaria acima do limite legal após a zona de mistura, haja vista que a concentração de fosfato atinge valores superiores a 0,062 mg P/L durante os ciclos de maré de quadratura. Nos cenários simulados

com tratamento em ambos os casos a redução da carga de fósforo apresenta-se como uma medida eficaz, estando menos susceptível as variações provocadas pelas mudanças ambientais do corpo receptor devido às diferenças hidrodinâmicas dos ciclos de maré. Além da variação temporal de fosfato é possível observar, nas Figuras 6.33 e 6.34, a variação espacial desse nutriente proveniente dos emissários submarinos de Santos e Praia Grande para diferentes condições hidrodinâmicas (maré de sizígia e quadratura). Conforme confirmado pelos resultados pontuais, durante período de quadratura a concentração de fosfato na pluma de esgoto derivada dos emissários submarinos sem tratamento atinge valores acima de 0,062 mg P/L, especialmente para a vazão de 5,3 $m^3.s^{-1}$.

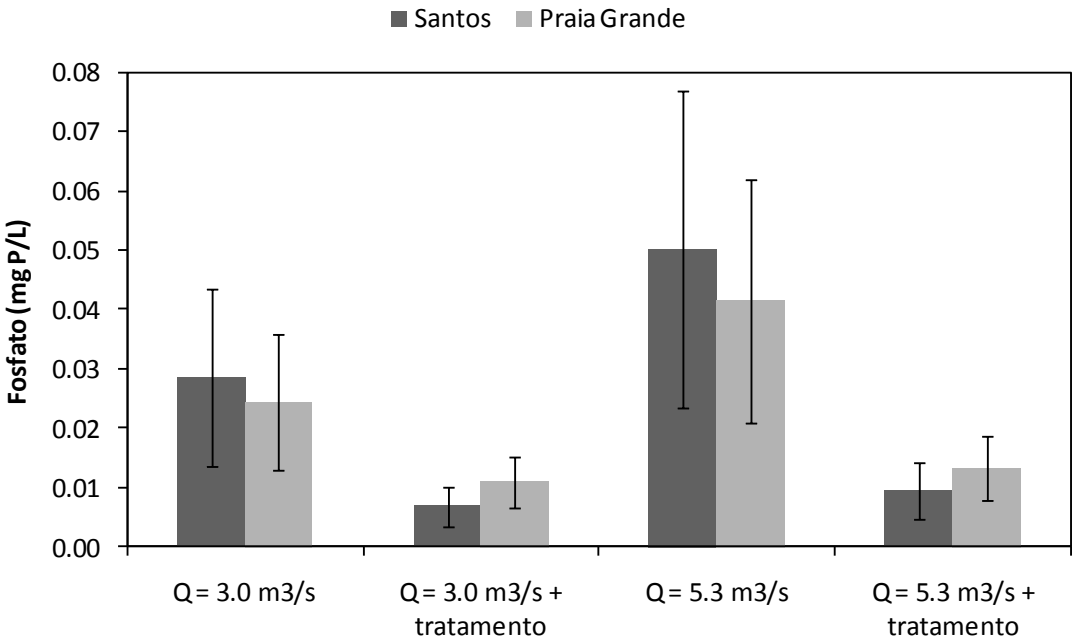

Figura 6.31: Valores médios de fosfato (± 1 desvio padrão) ao final da zona de mistura legal para os diferentes cenários simulados na região de Santos e Praia Grande durante um período de 28 dias.

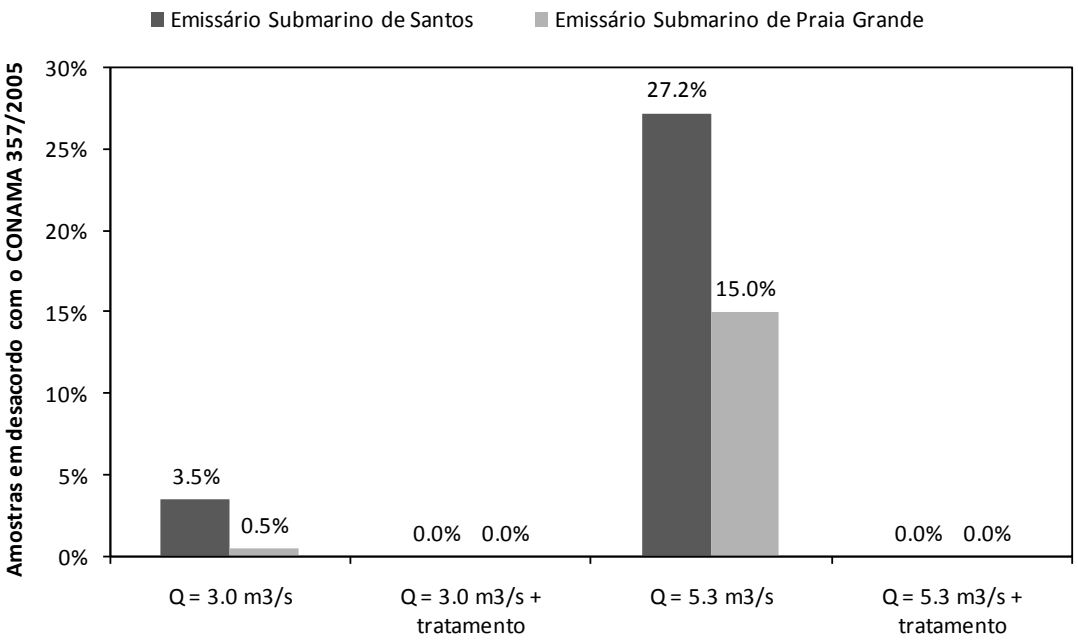

Figura 6.32: Porcentagem de amostra em desacordo com a legislação CONAMA 357/2005 para fósforo durante o período de simulação (28 dias), considerando que todo fósforo na água encontra-se como fosfato.

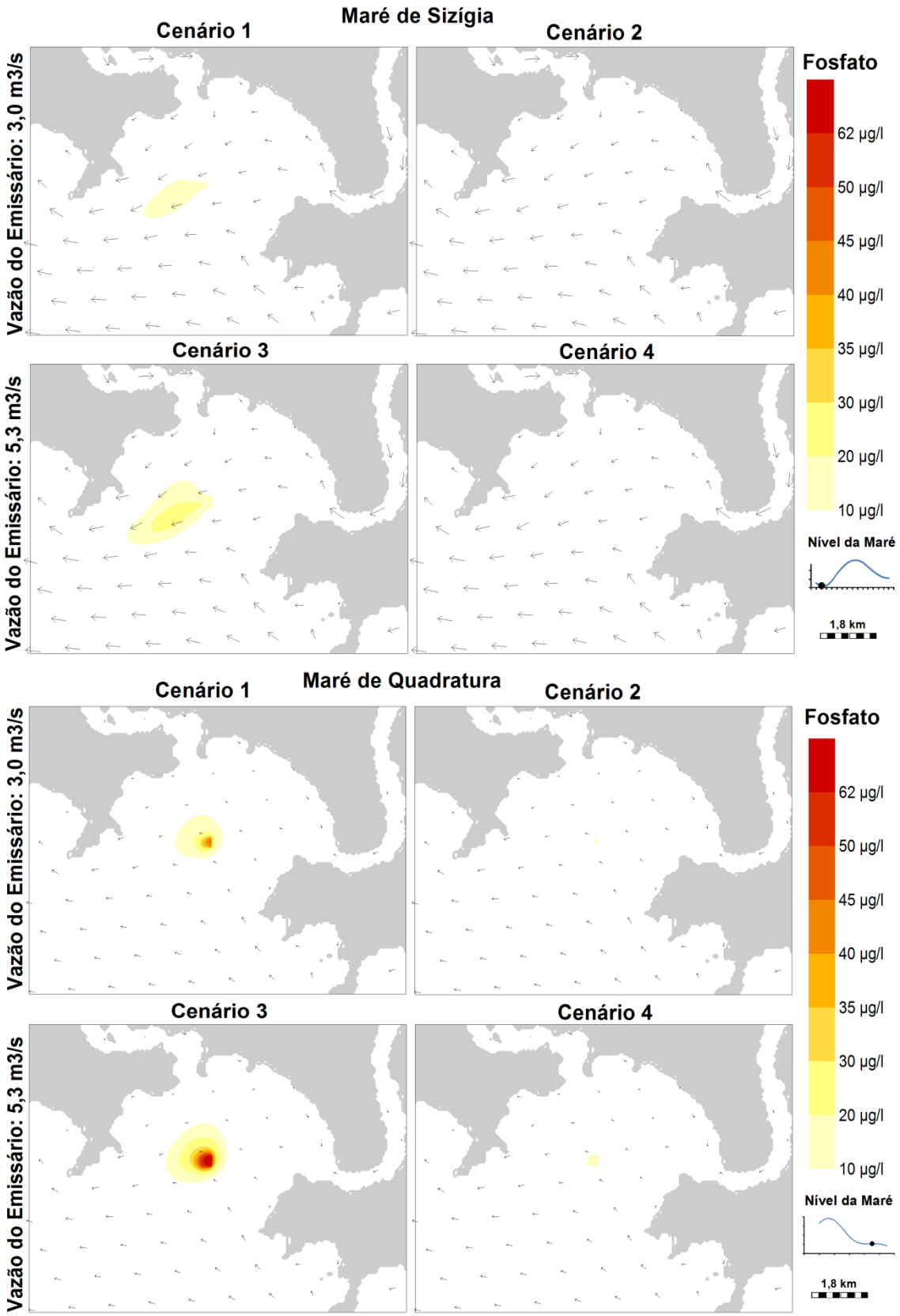

Figura 6.33: Variação espacial da concentração de fosfato derivado do emissário submarino de Santos durante período maré de sizígia e quadratura.

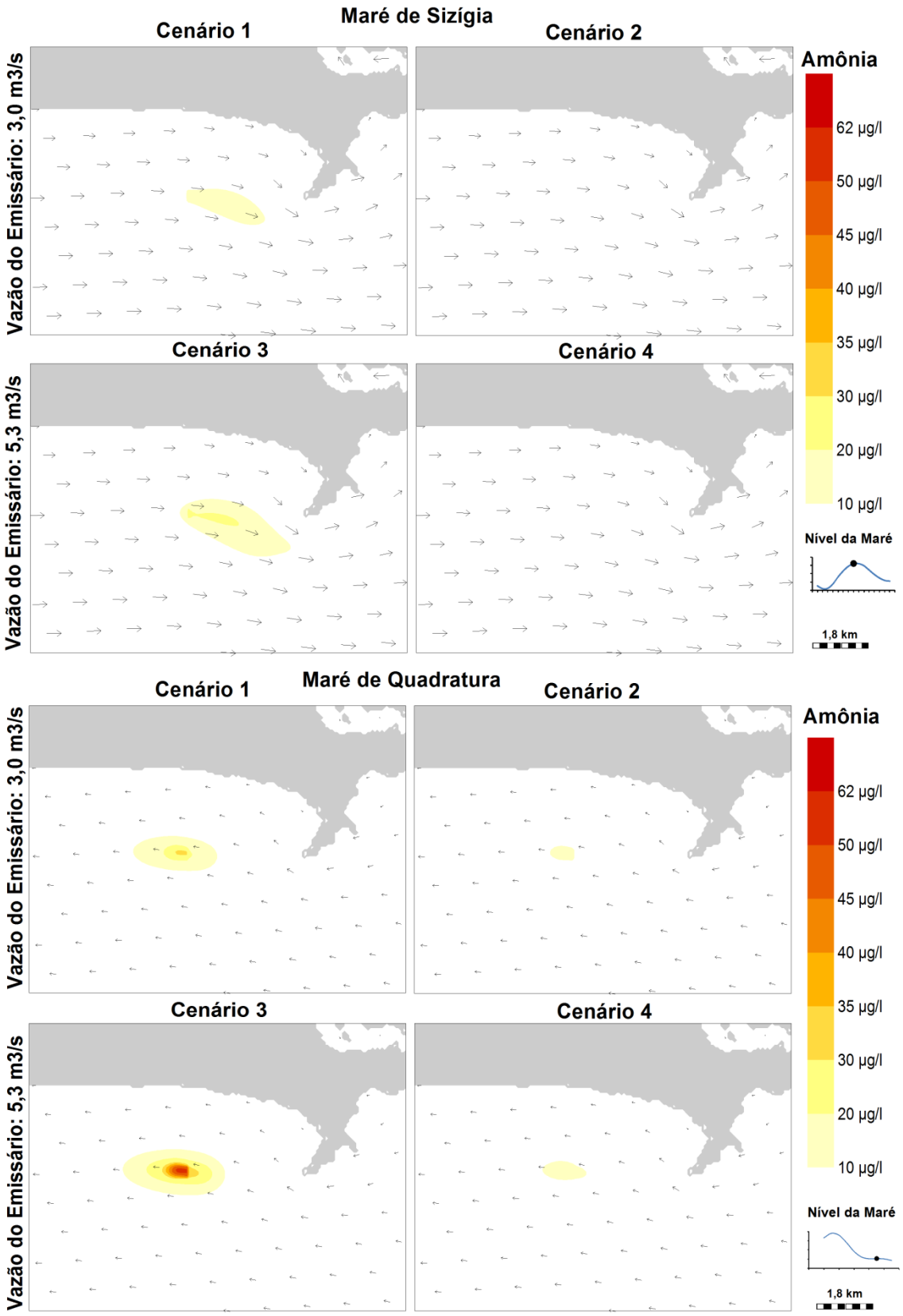

Figura 6.34: Variação espacial da concentração de fosfato derivado do emissário submarino de Praia Grande durante período maré de sizígia e quadratura.

Outro parâmetro de qualidade da água simulado pelo modelo T2D8 e utilizado nesse estudo foi a variação da concentração de matéria orgânica, expressa pelo parâmetro Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e apresentada na Figura 6.35. De maneira geral, o comportamento da DBO é o mesmo para os outros poluentes apresentando picos de concentração durante maré de quadratura. Contudo, sua concentração está sempre abaixo de 3,0 mg O_2/L limite máximo para classe 1 de água doces (Brasil, 2005).

