IV-210 - INFLUÊNCIA DO NÍVEL DE TRATAMENTO DE SGOTO NA QUALIDADE DA ÁGUA NA REGIÃO DE LANÇAMENTO DO EMISSÁRIO SUBMARINO DE SANTOS

Eduardo Lucas Subtil (1)
Doutor em Engenharia Hidráulica e Ambiental (USP). Pesquisador do Centro Internacional de Referência em Reúso de Água (CIRRA) da Escola Politécnica, Universidade de São Paulo (USP).
José Carlos Mierzwa(2)
Professor Livre Docente do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade de São Paulo (USP)
Jayme Pinto Ortiz(3)
Professor Livre Docente do Departamento de Engenharia Mecânica, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo , São Paulo – SP

Endereço(1)**:** Av. Prof. Lúcio Martins Rodrigues, 120, Cidade Universitária, São Paulo-SP. CEP: 05508-020-Brasil - Tel: (11) 3039-3184 - e-mail: eduardosubtil@gmail.com

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo principal avaliar se para o caso do ESS haveria algum beneficio ambiental em relação a potencial de eutrofização se ao invés do tratamento preliminar fosse utilizado um TPQA, TS-LA ou um TT-LARN. O impacto ambiental do lançamento de esgotos pelo ESS para a vazão de 5,3 $m^3.s^{-1}$ foi avaliado por um modelo numérico de eutrofização integrado verticalmente. As características da pluma de esgoto no campo próximo determinadas pelo software CORMIX e acoplado no modelo de campo distante considerando a conservação do fluxo de massa. Os resultados demonstraram 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 mais significativa, levando a uma redução de até 69% na concentração de clorofila-a, resultados semelhantes ao tratamento terciário com remoção de nitrogênio e fósforo.

PALAVRAS-CHAVE: Emissário submarino de Santos, nível de tratamento de esgoto, modelo numérico de eutrofização.

1. INTRODUÇÃO

Dentre as várias tecnologias disponíveis para o tratamento de águas residuárias em ambientes costeiros, a utilização de emissários submarinos como parte integrante do sistema de tratamento aparece como uma alternativa sustentável para melhorar a qualidade da água (Echavarri-Erasun et al., 2010; Juanes et al., 2005), além de reduzir substancialmente os custos de investimentos, operação e manutenção enquanto alcançam os mesmos objetivos de qualidade ambiental de tratamentos com elevados níveis sem uma otimização do lançamento (Roberts et al., 2010). Apesar desses benefícios, sob determinadas condições ambientais e de lançamento, a Disposição Oceânica de Esgotos Sanitários (DOES) 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 fosfato, durante períodos de baixa hidrodinâmica (Dhage et al., 2006; Werme e Hunt, 2006), surgimento de fitoplâncton potencialmente tóxicos ou aumento na biomassa de fitoplâncton e turbidez (Thompson e Waite, 2003; Braga et al., 2000) são alguns dos efeitos observados em águas costeiras influenciadas por esse tipo de sistema.

Embora significativos progressos tenham sido feitos visando à melhoria da qualidade da água nos últimos 20 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. As questões relacionadas com esse sistema estiveram no centro do debate recentemente no Brasil, resultando na alteração e complementação da Resolução CONAMA 357/2005, entrando em vigor uma nova resolução a CONAMA 430/2011 sobre emissões de efluentes. Até recentemente, não havia uma legislação nacional que abordasse o tratamento mínimo necessário para lançamento por emissários submarinos. Ficou

estabelecido nessa nova resolução 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 Totais (SST). Em outras palavras, não será mais possível utilizar apenas o tratamento preliminar como opção de pré-condicionamento para a disposição oceânica, haja vista a baixa eficiência de remoção de SST.

No estado de São Paulo, apesar do processo de tratamento predominante ser o sistema de lodos ativados e a disposição oceânica de esgoto representar apenas 2% das instalações de tratamento de esgoto da SABESP, em termos de capacidade instalada ela representa 22% da capacidade total de tratamento, ocupando, assim, o segundo lugar (Ortiz et al., 2011). Dentre os sistemas de DOES existentes na costa paulista o de Santos/São Viciente é o mais antigo em operação sendo responsável por lançar esgotos de aproximadamente 1.322 milhões de habitantes resultando numa vazão média atual de 3,0 $m^3.s^{-1}$ com a máxima aprovada de 5,3 $m^3.s^{-1}$ (Ortiz et al., 2007). A condição atual de lançamento por esse sistema é considerada uma fonte significativa de poluição, uma vez que o nível de tratamento utilizado (preliminar) combinado com condições de lançamento adversas na região (baixa profundidade e diluição) tem resultado em concentrações elevadas na água do mar de poluentes presentes nos esgotos, sobretudo com relação à concentração de fósforo total e nitrogênio amoniacal (CETESB, 2005, 2006; Subtil et al., 2010, 2011, 2012).

Diversos estudos realizados ao longo dos últimos 30 anos demonstraram um aumento na concentração de clorofila-a (Chla) na Baía de Santos (Gianesella-Galvão, 1982; Moser, 2002, CETESB, 2005) indicando um aumento na biomassa de fitoplâncton. CETESB (2005) relataram valores de 10 µg $Chla.L^{-1}$ próximo a região de lançamento do emissário de Santos. Moser et al. (2005) encontraram uma concentração máxima de 97,4 µg $Chla.L^{-1}$. Além da concentração de nutrientes, o crescimento do fitoplâncton é limitado por outros fatores ambientais, incluindo luz e temperatura (García et al., 2010). No entanto, entre esses fatores, apenas os nutrientes podem ser controlados, por isso eles têm sido o foco da maioria dos esforços para controlar o crescimento de algas responsáveis pela deterioração da qualidade da água (Na e Park, 2006). O nitrogênio controla a produção primária e a eutrofização na maioria dos estuários e águas costeiras temperadas, enquanto o fósforo é o principal motivo de preocupação em águas tropicais (baías e corpos de água semi-fechados) e as vezes em alguns estuários de clima temperado (NRC, 2000). Como conseqüência, diferenças ambientais significativas são esperadas se um tratamento com remoção de fósforo for instalado no lugar de tratamento preliminar.

