

FLORAÇÕES DE ALGAS NOCIVAS E SEUS EFEITOS AMBIENTAIS

Nathália O. de Castro^{1*} & *Gleyci A. de Oliveira Moser*¹

¹Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), Faculdade de Oceanografia, Departamento de Oceanografia Biológica, Laboratório de Cultivo e Ecologia do Fitoplâncton Marinho (LABCULT). Rua São Francisco Xavier, 524, 4º andar, sala: 4023, bloco E, Maracanã, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 20550-013.

E-mails: nathaliaocastro@gmail.com, gleyci_moser@uerj.br

RESUMO

O termo florações algais nocivas (FANs) inclui tanto espécies produtoras de toxinas, que podem contaminar consumidores topo através da biomagnificação, quanto os grandes produtores de biomassa, que podem levar à depleção de oxigênio dissolvido na coluna de água e, conseqüentemente, aumentar as taxas de mortalidade no ambiente marinho, tendo produzido ou não toxinas; além daqueles que provocam efeitos inflamatórios e danos mecânicos à peixes e invertebrados. Em especial, a síntese de toxinas (armazenadas internamente ou secretadas no meio) é considerada uma estratégia do fitoplâncton para reduzir o efeito de potenciais competidores e predadores. Das mais de 5000 espécies conhecidas do fitoplâncton, somente 6% pode ser nociva e menos de 2% produtora de toxina. Originalmente fenômenos naturais comuns às mais diversas regiões do planeta, as FANs apresentam aumento de sua extensão e persistência, relacionadas ao impacto da ação antropogênica responsável pela eutrofização das águas costeiras, transporte de organismos pela água de lastro, crescimento da aquacultura e mudanças climáticas associadas ao crescimento da atividade industrial nos últimos dois séculos. Uma vez que cada espécie apresenta diferentes estratégias adaptativas e responde de diferentes maneiras às modificações do ambiente, defende-se que investigações bem sucedidas serão aquelas que consigam identificar e quantificar as adaptações específicas das espécies causadoras de FANs que levam à sua seleção, em particular às diversas condições hidrodinâmicas e ecológicas. Dessa forma, o presente trabalho visa apresentar uma breve revisão sobre os principais aspectos relacionados ao desenvolvimento dessas florações e, principalmente, relatar alguns casos sobre o impacto de sua ocorrência nas comunidades costeiras.

Palavras-chave: alelopatia; biomagnificação; envenenamento; fitoplâncton; ficotoxinas.

ABSTRACT

HARMFUL ALGAL BLOOMS AND THEIR ENVIRONMENTAL EFFECTS. The term harmful algal blooms (HABs) include both toxin-producing species, which can contaminate top consumers through biomagnification, and high biomass' producers, that can lead to dissolved oxygen depletion in the water column and, thereby, rise mortality rates in the marine environment, producing toxins or not; as well as those that can cause inflammatory effects and mechanical damage to fish and invertebrates. In particular, synthesis of toxins (internally stocked or released in the medium) is taken as a strategy of the phytoplankton to reduce the effects of potential competitors and predators. Of more than 5000 known species of phytoplankton, only 6% can be harmful and less than 2% produces toxins. Originally natural phenomena common to various regions on our planet, HABs show an increase in their extent and persistence, related to antropogenic impact responsible for coastal water eutrophication, organisms' transport through ballast water, increase of aquaculture and climate changes associated to the increase in industrial activities for the last two centuries. Once each species shows different adaptative strategies and acts in distinct ways in response to environmental change, it is argued that better investigations will be those that can identify and quantify the specific adaptations of HABs-causing species that are able to lead to their selection, particularly to several hydrodynamic and ecological conditions. Thus, the present work intends to present a summary of the most important aspects linked to the development

of these blooms and, mainly, report some cases about the impact of their occurrence on coastal communities.

Keywords: allelopathy; biomagnification; poisoning; phytoplankton; ficotoxins.

RESUMEN

FLORACIONES DE ALGAS NOCIVAS Y SUS EFECTOS AMBIENTALES. El término floraciones de algas nocivas (FANs) incluye tanto a las especies productoras de toxinas, las cuales pueden contaminar a los consumidores superiores a través de la biomagnificación, como a los grandes productores de biomasa, que pueden llevar al agotamiento de oxígeno disuelto en la columna de agua y, por lo tanto, aumentar las tasas de mortalidad en el medio marino, produciendo toxinas o no; así como aquellos que causan efectos inflamatorios y daños mecánicos en los peces e invertebrados. En particular, la síntesis de toxinas (internamente almacenadas o liberadas en el medio) es considerada una estrategia del fitoplancton para reducir los efectos de los potenciales competidores y depredadores. De las más de 5000 especies conocidas de fitoplancton, solamente el 6% puede ser nocivo y menos del 2% produce toxinas. Originalmente los fenómenos naturales comunes a diferentes regiones del planeta, las FANs muestran un incremento en su extensión y persistencia, relacionado con el impacto antropogénico responsable de la eutrofización de las aguas costeras, el transporte de los organismos a través del agua de lastre, el aumento de la acuicultura y el cambio climático asociado con el crecimiento de la actividad industrial durante los últimos dos siglos. Debido a que cada especie muestra diferentes estrategias adaptativas y responde de distintas maneras frente a las modificaciones del ambiente, se argumenta que las investigaciones más exitosas serán aquellas que consigan identificar y cuantificar las adaptaciones específicas de las especies causantes de los FANs que son capaces de conducir a su selección, en particular, a diferentes condiciones hidrodinámicas y ecológicas. Por ello, este trabajo presenta una reseña de los aspectos más importantes relacionados con el desarrollo de esas floraciones y, principalmente, se reportan algunos casos acerca del impacto de esas ocurrencias en las comunidades conteras.

Palabras clave: alelopatía; biomagnificación; envenenamiento; fitoplancton; ficotoxinas.

INTRODUÇÃO

O fitoplâncton é composto tanto por organismos autotróficos quanto por heterotróficos e mixotróficos, assim como por organismos procariontes e eucariontes. O fitoplâncton autotrófico e mixotrófico, durante o processo fotossintético, atua como ponto de partida do fluxo de carbono (C) na teia trófica, ao converter substâncias inorgânicas em compostos orgânicos. Alterações na composição e estrutura desses organismos provocam impactos na estrutura e dinâmica das teias alimentares e até nos ciclos biogeoquímicos, principalmente do carbono e nitrogênio (N) (ex. Falkowski & Raven 1997, Cermeño *et al.* 2006). Assim como o fitoplâncton, que apresenta alta diversidade biológica, o zooplâncton pode assumir, na rede trófica pelágica, distintos papéis, sejam esses de consumidores, presas, ou até mesmo recicladores de compostos orgânicos e inorgânicos (Vanni 1996, Elser *et al.* 2001).

Ao determinarem a estabilidade da coluna de água e a disponibilidade de recursos, as condições

hidrodinâmicas de uma região favorecem os organismos mais adaptados e influenciam na estrutura da comunidade e na sua distribuição vertical e horizontal (ex. Balech 1986, Boltovskoy 1970, Brandini *et al.* 2000). As variações espaço-temporais da densidade e atividade do plâncton são, assim, controladas por fatores *bottom-up* e *top-down* (Zhou *et al.* 2009). Fatores abióticos, como temperatura, salinidade, luz, concentrações de nitrogênio, fósforo (P), sílica (SiO₂) e matéria orgânica (MO), dissolvida e particulada, constituem fatores *bottom-up*. Já relações como as de predação, competição e lise celular por ação de vírus representam fatores *top-down* (Wright & Coffin 1983, Goosen *et al.* 1999, Almeida *et al.* 2001, Sherr & Sherr 2002, Riegman & Winter 2003, Merico *et al.* 2004, Solé *et al.* 2006).

Autores como Margalef (1978), Sournia (1982) e Cullen & MacIntyre (1998) mostram que diferenças na disponibilidade de nutrientes associadas aos diferentes regimes hidrológicos acabam selecionando organismos fitoplanctônicos com distintas adaptações. A associação entre a forma

desses organismos, as condições hidrológicas e a disponibilidade de nutrientes permite discutir quais as principais adaptações que os indivíduos apresentam para ocupar determinada função, ou seja, nicho, no ambiente. Dentre as adaptações aos diferentes regimes hidrológicos, que demandam controles fisiológicos para a regulação da profundidade ocupada, destacam-se a presença de flagelos que permitem o desenvolvimento de padrões de migrações verticais (Eppley *et al.* 1968); o desenvolvimento de fototaxia (Hasle 1950); a presença de revestimentos celulares especiais (ex. frústula de diatomáceas e estrias helicoidais de euglenofíceas), que aumentam a superfície celular, contribuem para a proteção do material celular e podem aumentar o atrito com a coluna de água (Leedale 1967, Darley 1977, Duke & Reimann 1977, Dodge 1979); presença de cornos, espinhos, cerdas e pêlos, que permitem maior flutuação (Walsby & Reynolds 1980); formação de secreções como as mucilagens de diatomáceas enriquecidas em nutrientes (McLachlan *et al.* 1965, Blasco 1970, Myklestad 1974); formação de agregados para redução da taxa de afundamento (Smayda & Boleyn 1966, Bienfang 1981); e desenvolvimento de toxinas contra predadores e competidores, e favoráveis à captura de presas (Hallegraeff *et al.* 1995).

Por responderem rapidamente às variações físicas e químicas da coluna de água os organismos fito e zooplânctônicos acabam sendo bastante utilizados como indicadores de frentes, correntes, massas de água e modificações ambientais, principalmente aquelas relacionadas à concentração de determinados elementos na coluna de água (Monger *et al.* 1997, Longhurst 1998, Ryan *et al.* 2001, Garcia *et al.* 2004). Entendendo as diferentes adaptações das espécies de microalgas torna-se possível descrever os padrões de distribuição de sua abundância em função dos processos hidrológicos e da distribuição de nutrientes, além do potencial impacto da pressão de predadores sobre as comunidades (Hallegraeff 2010). Essa compreensão pode contribuir para a determinação das principais causas de florações algais nocivas (FANs) e, conseqüentemente, permitir tentativas de previsão de sua ocorrência e de seus efeitos na comunidade marinha. Além disso, auxilia na avaliação dos efeitos dos impactos humanos (aquicultura, engenharia costeira e mudanças climáticas) na região costeira, capazes de modificar o ambiente.

Das mais de 5000 espécies do fitoplâncton, somente cerca de 6% podem ser nocivas e menos de 2% produtoras de toxinas (Granéli & Turner 2006). A síntese de toxinas, armazenadas no interior das células ou secretadas no meio, é considerada uma estratégia do fitoplâncton para reduzir o efeito de potenciais competidores e predadores (Granéli & Johansson 2003, Granéli *et al.* 2008, Prince *et al.* 2010, Weissbach *et al.* 2010), essas toxinas podem ser bioacumuladas ao longo da teia trófica marinha e muitas podem causar problemas de saúde pública. Portanto, considerando os impactos das FANs, o presente trabalho visa apresentar uma breve revisão sobre os principais aspectos relacionados ao desenvolvimento dessas florações e, principalmente, relatar alguns casos sobre o impacto de sua ocorrência nas comunidades costeiras.

FLORAÇÕES ALGAIS NOCIVAS: DEFINIÇÕES E ALELOPATIA

Grandes aumentos da biomassa de microalgas (as chamadas florações) ocorrem naturalmente nos oceanos associadas às mudanças, principalmente sazonais, no regime de luz solar, disponibilidade de nutrientes e condições hidrodinâmicas, que modificam a estabilidade da coluna de água e, em especial, a profundidade da camada de mistura (Solé *et al.* 2005).

Solé *et al.* (2006) citam que essas florações são bem comuns e ligadas às interações físicas, químicas e biológicas particulares de cada local. Em especial, Masó & Garcés (2006) destacam o controle interno que as próprias microalgas exercem na dinâmica da floração, através de algumas estratégias comportamentais adaptativas, como a fototaxia, capacidade de migrar verticalmente, formação de agregados e cistos, além da produção de substâncias tóxicas para outros organismos.

Diversos são os estudos que mostram como a formação de florações algais pode ser nociva ao desenvolvimento de outras espécies, devido ao grande acúmulo de biomassa ou de compostos tóxicos, capazes de causar efeitos deletérios em competidores ou atuar como mecanismos de defesa contra predadores (Solé *et al.* 2005, Flynn 2008, Granéli *et al.* 2008).

A essas florações dá-se o nome de florações algais nocivas (FANs em português e HABs – *Harmful Algal*

Blooms – em inglês), termo cunhado pela primeira vez em 1974 durante a 1ª Conferência Internacional de Florações de Dinoflagelados Tóxicos (Hallegraeff *et al.* 1995). Nesse contexto, é preciso deixar claro que o termo FANs deve ser usado para descrever aumentos em um curto espaço de tempo da população de microalgas que tenha encontrado condições favoráveis ao seu desenvolvimento. É essencial também destacar que o referido termo é empregado para as mais diferentes classes de microalgas, como *Dinophyceae*, *Cyanophyceae*, *Bacillariophyceae*, *Raphidophyceae* e a divisão Prymnesiophyta (que inclui os coccolitoforídeos) (Hallegraeff 2010).

Segundo Van Der Bergh *et al.* (2002) e Granéli *et al.* (2008), os aumentos excessivos da concentração de nitrogênio e fósforo na coluna de água, ocasionados pelo aumento do aporte fluvial e da carga de nutrientes

de origem terrestre ou devido à influência antrópica, são os principais responsáveis pelo aumento da produtividade primária, principalmente na região costeira (a Tabela 1 sumariza as principais causas de FANs discutidas na literatura). Maiores taxas de respiração e eventual decomposição ocorrem e levam à maior depleção do oxigênio, promovendo, em última instância, condições anóxicas até mesmo próximo à superfície. Além disso, o aumento da biomassa de microalgas leva ao aumento da turbidez. A paulatina deterioração da coluna de água (odor, mudança de cor) leva, assim, a alterações na estrutura da teia trófica e a problemas econômicos diversos, tais quais a proibição da atividade pesqueira e recreativa, caracterizando o primeiro tipo de floração de microalgas nocivas (Hallegraeff *et al.* 1995, Anderson *et al.* 2002).

Tabela 1. Principais causas das FANs (florações algais nocivas) citadas na literatura – causas naturais e aumento de ocorrência e abrangência geográfica das FANs associadas às atividades humanas.

Table 1. HABs (harmful algal blooms) main causes cited in the literature – natural causes and increasing of occurrence and geographical range of HABs related to human activities.

Eventos	Causas	Referências
	1- Naturais	
	Eutrofização natural	Hallegraeff (2003)
	Variação climática natural	Gilbert & Pitcher (2001); Hallegraeff (2010)
	2- Antropogênicas	
<i>Estimulação do crescimento das microalgas formadoras de FANs</i>	Eutrofização cultural	Van Der Bergh (2002); Hallegraeff (2003); Granéli <i>et al.</i> (2008)
	Mudanças climáticas globais induzidas pelo homem	Hallegraeff (2010)
	Diminuição da circulação – confinamento de corpos de água (ex. exploração da linha de costa – Mediterrâneo)	Garcés <i>et al.</i> (2000)
	1- Naturais	
	Transporte através de correntes <i>hidden flora</i>	Dale <i>et al.</i> (1993); Masó & Garcés (2006)
	2- Antropogênicas	
<i>Deteção de espécies potencialmente nocivas em áreas nas quais elas não foram previamente identificadas</i>	Água de lastro	Hallegraeff (2003)
	Movimentação do estoque de moluscos em maricultura	Scholin (1996)
	Material plástico com biofilme e algas epifíticas associadas	Masó <i>et al.</i> (2003)

Dentre os principais organismos citados por Smayda (1997), responsáveis por essas florações, estão os fitoflagelados. Especial importância têm os dinoflagelados, grupo que, apesar das taxas de crescimento naturais um tanto quanto baixas, apresenta uma alta capacidade de deslocamento e de migração, que permite aos mesmos controlar a profundidade ocupada e explorar verticalmente as regiões mais favoráveis (ex. Margalef *et al.* 1979).

Outras vezes, as florações nocivas são formadas por organismos capazes de produzir toxinas e outros metabólitos secundários, os quais são liberados na coluna de água (Van Der Bergh *et al.* 2002, Solé *et al.* 2005). Masó & Garcés (2006) relatam que nesse segundo tipo de floração estão inseridos alguns formadores de grandes biomassas. Calcula-se que das mais de 5000 espécies do fitoplâncton, cerca de 300 podem ser nocivas, sendo aproximadamente 80 as produtoras de toxinas (especialmente dinoflagelados) (Granéli & Turner 2006).

Há que se citar que ainda existe grande discussão sobre o real valor adaptativo da produção de ficotoxinas. Enquanto alguns autores mostram serem estas respostas naturais do organismo sintetizador em função das condições ambientais (ex. Yu *et al.* 2000, Granéli *et al.* 2008), outros consideram as toxinas como resultados de desvios metabólicos, produto de interações indiretas com bactérias, como citado por Kodama *et al.* (2006) para *Pseudo-nitzschia* spp., entre outros.

Diversos autores (ex. Hulot & Huisman 2004, Flynn 2008, Granéli *et al.* 2008) destacam que a possível produção de toxinas representa uma grande vantagem sobre outros organismos da comunidade. Atividades alelopáticas podem acabar inibindo o crescimento de outras espécies competidoras e/ou ocasionando a morte de seus eventuais predadores sensíveis (redução do *grazing*).

Granéli & Johansson (2003) discutem que as interações entre as espécies fitoplânctônicas devidas à excreção extracelular de substâncias (alelopatia), e consequente supressão do crescimento de algas competidoras, acabam afetando a sucessão fitoplânctônica. Exemplos são as inibições do crescimento de *Heterocapsa triquetra* (dinoflagelado) pela presença de *Chrysochromulina polylepis* (primnesioficea), e de *Thalassiosira weissflogii* (diatomácea) e *Rhodomonas* sp. (criptofíceas) por

Alexandrium spp., respectivamente documentadas por Schmidt & Hansen (2001) e Fistarol *et al.* (2004).

