

Avaliação do fitoplâncton nas águas adjacentes ao difusor do emissário de esgotos do Saco da Capela, Ilha Bela (SP), em Janeiro e Julho de 2002.

Flávia M. P. Saldanha-Corrêa e Sônia M. F. Giancesella

Resumo — A distribuição e composição quali-quantitativa da comunidade fitoplanctônica foram avaliadas na região do entorno do difusor do emissário de esgotos da SABESP no Saco da Capela (Ilha Bela), em Janeiro e Julho de 2002. No verão, a biomassa variou de 2,81 a 4,81 mgCl-a.m⁻³ e entre 64,8 10⁵ e 154 10⁵ cel l⁻¹ com 15 a 38 taxa. No inverno, a biomassa foi menor: entre 0,84 e 3,08 mgCl-a.m⁻³ e 35 10⁵ a 107 10⁵ cel l⁻¹, com 16 a 26 taxa. O picofitoplâncton representou 55% do total. Observou-se a presença de espécies potencialmente tóxicas e indicadoras de águas poluídas.

Palavras-chave — Fitoplâncton, esgotos, eutrofização, monitoramento ambiental, Ilha Bela.

I. INTRODUÇÃO

O Canal de São Sebastião (CSS) recebe diversos impactos de origem antropogênica, dentre eles, os oriundos do despejo de três emissários submarinos, sendo dois de esgotos domésticos (na Baía do Araçá, do lado continental, e no Saco da Capela, próximo à cidade de Ilha Bela) e um de água de produção (no Terminal Aquaviário de São Sebastião- TA-SSE- da Petrobrás), com previsão para implantação de mais um emissário de esgotos do lado insular, no bairro de Itaquanduba, até o final de 2003.

Apesar do intenso hidrodinamismo do CSS [1] a [3], que colabora para a dispersão de substâncias poluentes lançadas por estes emissários, o impacto local destes lançamentos precisa ser monitorado continuamente, especialmente em casos de entrada de substâncias eutrofizantes, como os despejos de efluentes domésticos, ricos em N e P, que podem promover um rápido incremento da biomassa fitoplanctônica com o risco do florescimento de espécies algais, além de poder causar perda de qualidade de água dada redução na transparência ou, em certos casos, em ambientes de circulação restrita, depleção de oxigênio na coluna de água e no sedimento. Estas florações também podem causar a morte da comunidade nativa ou de cultivos no mar pela proliferação de espécies potencialmente tóxicas para a biota local como por exemplo alguns dinoflagelados, diatomáceas e cianobactérias.

F. M. P. Saldanha-Corrêa, fsalcorr@usp.br & S. M. F. Giancesella, soniag@ceres.io.usp.br Instituto Oceanográfico da USP, Pça do Oceanográfico, 191- Butantã, São Paulo (SP) CEP 05508-900, Tel. +55-11-3091.6551, Fax +55-11-3091.6607.

Trabalho recebido em 31/05/03. Agradecemos à SABESP e à Fundação de Pesquisas Aquáticas (FUNDESPA) pela utilização dos dados do Projeto "Prestação de Serviços de Monitoramento Ambiental das Áreas sob Influência dos Emissários Submarinos do Guarujá e Ilha Bela".

II. MATERIAL E MÉTODOS

No presente estudo, foram obtidas amostras de água superficial (com 2 réplicas), ao longo de uma rede composta por dez pontos de coleta na região adjacente ao difusor do emissário de esgotos da SABESP, localizado no Saco da Capela, Ilha Bela (SP), em uma campanha no verão (Janeiro) e no inverno (Julho) de 2002. As amostras foram coletadas com garrafas de Van Dorn. Uma alíquota foi fixada com formaldeído (0,4 % concentração final) para análise quali-quantitativa da comunidade fitoplanctônica, enquanto que para a determinação da concentração dos pigmentos fotossintéticos foram filtrados cerca de 0,5 l de água em filtros GF/F, que foram armazenados no escuro a -20°C até o momento da extração em acetona 90%. A absorvância do extrato foi determinada por espectrofotometria [4] a [6]. A razão de absorvâncias a 480 e 665 nm (razão 480/665) foi determinada a partir destes mesmos extratos, sendo utilizada como um indicador do estado nutricional do fitoplâncton [7]. A contagem do número de células foi feita em microscópio invertido [8]-[9] e a identificação dos organismos baseou-se em bibliografia específica [10] a [15].