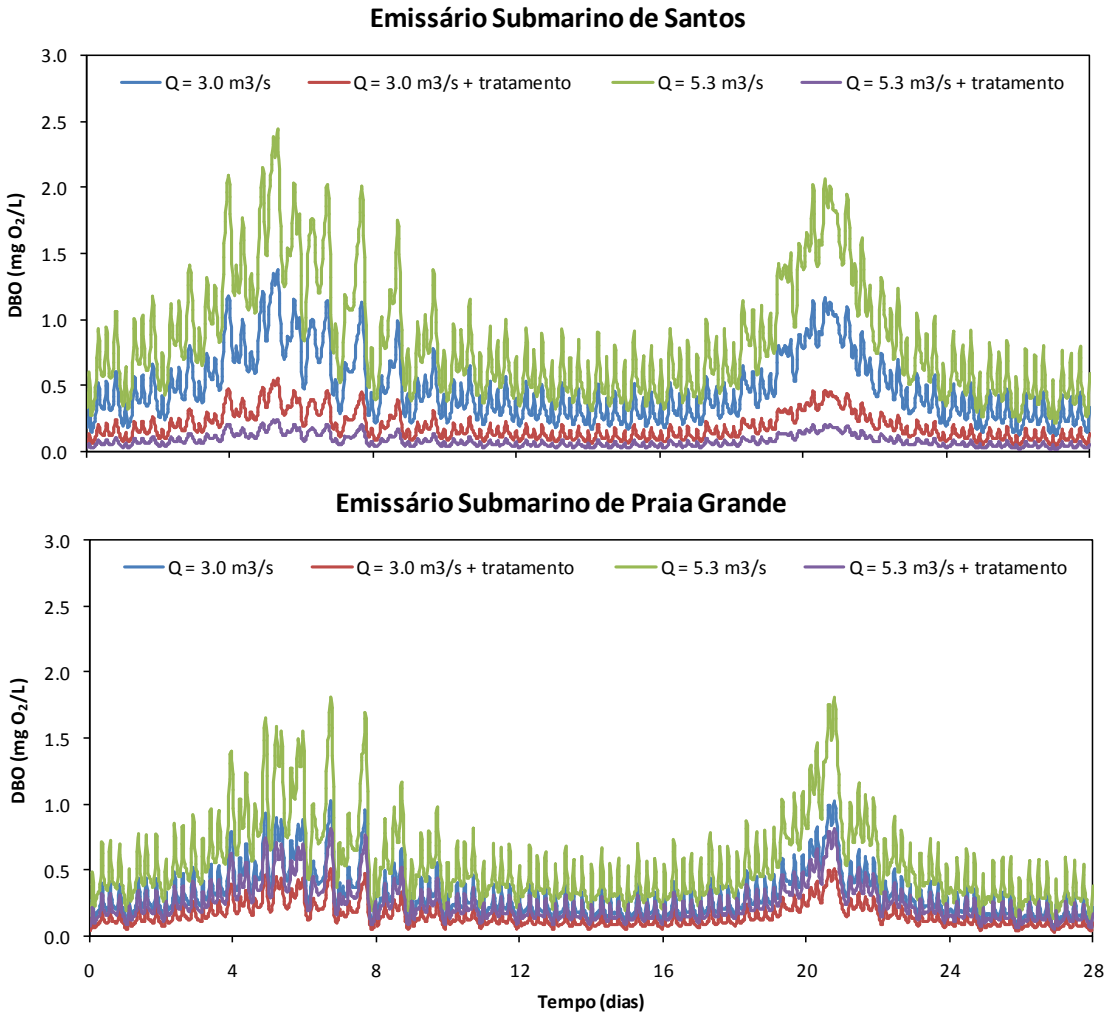

Figura 6.35: Variação temporal da DBO ao final da zona de mistura legal estabelecida para o emissário submarino de Santos e Praia Grande.

6.3.1.1 - Resposta ambiental frente a remoção de nutrientes

Nutrientes são consumidos e convertidos por produtores primários em ambientes marinhos, resultando num aumento da biomassa de fitoplâncton, geralmente expressa como clorofila-a. Conforme mencionado anteriormente, a biomassa de fitoplâncton juntamente com a concentração de nutrientes são, geralmente, utilizadas como indicador de estado trófico de uma ambiente aquático.

O crescimento do fitoplâncton também possui influência direta na concentração de oxigênio dissolvido, seja elevando sua concentração acima dos valores de saturação e/ou ocasionado uma redução devido a decomposição das algas mortas. Além do fitoplâncton, a matéria orgânica juntamente com a amônia presente no esgoto também exercem uma demanda de oxigênio em ambientes marinhos podendo, assim, reduzir sua concentração.

Desta forma, a concentração de fitoplâncton juntamente com a de oxigênio dissolvido são dois ótimos indicadores de qualidade da água, possibilitando uma avaliação holística do impacto que um ambiente aquático pode sofrer pelo lançamento de esgotos por emissários submarinos. A variação temporal e espacial da concentração de fitoplâncton, expresso como clorofila-a e carbono, para região de Santos e Praia Grande é apresentada, respectivamente, nas Figuras 6.36, 6.39 e 6.40.

Em relação a variação temporal da clorofila-a, pode-se observar grande oscilação diária, ocasionado pela variação da maré e também pelo período fotossintético. Os maiores valores de clorofila-a foram registrados para os cenários de 5,3 $m^{-3}.s^{-1}$ sem tratamento considerando apenas a diluição inicial. Nesse caso, a concentração de clorofila-a atingiu valores máximos de 16 e 14 µg Chl-a/l em Santos e Praia Grande, respectivamente. Esses valores encontrados são maiores do que o limite de 10 µg Chl-a/l, que é o limite estabelecido por Vollenweider (1998) para água doce, acima do qual um ambiente é considerado eutrofizado. Para os cenários com vazão de 3,0 $m^{-3}.s^{-1}$

a concentração de chl-a esteve sempre abaixo de 10 µg Chl-a/l, sendo no caso de Santos a concentração máxima de 9,0 µg Chl-a/l.

Em relação aos cenários simulados com remoção de nutrientes houve uma redução significativa na concentração de chla-a. No caso de Santos, tanto para a vazão de 3,0 e 5,3 $m^{-3}.s^{-1}$, a concentração esteve sempre abaixo de 4,0 µg Chl-a/l. Nesses cenários o fósforo passou a ser o nutriente limitante, devido a remoção adicional para atender a legislação, resultando numa relação N/P de 15, haja vista que um valor acima de 7 indica limitação por fósforo (CHAPRA, 2008). Comparando as regiões de Santos e Praia Grande quando há a introdução do mesmo fluxo de massa de poluentes (sem tratamento), observa-se menor concentração de fitoplâncton na região de Praia Grande com uma diferença média de 17% em relação ao cenário com vazão de 5,3 $m^{-3}.s^{-1}$ sem tratamento (Figura 6.37). Nesse caso, as condições hidrodinâmicas favoráveis de Praia Grande favorecem a redução dos poluentes reduzindo sua disponibilidade para o fitoplâncton.

Considerando a variação espacial do fitoplâncton, as concentrações máximas para a região de Praia Grande são obtidas justamente no ponto de lançamento do emissário (Figura 6.40). Em contrapartida, no caso da região da Baía de Santos, os valores máximos de fitoplâncton não são obtidos no ponto de lançamento. Nessa situação, pode-se observar que o emissário submarino de santos com vazão de 5.3 $m^{3}.s^{-1}$ sem tratamento poderia proporcionar condições de ambiente eutrofizado para grande parte da baía de Santos (Figura 6.39).

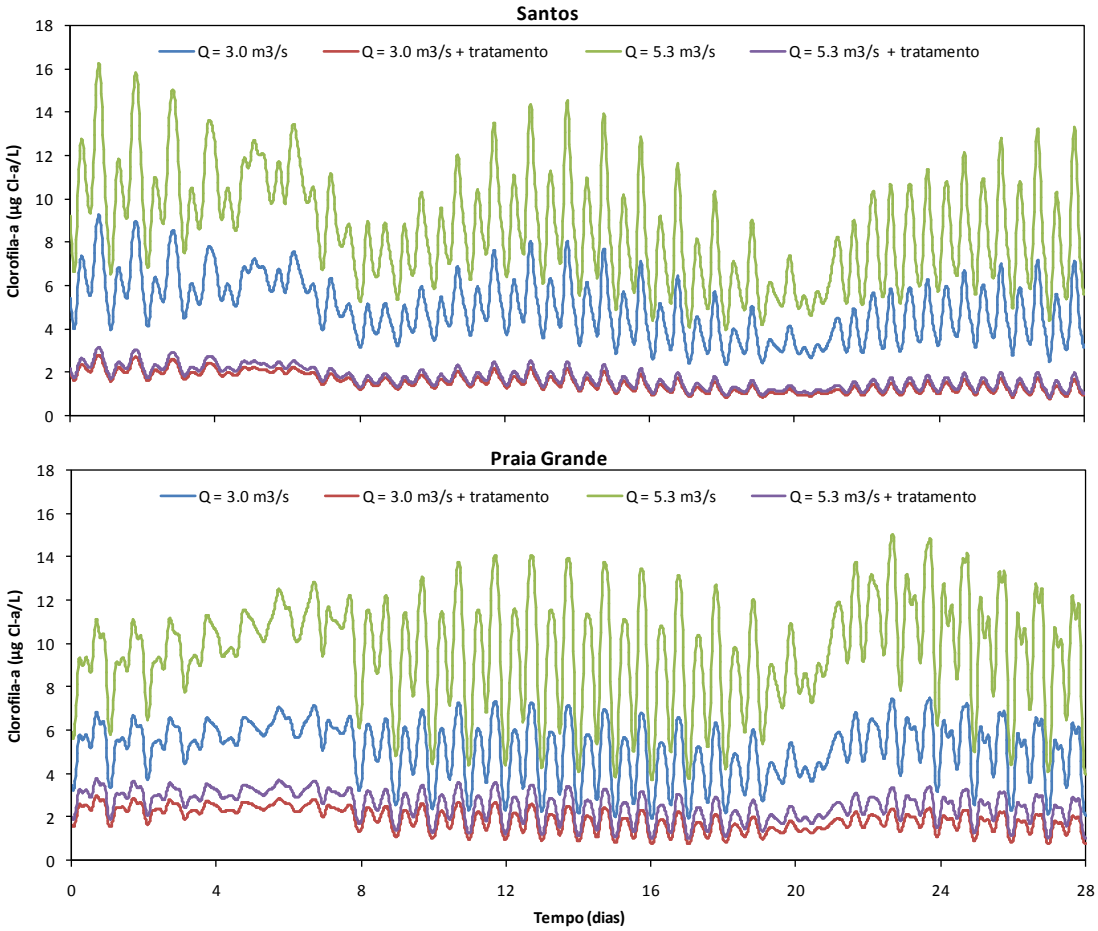

Figura 6.36: Variação temporal de clorofila-a na região de Santos e Praia Grande.

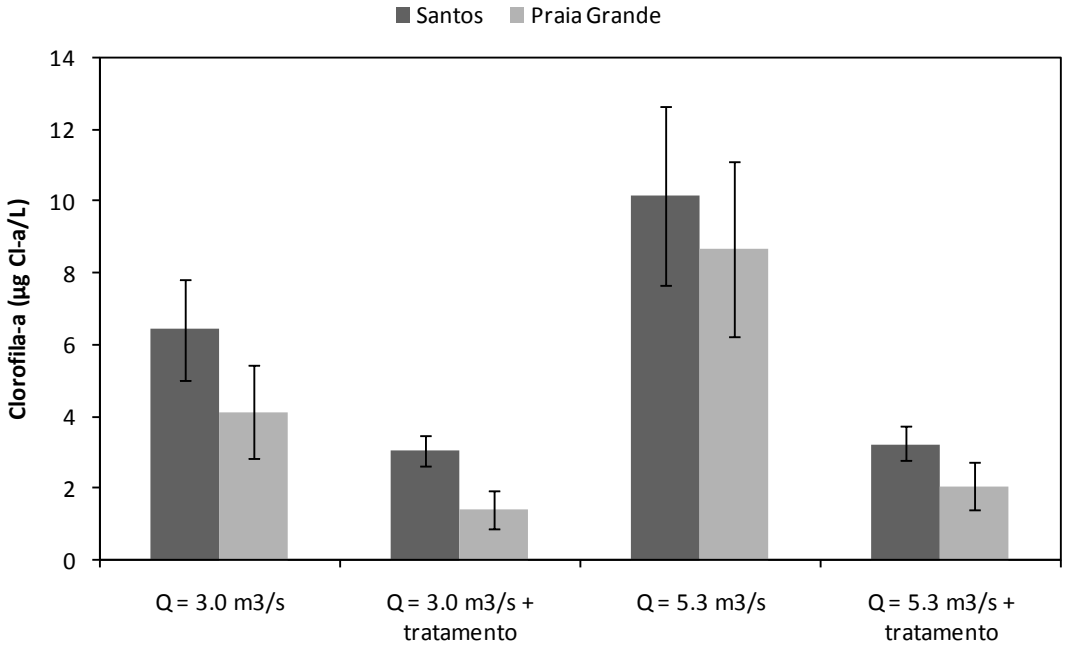

Figura 6.37: Valores médios de clorofila-a (± 1 desvio padrão) para os diferentes cenários simulados na região de Santos e Praia Grande durante um período de 28 dias.

Emissários submarinos projetados com diluição inicial elevada (> 100) e em zonas profundas (>20 m), as células de fitoplâncton que são expostas a concentrações elevadas de nutrientes são, geralmente, diluídas mais rapidamente que sua velocidade de crescimento, reduzindo a concentração de clorofila-a ao níveis do meio ambiente (ECHAVARRI-ERASUN, 2010). Tal fato tem sido reportado em áreas costeiras afetadas por lançamento de esgoto tratado por emissários submarinos (e.g. Hawaii, Boston, Miami, Santander) onde nenhum efeito espacial significativo na qualidade da água relacionado com clorofila-a foi detectado além da zona de mistura (PARNELL, 2003; WERME; HUNT, 2006; HEANEY *et al.* 2006; JUANES *et al.,* 2005). A grande diluição (devido a grandes profundidades, correntes, regime hidrodinâmico, etc) e o baixo tempo de residência em áreas de mar aberto contribuem para diluir e dispersar os nutrientes na área do emissário, reduzindo o potencial de crescimento excessivo de algas.