Flynn (2008) destaca que a redução da presença de predadores somente é útil quando se trata de um organismo com grande capacidade competitiva. Do contrário, reduzir a presença de um importante predador pode acabar favorecendo a presença de outras espécies competidoras e até mesmo de outros predadores. O exemplo citado pelo referido autor é a liberação de aldeídos polinsaturados por diatomáceas em copépodes, que acabam reduzindo a população de copépodes (mesozooplâncton), embora aumentando a do microzooplâncton ou de flagelados, seus competidores diretos. Dessa maneira, julga-se que manter algum nível de competição é essencial para evitar a especialização da predação sobre um único tipo de presa.

Alguns trabalhos citam que uma mesma espécie pode apresentar toxicidades distintas em diferentes localidades (Cembella 1998, Sierra-Beltrán *et al.* 2005). Lindahl *et al.* (2007), por exemplo, ao compararem a toxicidade de *Dinophysis acuminata* entre dois fiordes na Suécia, Gullmar e Koljö, verificaram que em todas as profundidades do primeiro fiorde a toxicidade média das células de *D. acuminata* foi superior às encontradas nas amostras do segundo fiorde, uma área hidrodinamicamente menos ativa. Existem dúvidas ainda sobre o porquê dessas variações quali e quantitativas na produção de ficotoxinas. Masó & Garcés (2006) argumentam que a existência das variações de toxicidade deve ser vista com cautela, por exemplo, quando comparados registros históricos, uma vez que eventuais erros na identificação das espécies podem contribuir para interpretações errôneas.

Mesmo em baixas concentrações celulares, sem a ocorrência de florações, pode ocorrer a produção de toxinas. Caso específico é o do desenvolvimento episódico da síndrome do envenenamento diarréico (*Diarrhetic Shellfish Poisoning* - DSP) associada à presença de dinoflagelados do gênero *Dinophysis* em baixas concentrações celulares (10^2 a 10^4 cél.L⁻¹) (Hulot & Huisman 2004).

Na verdade, comuns são as observações de uma estreita relação entre a disponibilidade de nutrientes e o aumento da atividade alelopática. Quando há limitação do crescimento por nutrientes e a capacidade competitiva é reduzida, a alelopatia

torna-se o principal mecanismo de defesa (Granéli & Johansson 2003).

De toda forma, os efeitos produzidos contra predadores e competidores, devido à presença dos compostos tóxicos oriundos de microalgas, somente são efetivos a partir de determinada concentração mínima (Flynn 2008). Mason *et al.* (1982) mostram, por exemplo, que a toxina produzida pela cianobactéria *Scytonema hofmanni* somente inibe o crescimento de *Synechococcus* a partir de uma concentração de $1,5\mu\text{g.mL}^{-1}$. Experimentos de Gleason & Paulson (1984) demonstram, por sua vez, que concentrações menores que $1\mu\text{g.mL}^{-1}$ da toxina de *S. hofmanni* não conseguem cessar o transporte de elétrons para o fotossistema II de *Synechococcus* por mais do que dois ou três dias.

Nota-se que alguns predadores expostos historicamente a determinadas toxinas parecem apresentar resistência às mesmas, o que acaba complicando a previsão dos efeitos das atividades aleloquímicas de microalgas. Padrões de evitação de dinoflagelados tóxicos (como *Gonyaulax tamarensis*, atualmente *Alexandrium tamarensis*), provavelmente deflagrados por comandos químicos, e a substituição pela predação de espécies de microalgas competidoras são observados em *Calanus pacificus* e *Paracalanus parvus*, citados por Huntley *et al.* (1986).

Embora a proliferação de microalgas possa ser benéfica para a aquicultura, o aumento da concentração das espécies potencialmente nocivas é associado a fatos negativos que causam perdas econômicas nas atividades pesqueiras e em operações de turismo. Granéli *et al.* (2008), por exemplo, relatam que grandes mortandades de peixes ocorrem após grandes florações de cianobactérias capazes de liberar compostos hemolíticos que afetam as delicadas membranas das brânquias dos primeiros. Por sua vez, Weissbach *et al.* (2010) comentam sobre a transferência das chamadas neurotoxinas sintetizadas por *Alexandrium* spp. ao longo da teia trófica marinha, e os conseqüentes aumentos no número de peixes, aves e mamíferos com funções fisiológicas alteradas, e até mesmo mortos.

Das mais preocupantes questões a respeito da proliferação de FANs nos oceanos e zonas costeiras está a avaliação da extensão dos compostos químicos na teia trófica marinha, que incluem os possíveis

danos físicos a população humana. Anualmente são registrados cerca de 2000 casos de intoxicações (com aproximadamente 15% de mortalidade) em seres humanos através da ingestão de peixes, moluscos e água contaminados, além da exposição via contato e inalação (Hallegraeff *et al.* 1995, Masó & Garcés 2006).

Em decorrência dos inúmeros casos de intoxicações e das grandes perdas socioeconômicas observadas, programas de monitoramento têm sido desenvolvidos (Caron *et al.* 2010). Segundo Van Der Bergh *et al.* (2002), quatro tipos de políticas podem ser identificadas: prevenção, restauração, melhoramento e nenhuma ação.

As políticas de prevenção abrangem estratégias que procuram minimizar a probabilidade de formação de uma floração algal nociva, seja prevenindo a introdução acidental de microalgas através da água de lastro ou transportadas com peixes e moluscos importados, e até mesmo reduzindo ou eliminando o despejo de efluentes domésticos e industriais que contribuem para o aumento da frequência e intensidade dessas florações.

Medidas de restauração são implantadas após a ocorrência de FANs e estas tentam, através do emprego de mão de obra treinada e equipamento especial, controlar a formação de florações e impedi-las de espalharem-se. A escolha das medidas a serem tomadas utilizam a identificação de espécies chave e são preferencialmente empregadas com base no seu grau de eficiência.

As estratégias de melhoramento são caracterizadas por programas pontuais e individuais que não focam sua atenção nas condições precedentes ao desenvolvimento das florações. Compreendem medidas de mitigação, ou seja, medidas que podem reduzir os impactos, como por exemplo, a remoção de agregados de algas e organismos mortos das praias.

A opção por uma estratégia de ausência de ação significa a aceitação de todos os possíveis danos.

FATORES QUE CONTROLAM O DESENVOLVIMENTO DE FLORAÇÕES

Florações algais nocivas são fenômenos naturais que têm ocorrido ao longo da história da Terra. Virtualmente, toda região costeira de nosso planeta

já foi afetada alguma vez pelo desenvolvimento de FANs, resultados da interação entre os fatores abióticos (temperatura, luz, nutrientes, regime hidrológico) e bióticos (competição, predação, lise viral). Nas últimas décadas, nota-se, porém, o aumento crescente dos registros de FANs ao redor do globo (Anderson *et al.* 2002, Hallegraeff 2010).

Segundo Anderson *et al.* (2008) o aumento observado é função tanto da dispersão natural de espécies por correntes ou tempestades, quanto – e principalmente – devido a influência das atividades humanas, seja em decorrência do aumento da eutrofização costeira ou via transporte de microalgas pela água de lastro, e até mesmo pelo desenvolvimento de técnicas de análise mais precisas.

Em especial, a disponibilidade de nutrientes é essencial para o crescimento da biomassa das microalgas marinhas e situações de alteração dessas são as mais discutidas como as principais causas para o aumento do desenvolvimento, persistência e expansão de muitas florações algais (ex. Granéli & Johansson 2003, Dyhrman 2008, Granéli *et al.* 2008, Heisler *et al.* 2008).

Nas regiões costeiras e oceânicas, nitrogênio e fósforo estão raramente em concentrações altas o suficiente para sustentar o desenvolvimento simultâneo de uma grande variedade de espécies. Dessa forma, a habilidade de competir por nutriente limitante é crucial para a proliferação preferencial de determinadas espécies.

Em estágios avançados do impacto da ação antrópica, o aumento do despejo de efluentes em rios e zonas costeiras – principalmente de fertilizantes utilizados pelas atividades agrícolas –, a maior deposição atmosférica e a canalização de rios para navegação, controle de enchentes ou construção de reservatórios, contribuem para o aumento da eutrofização do ambiente (CENR 2000, Anderson *et al.* 2002, Justic *et al.* 2002, Kesel 2003, Reide-Corbett *et al.* 2006, 2007, Hyfield *et al.* 2008, Lohrenz *et al.* 2008, Eldridge & Roelke 2010). Para se ter idéia, no ambiente costeiro, desde o início da Revolução Industrial, a carga de fósforo triplicou, enquanto que a de nitrogênio aumentou de quatro a dez vezes no Golfo do México e no Mar do Norte, respectivamente (CENR 2000, Smil 2001).

A eutrofização, quando associada a padrões de circulação restrita ou alta estratificação da coluna de água, pode elevar a produtividade primária e a decomposição da matéria orgânica, reduzindo, muitas vezes drasticamente, os teores de oxigênio dissolvido na coluna de água. Condições anóxicas podem ser criadas e aumentos da mortalidade de diversos organismos aeróbicos são comuns. Da mesma forma, espécies oportunistas podem se desenvolver, como aquelas que possuem estratégias nutricionais vantajosas, como a afinidade por menor teor de nutrientes, preferência por formas reduzidas de nitrogênio (como amônia e uréia) e habilidade mixotrófica (Masó & Garcés 2006). Nesse caso, tem-se o que se chama de florações algais não-tóxicas.

Além do aumento da biomassa, Granéli & Johansson (2003) e Granéli *et al.* (2008) destacam que sob condições de estresse/eutrofização altera-se o balanço entre nitrogênio e fósforo na coluna de água, e a produção de aleloquímicos acaba sendo reforçada e tendo sua ação acentuada. Ao eliminarem ou inibirem o crescimento de seus competidores, as algas alelopáticas são então capazes de usar os nutrientes limitantes.

Granéli & Johansson (2003) dão como exemplo o aumento da toxicidade de *Prymnesium parvum* sob condições de nitrogênio ou fósforo limitante. Segundo esses autores, em condições de nitrogênio e fósforo limitante, *P. parvum* apresentou efeito negativo sobre *T. weissflogii*, *Prorocentrum minimum* e *Rhodomonas* cf. *baltica*. Já em condições de nitrogênio e fósforo suficientes, um efeito positivo foi notado, indicando que a produção de toxina é uma resposta química aos baixos níveis de nutrientes (Figura 1).

Heisler *et al.* (2008) mostram como exemplo da alteração da sucessão fitoplânctônica – devida à influência da eutrofização costeira e redução da razão N:P – a substituição da comunidade de diatomáceas na plataforma oeste da Flórida pelo dinoflagelado *Karenia brevis*.

Verifica-se que a eutrofização costeira de origem antrópica não só pode disponibilizar nutrientes em excesso na coluna de água e acabar levando à formação de elevadas biomassas de microalgas, mas também age como fator na regulação de alelopatia (Anderson *et al.* 2008, Caron *et al.* 2010). É importante citar que não só os nutrientes

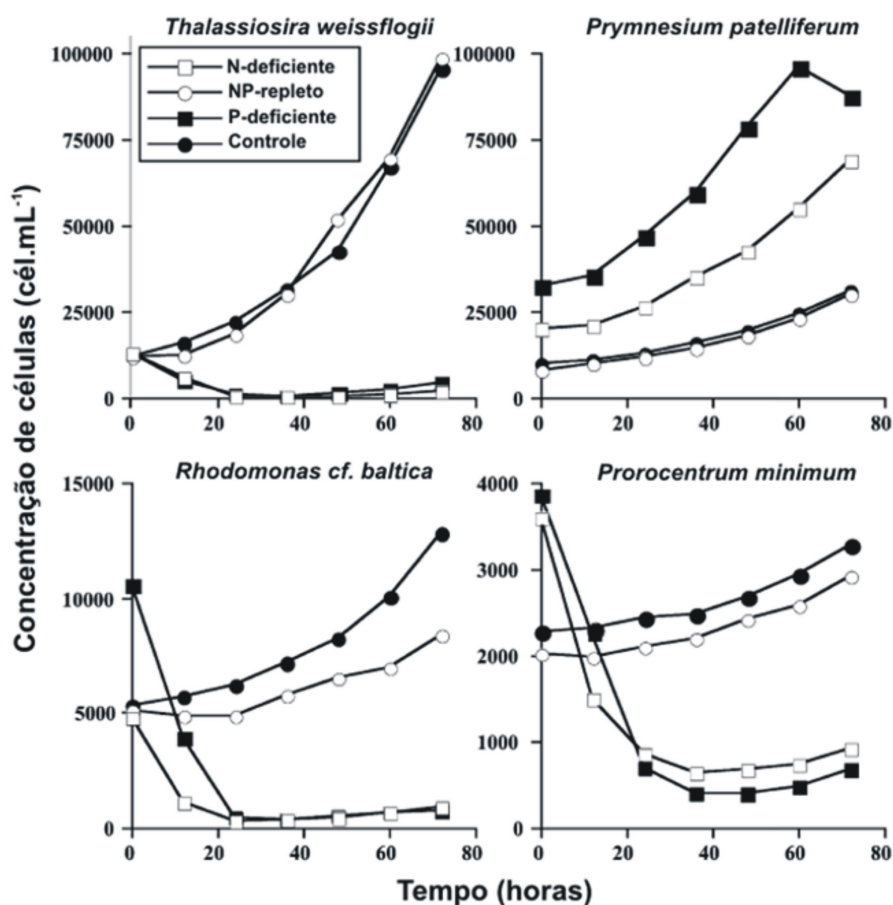


Figura 1. Efeitos da toxicidade de *Pymnesium parvum* sob diferentes concentrações de nitrogênio ou fósforo. Em situações de nitrogênio e fósforo limitante, *P. Parvum* apresentou efeito negativo em *Thalassiosira weissflogii*, *Prorocentrum minimum* e *Rhodomonas cf. baltica*. O oposto foi observado em condições de nitrogênio e fósforo repletos. Figura adaptada de Granéli & Johansson (2003).

Figure 1. Effects of *Pymnesium parvum*'s toxicity under different concentrations of nitrogen or phosphorus. In situations of limiting nitrogen and phosphorus, *P. Parvum* showed a negative effect on *Thalassiosira weissflogii*, *Prorocentrum minimum* and *Rhodomonas cf. baltica*. The opposite was observed under conditions of full nitrogen and phosphorus. Figure adapted from Granéli & Johansson (2003).

inorgânicos são utilizados pelas florações. Para Granéli *et al.* (2008) e Heisler *et al.* (2008) muitos nutrientes orgânicos (dissolvidos ou particulados) são biodisponíveis para dinoflagelados e cianobactérias, em especial as frações orgânicas de nitrogênio e fósforo liberadas pela lise celular dos organismos alvo de suas toxinas.

Ainda segundo Heisler *et al.* (2008), o reconhecimento de que a poluição do ambiente marinho contribui para o desenvolvimento e persistência das FANs não diminui a possibilidade de outros fatores poderem, também, promovê-las. Descobrir a complexidade e a interação entre esses fatores é um grande desafio para a gestão de ambientes costeiros.

Em especial, as alterações climáticas são destacadas por Granéli *et al.* (2008) e Hallegraeff (2010) como

importantes fatores para a expansão das FANs nos oceanos. Defende-se que, no caso de um aquecimento do planeta, as temperaturas nos oceanos e o nível do mar aumentarão, haverá desaceleração da circulação oceânica e conseqüente aumento da estratificação da coluna de água. Devido ao aquecimento das águas, a solubilidade do oxigênio diminuirá, enquanto a eutrofização nas regiões costeiras poderá ser elevada mediante a maior precipitação e intemperismo terrestre. A fotossíntese será então estimulada e, especialmente, haverá proliferação de microalgas oportunistas (dinoflagelados e cianobactérias). As zonas anóxicas serão expandidas e ocorrerão aumentos das emissões de gases estufa como metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O), além da acidificação dos oceanos devido ao aumento da concentração de dióxido de carbono (CO₂) na coluna de água. Por fim,

perdas de ecossistemas, da diversidade e da biomassa marinha serão observadas.

Embora o descrito seja o cenário previsto para daqui a alguns anos – e apesar de ainda não se saber exatamente como o aumento da temperatura global particularmente poderá afetar as espécies alelopáticas – grande parte dessas previsões já é notada. Hallegraeff (2010) destaca que, no Atlântico Norte, o observado enfraquecimento e contração do Giro Subpolar para oeste, acaba permitindo a penetração de águas subtropicais nas porções mais setentrionais desse oceano. Espécies até então restritas a menores latitudes, como *Neoceratium trichoceros* (antes limitado ao sul das Ilhas Britânicas), *Neoceratium furca*, *Neoceratium hexacanthum*, *Noctiluca scintillans* e dos gêneros *Prorocentrum* e *Dinophysis*, passaram a ser encontradas nas proximidades da Península Escandinava nos últimos 40 anos. Ao mesmo tempo, a observação dessa mudança de distribuição e relação com as alterações do clima leva, cada vez mais, ao questionamento da prévia existência de determinadas espécies em regiões onde, até o início dos estudos, elas não eram registradas (Dale *et al.* 1993).

A dispersão de algas (células vegetativas e cistos) pela água de lastro e crescimento das atividades de aquicultura também vêm sendo citadas como contribuidoras para esse maior registro de FANs e, principalmente, das alterações da estrutura da teia trófica marinha e casos de intoxicações de aves, mamíferos marinhos e do próprio homem (Heisler *et al.* 2008).

De toda forma, ainda que haja eutrofização devido à ação humana, transporte por água de lastro e alterações climáticas, não se pode ignorar que o mecanismo de formação de florações também responde aos chamados fatores *top-down* (Buskey 2008). Mesmo sob condições eutróficas, o início de uma floração será controlado pela presença de predadores que não são afetados pelas toxinas do fitoplâncton. Hallegraeff (2010) relata que a atividade pesqueira excessiva pode, por exemplo, retirar predadores topo de cadeia e contribuir para o aumento da pressão de *grazing*. Por outro lado, impactos climáticos diretamente sobre o zooplâncton ou peixes planctívoros podem resultar num estímulo das FANs.