III. RESULTADOS

A. Janeiro de 2002.

1) *Clorofila-a total (Cl-a), Cl-a ativa e carotenóides*: As concentrações de Cl-a observadas variaram entre 2,81 e 4,81 mg m⁻³. O efeito eutrofizador do emissário sobre a região adjacente, é claramente visualizado pelas distribuições da Cl-a e dos Carotenóides (Figs 1A e 1C) cujos núcleos de máximas concentrações localizaram-se nas estações E e F, situadas defronte à boca do difusor. Contudo, o núcleo de máxima concentração de Cl-a correspondeu também ao mínimo de Cl-a ativa (Fig. 1B). Tal resultado pode indicar uma maior degradação das células do fitoplâncton, que pode ser provocada pela ação de herbivoria pelo zooplâncton ou pelo fato da comunidade fitoplanctônica neste ponto ter atingido um estágio de maturidade mais avançado que nas áreas vizinhas, encontrando-se em declínio, com um maior percentual de células senescentes e portanto com maior quantidade de feopigmentos. A distribuição das concentrações de pigmentos no entorno do difusor sugere que, nessa ocasião de coleta, as correntes marinhas locais não foram suficientes para dispersar a pluma do efluente do

emissário de modo que esta dispersou-se homogeneamente no entorno da boca, sem seguir um sentido preferencial.

As razões 480/665 são indicadoras da condição nutricional do plâncton. Valores entre 0,73 e 1,68 indicam condições não limitantes e valores superiores a 2,4 indicariam forte carência nutricional [7]. Os valores obtidos para esta razão, entre 1,18 e 1,74, indicam condições ótimas para o desenvolvimento do fitoplâncton ao longo de toda a área.

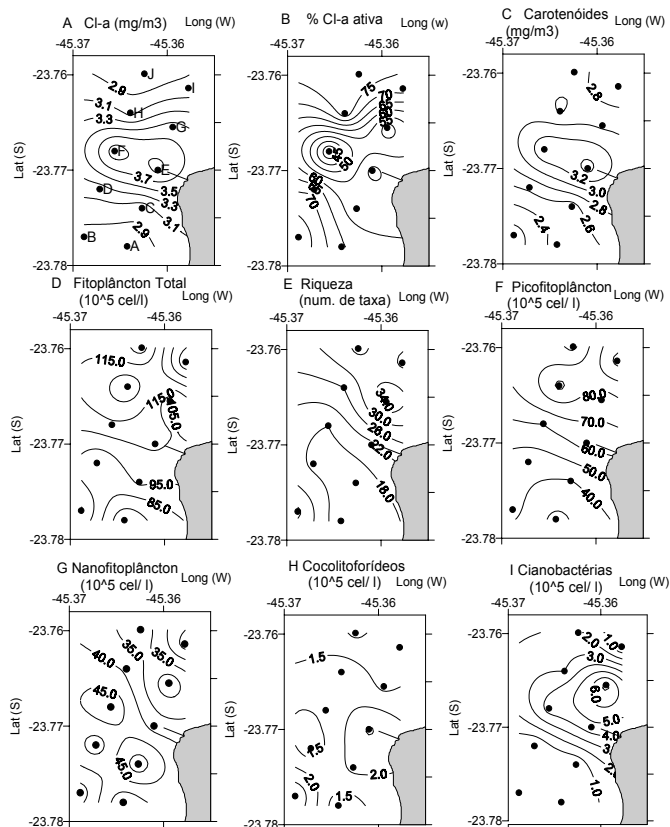


Fig. 1. Distribuição da biomassa fitoplancônica no entorno do emissário de esgotos da SABESP no Saco da Capela, Ilha Bela (SP) em janeiro de 2002. (São apresentados os valores médios das duas réplicas efetuadas para cada ponto de amostragem)

