

3.2.1.5 PLÂNCTON

3.2.1.5.1 Visão geral

O plâncton é constituído por organismos pelágicos cujo poder de deslocamento é insuficiente para vencer a dinâmica das massas de água e correntes no ambiente aquático. Fazem parte desse grupo: o virioplâncton (vírus), bacterioplâncton (bactérias e cianobactérias); o fitoplâncton (algas microscópicas e os protistas fotossintetizantes formados por uma única célula ou organizados em colônias); o zooplâncton (animais e protistas não fotossintetizantes); e o ictioplâncton (ovos, larvas e pós-larvas de peixes) (BONECKER et al., 2002).

Esses organismos microscópicos são de vital importância para os ecossistemas marinhos, pois representam a base da teia alimentar pelágica nos oceanos e mudanças em sua composição e estrutura podem ocasionar modificações em todos os níveis tróficos superiores. Os organismos planctônicos apresentam características dinâmicas, com elevadas taxas de reprodução e perda, respondendo rapidamente às alterações físicas e químicas do meio aquático e estabelecendo complexas relações intra e interespecíficas na competição e utilização do espaço e dos recursos (LONGHURST & PAULY, 2007). Variações nas condições meteorológicas, nas características geomorfológicas regionais e os impactos antropogênicos nas áreas costeiras, influenciam diretamente as características taxonômicas e na dinâmica espaço-temporal das comunidades planctônicas (BRANDINI et al., 1997; EKAU & KNOPPERS, 1999).

■ Bacterioplâncton

A importância do bacterioplâncton vem sendo evidenciada em estudos ecológicos, nos quais se estima que aproximadamente metade da produção primária seja canalizada através das bactérias, sendo que em águas oligotróficas, a biomassa bacteriana pode se igualar ou superar a biomassa do fitoplâncton (CHO e AZAM, 1990; FUHRMAN e AZAM, 1982). As bactérias heterotróficas são um componente básico das redes alimentares marinhas, transferindo a matéria orgânica dissolvida para sua biomassa e permitindo um fluxo de energia e materiais através dos bacterívoros até os níveis tróficos superiores, chamado de alça microbiana (AZAM et al., 1983). A alça microbiana tanto pode unir a biomassa microbiana com os níveis tróficos superiores como favorecer a acumulação da própria biomassa microbiana (KORMAS et al., 1998). Além de sua importância ecológica, o bacterioplâncton marinho representa um importante parâmetro a ser monitorado, principalmente por questões de saúde pública relacionadas a qualidade da água, como por exemplo, a bactéria *Vibrio cholerae*, agente causador da infecção colérica. A bactéria *V. cholerae* possui uma parte do ciclo de vida no hospedeiro humano e outra no ambiente aquático.

Apesar de algumas espécies de bactérias patogênicas não pertencerem ao plâncton, como por exemplo, o grupo dos coliformes termotolerantes, já que seu ciclo de vida é associado a um hospedeiro, estas também são de extrema importância para o monitoramento da qualidade de água, tanto em termos de balneabilidade como em áreas de cultivo. A presença das bactérias patógenas está relacionada ao risco potencial de causar doenças infecciosas, por meio da utilização da água para fins recreacionais e/ou consumo de organismos, contaminados, a presença desses microrganismos no ambiente servem como bioindicadores ambientais de contaminação (TOURON et al., 2007). Além de um monitoramento feito através da quantificação dos bioindicadores (por exemplo, coliformes fecais), pode ser realizado também a análise de biomarcadores na água (por exemplo, presença de coprostanol). O grupo dos coliformes

termotolerantes é um dos bioindicadores patogênicos amplamente utilizados no monitoramento da qualidade microbiológica da água quando se deseja constatar contaminação fecal recente ou de condições sanitárias insatisfatórias (CETESB, 2016).

Os coliformes fecais representam um importante parâmetro da contaminação microbiológica, e sua densidade pode variar conforme diferenças sazonais e ambientais tais como: correntes, ventos, maré, níveis de O₂ e chuva. Os altos índices de pluviosidade contribuem para o aumento da densidade bacteriana, pois esta força tem capacidade de arrastar esgotos e resíduos para o curso d'água (CETESB, 2016; MIQUELANTE & KOLM, 2011) e finalmente para a água do mar.

De acordo com o guia prático de metodologias de análise de água e efluentes "*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*", o grupo dos coliformes é definido como "todas as bactérias aeróbias ou anaeróbias facultativas, gram-negativas, não esporuladas, em formato de bastonete, as quais fermentam a lactose com formação de gás dentro de 48 h a 35°C". Este grupo inclui organismos que diferem entre si quanto a características bioquímicas, sorológicas e habitats. Podem ser separados em: *Escherichia*, *Aerobacter*, *Citrobacter*, *Klebsiella* e outros gêneros que quase nunca aparecem em fezes, como a *Serratia*. A bactéria *Escherichia coli* é a única espécie do grupo dos coliformes termotolerantes cujo habitat exclusivo são os intestinos dos animais de sangue quente (CONAMA 357/2005).

O bacterioplâncton engloba um grupo muito relevante de organismos denominado cianobactérias. Neste item referente ao plâncton, entretanto, as cianobactérias serão tratadas juntamente com o subitem fitoplâncton, pelo fato de constituírem um grupo funcionalmente semelhante, ou seja, serem autotróficas, e por apresentarem também comportamento semelhante, isto é, formarem manchas que podem se apresentar visíveis a olho nu e com características de marés-vermelha, eventualmente tóxicas.

■ Fitoplâncton

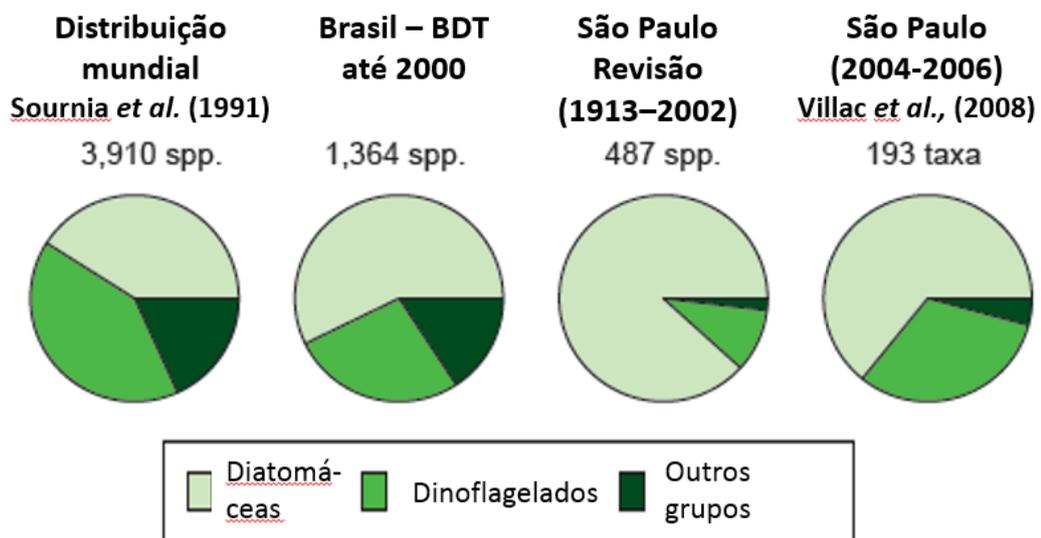
O sistema de classificação taxonômica das microalgas muda frequentemente, assim como qualquer outro sistema taxonômico, mas vale ressaltar que apesar dessas constantes modificações, a enorme diversidade de espécies fitoplanctônicas marinhas existente permanece inalterada. Tal diversidade foi descrita por Sournia et al., (1991), no qual foi estimada a existência de 498±15 gêneros e 3.910±465 espécies de fitoplâncton marinho divididas em 17 classes. Os principais grupos taxonômicos estudados dentro do fitoplâncton marinho são: cianobactérias, diatomáceas, dinoflagelados, silicoflagelados, coccolitoforídeos e demais flagelados. As cianobactérias, apesar de serem classificadas atualmente dentro do *Domínio Bacteria*, são frequentemente descritas nos estudos científicos como pertencentes ao fitoplâncton, por serem organismos autotróficos. No presente documento, as cianobactérias também serão descritas dentro do fitoplâncton.

A composição de espécies do fitoplâncton do litoral do Estado de São Paulo foi analisada por Villac et al., (2008) através de dados secundários de quase 100 anos de pesquisa no Brasil, de 1913 a 2002, além de estudos complementares realizados através de análises de dados primários, de agosto de 2004 a julho de 2006, coletados em zonas de arrebentação de 20 praias ao longo do litoral paulista. Uma síntese dos dados secundários e primários analisados, e a comparação em escala mundial, nacional e estadual mostram que a região costeira do estado de São Paulo (SP) é dominada principalmente por diatomáceas (**Figura 3.2.1.5.1-1**). Esses autores ressaltam que no estado de São Paulo existe um maior número de especialistas em diatomáceas, além disso, os valores dos demais grupos taxonômicos podem estar subestimados em decorrência da dificuldade de identificação dos grupos dos flagelados. Para as diatomáceas registradas no litoral de São Paulo, uma tabela com frequência de ocorrência (**Quadro**

3.2.1.5.1-1), mostra que 24 espécies foram citadas em 30 a 50% dos estudos, e cinco espécies foram citadas em 51 a 80% dos estudos, sendo que todas elas são comumente encontradas em ambientes marinhos costeiros.

Com relação aos dinoflagelados, na revisão feita por Gaeta & Brandini (2006), foi destacada a dominância de *Prorocentrum* spp. e Gymnodiniales para o litoral paulista. Vale ressaltar que Gymnodiniales é uma classificação taxonômica em nível de Ordem, que envolve várias espécies de dinoflagelados atecados (nus), e sua identificação costuma ser dificultada pela utilização do formol para preservação das amostras. Considerando a composição fitoplanctônica, Gaeta & Brandini (2006) discutem a importância sazonal e mudanças na composição das massas de água, principalmente pela fertilização com a ACAS (Água Central do Atlântico Sul) em águas oligotróficas na plataforma continental, como os principais responsáveis pela mudança na estrutura da comunidade.

Figura 3.2.1.5.1-1 – Contribuição relativa das espécies/táxons dos principais grupos taxonômicos em nível mundial, no Brasil (Banco de dados tropicais), dados secundários para o Estado de São Paulo e dados primários para o Estado de São Paulo.



Fonte: Adaptado de Villac et al., (2008).

Quadro 3.2.1.5.1-1 – Lista de espécies mais citadas, considerando tanto os dados secundários (publicados entre 1913 e 2002) como os dados primários de Villac et al., (2008) (período analisado 2004-2006).

Citado em 30-50% dos estudos	Citado em 51-80% dos estudos
<i>Actinoptychus senarius</i>	<i>Asterionellopsis glacialis</i> *
<i>Bacteriastrum delicatulum</i>	<i>Guinardia striata</i>
<i>Cerataulina pelagica</i> *	<i>Leptocylindrus danicus</i>
<i>Chaetoceros curvisetus</i> *	<i>Paralia sulcata</i>
<i>Chaetoceros laevis</i> *	<i>Thalassionema nitzschioides</i>
<i>Chaetoceros lorenzianus</i> *	
<i>Corethron pennatum</i>	
<i>Coscinodiscus oculus-iridis</i>	
<i>Cyclotella stylonum</i>	
<i>Cylindrotheca closterium</i> *	
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	
<i>Ditylum brightwellii</i>	

Citado em 30-50% dos estudos	Citado em 51-80% dos estudos
<i>Guinardia delicatula</i> *	
<i>Guinardia flaccida</i> *	
<i>Gyrosigma balticum</i>	
<i>Hemiaulus sinensis</i>	
<i>Odontella mobiliensis</i>	
<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	
<i>Proboscia alata</i>	
<i>Pseudo-nitzschia "seriata"</i>	
<i>Rhizosolenia imbricata</i>	
<i>Rhizosolenia setigera</i>	
<i>Skeletonema costatum</i> *	
<i>Stephanopyxis turris</i>	

* espécies formadoras de florações nocivas

Fonte: Villac et al., (2008).

As florações (elevadas densidades) do fitoplâncton podem ocorrer naturalmente no ambiente aquático. Em regiões temperadas a influência sazonal ocorre de forma marcante na dinâmica do fitoplâncton, sendo muito comum a ocorrência das florações de primavera, devido às condições ideais de luz e nutrientes favorecendo o crescimento principalmente das diatomáceas e contribuindo para o aumento da produtividade no sistema (TRUJILLO; THURMAN, 2011). No litoral sudeste do Brasil, eventos de ressurgência são comuns, no qual a massa de água fria e rica em nutrientes (ACAS – Água Central do Atlântico Sul) atinge a camada eufótica (camada de luz) em áreas tipicamente oligotróficas e costeiras, favorecendo o crescimento do fitoplâncton e aumento da produtividade para os demais níveis tróficos, principalmente para os peixes (LONGHURST; PAULY, 2007).

Apesar das florações possuírem um efeito benéfico para a produtividade do sistema, várias espécies fitoplanctônicas possuem efeitos deletérios para os demais organismos aquáticos, atualmente conhecidos como florações algais nocivas (FANs), internacionalmente como "HABs" (*Harmful Algae Bloom*), e popularmente conhecida como "maré vermelha" ("*red tide*") devido à mudança na coloração da água em decorrência de alta densidade de algumas espécies de dinoflagelados. Os efeitos nocivos das microalgas podem afetar toda a biota marinha, assim como serem bioacumulados ao longo da cadeia trófica podendo causar problemas de saúde pública (CETESB, 2007; GRANÉLI; TURNER, 2006). Em termos globais são estimadas 300 espécies causadoras de FANs e cerca de 80 espécies que produzem toxinas com efeitos negativos aos humanos (HALLEGRAEFF et al., 2003).

Muitas espécies de diatomáceas listadas no **Quadro 3.2.1.5.1-1** como frequentes no litoral de SP foram registradas como formadoras de florações algais podendo ocasionar efeitos nocivos e tóxicos (VILLAC et al., 2008), em destaque a espécie *Asterionellopsis glacialis* (= *Asterionella japonica*), que já foi associada a um evento de mortandade de peixes em Itanhaém – SP em 1978 depois de confirmada a floração através de elevada densidade celular dessa espécie (ZAVALA-CAMIN; YAMANAKA, 1980).

Vale ressaltar que: i) nem todo efeito nocivo está relacionado à produção de toxina, como os efeitos mecânicos, físicos, anoxia; ii) as espécies potencialmente produtoras de toxinas ou metabólitos secundários, não necessariamente irão produzi-los, pois a produção desses metabólitos está associado a uma série de mecanismos fisiológicos e influências ambientais; iii) quando ocorre a síntese de compostos tóxicos pelo fitoplâncton, esses compostos podem ter um efeito negativo mesmo se a ocorrência da espécie for detectada com baixas densidades, como por exemplo, espécies do dinoflagelado *Dinophysis* podem induzir sintomas diarreicos com densidades inferiores a 10^2 células L⁻¹ (GRANÉLI; TURNER, 2006; SELLNER et al., 2003).

■ Zooplâncton

A fração heterotrófica do plâncton superior a 2,0 µm constitui o zooplâncton que pode ser subdividido em diferentes categorias em função do tamanho (SIEBURTH & SMETACECK, 1978), posição na teia trófica e hábitos alimentares (BONECKER et al., 2002), e se passam parte (meroplâncton) ou todo (holoplâncton) o seu ciclo de vida no plâncton (VALIELA, 1995). A fração de tamanho menor, ou microzooplâncton (<200 µm) é composta por protozoários heterótrofos unicelulares como ciliados (p. ex. os tintinídeos *Tintinnopsis* spp., *Favella ehrenbergi*, *Leprotintinnus nordqvisti*, *Eutintinnus lususundae*), foraminíferos (p. ex. *Globigerinoides ruber*, *G. gonglobatus*, *Globigerina bulloides*) e radiolários, além de dinoflagelados e nanoflagelados heterótrofos (LOPES et al., 2006). Já nas frações maiores >200 µm, dentre os organismos holoplânctônicos marinhos, o grupo dos copépodos é predominante (>70%) tanto em densidade (BONECKER et al., 2002) quanto em biomassa (BRADFORD-GRIEVE et al., 1999). Outros componentes significativos do holoplâncton são os grupos cladóceros (p. ex. *Pseudevadne tergestina*, *Pleopsis schmackeri*, *Penilia avirostris*), eufausiáceos (p. ex. *Euphausia recurva*, *E. tenera*, *E. americana*, *Thysanopoda tricuspidata*), misidáceos (p. ex. *Metamysidopsis elongata atlantica*, *M. munda*, *Promysis atlantica*, *Mysidopsis tortenensei*), ostrácodos (p. ex. *Euconchoecia chierchiaie*), pterópodos (p. ex. *Creseis virgula* f. *virgula*, *Limacina retroversa* f. *virgula*, *Hyalocylis striata*), sifonóforos (p. ex. *Muggiaea kochi* e *Diphyes bojani*), hidromedusas (p. ex. *Rhacostoma atlantica* e *Olindas sambaquiensis*), ctenóforos (p. ex. *Mnemiopsis leidyi*), quetognatos (*Sagitta friderici*, *S. hispida*, *S. enflata* e *S. tenuis*), apendiculárias (p. ex. *Oikopleura longicauda*, *O. fusiformis* e *Firitillaria pellucida*), salpas (p. ex. *Salpa fusiformis*) e doliolídeos (p. ex. *Doliolum nationalis*) (BRANDINI et al., 1997). Uma listagem detalhada das espécies englobando o Estado de São Paulo, mais precisamente de Cabo de São Tomé – RJ até o Chuí (RS), pode ser encontrada em Rossi-Wongtschowski & Madureira (2006). O meroplâncton, por outro lado, é dominado por ovos e larvas de peixes (=ictioplâncton), moluscos, crustáceos e outros invertebrados bentônicos (LOPES et al., 2006). As larvas dos invertebrados marinhos podem permanecer no estágio planctônico desde horas a menos de dois meses (p. ex. algumas espécies de ascídias, briozoários, esponjas e corais), entre quatro e seis semanas (p. ex. algumas espécies de cirripédios e bivalves), e entre vários meses e anos (p. ex. algumas espécies de poliquetos, bivalves, gastrópodes e decápodes) (LEVIN & BRIDGES, 1995 *apud* LÓPEZ & COUTINHO, 2008). Devido a esta diversidade de tempo de desenvolvimento, a incorporação aos estudos da análise de larvas meroplânctônicas de espécies bentônicas, tanto por interesse ecológico quanto econômico, tem aumentado com o intuito de compreender melhor o assentamento, recrutamento e a distribuição espacial e temporal das populações adultas (LÓPEZ & COUTINHO, 2008). Essas informações são cruciais em planos de manejo e conservação de ambientes costeiros (FAIRWEATHER, 1991 *apud* LÓPEZ & COUTINHO, 2008). O ictioplâncton, por sua especificidade, será tratado num subcapítulo a seguir.