Dentre as várias tecnologias de tratamento de esgoto, o Tratamento Preliminar Quimicamente Assistido tem sido considerado promissor para ser utlizado com emissários submarinos em locais onde é necessário uma qualidade melhor do efluente a ser lançado, pois requer uma baixa demanda de área e menor custo de investimento e operação quando comparado com sistemas convencioanis de tratamento de esgoto (Roberts et al., 2010). Segundo Jordão e Pessoa (2011), o TPQA em condições normais de dosagem de coagulante (10 - 30 mg/L) pode atingir eficiências de 80 - 85% Sólidos em Suspsensão Totais (SST), 50 - 70% Demanda Química de Oxigênio (DBO_5) e de 50 - 90% de fósforo caso seja aplicado dosagens de coagulante maiores que as convencionais.

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. 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. Nesse sentido, os modelos que simulam o processo de eutrofização aparecem como ferramentas computacionais importantes na avaliação do impacto ambiental em ambientes costeiros 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 (nutrientes) 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).

Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo principal avaliar se para o caso do emissário submarino de Santos haveria algum beneficio ambiental em relação a potencial de eutrofização se ao invés do tratamento preliminar fosse utilizado um Tratamento Primário Quimicamente Assistido (TPQA), Tratamento Secundário

por Lodos Ativados (TS-LA) ou um Tratamento Secundário por Lodos Ativados e Remoção Biológica de Nutrientes (TT-LARN).

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. EMISSÁRIO SUBMARINO DE SANTOS (ESS)

O sistema de disposição oceânica de Santos é composto por um tratamento preliminar e um emissário submarino responsável por lançar esgoto a uma vazão média de 3,0 $m^3.s^{-1}$ e a uma distância de 4000 metros da costa a aproximadamente 11 metros de profundidade (Figura 1 e Tabela 2) (SABESP, 2006). Foi prevista uma reforma do sistema difusor do emissário submarino de Santos, alterando sua configuração. O novo sistema tem 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, esta configuração foi adotada. O lançamento ocorre no meio da baía de Santos sendo o impacto caracterizado pela recirculação da pluma na região da zona de mistura dentro da baía (Ortiz et al, 2007).

Atualmente, na Estação de Condicionamento Prévio, o esgoto é tratado a nível preliminar, sendo utilizadas peneiras rotativas com aberturas de 1,5 mm visando a remoção de sólidos grosseiros e uma pequena parcela de sólidos em suspensão (CETESB, 2006). As características do esgoto lançado pelo emissário submarino com tratamento preliminar, TPQA, TS-LA e TT-LARN, em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), nitrogênio amoniacal (NH_4-N) e fosfato (PO_4^{3-}-P), estão apresentadas na Tabela 1, sendo estabelecidas com base em dados de literatura.

Tabela 1: 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
TS-LA	90%	60%	35%	20,0	10,0	3,8
TT-LARN	95%	90%	80%	10,0	2,5	1,0

Fonte: Metcalf e Eddy, 2003; Roberts et al. 2010.

Tabela 2: Localização do emissário submarino de Santos e das estações amostrais utilizadas nas calibrações do modelo.

Local	Localização (UTM)	
	Latitude	Longitude
ESS	362650	7344550
Ponto Cotrole	357648	7343385
P1	362650	7344600
P2	362700	7344600
P3	362700	7344500
P4	362600	7344500
P5	362600	7344600
P6	362600	7344700
P7	362700	7344700
P8	362800	7344700
P9	362800	7344600

2.2. MÉTODOS COMPUTACIONAIS UTILIZADOS

Para simulação dos cenários estabelecidos e avaliação do impacto do lançamento de esgoto pelos emissários submarinos foram utilizados o software CORMIX (versão 6.0 GT licença acadêmica) e o modelo computacional AQUALAB. O CORMIX foi utilizado para estabelecer a diluição ao final da zona de mistura para o emissário submarino com vazão de 5,3 $m^3.s^{-1}$. 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 um fluxo de volume que é igual ao fluxo de volume da fonte multiplicado pela diluição alcançada no final da zona de mistura, enquanto que a concentração do poluente é igual à concentração na fonte dividida pela mesma diluição.

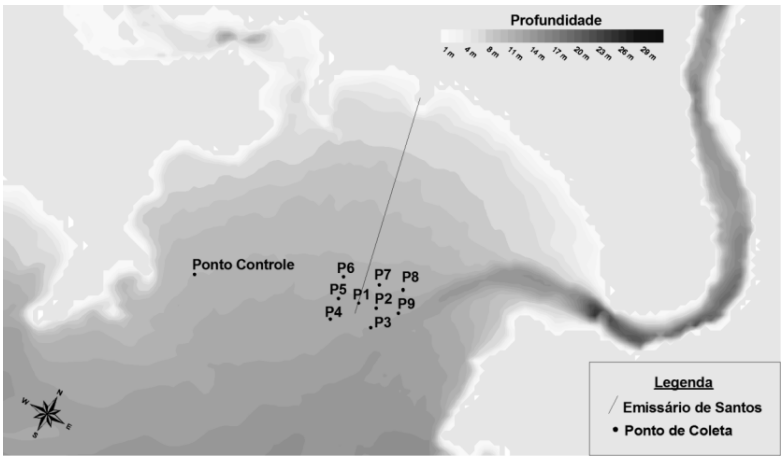

Figura 1: Representação esquemática da localização do emissário submarino com as estações amostrais da CETESB utilizadas no processo de calibração.