2) *Composição da comunidade fitoplancônica:* A região apresentou uma alta biomassa em termos de densidade celular, variando entre $64,8 \cdot 10^5$ e $154 \cdot 10^5 \text{ cel l}^{-1}$. As maiores densidades foram observadas na porção norte da área amostrada, seguindo um gradiente crescente de sul para norte (Fig. 1D), sem relação com os núcleos de Cl-a. A riqueza também foi bastante alta, com 15 a 38 taxa identificados, seguindo o mesmo padrão da Cl-a (Fig. 1E). Houve predomínio de organismos picoplancônicos (entre 40 e 73% do total), enquanto que o nanoplâncton contribuiu entre 26 e 55% da biomassa. Devido ao predomínio do picoplâncton, a distribuição horizontal desta classe de tamanho e do fitoplâncton total são bastante semelhantes (Fig. 1F), aumentando do sul para o norte em direção à estação I, onde ocorreu a máxima concentração de picoplâncton.

O nanoplâncton apresentou menor variabilidade espacial (Fig. 1G), com máximos observados nas estações F

(coincidindo com a Cl-a), B e C ao sul do difusor, e I ao norte. O núcleo de nanoplâncton na estação F está relacionado ao valor máximo de dinoflagelados aí verificado, representados principalmente pelo gênero *Peridinium*. Já os máximos nas estações B e C foram decorrentes de maior número de diatomáceas nanoplancônicas, especialmente as espécies *Chaetoceros gracilis*, *C. subtilis* e *C. tenuissimus*.

Os coccolitoforídeos (Fig. 1H) apresentaram máxima concentração sobre a região do difusor (estações E e C) e a espécie mais freqüente se assemelhava bastante à *Emiliania huxleyi*, porém isto não foi confirmado pela necessidade de uma análise ao microscópio eletrônico, o que não foi realizado. Os coccolitoforídeos e *Phaeodactylum tricorutum* (nanodiatomácea) foram os organismos mais freqüentes no nanoplâncton, estando presentes em todas as amostras, seguidos por *C. tenuissimus* e da prasinofíceia *Tetraselmis wettsteinii*.

O microfítoplâncton foi dominado principalmente por diatomáceas, que se apresentaram mais concentradas nas estações ao sul em direção ao centro do canal. As espécies de diatomáceas dominantes no microfítoplâncton foram *Guinardia striata* e *Pseudo-nitzschia delicatissima*, observadas em todas as estações e em grande número, seguidas de *Cylindroteca closterium*, *Pseudo-nitzschia seriata*, *Leptocilindrus* sp e de *Thalassiosira* sp que também foram muito freqüentes, e em número ligeiramente menor.

As cianobactérias apresentaram maior densidade ($7,34 \cdot 10^5 \text{ cel l}^{-1}$) na estação imediatamente ao norte da boca do difusor (estação G) decrescendo radialmente a partir deste ponto (Fig. 1I).

B. Julho de 2002

1) *Clorofila-a total, Cl-a ativa e carotenóides:* As concentrações observadas de Cl-a total durante o inverno variaram entre $0,84$ e $3,08 \text{ mg m}^{-3}$, porém com um valor médio muito inferior à média do verão ($1,91$ e $3,46 \text{ mg m}^{-3}$, respectivamente). Ao contrário do ocorrido naquela ocasião, a influência da pluma do efluente do emissário não foi evidente através da distribuição da Cl-a. A maior biomassa foi observada na estação F, decrescendo em direção à ilha e ao sul da área.