Em termos ecológicos, o zooplâncton tem uma posição chave nas teias tróficas, servindo, por estar composto em sua maioria por organismos fagotróficos e herbívoros, como elo entre os produtores primários planctônicos (fitoplâncton) e os níveis tróficos superiores, tanto através da alça microbiana (AZAM et al., 1983) quanto na teia trófica clássica, sendo chave para o equilíbrio dos ecossistemas. O zooplâncton apresentam grupos que respondem rapidamente às variações ambientais de curta e meia escala temporal, e grupos que são exclusivos de certas condições ambientais, sendo bons indicadores tanto da qualidade ambiental do ambiente quanto de massas de água (VALIELA, 1995).

Um dos aspectos fundamentais sobre a biologia do zooplâncton e que devem ser considerados nos estudos de campo, são os padrões de migração vertical, sendo o mais comum o denominado “padrão normal”, no qual o zooplâncton permanece nas camadas superiores durante a noite para se alimentar e migra para camadas mais profundas durante o dia para evitar a predação (BAYLY, 1986 *apud* LIU et al., 2003). Neste ponto, o ictioplâncton, como predadores, tem um papel fundamental na estruturação e

comportamento da comunidade zooplanctônica, tornando o conhecimento desta última primordial para o estudo de espécies de peixes de interesse econômico.

Zooplâncton para o recrutamento e a manutenção do estoque pesqueiro

O zooplâncton é fundamental na manutenção dos estoques de espécies de interesse econômico em dois aspectos: 1) pelas relações tróficas, tanto como parte da dieta das larvas, juvenis e adultos de espécies de interesse econômico quanto como possível predador das larvas de espécies de interesse econômico; 2) pela presença das próprias larvas dessas espécies formando parte do plâncton.

O zooplâncton, pela sua abundância, distribuição e composição, influência direta e indiretamente a produtividade pelágica através do fluxo energético para espécies nectônicas e bentônicas. Em relação às relações tróficas, são necessários estudos das espécies dominantes do zooplâncton em relação a taxas de ingestão e egestão por parte das larvas meroplanctônicas, juvenis e adultos. Diversos estudos de conteúdo estomacal de peixes, crustáceos e moluscos têm mostrado a importância do zooplâncton na dieta alimentar de espécies de interesse econômico (BRANDINI et al., 1997 e referências).

A presença de larvas de invertebrados no zooplâncton é uma estratégia do ciclo reprodutivo dessas espécies para a colonização de outros ambientes. A duração da fase planctônica larval pode variar de minutos a meses, o que estará relacionado com a capacidade de dispersão dessas populações (SHANKS et al., 2003). Em muitos casos, após a fase planctônica, as larvas retornam para o local de origem, que pode ser ambiente de água doce, salobra ou marinha. Conhecer a dinâmica dos processos de dispersão e retenção das larvas é fundamental para o gerenciamento e manejo de espécies de invertebrados não planctônicos de interesse econômico. O processo de dispersão planctônica das larvas é afetado por vários fatores tanto biológicos (como a taxa de emissão, migração vertical, mortalidade natural, predação e comportamento das larvas) quanto abióticos (como transporte por correntes, marés e ventos, estratificação vertical, temperatura, salinidade, etc.).

Zooplâncton como vetor de patógenos

Associações entre espécies patogênicas de *Vibrio* (e.g. *V. cholerae*, *V. vulnificus* e *Aeromonas hydrophilia*) e zooplâncton, especialmente copépodos, têm sido sugeridas como importantes na ecologia do vibrio (HUQ et al., 1983; ARAUJO et al., 1996; GONÇALVES et al., 2009, 2004; HUQ et al., 2005; LIZÁRRAGA-PARTIDA et al., 2009; MARTINELLI-FILHO et al., 2011). Assim, Araújo et al., (1996) demonstraram a associação do *V. cholerae* com o copépodo de água doce *Mesocyclops longisetus*. Gonçalves et al., (2009) encontraram relação positiva entre zooplâncton, dominado por copépodes, e *V. cholerae* em águas estuarinas do Maranhão. Lizárraga-Partida et al., (2009) demonstraram a associação entre o de *Acartia tonsa* e *V. cholerae* em águas costeiras e estuarinas no México. Turner et al., (2009) demonstraram que as variações sazonais nas concentrações de *Vibrio* podem ser modeladas usando tanto variáveis ambientais como a composição do plâncton que atua como hospedeiro. Estes autores indicaram que, além dos copépodos, as larvas de caranguejos poderiam atuar como vetores de *Vibrio*, embora a relação entre a abundância de víbrios e as mudanças na composição do plâncton seja complexa e deva ser melhor avaliada. Na região estuarina da Baixada Santista e a região costeira, Souza (2007 *apud* MARTINELLI-FILHO et al., 2011) detectou a presença de cepas tóxicas de *V. cholerae* associadas a zooplâncton de água de lastro e à região adjacente ao porto. Martinelli-Filho et al., (2011) fizeram um estudo associando a presença de *V. cholerae* a determinadas espécies de zooplâncton nessa mesma região. O *V. cholerae* O1 foi encontrado em 88,1% das amostras estuarinas e 66,7% das amostras de plataforma continental, indicando que as condições estuarinas favoreceriam a presença deste patógeno e que na região de plataforma, embora as condições de salinidade não sejam favoráveis, o *V. cholerae* pode

persistir durante certo tempo podendo permitir o transporte desta bactéria pelas correntes costeiras. Diversos estudos sugerem que nem a diversidade nem a densidade do zooplâncton afetam a detecção do *V. cholerae* O1, sendo que um único copépode pode carregar até 10^5 células bacterianas (MARTINELLI-FILHO et al., 2011 e referências). No estudo de Martinelli-Filho et al., (2011) o *V. cholerae* O1 foi encontrado tanto em espécies do holo quanto do meroplâncton. Entre os representantes do holoplâncton, destacaram-se 16 espécies de copépodos (p. ex. *Acartia lilljeborgi*, *A. tonsa*, *Calanopia americana*, *Oithona plumifera*, *Paracalanus* spp., *Temora stylifera* e *T. turbinata*), e de cladóceros (*Penilia avirostris*, *Pleopis schmackeri* e *Pseudevadne tergestina*), além de Chaetognata (*Parasagitta* spp. e *Flaccsisagitta enflata*). Entre os organismos do meroplâncton, obtiveram resultados positivos de associação com larvas de Brachyura, larvas de Echinodermata e náuplios de Cirripedia, entre outros. Considerando que o zooplâncton pode ser ingerido acidentalmente pelo ser humano e constituir-se num reservatório para diversas bactérias patogênicas, estudos sobre as interações ecológicas entre víbrios e zooplâncton e sua relação com a degradação dos ecossistemas costeiros são fundamentais do ponto de vista da saúde pública (MARTINELLI-FILHO et al., 2011).

O zooplâncton também pode atuar como vetor de ficotoxinas para níveis tróficos superiores produzidas por microalgas como os dinoflagelados. Neste sentido, tem sido descrita a contaminação de baleias na costa nordeste dos Estados Unidos por neurotoxinas produzidas por dinoflagelados tendo o copépode (*Calanus finmarchicus*) como vetor da toxina (DURBIN et al, 2002).

Zooplâncton e seu papel no equilíbrio do ecossistema e frente às mudanças climáticas

O zooplâncton é crítico no funcionamento das redes tróficas dos ecossistemas aquáticos já que são os principais conectores entre a produção primária fitoplanctônica e os níveis tróficos superiores, além de serem fundamentais para a produção bacteriana e do fitoplâncton através da regeneração de nitrogênio (RICHARDSON, 2008). Carcaças e pelotas fecais do zooplâncton também contribuem para a exportação de material detritico rico em matéria orgânica, sendo colonizados por micróbios, para as comunidades bentônicas, além de participar na bomba biológica de carbono, mobilizando grandes quantidades de carbono da superfície para as camadas mais profundas (RICHARDSON, 2008). Do ponto de vista econômico, é estimado que os processos nos quais participa o zooplâncton, como a produção pesqueira, ciclagem de nutrientes e regulação do clima, possam dispor para o produto global bruto um valor anual de US\$21 trilhões (CONSTANZA et al., 1997).

O zooplâncton pode ser considerado como indicador das mudanças climáticas por diversas razões: i) os processos fisiológicos são altamente sensíveis às mudanças de temperatura; ii) a maior parte das espécies tem ciclos de vida curtos que se acoplam às mudanças; iii) em geral não são explorados comercialmente, assim estudos de longo prazo indicariam tendências das mudanças ambientais; iv) muitas espécies do zooplâncton são indicadoras da presença de determinadas massas de água, e podem refletir alterações nos padrões de variação espacial e temporal das comunidades zooplanctônicas, podendo indicar mudanças nos padrões de circulação nas regiões costeiras e da plataforma continental. Essas mudanças podem afetar também a estrutura de tamanhos e os ciclos de vida da comunidade zooplanctônica, afetando a estrutura trófica da comunidade (STEMPNIEWICZ et al., 2007; RICHARDSON, 2008); iv) os processos de dispersão e concentração dos estágios planctônicos do ciclo de vida de organismos não planctônicos podem ser alterados pelas mudanças climáticas, indicando que o meroplâncton seria mais sensível que o holoplâncton às mudanças climáticas (RICHARDSON, 2008). Assim, a alteração na ocorrência de larvas de invertebrados meroplanctônicos tem sido associada a mudanças nas condições ambientais (FREIRE et al., 2006). Um dos efeitos observados é a permanência de larvas de equinodermos bentônicos por mais tempo no plâncton com o aumento da temperatura no Mar do Norte (RICHARDSON, 2008).

Um componente do zooplâncton que pode ser usado como indicador de mudanças climáticas a longo prazo são os foraminíferos, uma vez que sua população é controlada mais pelas mudanças no clima e na produção primária que pela predação (RICHARDSON, 2008). Enquanto que em relação às respostas em meso-escala temporal, por exemplo, tem sido observada uma substituição na biomassa do krill por salpas nas águas do Oceano Antártico, afetando as populações de baleias, pinguins, e outros organismos que se alimentam do krill (ATKINSON et al., 2004).

Um grupo do zooplâncton que tem efeitos visíveis para o ser humano são as águas vivas e cujo surgimento em grande quantidade em regiões costeiras tem tanto consequências econômicas (ex. redução do turismo, danos nas redes de pesca, mortandade em aquicultura, redução de espécies de peixes comerciais por competição e predação, etc.) quanto ecológicas (RICHARDSON, 2008). Embora essas concentrações de águas vivas possam acontecer por processos naturais, estudos têm mostrado um aumento da ocorrência com o aquecimento das águas nas últimas décadas (PURCELL, 2005).

■ Ictioplâncton

O ictioplâncton corresponde à fase meroplânctônica de um grupo de organismos vertebrados, correspondentes aos Osteichthyes (peixes ósseos em geral). A grande maioria das espécies de peixes ósseos, independentemente do hábito pelágico ou demersal quando adulta, apresenta vida planctônica nas fases iniciais de seu ciclo de vida. Nessa etapa da vida planctônica o ictioplâncton é constituído por ovo, larvas e pós-larvas. O período de desenvolvimento embrionário é extremamente variável, sendo característico para cada espécie e dependente, sobretudo, da temperatura. As larvas recém-eclodidas apresentam um saco vitelínico mais ou menos desenvolvido que é gradualmente consumido (alimentação endógena). Após o desenvolvimento progressivo dos sistemas sensorial, circulatório, muscular e digestivo, as larvas passam a alimentar-se ativamente de organismos planctônicos (alimentação exógena) (RÉ, 1999). Durante o período da vida planctônica, as larvas tornam-se semelhantes ao animal adulto, apresentando características merísticas similares. No final do período larval assiste-se a uma transformação gradual (passagem à fase juvenil), quando o organismo passa a ter uma existência nectônica, bentônica ou necto-bentônica (MOSER, 1984).

Apesar destas serem as características gerais dos primeiros estágios de desenvolvimento dos peixes ósseos, existem numerosas variações. As fases planctônicas dos peixes de profundidade são mal conhecidas. Muitas espécies costeiras e estuarinas produzem ovos bentônicos ou demersais, que apresentam geralmente dimensões superiores a 1 mm. Nestas espécies o desenvolvimento desde a eclosão até o estado juvenil é geralmente direto, com os estados larvais adquirindo gradualmente características semelhantes ao adulto. Os ovos bentônicos são frequentemente aderentes ao substrato e depositados em conjunto. Podem observar-se cuidados parentais em muitas espécies, não só em relação ao estado embrionário (ovo) como aos estados larvais. No período que medeia entre a postura e o recrutamento, a maioria dos peixes ósseos sofrem transformações importantes na sua morfologia externa e interna, assim como no seu comportamento. Após a eclosão, as larvas apresentam um desenvolvimento pouco avançado. É no período subsequente de vida planctônica que as características adultas são gradualmente adquiridas.

Análises sobre composição, distribuição e abundância de icionêuston e/ou ictioplâncton, conjuntamente com análises das condições oceanográficas locais, podem contribuir para um maior entendimento sobre essa conexão e aumentar significativamente o poder de previsão de modelos que se proponham a estimar o tamanho das populações de peixes. As associações multiespecíficas de larvas de peixes são consequência da adaptação evolutiva convergente e resultam de respostas similares ao ambiente

pelágico, bem como dos fatores que influenciam sua formação, manutenção e desagregação (MAFALDA-JR. et al., 2006).

Segundo MOSER E SMITH (1993), a distribuição dos adultos e a sazonalidade da desova são os principais elementos que definem a composição taxonômica das associações de larvas de peixes. Em menor escala (<100 Km²), fatores ambientais, como: correntes, temperatura superficial do mar (TSM), biomassa primária e secundária do plâncton, e abundância de presas e predadores, afetam a formação e a manutenção das associações ictioplancônicas.

3.2.1.5.2 Características ecológicas

■ Bacterioplâncton

A *Vibrio cholerae* O1 toxigênica é responsável pela cólera, que, apesar de ser uma doença controlada no Brasil, demanda muito cuidado pelo fato desta se propagar rapidamente pela água, e a contaminação ocorrer em poucos dias através do contato e ingestão de água contaminada (COLWELL, 1996). Por sua vez, *Vibrio cholerae* não-O1 é uma bactéria nativa do ecossistema marinho, que ocorre predominantemente na coluna de água, também detectada em associação a diversos substratos marinhos, inclusive em organismos planctônicos (principalmente microcrustáceos) e bentônicos como moluscos bivalves (LOPES, 2009).

O grupo das bactérias coliformes é característico de organismos que crescem no trato gastrointestinal de animais de sangue quente, então sua presença no ambiente marinho e nos organismos marinhos cultivados, indica contaminação fecal e, dependendo da espécie, pode desencadear uma série de doenças, sendo a gastroenterite a mais comum transmitida pelos microrganismos patogênicos (AMARAL et al., 2003; CETESB, 2016; CODEX, 2008).

No litoral de São Paulo, Lamparelli et al., (2015) analisaram a relação entre a incidência de doenças gastrointestinais em banhistas e os índices de contaminação fecal das águas das praias, medidas através de coliformes fecais totais, *Enterococci* e *Escherichia coli*. Esse estudo foi conduzido na Baixada Santista, nas praias: Enseada, Pitangueiras e Astúrias no Guarujá, Aparecida em Santos e Ocian na Praia Grande. Os resultados desse estudo indicaram que as pessoas expostas à água marinha apresentaram mais sintomas do que aqueles que não entraram na água mar, sendo significativamente maior o risco de ocorrência de sintomas de doenças de veiculação hídrica para o grupo exposto à água do mar. As praias que permaneceram a maior parte do tempo classificadas como Impróprias também apresentaram maiores incidências de doenças gastrintestinais. E, com relação à medição dos indicadores microbiológicos, o enterococos foi o mais correlacionado com aparecimento de sintomas gastrointestinais. O cenário histórico referente à balneabilidade na APAMLS está bem detalhado no **item Meio Físico** do presente documento.

■ Fitoplâncton

O fitoplâncton constitui uma das bases das cadeias alimentares marinhas, pois é um dos principais responsáveis pela fixação biológica do carbono inorgânico. Através da atividade fotossintética, transforma o carbono orgânico na zona eufótica em um processo conhecido como produtividade primária (LONGHURST; PAULY, 2007). A clorofila-a, presente no fitoplâncton, é um dos principais pigmentos fotossintetizantes encontrados na maioria das células vegetais. Junto a outros pigmentos, ela é

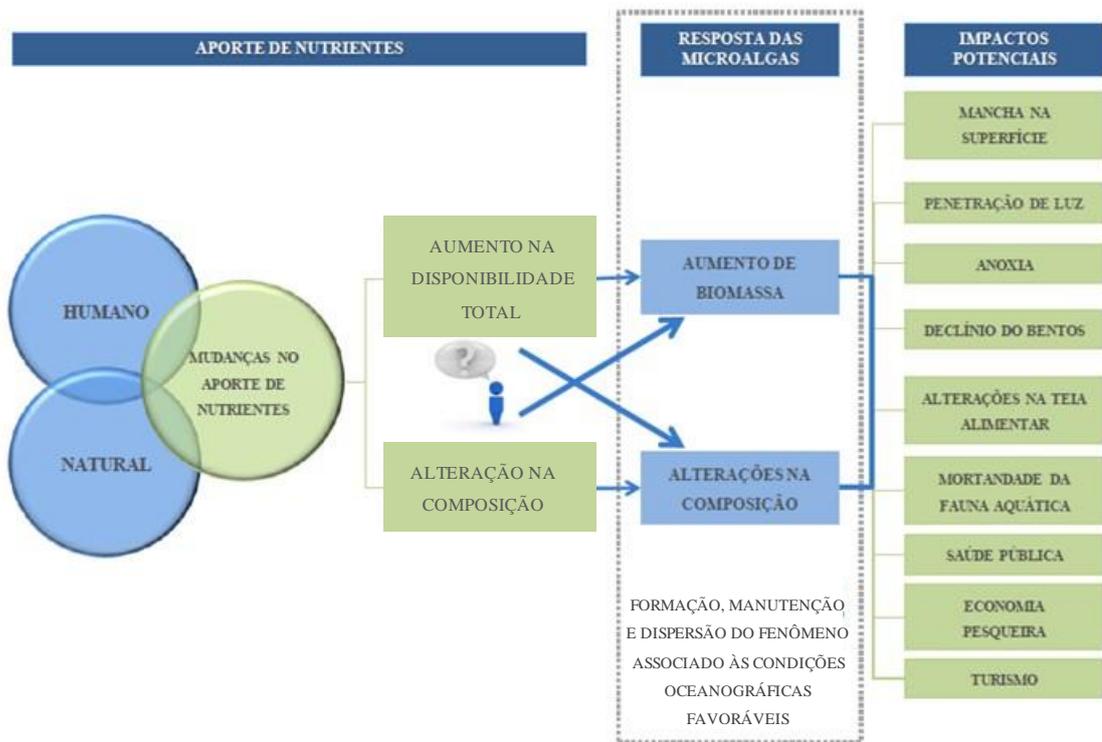
responsável pela captura e utilização da energia luminosa pela fotossíntese, além de ser frequentemente utilizada para se estimar a biomassa fitoplanctônica em ambientes aquáticos (CIOTTI et al., 2007).