Modelo Hidrodinâmico

O modelo hidrodinâmico e de transporte utilizado nesse estudo resolve as equações de transporte e hidrodinâmica em duas dimensões integradas verticalmente. A computação numérica foi realizada em um domínio espacial através de uma grade de diferenças finitas com espaçamento horizontal de 90 x 90 m, totalizando 451827 pontos, que representa toda região de estudo. O sistema de equações é expressa em coordenadas cartesianas (x aumenta para leste e y aumenta para o norte) e 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.

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, sendo estas expressas como:

$$\frac{\partial H}{\partial t} + \frac{\partial (UH)}{\partial x} + \frac{\partial (VH)}{\partial y} = 0 \qquad (1)$$

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

$$\frac{\partial (VH)}{\partial t} + \frac{\partial (UVH)}{\partial x} + \frac{\partial (V^2 H)}{\partial y} = fUH - gH\frac{\partial \eta}{\partial y} - \frac{gH^2}{2\rho_0}\frac{\partial \rho_0}{\partial y} + \frac{1}{\rho_0}\left[\tau_{yz(\eta)} - \tau_{yz(-h)}\right] + Hv_e\left[\frac{\partial^2 V}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 V}{\partial y^2}\right] + 2H\frac{\partial v_e}{\partial y}\frac{\partial V}{\partial y} + H\frac{\partial v_e}{\partial x}\left[\frac{\partial U}{\partial y} + \frac{\partial V}{\partial x}\right] \qquad (3)$$

onde η é o nível da água (m), g é a aceleração da gravidade (m.s^{-2}), $H = h + \eta$ é a profundidade total da água (m), h é a profundidade sem oscilações (m), U e V (m.s^{-1}) são as velocidades integradas na vertical, ρ_0 é a

densidade média da água, v_z é a viscosidade turbulenta na horizontal, $\tau_{iz(\eta)}$ e $\tau_{iz(-h)}$ são a fricção do vento e de fundo e f é o parâmetro de Coriolis.

Modelo de Qualidade de Água

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 modelo simula o transporte e as reações de transformações de oito variáveis de estados (Figura 2), sendo elas agrupadas em 4 sistemas de interação: cinética do fitoplâncton, ciclo do nitrogênio, ciclo do fósforo e balanço da concentração de oxigênio dissolvido. A evolução temporal e espacial dessas variáveis no modelo de qualidade de água são influenciadas por fatores externos como: incidência solar, temperatura, descargas de água doce e efluentes urbanos. O modelo de qualidade de água é acoplado com o modelo hidrodinâmico através da equação de transporte (Eq. 4), que integra as propriedades de advecção e difusão do fluxo, bem como os processos básicos que ocorrem na coluna d'água.

$$\frac{\partial(HC_i)}{\partial t} + \frac{\partial(UHC_i)}{\partial x} + \frac{\partial(VHC_i)}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x}\left(HD_x\frac{\partial C_i}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(HD_y\frac{\partial C_i}{\partial y}\right) + R_i H \qquad (4)$$

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 (Tabela 3).

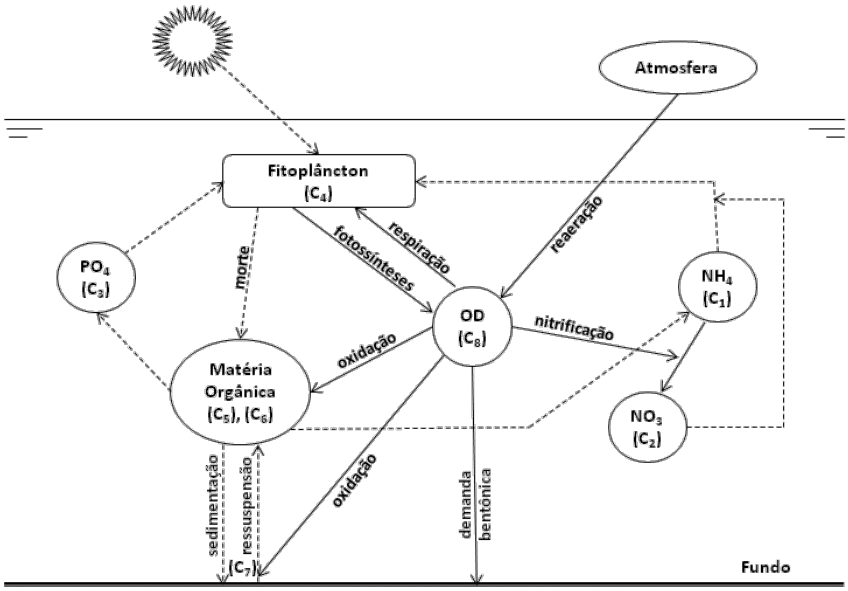

Figura 2: Diagrama conceitual das principais variáveis e processos simulados pelo modelo de eutrofização.

O modelo desenvolvido permite que a Equação 4 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., 2010). 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. Para assegurar soluções estáveis para a equação de transporte, foi utilizado um passo de tempo de integração (Δt) de 20 segundos. O período total simulado foi de 3 meses (01/12/2005 até 28/02/2006) sendo utilizado apenas os dados do mês de fevereiro para avaliação dos resultados.