Em termos de percentual de Cl-a ativa, não houve diferenças entre os valores médios de verão e inverno (cerca de 65%), porém, nesta ocasião, o mínimo ocorreu na estação C imediatamente ao sul do emissário (Fig. 2B) e os máximos foram verificados nas estações B e E. O valor mais baixo, em torno de 40 %, é típico de águas de origem mais oceânica ou regiões de alta herbivoria. Os carotenóides apresentaram concentrações bem inferiores às do verão, apresentando um gradiente crescente até a estação E, a partir da qual a distribuição é homogênea na porção central e norte do canal (Fig. 2C). As razões 480/665 estiveram sempre inferiores a 1,59, indicando uma boa condição nutricional do fitoplâncton.

2) *Composição da comunidade fitoplancônica:* A densidade celular no inverno foi bastante inferior à do verão, variando entre $35,2 \cdot 10^5$ e $107,4 \cdot 10^5 \text{ cel l}^{-1}$ (média de $66,7 \cdot 10^5 \text{ cel l}^{-1}$,

contra uma média de $106,2 \cdot 10^5 \text{ cel l}^{-1}$ no verão). A distribuição do fitoplâncton total foi similar à da Cl-a, com mínimos na região sobre o difusor e ao sul junto da ilha, aumentando em direção ao centro sul do canal (Fig. 2D). A riqueza de espécies porém apresentou um padrão oposto, com o máximo de 26 taxa identificados na estação C, decrescendo com o aumento da distância do emissário, atingindo os mínimos (16 taxa) nas estações A e J (Fig. 2E).

Verificou-se novamente o predomínio do picoplâncton (50-58% do total) em relação ao nanoplâncton (39-48%), porém ambos apresentaram o mesmo padrão de distribuição que o observado para o fitoplâncton total (Fig. 2F). Os flagelados foram os organismos dominantes.

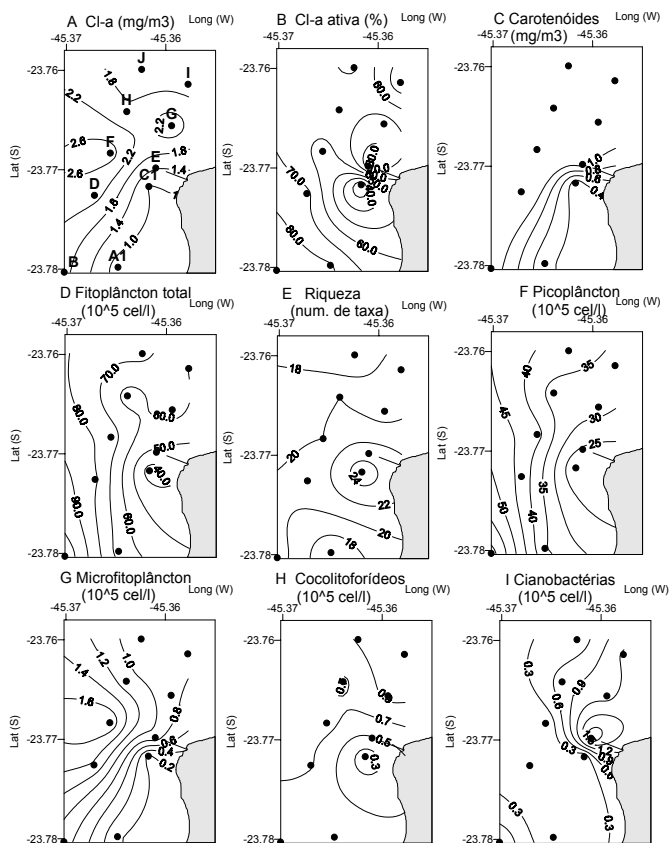


Fig. 2. Distribuição da biomassa fitoplancônica no entorno do emissário de esgotos da SABESP no Saco da Capela, Ilha Bela (SP) em julho de 2002. (São apresentados os valores médios das duas réplicas efetuadas para cada ponto de amostragem)

Considerando-se a fração nanoplancônica, destacaram-se as espécies de diatomáceas *Phaeodactylum tricorutum* e *Chaetoceros tenuissimus* e os dinoflagelados dos gêneros *Alexandrium* e *Gymnodinium*.