PRINCIPAIS TOXINAS E EFEITOS ASSOCIADOS

Tendo em vista os diferentes efeitos, pode-se compartimentalizar as espécies potencialmente nocivas da seguinte forma (ex. Hallegraeff *et al.* 1995, Van Der Bergh *et al.* 2002, Masó & Garcés 2006, Granéli *et al.* 2008, Caron *et al.* 2010):

ESPÉCIES QUE PRODUZEM ELEVADA BIOMASSA E NÃO SÃO DIRETAMENTE TÓXICAS AO HOMEM

Diz-se daquelas que, basicamente, levam à descoloração da água (marés marrons, vermelhas) e causam morte de organismos pela redução do oxigênio (Tabela 2).

Tabela 2. Exemplos de espécies citadas na literatura (ex. Proença *et al.* 2010) por produzirem elevada biomassa e tornarem-se potencialmente nocivas à comunidade costeira.

Table 2. Examples of species cited in the literature (ex. Proença *et al.* 2010) for producing high biomass and become potentially harmful to the coastal community.

Grupo	Espécies nocivas
Diatomáceas	<i>Skeletonema</i> spp.
Dinoflagelados	<i>Akashiwo sanguinea</i> , <i>Neoceratium fusus</i> , <i>Neoceratium tripos</i> , <i>Cochlodinium polykrikoides</i> , <i>Heterocapsa triquetra</i> , <i>Noctiluca scintillans</i>
Primnesiofitas	<i>Phaeocystis</i> spp.
Pelagofitas	<i>Aureococcus anophagefferens</i> , <i>Aureoumbra lagunensis</i>
Cianobactérias	<i>Trichodesmium erythraeum</i>

Devido aos diferentes impactos, na comunidade costeira, das espécies produtoras de elevadas densidades celulares, uma subdivisão pode ser feita:

Espécies não-tóxicas ao homem, mas nocivas aos peixes e invertebrados

Inclui aquelas que levam a danos mecânicos por obstrução e dano às brânquias, efeitos hemolíticos, hepatotóxicos e osmoregulatórios (Tabela 3).

Tabela 3. Exemplos de espécies produtoras de elevada biomassa, capazes de provocar perdas na comunidade de peixes e invertebrados (ex. Hallegraeff *et al.* 1995, Przeslawski *et al.* 2008, Moestrup *et al.* 2009, Caron *et al.* 2010, Proença *et al.* 2010).

Table 3. Examples of high biomass species, which can cause losses in the community of fish and invertebrates (ex. Hallegraeff *et al.* 1995, Przeslawski *et al.* 2008, Moestrup *et al.* 2009, Caron *et al.* 2010, Proença *et al.* 2010).

Grupo	Espécies nocivas
Diatomáceas	<i>Chaetoceros aequatoriali</i> , <i>Chaetoceros affinis</i> , <i>Chaetoceros castracanei</i> , <i>Chaetoceros coarctatus</i> , <i>Chaetoceros contortus</i> , <i>Chaetoceros curvisetus</i> , <i>Chaetoceros dadayi</i> , <i>Chaetoceros danicus</i> , <i>Chaetoceros debilis</i> , <i>Chaetoceros decipiens</i> , <i>Chaetoceros didymus</i> , <i>Chaetoceros cf. gracilis</i> , <i>Chaetoceros lacinosus</i> , <i>Chaetoceros laevis</i> , <i>Chaetoceros lorenzianus</i> , <i>Chaetoceros messanensis</i> , <i>Chaetoceros peruvianus</i> , <i>Chaetoceros socialis</i> , <i>Chaetoceros subtilis</i> , <i>Chaetoceros subtilis</i> var. <i>abnormis</i> , <i>Chaetoceros wighamii</i> , <i>Coscinodiscus wailesii</i> , <i>Skeletonema cf. costatum</i> , <i>Thalassiosira</i> spp.
Dinoflagelados	<i>Cochlodinium polykrikoides</i> , <i>Karenia</i> spp., <i>Gonyaulax</i> spp., <i>Gymnodinium</i> spp., <i>Pfiesteria piscicida</i>
Rafidofíceas	<i>Chattonella cf. marina</i> , <i>Chattonella cf. antiqua</i> , <i>Heterosigma akashiwo</i> , <i>Fibrocapsa japonica</i>
Primnesiofitas	<i>Chrysochromulina</i> spp., <i>Prymnesium</i> spp., <i>Phaeocystis globosa</i>
Pelagofita	<i>Aureococcus anophagefferens</i>

Registros desse subgrupo, por exemplo, são encontrados nos trabalhos de Przeslawski *et al.* (2008) e Caron *et al.* (2010), que descrevem a ocorrência de marés marrons a partir da década de 80 na porção oeste do Atlântico Norte, em especial na região costeira de Rhode Island (EUA). Nessa área verifica-se alto desenvolvimento de *Aureococcus anophagefferens*, uma microalga que não produz toxinas específicas capazes de levar a fatalidades humanas, mas que afeta negativamente a população de bivalves pela inibição do movimento dos cílios branquiais dos mesmos. O caso mais conhecido é o declínio de *Mercenaria mercenaria* próximo à Long Island, a qual era dominante até a década de 70 e que, atualmente, está pouco presente devido à queda do recrutamento gerada pela danificação dos cílios laterais por longo período.

Espécies que podem causar danos de ordem bio-econômica

Incluem aquelas que provocam alterações estéticas que afetam o turismo e a pesca, por produção de mucilagem, maus odores, espuma e descoloração (Tabela 4).

Tabela 4. Exemplos de espécies produtoras de elevada biomassa causadoras de danos de ordem bio-econômica (ex. Hallegraeff *et al.* 1995, Przeslawski *et al.* 2008, Moestrup *et al.* 2009, Caron *et al.* 2010, Proença *et al.* 2010).

Table 4. Examples of high biomass species that can cause bio-economic damages (ex. Hallegraeff *et al.* 1995, Przeslawski *et al.* 2008, Moestrup *et al.* 2009, Caron *et al.* 2010, Proença *et al.* 2010).

Grupo	Espécies nocivas
Diatomáceas	<i>Coscinodiscus wailesii</i> , <i>Cylindrotheca closterium</i> , <i>Guinardia flaccida</i> , <i>Guinardia delicatula</i> , <i>Thalassiosira</i> sp.
Dinoflagelados	<i>Noctiluca scintillans</i>
Primnesiofitas	<i>Phaeocystis</i> spp.
Pelagofitas	<i>Aureococcus anophagefferens</i>

Casos de acúmulos de biomassa de microalgas associadas ao mau-cheiro são relatados principalmente nas proximidades de regiões costeiras impactadas pelo desenvolvimento antrópico (Hallegraeff *et al.* 1995, Van Der Bergh *et al.* 2002). No Brasil, diversos são os registros na mídia de manchas, espumas e maus odores nas praias

próximas aos grandes centros urbanos, que acabam sendo responsáveis por periódicas proibições da atividade pesqueira e interdições de trechos para uso recreativo (Tabela 5).

Tabela 5. Resumo dos registros obtidos *online* de florações algais modificadoras da ordem estética nos ambientes costeiros dos principais centros urbanos do Brasil na última década.

Table 5. Summary of records found online of algal blooms that aesthetically modify coastal environments in the main urban centers of Brazil on the last decade.

Local	UF	Fenômeno	Registro	Referência
Praia da Barra da Tijuca e São Conrado	RJ	Intenso mau cheiro	Junho de 2000	Diário do Vale (2000)
Ipanema, Leblon, Arpoador, Barra da Tijuca e São Conrado	RJ	Mancha escura	Fevereiro de 2007	G1 (2007)
Praia de Copacabana	RJ	Mancha escura	Outubro de 2007	Folha Online (2007)
Praia de Ponta Negra	RN	Mancha escura	Janeiro de 2008	Tribuna do Norte (2008)
Baía sul de Florianópolis	SC	Maré vermelha	Abril de 2008	Folha Online (2008)
Praia de Copacabana	RJ	Maré marrom	Dezembro de 2009	Balocco (2009)
Praia de Itapirubá	SC	Mancha escura	Mai de 2010	Rehm (2010)
Praias de São Francisco do Sul	SC	Mancha escura e odor	Outubro de 2010	A Notícia (2010)
Praia dos Ossos	RJ	Mancha verde	Janeiro de 2011	O Globo (2011a)
Praia de Piratininga	RJ	Mancha escura e mau cheiro	Dezembro de 2011	O Globo (2011b)

Finalmente, o segundo ramo da divisão das algas potencialmente nocivas é representado por:

ESPÉCIES QUE PRODUZEM POTENTES (E VARIADAS) TOXINAS

Nesta estão inclusas aquelas microalgas que podem atingir diretamente os seres humanos, causando uma variedade de efeitos negativos, por meio da teia trófica (Van Der Bergh *et al.* 2002) (Tabela 6).

Segundo Prince *et al.* (2010) a polaridade desses compostos tem implicações diretas na forma que os mesmos agem e são transportados pelo ambiente. Von Elert & Juttner (1997) sugerem que compostos hidrofóbicos são provavelmente mais alelopáticos do que os hidrofílicos, uma vez que esses são mais capazes de ultrapassar as membranas celulares dos organismos alvo. Todavia, salienta-se que esse transporte pode

não ser passivo ou o sítio de ação dos compostos pode tomar conta do lado de fora das células.

IMPACTOS NA COMUNIDADE COSTEIRA ORIGINADOS PELA TOXICIDADE DAS MICROALGAS

Através dos principais tipos de intoxicação é possível conhecer as substâncias tóxicas produzidas pelas microalgas marinhas e seu papel nas comunidades costeiras, destacando principalmente o seu significado para a população humana. As intoxicações mais conhecidas são nomeadas segundo os sintomas experimentados pelos seres humanos, os quais estão majoritariamente expostos devido ao consumo de organismos filtradores (ou organismos que se alimentam desses) que contenham essas biotoxinas marinhas.

Tabela 6. Exemplos de espécies citadas na literatura (ex. Kamiyama & Arima 1997, Chorus & Bartram 1999, Villac & Tenenbaum 2001, Fernández-Tejedor *et al.* 2004, Campàs *et al.* 2007, Deeds *et al.* 2008, Moestrup *et al.* 2009, Ignatiades & Gotsis-Skretas 2010, Proença *et al.* 2010, Schock *et al.* 2011) por produzirem, muitas vezes, não só elevada biomassa, mas também toxinas e outros metabólitos secundários que são liberados na coluna de água.

Table 6. Examples of species cited in the literature (ex. Kamiyama & Arima 1997, Chorus & Bartram 1999, Villac & Tenenbaum 2001, Fernández-Tejedor *et al.* 2004, Campàs *et al.* 2007, Deeds *et al.* 2008, Moestrup *et al.* 2009, Ignatiades & Gotsis-Skretas 2010, Proença *et al.* 2010, Schock *et al.* 2011) that many times not only produce high biomass, but also toxins and other secondary metabolites that are released into the water column.

Grupo	Espécies nocivas
Diatomáceas	<i>Amphora coffeaeformis</i> , <i>Nitzschia navis-varingica</i> , <i>Pseudo-nitzschia australis</i> , <i>Pseudo-nitzschia calliantha</i> , <i>Pseudo-nitzschia cuspidata</i> , <i>Pseudo-nitzschia delicatissima</i> , <i>Pseudo-nitzschia fraudulenta</i> , <i>Pseudo-nitzschia galaxiae</i> , <i>Pseudo-nitzschia multiseriata</i> , <i>Pseudo-nitzschia multistriata</i> , <i>Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima</i> , <i>Pseudo-nitzschia pungens</i> , <i>Pseudo-nitzschia seriata</i> , <i>Pseudo-nitzschia turgidula</i>
Dinoflagelados	<i>Dinophysis acuminata</i> , <i>Dinophysis acuta</i> , <i>Dinophysis bibulbus</i> , <i>Dinophysis caudata</i> , <i>Dinophysis doryphora</i> , <i>Dinophysis exigua</i> , <i>Dinophysis fortii</i> , <i>Dinophysis hastata</i> , <i>Dinophysis miles</i> , <i>Dinophysis mitra</i> , <i>Dinophysis norvegica</i> , <i>Dinophysis operculoides</i> , <i>Dinophysis rapa</i> , <i>Dinophysis rotundata</i> , <i>Dinophysis sacculus</i> , <i>Dinophysis scrobiculata</i> , <i>Dinophysis schroederi</i> , <i>Dinophysis tripos</i> , <i>Phalacroma rotundatum</i> , <i>Azadinium spinosum</i> , <i>Heterocapsa circularisquama</i> , <i>Prorocentrum arabianum</i> , <i>Prorocentrum arenarium</i> , <i>Prorocentrum belizeanum</i> , <i>Prorocentrum borbonicum</i> , <i>Prorocentrum cassubicum</i> , <i>Prorocentrum concavum</i> , <i>Prorocentrum emarginatum</i> , <i>Prorocentrum faustiae</i> , <i>Prorocentrum hoffmannianum</i> , <i>Prorocentrum lima</i> , <i>Prorocentrum maculosum</i> , <i>Prorocentrum mexicanum</i> , <i>Prorocentrum rathymum</i> , <i>Prorocentrum redfieldi</i> , <i>Amphidinium carterae</i> , <i>Amphidinium gibbosum</i> , <i>Amphidinium operculatum</i> , <i>Cochlodinium polykrikoides</i> , <i>Gymnodinium catenatum</i> , <i>Gymnodinium polyedra</i> , <i>Karenia bicuneiformis</i> , <i>Karenia brevis</i> , <i>Karenia brevisulcata</i> , <i>Karenia concordia</i> , <i>Karenia cristata</i> , <i>Karenia digitata</i> , <i>Karenia mikimotoi</i> , <i>Karenia papilionacea</i> , <i>Karenia selliformis</i> , <i>Karenia umbella</i> , <i>Karlodinium armiger</i> , <i>Karlodinium corsicum</i> , <i>Karlodinium veneficum</i> , <i>Takayama cladochroma</i> , <i>Alexandrium acatenella</i> , <i>Alexandrium andersonii</i> , <i>Alexandrium catenella</i> , <i>Alexandrium cohorticula</i> , <i>Alexandrium fundyense</i> , <i>Alexandrium hiranoi</i> , <i>Alexandrium minutum</i> , <i>Alexandrium monilatum</i> , <i>Alexandrium ostenfeldii</i> , <i>Alexandrium peruvianum</i> , <i>Alexandrium tamarense</i> , <i>Alexandrium tamiyavanichii</i> , <i>Coolia tropicalis</i> , <i>Gambierdiscus australes</i> , <i>Gambierdiscus excentricus</i> , <i>Gambierdiscus pacificus</i> , <i>Gambierdiscus polynesiensis</i> , <i>Gambierdiscus toxicus</i> , <i>Gambierdiscus yasumotoi</i> , <i>Gonyaulax polyhedra</i> , <i>Gonyaulax spinifera</i> , <i>Lingulodinium polyedrum</i> , <i>Ostreopsis lenticularis</i> , <i>Ostreopsis mascarenensis</i> , <i>Ostreopsis ovata</i> , <i>Ostreopsis siamensis</i> , <i>Protoceratium reticulatum</i> , <i>Pyrodinium bahamense</i> , <i>Protoperdinium oceanicum</i> , <i>Protoperdinium pellucidum</i>
Cianobactérias	<i>Microcystis</i> spp., <i>Anabaena circinalis</i> , <i>Anabaena lemmermannii</i> , <i>Anabaena spiroides</i> , <i>Aphanizomenon gracile</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> , <i>Lyngbya wollei</i> , <i>Trichodesmium thiebautii</i>

SÍNDROME DA AMNÉSIA OU ENVENENAMENTO AMNÉSICO POR MOLUSCOS (AMNESIC SHELLFISH POISONING – ASP)

Diatomáceas como *Amphora coffeaeformis*, *Nitzschia navis-varingica*, *Pseudo-nitzschia australis*, *Pseudo-nitzschia cuspidata*, *Pseudo-nitzschia fraudulenta*, *Pseudo-nitzschia multiseriata*, *Pseudo-nitzschia multistriata*, *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima*, *Pseudo-nitzschia pungens*, *Pseudo-nitzschia seriata* e *Pseudo-nitzschia turgidula* são as responsáveis pela produção da toxina causadora de ASP, o chamado ácido domóico (AD), que também vem a ser sintetizado por macroalgas como *Alsidium corallinum*, *Chondria armata* e *Chondria baileyana* (Hallegraeff *et al.* 1995, Campàs *et al.* 2007).

Atualmente há dez isômeros conhecidos desse ácido, que é um aminoácido tricarbóxico hidrossolúvel que atua como um análogo do neurotransmissor glutamato, uma molécula possuidora de dois tipos de receptores: o cainato e o ácido α -amino-3-hidroxi-5-metil-4-isoxazolepropionico (Van Dolah 2000, FAO 2004). O ácido domóico liga-se com elevada afinidade em ambos e causa a ativação persistente do receptor cainato, resultando em uma grande elevação na concentração intracelular do íon cálcio (Ca^{2+}), seguida de ativação dos canais de cálcio (Caron *et al.* 2010).

Assim sendo, a toxicidade do envenenamento amnésico deriva dos níveis tóxicos de cálcio intracelular, que conduzem à estimulação contínua dos neurônios e que podem levar à morte do neurônio

ou à lesões em regiões do cérebro onde as vias glutaminérgicas são altamente concentradas. As regiões responsáveis pelos processos de aprendizado e memória são particularmente susceptíveis e daí deriva o nome atribuído à síndrome. Entretanto, deficiências de memória ocorrem mesmo sob doses mais baixas de ácido domóico do que as necessárias para ocasionar danos estruturais (Van Dolah 2000). Não há tratamento específico para as vítimas de ASP e, em algumas situações, essa intoxicação pode ser letal (Hallegraeff *et al.* 1995).

Caron *et al.* (2010) citam que no ano de 1987, na região da Ilha de Prince Edward (Canadá), *Mytilus edulis* contaminados foram responsáveis por 107 registros de intoxicação e três de morte. Conforme a legislação vigente no Canadá, o nível crítico para a ingestão humana passou a ser convencionado em 20µg de AD/g de carne do molusco.