Porém, no caso dos emissários submarinos de Santos e Praia Grande quando simulados sem tratamento, há uma diferença significativa na distribuição espacial de nutrientes em relação as concentrações desses compostos presentes na água do mar (Figuras 6.26, 6.27, 6.33 e 6.34). Dentre os vários fatores relacionados com o crescimento do fitoplâncton, a concentração de fósforo e nitrogênio pode ser o fator limitante se existe condições ótimas de luz e temperatura. Nessa situação, para que houvesse alguma redução significativa na taxa de crescimento do fitoplâncton a concentração de Nitrogênio Inorgânico Dissolvido deveria ser menor do que 0,2 mg/L ou a concentração de Fósforo Inorgânico Dissolvido menor do que 0,008 mg/L, obtendo-se uma redução de 20% na taxa de crescimento do fitoplâncton (WOLL *et al*., 2001; CHAPRA, 2008). Em outras palavras, se a diluição inicial não for grande o suficiente para reduzir a concentração de nutrientes a níveis abaixo dos citados anteriormente antes da pluma atingir a superfície (disponibilidade de luz), o crescimento do fitoplâncton ocorrerá na taxa máxima em função da concentração de nitrogênio e fósforo até que haja redução significativa na concentração destes elementos. Tal fato explica a grande variação espacial da concentração de fitoplâncton e, consequentemente, clorofila-a dos cenários simulados sem tratamento.

A fim de avaliar a qualidade da água em ambientes marinhos em função dos parâmetros relacionados com eutrofização, Primpas *et al*. (2010) propuseram um índice de eutrofização considerando a concentração de 4 nutrientes (fosfato, nitrato, nitrito e amônia) e clorofila-a. A forma do Índice de Eutrofização (I.E.) proposto é expresso pela Equação 6.1.

$$I.E. = 0{,}297C_{PO4} + 0{,}261C_{NO3} + 0{,}296C_{NO2} + 0{,}275C_{NH3} + 0{,}214C_{chl\text{-}a} \qquad (6.1)$$

onde C é a concentração de nutrientes e clorofila-a.

Esse índice foi adaptado por Primpas *et al.* (2010) em 5 classes para que fosse compatível com a Diretiva Européia de Qualidade da Água (EC, 2000), conforme classes abaixo:

(a) menor que 0,04 - excelente;
(b) 0,04 - 0,38 - boa;
(c) 0,38 - 0,85 - moderada
(d) 0,85 - 1,51 - pobre
(e) maior que 1,51 - ruim

Com base na Equação 6.1 foi feita uma avaliação de qualidade da água para os cenários simulados em Santos e Praia Grande levando em consideração o Índice de Eutrofização. Os resultados são apresentados na Figura 6.38. Na região de Santos, quando o emissário submarino opera com uma vazão de 3,0 $m^3.s^{-1}$ sem tratamento, ou seja, apenas com efeito da diluição, á água do mar ao final da zona mistura apresenta em 71% do tempo qualidade pobre, com alguns períodos de qualidade ruim (12%) e, em apenas 12% do tempo, qualidade moderada. A situação torna-se mais adversa quando o emissário submarino é simulado com uma vazão de 5,3 $m^3.s^{-1}$, nessa situação em 81% do tempo a classe predominante é a ruim. Em contrapartida, a adição do tratamento com as eficiências estimadas com base no Plano Oceânico da Califórnia, seja para o cenário de 3,0 ou 5,3 $m^3.s^{-1}$, mostra-se eficiente no que diz respeito ao Índice de Eutrofização, sendo nesses casos a qualidade da água considerada como moderada e boa em 74% e 26% do tempo, respectivamente.

Em relação a região de Praia Grande a qualidade da água atinge o pior índice (ruim) apenas quando o emissário submarino é operado com uma vazão de 5.3 $m^3.s^{-1}$ e sem tratamento, apresentando, nesse caso, uma comportamento similar ao emissário de Santos, com 81% do tempo nessa classe. Entretanto, quando o emissário submarino é simulado com a vazão de 3,0 $m^3.s^{-1}$ sem tratamento em nenhum momento a qualidade da água atinge o índice mais baixo, no caso o ruim. Tal fato pode ser explicado pela maior diluição inicial alcançada associada, ainda, as características hidrodinâmicas favoráveis para dispersão dos contaminantes nessa região. Apesar disso, no caso de Praia Grande, fica evidente também uma melhora significativa da qualidade da água baseada no índice de eutrofização quando existe remoção de fósforo e nitrogênio.

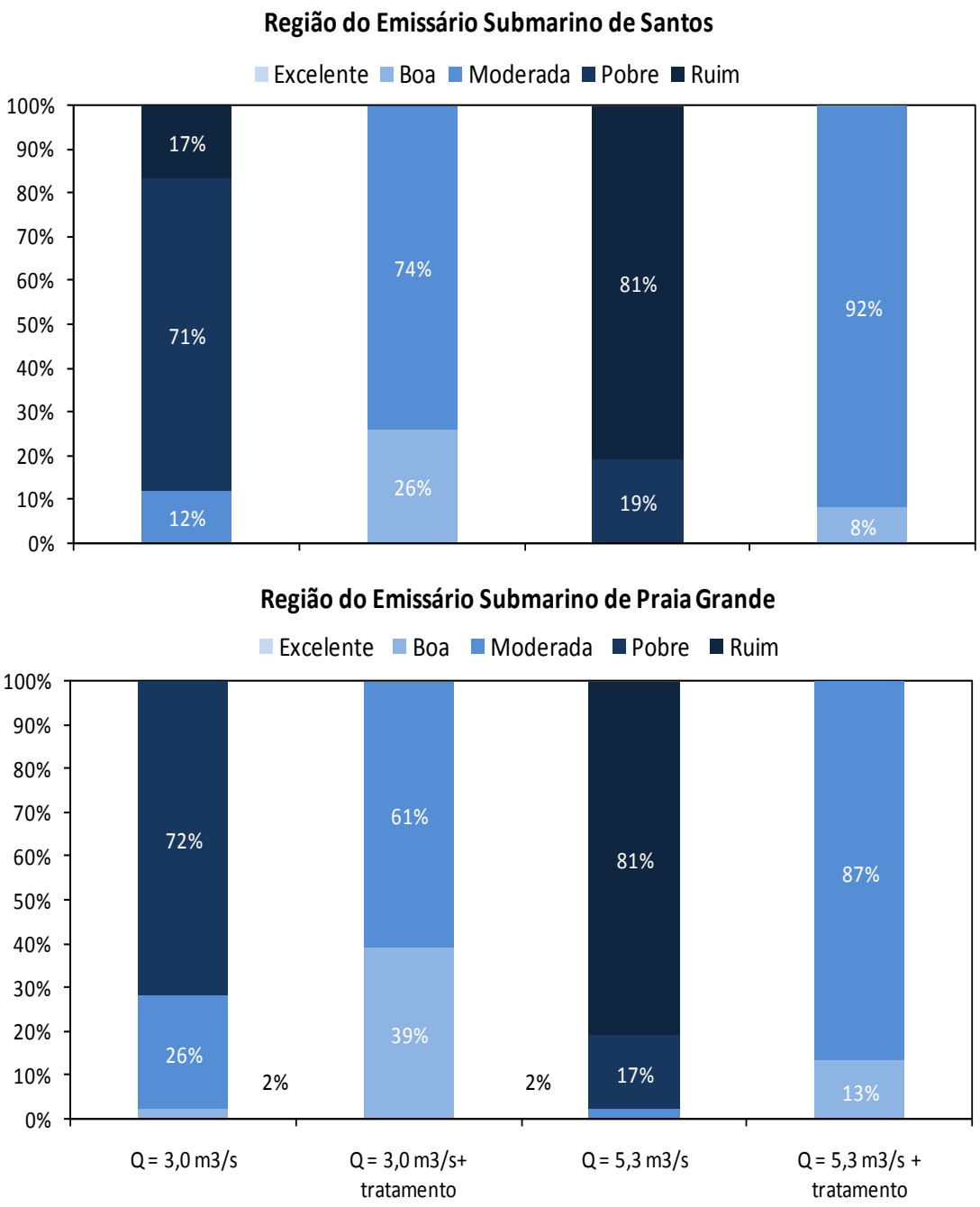

Figura 6.38: Classificação da qualidade da água baseada no Índice de Eutrofização

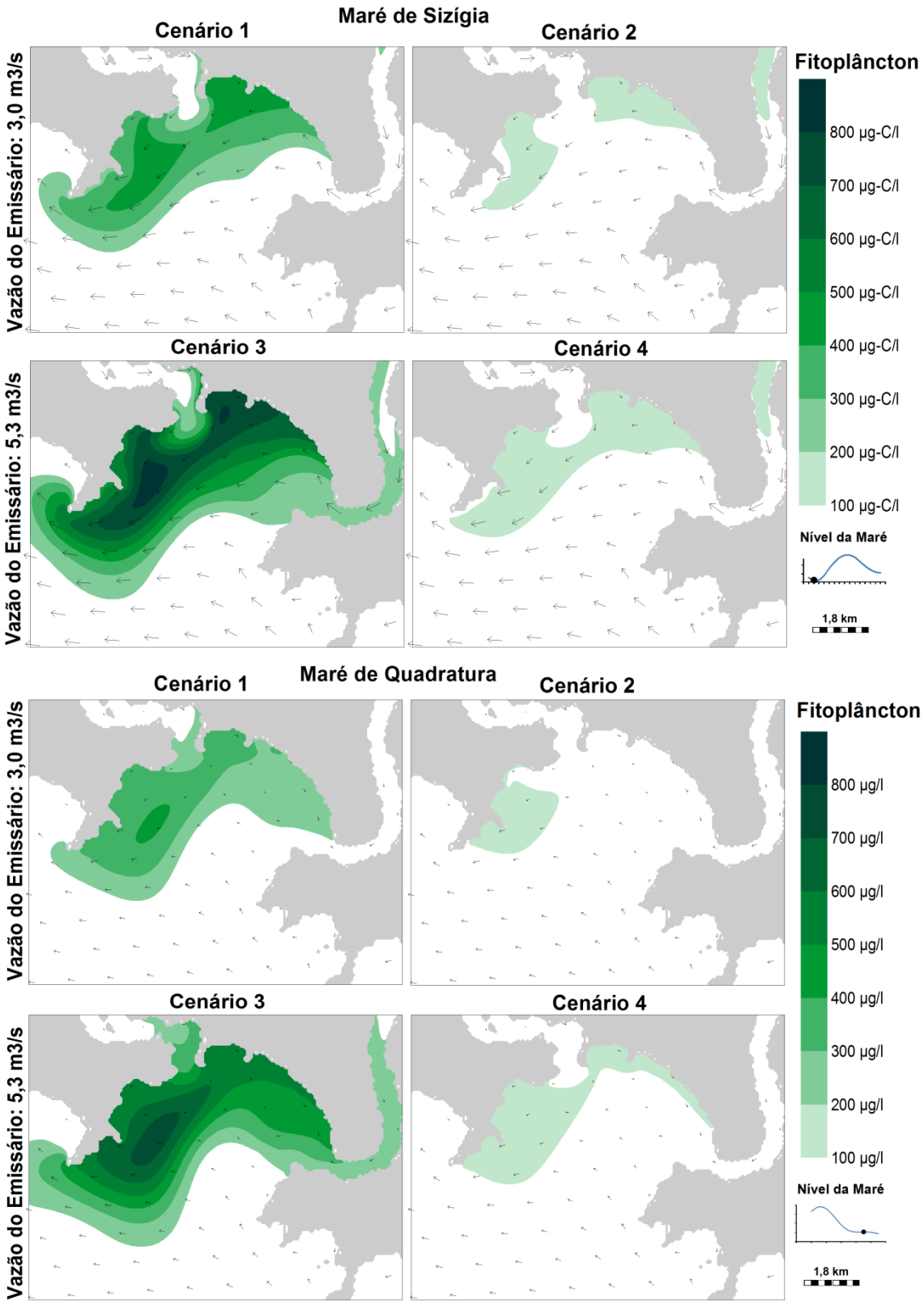

Figura 6.39: Variação espacial de fitoplâncton como carbono na região da baía de Santos durante período de maré de sizígia e quadratura.

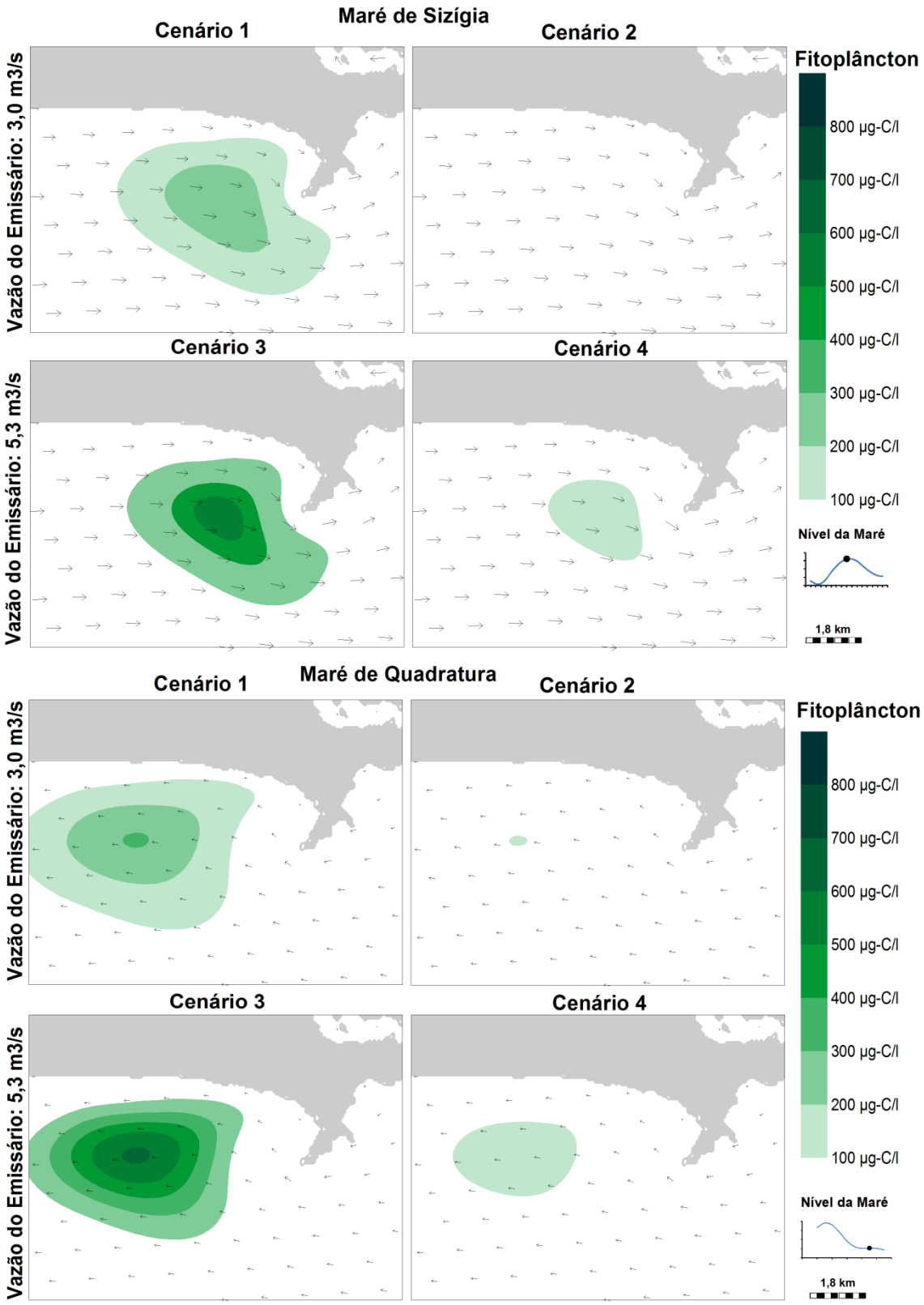

Figura 6.40: Variação espacial de fitoplâncton como carbono na região de Praia Grande durante período de maré de sizígia e quadratura.