O microfitoplâncton apresentou uma distribuição fortemente associada à distribuição de Cl-a sendo composto principalmente por diatomáceas, que apesar de terem sido numericamente muito inferiores aos fitoflagelados, representaram uma parcela significativa da Cl-a em função de seu maior tamanho, determinando o padrão de distribuição horizontal verificado (Fig. 2G). As espécies de diatomáceas

dominantes no microfitoplâncton foram *Cylindrotheca closterium*, *Pseudo-nitzschia seriata*, *P. delicatissima*, *Chaetoceros lorenzianus*, *Dactyliosolen fragilissimus*, *Guinardia delicatula*, *G. striata* e *Thalassionema sp.*

Os dinoflagelados e cocolitoforídeos (Fig. 2H) apresentaram distribuição bastante similar, com mínimos na estação C e máximos na estação I. Dentre os dinoflagelados, destacaram-se os organismos dos gêneros *Gymnodinium* e *Peridinium*. Os cocolitoforídeos também foram organismos dos mais frequentes no nanoplâncton, estando presentes em todas as amostras. Como no verão, houve o predomínio de um organismo semelhante a *Emiliania huxleyi*.

As cianobactérias apresentaram uma densidade bem menor que a verificada no verão. A máxima concentração foi verificada na estação E, sobre a boca do difusor (Fig. 2I).

IV. DISCUSSÃO

A faixa de variação da Cl-a observada neste trabalho concorda com os dados obtidos em um levantamento das condições oceanográficas, nutrientes e plâncton em uma rede de 20 estações dispostas em quatro radiais centradas no local onde seria implantado o emissário do TA-SSE, em outubro de 1991 [16]. As autoras verificaram que os maiores valores de Cl-a (entre 1 e 4 mg Cl-a m^{-3}) e riqueza do fitoplâncton (entre 15 a 24 taxa), ocorreram no transecto localizado mais ao norte (próximo à cidade de Ilha Bela), em relação aos demais transectos para o sul do Canal, cujas biomassa variou entre 0,5 e 1,5 mg Cl-a m^{-3} , com 9 a 19 taxa identificados. Após o TA-SSE já estar em funcionamento, um novo estudo [17] com base em uma rede de estações mais restrita ao entorno do difusor, observou entre outubro de 1998 e agosto de 1999, valores de Cl-a nas águas superficiais variando entre 0,3 e 6,5 mg Cl-a m^{-3} , sendo que os máximos ocorreram na primavera (out/98) e no outono (abril/99) próximos à margem continental do canal.

No outono de 1987, a biomassa fitoplancônica avaliada em três pontos ao Sul do CSS (Ponta da Sela, defronte ao CEBIMAR e à Baía do Araújo), apresentou uma variação de biomassa fitoplancônica de 0,41 a 2,43 mg Cl-a m^{-3} e a densidade celular entre $1,09 \cdot 10^6$ e $5,10 \cdot 10^6 \text{ cel l}^{-1}$, com dominância de fitoflagelados [18].

Um estudo comparativo das características do fitoplâncton e parâmetros ambientais em estações no eixo principal do CSS e na plataforma adjacente [19], apontou que as águas da camada de mistura do canal sofrem maior influência continental sendo mais susceptíveis à entrada de nutrientes via drenagem continental e insular do que as da plataforma. Apesar disto, em termos de biomassa fitoplancônica, a região do eixo principal do canal e a plataforma adjacente comportam-se como um sistema único. Os valores médios de biomassa verificados no verão de 1994 foram iguais a 0,6 mg m^{-3} em ambos locais e na primavera de 1997 as médias obtidas foram: 1,55 mg m^{-3} para o CSS e 1,32 mg m^{-3} para a plataforma.