Tabela 3. Sistema de interação do modelo de qualidade de água.

Variável	Equação de Interação
NH_4-N	$\frac{dC_1}{dt} = Y_d K_d \theta_d^{(T-20)} C_5 + Y_s K_s \theta_s^{(T-20)} C_6 + Y_b K_b \theta_b^{(T-20)} C_7 + \left(k_r \theta_r^{(T-20)} + K_{dm}\right) a_{nc} (1 - f_{on}) C_4 - G(T)G(I)G(N) P_{NH_3} a_{nc} C_4 - k_n \theta_n^{(T-20)} \left[\frac{C_8}{(C_8 + k_{nit})}\right] C_1$
NO_3-N	$\frac{dC_2}{dt} = k_n \theta_n^{(T-20)} \left[\frac{C_8}{(C_8 + k_{nit})}\right] C_1 - G(T)G(I)G(N)\left(1 - P_{NH_3}\right) a_{nc} C_4 - k_{dn} \theta_{dn}^{(T-20)} \left[\frac{K_{NO}}{(C_8 + k_{NO})}\right] C_2$
PO_4-P	$\frac{dC_1}{dt} = Y_{d2} K_d \theta_d^{(T-20)} C_5 + Y_{s2} K_s \theta_s^{(T-20)} C_6 + Y_{b2} K_b \theta_b^{(T-20)} C_7 + a_{pc} (k_r \theta_r^{T-20} + K_{dm})(1 - f_{op}) C_4 - G(T)G(I)G(N) a_{pc} C_4$
Fito-C	$\frac{dC_4}{dt} = \left[G(T)G(I)G(N) - (k_r \theta_r^{T-20} + K_{dm}) - \frac{V_{ph}}{H}\right] C_4$
DBO_{dis}	$\frac{dC_5}{dt} = -K_d \theta_d^{(T-20)} C_5$
DBO_{sus}	$\frac{dC_6}{dt} = \frac{V_r}{H} C_7 + \left(k_r \theta_r^{(T-20)} + K_{dm}\right)\left(a_{nc} f_{on} + a_{pc} f_{op}\right) C_4 - \frac{V_s}{H} C_6 - K_s \theta_s^{(T-20)} C_6$
DBO_{sed}	$\frac{dC_6}{dt} = \frac{V_s}{H} C_6 - \frac{V_r}{H} C_7 - K_b \theta_b^{(T-20)} C_7 + \frac{V_{ph}}{H} C_4$
OD	$\frac{dC_8}{dt} = k_a \theta_a^{(T-20)} (C_s - C_8) + G(T)G(I)G(N) \left[\frac{32}{12} + \frac{48}{14} a_{nc}\left(1 - P_{NH_3}\right)\right] C_4 - \frac{32}{12} k_r \theta_r^{(T-20)} C_4 - \frac{64}{14} k_n \theta_n^{(T-20)} \left[\frac{C_8}{(C_8 + k_n)}\right] C_1 - \left(Y_d K_d \theta_d^{(T-20)} C_5 + Y_s K_s \theta_s^{(T-20)} C_6 + Y_b K_b \theta_b^{(T-20)} C_7\right) - \frac{SOD}{H} \theta_{SOD}^{(T-20)}$

A unidade piloto de membrana submersa utilizada netse estudo encontra-se localizada no Centro Internacional de Referência em Reúso de Água - CIRRA da Universidade de São Paulo (USP). O reator foi alimentado com esgoto sanitário, gerado na moradia estudantil e no restaurante universitário do campus São Paulo da USP. O esgoto chegava na estação de tratamento localizada no Centro Tecnológico de Hidráulica (CTH-USP), onde passava por um tratamento preliminar, composto por grade mecânica e desarenação. Após o tratamento preliminar, o esgoto era armazeno em um tanque de equalização e transferido para o sistema de BRMs por gravidade (Figura 3.1).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. CALIBRAÇÃO DO MODELO HIDRODINÂMICO

O modelo hidrodinâmico foi calibrado utilizando-se dados de elevação de superfície coletados por um marégrafo instalado na região de Praia Grande no mês de julho de 2005 durante um período de 18 dias (SABESP, 2006). 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. Na Figura 3 são apresentados os resultados do modelo hidrodinâmico para o período de calibração. Pode-se observar uma boa correlação entre os dados de elevação de superfície medidos e modelado. Além da correlação significativa entre os dados do modelo H2D utilizando as constantes da SABESP (2006), pode-se observar na Figura 3 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 na Figura 4. 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.