Na região do entorno da APAMLS estudos mostram que a variação da biomassa fitoplanctônica, em termos de clorofila-*a* pode variar muito. Em um levantamento de dados secundários realizados por Moraes (2015) foram descritas maiores concentrações de clorofila-*a* ao norte do Canal de Valo Grande, com concentrações médias de 5 mg/m³ no inverno e 2 mg/m³ no verão. Além da sazonalidade, o Complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape tem uma grande influência do Canal do Valo Grande sobre a comunidade planctônica, dessa forma essa região pode ser dividida em dois setores: Norte e Sul, sendo que a porção norte (Iguape) a mais influenciada pelo aporte de água doce proveniente do Canal (BARRERA-ALBA, 2004). Moraes (2015) também ressalva essa diferença nos setores, descrevendo valores maiores em Cananeia (de 5,42 a 13,31 mg/m³ no verão e de 1,47 a 9,28 mg/m³ no inverno) do que em Iguape (de 0,39 a 5,59 mg/m³ no verão e de 2,95 a 9,51 mg/m³ no inverno), com valores máximos de 13,31 mg/m³ no Mar de Cananeia e o mínimo (0,39 mg/m³) no Canal do Valo Grande ambos durante o verão. A dinâmica dessa região é tão grande que refletem diretamente na biomassa fitoplanctônica. Moraes (2015) mostra que na baía de Trepandé (setor Sul) os resultados médios de clorofila foram 7,99±2,0 mg/m³, sendo caracterizado com baixo grau de eutrofização, enquanto valores mais elevados como 19,26 mg/m³ (verão) na foz do rio Maria Rodrigues, 21,90 mg/m³ (inverno) próximo ao Canal do Valo Grande e 57,7 mg/m³ (verão) no Mar de Cananeia caracterizariam essas regiões como altamente eutrofizada. A maior eutrofização na região norte pode estar relacionada com a intensa atividade agrícola de Iguape, o que contribui com o maior aporte de nutrientes na parte norte do estuário e pode vir a comprometer o setor sul, Cananeia, que ainda apresenta um equilíbrio na disponibilidade de nutrientes (BARRERA-ALBA, 2004).

Essa medida biológica vem sendo cada vez mais utilizada como um indicador de eutrofização e mudanças ambientais (AIDAR et al., 1993; GAETA & BRANDINI, 2006; MOSER et al., 2004, 2005). De forma geral, as regiões estuarinas são fortemente relacionadas com a maré e a sazonalidade. Nos estuários tropicais como o de Cananeia-Iguape, a sazonalidade está dividida entre os períodos de maiores pluviosidades e seca. Os maiores índices de eutrofização foram registrados nos períodos de maior chuva, com as maiores biomassas fitoplanctônicas e maiores concentrações de nutrientes inorgânicos dissolvidos (BARRERA-ALBA, 2004; BARRERA-ALBA et al., 2006) e a principal fonte de eutrofização na região estuarina de Iguape-Cananeia encontra-se na região de Iguape, devido principalmente à presença de indústrias de fertilizantes a montante no rio Ribeira de Iguape. Essa região, apesar de apresentar poucos problemas de poluição precisa ser monitorada, pois o deslocamento dos organismos planctônicos sob influência de ventos, marés e correntes pode ocorrer por vários quilômetros de distância, como por exemplo, a partir de estados do Sul onde ocorrem florações com frequência. Esse monitoramento é essencial em função da presença de cultivos de ostra na região.

A influência das atividades humanas contribuindo para a crescente eutrofização em regiões costeiras vem sendo discutido como uma das principais causas para o aumento do desenvolvimento, persistência e expansão de muitas florações algais (ANDERSON et al., 2002; GLIBERT e PITCHER, 2001; GRANÉLI & TURNER, 2006; GRANÉLI et al., 2008). Uma representação esquemática resumindo a relação entre a entrada de nutrientes no sistema, a resposta do fitoplâncton e os potenciais impactos das FANs são descritas na **Figura 3.2.1.5.2-1**.

Figura 3.2.1.5.2-1 – Esquema representando as possíveis ligações entre a entrada de nutrientes, a resposta das microalgas e os efeitos de florações. Fonte: Glibert & Pitcher (2001), modificado por CETESB (2007).



Fonte: CETESB (2007).

A frequência de florações fitoplanctônicas (FANs) vem aumentando mundialmente desde a década de 70. Apesar do aumento do aporte de nutrientes de origem antrópica ser apontado como uma das principais causas para o aumento da ocorrência de FANs, o aumento das florações pode estar associado a outros fatores, tais como: i) aumento do interesse da comunidade científica por espécies potencialmente nocivas, assim como desenvolvimento de técnicas de análise mais precisas; ii) utilização de águas costeiras para aquicultura; iii) mudanças climáticas; iv) transporte de cistos de dinoflagelados via água de lastro ou por dispersão natural através de correntes (GRANELI; TURNER, 2006; HALLEGRAEFF *et al*, 2003).

Estudos de florações algais nocivas no Brasil ainda são escassos, provavelmente devido à falta de monitoramento contínuo e de divulgação em revistas de ampla distribuição (PROENÇA; RÖRIG, 1995). Segundo Odebrecht *et al.*, (2002), os estudos sobre FANs no país se dividem em duas fases: (1) fase descritiva e (2) fase descritivo-experimental. A primeira fase se preocupa em registrar eventos de florações algais desde o princípio do século XX até hoje. A segunda fase teve início em 1995, em projeto iniciado em 1991, com os programas internacionais ligados à Comissão Oceanográfica Intergovernamental (IOC-UNESCO). Esta última envolve tanto o isolamento e experimentos com ficotoxinas como os estudos sobre as condições oceanográficas favoráveis ao surgimento de tais populações.

Um caso de floração tóxica muito conhecida no Brasil foi a “febre de Tamandaré” ou “Tingui”, associada com a presença da cianobactéria *Trichodesmium erythraeum* no Nordeste. A toxina produzida por esta espécie (“trichamide”) foi isolada e não é excretada pelas células saudáveis, sendo liberada apenas quando há lise celular. As florações de *Trichodesmium erythraeum* são comuns na costa nordeste brasileira e foram registradas desde a década de 60 (PROENÇA *et al.*, 2009; SATÔ *et al.*, 1963/64). Entretanto, Proença *et al.*, (2009) analisaram a toxicidade de uma floração de *T. erythraeum* na Bahia, e

não foram evidenciadas ameaças da toxina para os humanos. Muita discussão envolve o tema das ficotoxinas e suas toxicidades, mostrando que muitos estudos ainda são necessários para entender melhor esse tipo de problema.

No final da década de 70 e início da década de 80, Giancesella-Galvão (1978) observou a dominância da diatomácea *Skeletonema costatum* na Baía de Santos (SP). Apesar desta espécie não produzir toxina, esta é descrita como uma espécie nociva (HALLEGRAEFF et al., 2003). Nestes estudos foi descrita a floração de *Dinophysis* spp. e analisada a contaminação por toxina DSP (veneno diarréico de moluscos), além de terem sido avaliados outros estudos voltados para a análise de toxinas que resultaram em contaminação de moluscos em Santa Catarina (PROENÇA e RÖRIG, 1995; PROENÇA et al., 1998; 1999).

A partir de 2000 há um incremento dos estudos descritivo-experimentais, principalmente no sul do país, onde a maricultura é muito mais desenvolvida, e conseqüentemente o estabelecimento de programas para monitoramento de ficotoxinas. O melhor exemplo ocorre em Santa Catarina (SC), o único estado 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, provenientes de várias microalgas, como *Dinophysis acuminata*, *Ostreopsis ovata*, *Alexandrium tamarense*, *Gymnodinium catenatum* e *Pseudo-nitzschia* spp. (CASTRO; DOMINGOS; MOSER, 2016; PROENÇA et al., 2001).

No litoral de São Paulo os estudos de FANs ainda são precários, com as ocorrências mais frequentes na região de Santos (**Quadro 3.2.1.5.2-1**) com florações de *Trichodesmium erythraeum* e *Prorocentrum minimum* (CARVALHO et al., 2008; MASUDA et al., 2011). Apesar dos poucos registros de floração, os dados para a comunidade fitoplanctônica na região costeira de São Paulo são alarmantes. Segundo a CETESB (2006, 2007) foi registrada, entre agosto de 2004 a julho de 2006, a presença de 15 espécies de microalgas nocivas, sendo quatro delas potencialmente tóxicas (**Quadro 3.2.1.5.2-2**), e em destaque a espécie *Coscinodiscus wailiesii* descrita como invasora (LOPES, 2009).

Através do levantamento de dados secundários realizados por Brandini (1997) e Moraes (2015), a região da APAMLS é dominada por *Chaetoceros* spp., *Coscinodiscus* spp., *Nitzschia* spp., *Rhizosolenia* spp. *Thalassionema nitzschioides* e principalmente *Skeletonema costatum*, e, considerando a AME Ilha do Bom Abrigo, as espécies dominantes são *Chaetoceros* spp., e *Coscinodiscus* spp. Segundo esses autores, a comunidade fitoplanctônica nessa região se diferencia bastante com relação ao setor norte (Iguape) e sul (Cananeia), pois sofre influência principalmente do aporte de água doce, distribuição de nutrientes e salinidade. Segundo Moraes (2015) através do levantamento realizado com dados secundários desde 1949 a 2006, as espécies mais citadas nos estudos foram: *Cerataulina pelagica*, *Actinoptychus senarius*, *Paralia sulcata*, *Skeletonema costatum*, *Trieres mobiliensis* (= *Odontella mobiliensis* ou *Biddulphia mobiliensis*), mas os dados mais preocupantes foram o registro de espécies invasoras na região: *Coscinodiscus wailiesii* e *Alexandrium tamarense*, assim como de espécies potencialmente tóxicas como por ex. *Dinophysis acuminata*, *Alexandrium tamarense*, dentre outros. Vale ressaltar que *Skeletonema costatum* e algumas espécies de *Chaetoceros* são formadoras de florações nocivas (FANs).

Quadro 3.2.1.5.2-1 – Registros de ocorrências de florações no litoral de São Paulo.

Local	Mês/Ano	Observações	Microalga	Efeitos ambientais	Referências
Cananeia	Fevereiro/1920	água betuminosa		Mortandade de peixes	Dias 1992 <i>apud</i> Odebrecht et al., (2002)
Itanhaém	Abril/1978	mancha marrom na praia	<i>Asterionellopsis glacialis</i>	Mortandade de peixes	Zavala-Camin; Yamanaka (1980)
Litoral de SP	1983	manchas marrons	<i>Gymnodinium breve</i>	Mortandade de peixes	Anônimo, 1983 <i>apud</i> Odebrecht et al., (2002)
				Resultados negativos em testes de toxicidade	
Ubatuba	1990	Aproximadamente 30 km de largura extensão da mancha, por 17 dias	<i>Trichodesmium erythraeum</i>		Gianesella-Galvão et al., (1995)
Santos	Março/2006	manchas marrons (estimativa de 1100 m ²)	<i>Trichodesmium erythraeum</i>		Carvalho et al., (2008)
Santos	Abril/2006		<i>Prorocentrum minimum</i>		Masuda et al., (2011)

Quadro 3.2.1.5.2-2 – Espécies potencialmente nocivas presentes no período entre agosto de 2004 a julho de 2006 para o litoral de São Paulo.

Diatomáceas	Dinoflagelados
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	<i>Ceratium fusus</i>
<i>Anaulus australis</i>	<i>Prorocentrum micans</i>
<i>Cerataulina pelagica</i>	<i>Peridinium quinquecorne</i>
<i>Coscinodiscus wailesii</i>**	<i>Dinophysis caudata</i> *
<i>Cylindrotheca closterium</i>	<i>Dinophysis tripos</i> *
<i>Guinardia delicatula</i>	<i>Gymnodinium catenatum</i> *
<i>Leptocylindrus minimus</i>	
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. *	
Silicoflagelado	
<i>Dictyocha fibula</i>	

* potencialmente produtoras de ficotoxinas

** espécie invasora (LOPES 2009)

Fonte: CETESB (2006 e 2007).

■ Zooplâncton

Caracterização das espécies planctônicas comumente encontradas no litoral de São Paulo

A região costeira do estado de São Paulo está inserida na sub-região da plataforma continental sul brasileira conhecida como Plataforma Continental Sudeste Brasileira (PCSB), que é um ecossistema marinho semifechado localizado entre Cabo Frio e Cabo de Santa Marta Grande, considerado como uma das regiões costeiras mais produtivas do Brasil, responsável por 20% da pesca industrial nacional (VASCONCELLOS e GASALLA, 2001; LOPES et al., 2006; PAES e MORAES, 2007; FAO, 2000 *apud* PAES e MORAES, 2007). A região nerítica da PCSB é caracterizada por três massas de água: a Água Tropical (AT), com maiores temperaturas (>20°C) e salinidades (>36,4) e que é carregada pela Corrente do Brasil (CB) para o sul perto da quebra de plataforma (<200 m); a Água Central do Atlântico Sul (ACAS), mais fria (<20°C) e menos salina (<36,4) e que também é transportada para o sul a profundidades entre

200 e 500 m; e a Água Costeira (AC), resultante da mistura de AT e ACAS com águas de origem continental e caracterizada por menores salinidades (CASTRO-FILHO e MIRANDA, 1998 *apud* LOPES et al., 2006).

Assim como observado para o zooplâncton nas regiões costeiras ao redor do mundo, no litoral do estado de São Paulo os copépodes, em especial calanóides, constituem o grupo predominante tanto em densidade quanto em diversidade, seguidos de cladóceros, apendiculárias e quetognatos (BJÖRNBERG, 1963, 1981 *apud* LOPES et al., 2006; BRANDINI et al., 1997). Devido à influência tropical da Corrente do Brasil a diversidade de espécies de copépodes registradas na região da plataforma continental pode chegar até 200 espécies (i.e. VEGA-PEREZ, 1993 *apud* LOPES et al., 2006; LOPES, et al., 1999). Lopes et al., (2006), numa revisão dos estudos realizados da distribuição do zooplâncton na região sudeste do Brasil, associaram espécies com feições costeiras e massas de água encontradas nessa região. Assim, foram identificadas espécies que estariam restritas à plataforma interna e regiões estuarinas como *Parvocalanus crassirostris*, *Labidocera fluviatilis*, *Acartia lilljeborgi* e *Euterpina acutifrons* (SARTORI e LOPES, 2000 *apud* LOPES et al., 2006). Espécies como *Haloptilus longicornis*, *Lucicutia gaussae* e *Centropages violaceus*, por outro lado, estariam associadas a águas frias em regiões oceânicas abaixo da termoclina permanente e seriam encontradas na região costeira durante eventos de ressurgência (LOPES et al., 2006b), juntamente com certas espécies de copépodes dos gêneros *Heterorhabdus*, *Euaetideus* e *Temeropia*. Estas últimas, espécies restritas à ACAS, que logo que as águas da superfície vão sendo aquecidas desaparecem (VALENTIN, 1989 *apud* LOPES et al., 2006). Também apresentam associação com intrusão de ACAS taliáceos de grande tamanho dos gêneros *Doliolina*, *Ihlea*, e *Salpa* (LOPES et al., 2006b), as hidromedusas *Rhacostoma atlantica* e *Olindias sambaquiensis* (MIANZAN e GUERREIRO, 2000 *apud* LOPES et al., 2006), a apendicularia *Fritillaria pellucida* (CAMPOS, 2000 *apud* LOPES et al., 2006), os quetognatos *Sagitta maxima* e *Krohnitta subtilis* (LIANG, 1998 *apud* LOPES et al., 2006), o pterópodo *Hyalocylis striata* (REGALLA e MONTÚ, 1994 *apud* LOPES et al., 2006), os eufasiáceos *Euphausia americana*, *E. recurva* e *Stylocheiron* spp. (LANSAC-TÔHA, 1981 *apud* BRANDINI et al., 1997; MUXAGATA, 1999 *apud* LOPES et al., 2006), e os cladóceros *Penilia avirostris* e *Pleopis polyphemoides* (VALENTIN, 1983 *apud* LOPES et al., 2006). Oliveira (1999 *apud* NUNES, 2010) relacionou a variabilidade na produtividade do zooplâncton na plataforma continental sudeste com a variabilidade da intrusão da ACAS, com máximos na primavera e verão, e mínimos no outono e inverno, quando predominaria a AC. Estas ACs mais oligotróficas estariam caracterizadas pela presença de copépodos pequenos (< 2 mm) dos gêneros *Paracalanus*, *Temora*, *Clausocalanus*, *Oithona*, *Oncaea* e *Corycaeus* (SARTORI e LOPES, 2000 *apud* LOPES et al., 2006), por cladóceros dos gêneros *Penilia* e *Evadne* (BRANDINI et al., 1997), pelo quetognato *Sagitta friderici* (ALMEIDA-PRADO, 1968 *apud* BRANDINI et al., 1997), e pelos doliolídeos *Doliolum nationalis* e *D. gegenbauri* (LOPES et al., 2006). Outras massas de água comumente registradas na região costeira do Estado de São Paulo têm tido também espécies de zooplâncton associadas como indicadoras. Este é o caso da AT, na qual espécies como *Clausocalanus furcatus*, *Acartia danae*, *Acrocalanus longicornis*, *Undinula vulgaris*, *Euchaeta marina* tem sido descritas como indicadoras de sua presença (LOPES et al., 2006). Regiões de águas quentes sob influência da Corrente do Brasil são frequentemente dominadas por taliáceos, como *Thalia democratica* (TAVARES, 1967 *apud* BRANDINI et al., 1997; LOPES et al., 2006). As espécies de copépodes *Undinula vulgaris*, *Nannocalanus minor* e *Corycaeus speciosus* têm sido também apontadas como indicadoras da presença da Corrente do Brasil, sendo a primeira típica de águas oceânicas tropicais e subtropicais, a segunda típica de águas oligotróficas tropicais e subtropicais, e a terceira de águas oligotróficas com temperatura (~26°C) e salinidades (~35) típicas da Corrente do Brasil (CAVALCANTI e LARRAZÁBAL, 2004). Outros grupos indicadores das águas quentes desta corrente seriam os decápodes *Lucifer faxoni* e *L. typus*, e os moluscos heterópodes do gênero *Atlanta* (BRANDINI et al., 1997). Quanto a águas estuarinas, a espécie *Oithona oswaldocruzi* tem sido apontada como indicadora de sua influência em regiões portuárias

(PORTO NETO, 2003). Entre o meroplâncton, a presença de véliger de Gastropoda e zoea de Brachyura tem sido descrita como indicadora de influência de manguezal (PORTO NETO, 2003).