Portanto, com base nestas informações de estudos pretéritos, verifica-se que a região no entorno do emissário de Saco da Capela, apresenta uma concentração de biomassa fitoplancônica compatível com a detectada em outros pontos

do CSS sob menor influência antrópica, indicando que, ao menos durante estas duas ocasiões de coleta, não há evidência de processos graves de eutrofização. Porém, a análise destes resultados aponta dois aspectos muito importantes devem ser considerados nos programas de monitoramento e mitigação de impactos ambientais. O primeiro deles refere-se à dispersão da pluma do efluente do emissário. O hidrodinamismo no CSS é alto e a circulação é basicamente regida por vento [3], mas em ocasiões de calmaria e devido à própria conformação geomorfológica do canal propiciar a formação de áreas de remanso, o declínio da velocidade da corrente favorece o acúmulo de substâncias tóxicas ou de águas com alto teor de nutrientes sob influência do efluente, especialmente nas enseadas. Esta alta disponibilidade nutricional, associada a altas temperaturas da água (considerando-se que é uma região tropical, cuja temperatura da água superficial pode apresentar um aumento significativo durante o dia) e condições de maior estabilidade da coluna de água, podem desencadear uma floração algal. Esta possibilidade é sugerida pelos dados de verão que mostram altos valores de Cl-a ao redor das estações E e F, sugerindo uma baixa dispersão da pluma do efluente, causando uma eutrofização localizada, com predomínio de cianobactérias, que são indicadoras de ambientes poluídos [14].

O segundo aspecto, porém não menos importante, foi a verificação de diversas espécies autóctones porém potencialmente tóxicas, que podem vir a apresentar altas taxas de reprodução caso encontrem condições favoráveis para tal. Nestes casos, estas florações poderão afetar a fauna e flora locais e até mesmo afetar o homem com a entrada das toxinas na rede trófica. Encontram-se relatos bibliográficos de casos extremos de contaminação humana por inalação de aerossóis tóxicos liberados por organismos do gênero *Pfiesteria* na atmosfera [20]. As toxinas são metabólitos secundários e sua produção está vinculada às condições celulares, taxa de crescimento ou estágio de desenvolvimento da alga. A produção de toxinas por algas pode ser modulada pela presença de bactérias [21], que estimulariam a produção. A presença considerável de cianobactérias na área, torna este fato mais preocupante.

De um modo geral, os dinoflagelados são o grupo de organismos que reúne a maior incidência de espécies potencialmente tóxicas [22]. Dentre eles podemos citar *Alexandrium catenella*, *A. minutum*, *A. tamarense*, *Gymnodinium catenatum* e *Pyrodinium bahamense*. (produzem toxinas que podem ser acumuladas na cadeia trófica e causar distúrbios gastrointestinais e neurológicos em humanos e outros animais superiores); *Alexandrium tamarense*, *Gyrodinium aureolum*, *Pfiesteria piscimortis*, que junto com as diatomáceas do gênero *Chaetoceros* e outros flagelados como: *Crysochromulina polylepis*, *Prymnesium parvum*, *Heterosigma akashiwo*, *Chatonella antiqua* e a cianobactéria *Aureococcus anophagefferens*. podem produzir florações que em geral não são tóxicas a humanos, porém a peixes e invertebrados, especialmente os cultivados, por intoxicação, dano ou oclusão do sistema respiratório das brânquias ou outros meios [23]. Já foi reportado que *Alexandrium* apresenta uma citotoxina letal para peixes [24].