A concentração de oxigênio dissolvido na água do mar está ligada a atividade biológica, dependendo também da temperatura e salinidade. Em regiões com elevada biomassa de fitoplâncton são esperados obter concentrações de oxigênio dissolvido acima da saturação como resultado da fotossíntese. Esse oxigênio produzido é balanceado pela mineralização da matéria orgânica e oxidação da amônia, os quais requerem oxigênio. Desta forma, espera-se que a concentração de oxigênio, além de fornecer informação sobre o balanço de oxigênio devido a matéria orgânica, juntamente com os valores de saturação na água demonstrem a dinâmica do fitoplâncton.

Os resultados temporais obtidos para os cenários simulados são apresentados na Figura 6.41. Para todos os cenários simulados, a concentração de oxigênio dissolvido está sempre acima do nível mínimo estabelecido pela legislação CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005) para águas salinas classe 1 de 6,0 mg O_2/L. Desta forma, pode-se dizer que mesmo os emissários submarinos não atingindo uma diluição mínima de 100:1, a redução promovida na concentração de DBO pela diluição inicial foi suficiente para que não houvesse depleção de oxigênio no corpo receptor a níveis abaixo de 6,0 mg O_2/L.

Valores de supersaturação de oxigênio dissolvidos, ou seja, valores acima de 6,8 mg O_2/L (temperatura de 25ºC e salinidade de 35‰), são observados com freqüência na região de Santos para o cenário com vazão de 5,3 $m^3.s^{-1}$ sem tratamento e, em alguns breves períodos, na região de Praia Grande com o mesmo cenário. Essa ocorrência indica que, apesar do estado eutrófico para esses cenários conforme concentração de clorofila-a, a produção de oxigênio na coluna da água pode ainda compensar o consumo ocasionado pela degradação da matéria orgânica.

A distribuição espacial de oxigênio dissolvido na região de Santos e Praia Grande são apresentados nas Figuras 6.42 e 6.43 respectivamente. Comprando essas figuras com as Figuras 6.39 e 6.40, pode-se observar a grande influência que o fitoplâncton exerce na concentração de oxigênio dissolvido, coincidindo os valores mais elevados de fitoplâncton com as maiores concentrações de oxigênio dissolvido.

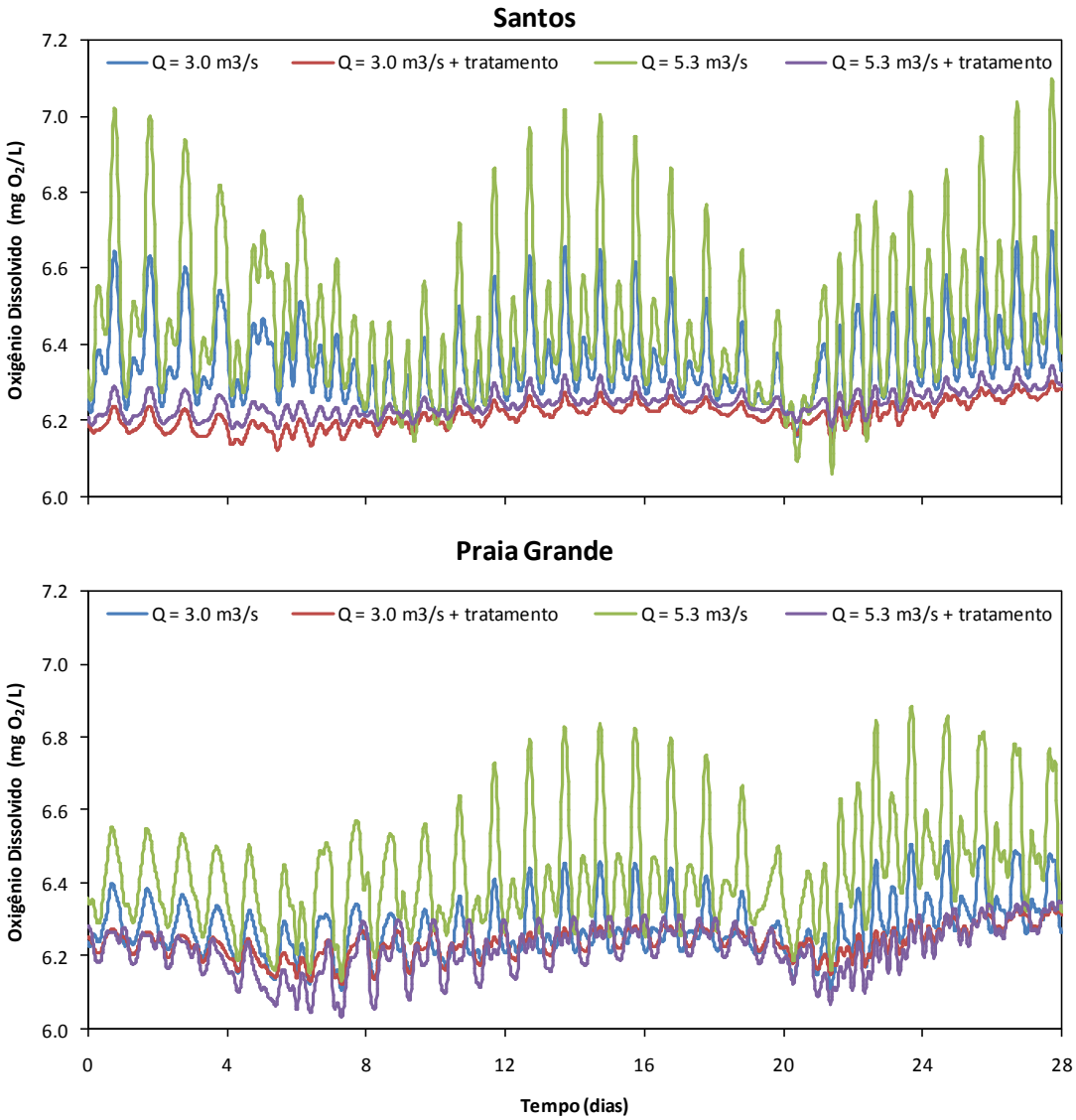

Figura 6.41: Variação temporal de oxigênio dissolvido na região de Santos e Praia Grande

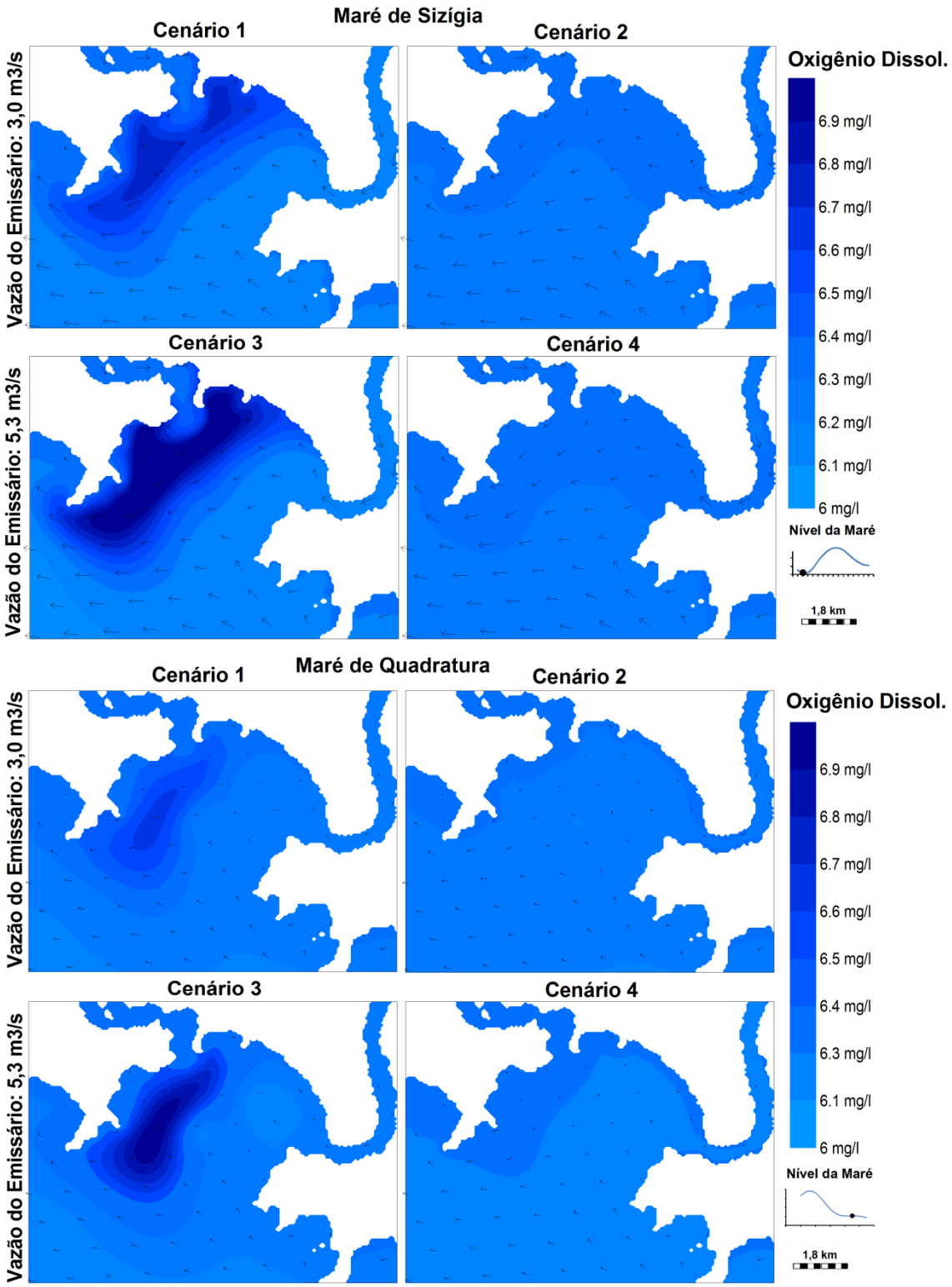

Figura 6.42: Variação espacial do oxigênio dissolvido na região da baía de Santos durante período de maré de sizígia e quadratura.

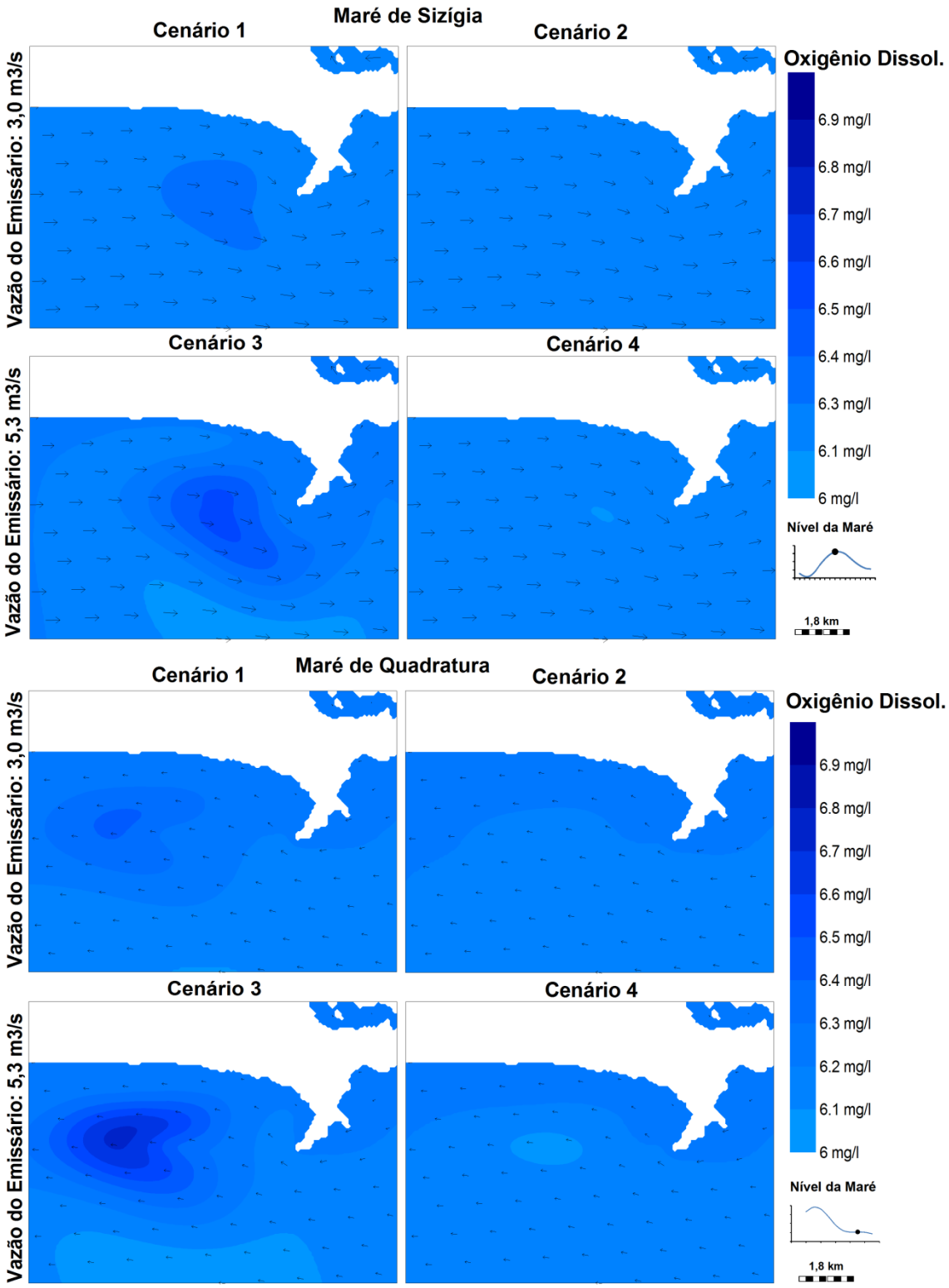

Figura 6.43: Variação espacial de oxigênio dissolvido na região de Praia Grande durante período de maré de sizígia e quadratura.