Em termos de biomassa, o zooplâncton geralmente é maior nas regiões costeiras influenciadas por águas salobras de sistemas costeiros como o sistema Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape e do Complexo Estuarino de Santos-São Vicente e restritas à faixa da AC, diminuindo para a região mais externa da plataforma continental (LOPES et al., 2006). A biomassa zooplanctônica apresenta aglomerações associadas às áreas de baixa temperatura perto da costa durante o verão como resultado de intrusões da ACAS que fertilizam a região no final da primavera e verão que promove máximos de biomassa zooplanctônica na região média e externa da plataforma (MATSURA et al., 1980 *apud* LOPES et al., 2006; MUXAGATA, 1999 *apud* LOPES et al., 2006; LOPES et al., 2006. Aumento da biomassa de crustáceos planctônicos e táxons gelatinosos, como as salpas, na PCSE seria resultado da persistência de águas com temperaturas entre 12 e 18°C, indicativo da ACAS (LOPES et al., 2006). A título de comparação, na região norte do litoral de São Paulo, quando há intrusão de ACAS, a biomassa zooplanctônica pode superar 200 mg m⁻³, enquanto que em condições mais oligotróficas (verão) seria inferior a 50 mg m⁻³ (LOPES et al., 2006).

Quanto às relações tróficas entre os diferentes níveis tróficos no zooplâncton e entre este e níveis tróficos superiores, tem sido observado uma sincronia entre a ocorrência de ictioplâncton e as maiores densidades de zooplâncton, que seriam a principal fonte de alimento das larvas de peixes (KATSURAGAWA et al., 1993 *apud* BRANDINI et al., 1997). Estudos têm mostrado que quetognatos se alimentam principalmente de copépodes, mas também de cladóceros, moluscos, náuplios, apendicularias e poliquetos, podendo competir direta ou indiretamente com larvas de peixes de interesse econômico (LIANG e VEGA-PEREZ, 1995). Outros competidores indiretos com as larvas de peixe estariam representados pelas salpas, que formam frequentemente grandes aglomerações na região costeira e as quais competem pelo fitoplâncton com copépodes e outros herbívoros planctônicos que servem de alimento para as larvas (MATSUURA et al., 1980 *apud* LOPES et al., 2006; KATSURAGAWA et al., 1993). As salpas têm sido apontadas como grandes exportadoras da produção primária fitoplanctônica para os organismos bentônicos através das pelotas fecais, podendo significar um efeito negativo adicional sobre as larvas de peixes pelágicos (PIRES-VANIN et al., 1993 *apud* COSTA et al., 2015).

Aspectos da distribuição espaço-temporal, habitat, diversidade e biomassa na costa do estado de São Paulo

A dinâmica de variação da biomassa de zooplâncton no sul da região costeira do estado de São Paulo está influenciada pela entrada de água salobra do Sistema Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape (LOPES et al., 2006). Estudos realizados na década de 1960 mostraram que nesse sistema, o zooplâncton (com densidades na ordem de 10⁵ ind. m⁻³) é dominado pelos copépodes (>70%), tanto adultos (mais abundantes no inverno e primavera) quanto larvas (dominantes no verão), com menor importância de rotíferos, apendicularias e quetognatas, que esporadicamente podem apresentar elevadas concentrações (TUNDISI et al., 1973 *apud* SHAEFFER-NOVELLI et al., 1990). Em relação ao meroplâncton, os representantes mais abundantes são as larvas (gastrópodes, cirripédia, poliquetas e decápoda) e misidiáceos. Especialmente, as menores densidades foram registradas na porção interna do estuário, provavelmente devido ao controle das condições ambientais como mudanças rápidas da salinidade e concentração de oxigênio (SHAEFFER-NOVELLI et al., 1990). Nesse sentido, nas áreas tipicamente estuarinas e lagunar dominaram os copépodes (tanto adultos quanto larvas), enquanto que nas áreas mais internas e menos salinas o meroplâncton foi predominante (MATSUMURA-TUNDISI, 1972 *apud* NEUMANN-LEITÃO, 1994). Estudos realizados nos anos 2000 mostraram que as espécies de copépodes *Oithona hebes*, *O. oswaldocruzi*, *Acartia lilljeborgi*, *Pseudodiaptomus acutus*, *Parvocalanus*

crassirostris, *Euterpina acutofrons* e *Temora turbinata* foram dominantes nesse sistema estuarino (ARA, 2004). Esses estudos mostraram também que os copépodes representaram em média 85% da abundância de mesozoplâncton. Ara (2004) estudou a estrutura de tamanho da população de copépodes desse sistema estuarino e encontrou que a comunidade é dominada (93%) por indivíduos de pequeno tamanho (< 1000 µm), o que poderia ser explicado tanto pela pressão predatória dos estágios juvenis planctívoros de espécies de peixe de interesse econômico (sardinas e anchovas) quanto pelo espectro de tamanho do fitoplâncton presente no sistema, onde predominam a fração nanoplânctônica (<20 µm).

Em outra região do sul do litoral de São Paulo, a área da Reserva Ecológica da Juréia (cerca de 100 km ao nordeste de Cananeia), estudos realizados nos anos de 1980 mostraram que o zooplâncton apresentou biomassa baixa e diversidade elevada com espécies tipicamente marinhas (*Penilia avirostris*, *Clausocalanus furcatus*, *Oithona plumifera*, *O. hebes*, *Acartia lilljeborgi*, *A. tonsa*, etc.) e espécies liméticas (Cladodera Chydoridae, Copepoda Cyclopoida e larvas de Insecta) (NEUMANN-LEITÃO, 1994). Na região de Peruíbe, no estuário do rio Guaraú, o zooplâncton apresentou um gradiente longitudinal condicionado pela salinidade, sendo o estuário superior dominado pelo copépode *Pseudodiaptomus richardi*, o estuário da parte intermediária pelos copépodes *Acartia lilljeborgi* e *Oithona hebes* e por larvas de poliquetas, cirríperia, braquiuros, gastrópodes e bivalves, e na parte externa por *Paracalanus crassirostris* e *Pseudodiaptomus acutus* (LOPES, 1989, 1994 *apud* NEUMANN-LEITÃO, 1994).

Em estudo realizado entre 1958 e 1961 ao largo da costa entre Cananeia e Santos, Tavares (1967 *apud* BRANDINI et al., 1997) sugere que a maior influência da Corrente do Brasil sobre a plataforma continental interna durante o inverno promoveria um aumento do taliáceo *Thalia democratica*, enquanto que outras espécies deste grupo como *Doliolum nationalis* e *D. gegenbauri* ocorreriam ao longo de todo o ano em baixas densidades. Em outro estudo na região nos anos 1960 destacaram também tanto a presença de quetognatos (*Sagitta enflata*, *S. friderici*, *S. hispida*, etc.) quanto de apendicularias (p. ex. *Oikopleura longicauda*, *O. fusiformes* e *O. dioica* como as espécies mais abundantes) (BRANDINI et al., 1997).

Em estudo sobre a gestão de recursos pesqueiros no Complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape, Mendonça (2007) descreveu a distribuição das larvas meroplânctônicas de diversas espécies de invertebrados de interesse econômico. Em relação à ostra de mangue (*Crassostrea brasiliiana*), a distribuição dos adultos estaria relacionada com as condições hidrográficas e presença de materiais apropriados para a fixação das larvas (p. ex. raízes de mangue), sendo que as áreas mais produtivas seriam no entorno da Baía de Trapandé e na porção norte do Canal de Arapira. Uma espécie de grande interesse econômico é o camarão rosa (*Farfantepenaeus brasiliensis* e *F. paulensis*) cuja reprodução acontece na plataforma continental (ALBERTONI et al., 2003) e as larvas penetram no estuário, onde se desenvolvem até nova migração para o mar aberto (MENDONÇA, 2007).

Apesar de todos estes estudos, seriam necessários mais esforços voltados aos estudos tanto da distribuição quanto da produtividade e atividade metabólica do zooplâncton integrados com estudos do fitoplâncton, e que permitam um melhor conhecimento das espécies direta ou indiretamente vinculadas a interesses econômicos.

Espécies-chave de zooplâncton de interesse comercial/econômico encontradas nos ecossistemas

No Brasil, a maior parte dos estudos dos fatores que influenciam a distribuição de crustáceos decápodes bentônicos de interesse econômico tem sido centrada nos estágios juvenis e nos indivíduos adultos (FRANSOZO et al., 1998; 2002 *apud* FURLAN et al., 2013; BERTINI et al., 2004; 2006 *apud* FURLAN et al., 2013; CASTILHO et al., 2008 *apud* FURLAN et al., 2013; FURLAN et al., 2013. Mas, por exemplo, diferentes espécies de camarão que são pescadas na costa do Estado de São Paulo, entre eles os

representantes do gênero *Farfantepenaeus* (como o *F. brasiliensis* e *F. paulensis*, conhecidos como camarão rosa), e cuja reprodução acontece na plataforma continental, apresentam diversos estágios larvais planctônicos (ALBERTONI et al., 2003). Assim, conhecer os fatores que influenciam a sobrevivência e a dinâmica de distribuição dessas larvas é importante nos programas de manejo e conservação dessas espécies. Outra espécie explorada comercialmente é o camarão sete barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*). Apesar de representar um dos recursos pesqueiros mais importantes do litoral paulista (RODRIGUES et al., 1993 *apud* FRANZOSO, 2008) e de ter sido extensamente estudado no Brasil (FRANZOSO, 2008), esta espécie é outro exemplo no qual a sua fase larval planctônica tem sido pouco estudada no litoral do estado de São Paulo. A desova desta espécie acontece longe da costa e as larvas planctônicas migram para próximo da costa no final de seu desenvolvimento (HECKLER, 2010). No litoral norte do estado de São Paulo diversos estudos mostraram porém que as fêmeas desovavam em locais mais rasos, próximos da desembocadura de rios, pela proximidade de alimento para as larvas, enquanto que na Baía de Santos a desova aconteceria em regiões mais profundas pelo grande aporte de águas continentais do sistema estuarino (HECKLER, 2010). Um dos fatores propostos para o estímulo de liberação das larvas seria a temperatura, relacionada com a disponibilidade de fitoplâncton como alimento para as larvas (HECKLER, 2010).

O camarão-legítimo (*Litopenaeus schimitti*) ocorre das Antilhas até o norte do Rio Grande do Sul, e é capturado na região do Complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape-Ilha Comprida tanto na fase juvenil, na região estuarina, quanto na fase adulta, na região costeira (MENDONÇA, 2007). A desova desta espécie no litoral do Estado de São Paulo ocorre em águas oceânicas entre junho e fevereiro, com entrada de pós-larvas em novembro (GONÇALVES et al., 2009). Pouco é conhecido sobre a dinâmica planctônicas na região oceânica/costeira entre a desova e o retorno das pós-larvas.

O caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*) é uma espécie semi-terrestre exclusivamente de áreas de manguezal, presente em todo o litoral brasileiro e com elevada importância econômica e ecológica em regiões como o Complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape (WUNDERLICH et al., 2008). Esta espécie se reproduz nos meses de maior temperatura (verão), liberando as larvas às águas estuarinas, sincronizado com as maiores amplitudes de maré, o que diminui o tempo de desenvolvimento embrionário/larval e a predação na fase planctônica (WUNDERLICH et al., 2008 e referências). A salinidade pode afetar o crescimento, sobrevivência (aumenta a mortandade em salinidades baixas) e desenvolvimento das larvas, influenciando a sua distribuição tanto vertical quanto servir como espacial, servindo de indicadora de condições estuarinas após o desenvolvimento em águas costeiras (SMITH & DIELE, 2008). Essa é uma estratégia comum em muitas espécies de decápodes que vivem em água doce, salobra ou ambientes terrestres, a exportação para ambientes mais estáveis quanto a salinidade e temperatura como os ambientes costeiros e oceânicos (LUPPI et al., 2001)

O siri-azul (*Callinectes danae*, *Callinectes ornatus*) está presente em todo o litoral brasileiro e ocupa ambientes com fundos arenosos e lamosos em águas de baixa salinidade, com importância econômica e ecológica em regiões como o Complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape (MELO, 1996). Após a cópula, as fêmeas iniciam a migração para áreas de maior salinidade onde ocorre a postura e eclosão das larvas, as quais sofrem dispersão costeira, sendo recrutadas posteriormente para o interior do estuário pelas correntes de fundo (VIEIRA & CALAZANS, 2015). As fêmeas da *C. ornatus* podem ser encontradas mais distantes da costa porque suportam maiores variações de salinidade e temperatura que *C. danae*, assim seria de esperar uma maior dispersão das larvas de *C. ornatus* (NEGREIROS-FRANZOZO et al., 1999).

A ostra de mangue (*Crassostrea brasiliana*), que é encontrada do Pará a Santa Catarina (PEREIRA et al., 2003), é um dos principais produtos do manguezal na região de Cananeia, considerada o maior banco

natural do Estado de São Paulo (MENDONÇA, 2007). Esta espécie desova na água do estuário o ano todo, mas com picos entre outubro e maio (PEREIRA *et al*, 2001; MENDONÇA, 2007). Estudos mostram que as larvas desta espécie de ostra (que podem ser consideradas estuarinas, eurialinas e adaptadas aos ambientes de turbidez elevada) permanecem em grande quantidade no plâncton estuarino pela combinação tanto de processos de transporte passivo, correntes e marés, e de transporte ativo, natação das larvas, quanto de variáveis abióticas, como o pH, temperatura e salinidade e bióticas, quantidade de alimento (CASTILHO-WESTPHAL, 2012; CHRISTO *et al.*, 2013). Pelo tipo de exploração e comercialização desta espécie, com extração abaixo do tamanho comercial, a população está diminuindo com impactos na estrutura populacional na região de Cananeia (MENDONÇA, 2007).

Distribuição e habitat

O ciclo de vida da maior parte dos invertebrados marinhos não planctônicos inclui uma fase larval que forma parte do plâncton, como meroplâncton, e o sucesso dessas espécies na etapa não planctônica de seu ciclo de vida depende em grande medida da sobrevivência em sua passagem pela etapa no plâncton, sendo fundamental conhecer sua composição, abundância, distribuição, variabilidade, padrões de dispersão e regiões de retenção (BALLABIO, 2011). Assim por exemplo, espécies que habitam e desovam em ambientes costeiros protegidos, como estuários, podem apresentar a estratégia de retenção das larvas no sistema ou de liberação destas ao mar aberto e posterior retorno dos indivíduos em estágios pós-larvais ou juvenis (MORGAN, 1995 *apud* BALLABIO, 2011).

Um aspecto importante para determinar o potencial de dispersão das larvas é o tipo de desenvolvimento: larvas planctotróficas sobrevivem mais tempo na coluna de água e podem ser transportadas por maiores distâncias, enquanto que larvas lecitotróficas (dependem das reservas internas) teriam menor potencial de dispersão por sofrer a metamorfose em no máximo poucos dias (LÓPEZ & COUTINHO, 2008). As características da linha de costa (como bacias, enseadas, penínsulas, etc.) interferem nos padrões de circulação das correntes favorecendo a formação de feições oceanográficas (como frentes, giros, ressurgência, subsidência, etc.) que podem interferir os padrões de distribuição das larvas e favorecer áreas de retenção larval (MCCULLOCK & SHANKS, 2003 *apud* LÓPEZ & COUTINHO, 2008). Portanto, a identificação das estratégias dos estágios larvais e os processos oceanográficos são fundamentais para avaliar a distribuição e o estoque de adultos, em especial das espécies de interesse econômico. Neste sentido, por exemplo, os crustáceos decápodes, cuja fase larval forma parte do meroplâncton, representam 10% da produção pesqueira no Brasil (IBAMA, 2004). No estado de São Paulo a maior parte dos estudos do meroplâncton foi focada principalmente na fisiologia e desenvolvimento larval de crustáceos (BRANDINI *et al.*, 1997), porém poucos estudos no Brasil consideram a influência de parâmetros ambientais na sazonalidade e distribuição espacial das suas larvas (BALLABIO, 2011).

Situação das espécies invasoras de cada subgrupo do plâncton

Várias espécies consideradas como invasoras ou exóticas no Brasil têm sido registradas na região costeira do estado de São Paulo. A maior parte delas provavelmente foi introduzida por água de lastro ou transporte marítimo, mas como geralmente podem ter nas correntes marinhas um vetor de dispersão, a presença delas nos diferentes ecossistemas costeiros do estado tem que ser monitorada.