As diatomáceas *Pseudo-nitzschia delicatissima* e *P. seriata*, que foram espécies frequentes em toda a área estudada, (além de *P. australis* e *Nitzschia pungens*, não identificadas neste trabalho) produzem o ácido domóico, uma neurotoxina passível de contaminar qualquer ser vivo presente na zona de proliferação exagerada destas diatomáceas, sendo os moluscos os mais freqüentemente afetados (embora sejam imunes à sua ação tóxica). Contudo, os peixes das vizinhanças também poderão ser vítimas desta biotoxicose gerando um fator de risco pois o pescado contaminado se consumido pelo homem pode causar espasmos abdominais, vômito, diarreia, perda de memória recente (mesmo após a cura) e até mesmo a morte [25], dependendo do nível de contaminação, sendo uma ameaça potencial em todo o mundo. Este risco pode ser mitigado com programas de monitoramento contínuo de áreas eutrofizadas [13]

Um estudo realizado com espécies de dinoflagelados potencialmente produtores de toxinas (*Alexandrium* e *Prorocentrum*) isolados nas águas do CSS, verificou a presença de substâncias inibidoras da divisão celular de ovos de ouriço e com ação hemolítica em algumas das espécies estudadas [26].

Neste contexto se torna muito importante a realização de monitoramentos contínuos para o controle destes possíveis eventos de floração, principalmente em condições de corrente menos intensa e especialmente quando a água tem temperatura acima de 22°C ou quando o despejo do efluente se processa com maior intensidade, situações que se tornam muito prováveis no verão com o aumento da população flutuante nas cidades à margem do canal.

Além destas espécies potencialmente tóxicas, vale ressaltar que os coccolitoforídeos apresentam várias espécies (principalmente *E. huxleyi*) que produzem florações em áreas de ressurgência, porém após o aquecimento das águas ressurgidas [13]. Estes organismos foram bastante frequentes nas amostras e portanto existe o risco potencial de uma floração destas algas, que neste caso causariam descoloração da água comprometendo sua balneabilidade, o que pode ser crítico para uma região de intenso turismo como é o Canal de São Sebastião.

V. CONCLUSÕES

Os presentes resultados não indicaram a existência de feitos significativos de eutrofização decorrentes do despejo de esgotos domésticos pelo emissário localizado no Saco da Capela, próximo à Ilha Bela, ao menos durante as ocasiões de coleta. Porém a presença de várias espécies potencialmente tóxicas presentes na comunidade fitoplanctônica local com uma ampla distribuição, denota um fator de risco, pois o florescimento destas espécies pode desencadear problemas toxicológicos para a biota local e para a exploração humana dos recursos locais, tais como pesca e recreação, que representam uma importante fonte de renda para economia local.