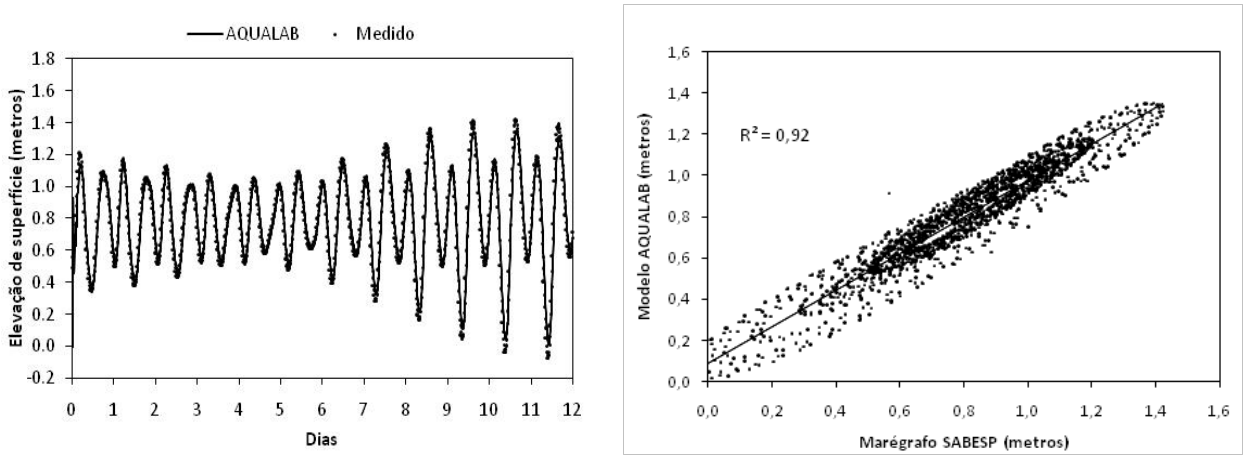

Figura 3: Elevação de superfície (A) e correlação (B) dos resultados do modelo e dos dados de medidos em campo.

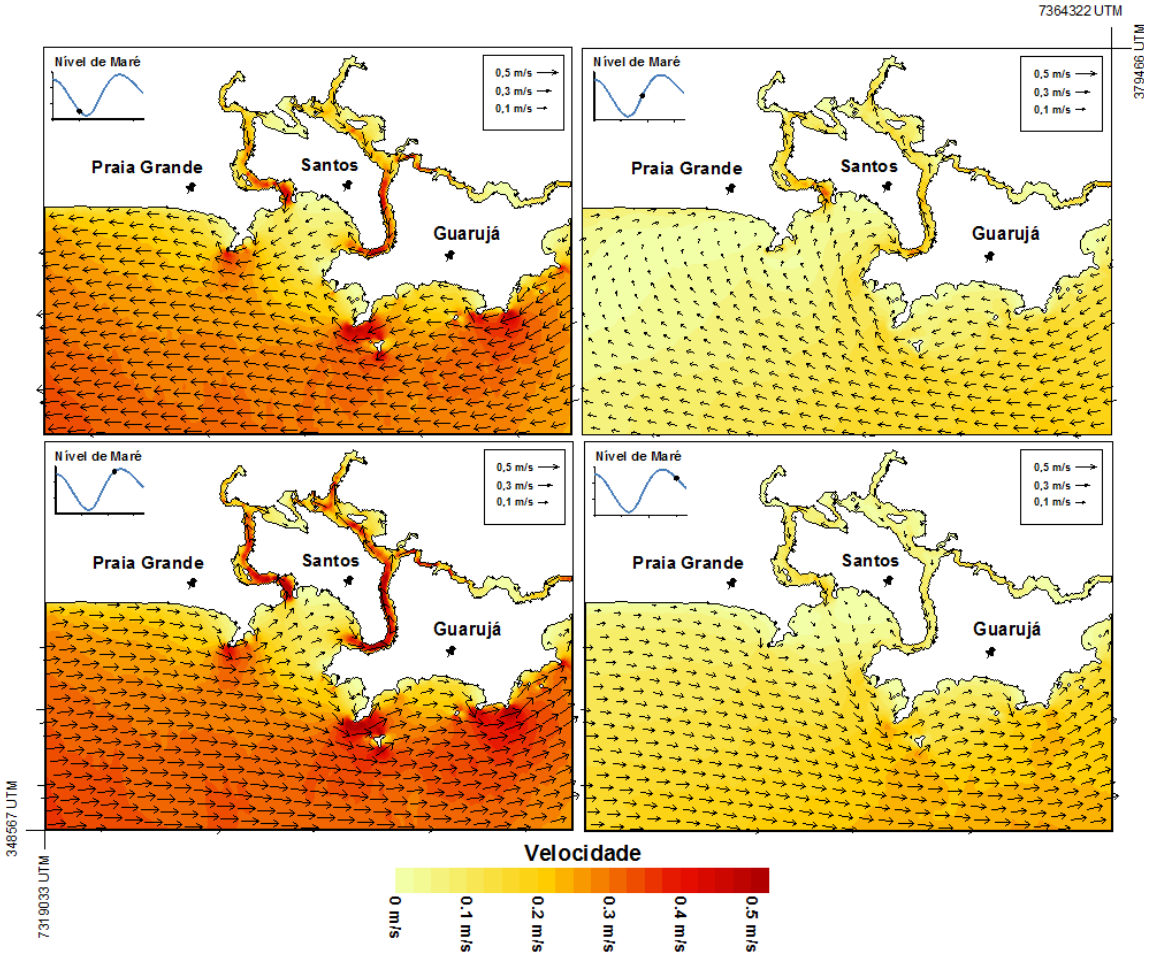

Figura 4: Campos de velocidade gerados pelo modelo H2D para diversos instantes de maré.

3.2. CALIBRAÇÃO DO MODELO DE QUALIDADE

Um processo de calibração foi desenvolvido baseado em dados coletados durante uma campanha de campo na região de estudo em período de verão. Os dados de qualidade de água utilizados nesse processo foram gerados 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 (Figura 1). Os resultados dos parâmetros Nitrogênio Amoniacal, Ortofosfato, Oxigênio Dissolvido e clorofila-a são apresentados na Figura 5. 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. 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. Outro parâmetro de qualidade da água utilizado no processo de calibração foi a concentração de oxigênio dissolvido (Figura 5). 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).