6.3.2 - Influência do TPQA, Tratamento Secundário e Tratamento Secundário com remoção de Nutrientes na qualidade da água da Baía de Santos

Tendo em vista a necessidade de tratamento do esgoto lançado pelo emissário submarino de Santos em termos de nutrientes, sobretudo fósforo, e o potencial do Tratamento Preliminar Quimicamente Assistido (TPQA) para utilização com emissários submarinos, foi feita uma comparação para avaliar se haveria algum beneficio ambiental se ao invés do TPQA fosse utilizado um Tratamento Secundário por Lodos Ativados Convencional (TS-LAC) ou um sistema de Lodos Ativados com Remoção de Nutrientes (TT-LARN).

Os resultados para o emissário submarino de Santos operado com uma vazão média de 3,0 $m^3.s^{-1}$ são apresentados na Figura 6.44. A utilização do tratamento secundário por um sistema de lodos ativados convencional possibilitaria uma redução média de 30% na concentração de Chl-a quando comparado com o tratamento preliminar, enquanto que o TPQA e o TT-LARN promoveria uma redução média de 64 e 71%, respectivamente, mais do que o dobro do tratamento secundário. Nesse sentido, pode-se observar que a o efluente produzido pelo TPQA produz um efeito no crescimento do fitoplâncton e, consequentemente na concentração de clorofila-a, semelhante ao esgoto lançado pelo emissário submarino com tratamento terciário por lodos ativados com remoção de nitrogênio e fósforo (Figura 6.46).

Quando comparado com tratamento TPQA com o TS-LAC não resulta em nenhum benefício ambiental em termos de potencial de eutrofização. Na verdade, o efluente proveniente do TPQA, ou seja, baixa concentração de fósforo, apresenta maiores benefícios do que o efluente produzido pelo TS-LAC que possui baixa concentração de DBO (20 mg/L) e amônia, mas, em contrapartida, possui concentrações significativamente maiores de fósforo do que o efluente do TPQA. Resultados semelhantes foram reportados por (GRIGG; DOLLAR, 1995; UNION TRIBUNE, 2002), onde no Hawaii e em San Diego (EUA) foi demonstrado que a mudança do tratamento físico-químico por

um tratamento secundário não traria nenhum benefício significativo para o meio ambiente marinho.

Semelhantes aos resultados encontrados para a vazão de 3,0 $m^3.s^{-1}$, quando o emissário submarino de Santos é operado com 5,3 $m^3.s^{-1}$, tanto o TPQA quando o TT-LARN apresentam grande influência na redução da concentração de fitoplâncton (Figuras 6.45 e 6.47). Para estes processos, a redução de fitoplâncton. como esperado, é mais acentuada em comparação ao tratamento preliminar, sendo observado uma redução de 69% e 77% para o TPQA e o TT-LARN. Além disso, fica claro que o efeito proporcionado pela redução da concentração de fósforo no esgoto lançado no fitoplâncton é muito mais efetivo do que a redução de matéria orgânica e amônia.

Desta forma, embora a combinação TPQA e emissário submarino apresente valores de amônia acima de 0,4 mg N/L durante períodos de maré de quadratura (Figura 6.47), limite CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005), o efeito produzido na concentração de clorofila-a não é significativo, haja vista a diferença dos valores quando comparado com o TT-LARN. Nesse sentido, para alguns casos onde não é possível atingir diluição inicial elevada (baixa profundidade e/ou elevadas vazões), o controle da concentração de fósforo apenas apresenta-se como uma medida eficiente para evitar problemas de eutrofização, sendo o TPQA uma tecnologia viável para atender esse critério.

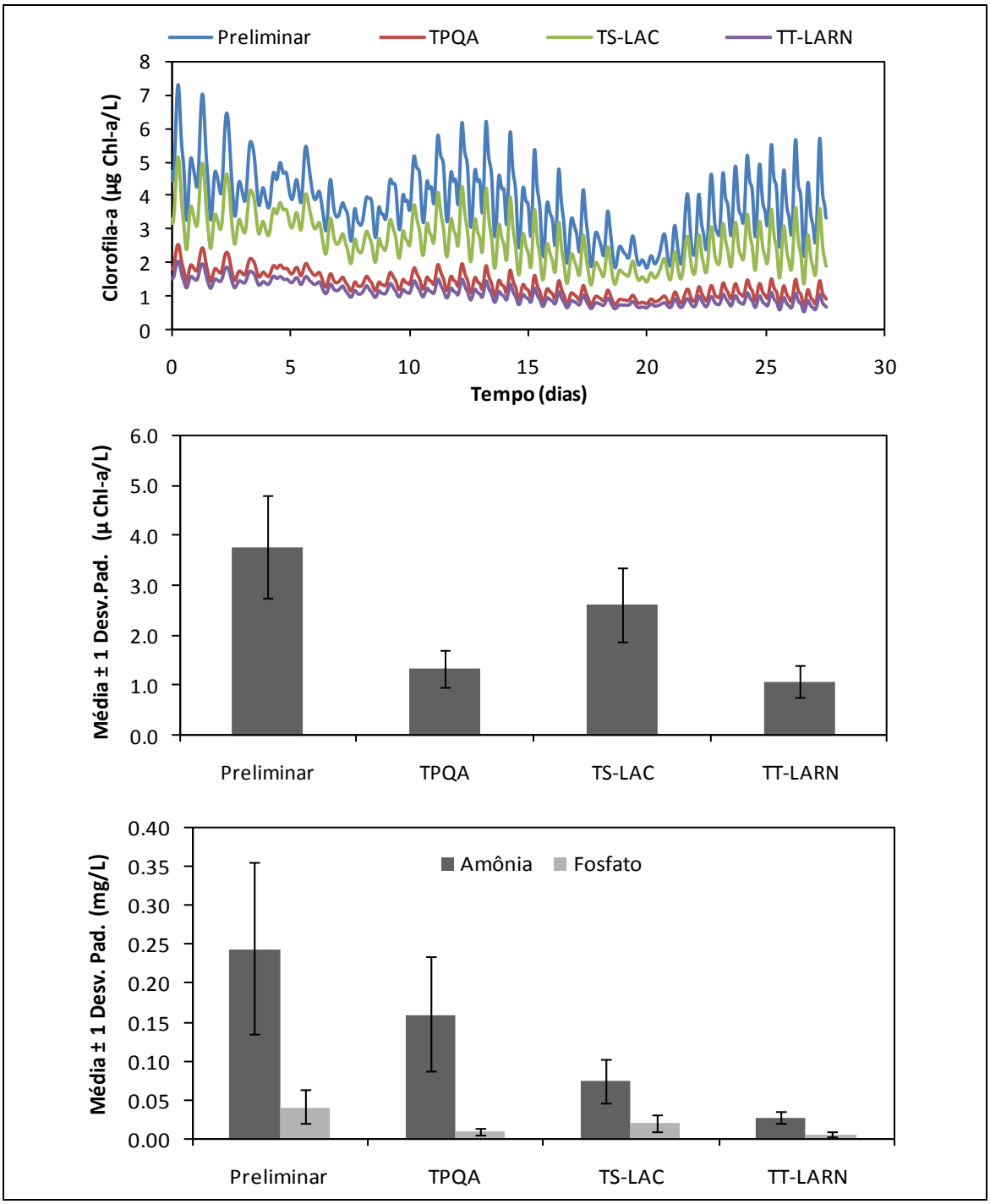

Figura 6.44: Concentração de clorofila-a (A e B), nitrogênio amoniacal e fosfato (C) em função da tecnologia de tratamento para o emissário submarino de Santos com vazão de 3,0 $m^3.s^{-1}$.

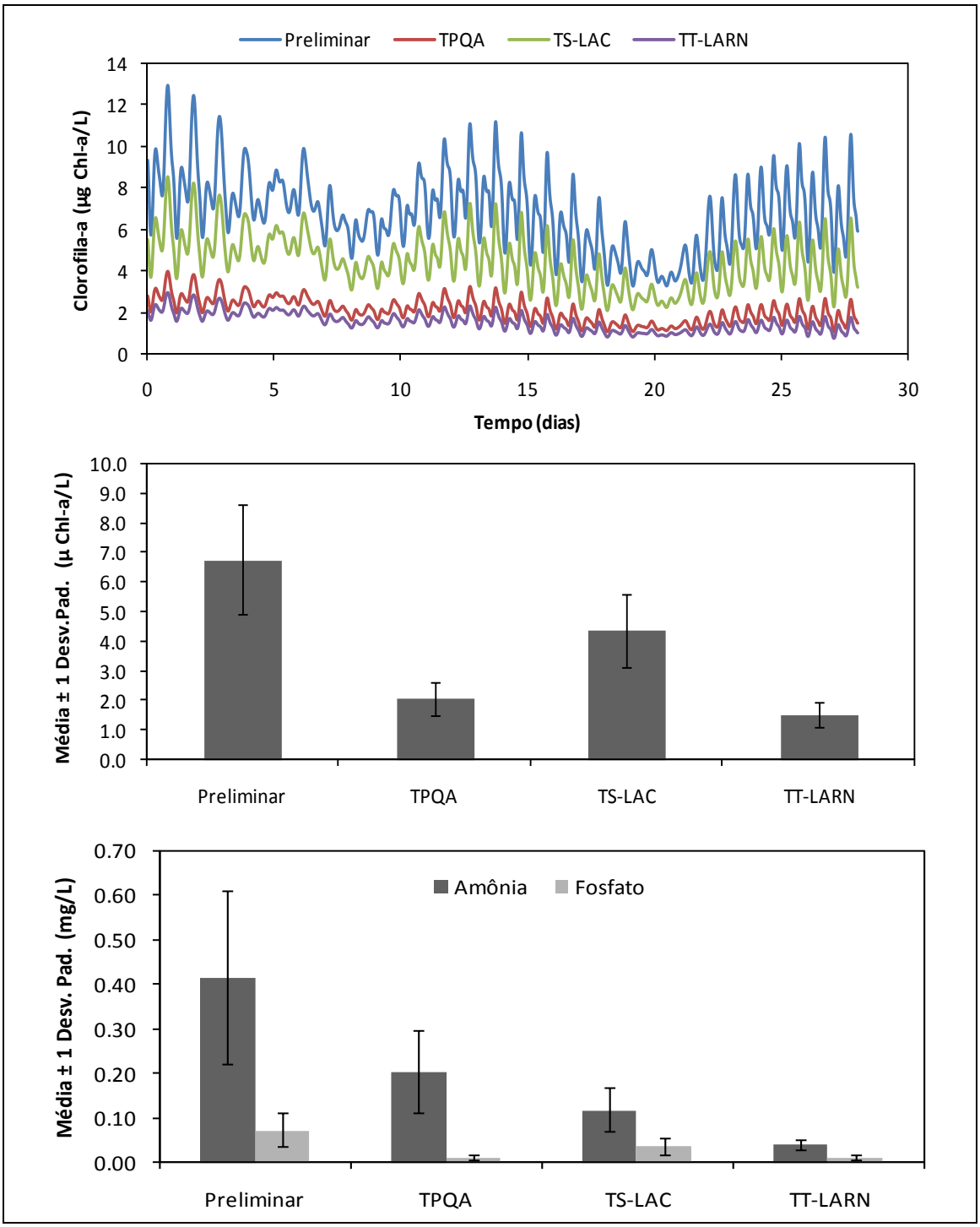

Figura 6.45: Concentração de clorofila-a (A e B), nitrogênio amoniacal e fosfato (C) em função da tecnologia de tratamento para o emissário submarino de Santos com vazão de 5,3 $m^3.s^{-1}$.

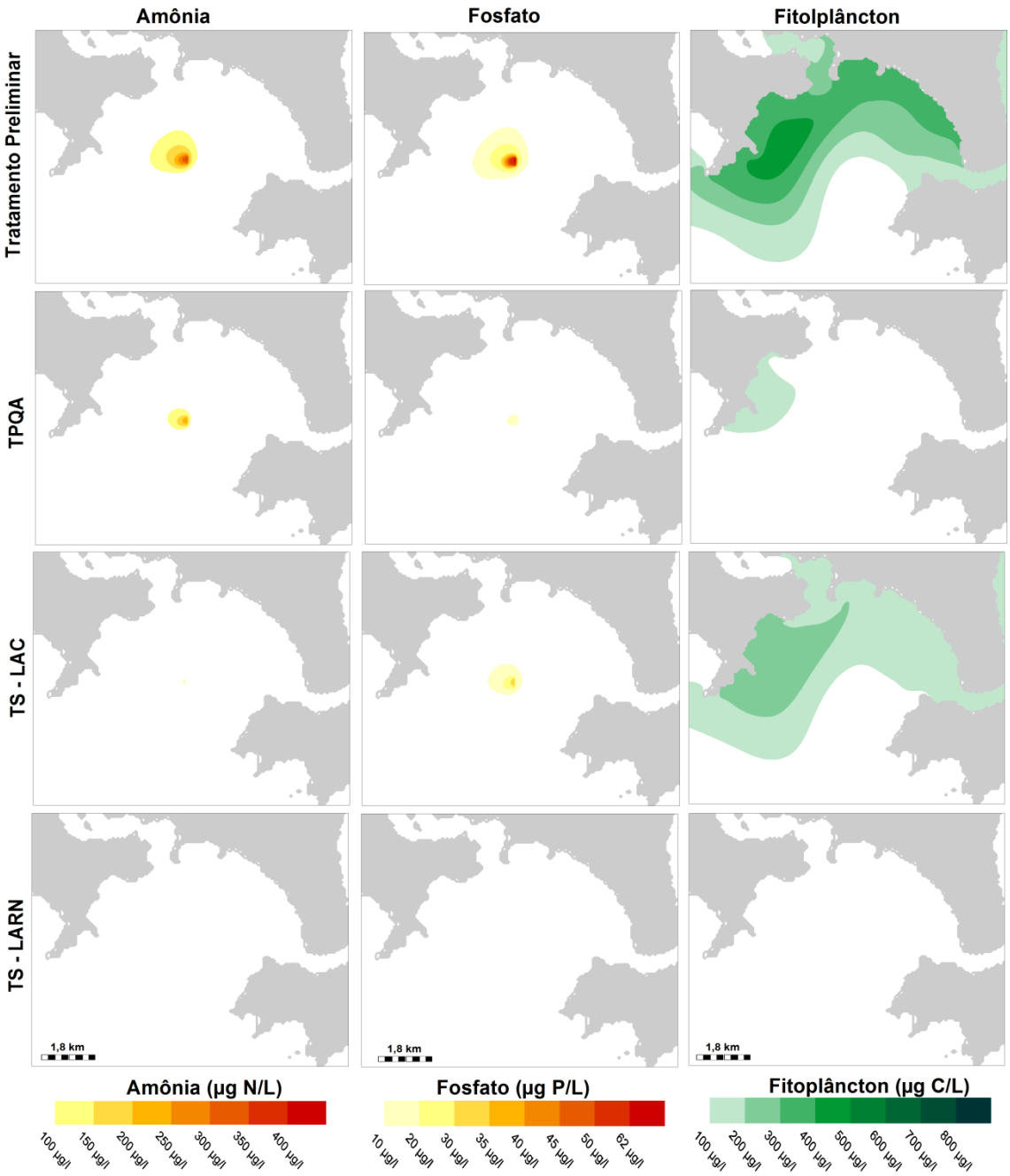

Figura 6.46: Variação espacial de amônia, fosfato e fitoplâncton na baía de Santos para o emissário submarino de Santos operado com vazão de 3,0 $m^3.s^{-1}$.