REFERÊNCIAS

- [1] Soares, I.D. Um modelo numérico de dispersão oceânica: aplicações ao Canal de São Sebastião e adjacências. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, 130pp. 1994.
- [2] Silva, L. S. Condições oceanográficas no Canal de São Sebastião e na região costeira adjacente: variações sazonais entre fevereiro de 1994 e março de 1995. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico. 128 pp. 1995.
- [3] Castro, B.M. Correntes e massas de água da plataforma continental norte de São Paulo. Tese de livre-docência. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico. 248pp. 1996.
- [4] Jeffrey, S.W. & Humprey, G.F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanzen (BPP) Bol.* 167, 191-194. 1975.
- [5] Lorenzen, C.J. Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 12:343-346. Round, F.E., Crawford, R.M. & Mann, D.G. *The diatoms. Biology & morphology of the genera.* Cambridge University Press, 747p. 1967.
- [6] Parsons, T.R. & J.D.H. Strickland Discussion of spectrophotometric determination of marine plant pigments, with revised equations for ascertaining chlorophylls and carotenoids. *J. Mar. Res.* Vol 21: 152-172. 1963.
- [7] Heat, M. R.; K. Richardson & T. Kiorboe. Optical assessment of phytoplankton nutrient depletion. *J. Plank. Res.*, 12 (2):381-396. 1990.
- [8] Uthermöhll, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitt.int. Ver. theor. angew. Limnol.*, 9:1-38, pl.1. 1958.
- [9] Lund, J.W.G., C. Kipling, E.D. Le Gren. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, 11:143-170. 1958.
- [10] Cupp, E.E. Marine plankton diatoms of the west coast of North America. *Bull. Scripps Inst. oceanogr.* 5(1):1-238. 1943.
- [11] Chrétiennot-Dinet, M-J. Atlas du phytoplankton marin – Volume III: Chlorarachniophycées, Chlorophycées, Chrysophycées, Cryptophycées, Euglénophycées, Eustimatophycées, Prasinophycées, Prymnesiophycées, Rhodophycées et Tribophycées. Paris, Éditions du C.N.R.S. 261p. 1990.
- [12] Round, F.E, R.M.Crawford & D.G. Mann. *The diatoms. Biology & morphology of the genera.* Cambridge University Press, 747p. 1996.
- [13] Tomas, C.R.(ed.). *Identifying marine phytoplankton.* San Diego, Academic Press. 858p. 1997.
- [14] Weber, C.I. *A guide to the common diatoms at water pollution surveillance system stations.* Cincinnati, U.S. Environmental Protection Agency. 98p. 1971.
- [15] Wood, E.J.F. *Dinoflagellates of the Caribbean Sea and adjacent areas.* Coral Gables, University of Miami Press. 143p. 1968.
- [16] Ganesella, S.M.F., Kutner, M.B.B., Saldanha-Corrêa, F.M.P. & Pompeu, M. Assessment of plankton community and environmental conditions in São Sebastião Channel prior to the construction of a produced water outfall. *Rev. bras. Oceanogr.*, 47(1):29-46. 1999.
- [17] Cattena, C. de O. Avaliação do potencial trófico e tóxico das águas adjacentes ao Terminal Aquaviário de São Sebastião (SP) e da toxicidade de seus efluentes sobre o fitoplâncton. Dissertação de Mestrado Universidade de São Paulo. Instituto Oceanográfico. 115p.+Anexo. 2003.
- [18] Gaeta, S.A., Abe, D.S., Susini, S.M., Lopes, R.M. & Metzler, P.M. Produtividade primária, plâncton e covariáveis ambientais no Canal de São Sebastião durante o outono. *Rev. brasil. biol.*, 50 (4):963-974. 1990.
- [19] Saldanha-Corrêa, F.M.P. & Ganesella, S. M.F. Nutrientes e biomassa fitoplanctônica no Canal de São Sebastião no verão de 1994 e na primavera de 1997. I Simpósio Brasileiro de Oceanografia. IOUSP, 26 a 30 de agosto de 2002. Resumos em CD-ROM. 2002.
- [20] Bellorin, A.M. Algas assassinas: o complexo Pfiesteria (Dinamoebales, Dinophyta) *Bolm. de Ficologia*, 18 (2º semestre), 2000.
- [21] Bates, S.S., Douglas, D.J., Doucette, G. Jand Leger, C. Enhancement of domoic acid production by reintroducing bacteria to axenic culture of the diatom *Pseudo-nitzschia multiseries*. *Nat. Toxins*, 3: 428-435. 1995.
- [22] Sournia, A. Red-tide and toxic marine phytoplankton of the world ocean: an enquiry into biodiversity. In: *Harmful marine algal blooms.* P. Lassus, G. Arzul, E. Erard, P. Gentien and C. Marcaillou (eds). Lavoisier/ Intercept, Paris. pp103-112. 1995.
- [23] <http://www.cttmar.univali.br/algas/nocivas.htm>
- [24] Ogata, T. & Kodama, M. Ichthyotoxicity in cultured media of *Protogonyaulax (+alexandrium)* spp. XII International Seaweed Symposium. São Paulo July 27 to August 1. Programme and Book of Abstracts p.81. 1986.
- [25] <http://www.fmv.utl.pt/democ/sft/sem0001/g40.htm>
- [26] Naves, J. L. Uma abordagem da toxicidade em extratos de cultivos de dinoflagelados, gêneros *Prorocentrum* e *Alexandrium*, do Canal de São Sebastião, Litoral Norte do estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. 83p. 2002.