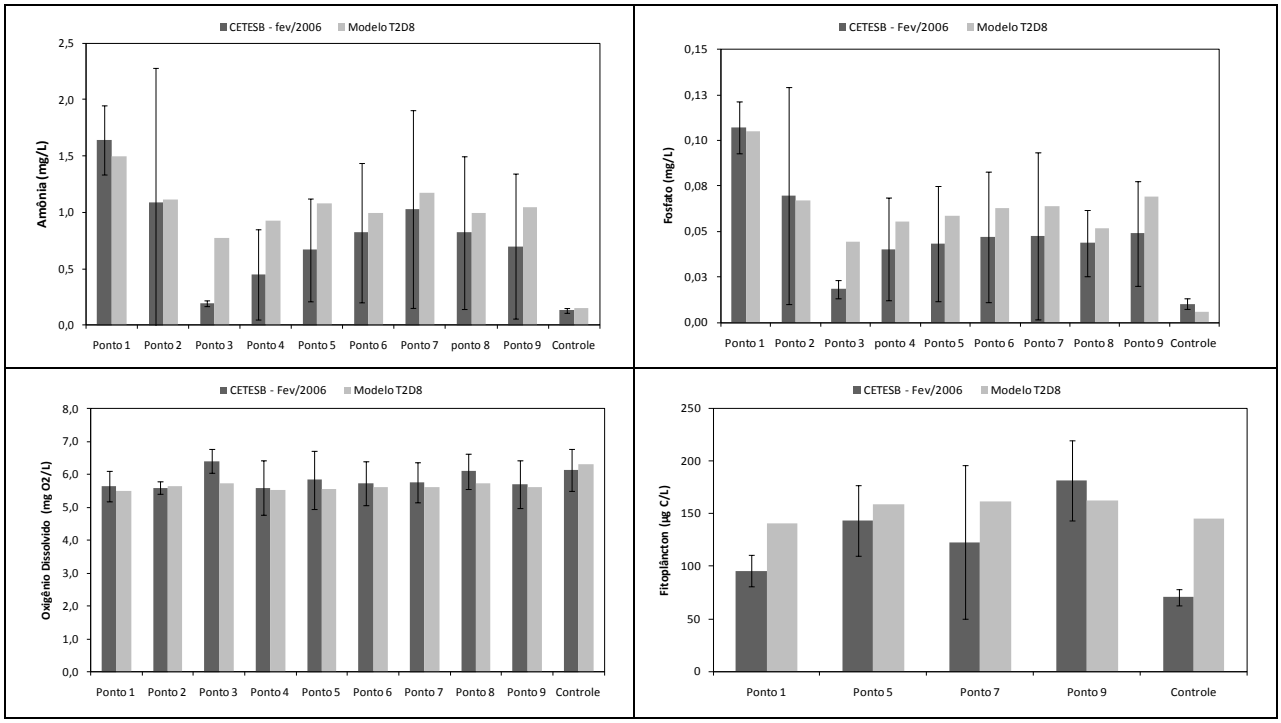

Figura 5: Comparação entre os resultados de qualidade da água do modelo T2D8 e dos dados obtidos pela CETESB no mesmo período simulado (26/02/2006).

Em relação a concentração de fitoplâncton (Figura 5) 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 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 de qualidade 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). 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 utilizado para avaliar o impacto e a resposta ambiental frente a diferentes configurações sanitárias adotadas

3.3. INFLUÊNCIA DO PROCESSO DE TRATAMENTO NA QUALIDADE DA ÁGUA DO MAR

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 Primário 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 5,3 $m^3.s^{-1}$ são apresentados na Figura 6. 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 promoveriam uma redução média de 69 e 77%, 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 7).

Quando comparados os tratamentos TPQA e TS-LAC não se observa 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. 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, limite CONAMA (CONAMA 357/2005), 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.