Nos EUA, a maioria dos casos de ASP é ligada à formação de florações de microalgas do gênero *Pseudo-nitzschia*, sendo as principais regiões de ocorrência a porção oeste da costa do Pacífico – especialmente entre os estados da Califórnia e Washington – e as porções nordeste (Baía de Fundy a Baía de Chesapeake) e norte do Golfo do México (Texas à Flórida). Em especial, ao longo da costa oeste americana, inúmeros são os trabalhos que associam o ácido domóico às mortalidades de mamíferos marinhos e aves. Estudos de Jester *et al.* (2009) e Leandro *et al.* (2010) destacam, por exemplo, o aumento da mortalidade de pelicanos (*Pelecanus occidentalis*) e leões-marinhos (*Zalophus californianus*) na porção central da Califórnia, atribuído à presença de *P. australis* e *P. multiseriata* e a ingestão de peixes planctívoros como *Engraulis mordax* e *Sardinops sagax*.

Já na costa atlântica, Fire *et al.* (2009) mostram que o ácido domóico foi detectado entre 1997 e 2008 na urina e fezes de *Kogia breviceps* (cachalote-pigmeu) e *Kogia sima* (cachalote-anão) massivamente encalhadas. Entretanto, como os hábitos alimentares desse gênero são pouco documentados, pouco se sabe do real vetor de tal toxina para essas espécies. Por outro lado, nos casos de *Eubalaena glacialis*, Leandro *et al.* (2010) demonstram ser *Calanus finmarchicus* – que domina a comunidade de zooplâncton do Atlântico Norte – o principal vetor.

SÍNDROME NEUROTÓXICA OU ENVENENAMENTO NEUROLÓGICO POR MOLUSCOS (NEUROTOXIC SHELLFISH POISONING – NSP)

A NSP é principalmente gerada a partir da síntese de brevetoxinas por *K. brevis* (*Gymnodinium breve*) e, provavelmente, também por *Karenia mikimotoi* (Hallegraeff *et al.* 1995, Granéli *et al.* 2008). Nos últimos anos, algumas rafidofíceas, até então relacionadas somente ao aumento da mortalidade de peixes, passaram a se destacar como produtoras de brevetoxinas: *Heterosigma akashiwo*, *Chattonella antiqua*, *Chattonella marina* e *Fibrocapsa japonica* (Campàs *et al.* 2007). Casos de NSP devido à florações de rafidofíceas são de identificação mais difícil. Todavia, encontra-se no trabalho de Van Apeldoorn *et al.* (2001) registro de perda de 1700 toneladas de atum *Thunnus maccoyii*, em abril e maio de 1996, no sul da Austrália devido ao desenvolvimento de grandes densidades celulares de *C. marina*.

As brevetoxinas são poliéteres, compostos lipossolúveis, termoestáveis (ácido-estável), insípidas e inodoras, que despolarizam as membranas celulares através da abertura voltaica e persistente dos canais de sódio, originando descargas elétricas contínuas (Van Dolah 2000). Dois grupos de poliéteres são reconhecidamente mais tóxicos: os análogos da brevetoxina PbTx-1 e os análogos da brevetoxina PbTx-2. Enquanto os primeiros contêm um esqueleto de dez anéis fundidos, os segundos apresentam onze (FAO 2004).

Ostras, mexilhões e copépodes, como *Temora turbinata*, *Labidocera aestiva*, *Acartia tonsa*, são os principais vetores das brevetoxinas que, segundo Salzman *et al.* (2006), são capazes de exercer efeito mesmo em baixas concentrações. Para se ter idéia, a ingestão de aproximadamente 80µg de PbTx-2 é suficiente para causar danos físicos ao homem, como entorpecimento, câimbras, náuseas, vômitos, diarreia, calafrios e suadouros. Vale citar ainda que a formação de aerossóis pela ação de ondas pode produzir irritações dermais e problemas respiratórios parecidos com os da asma (Caron *et al.* 2010).

Apesar de produzir uma síndrome idêntica à da ciguatera, Caron *et al.* (2010) destacam que nenhum óbito foi relatado até o presente momento – pelo

menos no Golfo do México – e, diferente da ciguatera, a recuperação é geralmente completa em alguns dias.

Os efeitos da NSP não são sentidos somente pela população humana, mas também por peixes, mamíferos marinhos e aves. Para esses, são bastante conhecidos registros de elevada mortalidade no Golfo do México devido à florações de *K. brevis*, microalga que inibe ao mesmo tempo a presença de *Asterionellopsis glacialis* na região (Granéli *et al.* 2008, Prince *et al.* 2010).

Impactos na comunidade de mamíferos marinhos foram também descritos por Trainer & Bdane (1999). Segundo esses, após o desenvolvimento de floração de *K. brevis* por um período de sete semanas, mais de 200 indivíduos da espécie *Trichechus manatus latirostris* foram encontrados mortos ou agonizantes nas praias da costa oeste da Flórida (EUA) na primavera de 1996. Nesse caso, verificou-se que as brevetoxinas ligaram-se às terminações nervosas do cérebro de *T. manatus latirostris* de maneira similar à encontrada nos mamíferos terrestres. Assim, após inalação e ingestão oral, essas toxinas levaram à congestão cerebral, nasofaríngea, pulmonar, hepática e renal.

Como as brevetoxinas podem levar à morte de peixes em decorrência da falta de coordenação motora, paralisia, convulsões e falha do sistema respiratório, impactos de ordem econômica podem também ser gerados: cessão das atividades de maricultura, redução do turismo, necessidade de limpeza de praias devido à grande quantidade de peixes (e outros animais) mortos e, como era de se esperar, aumento dos gastos com saúde pública (Kirkpatrick *et al.* 2004).

SÍNDROME DA PARALISIA OU ENVENENAMENTO PARALIZANTE POR MOLUSCOS (PARALYTIC SHELLFISH POISONING – PSP)

Espécies de dinoflagelados como *Alexandrium acatenella*, *Alexandrium andersonii*, *Alexandrium catenella*, *Alexandrium cohorticula*, *Alexandrium excavatum*, *Alexandrium fraterculus*, *Alexandrium fundyense*, *Alexandrium minutum*, *Alexandrium tamarense*, *Gymnodinium catenatum* e *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* são produtoras das toxinas responsáveis pelo desenvolvimento de PSP, as

chamadas saxitoxinas (STX). Além dessas, algumas cianobactérias, tais como *Aphanizomenon flos-aquae*, podem contribuir (Hallegraeff *et al.* 1995, Campàs *et al.* 2007, Weissbach *et al.* 2010).

Geralmente associadas à formação das chamadas marés vermelhas, as saxitoxinas foram os primeiros compostos marinhos de origem fitoplanctônica identificados. Atualmente são consideradas as mais poderosas toxinas marinhas e, provavelmente, as substâncias mais perigosas do planeta (Caron *et al.* 2010).

Além desse alcalóide com dois grupos guanidínicos, mais de vinte outros congêneres podem também causar a PSP, sendo, de forma geral, hidrossolúveis e termoestáveis (FAO 2004). Ao contrário dos vertebrados, os moluscos (especialmente bivalves) são relativamente imunes e acabam concentrando em seus tecidos, principalmente na glândula digestiva, manto, gônadas e tecidos branquiais, altas quantidades de saxitoxinas que podem ser transferidas ao longo da teia trófica e atingirem predadores topo (Kwong *et al.* 2006, Caron *et al.* 2010). Nesse sentido, nota-se que alguns moluscos são capazes de controlar suas taxas de filtração e fechamento de valvas quando expostos às microalgas causadoras de PSP (ex. *Crassostrea gigas* e *Mya arenaria* em relação à *Alexandrium* sp.), enquanto outros realizam detoxificação e ficam apenas com uma pequena parcela da toxina acumulada (Keppler *et al.* 2005, Tran *et al.* 2010).

Nos organismos topo de cadeia, o efeito tóxico ocorre pelo bloqueio dos canais de sódio eletro-dependentes, interrompendo a formação do potencial de ação nas membranas dos axônios e, conseqüentemente, a atividade neuronal (Durbin *et al.* 2002, Kwong *et al.* 2006). Segundo Caron *et al.* (2010), há pouco tempo foi possível também verificar a habilidade de ligação aos canais de cálcio e potássio.

Até o presente, não há antídoto para essa toxina, que pode ser fatal para o homem em quantidades tão pequenas quanto cerca de 500µg (Hallegraeff *et al.* 1995). Visto que os moluscos podem, em raras ocasiões, conter doses da ordem de 10mg em 100mg de músculo, a ingestão de um simples molusco poderia ser fatal a um homem (Van Dolah 2000).

As saxitoxinas provocam ainda outros impactos, como a morte de peixes (principalmente no estágio

larval), aves marinhas e mamíferos marinhos, tais como *Eschrichtius robustus*, *Megaptera novaeangliae* e *Z. californianus* (Trainer & Baden 1999, Van Der Bergh *et al.* 2002, Kwong *et al.* 2006). Jester *et al.* (2009) identificaram pela primeira vez na Baía de Monterey (Califórnia, EUA) a presença de toxinas de PSP na teia trófica pelágica através da detecção de STX em *E. mordax* (anchova) e *S. sagax* (sardinha). Anderson *et al.* (2008) relatam que no noroeste do Oceano Pacífico, *A. catenella* é responsável pela suspensão periódica das atividades de maricultura.

Caso interessante ocorreu com *E. glacialis* na Baía de Fundy. Durbin *et al.* (2002) e Leandro *et al.* (2010) citam que esse mamífero é cronicamente exposto às neurotoxinas durante os meses de verão, período em que se alimenta de *C. finmarchicus* – espécie que se alimenta de *A. fundyense* e uma das mais abundantes no Atlântico Norte. Verifica-se que, em *E. glacialis*, as toxinas bloqueiam os canais de sódio e afetam as capacidades respiratórias, o comportamento de forrageio (tempo e frequência de mergulho, velocidade de natação) e até a capacidade reprodutiva. Julga-se que a alteração da capacidade de mergulho seja capaz de reduzir as taxas de ingestão e tornaria possível o aumento dos intervalos de nascimento de filhotes. Evidências para isso existem, uma vez que de 1980 a 1993 os intervalos eram de 3,7 anos, passando para 5,1 anos entre 1993 e 1998, tendo aumentado a uma taxa de cerca de 4 meses/ano. Além disso, com a capacidade de recuperação de mergulho prejudicada, esses indivíduos podem aumentar o seu tempo de exposição à superfície e, conseqüentemente, aumentar as suas chances de colisão com embarcações.

SÍNDROME DA DIARRÉIA OU ENVENENAMENTO DIARRÉICO POR MOLUSCOS (DIARRHETIC SHELLFISH POISONING – DSP)

Diversos dinoflagelados como *D. acuminata*, *Dinophysis acuta*, *Dinophysis caudata*, *Dinophysis fortii*, *Dinophysis hastata*, *Dinophysis mitra*, *Dinophysis norvegica*, *Dinophysis rotundata*, *Dinophysis sacculus*, *Dinophysis tripos*, *Gonyaulax polyhedra*, *Phalacroma rotundatum*, *Protoceratium reticulatum*, *Protoperdinium oceanicum*, *Protoperdinium pellucidum*, *Prorocentrum arenarium*, *Prorocentrum belizeanum*, *Prorocentrum*

concovum, *Prorocentrum maculosum*, *Prorocentrum lima* e *Prorocentrum redfieldi* são associados à DSP (Hallegraeff *et al.* 1995, Campàs *et al.* 2007).

Inicialmente as toxinas geradoras de DSP foram divididas em três grupos: o do ácido ocadáico (AO) e seus derivados, incluindo as dinofisistoxinas (DTX); o conjunto das iessotoxinas (YTX); e o grupo das pectenotoxinas (PTX). Atualmente, apenas o primeiro grupo é realmente considerado promotor de envenenamentos diarreicos enquanto as outras toxinas são consideradas isoladamente, uma vez que sua ação não envolve os sintomas característicos da referida síndrome (Paz *et al.* 2008, Suzuki & Quilliam 2011).

O ácido ocadáico é um ácido monocarboxílico nomeado a partir de sua descoberta na esponja *Halichondria okadai*, podendo ser encontrado nas formas estéricas polar e não-polar. Segundo Gauss *et al.* (1997), o ácido ocadáico inibe as proteínas fosfatases ligando-se na sub-unidade catalítica, o sítio ativo da enzima, impedindo o processo de desfosforilação das células eucarióticas. A diarreia associada à intoxicação provavelmente ocorre pela hiperfosforilação das proteínas e canais iônicos no epitélio intestinal, causando um balanço hídrico anômalo e a perda de fluidos (Cohen *et al.* 1990).

Até o presente momento, nenhuma fatalidade foi registrada; contudo, algumas toxinas envolvidas, como o ácido ocadáico e dinofisistoxina-1 (DTX-1), podem gerar tumores gástricos em exposições crônicas (Sugunama *et al.* 1988, Caron *et al.* 2010). Há que se citar que poucos são os registros de DSP, uma vez que poucas pessoas procuram assistência médica quando acometidas dos sintomas de tal síndrome. Além disso, há a própria dificuldade dos médicos em diagnosticarem a DSP devido a existência de diversas causas para gastroenterites.

Lee *et al.* (1987) citam que moluscos contendo mais do que 2µg de AO e/ou 1,8µg de DTX-1 por grama de hepatopâncreas já podem ser considerados inadequados para o consumo humano. Na Europa o limite máximo estabelecido é de 160µg de AOs/kg de mexilhão.

CIGUATERA (CIGUATERA FISH POISONING – CFP)

O consumo de peixes recifais (principalmente moréias, cavalinhas e enguias) capazes de ingerir

os dinoflagelados produtores das ciguatoxinas e maitotoxinas (*Amphidinium carterae*, *Gambierdiscus toxicus*, *Gymnodinium sanguineum*, *Gymnodinium polyedra*, *Ostreopsis lenticularis*, *P. concavum*, *Prorocentrum hoffmannianum*, *P. lima*, *Prorocentrum mexicanum*, *Prorocentrum rhathytum*) é responsável pela contaminação humana por ciguatera (Bravo *et al.* 2001, Campàs *et al.* 2007, Varkitzi *et al.* 2010).

O envenenamento por ciguatera é o problema de saúde devido à ingestão de frutos do mar mais registrado no mundo (10.000 a 50.000 casos/ano). Comum nas áreas tropicais e subtropicais (entre 35°N e 35°S), principalmente no Caribe, Ilhas do Oceano Indo-Pacífico e no Oceano Índico, a ciguatera também já foi descrita nas Bahamas, Canadá e Chile (Hallegraeff *et al.* 1995, FAO 2004, Hallegraeff 2010).

De forma geral é representada por compostos de poliéter consistindo de 13 a 14 anéis fusionados, relativamente termoestáveis. Enquanto as ciguatoxinas são lipossolúveis e acabam provocando diferenças de potencial nos canais de sódio das membranas celulares, e conseqüentemente induzindo a despolarização das mesmas e levando a sintomas prolongados que indicam paragem das células nervosas ou estragos que requerem regeneração do tecido nervoso; as maitotoxinas são hidrossolúveis e levam ao aumento do influxo de íons cálcio nas membranas excitáveis (FAO 2004).

Há relatos de que a ciguatoxina possa ser transferida através de relações sexuais e da placenta (Salzman *et al.* 2006, Pumariaga & Mullings 2008). Embora não haja registros de reais danos ao desenvolvimento fetal, suspeita-se que o mesmo seja acelerado (FAO 2004). Transferências através do leite materno também já foram observadas e as mulheres que amamentam seus filhos relatam dores nos mamilos, enquanto que os bebês apresentam casos de diarreia acentuada, havendo também a possibilidade de desenvolvimento de problemas visuais, segundo Butera *et al.* (2008).

O tempo de recuperação é variável e pode demorar de semanas a anos. Embora não haja antídoto, considera-se que o tratamento, nas primeiras 24 horas, com manitol seja capaz de aliviar a maioria dos sintomas. Os sobreviventes recuperam-se completamente e a prevenção absoluta da intoxicação depende da completa abstinência da ingestão de peixes tropicais recifais (Hallegraeff *et al.* 1995).

Embora doses letais de ciguatoxina nos seres humanos ainda não tenham sido determinadas, quantidades tão pequenas quanto 0,1 µg são suficientes para causar danos em um adulto (Salzman *et al.* 2006). A ciguatera é um tipo de envenenamento registrado há séculos. Nas últimas décadas, fatores como a eutrofização cultural e o aquecimento do planeta têm sido associados ao aumento do número de casos, passando a ciguatera a ser considerada um indicador de distúrbios nos ecossistemas tropicais (Chateau-Degat *et al.* 2005, Anderson *et al.* 2008).

ENVENENAMENTO POR CIANOTOXINAS (CYANOBACTERIAL TOXIN POISONING)

Produzidas por diversos gêneros de cianobactérias, tais quais *Anabaena*, *Cylindrospermopsis*, *Microcystis*, *Nodularia*, *Nostoc* e *Oscillatoria*, as cianotoxinas (anatoxinas, microcistinas, nodularinas e saxitoxinas) são uma série diversificada de compostos orgânicos com efeitos farmacológicos diversos que apresentam potentes atividades capazes de induzir a patologias graves mesmo após curtos períodos de exposição (Hallegraeff *et al.* 1995). Basicamente três são os principais grupos em que podem ser classificadas: hepatoxinas, neurotoxinas e dermatoxinas (Chorus 2001, Lagos *et al.* 1999, Sotero-Santos *et al.* 2008).

A saxitoxina, a anatoxina-a e a anatoxina-a(s) são neurotoxinas produzidas pelos gêneros *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Planktothrix* (*Oscillatoria*), *Trichodesmium*, *Lyngbya* e *Cylindrospermopsis* (Chorus & Bartram 1999, Lagos *et al.* 1999, Proença *et al.* 2009, Ferrão-Filho *et al.* 2010).

A saxitoxina – também sintetizada por dinoflagelados causadores de PSP – atua ao nível dos canais de sódio dos axônios, bloqueando-os e impedindo a propagação do impulso nervoso, o que culmina na paralisia dos músculos respiratórios, seguida de morte por parada respiratória (Campàs *et al.* 2007, Ferrão-Filho *et al.* 2010). As anatoxinas são potentes bloqueadores neuromusculares pós-sinápticos de receptores nicotínicos e colinérgicos. A ação se dá porque a anatoxina-a liga-se irreversivelmente aos receptores de acetilcolina, uma vez que não é degradada pela acetilcolinesterase (Ministério da Saúde 2003). A anatoxina-a é um organofosforado natural (N-hidroxiguanidina fosfato de metila) e tem um mecanismo de ação semelhante à

anatoxina-a, pois inibe a ação da acetilcolinesterase, impedindo a degradação da acetilcolina ligada aos receptores. Recebe uma denominação diferente devido à intensa salivação que provoca, embora ambas levem à fadiga muscular e à paralisia, causando morte por parada respiratória e/ou cardíaca (Sotero-Santos *et al.* 2008).