■ Holoplâncton

O cladóceros *Pleopis schmackeri*, descrito originalmente no Oceano pacífico, o qual pode ter sido introduzido por água de lastro, tem sido registrado em águas costeiras e estuarinas de Cananeia e desde

todo o litoral sul do estado até a Baixada Santista (ROCHA, 1985 *apud* VILLAC et al., 2009; MARAZZO, 2002) e mais recentemente na região costeira de Ubatuba (MYASHITA et al., 2011). É considerada espécie estabelecida no litoral brasileiro (VILLAC et al., 2009) e habita águas costeiras e estuarinas de regiões tropicais e temperadas, mas pode ser encontrado em águas oceânicas (ONBÉ, 1999 *apud* VILLAC et al., 2009). Embora não tenha efeitos econômicos conhecidos, ela pode afetar a estrutura da comunidade planctônica local, assim tem que ser monitorada sua presença e dispersão a outras regiões através de água de lastro, transporte marítimo e correntes marinhas (VILLAC et al., 2009). Neste sentido, num estudo realizado no litoral de Santa Catarina esta espécie foi encontrada em outono associada à Água de Plataforma e Tropical, confirmando a sua dispersão por correntes marinhas desde o estado do Pará até o sul do Brasil (NUNES, 2010).

O copépode *Temora turbinata* (**Figura 3.2.1.5.2-2**), é uma espécie exótica estabelecida que também pode ter sido introduzida através da água de lastro de navios na década de 1908, podendo estar associada tanto a Água Costeira, Água Tropical da Corrente do Brasil e ACAS (LOPES et al., 1999). No estado de São Paulo tem sido detectada desde Ubatuba até Cananeia (VILLAC et al., 2009). É uma espécie costeira que ocorre também em estuários, regiões externas da plataforma continental e áreas oceânicas, associada a águas quentes (VILLAC et al., 2009). Embora não tenham sido descritos efeitos econômicos ou sobre a saúde, essa espécie pode deslocar a espécie nativa *Temora stylifera* (VILLAC et al., 2009).

Figura 3.2.1.5.2-2 – Copépode *Temora turbinata*.



Fonte: Villac et al., (2009).

O copépode *Apocyclops borneoensi*, originário do Oceano Pacífico, tem sido detectado em 1983 no estuário do rio Una do Prelado, São Paulo, na estação ecológica Juréia-Itatins e no complexo estuarino de Cananeia – Iguape, e provavelmente foi introduzida por água de lastro (ROCHA et al., 2004 *apud* VILLAC et al., 2009). Ocorre tanto em água doce quanto em ambientes estuarinos e lagoas costeiras em regiões tropicais e subtropicais. Esta espécie tem sido testada satisfatoriamente na alimentação de larvas de peixes (JAMES & AL-KHARS, 1984 *apud* VILLAC et al., 2009). Os efeitos sobre a ecologia dos ambientes e a saúde humana são ainda desconhecidos, embora poderia competir com outros copépodes (VILLAC et al., 2009).

O copépode *Phyllopodopsyllus setouchiensis*, originário do Oceano Pacífico, foi detectado em São Sebastião em 2002/2003 (ROCHA et al., 2004 *apud* VILLAC et al., 2009). Ocorre em ecossistemas costeiros estuarinos e está associada aos organismos bentônicos (VILLAC et al., 2009). Embora se desconheça seus efeitos econômicos e ecológicos, esta espécie de distribuição costeira e estuarina

apresenta dispersão por água de lastro, transporte marítimo e correntes marinhas, de modo tem que ser monitorado em outras regiões do litoral do estado.

O copépode *Paracyclops longifurca*, embora tenha sido detectado recentemente (ano 2000) apenas no complexo estuarino de Paranaguá (Pontal do Sul, PR) (MARTINEZ-ARBIZU e SARTORI, 2000 *apud* VILLAC et al., 2009), pela sua proximidade com a região sul do estado de São Paulo, merece atenção dado que sua dispersão natural acontece por correntes marinhas.

O copépode *Pseudodiaptomus trihamatus* (**Figura 3.2.1.5.2-3**) tem sido detectado em ambientes costeiros, estuarinos e lagoas hipersalinas do litoral Norte e Nordeste do Brasil, (MEDEIROS et al., 2002 *apud* VILLAC et al., 2009; AQUINO et al., 2007). Esta espécie poderia ter sido introduzida associada a espécies de interesse econômico como camarão *Penaeus monodon*, (MEDEIROS, 1983 *apud* VILLAC et al., 2009), mostrando o risco que as atividades de aquicultura podem representar para a introdução de espécies associadas aos organismos de interesse.

Figura 3.2.1.5.2-3 – Copépode *Pseudodiaptomus trihamatus*.



Fonte: Villac et al., (2009).

As espécies de copépode *Leptocaris gurneyi* e *L. trisetosus* têm sido detectadas em 2001 em tanques de água de lastro no porto de Santos, porém foram contidas e não se tem novos registros (VILLAC et al., 2009). Não obstante, a detecção dessas espécies em tanques de água de lastro confirma que o risco de introdução de espécies exóticas ainda persiste.

■ Meroplâncton

Algumas espécies de camarões de água doce e salobra do gênero *Macrobrachium* (*M. acanthurus*, *M. carcinus*, *M. heterochirus*, *M. olfersi*) têm um desenvolvimento larval extenso (LOBÃO et al., 1985; GRAZIANI et al., 1993; ANGER e MOREIRA 1998), e passam parte de sua vida em águas estuarinas. Essas larvas podem sobreviver em água do mar durante certo tempo, o que pode fazer com que sejam carregadas pelas correntes oceânicas e colonizar novos ambientes (MOSSOLIN et al., 2010). Assim, a inclusão de larvas de crustáceos de água doce o no monitoramento é importante para estimar como certas espécies de interesse econômico de água-doce ou salobras com certa tolerância à água do mar que possam ser introduzidas em áreas não protegidas poderiam colonizar ambientes próximos, incluindo áreas de proteção ambiental.

Em relação às espécies de camarão marinhas, a única cultivada no Brasil é *Litopenaeus vannamei*, espécie exótica introduzida intencionalmente (FERREIRA et al., 2004 e referências). Esta espécie, que pode ser infetada pelo vírus da Síndrome da Mancha Branca (White Spot Syndrome Virus – WSSV), está

sendo objeto de preocupação na região de Cananeia-Iguape (BARBIERI et al., 2016), assim a presença de larvas planctônicas dessa espécie nas regiões próximas aos cultivos deve ser monitorada já que entre as potenciais rotas de dispersão estão as correntes costeiras e estuarinas (JUNQUEIRA et al., 2009b).

Outra espécie exótica de camarão, *Penaeus monodon*, tem sido detectada no estuário de Santos (São Paulo). Habita a plataforma continental e apresenta fase larval planctônica. Os vetores de dispersão são a água de lastro e a aquicultura, embora essa espécie não seja mais cultivada no Brasil (JUNQUEIRA et al., 2009b e referências).

O aumento do tráfego marítimo tem aumentado o risco de espécies invasoras, tanto na água de lastro quanto incrustadas no casco dos navios (p. ex. cracas, anfípodas, mexilhões, esponjas, corais, anêmonas, poliquetas, etc.). Neste sentido, o estudo dos fatores de suprimento larval de espécies de invertebrados bentônicos tem sido útil para avaliar os riscos de introdução de espécies exóticas, tanto através da água de lastro (informações como estoque de larvas nesta água e frequência com a que a água é despejada são importantes) como através de larvas e propágulos provenientes de adultos incrustados em resposta a um estímulo no ambiente costeiro receptor (quanto maior o tempo de permanência de um navio no local maior o tempo de aclimação das espécies incrustantes e maiores as chances destas liberarem as larvas) (LÓPEZ & COUTINHO, 2008).

Como destacado no item **Ecossistema Bentônico**, diversas espécies bentônicas têm seu potencial invasor determinado pela dispersão de sua fase larval planctônica.

Uma espécie de coral, o coral-sol (*Tubastraea tagusensis*) tem causado bastante preocupação nos últimos anos por ter colonizado rapidamente o litoral brasileiro e poder provocar mudanças na produtividade primária e composição do plâncton, causar o declínio de espécies de coral nativas e de outros organismos de importância tanto econômica quanto ecológica (ICMBio, 2012). Estes fatores têm levado inclusive à criação de programas para a remoção das colônias desse organismo invasor. Como muitos invertebrados bentônicos, o coral-sol apresenta uma fase larval planctônica, porém o curto período de desenvolvimento dessas larvas antes do recrutamento, entre 3 e 14 dias, indica que dificilmente a propagação desta espécie seria através de água de lastro e sim por organismos adultos aderidos a plataformas de petróleo, fundo de navios e outras estruturas humanas (REYES-BONILLA et al., 1997 *apud* FERREIRA et al., 2009 e referências; CREED e DE PAULA, 2007). Por tanto, o monitoramento de larvas deste coral deve ser focado em regiões próximas a onde tem comunidades assentadas ou quando da introdução de estruturas que possam estar já colonizadas.

Espécies de esponjas invasoras como *Paraleucilla magna* já tem sido detectada no litoral de São Paulo (São Sebastião e Ilha de Alcatrazes). Invade preferencialmente substratos consolidados naturais e artificiais (regiões portuárias) e apresenta dispersão por correntes marinhas pela liberação de larvas. (JUNQUEIRA et al., 2009b).

Há também espécies de poliquetas exóticas que apresentam dispersão por larvas planctônicas como *Polydora cornuta*, *P. nuchalis*, *Pseudopolydora achaeta* e *P. antennata*, e que têm sido detectadas no litoral de São Paulo (Caraguatatuba e São Sebastião). No caso de *P. nuchalis* pode estar associada a aquicultura. Desenvolve-se em áreas portuárias e ambientes estuarinos de regiões subtropicais e temperadas (JUNQUEIRA et al., 2009b).

A espécie de cirripédio invasora *Megabalanus coccopoma* está estabelecida no litoral brasileiro e tem sido detectada em São Sebastião. Habita ambientes estuarinos e costeiros, e apresenta fase larval planctônica, assim pode apresentar dispersão por correntes marinhas (JUNQUEIRA et al., 2009b).

A espécie exótica de caranguejo *Charybdis hellerii*, que foi detectada primeiramente no Rio de Janeiro, tem sido reportada tanto no litoral brasileiro desde o Maranhão até Santa Catarina do Espírito Santo e apresenta uma alta taxa de dispersão devida entre outros fatores à elevada duração (~44 dias) da sua fase larval planctônica (FERREIRA et al., 2009 e referências). No Brasil não é explorado comercialmente como no sudeste asiático e suas consequências ecológicas tem que ser mais bem estudadas considerando também que essa espécie pode ser hospedeira potencial do vírus da Síndrome da Mancha Branca (White Spot Syndrome Virus – WSSV) (TAVARES & MENDONÇA JUNIOR, 2004 *apud* FERREIRA et al., 2009).

Outra espécie exótica de caranguejo, o *Cancer pagurus*, tem sido registrada no Brasil e foi introduzida provavelmente por água de lastro. Apresenta uma fase larval planctônica, embora provavelmente o vetor de dispersão seja a água de lastro. Esta espécie pode ser infetada pela patologia PCD (Pink crab disease), o que faz diminuir o seu custo de mercado e de outras espécies nativas infetadas (JUNQUEIRA et al., 2009b).

O caranguejo *Pilumnoides perlatus*, que também apresenta larvas planctônicas, foi detectado em Ubatuba (SP). Habita substratos marinhos costeiros inconsolidados. Originário do Pacífico Oriental, provavelmente esta espécie foi introduzida por água de lastro (JUNQUEIRA et al., 2009b).

A espécie exótica de caranguejo *Pyromaia tuberculata* é considerada como estabelecida no litoral brasileiro, incluindo o estado de São Paulo, e apresenta fase larval planctônica, embora a dispersão seja provavelmente por água de lastro (JUNQUEIRA et al., 2009b).

Outra espécie de caranguejo introduzida no estado de São Paulo (Peruíbe) e que apresenta fase larval planctônica é a *Scylla serrata*. Esta habita ambientes marinhos costeiros e substratos inconsolidados. A fase larval é prolongada, assim pode ter um elevado potencial de dispersão. *S. serrata* é comumente afetada por WSSV “White Spot Syndrome Virus” em cultivo (JUNQUEIRA et al., 2009b).

■ Ictioplâncton

Durante os primeiros dias de vida, ovos e larvas permanecem na camada mais superficial da coluna d’água (MATSUURA E OLIVAR, 1999), o que sugere que sua presença em amostras de plâncton se relaciona com a atividade reprodutiva dos adultos. A desagregação de uma associação pode ser consequência da ocorrência de recrutamento, fluxos turbulentos ou migração vertical. (MAFALDA Jr et al., 2006). Assim, observa-se que os padrões de distribuição de ovos e larvas de peixes, em qualquer região do oceano, estão relacionados com a atividade reprodutiva da população adulta e com características topográficas e hidrográficas, que afetam a dispersão das larvas.

A grande maioria das populações de peixes produz, com uma periodicidade anual, uma quantidade variável de ovos e estados larvais planctônicos, que sobrevivem até à fase do recrutamento. Os primeiros estados de desenvolvimento dos peixes são particularmente sensíveis às condições do meio. O número de indivíduos que atingem a fase de recrutamento é muito variável. Os processos envolvidos na variabilidade do recrutamento não estão ainda totalmente esclarecidos. O sucesso ou falha do recrutamento pode depender de diversos fatores. As disponibilidades alimentares e predação desempenham provavelmente um papel importante, sendo ambos dependentes, em maior ou menor grau, das condições do meio. Outros fatores, tais como as correntes, ventos, turbulência e/ou estratificação da coluna de água, podem também intervir no processo, promovendo retenção ou transporte para áreas-berçário. No entanto, no momento da desova e subsequente desenvolvimento larval, as condições

ambientais podem variar de ano para ano, devido às variações das características ambientais, alterações no calendário de desova ou uma combinação de ambos (MAFALDA JR et al., 2006). Potencialmente, padrões de circulação também poderiam influenciar na distribuição das assembleias das larvas de peixes, devido ao recrutamento da população adulta (SOMARAKIS et al., 2002). Variações no ambiente oceanográfico podem causar alterações na distribuição espaço-temporal dos peixes adultos e nas características de seu ambiente de desova, tais como época, duração e local. Em princípio, o início da desova é definido pelos adultos; mas uma combinação de parâmetros abióticos e fatores biológicos, tais como o movimento da água e a temperatura com a distribuição e a abundância de presas e predadores, age diretamente sobre as larvas, influenciando em sua distribuição, abundância, crescimento e sobrevivência (SOMARAKIS et al., 2002). A influência deste conjunto de fatores na variabilidade do recrutamento não pode ser estudada isoladamente. A abordagem desta problemática requer um estudo multidisciplinar e integrado, mobilizando os recursos científicos e tecnológicos necessários.

A distribuição vertical dos estados larvais dos peixes assim como as suas migrações verticais nictemerais, tem sido objeto de estudo de numerosos autores (RÉ, 1984, SOMARAKIS et al., 2002; MAFALDA JR et al., 2006, entre outros). A sua abordagem torna-se, no entanto, difícil, sobretudo devido a problemas operacionais relacionados com a metodologia utilizada durante a amostragem. Geralmente um número comparativamente superior de estados larvais é capturado durante o período noturno, em particular, os de dimensões mais elevadas. Este fato foi inicialmente interpretado como sendo resultante de uma migração vertical ativa, mas poderão estar relacionados, sobretudo, com fenômenos de fototropismo (RÉ, 1984; 1999). As migrações verticais nictemerais exibidas por algumas larvas de peixes podem ainda estar relacionadas com a alimentação. Estes autores verificaram que as migrações verticais efetuadas por organismos zooplancônicos que estão na base da alimentação dos estados larvais de Clupeoidei poderiam explicar os deslocamentos verticais efetuadas por estes últimos, apesar de se verificar existir uma ritmicidade na sua alimentação. A captura ativa de espécies-presa (fito- e zooplâncton) pode iniciar-se em alguns Clupeoidei ainda antes da absorção completa das reservas vitelínicas, após a boca e o tubo digestivo se tornarem funcionais. A partir desta fase a larva passa a alimentar-se fundamentalmente de zooplâncton (por exemplo, copépodes), no estado larval e/ou adulto), verificando-se uma tendência para os primeiros estados larvais apresentarem preferências alimentares mais heterogêneas (fitoplâncton, tintínideos, ciliados, ovos de copépodes, larvas de moluscos). Os organismos fitoplanctônicos encontrados com frequência nos tubos digestivos dos primeiros estados larvais dos Clupeoidei são quase sempre ingeridos acidentalmente, sendo pouco comuns em estados subsequentes (RÉ, 1984).

Um estudo dos padrões de distribuição de ovos e larvas de peixes contribui para compreender as inter-relações entre as espécies, nas suas fases iniciais de vida, bem como para evidenciar padrões de desova de adultos. Esses padrões de distribuição, entre as espécies ícticas decorrem das atividades reprodutivas sincronizadas das diferentes espécies, que foram desenvolvidas durante a adaptação evolutiva às condições geográficas e oceanográficas.

Ainda, os estudos do ictioplâncton podem fornecer informações sobre as estratégias reprodutivas adotadas por cada espécie, em resposta aos processos físicos e biológicos da região, informações estas que são importantes para uma utilização racional dos recursos pesqueiros e para a compreensão do estado ecológico das espécies em um ecossistema marinho (KATSURAGAWA et al., 2006). Finalmente, a avaliação do ictioplâncton pode até mesmo servir para estimar futuros estoques de peixes (TANAKA, 1973). Assim, a compreensão de processos que regem a sobrevivência, abundância, frequência de ocorrência, dispersão, entre outras variáveis, do ictioplâncton reveste-se de particular importância dada a influência que estes têm na abundância das futuras capturas dos recursos e na sua gestão a médio e longo prazo.

Os aspectos acima citados são relevantes para suportar o entendimento da dinâmica do ictioplâncton e sua interação/influência nas abundâncias das espécies de maior interesse comercial e científico no âmbito da APAMLS. Podem ser relevantes também para a avaliação dos diferentes impactos que incidem sobre estes recursos.