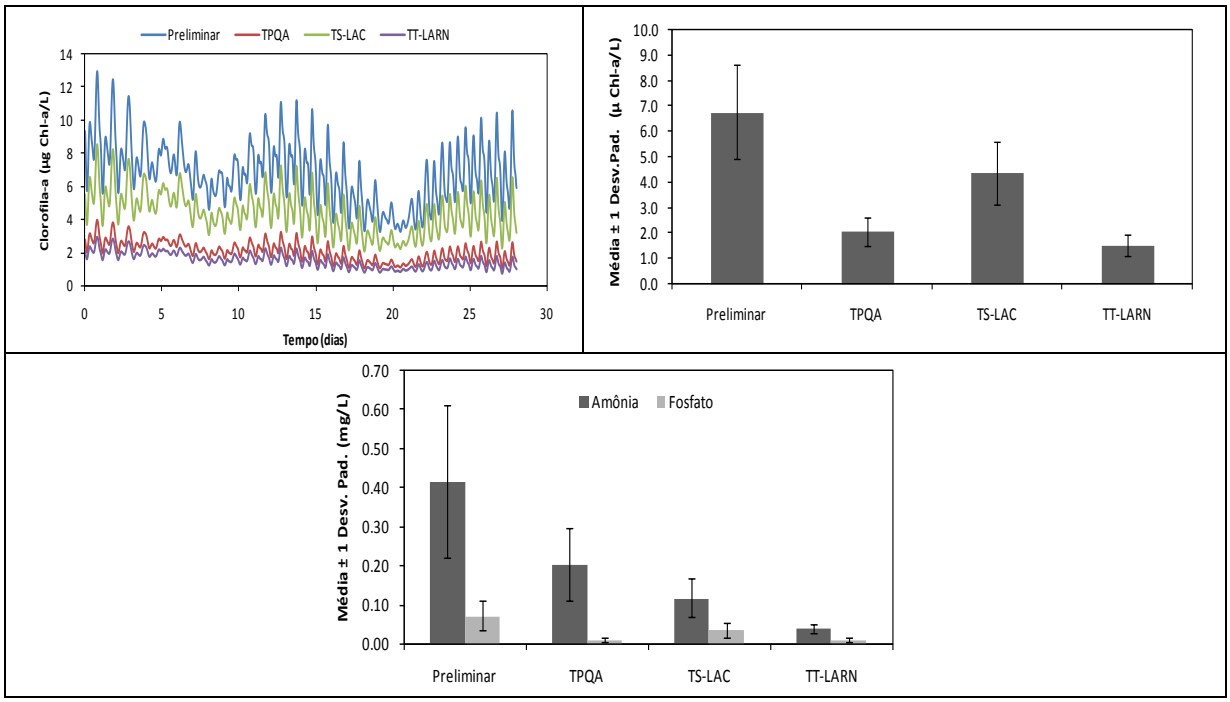

Figura 6: Concentração de clorofila-a, nitrogênio amoniacal e fosfato em função da tecnologia de tratamento para o emissário submarino de Santos com vazão de 5,3 $m^3.s^{-1}$

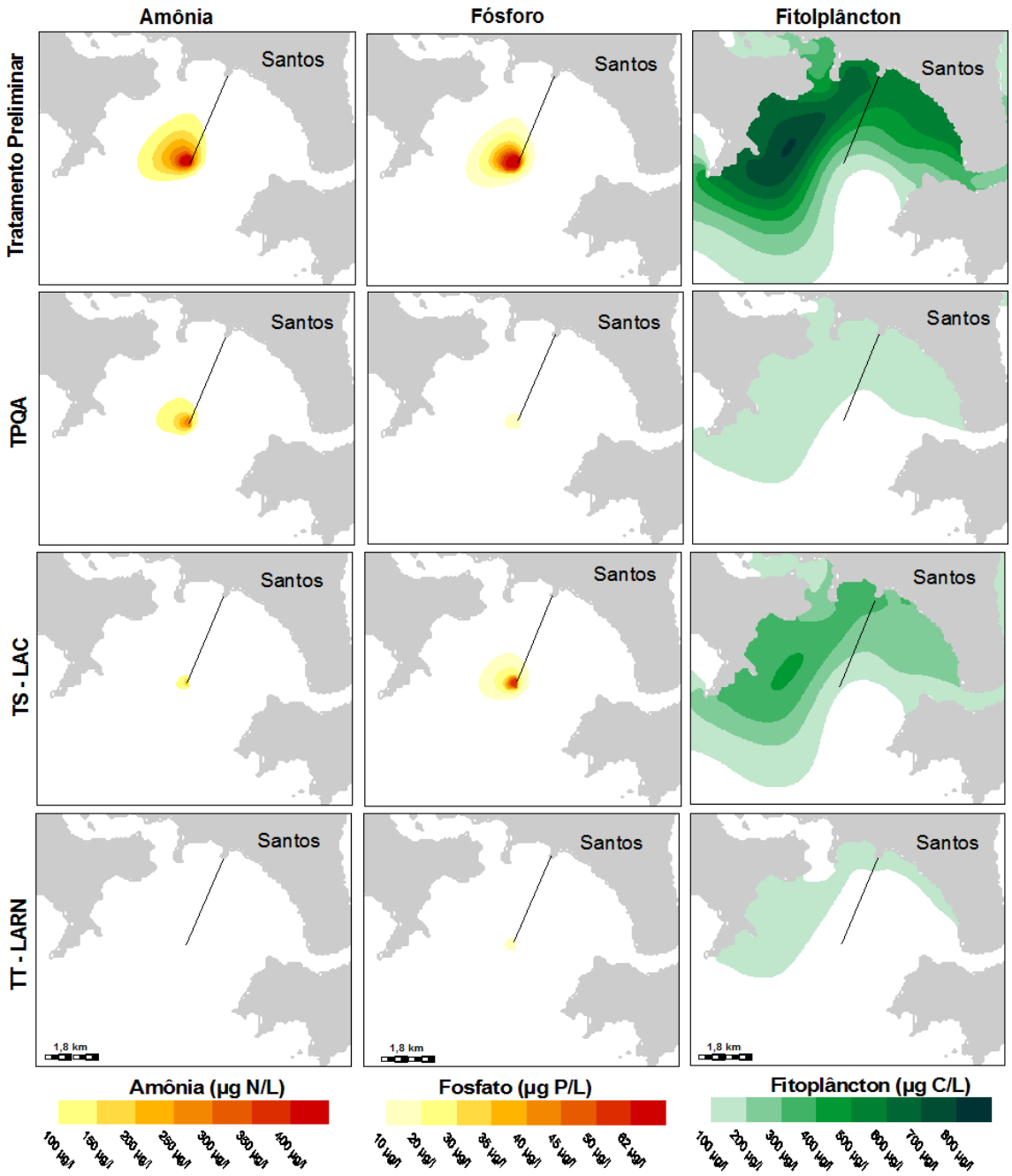

Figura 7: Variação espacial de amônia, fosfato e fitoplâncton na baía de Santos para o emissário submarino de Santos (Lat. 362650 - Long. 7344550) operado com vazão de 5,3 $m^3.s^{-1}$.

4. CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos pode-se concluir que para o caso do emissário submarino de Santos com vazão de 5,3 $m^3.s^{-1}$ e tratamento preliminar, associado com a condição atual de descarga, haveria grande potencial de desenvolvimento de condições eutróficas na maior parte da baía de Santos. Além disso, apesar da redução de nitrogênio conjuntamente com fósforo ser uma medida eficiente para evitar o crescimento do fitoplâncton, os resultados demonstraram 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. Nesse sentido, a utilização de um tratamento secundário apenas com remoção de matéria orgânica e oxidação parcial da amônia não teria benefício significativo em

relação ao processo de eutrofização na baía de Santos quando comparado com o TPQA e TT-LARN sendo, ainda, que o TPQA promoveu reduções semelhantes na concentração de clorofila-a das obtidas com o TT-LARN.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Fundação de Apoio a Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo suporte financeiro e ao Grupo de Emissários Submarinos e Hidráulica Ambiental (GESHA) da Universidade de Cantabria (Espanha), pela utilização do software AQUALAB.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. 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 p, 2007.
2. BLENINGER, T. Coupled 3D Hydrodynamic Models for Submarine Outfalls: Environmental Hydraulic Design and Control of Multiport Diffusers. Tese de Doutorado, Univ. of Karlsruhe, Karlsruhe, Germany, ISBN: 978-3-86644-160-6, 2006.
3. 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.
4. CETESB. Relatório de qualidade das águas litorâneas no estado de São Paulo balneabilidade das praias *2004*. São Paulo, 2005.
5. CETESB. Relatório de qualidade das águas litorâneas no estado de São Paulo balneabilidade das praias *2005*. São Paulo, 2006.
6. 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.
7. CHAU, K.W., JIN, H. Eutrophication model for a coastal bay in Hong Kong. J. Environ. Eng. 124, 628–638, 1998.
8. CONAMA 357/2005. Resolução CONAMA N°357 – Conselho Nacional do Meio Ambiente – Ministério de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, Brasil, 2005.
9. CONAMA 430/2011. Resolução CONAMA N°430 – Conselho Nacional do Meio Ambiente – Ministério de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, Brasil, 2011.
10. 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.
11. 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.
12. 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, 2010.
13. GIANESELLA-GALVÃO, S. M. F. Standing-stock and potential production of phytoplankton in the bay of Santos, Brazil. Bolm Inst. oceanogr, 31(2):85-94, 1982.
14. 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.
15. 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.
16. JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos, 6 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011. 968 p, 2011.
17. 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.
18. KOMATSU, T., OHGUSHI, K., ASAI, K. Refined numerical scheme for advective transport in diffusion simulation. J. Hydraul. Eng. 123 (1), 41–50, 1997.

19. METCALF & EDDY. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse. EUA: McGraw-Hill, 4ª edição, 2003.
20. 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.
21. NRC. Understanding and Reducing the Effects of Nutrient Pollution. National Academy Press, Washington, D.C., 2000.
22. MOSER, G.A.O. Aspectos da eutrofizacão no Sistema Estuarino de São Vicente-Santos: distribuicão espaço temporal da biomassa e produtividade primária fitoplânctonica e transporte instantâneo de sal, clorofila-a, material em suspensão e nutrientes. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico. São Paulo, SP. 426p, 2002.
23. MOSER, G.A.O; GIANESELLA, S.M.F.; ALBA, J.J.B.; BÉRGAMO, A.L.; SALDANHA-CORRÊA, F.M.P.; MIRANDA, L.B.; HARARI, J. Instantaneous transport of salt, nutrients, suspended matter and chlorophyll-a in the tropical estuarine system of Santos. Brazilian journal of oceanography, 53(3/4):115-127, 2005.
24. ORTIZ, J.P.; ALFREDINI, P.; ARASAKI, E. Santos submarine outfall wastewater dispersion process: computer and physical modeling evaluation. FLUCOME. Tallahassee, Florida/USA, 2007.
25. ORTIZ, J.P. ; SUBTIL, E. L. . New design of Santos submarine outfall: hydrodynamic modeling simulation at The Santos Bay. In: International Symposium on Outfall Systems, 2011, Mar del Plata. International Symposium on Outfall Systems, 2011.
26. PICARELLI, S.S. (2001). 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.
27. 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.
28. SABESB. (2006) 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.
29. SUBTIL, E. L. ; MIERZWA, J. C. ; ORTIZ, J.P. ; GARCIA, A. ; Alba, J.G. . Environmental response of wastewater inputs through Santos Submarine Outfall (SSO) utilizing an eutrophication numerical model. Journal of Shipping and Ocean Engineering, v. 2, p. 68-75, 2012.
30. SUBTIL, E. L. ; MIERZWA, J. C. ; ORTIZ, J.P. ; GARCIA, A. ; Alba, J.G. . Study of the influence of Chemically Enhanced Primary Tratment (CEPT) in the water quality of Santos Submarine Outfall (SSO) using an eutrophication numerical model. In: International Symposium on Outfall Systems, 2011, Mar del Plata. International Symposium on Outfall Systems, 2011.
31. SUBTIL, E. L. ; MIERZWA, J. C. ; ORTIZ, J.P. Improvement in preconditioning treatment system of Santos Submarine Outfall. In: 6th International Symposium on Environmental Hydraulics, 2010, Atenas. 6th International Symposium on Environmental Hydraulics, 2010.
32. THOMPSON, P.; WAITE, A. Phytoplankton responses to wastewater discharges at two sites in Western Australia. Marine and Freshwater Research, 54: 721-735, 2003.
33. UNION TRIBUNE. Treated sewage waiver signed, by Terry Rodgers, Union Tribune, San Diego, 2002.
34. WERME, C.; HUNT, C. D. Outfall Monitoring Overview, Boston, Massachusetts Water Resources Authority Report 2006-18, MWRA, Boston, 2006.