As microcistinas e nodularina são hepatotoxinas com ação mais lenta, produzidas por gêneros como *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, *Nostoc* e *Cylindrospermopsis* (Carmichael 1994, Chorus & Bartram 1999, Magalhães *et al.* 2001, Azevedo *et al.* 2002, Figueiredo *et al.* 2004, Kankaanpää *et al.* 2007, Sipiä *et al.* 2008). Em resumo, essas toxinas são representadas por peptídeos cíclicos que atuam por inibição das fosfatases protéicas de células eucariontes e têm como órgão alvo o fígado. Nesse, acabam sendo as responsáveis pela destruição da sua estrutura interna e levam, numa situação extrema, à hemorragia intra-hepática, choque hipovolêmico e morte (Figueiredo *et al.* 2004, Yuan *et al.* 2006).

A principal forma de exposição humana às cianotoxinas é o consumo de água contaminada. Por outro lado, exposição relacionada com os usos recreacionais, quer por consumo acidental, quer por contato da água contaminada com a pele e mucosas, ou por inalação, também têm importância relativa, bem como o consumo de alimentos dietéticos que sejam produzidos à base de cianobactérias, e as exposições intravenosas (unidades de hemodiálise) (Hitzfeld *et al.* 2000, Azevedo *et al.* 2002, Dörr *et al.* 2010).

Nas últimas décadas tem sido demonstrado que várias microcistinas e nodularinas são carcinogênicas (Falconer 1991, Ohta *et al.* 1994). Zhang *et al.* (2009), por exemplo, destacam que, na China, diversos casos de aumento da incidência de câncer hepático podem ser relacionados à ingestão de água contaminada por microcistinas. Segundo medida provisória da Organização Mundial de Saúde (OMS), o valor guia de microcistina-LR no consumo humano é 1µg/L e 20µg/L para uso recreativo (WHO 2003). Na Austrália e Canadá, os valores guia aplicados são 1,3µg/L e 1,5µg/L, respectivamente. Com relação aos impactos na comunidade marinha, Krienitz *et al.* (2003) observaram o aumento da mortalidade de *Phoenicopterus minor*, no leste da África, associado à

florações de cianobactérias e acúmulo de microcistinas em suas penas.

Em muitos países da América do Sul, o desenvolvimento de florações de cianobactérias potencialmente nocivas é fator de preocupação para a saúde pública, uma vez que diversas cidades utilizam como fonte de água potável reservatórios eutrofizados sujeitos à poluição de origem antropogênica (Dörr *et al.* 2010). No Brasil a ingestão de cianotoxinas foi, por muitos anos, considerada a principal forma de exposição humana. Na prática, o primeiro registro de mortes associadas à hepatotoxinas de cianobactérias foi observado a partir de Fevereiro de 1996, através da exposição intravenosa em uma clínica de diálise em Caruaru (Pernambuco) (Jochimsen *et al.* 1998). Segundo Azevedo *et al.* (2002), nessa clínica, dos 131 pacientes, 116 experimentaram distúrbios visuais, náuseas, vômitos e fraqueza muscular, sendo que, paulatinamente, 100 pacientes desenvolveram insuficiência hepática. Ao término daquele mesmo ano, 52 óbitos foram atribuídos a chamada Síndrome de Caruaru.

Estudos subseqüentes ao caso de Pernambuco mostraram que, há época do ocorrido, tal clínica não recebia água das estações de tratamento municipais, mas sim água sem tratamento distribuída por caminhões-pipa. Além disso, levantamentos posteriores nos próprios reservatórios de abastecimento de água mostraram que cianobactérias dos gêneros *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Microcystis*, *Anabaena* e *Cylindrospermopsis* eram dominantes nesses locais desde o início da década de 90. Análises químicas e biológicas confirmaram ainda a presença de microcistinas e cilindrospermopsinas (alcalóides hepatotóxicos) no filtro de carvão ativo utilizado no sistema de purificação de água da própria clínica (Azevedo *et al.* 2002, Dörr *et al.* 2010).

ENVENENAMENTO AZASPIRÁCIDO DE MOLUSCOS (AZASPIRACID SHELLFISH POISONING – AZP)

O envenenamento por azaspiracida é o mais recente problema de saúde gastrointestinal descoberto (FAO 2004). Seu primeiro registro foi na Holanda em 1995, após uma série de relatos de fraca diarreia subsequentes à ingestão de *M. edulis* que fora importado da Irlanda (Furey *et al.* 2010). Inicialmente

associado ao dinoflagelado *Protoperidinium crassipes*, é ultimamente relacionado à *Azadinium spinosum*, espécie recentemente descoberta.

Representado por uma família de poliéteres ácidos com anel azaspiro pouco comum, amina cíclica e anel carboxílico ausente, apresenta como principais compostos os azaspirácidos 1 a 3 (AZA1, AZA2 e AZA3).

Já registrado na Europa (Irlanda, Inglaterra, Noruega, França e noroeste da Espanha), noroeste da África e Chile (Vale 2004), o azaspirácido e análogos não ficam confinados no hepatopâncreas de mexilhões e ostras vetores. Julga-se que o risco humano é menor do que o de ASP (União Européia), sendo citadas pela FAO (2004) as concentrações entre 23 e 86 µg/pessoa (valor médio 51,7 µg/pessoa) como suficientemente tóxicas para o homem. Embora não haja, até a presente data, registros de toxicidade para organismos marinhos, é recomendável que mais monitoramentos sejam feitos ao longo do tempo.

Nos últimos anos, cada vez mais toxinas (ex. azaspirácidos, pectenotoxinas, yessotoxinas, trichotoxinas) vêm sendo descritas na literatura especializada (FAO 2004, Campàs *et al.* 2007, Tubaro & Hungerford 2007, Schock *et al.* 2011). Embora ainda não completamente compreendidas, a tendência é que esse número cresça cada vez mais.

FLORAÇÕES ALGAS POTENCIALMENTE NOCIVAS NO BRASIL

Embora Hallegraeff (2003) cite que a frequência de florações fitoplanctônicas aumentou desde a década de 70, os estudos no Brasil são recentes, com ênfase para a região sul-sudeste, sendo ainda poucos os trabalhos que consideram relações entre a ocorrência dos episódios e as flutuações sazonais de variáveis oceanográficas em escalas temporais detalhadas (Gianesella-Galvão *et al.* 1995). A tabela 7 resume alguns eventos de florações reportados na literatura que ocorreram no sudeste e sul do país.

Tabela 7. Exemplos de eventos reportados na literatura de florações que ocorreram no sudeste e sul do Brasil.
Table 7. Examples of reported events in the literature of blooms that occurred in the southeastern and southern Brazil.

Região	Evento / Espécie / Local	Publicação	Deteção de toxina
Sudeste	Floração de <i>Microcystis</i> sp. / Lagoa de Jacarepaguá (RJ)	Magalhães <i>et al.</i> (2001)	Sim (microcistina)
Sul	Presença de <i>Gymnodinium catenatum</i> / Armação do Itapocoroy (SC)	Proença <i>et al.</i> (2001)	Sim (gonyautoxina)
Sudeste	Colapso da população de cladoceras / Floração de <i>Microcystis aeruginosa</i> / Lagoa de Jacarepaguá (RJ)	Ferrão-Filho <i>et al.</i> (2002a)	Sim (microcistina)
Sul	Aumentos da densidade de <i>Dinophysis acuminata</i> e <i>Pseudo-nitzschia</i> spp., sem efeitos diretos no ambiente / Complexo estuarino de Paranaguá (PR)	Mafra-Júnior <i>et al.</i> (2006)	Não (para ácido ocadáico e domóico) Sim (dinofisistoxina-1, ou dinofisistoxina-2 ou dinofisistoxina-3)
Sudeste	Manchas verdes / <i>Microcystis aeruginosa</i> / Lagoa de Jacarepaguá e praia da Barra da Tijuca (RJ)	Gomes <i>et al.</i> (2009)	Sim (microcistina)
Sul	Presença de maiores densidades de <i>Gymnodinium catenatum</i> no outono e de <i>Dinophysis acuminata</i> entre o inverno e a primavera / Armação do Itapocoroy (SC)	Tavares <i>et al.</i> (2009)	Não
Sul	Alteração de parâmetros imunológicos de mexilhões / Florações de <i>Dinophysis acuminata</i> (SC)	Mello <i>et al.</i> (2010)	Sim (ácido ocadáico)

Inicialmente meramente descritiva, a pesquisa brasileira registrou poucos eventos de floração e conseqüente mortalidade de peixes, moluscos e crustáceos. No início da década de 90, uma postura mais experimental e descritiva foi iniciada, dando ênfase aos estudos de toxinas e desenvolvimento de bioensaios. Essa mudança de abordagem coincidiu com a implementação, em 1991, do *Harmful Algal Blooms Program by the Intergovernmental Oceanographic Commission* (IOC, UNESCO) (Odebrecht *et al.* 2002).

Grande destaque tem sido dado ao desenvolvimento de florações de cianobactérias associadas ao aumento da eutrofização costeira e, em menor escala, às condições climáticas locais favoráveis. Dentre as toxinas produzidas pelo grupo encontram-se hepatotoxinas, neurotoxinas, citotoxinas e dermatotoxinas (Sotero-Santos *et al.* 2008).

É mundialmente conhecido o trágico acidente ocorrido em 1996, em Caruaru (Pernambuco), quando mais de 50 pacientes de hemodiálise morreram devido aos efeitos de hepatoxinas (microcistinas) (Jochimsen *et al.* 1998, Azevedo *et al.* 2002, Yuan *et al.* 2006). Florações da cianobactéria *Microcystis aeruginosa* são freqüentes e as de *Cylindrospermopsis* estão se tornando cada vez mais comuns (Lagos *et al.* 1999, Ferrão-Filho *et al.* 2010).

No estado do Rio de Janeiro, a questão da floração de cianobactérias já foi tratada em alguns estudos (ex. Semeraro & Costa 1972, citado em Odebrecht *et al.* 2002, Tenenbaum *et al.* 1998, entre outros). Ferrão-Filho *et al.* (2002a) mostram, por exemplo, como o desenvolvimento de florações de *M. aeruginosa* na lagoa de Jacarepaguá são potencialmente nocivas para a população de cladóceras na região. Segundo esses autores, a lagoa de Jacarepaguá é um corpo de água raso e oligo-halino conectado a outras duas lagoas e ao Oceano Atlântico por um estreito canal e, acima de tudo, bastante impactada pelas descargas de esgotos domésticos e industriais das porções urbanas circundantes, o que a torna hipereutrófica. Além do efeito tóxico produzido pela presença de microcistinas na água, nos meses de Dezembro de 1996 e Fevereiro de 1997, pôde-se também observar o detrimento da densidade de cladóceras em função do aumento da biomassa das cianobactérias, uma vez que as últimas representam uma fonte nutricional pobre para as primeiras.

Por outro lado, a população de copépodes foi positivamente correlacionada com a presença do gênero *Microcystis* no trabalho de Ferrão-Filho *et al.* (2002a). A provável razão para esse resultado é o comportamento seletivo que esses copépodes têm contra a ingestão de cianobactérias tóxicas, o que é bastante comum para algumas espécies do zooplâncton e um fator extremamente importante para a estruturação da comunidade zooplanctônica (Demott & Moxter 1991, Burns & Hegarty 1994, Engström *et al.* 2000), aliado ao aumento indireto da oferta de alimento (detritos e bactérias) durante a floração de *Microcystis* (Hanazato & Yasuno 1987, Hanazato 1991).

Ferrão-Filho *et al.* (2002b) e Gomes *et al.* (2009) citam que o zooplâncton da lagoa de Jacarepaguá é capaz de acumular grandes quantidades de microcistinas a partir do séston (fator de bioacumulação da ordem de 29.000). Conseqüentemente, esse grupo age como vetor dessas toxinas para níveis tróficos superiores, em especial para peixes, os quais podem ser consumidos e comercializados pela população humana local. Como as concentrações de microcistinas presentes no tecido muscular do pescado estiveram acima (até cinco vezes) dos valores recomendados pela OMS para consumo humano, a Secretaria Estadual de Meio Ambiente passou a proibir a pesca na região a partir do ano de 2007.

Ainda segundo Gomes *et al.* (2009), a proliferação de cianobactérias na lagoa de Jacarepaguá é responsável por grandes manchas verdes na praia da Barra da Tijuca, o que leva à periódicas interdições de alguns trechos dessa para uso recreativo, uma vez que a exposição (seja via ingestão, epidérmica ou até mesmo respiratória) às toxinas dessas cianobactérias pode causar manchas e coceiras na pele, rinite alérgica, diarreia e dor abdominal.

Apesar dos estudos realizados na região sudeste do Brasil e do aumento do registro de casos relacionados aos processos de eutrofização antropogênica, a implementação de técnicas para detecção das toxinas ainda é incipiente e muito voltada para a detecção de microcistinas, necessitando, então, ser melhorada na região.

Situação mais avançada é encontrada na região sul, onde, a partir do grande desenvolvimento da aquicultura, houve o estabelecimento de

programas para monitoramento de ficotoxinas e, conseqüentemente, para o aumento do conhecimento sobre as FANs. O melhor exemplo ocorre no Estado de Santa Catarina, o único onde há legislação específica para o assunto e onde a maricultura de bivalves tem motivado a realização de bioensaios e análises de HPLC específicas para diversas toxinas, as quais já indicaram a presença de toxinas diarréicas (DSP) e paralisantes (PSP) em moluscos da região (Proença *et al.* 2001, Mafra-Júnior *et al.* 2006).

Tavares *et al.* (2009) citam que, em Santa Catarina, o cultivo de bivalves começou no início da década de 90. Após 15 anos, a produção de moluscos no Estado foi responsável por cerca de 95% do total nacional. Em paralelo, passaram a ser cada vez mais registrados casos de intoxicações associadas à ingestão de moluscos, sendo o primeiro surto de DSP completamente detectado no verão de 2007. Segundo Proença *et al.* (2001), a implantação de programas de monitoramento na área costeira de Santa Catarina, ainda na década de 90, foram os responsáveis pela primeira descrição da ocorrência, em águas brasileiras, do dinoflagelado tóxico *G. catenatum*.

Amostras obtidas por Tavares *et al.* (2009) na Enseada da Armação do Itapocoroy, região costeira onde a criação de mexilhão (*Perna perna*) é desenvolvida desde 1990, mostraram ser o início e magnitude das florações de espécies tóxicas diretamente relacionados aos processos oceanográficos. A distribuição sazonal é assim diferenciada: no outono há maior probabilidade de casos de PSP, em virtude das elevadas densidades de *G. catenatum* ($1,6 \times 10^4 \text{cél.L}^{-1}$), enquanto no período de inverno-primavera a dominância de *D. acuminata* ($>10^3 \text{cél.L}^{-1}$) pode levar à mais registros de DSP.

Fato similar já havia sido mencionado por Rörig *et al.* (1998) também na Enseada da Armação do Itapocoroy. Segundo esses autores, na primavera os gêneros de organismos produtores de toxinas mais abundantes seriam *Dinophysis*, *Prorocentrum* e *Pseudo-nitzschia*. Nessa estação, a área estaria mais sujeita a sofrer com casos de DSP e ASP. Já entre o final da primavera e durante o verão, em virtude da presença de *Trichodesmium* spp., a possibilidade de produção de cianotoxinas seria maior.

Mello *et al.* (2010) chamam a atenção que, em especial as florações de *D. acuminata*, estão

crescendo em uma frequência alarmante ao longo da costa de Santa Catarina, e afetando negativamente a economia da região, já que podem ter efeitos sobre o sistema imunológico de bivalves, especialmente quando esses acumulam altas concentrações de toxinas em seus tecidos. Essa capacidade de acúmulo varia de espécie para espécie: *P. perna*, por exemplo, mostra grande capacidade de acúmulo de AO e baixa de eliminação da toxina, enquanto *C. gigas* tem comportamento exatamente oposto. Mello *et al.* (2010) defendem que a melhor compreensão de quais bivalves são imunologicamente mais sensíveis às algas tóxicas durante os períodos de florações em Santa Catarina, pode servir como uma estratégia para o melhor controle de intoxicações potenciais ou outras condições estressantes que podem afetar ainda mais os bivalves cultivados.

Sob as diretrizes do projeto internacional GloBallast (*The Global Ballast Water Management Programme*), do qual o Brasil faz parte, experimentos estão em progresso, focalizando os aspectos fisiológicos do fitoplâncton transportado por navios através da água de lastro.

Trabalho de Persich *et al.* (2006), na região do estuário da Lagoa dos Patos, mostra que o dinoflagelado causador de PSP, *A. tamarense*, aparentemente teve sua distribuição expandida na região durante as duas últimas décadas, muito provavelmente a partir do transporte de células dessa espécie pela água de lastro de navios de carga oriundos da América do Norte ou Japão. Para se ter idéia, florações nocivas de *A. tamarense* foram registradas na costa argentina no início da década de 80 e na costa uruguaia no começo dos anos 90, porém, a primeira documentação dessas no sul do Brasil ocorreu somente em 1996.

Persich *et al.* (2006) salientam, entretanto, que se deve considerar também a possibilidade das populações de *Alexandrium* terem se estabelecido na América do Sul muito antes, mais precisamente durante o último período glacial, quando as águas dos oceanos eram mais frias e o transporte entre os hemisférios era natural.