Aspectos da distribuição espaço-temporal, habitat, diversidade e biomassa na costa do estado de São Paulo

Segundo Castelo (1994), só na região sudeste do Brasil ocorrem 116 famílias e 518 espécies de Osteichthyes. Já em 2006, Katsuragawa e colaboradores afirmaram que o conhecimento sobre o ictioplâncton da costa sul e sudeste do Brasil, que inclui a região costeira do estado de São Paulo, desde a costa até 200 milhas náuticas, apresentava um conhecimento bem consolidado. Tais estudos iniciaram-se na década de 60 objetivando principalmente prever os estoques da sardinha-verdadeira, mas permitiram obter conhecimentos muito além do objetivo inicial.

A costa do estado de São Paulo encontra-se inserida na região conhecida como Plataforma Continental Sudeste (PCSE), localizada entre Cabo Frio e Cabo de Santa Marta Grande. Esta região recebe menos influência das águas frias costeiras provenientes do estuário do Prata em comparação com a região Sul do país (LOPES et al., 2006). Como detalhado no **item Meio Físico** do presente documento, incorporando toda a área da APAMLS, três diferentes massas de água caracterizam a região nerítica da PCSE: a Água Tropical (AT), quente e salina, a Água Central do Atlântico Sul (ACAS), relativamente fria, e a Água Costeira (AC), resultante da mistura da água doce continental e água da plataforma continental.

Para uma boa compreensão da ecologia do ictioplâncton, é importante saber que há uma diferença sazonal nos processos hidrodinâmicos: o fenômeno de intrusão da ACAS sobre a PCSE é mais frequente durante o verão, fazendo com que, nessa época do ano, possa ocorrer um maior aporte de nutrientes na zona eufótica ao longo da PCSE. Variações na topografia, padrões de vento e regime hidrográfico fornecem oportunidades para movimentos ascendentes da ACAS em comparação com o inverno.

De acordo com Lopes et al., (2006), além da intrusão sazonal da ACAS, a formação de meandros da Corrente do Brasil também proporciona um mecanismo de ascensão das águas frias e ricas em nutrientes do Atlântico Sul Central, aumentando a biomassa fito e zooplânctônica e a produção na plataforma média e externa, o que favorece o desenvolvimento do ictioplâncton próximo dessas regiões. Já na plataforma interna máximos na abundância de ictioplâncton são frequentes tanto em ressurgências como nos grandes sistemas estuarinos. Ocasionalmente, as águas neríticas frias procedentes do estuário do Rio da Prata e as águas subtropicais da Convergência Subtropical, que exercem uma forte influência na distribuição do zooplâncton e ictioplâncton para as regiões mais ao sul, mas podem atingir a região da costa do estado de São Paulo (CARVALHO et al., 2014), aumentando também a produtividade. Dessa forma, para a gestão da APAMLS, caso seja necessária alguma ação preventiva para a proteção dos recursos bióticos, essas considerações são importantes para tomada de ações mais efetivas.

Recentemente, além dos trabalhos realizados abordarem aspectos da identificação e descrição das fases do desenvolvimento embrionário e larval e da distribuição e abundância de ovos e larvas, os estudos sobre a estrutura da comunidade têm sido acompanhados daqueles sobre associações/assembleias, crescimento, mortalidade, condição nutricional, alimentação e cultivo de larvas, seguindo uma tendência mais ecológica e de relações e respostas aos fatores ambientais, em busca de um entendimento sobre os fenômenos que envolvem o recrutamento e a dinâmica das populações. Itagaki (1999), por exemplo, encontrou três principais grupos larvais habitando a PCSE até a isóbata de 100 m: o grupo costeiro, o nerítico e oceânico. Um grupo transicional contendo espécies costeiras e neríticas também foi identificado.

Para algumas categorias taxonômicas, a composição das assembleias refletiu o padrão de distribuição e estratégias reprodutivas dos adultos.

A assembleia costeira, influenciada pela Água Costeira, incluiu larvas de *Harengula jaguana*, (sardinha-cascuda), *Synodus foetens*, (peixe-lagarto-costeiro), *Chloroscombrus chrysurus*, (palombeta), *Oligoplites* spp., (guaivira), *Sphyræna guachancho*, (bicuda), *Etropus crossotus*, (linguado), *Gymnachirus* sp., (linguado), *Symphurus kyropterygium*, (língua-de-mulata), outras larvas das famílias: Gerreidae, (carapebas), Sciaenidae, (pescadas, corvina), Mugilidae, (tainha), Blenniidae (blênios) e Gobiidae. (emborés). Neste grupo ocorreram algumas espécies tipicamente abundantes em águas estuarinas ou de baixa salinidade, como *H. jaguana* (sardinha-cascuda) e carangídeos como *C. chrysurus* (palombeta) e *Oligoplites* (guaivira).

A assembleia nerítica, influenciada pela intrusão da ACAS, incluiu larvas de peixes com ampla distribuição sobre a plataforma continental, como *Engraulis anchoíta* (anchoíta), *Bregmaceros cantori*, *Trichiurus lepturus* (peixe-espada), *Auxis* sp., (bonitos), *Bothus ocellatus* (solha), e aquelas das famílias Ophidiidae (congrós), Triglidae (cabrinha) e Serranidae (garoupas, badejos, chernes).

A assembleia oceânica foi caracterizada pela dominância de taxa mesopelágicos associados com a Água Tropical, incluindo *Maurolicus stehmanni*, *Pollichthys maui*, *Diaphus dumerelli*, Paralepididae e Nomeidae.

O grupo transicional incluiu espécies tanto costeiras como neríticas, tais como *Sardinella brasiliensis* (sardinha-verdadeira), *Euthynnus alletteratus* (bonito-pintado), *Etropus longimanus* (linguado), *Syacium papillosum*, (linguado), *Symphurus trewasae* e *S. jenynsi*. Larvas de Engraulidae (manjubas, anchoíta) e Clupeidae (sardinhas), especialmente *Engraulis anchoíta*, (anchoíta), *Sardinella brasiliensis* (sardinha-verdadeira) e *Harengula jaguana*, (sardinha-cascuda), representaram até 60% da biomassa do ictioplâncton na plataforma interna e intermediária (<100 m; KATSURAGAWA et al., 2006).

Katsuragawa et al., (2006) realizaram levantamento de pesquisas realizadas na região sudeste, e verificaram que a composição taxonômica e a abundância ou frequência relativa dos grupos, apresentam grandes variações relacionadas a muitos fatores. Os autores consideram três casos distintos: o primeiro refere-se a amostra de uma região costeira, restrita até a profundidade máxima de 70 metros; o segundo refere-se a uma região mais ampla da plataforma, até a isóbata de 100 metros; e o terceiro refere-se a uma região que inclui a plataforma após a isóbata de 100 metros até a região do talude continental, de aproximadamente 2500 metros, todos verificados em estudos realizados na costa sudeste. Estes autores verificaram certa semelhança na composição taxonômica dos dois primeiros casos, em que mais de 75% dos grupos taxonômicos que ocorre na região costeira restrita mostram-se frequentes também na região ampla sobre a plataforma. Excetuando-se as larvas de peixes mesopelágicos, que já se mostram presentes nas profundidades próximas de 100 metros, os grupos não comuns aos dois casos são principalmente aqueles de ocorrência muito rara, com frequência numérica e abundância menor que 0,1%. Por outro lado, os grupos predominantes, *Engraulidae* (manjubas) e *Clupeidae* (sardinhas), praticamente se repetem nos dois casos e chegam a representar até 60% das lavas coletadas. As famílias *Paralichthyidae*, (linguados), *Carangidae* (chicharro, guaivira, etc.) e *Scombridae* (sororoca, atuns, bonitos, etc.) também ocorrem como grupos frequentes nos dois casos. Aparentemente a família *Gerreidae* (carapebas) tem importância em regiões mais próximas da costa enquanto *Bregmacerotidae* torna-se um grupo que se destaca quando se consideram também os setores mais afastados da costa.

Variações temporais na atividade de postura de ovos de peixes em relação à intrusão da ACAS foram sugeridas pela variabilidade na abundância de ovos totais (MATSUURA 1983, 1996; SPACH, 1990, entre outros). Lopes et al., (2006) observaram dois padrões de postura na Plataforma Continental Sudeste:

1) alta atividade de desova no verão ou mais cedo, entre final de primavera e verão, observado para sardinhas, *Trachurus lathami* (chicharro) (KATSURAGAWA & MATSUURA, 1992) e alguns escombrídeos (sororocas, atuns, bonitos, etc.; MATSUURA & SATO, 1981); 2) um segundo grupo exibindo desova ao longo do ano todo sobre toda a plataforma continental, incluindo *Engraulis anchoita* (anchoíta) e *Maurolicus stehmanni* (RIBEIRO, 1996).

Existem poucos estudos sobre o ictioplâncton nas regiões mais costeiras. Matsuura (1979) relatou que as principais regiões de postura e as áreas com maior abundância de larvas de peixes na região costeira de São Paulo estão localizadas na região com temperatura média de 24 °C e salinidade média de 34,15. Na ocasião, os resultados da distribuição do ictioplâncton indicaram atividade de postura de espécies de peixes costeiros que habitam essas áreas nas regiões adjacentes aos estuários, como a região de Iguape-Cananeia, as quais apresentam condições favoráveis para o desenvolvimento de juvenis das espécies de peixes que usam essas áreas como berçário e proteção para os ovos e larvas (SOARES et al., 1991). As espécies analisadas utilizam a área estudada com diferentes finalidades: *Atherinella brasiliensis* foi amostrada em todas as fases do desenvolvimento gonadal e, portanto, considerada como residente, juvenis de *Trachinotus goodei* utilizaram as praias para o crescimento, enquanto os juvenis de *Mugil curema* e *Mugil liza* como rota de migração do oceano para o estuário. Os resultados mostraram a importância das praias arenosas para peixes juvenis, principalmente na primavera e no verão, quando a maioria dos juvenis recruta na área, e coincide com o período de maior impacto pelos turistas. Como muitas espécies analisadas são comercialmente importantes, ressalta-se ainda a importância de preservação desses habitats costeiros para um melhor manejo pesqueiro.

Na região compreendida pela APAMLS, Mendonça (2007) destaca que até a ocasião o único trabalho era o de Sinque (1980), que estudou larvas de cinco espécies de Scianidae na região de Cananeia, e posteriormente na Baía de Paranaguá (SINQUE, 1989), região próxima à área de abrangência da APAMLS. As larvas foram identificadas ao nível de família. As cinco famílias mais abundantes foram Gobiidae, Engraulidae, Soleidae and Blenniidae, em ordem descendente de densidade. A melhor estação para postura foi identificada como a primavera. Mais recentemente destacam-se os estudos de Del Fávero & Dias (2015), que descrevem o uso de peixes juvenis da zona rasa de praias arenosas do sistema costeiro Cananeia-Iguape, analisando o período de ocorrência e o padrão de utilização das espécies mais abundantes na área.

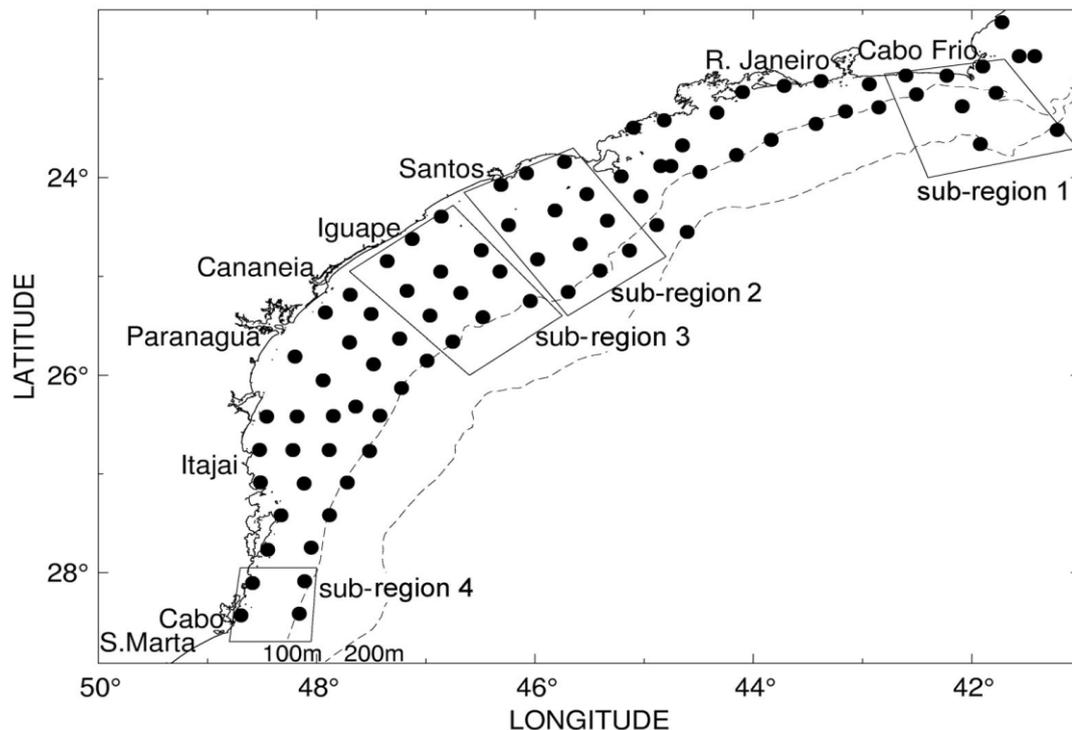
Com relação às regiões estuarinas, Peres-Rios (2001) apontam que estes são ambientes favoráveis para a alimentação e crescimento nas fases iniciais do ciclo de vida de peixes, e que os mesmos estão sujeitos a alterações físico-químicas de origem natural e antrópica. Apontam ainda para a importância do estuário para as espécies dominantes de peixes no Complexo estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape. Segundo Katsuragawa et al., (2008b) as comunidades ictioplanctônicas nos estuários brasileiros aparecem fortemente estruturadas ao redor de *Sciaenidae*, *Engraulidae* ou *Clupeidae* e *Gobiidae*. A grande dominância de alguns poucos grupos é comumente observada na comunidade ictioplanctônica (KATSURAGAWA et al., 1993) e pode resultar numa redução da diversidade (RÉ, 1984).

A importância dos manguezais para o ciclo de vida dos peixes é detalhada por Chaves e Bouchereau (2000), que identificaram quatro tipos de ocupação no mangue, de acordo com o padrão reprodutivo de dezoito espécies na baía de Guaratuba, Paraná: Tipo I, desovantes; Tipo II, desovantes ocasionais; Tipo III, maduros no sistema e; Tipo IV, não amadurece no sistema.

Freitas & Muelbert (2004) descreveram a região que engloba a APAMLS como uma das regiões de maior abundância de ictioplâncton na costa sudeste. Nessa região a plataforma da costa do estado apresenta sua largura máxima de cerca de 230 km (CASTRO & MIRANDA, 1998) e apresenta valores baixos de

salinidade próximo à costa, entre 33-34, e valores entre 35 e 36 em direção ao oceano. Este gradiente foi apontado por Castro et al., (1987) como relacionado ao *runoff* costeiro da região estuarina de Santos-São Vicente, mas Carvalho et al., (2014) também identificaram a presença da pluma de águas provenientes da região sul na zona próxima à costa. A **Figura 3.2.1.5.2-4** mostra que as concentrações mais elevadas de larvas de peixes e ovos encontradas por Freitas & Muelbert (2004) ocorreram nas regiões costeiras próximas a Santos e Iguape-Cananeia.

Figura 3.2.1.5.2-4 – Estações de amostragem na região ao largo da região de Iguape identificada por Freitas & Muelbert (2004) como área de alta abundância de ictioplâncton.



Ovos e larvas de Espécies-chave (ou de interesse econômico) que ocorrem na APAMLS

Os táxons descritos abaixo foram selecionados a partir da análise integrada dos **itens Ictiofauna e Pesca, Extrativismo e Maricultura** do presente Diagnóstico, visando destacar as espécies de maior relevância econômica (recursos pesqueiros) e ecológica (espécies-chave) na APAMLS.