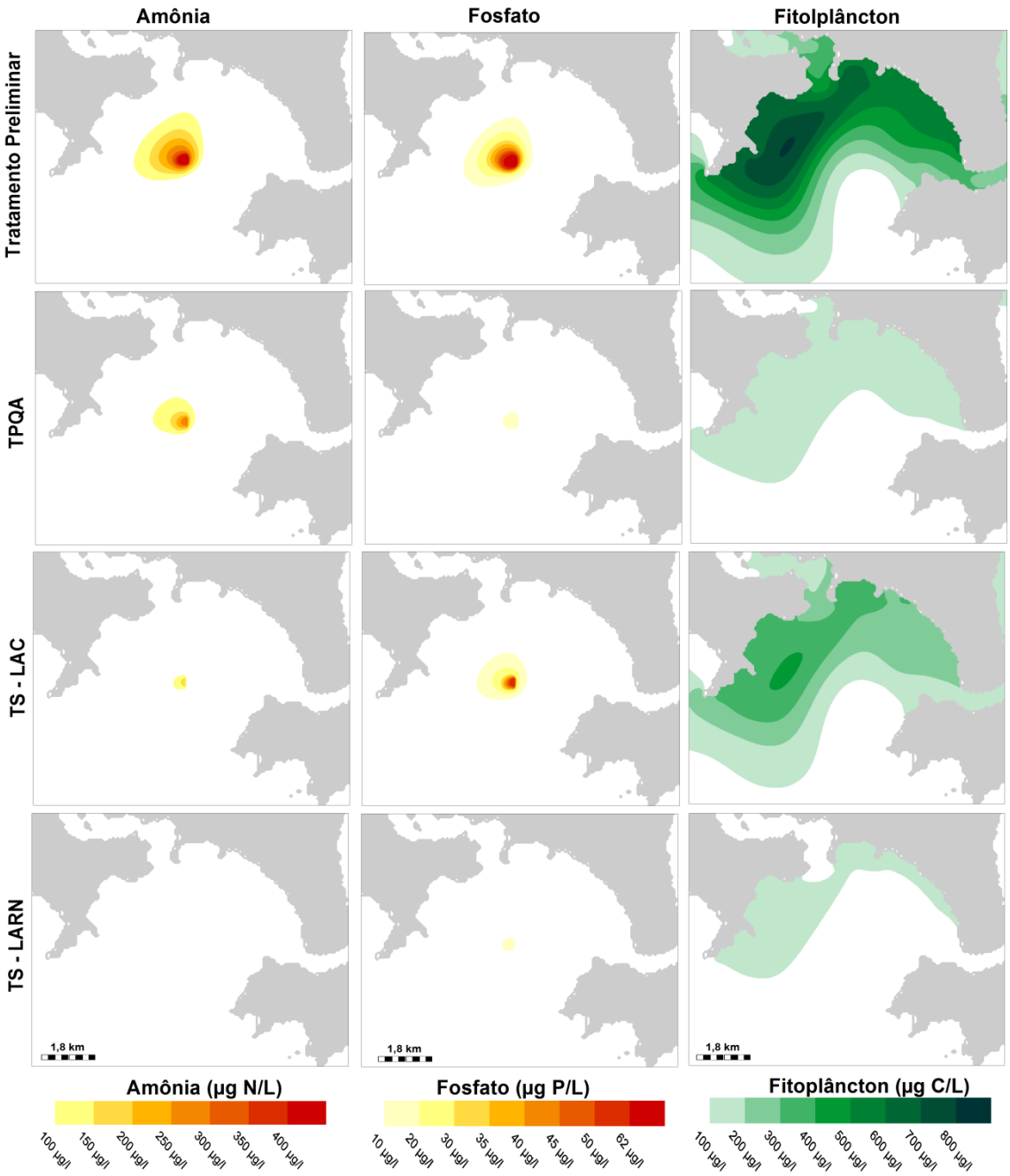

Figura 6.47: Variação espacial de amônia, fosfato e fitoplâncton na baía de Santos para o emissário submarino de santos operado com vazão de 5,3 $m^3.s^{-1}$.

7 – CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos nesse estudo pode-se concluir que:

- O estabelecimento de concentrações máximas de fósforo e nitrogênio do esgoto sanitário baseada na metodologia do Plano Oceânico da California foi eficiente para atender a legislação em todos os cenários simulados ao final da Zona de Mistura Legal, apresentando-se esta como uma ferramenta eficiente no estabelecimento dos objetivos de qualidade do efluente lançado por emissários submarinos;

- O modelo numérico de eutrofização mostrou-se capaz de reproduzir as principais características da região simulada, apresentando-se como uma ferramenta computacional importante para avaliar o impacto do lançamento de águas residuárias por emissários submarinos permitindo, desta forma, uma avaliação holística por levar em consideração não apenas o transporte e o decaimento dos poluentes, mas sim sua interação com o meio ambiente;

- Em ambos os cenários simulados de Santos e Praia Grande para vazão de 3,0 e 5,3 $m^3.s^{-1}$ e com os respectivos fluxos de massas considerados, a redução da concentração de fósforo e nitrogênio apresentou-se como uma medida eficiente para evitar a deterioração da qualidade da água por reduzir o potencial de eutrofização, indicando que, em situação de equilíbrio, ou seja, sem a introdução de poluentes por outras fontes, a massa de poluentes introduzido pelos emissários submarinos nessas condições estaria acima da capacidade de assimilação do corpo receptor.

- Apesar da redução de nitrogênio conjutamente com fósforo ser uma medida eficiente para evitar o crescimento do fitoplâncton, os resultados demostraram que apenas a redução de fósforo é necessária para reduzir a concentração de clorofila-a, mesmo que em alguns casos a concentração

de amônia esteja acima do permitido pela legislação e da concentração no corpo receptor;

- A utilização de um tratamento secundário apenas com remoção de matéria orgânica e oxidação parcial da amônia não teria nenhum benefício em relação ao processo de eutrofização na baía de Santos quando comparado com o TPQA;

- O TPQA promoveu uma redução semelhante de clorofila-a ao TT-LARN, apresentando-se como uma tecnologia viável para implantação com o emissário submarino de Santos visando a melhoria do estado trófico da baía de Santos.

- A definição da Zona de Mistura Legal, limitando o impacto do lançamento em uma zona restrita com limites definidos, mostra-se de extrema importância para redução do impacto causado ao meio ambiente.

8 - RECOMENDAÇÕES

Para o desenvolvimento de trabalhos futuros que incluam modelagem nessas regiões recomenda-se:

- Aplicação de uma modelo hidrodinâmico e de qualidade em três dimensões na região de estudo para que seja possível contabilizar a diferença de densidade da água do mar e seu efeito no transporte das substâncias;

- Um acoplamento dinâmico do modelo de campo próximo com o modelo de campo distante considerando a variação temporal da diluição em função das mudanças hidrodinâmicas;

- Determinação do transporte de sal e calor para avaliar o efeito no crescimento do fitoplâncton;

- O transporte de sedimentos coesivos para contabilizar o efeito da redução da zona eufótica na cinética do fitoplâncton;

- Realização de campanhas de campo para obter dados de qualidade que incluam uma distribuição espacial e temporal e que sirvam para validação do modelo hidrodinâmico e de qualidade da água.

9 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASPOUR, M., JAVID, A.H., MOGHIMI, P., AND KAYHAN, K. Modeling of thermal pollution in coastal area and its economical and environmental assessment. *Int. J. Environ. Sci. Tech*., 2(1): 13–26, 2005.

ABEGGLEN, C.; OSPELT, M.; SIEGRIST, H. Biological nutrient removal in a small-scale MBR treating household wastewater. *Water Research* 42, 338 – 346, 2008.

ÁLVAREZ, C. Aportaciones metodológicas al estudio de la contaminación litoral originada por vertidos y alivios procedentes de redes de saneamiento urbano. Ph. D.-Thesis, University of Cantabria (Spain): 253 pp. 1996.

ÁLVAREZ, C.; REVILLA, J.A.; JUANES, J.A.; NIKOLOV, K.; CASTANEDO S.; DÍAZ, R. Estudio integral del saneamiento del área de S. Sebastián – Pasajes: Problemática ambiental y soluciones propuestas. Proc. IV Jornadas Españolas de Ingeniería de Costas y Puertos. Ed.University Politech. of Valencia , vol III: 1057-1070. 1998.

AMBROSE, R.B., WOOL, T.A., AND MARTIN, J.L. The Dynamic Estuary Model Hydrodynamics Program, DYNHYD5 Model Documentation and User Manual. USEPA, Athens, GA. September 8, . 52 pp., 1993.

ANCONA, C.M. Aspectos da variação espacial e temporal da biomassa e produção fitoplânctônica e parâmetros correlatos no estuário e baía de Santos. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, Instituto Ocenográfico, 229, 2007.

ANDERSON, D.M., GLIBERT, P.M., BURKHOLDER, J.M. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries* 25 (4b), 562–584, 2002

ANDERSON, D.M; BURKHOLDER, J.M.; COCHLAN, W; GLIBERT, P.M; GOBLER, C; HEIL, C; KUDELA, R.M.; PARSON, M.L.; RENSEL; J.E.J.; TOWNSEND, D.W.; TRAINER, V.L.; VARGO, G.A. Harmful algal blooms and eutrophication: Examining linkages from selected coastal regions of the United States. *Harmful Algae* 8, 39–53, 2008.

AQUALAB. Manual de referência, 2002. Disponível em: http://www.emisarios.unican.es/archivos%20descargar/aqualab/manual%20de %20usuario.pdf. Acesso: 15 março 2009.

ARASAKI, E. Sistemas predominantes de tratamento de esgoto na costa paulista – metodologia para a tomada de decisão. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, 336, 2004.

BAPTISTELLI, S.C. Análise crítica da utilização de modelagem matemática na avaliação da dispersão de efluentes leves no litoral da Baixada Santista. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, 314. 2008.

BAUMGARTNER, D.J.; FRICK, W.E.; ROBERTS, P.J.W. Dilution models for effluent discharges. 3rd ed. USEPA, Pacific Ocean Systems Branch, Newport, Oregon, 1994.

BERNAT, K.; KULIKOWSK, D; ZIELINSKA,M; CYDZIK-KWIATKOWSKA, A.; WOJNOWSKA-BARYŁA, I. Nitrogen removal from wastewater with a low COD/N ratio at a low oxygen concentration. *Bioresource Technology* 102, 4913–4916. 2011.

BERNER, E.K.; BERNER, R.A. Global Environment. Water, Air, and Geochemical Cycles, Prentice Hall, New Jersey, 376 pp, 1996.

BLENINGER, T. Coupled 3D Hydrodynamic Models for Submarine Outfalls: Environmental Hydraulic Design and Control of Multiport Diffusers. Tesi de Doutorado, Univ. of Karlsruhe, Karlsruhe, Germany, ISBN: 978-3-86644-160-6, 2006.

BLENINGER, T., JIRKA, G.H. First steps in modelling and design of coastal brine discharges. *Desalination and Water Reuse*, Aug/Sept – 2007.

BLENINGER, T ; JIRKA ; ROBERTS, P. . Mixing Zone Regulations for Marine Outfall Systems. In: International Symposium on Outfalls Systems, Mar del Plata. *Proceedings of the International Symposium on Outfalls Systems*, v. 1. p. 1-5, 2011.

BLUMBERG, A.F.; JI, Z.G.; ZIEGLER, C.K. Modeling outfall plume behaviour using far field circulation model. *Journal of Hydraulic Engineering*, Vol. 122, N_0. 11, 1996.

BODEANU, N.; RUTA, G. Development of the planktonic algae in the Romanian Black Sea sector in 1981–1996. In: Harmful Algae. Xunta de Galicia and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Paris, France, pp. 188–191, 1998.

BRAGA, E. S.; BONETTI, C. V. D. H.; BURONE, L. & BONETTI, J. F. Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at Baixada Santista Estuarine System- Brazil. *Mar. Pollut. Bull*., 40(2):165-173, 2000.

BORST, M.; SELVAKUMAR, A., Particle-associated microorganisms in storm runoff. *Water Research*, v. 37, p. 215-223, 2003.

BRASIL, 2005. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 357. Brasília, 17 março de 2005. 23p.

BRASIL, 2011. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 430. Brasília, 13 maio de 2011. 8p.

BROOKS, N.H. Dispersal of wastewater in the ocean – a cascade of processes at increasing scales. Proc. of the Conf. *Water for Resource Development, Coeur d'Alene,* 14-17, 1984.

BURKHOLDER, J.M. Implications of harmful microalgae and heterotrophic dinoflagellates in management of sustainable marine fisheries. Ecol. Appl. 8, S37–S62, 1998.