Dinoflagelados potencialmente nocivos como os do gênero *Dinophysis* são bastante associados à Corrente do Brasil (CB) e sua distribuição é dada em função da mistura dessa massa de água com outras mais frias (Brandini *et al.* 2000, Odebrecht *et*

al. 2002, Proença & Mafrá Jr. 2005). Haraguchi & Odebrecht (2010) citam, por exemplo, que no extremo sul do país, produtores de toxinas diarréicas, como *D. acuminata*, *D. caudata*, *D. fortii*, *D. mitra*, *D. rotundata* e *D. tripos* são encontrados, principalmente, nas águas costeiras durante o verão, época em que a CB acaba sendo misturada com águas de origem subantártica. No inverno, essas espécies estendem-se pela plataforma continental e atingem águas oceânicas até a latitude média de 40°S.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As florações algais nocivas estão associadas a conhecidos e diversos eventos de mortalidade de peixes e intoxicações que atingem diretamente os seres humanos. Dois grupos distintos podem ser reconhecidos dentro das chamadas florações algais nocivas (Gilbert & Pitcher 2001). Ao primeiro estão associadas as espécies produtoras de toxinas (autótrofas e heterótrofas) que podem contaminar os consumidores primários, secundários e até predadores topo através do processo de bioacumulação. Já o segundo, inclui os grandes produtores de biomassa, que podem levar à hipoxia e anoxia e, conseqüentemente, a grandes taxas de mortalidade no ambiente marinho após as densas concentrações terem se desenvolvido, tendo produzido ou não toxinas.

Em especial, a síntese de toxinas é considerada uma estratégia do fitoplâncton para reduzir o efeito de potenciais competidores e predadores, embora somente possuam efeitos significativos quando estão disponíveis em quantidades suficientes. Das mais de 5000 espécies de microalgas marinhas, cerca de 300 podem ser nocivas e somente 80 produtoras de toxinas. Destaca-se que diversas toxinas não são prejudiciais aos herbívoros imediatos, mas podem bioacumular ao longo da teia trófica e causar prejuízos somente para os organismos de maior nível trófico.

As FANs são consideradas fenômenos naturais reportados ao longo de todo o globo. Nas últimas décadas, porém, nota-se o aumento da extensão e persistência das mesmas, que pode estar associado à influência do impacto da

ação humana. A eutrofização das porções mais próximas à costa, devido ao despejo de esgotos, fertilizantes, aumento da deposição atmosférica e aumento das taxas de erosão, associado ao transporte de organismos e cistos pela água de lastro, ao aumento das atividades de aquacultura e pesca e às mudanças climáticas nos últimos duzentos anos, contribuem todos para o padrão recentemente observado. Além disso, em paralelo, o aumento da preocupação científica em explicar, prever e controlar eventuais efeitos deletérios à comunidade costeira, também contribui para o aumento da abrangência geográfica dessas florações.

De toda forma, estudos sugerem que a chave para explicar os fenômenos de FANs reside na identificação e quantificação das adaptações específicas que levam à seleção de espécies causadoras de FANs em particulares condições hidrodinâmicas e ecológicas. Acredita-se ainda que novas tecnologias e a maior troca de informações entre os diferentes grupos de pesquisa estão, paulatinamente, melhorando a compreensão, detecção, previsão e monitoramento da ocorrência de FANs e toxinas relacionadas. Exemplos são os avanços nas tecnologias de observação *in situ* (kits rápidos de detecção de ficotoxinas, redes de sensores, veículos autônomos, *flow Cam* – todos em contínuo desenvolvimento e já sendo comercializados) e a identificação de algumas espécies (especialmente herbívoras) como indicadoras de quantidades perigosas de toxinas no ambiente. Em especial, as análises baseadas em características genéticas (DNA ambiental, sondas moleculares específicas, entre outros) vêm sendo cada vez mais aprimoradas em vários países, inclusive no Brasil (ex. Menezes *et al.* 2010), e substancialmente aplicadas em virtude da rapidez e segurança associadas. Por fim, vale citar ainda que a integração entre os experimentos em laboratório e as observações em campo é um passo essencial para o futuro do controle e mitigação das FANs.

AGRADECIMENTOS: Nathália Castro é Bolsista CAPES. Gleyci Moser é Bolsista do Programa Prociência UERJ/FAPERJ.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, M.A.; CUNHA, M.A. & ALCÂNTARA, F. 2001. Factors influencing bacterial production in a shallow estuarine system. *Microbial Ecology*, 42: 416-426, <http://dx.doi.org/10.1007/s00248000119>
- ANDERSON, D.M.; GLIBERT, P.M. & BURKHOLDER, J.M. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25: 704-726, <http://dx.doi.org/10.1007/BF02804901>
- ANDERSON, D.M.; BURKHOLDER, J.M.; COCHLAN, W.P.; GLIBERT, P.M.; GOBLER, C.J.; HEIL, C.A.; KUDELA, R.M.; PARSONS, M.L.; RENSEL, J.E.J.; TOWNSEND, D.W.; TRAINER, V.L. & VARGO, G.A. 2008. Harmful algal blooms and eutrophication: examining linkages from selected coastal regions of the United States. *Harmful Algae*, 8: 39-53, <http://dx.doi.org/10.1007/BF02804901>
- A NOTÍCIA. 2010. Ibama confirma que mancha em praias de São Francisco são algas. <<http://www.clicrbs.com.br/anoticia/jsp/default.jsp?uf=2&local=18§ion=Geral&newsID=a3092008.htm>>. (Acesso em 30/12/2011)
- AZEVEDO, S.M.F.O.; CARMICHAEL, W.W.; JOCHIMSEN, E.M.; RINEHART, K.L.; LAU, S.; SHAW, G.R. & EAGLESHAM, G.K. 2002. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru/Brazil. *Toxicology*, 181-182: 441-446, [http://dx.doi.org/10.1016/S0300-483X\(02\)00491-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0300-483X(02)00491-2)
- BALECH, E. 1986. *De nuevo sobre la oceanografía frente a la Argentina*. Servicio de Hidrografía Naval, Buenos Aires, AR. 23p.
- BALOCCO, A. 2009. Rio: Maré marrom assusta banhistas. <<http://www.jb.com.br/rio/noticias/2009/12/27/rio-mare-marrom-assusta-banhistas/>>. (Acesso em 20/12/2011)
- BIENFANG, K. 1981. Sinking rates of heterogenous, temperate phytoplankton populations. *Journal of Plankton Research*, 3: 235-253, <http://dx.doi.org/10.1093/plankt/3.2.235>
- BLASCO, D. 1970. Estudio de la morfología de *Chaetoceros didymus*. *Investigacion Pesquera*, 34: 149-155.
- BOLTOVSKOY, E. 1970. *Massas de agua (característica, distribución, movimientos) en la superficie del Atlántico Sudoeste, según indicadores biológicos - foraminíferos*. Servicio de Hidrografía Naval, Buenos Aires, AR. 99p.
- BRANDINI, F.P.; BOLTOVSKOY, D.; PIOLA, A.; KOCMUR, S.; RÖTTGERS, R.; ABREU, P.C. & LOPES, R.M. 2000. Multiannual trends in fronts and distribution of nutrients and chlorophyll in the southwestern Atlantic (30°-62°S). *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 47: 1015-1033, [http://dx.doi.org/10.1016/S0967-0637\(99\)00075-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0967-0637(99)00075-8)
- BRAVO, I.; FERNÁNDEZ, M.L.; RAMILO, I. & MARTÍNEZ, A. 2001. Toxin composition of the toxic dinoflagellate *Prorocentrum lima* isolated from different locations along the Galician coast (NW Spain). *Toxicon*, 39: 1537-1545, [http://dx.doi.org/10.1016/S0041-0101\(01\)00126-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0041-0101(01)00126-X)
- BURNSD, C.W. & HEGARTY, B. 1994. Diet selection by copepods in the presence of cyanobacteria. *Journal of Plankton Research*, 16: 1671-1690, <http://dx.doi.org/10.1093/plankt/16.12.1671>
- BUSKEY, E.J. 2008. How does eutrophication affect the role of grazers in harmful algal bloom dynamics? *Harmful Algae*, 8: 152-157, <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.009>
- BUTERA, R.; ELEFThERIOU, G.; SIGNORINI, S.; VERSINO, M.; FAZZI, E.; FARINA, M.L. & MANZO, L. 2008. Ciguatera poisoning in early pregnancy and severe visual impairment in the child: a case report. *Clinical Toxicology*, 46: 407, <http://dx.doi.org/10.1080/15563650802071703>
- CAMPÀS, M.; PRIETO-SIMÓN, B. & MARTY, J.L. 2007. Biosensors to detect marine toxins: assessing seafood safety. *Talanta*, 72: 884-895, <http://dx.doi.org/10.1016/j.talanta.2006.12.036>
- CARMICHAEL, W.W. 1994. The toxins of cyanobacteria. *Scientific American*, 270: 78-86, <http://dx.doi.org/10.1038/scientificamerican0194-78>
- CARON, D.A.; GARNEAU, M.E.; SEUBERT, E.; HOWARD, M.D.A.; DARJANY, L.; SCHNETZER, A.; CETINIC, I.; FILTEAU, G.; LAURI, P.; JONES, B. & TRUSSELL, S. 2010. Harmful algae and their potential impacts on desalination operations off southern California. *Water Research*, 44: 385-416, <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2009.06.051>
- CEMBELLA, A.D. 1998. Ecophysiology and metabolism of paralytic shellfish toxins in marine microalgae. Pp. 381-403. In: D.M. Anderson, A.D. Cembella & G.M. Hallegraeff (eds.). *Physiological ecology of harmful algal blooms*. Springer-Verlag, Berlin, DE. 662p.
- CENR (Committee on Environment and Natural Resources). 2000. *Integrated Assessment of Hypoxia in the Northern Gulf of Mexico*. National Science and Technology Council, Committee on Environment and Natural Resources, Washington, USA. 58p.
- CERMEÑO, P.; MARAÑÓN, E.; PÉREZ, V.; SERRET, P.; FERNÁNDEZ, E. & CASTRO, C.G. 2006. Phytoplankton size structure and primary production in a highly dynamic coastal

- ecosystem (Ría de Vigo, NW-Spain): seasonal and short-time scale variability. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 251-266, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2005.11.027>
- CHATEAU-DEGAT, M.L.; CHINAIN, M.; CERF, N.; GINGRAS, S.; HUBERT, B. & DEWAILLY, E. 2005. Seawater temperature, *Gambierdiscus* spp. variability and incidence of ciguatera poisoning in French Polynesia. *Harmful Algae*, 4: 1053-1062, <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2005.03.003>
- CHORUS, I. 2001. *Cyanotoxins: occurrence, causes, consequences*. First Edition. Springer, Berlin, DE. 357p.
- CHORUS, I & BARTRAM, J. 1999. *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. E. & F.N. Spon Ltd., London, UK. 416p.
- COHEN, P.; HOLMES, C.F. & TSUKITANI, Y. 1990. Okadaic acid: a new probe for the study of cellular regulation. *Trends in Biochemical Sciences*, 15: 98-102, [http://dx.doi.org/10.1016/0968-0004\(90\)90192-E](http://dx.doi.org/10.1016/0968-0004(90)90192-E)
- CULLEN, J.J. & MACINTYRE, J.G. 1998. Behavior, physiology and the niche of depth-regulating phytoplankton. Pp. 559-580. *In*: D.M. Anderson, A.D. Cembella & G.M. Hallegraeff (eds.). *Physiological ecology of harmful algal blooms*. Springer-Verlag, Berlin, DE. 662p.
- DALE, B.; MADSEN, A.; NORDBERG, K. & THORSEN, T.A. 1993. Evidence for prehistoric and historic 'blooms' of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* in the Kattegat-Skagerrak region of Scandinavia. Pp. 47-52. *In*: T.J. Smayda & Y. Shimizu (eds.). *Toxic phytoplankton blooms in the sea*. Elsevier Science, Amsterdam, NL. 976p.
- DARLEY, W.M. 1977. Biochemical composition. Pp. 198-223. *In*: D. Werner (ed.). *The biology of diatoms*. University of California Press, Berkeley, CA. 498p.
- DEEDS, J.R.; LANDSBERG, J.H.; ETHERIDGE, S.M.; PITCHER, G.C. & LONGAN, S.W. 2008. Non-traditional vectors for Paralytic Shellfish Poisoning. *Marine Drugs*, 6: 308-348, <http://dx.doi.org/10.3390/md6020308>
- DEMOTT, W.R. & MOXTER, E. 1991. Foraging cyanobacteria by copepods: responses to chemical defenses and resource abundance. *Ecology*, 72: 1820-1834, <http://dx.doi.org/10.2307/1940981>
- DIÁRIO DO VALE. 2000. Esgoto e algas atingem praias do Rio. <<http://www2.uol.com.br/diariodovale/arquivo/2000/junho/06/page/fr-geral.htm>> (Acesso em 20/12/2011)
- DODGE, J.D. 1979. The phytoflagellates: fine structure and phylogeny. Pp. 7-57. *In*: M. Levandowsky & S.H. Hutner (eds.). *Biochemistry and Physiology of Protozoa*. Second Edition. Academic Press, New York, NY. 509p.
- DÖRR, F.A.; PINTO, E.; SOARES, R.M. & AZEVEDO, S.M.F.O. 2010. Microcystins in South American aquatic ecosystems: occurrence, toxicity and toxicological assays. *Toxicon*, 56: 1247-1256, <http://dx.doi.org/10.1016/j.toxicon.2010.03.018>
- DUKE, E.L. & REIMANN, B.E.F. 1977. The ultrastructure of the diatom cell. Pp. 65-109. *In*: D. Werner (ed.). *The biology of diatoms*. University of California Press, Berkeley, CA. 498p.
- DURBIN, E.; TEEGARDEN, G.; CAMPBELL, R.; CEMBELLA, A.; BAUMGARTNER, M.F. & MATE, B.R. 2002. North Atlantic right whales, *Eubalaena glacialis*, exposed to paralytic shellfish poisoning (PSP) toxins via a zooplankton vector, *Calanus finmarchicus*. *Harmful Algae*, 1: 243-251, [http://dx.doi.org/10.1016/S1568-9883\(02\)00046-X](http://dx.doi.org/10.1016/S1568-9883(02)00046-X)
- DYHRMAN, S.T. 2008. Molecular approaches to diagnosing nutritional physiology in harmful algae: implications for studying the effects of eutrophication. *Harmful Algae*, 8: 167-174, <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.016>
- ELDRIDGE, P.M. & ROELKE, D.L. 2010. Origins and scales of hypoxia on the Louisiana shelf: Importance of seasonal plankton dynamics and river nutrients and discharge. *Ecological Modelling*, 221: 1028-1042, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.04.054>
- ELSER, J.J.; GUDEX, L.; KYLE, M.; ISHIKAWA, T. & URABE, J. 2001. Effects of zooplankton on nutrient availability and seston C:N:P stoichiometry in inshore waters of Lake Biwa, Japan. *Limnology*, 2: 91-100, <http://dx.doi.org/10.1007/s102010170004>
- ENGSTRÖM, J.; KOSKI, M.; VIITASALO, M.; REINIKAINEN, M.; REPKA, S.; SIVONEN, K. 2000. Feeding interactions of the copepods *Eurytemora affinis* and *Acartia biflosa* with the cyanobacteria *Nodularia* sp. *Journal of Plankton Research*, 22: 1403-1409, <http://dx.doi.org/10.1093/plankt/22.7.1403>
- EPPLEY, R.W.; HOLM-HANSEN, O. & STRICKLAND, D.H. 1968. Some observations on the vertical migration of dinoflagellates. *Journal of Phycology*, 4: 333-340, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1529-8817.1968.tb04704.x>
- FALCONER, I.R. 1991. Tumor promotion and liver injury caused by oral consumption of cyanobacteria. *Environmental Toxicology and Water Quality Journal*, 6: 177-184, <http://dx.doi.org/10.1002/tox.2530060207>
- FALKOWSKI, P.G. & RAVEN, J.A. 1997. *Aquatic Photosynthesis*. First Edition. Blackwell Science, Oxford, UK. 375p.

- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2004. *Marine biotoxins. FAO Food and Nutrition Paper 80*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, IT. 53p.
- FERNÁNDEZ-TEJEDOR, M.; SOUBRIER-PEDREÑO, M.A. & FURONES, M.D. 2004. Acute LD₅₀ of a *Gyrodinium corsicum* natural population for *Sparus aurata* and *Dicentrarchus labrax*. *Harmful Algae*, 3: 1-9, <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2003.07.002>
- FERRÃO-FILHO, A.S.; DOMINGOS, P. & AZEVEDO, S.M.F.O. 2002a. Influences of a *Microcystis aeruginosa* Kützing bloom on zooplankton populations in Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil). *Limnologica*, 32: 295-308, [http://dx.doi.org/10.1016/S0075-9511\(02\)80021-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0075-9511(02)80021-4)
- FERRÃO-FILHO, A.S., KOLOWSKY-SUZUKI, B. & AZEVEDO, S.M.E.O. 2002b. Accumulation of microcystins in a tropical zooplankton community. *Aquatic Toxicology*, 59: 201-208, [http://dx.doi.org/10.1016/S0166-445X\(01\)00253-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0166-445X(01)00253-3)
- FERRÃO-FILHO, A.S.; SOARES, M.C.S.; FREITAS DE MAGALHÃES, V. & AZEVEDO, S.M.F.O. 2010. A rapid bioassay for detecting saxitoxins using a *Daphnia* acute toxicity test. *Environmental Pollution*, 158: 2084-2093, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2010.03.007>
- FIGUEIREDO, D.R. DE; AZEITEIRO, U.M.; ESTEVES, S.M.; GONÇALVES, F.J.M. & PEREIRA, M.J. 2004. Microcystin-producing blooms - a serious global public health issue. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59: 151-163, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2004.04.006>
- FIRE, S.E.; WANG, Z.; LEIGHFIELD, T.A.; MORTON, S.L.; MCFEE, W.E.; MCLELLAN, W.A.; LITAKER, R.W.; TESTER, P.A.; HOHN, A.A.; LOVEWELL, G.; HARMS, C.; ROTSTEIN, D.S.; BARCO, S.G.; COSTIDIS, A.; SHEPPARD, B.; BOSSART, G.D.; STOLEN, M.; DURDEN, W.N. & VAN DOLAH, F.M. 2009. Domoic acid exposure in pygmy and dwarf sperm whales (*Kogia* spp.) from southeastern and mid-Atlantic U.S. waters. *Harmful Algae*, 8: 658-664, <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2008.12.002>
- FISTAROL, G.O.; LEGRAND, C.; SELANDER, E.; HUMMERT, C.; STOLTE, W. & GRANÉLI, E. 2004. Allelopathy in *Alexandrium* spp.: effect on a natural plankton community and on algal monocultures. *Aquatic Microbial Ecology*, 35: 45-56, <http://dx.doi.org/10.3354/ame035045>
- FLYNN, K.J. 2008. Attack is not the best form of defense: lessons from harmful algal bloom dynamics. *Harmful Algae*, 8: 129-139, <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.007>
- FOLHA ONLINE. 2007. Mancha escura atinge praia de Copacabana; Feema analisa água. <<http://www1.folha.uol.com.br/folha/cotidiano/ult95u340756.shtml>>. (Acesso em 20/12/2011)
- FOLHA ONLINE. 2008. Maré vermelha causa proibição de venda de ostras em SC. <<http://www1.folha.uol.com.br/folha/cotidiano/ult95u390412.shtml>>. (Acesso em 20/12/2011)
- FUREY, A.; O'DOHERTY, S.; O'CALLAGHAN, K.; LEHANE, M.; JAMES, K.J. 2010. Azaspiracid poisoning (AZP) toxins in shellfish: Toxicological and health considerations. *Toxicon*, 56: 173-190, <http://dx.doi.org/10.1016/j.toxicon.2009.09.009>
- G1. 2007. Mancha escura muda paisagem das praias. <<http://g1.globo.com/Noticias/Rio/0,,MUL5176-5606,00-MANCHA+E SCURA+MUDA+PAISAGEM+DAS+PRAIAS.html>>. (Acesso em 20/12/2011)
- GARCÉS, E.; MASÓ, M.; VILA, M. & CAMP, J. 2000. HABs events in the Mediterranean Sea: Are they increasing? A case study the last decade in the NW Mediterranean and the genus *Alexandrium*. *Harmful Algal News*, 20: 1-11.
- GARCIA, C.A.E.; SARMA, Y.V.B.; MATA, M.M. & GARCIA, V.M.T. 2004. Chlorophyll variability and eddies in the Brazil-Malvinas Confluence region. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 51: 159-172, <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2003.07.016>
- GAUSS, C.M.; SHEPPOCK, J.E.; NAIRN, A.C. & CHAMBERLIN, R.A. 1997. A molecular modeling analysis of the binding interactions between okadaic acid class of natural product inhibitors and the ser-thr phosphatases, PP1 and PP2A. *Bioorganic & Medical Chemistry*, 5: 1751-1773, [http://dx.doi.org/10.1016/S0968-0896\(97\)00145-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0968-0896(97)00145-4)
- GILBERT, P.M. & PITCHER, G. 2001. *Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms Science Plan*. SCOR & IOC, Baltimore & Paris. 87p. <<http://www.geohab.info/images/stories/documents/final.pdf>>. (Acesso em 05/11/2011)
- GIANESELLA-GALVÃO, S.M.F.; COSTA, M.P.F. & KUTNER, M.B.B. 1995. Bloom of *Oscillatoria (Trichodesmium) erythraea* (Ehr.) Kütz. in coastal waters of the Southern Atlantic. *Publicação especial do Instituto Oceanográfico de São Paulo*, 11: 133-140.
- GLEASON, F.K. & PAULSON, J.L. 1984. Site of action of the natural algicide, cyanobacterin, in the blue-green alga, *Synechococcus* sp. *Archives of Microbiology*, 138: 273-277, <http://dx.doi.org/10.1007/BF00402134>
- GOMES, A.M.A.; SAMPAIO, P.L.; FERRÃO-FILHO, A.S.; FREITASDE MAGALHÃES, V.; MARINHO, M.M.; OLIVEIRA,

- A.C.P.; SANTOS, V.B.; DOMINGOS, P. & AZEVEDO, S.M.F.O. 2009. Florações de cianobactérias tóxicas em uma lagoa costeira hipereutrificada do Rio de Janeiro/RJ (Brasil) e suas conseqüências para a saúde humana. *Oecologia Brasiliensis*, 13: 329-345, <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2009.1302.08>
- GOOSEN, N.K.; KROMKAMP, J.; PEENE, J.; VAN RIJSWIJK, P. & VAN BREUGEL, P. 1999. Bacterial and phytoplankton production in the maximum turbidity zone of three European estuaries: the Elbe, Westerschelde and Gironde. *Journal of Marine Systems*, 22: 151-171, [http://dx.doi.org/10.1016/S0924-7963\(99\)00038-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0924-7963(99)00038-X)
- GRANÉLI, E. & JOHANSSON, N. 2003. Increase in the production of allelopathic substances by *Prymnesium parvum* cells grown under N- or P-deficient conditions. *Harmful Algae*, 2: 135-145, [http://dx.doi.org/10.1016/S1568-9883\(03\)00006-4](http://dx.doi.org/10.1016/S1568-9883(03)00006-4)
- GRANÉLI, E. & TURNER, J.T. 2006. An introduction to harmful algae. Pp. 3-7. In: E. Granéli & J.T. Turner (eds). *Ecology of Harmful Algae*, Series: Ecological Studies. Springer Verlag, Berlin, DE. 413p.
- GRANÉLI, E.; WEBERG, M. & SALOMON, P.S. 2008. Harmful algal blooms of allelopathic microalgal species: the role of eutrophication. *Harmful Algae*, 8: 94-102, <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.011>
- HALLEGRAEFF, G.M. 2003. Harmful algal blooms: a global overview. Pp. 25-49. In: G.M. Hallegraeff, D.M. Anderson & A.D. Cembella (eds). *Manual on harmful marine microalgae*. UNESCO, Paris, FR. 793p.
- HALLEGRAEFF, G.M. 2010. Ocean climate change, phytoplankton community responses, and harmful algal blooms: a formidable predictive challenge. *Journal of Phycology*, 46: 220-235, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1529-8817.2010.00815.x>
- HALLEGRAEFF, G.M.; ANDERSON, D.M. & CEBELLA, A.D. 1995. *Manual on harmful marine microalgae*. IOC Manuals and Guides N° 33. UNESCO, Paris, FR. 793p.
- HANAZATO, T. 1991. Interrelations between *Microcystis* and Cladocera in the highly eutrophic Lake Kasumigaura, Japan. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 76: 21-36, <http://dx.doi.org/10.1002/iroh.19910760104>
- HANAZATO, T. & YASUNO, M. 1987. Evaluation of *Microcystis* as food for zooplankton in a eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 144: 251-259, <http://dx.doi.org/10.1007/BF00005559>
- HARAGUCHI, L. & ODEBRECHT, C. 2010. Dinophysiales (Dinophyceae) no extremo Sul do Brasil (inverno de 2005, verão de 2007). *Biota Neotropica*, 10: 101-114, <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000300011>
- HASLE, G.R. 1950. Phototactic vertical migration in marine dinoflagellates. *Oikos*, 2: 162-175.
- HEISLER, J.; GLIBERT, P.M.; BURKHOLDER, J.M.; ANDERSON, D.M.; COCHLAN, W.; DENNISON, W.C.; DORTCH, Q.; GOBLER, C.J.; HEIL, C.C.; HUMPHRIES, E.; LEWITUS, A.; MAGNIEN, R.; MARSHALL, H.G.; SELLNER, K.; STOCKWELL, D.A.; STOECKER, D.K. & SUDDLESON, M. 2008. Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus. *Harmful Algae*, 8: 3-13, <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.006>
- HITZFELD, B.C.; HOGER, S.J. & DIETRICH, D.R. 2000. Cyanobacterial toxins: removal during drinking water treatment and human risk assessment. *Environmental Health Perspectives*, 108: 113-122, <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.00108s1113>
- HULOT, F. D. & HUISMAN, J. 2004. Allelopathic interactions between phytoplankton species: The roles of heterotrophic bacteria and mixing intensity. *Limnology and Oceanography*, 49: 1424-1434, http://dx.doi.org/10.4319/lo.2004.49.4_part_2.1424
- HUNTLEY, M.; SYKES, P.; ROHAN, S. & MARIN, V. 1986. Chemically-mediated rejection of dinoflagellate prey by the copepod *Calanus pacificus* and *Paracalanus parvus*: mechanism, occurrence and significance. *Marine Ecology Progress Series*, 28: 105-120, <http://dx.doi.org/10.3354/meps028105>
- HYFIELD, E.C.G.; DAY, J.W.; CABLE, J.E. & JUSTIC, D. 2008. The impacts of re-introducing Mississippi River water on the hydrologic budget and nutrient inputs of a deltaic estuary. *Ecological Engineering*, 32: 347-359, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.12.009>
- IGNATIADES, L. & GOTSIS-SKRETAS, O. 2010. A review on toxic and harmful algae in greek coastal waters (E. Mediterranean Sea). *Toxins*, 2: 1019-1037, <http://dx.doi.org/10.3390/toxins2051019>
- JESTER, R.; LEFEBVRE, K.; LANGLOIS, G.; VIGILANT, V.; BAUGH, K. & SILVER, M.W. 2009. A shift in the dominant toxin-producing algal species in central California alters phycotoxins in food webs. *Harmful Algae*, 8: 291-298, <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2008.07.001>
- JOCHIMSEN, E.M.; CARMICHAEL, W.W.; AN, J.; DENISE, M.C.; COOKSON, S.T.; HOLMES, C.E.M.; ANTUNES, M.B.C.;

- MELO, F.D.A.; LYRA, T.M.; BARRETO, V.S.T.; AZEVEDO, S.M.F.O. & JARVIS, W.R. 1998. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. *The New England Journal of Medicine*, 338: 873-878, <http://dx.doi.org/10.1056/NEJM199803263381304>
- JUSTIC, D.; RABALAIS, N.N. & TURNER, R.E. 2002. Modeling the impacts of decadal changes in riverine nutrient fluxes on coastal eutrophication near the Mississippi River Delta. *Ecological Modelling*, 152: 33-46, [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00472-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00472-0)
- KAMIYAMA, T. & ARIMA, S. 1997. Lethal effect of the dinoflagellate *Heterocapsa circularisquama* upon the tintinnid ciliate *Favella taraikaensis*. *Marine Ecology Progress Series*, 160: 27-33, <http://dx.doi.org/10.3354/meps160027>
- KANKAANPÄÄ, H.; LEINIÖ, S.; OLIN, M.; SJÖVALL, O.; MERILUOTO, J. & LEHTONEN, K.K. 2007. Accumulation and depuration of cyanobacterial toxin nodularin and biomarker responses in the mussel *Mytilus edulis*. *Chemosphere*, 68: 1210-1217, <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.01.076>
- KEPPLER, C.J.; HOGUET, J.; SMITH, K.; RINGWOOD, A.H. & LEWITUS, A.J. 2005. Sublethal effects of the toxic alga *Heterosigma akashiwo* on the southeastern oyster (*Crassostrea virginica*). *Harmful Algae*, 4: 275-285, <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2004.05.002>
- KESEL, R.H. 2003. Human modifications to the sediment regime of the Lower Mississippi River flood plain. *Geomorphology*, 56: 325-334, [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-555X\(03\)00159-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-555X(03)00159-4)
- KIRKPATRICK, B.; FLEMING, L.E.; SQUICCIARINI, D.; BACKER, L.C.; CLARK, R.; ABRAHAM, W.; BENSON, J.; CHENG, Y.S.; JOHNSON, D.; PIERCE, R.; ZAIAS, J.; BOSSART, G.D. & BADEN, D.G. 2004. Literature review of Florida red tide: implications for human health effects. *Harmful Algae*, 3: 99-115, <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2003.08.005>
- KODAMA, M.; DOUCETTE, G.J. & GREEN, D.H. 2006. Relationships Between Bacteria and Harmful Algae. Pp. 243-255. In: E. Granéli & J.T. Turner (eds). *Ecology of Harmful Algae*, Series: Ecological Studies. Springer Verlag, Berlin, DE. 413p.
- KRIENITZ, L.; BALLOT, A.; WIEGAND, C.; KOTUT, K.; CODD, G.A. & PFLUGMACHER, S. 2003. Contribution of hot spring cyanobacteria to the mysterious deaths of lesser flamingos at Lake Bogoria, Kenya. *FEMS Microbiology Ecology*, 43: 141-148, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1574-6941.2003.tb01053.x>
- KWONG, R.W.M.; WANG, W.X.; LAM, P.K.S. & YU, P.K.N. 2006. The uptake, distribution and elimination of paralytic shellfish toxins in mussels and fish exposed to toxic dinoflagellates. *Aquatic Toxicology*, 80: 82-91, <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.07.016>
- LAGOS, N.; ONODERA, H.; ZAGATTO, P.A.; ANDRINOLO, D.; AZEVEDO, S.M.F.O. & OSHIMA, Y. 1999. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. *Toxicon*, 37: 1359-1373, [http://dx.doi.org/10.1016/S0041-0101\(99\)00080-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0041-0101(99)00080-X)
- LEANDRO, L.F.; TEEGARDEN, G.J.; ROTH, P.B.; WANG, Z. & DOUCETTE, G.J. 2010. The copepod *Calanus finmarchicus*: A potential vector for trophic transfer of the marine algal biotoxin, domoic acid. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 382: 88-95, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2009.11.002>
- LEE, J.S.; YANAGI, T.; KENMA, R. & UASUMOTO, T. 1987. Fluorometric determination of diarrhetic shellfish toxins by high-performance liquid chromatography. *Agricultural Biology and Chemistry*, 51: 877-881, <http://dx.doi.org/10.1271/bbb1961.51.877>
- LEEDALE, G.F. 1967. *Euglenoid flagellates*. Prentice Hall, Inc., Englewood Cliffs, NJ. 242p.
- LINDAHL, O.; LUNDVE, B. & JOHANSEN, M. 2007. Toxicity of *Dinophysis* spp. in relation to population density and environmental conditions on the Swedish west coast. *Harmful Algae*, 6: 218-231, <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2006.08.007>
- LOHRENZ, S.E.; REDALJE, D.G.; CAI, W.J.; ACKER, J. & DAGG, M. 2008. A retrospective analysis of nutrients and phytoplankton productivity in the Mississippi River plume. *Continental Shelf Research*, 28: 1466-1475, <http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2007.06.019>
- LONGHURST, A. 1998. *Ecological Geography of the Sea*. Academic Press, San Diego, CA. 398p.
- MAFRA-JUNIOR, L.L.; FERNANDES, L.F. & PROENÇA, L.A.O. 2006. Harmful algae and toxins in Paranaguá bay, Brazil: bases for monitoring. *Brazilian Journal of Oceanography*, 54: 107-121.
- MAGALHÃES, V.F.; SOARES, R.M.; AZEVEDO, S.M.F.O. 2001. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicon*, 39: 1077-1085, [http://dx.doi.org/10.1016/S0041-0101\(00\)00251-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0041-0101(00)00251-8)
- MARGALEF, R. 1978. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica Acta*, 1: 493-509.

- MARGALEF, R.; ESTRADA, M. & BLASCO, D. 1979. Functional morphology of organisms involved in red tides, as adapted to decaying turbulence. Pp. 89-94. In: D.L. Taylor & H.H. Seliger (eds.). Toxic dinoflagellate blooms. Elsevier/North-Holland, New York, NY. 505p.
- MASÓ, M. & GARCÉS, E. 2006. Harmful microalgae blooms (HAB); problematic and conditions that induce them. *Marine Pollution Bulletin*, 53: 620-630, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.006>
- MASÓ, M.; GARCÉS, E.; PAGES, F. & CAMP, J. 2003. Drifting plastic debris as potential vector for dispersing Harmful Algal Bloom (HAB) species. *Scientia Marina*, 67: 107-111.
- MASON, C.P.; EDWARDS, K.R.; CARLSON, R.E.; PIGNATELLO, J.; GLEASON, F.K. & WOOD, J.M. 1982. Isolation of chlorine-containing antibiotic from the freshwater cyanobacterium *Scytonema hofmanni*. *Science*, 215: 400-402, <http://dx.doi.org/10.1126/science.6800032>
- MCLACHLAN, J.; MCINNES, A.G. & FALKALK, M. 1965. Studies on the chitan (chitin:poly-N-acetylglucosamine) fibers of the diatom *Thalassiosira fluviatilis* Hustedt. 1. Production and isolation of chitan fibers. *Canadian Journal of Botany*, 43: 707-713, <http://dx.doi.org/10.1139/b65-079>
- MELLO, D.F.; PROENÇA, L.A.O. & BARRACCO, M.A. 2010. Comparative Study of Various Immune Parameters in Three Bivalve Species during a Natural Bloom of *Dinophysis acuminata* in Santa Catarina Island, Brazil. *Toxins*, 2: 1166-1178, <http://dx.doi.org/10.3390/toxins2051166>
- MENEZES, M.; VARELA, D.; PROENÇA, L.A.O.; TAMANAHA, M.S. & PAREDES, J. 2010. Identification of the toxic alga *Alexandrium tamiyavanichi* (dinophyceae) from northeastern Brazil: a combined morphological and rDNA sequence (partial *lsu* and *its*) approach. *Journal of Phycology*, 46: 1239-1251, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1529-8817.2010.00918.x>
- MERICO, A.; TYRRELL, T.; LESSARD, E.J.; OGUZ, T.; STABENO, P.J.; ZEEMAN, S.I. & WHITLEDGE, T.E. 2004. Modelling phytoplankton succession on the Bering Sea shelf: role of climate influences and trophic interactions in generating *Emiliania huxleyi* blooms 1997-2000. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 51: 1803-1826, <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr.2004.07.003>
- MINISTÉRIO DA SAÚDE. 2003. *Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano. Impactos na Saúde Pública e processos de remoção em água para consumo humano*. Ascom. Brasília, DF. 56p. <<http://www.cvs.saude.sp.gov.br/pdf/cianobacterias.pdf>>. (Acesso em 20/11/11)
- MOESTRUP, Ø.; AKSELMAN, R.; CRONBERG, G.; ELBRAECHTER, M.; FRAGA, S.; HALIM, Y.; HANSEN, G.; HOPPENRATH, M.; LARSEN, J.; LUNDHOLM, N.; NGUYEN, L.N. & ZINGONE, A. 2009. IOC-UNESCO Taxonomic reference list of harmful microalgae. <<http://www.marinespecies.org/HAB>>. (Acesso em 18/09/2011)
- MONGER, B.; MCCLAIN, C. & MURTUGUUDE, R. 1997. Seasonal phytoplankton dynamics in the eastern tropical Atlantic. *Journal of Geophysical Research*, 102: 12389-12411, <http://dx.doi.org/10.1029/96JC03982>
- MYKLESTAD, S. 1974. Production of carbohydrates by marine planktonic diatoms. I. Comparison of nine different species in culture. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 15: 261-274, [http://dx.doi.org/10.1016/0022-0981\(74\)90049-5](http://dx.doi.org/10.1016/0022-0981(74)90049-5)
- ODEBRECHT, C.; AZEVEDO, S.M.F.O.; GARCIA, V.M.T.; HUSZAR, V.L.M.; MAGALHÃES, V.F.; MENEZES, M.; PROENÇA, L.A.O.; RÖRIG, L.R.; TENENBAUM, D.R.; VILLAC, M.C. & YUNES, J.S. 2002. Floraciones de microalgas nocivas en Brasil: estado del arte y proyectos en curso. Pp. 219-233. In: E.A. Sar, M.E. Ferrario & B. Reguera (eds.). Floraciones Algas Nocivas en el Cono Sur Americano. Instituto Español de Oceanografía, Vigo, ES. 268p.
- O GLOBO. 2011a. "Língua verde" corre em praia de Búzios e pode prejudicar saúde de banhistas e moradores. <<http://oglobo.globo.com/rio/lingua-verde-corre-em-praia-de-buzios-pode-prejudicar-saude-de-banhistas-moradores-2832131>>. (Acesso em 20/12/2011)
- O GLOBO. 2011b. Mancha na Praia de Piratininga assusta banhistas. <<http://oglobo.globo.com/niteroi/mancha-na-praia-de-piratininga-assusta-banhistas-3490307>>. (Acesso em 20/12/2011)
- OHTA, T.; SUEOKA, E.; IIDA, N.; KOMORI, A.; SUGANUMA, M.; NISHIWAKI, R.; TATEMATSU, M.; KIM, S.J.; CARMICHAEL, W.W. & FUJIKI, H. 1994. Nodularin, a potent inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A, is a new environmental carcinogen in male F344 rat liver. *Cancer Research*, 54: 6402-6406.
- PAZ, B.; DARANAS, A.H.; NORTE, M.; RIOBÓ, P.; FRANCO, J.M. & FERNÁNDEZ, J.J. 2008. Yessotoxins, a group of marine polyether toxins: an overview. *Marine Drugs*, 6: 73-102, <http://dx.doi.org/10.3390/md6020073>
- PERSICH, G.R.; KULIS, D.M.; LILLY, E.L.; ANDERSON, D.M. & GARCIA, V.M.T. 2006. Probable origin and toxin profile of *Alexandrium tamarense* (Lebour) Balech from southern Brazil. *Harmful Algae*, 5: 36-44, <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2005.04.002>