Clupeidae (Sardinhas, Savelha)

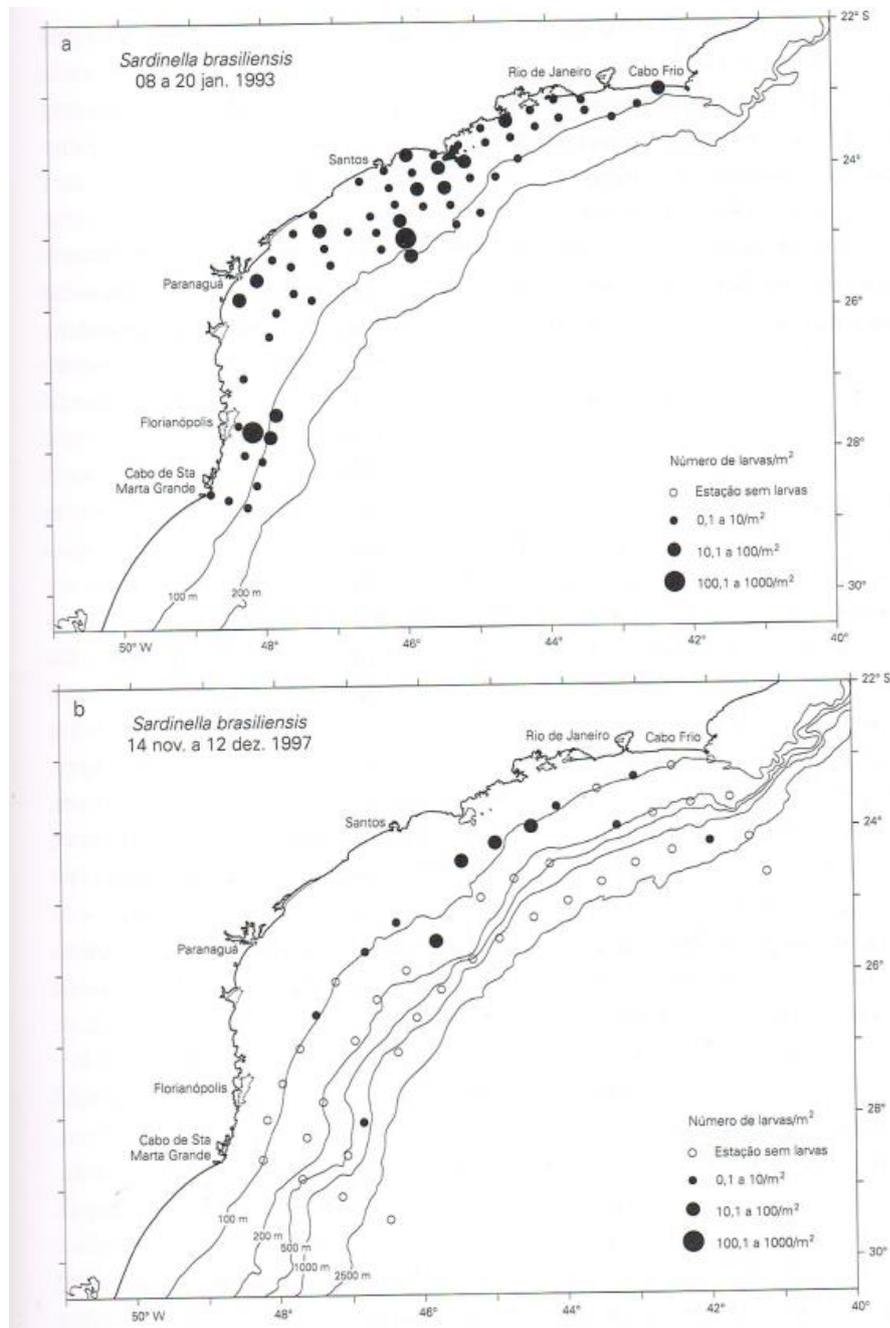
Uma família de peixes de interesse na APAMLS, que abrange espécies-chave são os clupeídeos, que incluem as sardinhas e savelhas, peixes pelágicos de pequeno porte, de hábitos costeiros planctófagos da superfície ou meia água. Conforme Figueiredo & Menezes (1980), oito gêneros são conhecidos na costa Sudeste do Brasil. De acordo com Katsuragawa et al., (2006), a sardinha verdadeira (*Sardinella brasiliensis*) é a mais abundante e também a espécie que representa o recurso pesqueiro marinho mais importante do Brasil. A espécie é responsável por mais de 40% das capturas, entretanto, a pesca para esta espécie, além de sofrer flutuação intensa ano a ano, sofreu um declínio dramático nos últimos 20 anos, em função da sobrepesca (CERGOLE, et al., 2005), além das mudanças climáticas e anomalias oceanográficas que levaram a falhas no recrutamento da espécie (MATSUURA, 1999). A desova e o

recrutamento também estão influenciados localmente pela advecção estacional de águas ricas em nutrientes, procedentes tanto de fontes costeiras como oceânicas (LOPES et al., 2006).

Devido à importância que a sardinha representa para pesca da região Sudeste, os ovos e larvas dos Clupeídeos foram os primeiros a serem estudados. Em 1971, Matsuura publicou os primeiros estudos sobre as fases iniciais do ciclo de vida da sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*) e sardinha-cascuda (*Harengula jaguana*) (MATSUURA, 1971a; MATSUURA, 1971b), tendo posteriormente complementado essas informações (MATSUURA, 1977). Mais recentemente Gigliotti et al. (2010) pesquisaram a distribuição espacial de ovos e mudanças geográficas no habitat da sardinha-verdadeira (*S. brasiliensis*).

A **Figura 3.2.1.5.2-5ab** apresenta a distribuição e abundância de larvas da sardinha-verdadeira na região sudeste desde a região costeira até próximo da quebra da plataforma continental, incluindo a região da APAMLS, em cruzeiros realizados em janeiro de 1993 e entre 14 de novembro e 12 de dezembro de 1997 (KATSURAGAWA et al., 2008a).

Figura 3.2.1.5.2-5ab – Distribuição e abundância de larvas de *Sardinella brasiliensis* entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta Grande (SC) na região sudeste desde a região costeira até a quebra da plataforma continental, incluindo a região da APAMLS em a) Projeto Sardinha e b) Projeto PADCT (KATSURAGAWA et al., 2008a).



De acordo com Katsuragawa et al., (2006) pode-se dizer que na região sudeste a larva de *S. brasiliensis* é a mais abundante, seguida por *H. jaguana* (*sardinha-cascuda*). *Opisthonema oglinum* (*sardinha-bandeira*) ocorre raramente. A área de desova de *S. brasiliensis* é bastante ampla, desde o cabo de São Tomé até o cabo de Santa Marta Grande, estendendo-se por toda região nerítica, embora as maiores concentrações de desova localizem-se dentro da faixa de profundidade entre 51 e 100 metros. A *H. jaguana* exibe um padrão bastante diferente, tendendo a concentrar a área de desova nas proximidades da costa até cerca de 20 milhas náuticas (MATSUURA 1983, 1998b). Analisando a desova de *S. brasiliensis* no período entre

1976 e 1993 Matsuura (1998a) observou que a região entre Ilha Grande e Ilha de São Sebastião pode ocasionalmente apresentar altas concentrações de desova. Baseado em dados de frequência de comprimento e distribuição de larvas, Matsuura (1979) concluiu que, após a eclosão, as larvas se dispersam em todas as direções sobre região da plataforma, apresentando uma distribuição mais ampla que os ovos.

De acordo com Katsuragawa et al., (2006) pode-se dizer que na região sudeste a larva de *S. brasiliensis* é a mais abundante, seguida por *H. jaguana (sardinha-cascuda)*. *Opisthonema oglinum* (sardinha-bandeira) ocorre raramente. A área de desova de *S. brasiliensis* é bastante ampla, desde o cabo de São Tomé até o cabo de Santa Marta Grande, estendendo-se por toda região nerítica, embora as maiores concentrações de desova localizem-se dentro da faixa de profundidade entre 51 e 100 metros. A *H. jaguana* exibe um padrão bastante diferente, tendendo a concentrar a área de desova nas proximidades da costa até cerca de 20 milhas náuticas (MATSUURA 1983, 1998b). Analisando a desova de *S. brasiliensis* no período entre 1976 e 1993 Matsuura (1998a) observou que a região entre Ilha Grande e Ilha de São Sebastião pode ocasionalmente apresentar altas concentrações de desova. Baseado em dados de frequência de comprimento e distribuição de larvas, Matsuura (1979) concluiu que, após a eclosão as larvas se dispersam em todas as direções sobre região da plataforma; apresentando uma distribuição mais ampla que os ovos.

A variação interanual na intensidade de desova se traduz numa grande oscilação da produção de ovos, como pode ser constatado por Matsuura (1998a), que observou uma variação entre 99 milhões de ovos em janeiro de 1988, e 4.669 milhões de ovos em janeiro de 1981. A biomassa média do estoque desovante de *S. brasiliensis* estimada por Matsuura (1983), a partir dos dados de abundância de ovos, considerando-se as épocas de desova entre 1976 e 1979, foi 1,178 milhões de toneladas. Esse valor foi considerado uma superestimativa devido à subestimativa do valor da fecundidade. Essa espécie apresenta desova parcelada, de modo que cada fêmea libera vários lotes de ovócitos durante seu período de desova.

A disponibilidade de alimento para as larvas depende dos ciclos de produção. A dieta das larvas de *S. brasiliensis*, conforme estudo realizado por Kurtz (1999), é composta por cerca de 25 itens, dos quais os náuplios de copépodos constituem o item mais importante, seguido por ovos de invertebrados. Após esses dois itens aparecem os copepoditos e copépodos adultos, esses especialmente os do gênero *Oithona*, *Oncaea* e *Corycaeus*. O espectro alimentar aumenta com o desenvolvimento larval, nitidamente após a fase de pós-flexão.

Bakun & Parrish (1990), avaliando as semelhanças entre a sardinha brasileira e a sardinha da Califórnia, verificaram que a Plataforma Continental Sudeste e o embaçamento da Califórnia promovem condições ambientais similares para a atividade de postura das sardinhas, reafirmando a hipótese da importância dos fatores ambientais na estratégia reprodutiva dos pequenos pelágicos. Do mesmo modo que ocorre naquela região, um padrão de circulação de giro, aqui derivada do fluxo da Corrente do Brasil, pode contribuir para a retenção dos ovos e larvas no embaçamento, evitando a advecção em direção ao largo da plataforma (PARRISH et al., 1981 *apud* BAKUN & PARRISH, 1990). A redução da intrusão da ACAS pode levar a um aumento na mortalidade de larvas de peixes. Anomalias oceanográficas durante a estação de desova de 1986/87 foram a principal causa da falha de recrutamento ocorrido na classe de 1987 para a sardinha brasileira, e que levou a uma redução do estoque nos anos seguintes (MATSUURA, 1998a). Estudos das condições nutricionais de larvas de sardinha forneceram posteriormente evidências de disponibilidades desfavoráveis de alimento em anos de fraca intrusão da ACAS na plataforma continental, como ocorreu em 1990/91 e 1991/92 quando 7 a 13% das larvas se apresentaram em mau estado nutricional (DIAS, 1995). Durante o verão de 1994, quando a intrusão atingiu apenas metade da

plataforma um cenário mais dramático foi observado, onde 33 e 58% das larvas estavam em mau estado de alimentação e condições nutricionais (DIAS et al., 2004). Mais ainda, durante esta estação, altas percentagens de larvas mortas foram observadas (24 a 63%).

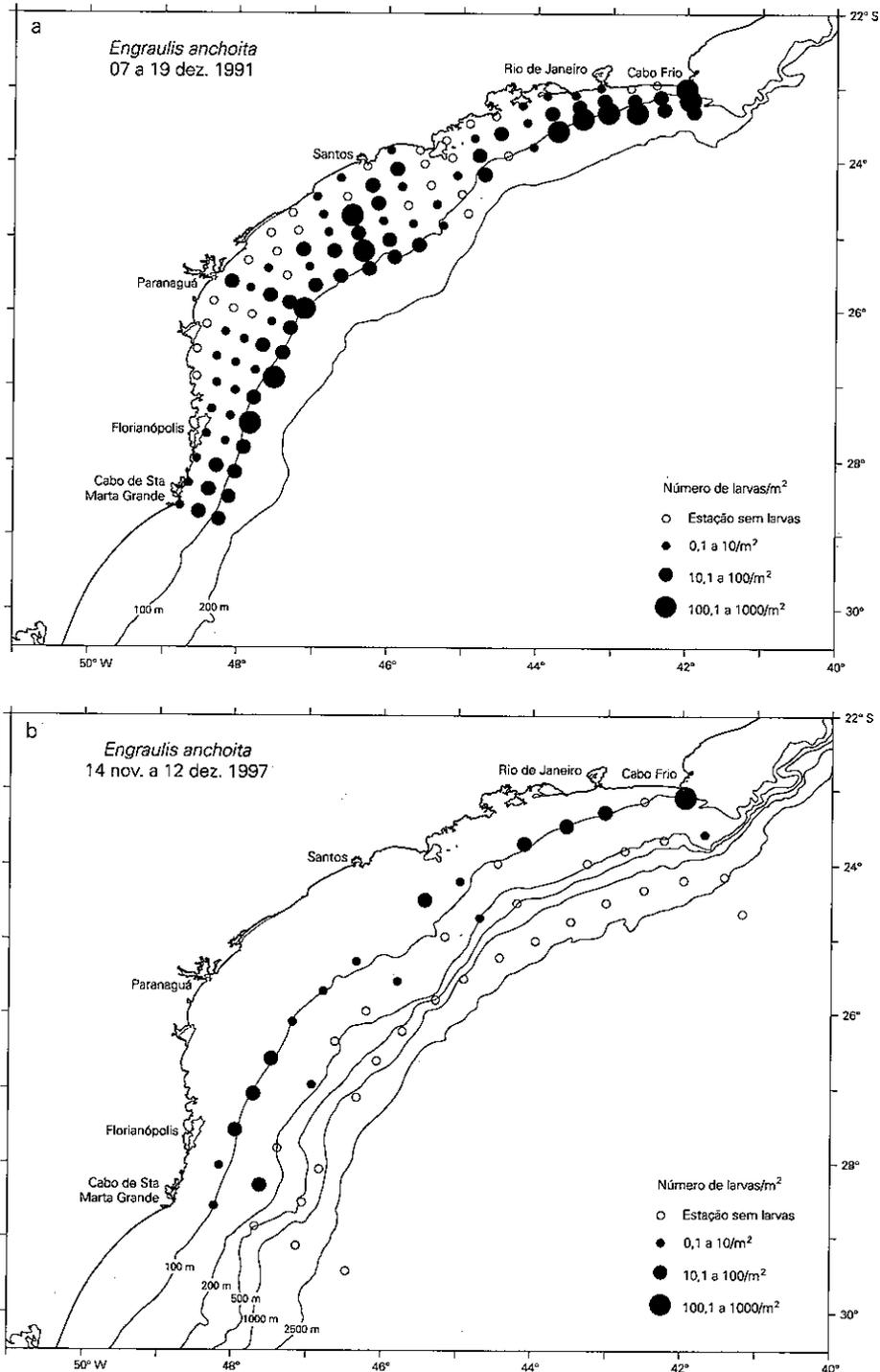
Engraulidae/Engraulididae (Anchoítas e Manjubas)

Esse grupo inclui peixes de pequeno porte, pelágicos planctófagos, que geralmente formam grandes cardumes, amplamente distribuídos desde cerca de 60°N a 50°S (WHITEHEAD et al., 1988). Na costa Sudeste do Brasil são reconhecidas 12 espécies. Com exceção de *Engraulis anchoíta* (anchoíta), que apresenta distribuição ampla no mar aberto, os engraulídeos possuem hábito costeiro preferindo águas de baixa salinidade. Dentre elas a manjuba, *Anchoiella lepidentostole*, tem importância comercial. Entretanto, esta espécie está localizada principalmente no complexo estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape onde entra para maturação e desova e é capturada comercialmente (BENDAZOLLI e ROSSI-WONGTCHOWSKI, 1990). Já a anchoíta não é capturada comercialmente no Brasil. Embora se reconheça na anchoíta uma potencialidade para exploração pesqueira, apenas na Argentina a espécie é capturada regularmente, e em pequena escala, pela pesca artesanal (CASTELO, 1997). Por outro lado, anchoíta é tida como componente extremamente importante do ecossistema, representando a fonte de alimento para vários predadores (BAKUN & PARRISH, 1990).

Na costa Sudeste brasileira, ovos e larvas da anchoíta (*Engraulis anchoíta*) foram estudados por Nakatani (1982). O autor estimou a biomassa desovante para o período de novembro dezembro de 1975, em 1.488 mil toneladas a partir dos estudos sobre ovos e larvas. A espécie compartilha dominância do pelagial nerítico com a sardinha-verdadeira, embora ocorra uma distinção dos respectivos hábitos de desova, de acordo com preferências térmicas, de modo que a anchoíta é encontrada nas camadas inferiores, acompanhando massas de águas mais frias (MATSUURA et al., 1992) sendo a única espécie da família que ocorre até bem afastada da costa (CASTELLO, 1997).

Após Nakatani (1982), a distribuição e abundância de ovos e larvas de anchoíta e sua relação com fatores oceanográficos foram estudadas para o Sudeste por Katsuragawa (1985); Spach (1990, 1992 apud KATSURAGAWA et al, 2006); Matsuura et al., (1992), Kitahara e Matsuura (1995) e Matsuura e Kitahara (1995). Na **Figura 3.2.1.5.2-6ab** pode ser observada a distribuição e abundância de larvas de anchoíta no Sudeste brasileiro observadas por Katsuragawa et al., (2006) abrangendo as regiões costeiras e nerítica até a isóbata de 100 metros (verão de 1991). As larvas foram encontradas dentro da faixa de variação térmica de 16 a 29 °C e variação halina de 30 a 37, mas as maiores abundâncias relacionam-se com águas mais frias. Na costa do estado de São Paulo, as concentrações mais elevadas foram observadas no cruzeiro de 1991, em frente à região de Santos. Bonecker et al., (1985) estimaram abundância de ovos e larvas de anchoíta e relacionaram a sua ocorrência à presença de outros organismos do zooplâncton, principalmente a salpa (*Talia democratica*).

Figura 3.2.1.5.2-6ab – Distribuição e abundância de larvas de *Engraulis anchoita* entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta Grande (SC) na região sudeste desde a região costeira até a quebra da plataforma continental, incluindo a região da APAMLS em a) Projeto Sardinha e b) Projeto PADCT (KATSURAGAWA et al., 2006).



Os resultados dos diversos trabalhos mostram ainda que a anchoíta é uma espécie oportunista que desova em todas as estações do ano, em praticamente toda a região da plataforma continental. Essa plasticidade em relação ao meio ambiente seria uma das razões do sucesso do gênero *Engraulis* em

vários sistemas oceânicos do mundo (BAKUN e PARRISH, 1991). Asano et al., (1991 *apud* KATSURAGAWA et al., 2006) estimaram a produção diária de ovos da anchoíta para a costa sudeste, em $8,87 \times 10^{11}$ ovos. A distribuição vertical indica que larvas menores apresentam maior abundância acima da camada de mistura, mais empobrecida, enquanto as lavas maiores se concentram próximos do máximo de clorofila, na base da termoclina, indicando maior capacidade natatória e maiores chances de sobrevivência em microhabitats mais ricos (MATSUURA e KITAHARA, 1995).

Segundo Lopes et al., (2006) as condições nutricionais de larvas de anchova (*Engraulis anchoíta*) ao largo da costa do Brasil estão relacionada à intrusão da ACAS, mas como esta espécie ocorre durante todo o ano, a distribuição das larvas parece estar relacionada a outros fatores oceanográficos. Freire & Castello (2000) sugeriram que o inverno é a estação mais favorável para *E. anchoíta*, quando o consumo de presas aumenta devido à ressurgência da quebra de plataforma, forte estabilidade vertical na coluna de água e alta produtividade na região costeira. Clemmesen et al., (1997) encontraram larvas de anchoíta em melhores condições em coluna de água estratificada. Alta porcentagem de larvas de anchoíta (até 23%) em más condições de alimentação ocorreram na PCSE durante o verão de 1990-1991 e 1991-1992, decrescendo a 7.4% no verão de 1992-1993 quando a ACAS recuou para a plataforma externa. Sieg (1998 *apud* KATSURAGAWA et al., 2006) constatou a partir de estudos histológicos das larvas de anchoíta, a importância das frentes com o respectivo enriquecimento da coluna de água, proporcionando melhor condição larval. Além, disso esses autores verificaram que todos os trabalhos apontam para uma alta variabilidade das frequências de larvas com fraca condição (entre 10% e 85%) e uma maior mortalidade nas fases mais iniciais do ciclo de vida, ou seja, em fase de pré-flexão e flexão.