CANTERAS, J.C., JUANES, J. A., PÉREZ, L. & KOEV, K.N. Modelling the coliforms inactivation in the Cantabrian Sea (Bay of Biscay) from *in situ* and laboratory determinations of T90. *Water Science and Tecnology*, 32 (2): 27-44, 1995.

CARMO, R.L.; SILVA, C.A.M. População e mudanças climáticas no contexto litorâneo: uma análise na Região Metropolitana da Baixada Santista. VeraCidade (Salvador. Online), v. 4, p. 77-88, 2009.

CARNELOS, S.L. Urban stormwater runoff discharge to lake pontchartrain: 3-D hydrodynamic model for plume behavior and fate and transport of pathogens in the effluent. Tese de Doutorado, University of New Orleans, 474 p. 2003.

CARVALHO , J. L. B.; ROBERTS, P.J.W.; ROLDÃO, J. Field Observations of Ipanema Beach Outfall. *Journal of Hydraulic Engineering*, 128 (2), 2002.

CERCO, C.F., COLE, T., 1995. User's guide to the CE-QUAL-ICM: three-dimensional eutrophication model. Technical Report EL-95-1-5. U.S. Army Corps of Engineers, Vicksburg, MS.

CETESB. Relatório de qualidade das águas litorâneas no estado de São Paulo balneabilidade das praias 2004. São Paulo, 2005.

CETESB. Relatório de qualidade das águas litorâneas no estado de São Paulo: balneabilidade das praias 2005. São Paulo, 2006.

CETESB. Relatório de qualidade das águas litorâneas no estado de São Paulo: balneabilidade das praias 2006. São Paulo, 2007.

CETESB. Relatório de monitoramento de emissários submarinos. São Paulo, 2007.

CETESB. Relatório de qualidade das águas litorâneas no estado de São Paulo: balneabilidade das praias 2009. São Paulo, 2010.

CHAO, X., JIA, Y., SHIELDS JR., F.D., WANG, S.Y., COOPER, C.M. Numerical modeling of water quality and sediment related processes. *Ecol. Model*. 201, 385–397, 2007.

CHAPMAN, P.M. Ecotoxicology and pollution — key issues. *Marine Pollution Bulletin* 31, 167–177, 1995.

CHAPRA, S.C. *Surface Water-Quality Modeling*. McGraw-Hill, New York, N.Y., 835 pp, 2008.

CHAU, K.W., JIN, H. Eutrophication model for a coastal bay in Hong Kong. *J. Environ. Eng.* 124, 628–638, 1998.

CHERNICHARO, C.A.L. Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte: Departamento de. Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 380 p, 2007.

C.H.N. 1995. Metodología de estudio de los saneamientos litorales. Confederación Hidrográfica del Norte (CHN), *Spanish Ministry of Environment*. Oviedo (Spain). 199 pp.

CLARK, J. R. (1995). *Coastal zone management handbook*. New Cork, CRC Press. 694p.

CLOERN, J.E., GRENZ, C., VIDERGAR-LUCAS, L. An empirical model of the phytoplankton chlorophyll:carbon ratio—the conversion factor between productivity and growth rate. *Limnol. Oceanogr*. 40, 1313–1321, 1995.

COOPER-SMITH, G. Chemically enhanced primary treatment: The UK experience. *Water 21*, 2010.

CROSSLAND CJ, KREMER HH, LINDEBOOM HJ, CROSSLAND JIM, LE TISSIER MDA. *Coastal fluxes inthe Anthropocene*. Berlin: Springer; 2005.

DE JONGE VN, ELLIOTT M, ORIVE E. Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. Hydrobiologia; 475:1-19, 2002.

DATE, A.W. *Introduction to computational fluid dynamics*. Cambridge University Press. Cambridge, UK, 2005.

DELFT3D-FLOW. Simulation of multi-dimensional hydrodinamic flows and transport phenomena including sediment - User Manual. Delft Hydrodinamics, Delft, Holanda, 2003.

DHI. 2007. MIKE 21 & MIKE 3 Flow Model FM: Transport Module. DHI, Denmark. Disponível em: http://www.dhigroup.com/Software/Marine/. Acesso em: 18 de Junho 2010.

DÍAZ, C.A. La consideración de la calidad de las zonas de baño en el diseño de los saneamientos litorales. *V Congresso e Exposição Internacional de Praias. Santander,* 2002.

ROSSO, D.; LOTHMAN, S.E.; JEUNG, M.K.; PITT, P.; GELLNER, W.J.; STONE, A.L.; HOWARD, D. Oxygen transfer and uptake, nutrient removal, and energy footprint of parallel full-scale IFAS and activated sludge processes. *Water Research* 45, 5987-5996, 2011.

DHAGE S. S.; CHANDORKAR, A. A.; KUMAR, R.; SRIVASTAVA, A.; GUPTA, I., Assessment of water quality using cluster analysis in coastal region of Mumbai, India. *Environ. Int.,* 32, 149–158. 2006

EC. European Community. Water Framework Directive. Official Publication of the European Community, L327, Brussels, 2000.

EC. European Community. Directive 2008/105/EC on environmental quality standards in the field of water policy. European Parliament, December 2008.

ECHAVARRI-ERASUN,B.; JUANES,J.A.; PUENTE, P. REVILLA, J.A. Coastal outfalls, a sustainable alternative for improving water quality in north-east Atlantic estuaries. *J. Environ. Monit*., 12, 1737–1746. 2010.

FEACHAM RG; BRADLEY DH; GARELICK H; MARA DD. Sanitation and Disease Health Aspects of Excreta and Wastewater Management. New York: Wile, 1983.

FEMAR. Catálogo de estações maregráficas brasileiras. Fundações de Estudos do Mar, 2000.

FEITOSA, R.C. Acoplamento de modelos de campo próximo e campo afastado com cinética de decaimento bacteriano variável - aplicações em emissários submarinos. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, 206, 2007.

FIGUEIRAS, F.G., JONES, K.J., MOSQUERA, A.M., ÁLVAREZ-SALGADO, X.A., EDWARDS, A.; MACDOUGALL, N. Red tide assemblage formation in an estuarine upwelling ecosystem: Ria de Vigo. *Journal of plankton research*, 16 (7): 857-878, 1994.

FISCHER, H.B.; LIST E.J.; KOH, H.C.Y.; IMBERGER, J.; BROOKS, N.A. *Mixing in inland and coastal waters.* New York: Academic Press, Inc., 1979.

FORTIS, R. M. Modelagem computacional da dispersão da pluma do efluente dos emissários submarinos do TEBAR-Petrobras. Dissertação (MESTRADO). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

FREIRE, A. "Methodology to establish environmental mixing zones for outfall discharges in coastal waters based on a holistic approach", Research report, Universidad de Cantabria, E.T.S. Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Dpto. de Ciencas y Tecnicas del agua y del medio ambiente, Grupo de Emisarios submarines e hidraulica ambiental, 2008.

FRICK, W.E.; ROBERTS, P.J.W.; DAVIS, L.R.; KEYES, J.; BAUMGARTNER, D.J.; GEORGE, K.P. Dilution models for effluent discharges. EPA/600/R-03/025, US EPA, National Exposure Research Laboratory, Athens, Ga, 2003.

FUKUMOTO, M. M. Caracterização da sedimentação atual e reconstituição da história deposicional recente da Baía de Santos a partir das características composicionais e isotópicas da matéria orgânica. Dissertação de mestrado apresentada ao IOUSP 111 p. São Paulo, 2003.

GARCÍA, A.; ÁLVAREZ, C.; REVILLA, J.A.; JUANES, J.A.;MEDINA, R. Environmental design of Bilbao submarine outfall. In: J.M. Smith (ed.), Coastal Engineering (vol.3: 3251-3263). Singapore: World Scientific Publish. Co. Pte.Ltd, 2005.

GARCÍA, A.; JUANES, J.A.; ÁLVAREZ, C; REVILLA, J.A; MEDINA. R. Assesment of the response of a shallow macrotidal estuary to changes in hydological and wastewater inputs through numerical modelling. *Ecological Modelling,* 221, 1194-1208, 2010a.

GARCÍA, A.; SÁMANO, M.L.; JUANES, J.A.; MEDINA. R.; REVILLA, J.A; ÁLVAREZ, C. Assessment of the effects of a portexpansion on algae appearance in a costal bay through mathematical modelling. Application to San Lorenzo Bay (North Spain). *Ecological Modelling* 221, 1413–1426, 2010b.

GAWAD, S.T., J.A. MCCORQUODALE, AND H. GERGES. Near-field Mixing at an Outfall. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 23(1), 1996.

GESAMP, 2001. Protecting the oceans from land-based activities. Land-based sources and activities affecting the quality and uses of the marine, coastal and freshwater environment. GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of the Marine Environmental Protection). 162 pp.

GIANESELLA-GALVÃO, S.M.F. Standing-stock and potential production of phytoplankton in the Bay of Santos. *Bolm. Int. oceanogr*. 31(2): 85-94, 1982.

GLIBERT, P.M., BURKHOLDER, J.M., PARROW, M.W., LEWITUS, A.J., GUSTAFSON, D. Rates of direct uptake of nitrogen and nitrogen nutritional preferences by functional types of *Pfiesteria piscicida* and *Pfiesteria shumwayae*. Harmful Algae 5, 380–394, 2006.

GLIBERT, P.M., MAYORGA, E., SEITZINGER, S. *Prorocentrum minimum* tracks anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs on a global basis: application of spatially explicit nutrient export models. *Harmful Algae* 8, 33–38, 2008.

GONÇALVES, F. B.; SOUZA, A. P. (1997). *Disposição oceânica de esgotos sanitários. História, teoria e prática*. 1 ed. Rio de Janeiro: ABES, 348 p.

GRIFFIN, D.W.; DONALDSON, K.A.; PAUL, J.H.; ROSE, J.B. Pathogenic Human Viruses in Coastal Waters. *Clin. Microbiol. Rev*., 16(1):129, 2003.

GRIGG, R.W.; DOLLAR, S.J. Environmental protection misapplied: alleged versus documented impacts of a deep ocean sewage outfall in Hawaii. *Ambio*, 24(2), 125-128, 1995.

HEANEY, J.P.; KOOPMAN, B; CAKIR, F.Y; REMBOLD, M.; INDEGLIA, P.; KINI, G. Ocean Outfall Study. University of Florida. 241 pp, 2006.

HARARI, J.; FRANÇA, C.A.S.; CAMARGO, R. Climatology and hydrography of santos estuary. In: Neves et al. Perspective on integrated coastal zone management in south America. Portugal: IST Press, 2008.

HEISLER, J., GLIBERT, P., BURKHOLDER, J., ANDERSON, D., COCHLAN, W., DENNISON, W., GOBLER, C., DORTCH, Q., HEIL, C., HUMPHRIES, E., LEWITUS, A., MAGNIEN, R., MARSHALL, H., SELLNER, K., STOCKWELL, D., STOECKER, D., SUDDLESON, M. Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. *Harmful Algae* 8, 3–13, 2008.

HENZE, M. HARREAMOES, P.; JANSEN, J.C.; ARVIN, E. *Wastewater treatment, biological and chemical processes*. Springer, Berlin, 2002.

HENZE, M; VAN LOOSDRECHT, M.C.M; EKAMA, G.A.; BRDJANOVIC, D. *Biological wastewater treatment: principles, modelling and design*. IWA Publishing, Londres, Inglaterra, 2008.

HOWARTH, R.W. Coastal nitrogen pollution: a review of sources and trends globally and regionally. *Harmful Algae* 8, 14–20, 2008.

HUANG, H.; PRONI, J.R.; TSAI, J.J. Probabilistic approach to initial dilution of ocean outfalls. *Water Environment Research*, 66(6):787-793, 1994.

HUBER, H.; TANIK, A.; GERCEK, M. Case studies on preliminary treatment facilities at submarine outfalls. *Wat. Sci. Tech*., 32(2), 1995.

HUNT, C.D.; MANSFIELD, A.D.; MICKELSON, M.J.; ALBRO, C.S.; ROCKWELL, W.G.; ROBERTS, P.J.W. Plume tracking and dilution of effluent from the Boston sewage outfall. *Marine Environmental Research*, 70, 150-161, 2010.

HYDROQUAL. A primer for ECOMSED, Users' Manual, Version 1.3. HydroQual Inc, Mahwah, NJ, 2002.

IAHR / IWA Joint Committee on Marine Outfall Systems. Disponível em: http://outfalls.ifh.uni-karlsruhe.de/output.asp. Acesso em: 14 de outubro de 2019.

IBGE. Censo Demográfico 2010, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010.

ILYINA, T.; POHLMANN, T.; LAMMEL, G.; SUNDERMANN, J. A fate and transport ocean model for persistent organic pollutants and its application to the North Sea. *J. Mar. Syst*. 63(1–2): 1– 19, 2006

JAMES, I.D. Modelling pollution dispersion, the ecosystem and water quality in coastal waters: a review. *Environmental Modelling & Software,* 17: 363–385, 2002.

JIRKA, G.H.; P.J. AKAR, Hydrodynamic Classification of Submerged Multiport Diffuser Discharges. *Journal Hydraulic Engineering*, 117(HY9): p. 1113-1128, 1991.

JIRKA, G.H; LEE. J.H.W. Waste disposal in the ocean. In water Quality and its Control, Vol 5. of hydranautics Structures Design Manual, M. Hino (ed.), Rotterdam, 1994.

JIRKA, G.H.; DONEKER, R.L.; HINTON, S.W. User's manual for Cormix: a hydrodynamic mixing zone model and decision support system for pollutant discharges into surface waters. DeFrees Hydraulics Laboratory, School of Civil and Environmental Engineering, Corneel University, Ithaca, NY. 1996

JIRKA, G.H., BLENINGER, T. Design of multiport diffuser outfalls for coastal water quality protection. XXI Congresso Latino Americano de Hidráulica, International Association for Hydraulic Research and Engeneering (IAHR), São Paulo, Brasil, 2004.

JIRKA, G.H., BLENINGER, T., BURROWS, R., AND LARSEN, T. "Environmental Quality Standards in the EC-Water Framework Directive: Consequences for Water Pollution Control for Point Sources", European Water Management Online, European Water Association, 2004. Disponível em: http://www.ewaonline.de/journal/online.htm.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*, 6 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011. 968 p.