- PRINCE, E.K.; POULSON, K.L.; MYERS, T.L.; SIEG, R.D. & KUBANEK, J. 2010. Characterization of allelopathic compounds from the red tide dinoflagellate *Karenia brevis*. *Harmful Algae*, 10: 39-48, <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2010.06.003>
- PROENÇA, L.A.O. & MAFRA JR., L.L. 2005. Ocorrência de ficotoxinas na costa brasileira. Pp. 57-77. *In: Sociedade Brasileira de Ficologia (org.). X Reunião Brasileira de Ficologia*. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- PROENÇA, L.A.O.; TAMANAHA, M.S. & SOUZA, N.P. 2001. The toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* Graham in southern Brazilian waters: occurrence, pigments and toxins. *Atlântica*, 23: 59-65.
- PROENÇA, L.A.O.; TAMANAHA, M.S. & FONSECA, R.S. 2009. Screening the toxicity and toxin content of blooms of the cyanobacterium *Trichodesmium erythraeum* (Ehrenberg) in northeast Brazil. *Journal of Venomous Animals and Toxins including Tropical Diseases*, 15: 204-215, <http://dx.doi.org/10.1590/S1678-91992009000200004>
- PROENÇA, L.A.O.; FONSECA, R.S. & PINTO, T.O. 2010. Microalgas em área de cultivo do litoral de Santa Catarina. Pp. 331-331. *In: XIII Congresso Brasileiro de Ficologia*. Paraty, RJ, Brasil. <<https://www.metaeventos.net/userfiles/file/XIII%20Congresso%20Brasileiro%20de%20Ficologia%206.pdf>>. (Acesso em 03/11/2011)
- PRZESLAWSKI, R.; BOURDEAU, P.E.; DOALL, M.H.; PAN, J.; PERINO, L. & PADILLA, D.K. 2008. The effects of a harmful alga on bivalve larval lipid stores. *Harmful Algae*, 7: 802-807, <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2008.04.003>
- PUMARIEGA, R.B.H. & MULLINGS, A.O.H. 2008. Ciguatera: posible transmisión sexual. A propósito de um caso. *Revista de Toxicologia*, 25: 67-68.
- REHM, M. 2010. Mancha provocada por algas em praia de Santa Catarina é positiva para o meio ambiente. <<http://www.bandrs.com.br/noticias/index.php?p=255&n=13732&PHPSESSID=540b529d9eb906abdf0851c2dad47f0>>. (Acesso em 21/12/2011)
- REIDE-CORBETT, D.; MCKEE, B. & ALLISON, M. 2006. Nature of decadal-scale sediment accumulation on the western shelf of the Mississippi River delta. *Continental Shelf Research*, 26: 2125-2140, <http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2006.07.012>
- REIDE-CORBETT, D.; DAIL, M. & MCKEE, B. 2007. High-frequency time-series of the dynamic sedimentation processes on the western shelf of the Mississippi River Delta. *Continental Shelf Research*, 27: 1600-1615, <http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2007.01.025>
- RIEGMAN, R. & WINTER, C. 2003. Lysis of plankton in the non-stratified southern North Sea during summer and autumn 2000. *Acta Oecologica*, 24: S133-S138, [http://dx.doi.org/10.1016/S1146-609X\(03\)00010-9](http://dx.doi.org/10.1016/S1146-609X(03)00010-9)
- RÖRIG, L.R.; GUIMARÃES, S.C.P.; LUGLI, D.O.; PROENÇA, L.A.O.; MANZONI, G.C. & MARENZI, A.C. 1998. Monitorização de microalgas planctônicas potencialmente tóxicas na área de maricultura da Enseada de Armação de Itapocoroy - Penha - SC. *Notas Técnicas FACIMAR*, 2: 71-79.
- RYAN, J.P.; YODER, J.A. & TOWNSEND, D.W. 2001. Influence of a Gulf Stream warm-core ring on water mass and chlorophyll distributions along the southern flank of Georges Bank. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 48: 159-178, [http://dx.doi.org/10.1016/S0967-0645\(00\)00117-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0967-0645(00)00117-X)
- SALZMAN, M.; MADSEN, J.M. & GREENBERG, M.I. 2006. Toxins: bacterial and marine toxins. *Clinics in Laboratory Medicine*, 26: 397-419, <http://dx.doi.org/10.1016/j.cll.2006.04.003>
- SCHMIDT, L.E. & HANSEN, P.J. 2001. Allelopathy in the prymnesiophyte *Chrysochromulina polylepis*: effect of cell concentration, growth phase and pH. *Marine Ecology Progress Series*, 216: 67-81, <http://dx.doi.org/10.3354/meps216067>
- SCHOCK, T.B.; HUNCIK, K.; BEAUCHESNE, K.R.; VILLAREAL, T.A. & MOELLER, P.D.R. 2011. Identification of Trichotoxin, a Novel Chlorinated Compound Associated with the Bloom Forming Cyanobacterium, *Trichodesmium thiebautii*. *Environmental Science and Technology*, 45: 7503-7509, <http://dx.doi.org/10.1021/es201034r>
- SCHOLIN, C.A. 1996. Morphological, genetic and biogeographic relationships of *Alexandrium tamarense*, *A. catenella* and *A. fundyense*. Pp. 13-27. *In: D.M. Anderson, G.M. Hallegraeff & A.D. Cembella (eds.). Physiological ecology of harmful algal blooms*. NATO Advanced Study Institute Series. Springer-Verlag, Berlin, DE. 662p.
- SHERR, E.B. & SHERR, B.F. 2002. Significance of predation by protists in aquatic microbial food webs. *Antonie van Leeuwenhoek*, 81: 293-308, <http://dx.doi.org/10.1023/A:1020591307260>
- SIERRA-BELTRÁN, A.P.; CORTÉS-ALTAMIRANO, R. & CORTÉS-LARA, M.C. 2005. Occurrences of *Prorocentrum minimum* (Pavillard) in México. *Harmful Algae*, 4: 507-517, <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2004.08.018>
- SIPIÁ, V.O.; NEFFLING, M.R.; METCALF, J.S.; NYBOM, S.M.K.; MERILUOTO, J.A.O. & CODD, G.A. 2008. Nodularin in feathers and liver of eiders (*Somateria mollissima*) caught from

- the western Gulf of Finland in June-September 2005. *Harmful Algae*, 7: 99-105, <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2007.05.007>
- SMAYDA, T.J. 1997. Harmful algal blooms: Their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. *Limnology and Oceanography*, 42: 1137-1153, http://dx.doi.org/10.4319/lo.1997.42.5_part_2.1137
- SMAYDA, T.J. & BOLEYN, B.J. 1966. Experimental observations on the flotation of marine diatoms. II. *Skeletonema costatum* and *Rhizosolenia setigera*. *Limnology and Oceanography*, 11: 18-34.
- SMIL, V. 2001. *Enriching the Earth: Fritz Haber, Carl Bosch, and the Transformation of World Food*. The MIT Press, Cambridge, UK. 338p.
- SOLÉ, J.; GARCÍA-LADONA, E.; RUARDIJ, P. & ESTRADA, M. 2005. Modelling allelopathy among marine algae. *Ecological Modelling*, 183: 373-384, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.08.021>
- SOLÉ, J.; GARCÍA-LADONA, E. & ESTRADA, M. 2006. The role of selective predation in harmful algal blooms. *Journal of Marine Systems*, 62: 46-54, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jmarsys.2006.04.002>
- SOTERO-SANTOS, R.B.; CARVALHO, E.G.; DELLAMANO-OLIVEIRA, M.J. & ROCHA, O. 2008. Occurrence and toxicity of an *Anabaena* bloom in a tropical reservoir (Southeast Brazil). *Harmful Algae*, 7: 590-598, <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2007.12.017>
- SOURNIA, A. 1982. Form and function in marine phytoplankton. *Biological Revue*, 57: 347-394, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-185X.1982.tb00702.x>
- SUGUNAMA, M.; FUJIKI, H.; SUGURI, H.; YOSHIZAWA, S.; HIROTA, M.; NAKAYATSU, M.; OJIKI, M.; WAKAMATSU, K.; YAMADA, Y. & SUGIMURA, T. 1988. Okadaic acid: an additional mom-phorbol-12-tetradecanoate-13-acetate-type tumor promoter. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 85: 1768-1771, <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.85.6.1768>
- SUZUKI, T. & QUILLIAM, M.A. 2011. LC-MS/MS Analysis of Diarrhetic Shellfish Poisoning (DSP) toxins, okadaic acid and dinophysistoxin analogues, and other lipophilic toxins. *Analytical Sciences*, 27: 571-584, <http://dx.doi.org/10.2116/analsci.27.571>
- TAVARES, J.F.; PROENÇA, L.O. & ODEBRECHT, C. 2009. Assessing the harmful microalgae occurrence and temporal variation in a coastal aquaculture area, southern Brazil. *Atlântica*, 31: 129-144, <http://dx.doi.org/10.5088/atl.2009.31.2.129>
- TENENBAUM, D.R.; VILLAC, M.C.; MENEZES, M. & GÔMARA, G. 1998. Floração de rafdofíceas na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. Pp. 70-70. In: 5° Encontro Brasileiro de Ecotoxicologia e 1° Colóquio Brasileiro de Algas Nocivas. Itajaí, SC, Brasil.
- TRAINER, V.L. & BADEN, D.G. 1999. High affinity binding of red tide neurotoxins to marine mammal brain. *Aquatic Toxicology*, 46: 139-148, [http://dx.doi.org/10.1016/S0166-445X\(98\)00125-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0166-445X(98)00125-8)
- TRAN, D.; HABERKORN, H.; SOUDANT, P.; CIRET, P. & MASSABUAU, J.C. 2010. Behavioral responses of *Crassostrea gigas* exposed to the harmful algae *Alexandrium minutum*. *Aquaculture*, 298: 338-345, <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.10.030>
- TRIBUNADO NORTE. 2008. Mancha em Ponta Negra é chamada de Maré Vermelha. <<http://tribunadonorte.com.br/noticia/mancha-em-ponta-negra-e-chamada-de-mare-vermelha/64896>>. (Acesso em 20/12/2011)
- TUBARO, A. & HUNGERFORD, J. 2007. Toxicology of marine toxins. Pp. 725-752. In: R.C. Gupta (ed.). *Veterinary toxicology: Basic and Clinical Principles*. Academic Press Elsevier, New York, USA. 1201p.
- VALE, P. 2004. Is there a risk of human poisoning by azaspiracids from shellfish harvested at the Portuguese coast? *Toxicon*, 44: 943-947, <http://dx.doi.org/10.1016/j.toxicon.2004.07.026>
- VAN APELDOORN, M.E.; VAN EGMOND, H.P. & SPEIJERS, G.J.A. 2001. *Neurotoxic shellfish poisoning: A review*. National Institute of Public Health and the Environment, DK. 70p.
- VAN DER BERGH, J.C.J.M.; NUNES, P.A.L.D.; DOTINGA, H.M.; KOOISTRA, W.H.C.F.; VRIELING, E.G. & PEPPERZAK, L. 2002. Exotic harmful algae in marine ecosystems: an integrated biological-economic-legal analysis of impacts and policies. *Marine Policy*, 26: 59-74, [http://dx.doi.org/10.1016/S0308-597X\(01\)00032-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0308-597X(01)00032-X)
- VAN DOLAH, F.M. 2000. Marine algal toxins: origins, health effects, and their increased occurrence. *Environmental Health Perspectives*, 108: 133-141, <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.00108s1133>
- VANNI, M.J. 1996. Nutrient transport and recycling by consumers in lake food webs: implications for algal communities. Pp. 81-95. In: G.A. Polis & K.O. Winemiller (eds.). *Food webs: integration of patterns and dynamics*. Chapman and Hall, New York, NY. 472p.
- VARKITZI, I.; PAGOU, K.; GRANÉLI, E.; HATZIANESTIS, I.; PYRGAKI, C.; PAVLIDOU, A.; MONTESANTO, B. & ECONOMOU-AMILLI, A. 2010. Unbalanced N:P ratios and nutrient stress controlling growth and toxin production of the harmful dinoflagellate *Prorocentrum lima* (Ehrenberg)

- Dodge. *Harmful Algae*, 9: 304-311, <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2009.12.001>
- VILLAC, M.C. & TENENBAUM, D.R. 2001. The coastal *Pseudo-nitzschia* from the state of Rio de Janeiro, Brazil. Pp. 34-37. In: G.M. Hallegraeff, S.I. Blackburn, C.J. Bolch & R.J. Lewis (eds.). *Harmful Algal Blooms 2000*. IOC, Paris, FR. 518p.
- VON ELERT, E. & JUTTNER, F. 1997. Phosphorus limitation and not light controls the extracellular release of allelopathic compounds by *Trichormus doliolum* (cyanobacteria). *Limnology and Oceanography*, 42: 1796-1802, <http://dx.doi.org/10.4319/lo.1997.42.8.1796>
- WALSBY, A.E. & REYNOLDS, C.S. 1980. Sinking and floating. Pp. 371-412. In: I. Morris (ed.). *Physiological ecology of phytoplankton*. Blackwell, Oxford, UK. 625p.
- WEISSBACH, A.; TILLMANN, U. & LEGRAND, C. 2010. Allelopathic potential of the dinoflagellate *Alexandrium tamarense* on marine microbial communities. *Harmful Algae*, 10: 9-18, <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2010.05.007>
- WHO (World Health Organization). 2003. *Cyanobacterial toxins: Microcystin-LR in drinking-water. Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality*. World Health Organization, Geneva, CH. 14p.
- WRIGHT, R.T. & COFFIN, R.B. 1983. Planktonic bacteria in estuaries and coastal waters of northern Massachusetts: spatial and temporal distribution. *Marine Ecology Progress Series*, 11: 205-210, <http://dx.doi.org/10.3354/meps011205>
- YU, R.; ZHOU, M.; QIAN, P.; LI, J.; YAN, T. & FU, M. 2000. Understanding the effects of nutrients on toxin production in *Alexandrium tamarense*. Pp. 303-307. In: G.M. Hallegraeff, S. Blackburn, C.J. Bolch, R.J. Lewis (eds.). *Proceedings of the Ninth International Conference on Harmful Algal Blooms*. UNESCO, Paris, FR. 518p.
- YUAN, M.; CARMICHAEL, W.W. & HILBORN, E.D. 2006. Microcystin analysis in human sera and liver from human fatalities in Caruaru, Brazil 1996. *Toxicon*, 48: 627-640, <http://dx.doi.org/10.1016/j.toxicon.2006.07.031>
- ZHANG, X.; HU, H.Y.; MEN, Y.J.; YANG, J. & CHRISTOFFERSEN, K. 2009. Feeding characteristics of a golden alga (*Poteroiochromonas* sp.) grazing on toxic cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Water Research*, 43: 2953-2960, <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2009.04.003>
- ZHOU, W.; LI, T.; CAI, C.; HUANG, L.; WANG, H.; XU, J.; DONG, J. & ZHANG, S. 2009. Spatial and temporal dynamics of phytoplankton and bacterioplankton biomass in Sanya Bay, northern South China Sea. *Journal of Environmental Sciences*, 21: 595-603, [http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62313-X](http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62313-X)

Submetido em 09/02/2012

Aceito em 09/04/2012