JUANES, J.A; REVILLA, J.A.; NIKOLOV, K.; ÁLVAREZ, C. Vigilancia y Control Ambiental del saneamiento de San Sebastián-Pasajes. Memorias de las IV Jornadas Españolas de Ingeniería de Puertos y Costas. Valencia, 1997.

JUANES, J.A., REVILLA, J.A., ÁLVAREZ, C., GARCÍA, A, PUENTE, A., NIKOLOV, K. Environmental design and monitoring of large submarine outfalls: an integrated approach for coastal protection. In: C. Zimmermann et al., (eds). *Environmentally Friendly Coastal Protection* (243-253). NATO Science Series, 53. Dordrecht: Springer Publ. 2005.

JUDD, S. *The MBR book: principles and applications of Membrane Bioreactors in water and wastewater treatment*. Elsevier ed., Oxford, UK, 2006.

KARIM, M.R.; SEKINE, M.; UKITA, M. Simulation of eutrophication and associated occurrence of hypoxic and anoxic condition in a coastal Bay in Japan. *Marine Pollution Bulletin*, 45: 280-285, 2002.

KIM, Y.M.; CHO, H.U.; LEE, D.S.; PARK, D.; PARK, J.M. Influence of operational parameters on nitrogen removal efficiency and microbial communities in a full-scale activated sludge process. *Water Research* 45, 5785 - 5795, 2011.

KITSIOU, D.; KARYDIS, M. Coastal marine eutrophication assessment: A review on data analysis. *Environment International* 37: 778–801, 2011.

KOEV, K., ROLDÁN, A., GONZÁLEZ, C. & BARENENGOA, J. Saneamiento integral de la cuenca baja del sistema fluvial Saja-Besaya. Ingeniería del Agua: in press. 2006

KOMATSU, T., OHGUSHI, K., ASAI, K. Refined numerical scheme for advective transport in diffusion simulation. *J. Hydraul. Eng*. 123 (1), 41–50. 1997.

KOZIY, L.; MADERICH, V.; MARGVELASHVILI, N.; ZHELEZNYAK, M. Three-dimensional model of radionuclide dispersion in estuaries and shelf seas. Environ. *Model. Softw.* 13(5–6): 413–420, 1998.

LACAZE, J.C. *L'eutrophisation des eaux marines et continentals*. Ellipses, Paris, 191 pp, 1996.

LAMPARELLI, C.C. Desafios para o licenciamento e monitoramento ambiental de emissários: a experiência de São Paulo. *In*:Emissários Submarinos: Projeto, Avaliação de Impacto Ambiental e monitoramento. São Paulo. SMA, 2006.

LE VEQUE, R.J. *Finite volume methods for hyperbolic problems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 2002.

LEE, J.H.W. Need for sea outfalls, wastewater disposal, environmental regulation. Grecia, 2003.

LEE, J.H.W.; CHU, V.H. *Turbulent jets and plumes*. Kluwer Academic Publishers, Waltham, Mass, 2003.

LI, S.; HODGINS, D.O. A dynamically coupled outfall plume-circulation model for effluent dispersion in Burrard Inlet, British Columbia. J*. Environ. Eng. Sci*. 3(5): 433–449, 2004.

LIPP, E.K.; FARRAH, S.A.; ROSE, J.B. Assessment and impact of microbial fecal pollution and human enteric pathogens in a coastal community. *Marine Pollution Bulletin*. 42:286-293, 2001.

LIU, W.C.; KUO, J.T.; YOUNG, C.C.; WU, M.C. Evaluation of marine outfall with three-dimensional hydrodinamic and water quality modeling. *Environmental Modeling & Assessment,* 12(3), 201 -211, 2007.

LOPES, J.F., SILVA, C.I., CARDOSO, A.C. Validation of a water quality model for the Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Environ. Model. Softw*. 23, 479–494, 2008.

MAIER, R.M.; PEPPER, I.L.; GERBA, C.P. Environmental Microbiology. Academic Press, San Diego. 2000.

MANNINA, G.; COSENZA, A.; VIVIANI, G. Uncertainty assessment of a model for biological nitrogen and phosphorus removal: Application to a large wastewater treatment plant. *Physics and Chemistry of the Earth*, 2011.

MARCELINO, E. B. – Sistematização dos projetos de emissários submarinos da Sabesp e avaliação de desempenho através do modelo computacional CORMIX. Dissertação apresentada à Escola Politécnica da Universidade São Paulo para a obtenção do Título de Mestre. São Paulo. 2000.

Marine Outfalls Discharges. Disponível em: http://www.marineoutfalls.org/Default.aspx. Acesso em: 22 de fevereiro 2010.

MATEUS, M.; SAMPAIO, A.F.P; MATEUS, S. An ecological model application to the Santos estuary, Brazil: testing and validation. In: Neves et al. Perspective on integrated coastal zone management in south America. Portugal: IST Press, 2008

METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. EUA: McGraw-Hill, 4ª edição, 2003.

MIRANDA, L.B.; ANDUTTA, F.; LEITE, Z.R.B. Relatório preliminar projeto ECOSAN, *Technical report*, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2007.

MOMMAERTS, J., ADAM, Y., D' HONDT, P., JACQUES, T. G. A modelling approach to the effects of waste disposal in the southern bight to North Sea. In *Oceanic Process in Marine Pollution*, *Vol. 2. Physicochemical Process and Wastes in the Ocean*, eds T. P. Connor and W. V. Burt, I. W. Duedall, pp. 47–57, 1987.

MOSCATI, M.C.L et al. Estudo climatológico sobre a costa sul-sudeste do Brasil. XI Congresso Brasileiro de Meteorologia, Rio de Janeiro, 2000.

MOSER, G.A.O. Aspecto da eutrofização no sistema estuarino de Santos: distribuição espaço-temporal da biomassa e produtividade primária fitoplânctonia e transporte instantâneo de sal, clorofila-a, material em suspensão e nutrientes. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, 2002.

MOSER, G.A.O: SIGAUD-KUTNER, T.C.S; CATTENA, C.O.; GIANESELLA, S.M.F; BRAGA, E.S.; SCHINKE, K.P; AIDAR. Algal growth potential as an index of eutrophication degree in coastal areas under sewage disposal influence. *Aquatic Ecosysten Health an Management*. 2004. 7 (1): 115-126.

NA, E.H., PARK, S.S. A hydrodynamic and water quality modelling study of spatial and temporal patterns of phytoplankton growth in a stratified lake with buoyant incoming flow. *Ecol. Model*. 199, 298–314, 2006.

NASA, Visible earth. Disponível em: http://www.visibleearth.nasa.gov. Acesso em: 26 de agosto 2009.

NRC. *Understanding and Reducing the Effects of Nutrient Pollution*. National Academy Press, Washington, D.C., 2000.

OKAICHI, T. Red tides in the Seto Inland Sea. In: Okaichi, T., Yanagi, Y, Sustainable Development in the Seto Inland Sea, Japan—From the Viewpoint of Fisheries. *Terra Scientific Publishing Company*, Tokyo, Japan, pp. 251–304, 1997.

ORTIZ, J.P.; ARASAKI, E.; MARCELLINO, E.B.; SILVA, O.F.; FORTIS, R.M. Modelagem aplicada à simulação do escoamento da pluma de efluentes de emissários submarinos no litoral paulista. *In*:Emissários Submarinos: Projeto, Avaliação de Impacto Ambiental e monitoramento. São Paulo. SMA, 2006.

PAETKAU, M.; CICEK, N. Comparison of nitrogen removal and sludge characteristics between a conventional and a simultaneous nitrification–denitrification membrane bioreactor. *Desalination* 283, 165–168, 2011.

PARNELL, P.E. The effects of sewage discharge on water quality and phytoplankton of Hawaiian coastal waters. *Mar. Environ. Res.*, 55, 293–311, 2003.

PICARELLI, S.S. Modelagem numérica da circulação da maré na região costeira centro-sul do Estado de São Paulo. 116 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2001

PRIMPAS. I.; TSIRTSIS, G.; KARYDIS, M.; KOKKORIS, G.D. Principal component analysis: development of a multivariate index for assessing eutrophication according to the European water framework directive. *Ecol Indicat.*, 10:178–83, 2010.

RAGAS, A.M.J., HAANS, J.L.M. AND LEUVEN, R.S.E.W. Selecting water quality models for discharge permitting. European Water Pollution Control 7, 59-67, 1997.

REVILLA, J.A., ÁLVAREZ, C., GARCÍA, A., MEDINA R. & JUANES, J.A. Environmental design of submarine outfalls according to the European Water Framework Directive. Proc. 2nd Int. Conf. on Marine Waste Water Discharges, 1-12, 2002.

ROBERTS, P.J.W.; SALAS, J.H.; REIFF, F.M.; LIBHABER, M.; LABBE, A.; THOMSON, J.C. *Marine wastewater outfalls and treatment systems*. IWA Publishing, London, UK, 2010.

ROLDÁN, A.J., KOEV, K., GONZÁLEZ, C., HERRERA J.A. & FAJARDO, M. Saneamiento integral de las marismas de Santaoña. Ingeniería del Agua: in press. 2006.

ROSSO, T. C. A, CIRILO, *A.* Water resources management and coastal ecosystem: Overview of the current situation in Brazil. Sixth International Conference - Littoral 2002. pp 215-223. Portugal. 2002.

SABESB. Programa de monitoramento ambiental da área sob influência dos emissários submarinos de esgotos de Santos/São Viscente e Praia Grande Subsistemas 1, 2 e 3. Relatório Final. São Paulo, 2006.

SEVIOUR, R.J.; MINO, T.; ONUKI, M. The microbiology of biological phosphorus removal in activated sludge systems. *FEMS Microbiology Reviews* 27, 99-127, 2003.

SisBAHIA - Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental. Sobre o SisBAHIA. Disponível em<http://www.sisbahia.coppe.ufrj.br/>. Acesso em: 28 de agosto de 2009.

SMAYDA, T.J. Bloom dynamics: physiology, behaviour, trophic effects. *American Society of Limnology and Oceanography*, 42: 1132-1136, 1997.

SOBRINHO, P.A. Processos de tratamento de esgoto no litoral paulista: precondicionamento para a disposição oceância. *In*:Emissários Submarinos: Projeto, Avaliação de Impacto Ambiental e monitoramento. São Paulo. SMA, 2006.

SOCOLOFSKY, S.A.; JIRKA, G.H. Special topics in mixing and transport processes in the environment. Coastal and Ocean Engineering Division, Texas A&M university, 5 ed., 2005.

SWRCB. “Water Quality Control Plan, Ocean Waters of California.” State Water Resources Control Board, California, 2005.

THOMANN, R.V., MUELLER, J.A. Principles of Surface Water Quality Modelling and Control. Harper Collins Publishers, New York, 644 pp, 1987.

THOMPSON, P.; WAITE, A. Phytoplankton responses to wastewater discharges at two sites in Western Australia. *Marine and Freshwater Research*, 54: 721-735, 2003.

UNION TRIBUNE, Treated sewage waiver signed, by Terry Rodgers, Union Tribune, San Diego, 2002. Disponível em: http://www.vfvs.com/concern99.html

UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAM (UNEP). Water Supply & Sanitation Coverage in Regional Seas, Need For regional wastewater emission targets? 2002. Online: acessado em 23-Outubro-2008: http://esa.un.org/iys/docs/san_lib_docs/wet_section_i_english.pdf

UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAM (UNEP). Guidelines on Municipal Wastewater Management. 2004. Online; acessado em 23-Outubro-2008.http://www.gpa.unep.org/documents/wastewater/Guidelines_Municipal_Wastewater_Mgnt%20vers.

USEPA (1991). “Technical Support Document for Water Quality-Based Toxics Control.” EPA 505/2-90-001, U.S. EPA Office of Water, Washington, DC, Washington, DC

VALENTE, M.H.M. Circulação na plataforma interna do litoral norte do Estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. São Paulo, 153 p, 1999.

VAN BEUSEKOM, J.E.E. A historic perspective on Wadden Sea eutrophication. *Helgol. Mar Res*., 59(1):45–54, 2005.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado. Teoria e Aplicações para projetos e operação. Campina Grande: EPGRAF, 1999. 488p.

VOLLENWEIDER, R.A; GIOVANARDI, F.; MONTANARI, G.; RINALDI, A. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9:329–57, 1998.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Editora UFMG, Minas Gerais, 2005.

WENDT, J.F. *Computational fluid dynamics: an introduction*. Springer, Berlin, Germany, 2009.

WERME, C.; HUNT, C. D. Outfall Monitoring Overview, Boston, Massachusetts Water Resources Authority Report 2006-18, MWRA, Boston, US, 2006.

WESTERINK, J.J.; SHEA, D. Consistent higher degree Petrov–Galerkin methods for the solution of the transient convection–diffusion equation. *Int. J. Numer. Methods Eng*. 28(5):1077–1101, 1989.

WHO. Guidelines for safe recreational water environments. Geneva: World Health Organization, 2003. Disponível em: http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/srwg1.pdf

WOOD, I. R; BELL, R. G. "*Ocean Disposal of Wastewater*". Advances Series on Ocean Engineering. Volumen 8. World Scientific. Salem (EE.UU), 1993.

WOOL, T.M., et al., 2001. Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) Version 6 User’s Manual. US Environmental Protection Agency, Atlanta, GA.

XUE, Y.; YANG, F.; LIU, S.; FU, Z. The influence of controlling factors on the start-up and operation for partial nitrification in membrane bioreactor, *Bioresource Technology* 100, 1055–1060, 2009.

XU. J.; LEE, J.H.W.; YIN, K.; LIU, H.; HARRISON, P.J. Environmental response to sewage treatment strategies: Hong Kong's experience in long term water quality monitoring. *Marine Pollution Bulletin* 62, 2275–2287, 2011.

YANG, L.; CHANG, W.S.; HUANG, M.N.L. Natural disinfection of wastewater in marine outfall fields. *Wat. Res*. Vol. 34, No. 3, pp. 743-750, 2000.

YANG, X.S. *Introduction to computational mathematics*. World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd., Singapore, 2008.

YORK D.W.; MENENDEZ P.; WALKER-COLEMAN, L. Pathogens in reclaimed water: the Florida experience. *Water Sources Conference*. 2002.

ZHAO, L.; CHEN, Z.; LEE, K. Modelling the dispersion of wastewater discharges from offshore outfalls: a review. Environ. Rev. 19: 107–120, 2011.

ZHANG, X.Y. Ocean outfall modeling — interfacing near and far field models with particle tracking method. Ph.D. thesis, Massachusetts Institute of Technology. Cambridge Mass, 1995.