Na região da APAMLS, a anchoíta compartilha o ambiente pelágico com a sardinha, identificada como um dos recursos pesqueiros brasileiros mais importantes (MATSUURA, 1986). Durante a primavera e verão, ventos de Nordeste promovem ressurgências e permitem o desenvolvimento de um ambiente favorável para o desenvolvimento de estágios larvais das duas espécies. A identificação de larvas de peixes coletados no estudo de Freitas e Muelbert (2004) indicou a presença de um grande número de engraulídeos, clupeídeos, seguidos em abundância por cienídeos e pleuronectídeos. Os resultados dos estudos desses autores mostram que os maiores volumes de zooplâncton também ocorreram em águas costeiras. Esses autores encontraram uma sobreposição parcial da distribuição do biovolume do zooplâncton e larvas de peixes sugerindo uma sincronia entre a postura e a disponibilidade de alimento para a futura larva. Essa sincronia entre ictio e zooplâncton já havia sido observada por Katsuragawa et al., (1993) que observou uma tendência para uma segregação espacial entre abundância do zooplâncton e larvas de peixes. Katsuragawa et al., (1993) sugeriram que as altas densidades observadas para o plâncton total nesta região estiveram associadas à forte penetração da ACAS (Água Costeira do Atlântico Sul) durante o verão, fato que pode ser corroborado com o estudo de Freitas & Muelbert (2004) nas regiões de Santos e de Cananeia-Iguape. No entanto essas sub-regiões também estiveram sob influência de água doce. Matsuura et al., (1980) atribuíram o aumento da densidade do zooplâncton costeiro à associação entre aquecimento sazonal das águas de superfície e a saída de água doce da região de Santos e do complexo estuarino de Iguape-Cananeia-Paranaguá. Esses resultados sugerem que as altas concentrações de zooplâncton estiveram relacionadas a uma alternância entre a penetração de ACAS e entrada de águas estuarinas.

Carangidae (Guaivira, Galo, Palombeta, Carapau ou Chicharro, Pampo, Charéu e outros)

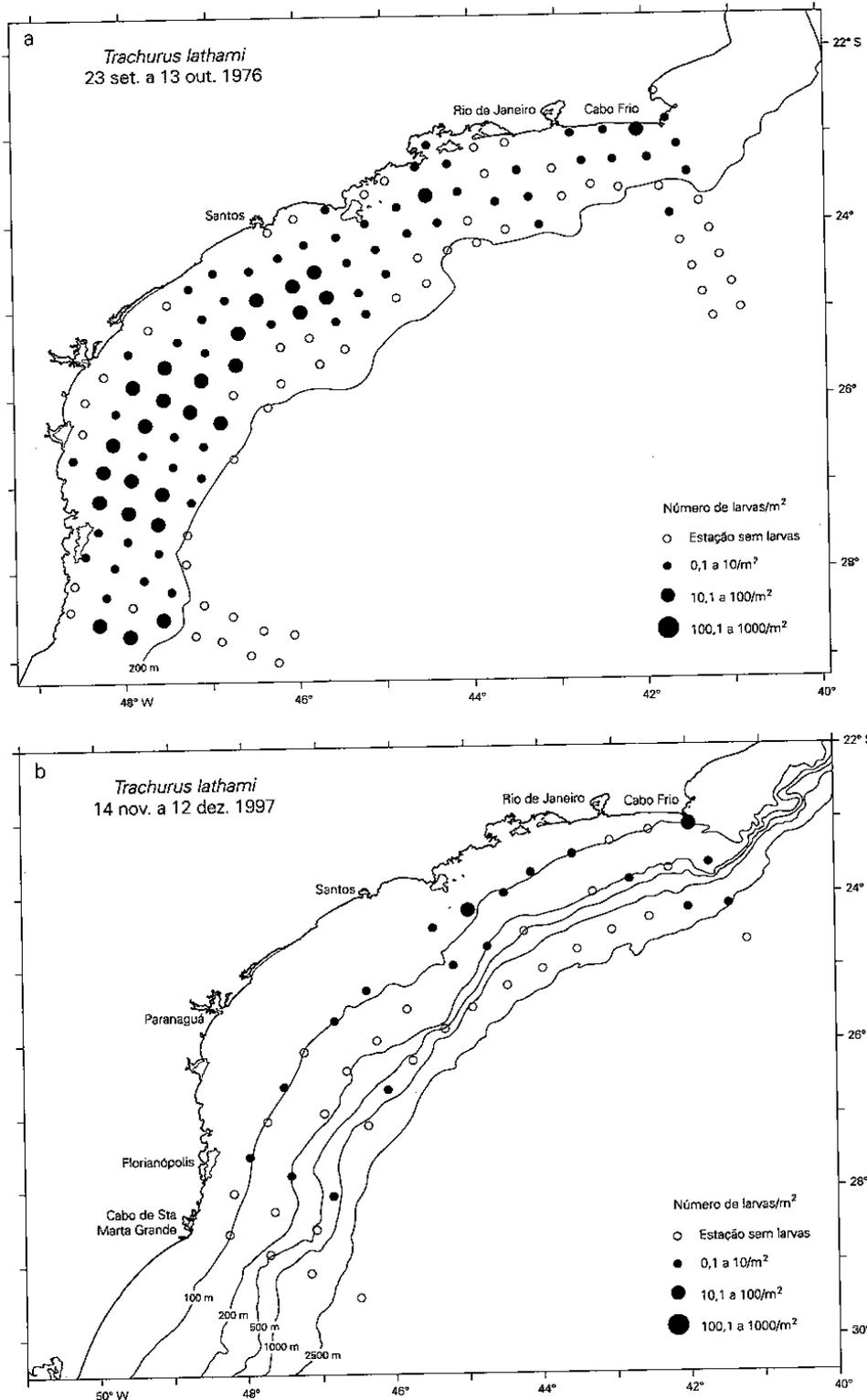
Espécies da família Carangidae distribuem-se amplamente pelas águas marinhas e estuarinas, tropicais, subtropicais e temperadas (SMITH-VANIZ, 1984), sendo a maioria pelágica e nadadora ativa. Algumas espécies formam cardumes e são tipicamente de pequeno porte e planctívoras, enquanto que as solitárias são geralmente grandes e carnívoras. Alguns têm importância econômica, tais como a guaivira, o carapau,

o olhete, o olho de boi, o xaréu e o pampo. Ocorrem desde águas estuarinas até marinhas de plataforma. Em termos de abundância, em levantamento realizado por Katsuragawa et al., (2006) a larva de chicharro (*Trachurus lathami*) correspondeu a 59% das larvas de Carangidae coletadas, considerando-se um total de 17 cruzeiros oceanográficos (KATSURAGAWA, 1990; KATSURAGAWA e MATSUURA, 1992; SACCARDO & KATSURAGAWA, 1995; KATSURAGAWA, 1997; PEDREIRA, 1997; KATSURAGAWA e EKAU, 1995, todos apud KATSURAGAWA et al., 2006), seguidas por larvas de palombeta (*Chloroscombrus chrysurus*), com cerca de 15%. Os demais táxons foram menos abundantes representando cerca de 3% das larvas de Carangidae identificadas.

Na **Figura 3.2.1.5.2-7ab** podem ser observadas a distribuição e abundância de larvas de chicharro (*Trachurus lathami*) no início da primavera de 1976 e final da primavera de 1997 por Katsuragawa et al., (2006). As espécies do gênero *Trachurus* são de grande interesse para a ciência pesqueira por serem espécies pelágicas de pequeno porte e habitarem os grandes sistemas oceânicos mundiais, juntamente com os clupeiformes. Na costa brasileira a única espécie desse gênero é o chicharro. Conforme Katsuragawa e Matsuura (1992) as larvas dessa espécie apresentam uma distribuição ampla sobre a região nerítica desde profundidades mínimas de 16 metros até a região da quebra da plataforma continental, apresentando áreas de alta densidade de larvas que variam de ano a ano entre as regiões ao largo do Rio de Janeiro e Santa Catarina. Podem ocorrer durante todas as estações do ano, mas com pico de abundância durante a primavera. As larvas de chicharro ocorrem dentro da faixa de variação térmica de 14,7 °C a 27,19 °C e de variação de salinidade entre 32,86 e 37,67. Os copépodes constituem o componente mais importante da dieta de *Trachurus lathami*, destacando-se *Temora stylifera* e *Paracalanus quasimodo*, seguidos pelos cladóceros, especialmente os do gênero *Penilia*.

Ainda de acordo com Katsuragawa e Matsuura (1992), as larvas de palombeta (*Chloroscombrus*) e da guaivira (*Oligoplites spp*) são predominantemente costeiras, sendo as profundidades médias dos locais de coleta de 32 e 25 metros respectivamente. A localização das principais áreas de ocorrências para ambas está ligada a estuários ou baías, notadamente em frente à Iguape. As larvas de palombeta ocorreram em todas as épocas do ano, porém com pico em janeiro-fevereiro. Já as larvas de guaivira ocorreram exclusivamente no verão. As larvas de peixe-galo, *Selene setapinnis*, peixe-galo-de-penacho, *S. vomer*, pampo *Trachinotus spp*, foram muito raras se comparadas com os carangideos anteriormente descritos. A ocorrência não apresenta padrão definido sendo que as larvas podem ser coletadas por toda região nerítica. A maior parte das larvas desses grupos foi coletada no período do verão.

Figura 3.2.1.5.2-7ab – Distribuição e abundância de larvas de *Trachurus lathami* entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta Grande (SC) na região sudeste desde a região costeira até a quebra da plataforma continental, incluindo a região da APAMLS em a) Projeto Finep e b) Projeto PADCT (KATSURAGAWA et al., 2006).



Sciaenidae (Pescada, Betara, Goete, Corvina, Maria-Luiza, Maria-mole, Oveva, Tortinha entre outros)

Os cienídeos são peixes considerados demersais em seu conjunto, mas algumas espécies se alimentam na coluna de água. Várias espécies consideradas como espécies-alvo neste estudo pertencem a esta família, como a corvina (*Micropogonia furnieris*), o Goete (*Cynoscion jamaicensis*), a betara (*Menticirrhus americanus*), a Maria-mole (*C. guatucuba*), a pescada-cambucu (*C. virescens*), a pescada-foguete (*Macrodon ancylodon*). A literatura indica que os cienídeos, principalmente durante os primeiros estágios de vida, preferem ambientes protegidos, como estuários e baías costeiras cercadas por manguezais. Diversos estudos podem ser relacionados para a costa Sudeste do Brasil como, por exemplo, os de Chaves & Corrêa (1998), Chaves & Bouchereau (2000), Pessanha et al., (2000), Araújo et al., (2002) e Spach et al., (2004). Na região da APALMS, o trabalho mais conhecido sobre larvas de cienídeos é o de Sinque (1980). Nele são descritas as larvas das espécies *Cynoscion leiarchus* (pescada branca), *Menticirrhus americanus* (betara), *Micropogonias furnieri* (corvina), *Stellifer rastrifer* (cangoá), *Macrodon ancylodon* (pescada foguete) e *Isopinus parvipinnis* (tortinha), coletadas em Cananeia, e é relatada a abundância das mesmas, principalmente no mar de Cananeia e baía de Trapandé. De acordo com os resultados deste estudo, na região estuarina larvas de corvina ocorrem o ano todo, com maior abundância entre junho e novembro. As larvas de betara ocorrem no inverno e na primavera e de cangoá.

Chaves (1995) e Porcaro (2014) observaram que *B. ronchus* se reproduz durante a primavera e verão. *M. furnieri* (corvina) também apresentou dois picos de reprodução (fevereiro e outubro de 2005). Estes resultados foram coerentes com os estudos de Isaac-Nahum e Vazzoler (1987). Apesar dos ovos e larvas de Sciaenidae ocorrerem durante todo o ano, as maiores densidades são registradas na primavera e no verão.

Serranidae (garoupas, badejos, mero, cherne, mero)

São considerados um dos principais habitantes de águas costeiras tropicais, vivendo quase sempre sobre fundos rochosos ou coralíneos (FIGUEIREDO e MENEZES, 1980). A família inclui espécies de peixes desde alguns centímetros até cerca de 3 metros de comprimento. Devido às dificuldades de identificação, larvas desse grupo têm sido pouco estudadas no Brasil ao nível específico. As larvas de serranídeos são relativamente comuns nas amostras de ictioplâncton coletadas na costa do Estado de São Paulo, ocorrendo por toda plataforma continental até a região adjacente à quebra da plataforma (ITAGAKI 1999; KATSURAGAWA e MATSUURA, 1990). De acordo com os resultados apresentados por Itagaki (op. cit.) a maior frequência e a maior abundância na costa do estado de São Paulo ocorreram na região Norte até Santos. Essas larvas estão presentes em amostras tanto de inverno como de verão, mas são mais abundantes e frequentes nos meses mais quentes.

Trichiuridae (Espada)

Os adultos dessa família são carnívoros vorazes, distribuídos principalmente nos mares tropicais e temperados entre 50 e 1500 metros de profundidade (NAKAMURA & PARIN, 1993, *apud* KATURAGAWA et al., 2006). Em termos de pesca, *Trichiurus lepturus* é uma espécie importante, geralmente capturada com redes de espera, por anzol ou com rede de arrasto, em que pode ocorrer como fauna acompanhante. De acordo com Katsuragawa et al., (2006), a larva de *Trichiurus lepturus* caracteriza-se por apresentar uma distribuição ampla sobre toda a plataforma continental, mas ocorre preferencialmente em águas mais profundas que 50 metros.

Triglidae (Cabrinha)

São peixes de pequeno a médio porte sendo os adultos típicos habitantes do fundo de lama ou areia até cerca de 200 metros de profundidade. São conhecidos dois gêneros na região costeira do Estado de São Paulo, *Bellator* e *Prionotus* (FIGUEIREDO & MENEZES 1980). As larvas da família ocorrem em uma frequência média no ictioplâncton. Pode ocorrer desde águas rasas até as mais profundas da região do talude, mas preferencialmente nas profundidades superiores a 50 metros. As larvas podem ser observadas tanto no verão como no inverno, sendo que sua abundância não difere muito entre as duas estações.

Balistidae (Peixe-porco, Porquinho, Cangulo)

Segundo Katsuragawa et al., (2006), estes peixes são essencialmente tropicais e comumente associados a comunidades de recifes de coral. O peixe-porco adulto é ocasionalmente capturado durante a pesca de arrasto, com fauna acompanhante. Das espécies conhecidas na costa sudeste brasileira, as larvas de *Balistes capriscus* (porquinho) são mais frequentemente capturadas no ictioplâncton. Matsuura & Katsuragawa (1981) realizaram estudos sobre ontogenia dessa espécie, descrevendo as fases de desenvolvimento de larvas e juvenis, além da osteologia. Os resultados dos estudos com ictioplâncton indicam que essas larvas ocorrem quase exclusivamente no verão, e principalmente em locais mais afastados da costa.

Mugilidae (Tainhas e Paratis)

De acordo com Katsuragawa et al., (2006), são peixes costeiros que formam cardumes podendo serem encontrados desde em águas estuarinas até em águas de pouca profundidade. Apresentam importância econômica e são pescados com redes. As fases iniciais do ciclo de vida desse grupo ainda carecem de mais pesquisas, entretanto segundo Pinheiro e Goiten (2014) que estudaram o ciclo de vida da espécie no manguezal da Raposa (Ma), a espécie pode ser classificada como do tipo IV, que não amadurecem no sistema, dentre os tipos apresentados por Chaves e Bouchereau (2000) uma vez que não foram observados indivíduos desovados e apenas um adulto.

As larvas dessa família ocorrem em frequência e abundância baixas na região da plataforma sudeste, em águas rasas e profundas. Nesse caso, como acontece com a família Mullidae as larvas apresentam comportamento neustônico.

Monacanthidae (Peixe-porco, Porquinho)

Conforme Katsuragawa et al., (2006), são peixes de hábito demersal, os adultos são encontrados mais comumente em fundos rochosos ou de coral, podendo ocorrer desde em águas rasas até pelo menos 150m de profundidade (FIGUEIREDO e MENEZES, 2000). Dentre as larvas dessa família, a de *Stephanolepis hispidus* foi identificada na costa sudeste do Brasil, sendo a sua distribuição e abundância descritas por vários autores (KATSURAGAWA, 1985; ITAGAKI, 1999). Tais larvas apresentam distribuição ampla por toda a região da plataforma, porém, a frequência de ocorrência e a abundância são, em geral, baixas.

Scombridae (Sorococas ou Cavalas, Cavalinhas, Gordinhos, Bonitos, Atuns)

Esses peixes são considerados organismos do topo da cadeia alimentar marinha. Pelágicos e carnívoros por excelência são geralmente peixes cosmopolitas de grande porte (FIGUEIREDO e MENEZES, 2000) sendo que muitos realizam migrações transoceânicas. São considerados peixes de elevado valor

comercial. Apesar de atuns representarem uma parte relevante da pesca brasileira, são capturados em alto mar, e larvas de atuns ocorrem numa frequência muito baixa na região sudeste (MATSUURA e SATO 1981), apenas em áreas oceânicas, sobre influência da Corrente do Brasil.

Dentre as espécies de bonitos, as espécies mais relevantes economicamente são o bonito-pintado e o bonito-cachorro. Estudos sobre estas espécies foram feitas por Chatwin (1997) baseando-se em dados coletados em 10 cruzeiros oceanográficos realizados entre 1976 e 1993. As larvas do bonito-cachorro (*Auxis sp1* e *A. sp2*) foram coletadas, conforme o autor, desde estações oceânicas profundas, de 2400m, até as localizadas nas proximidades da costa com um mínimo de 17 metros. Isso confere a essa espécie a característica de ser a larva de escombrídeos com a mais ampla distribuição espacial no sentido costa-oceano na região Sudeste do Brasil, considerando-se que as estações mais abundantes localizaram-se na área entre as isóbatas de 100 e 200 metros.

No caso das cavalinhas, pelo fato de ser peixe de pequeno porte e formar cardumes na superfície, é capturada misturada com a sardinha por traineiras em águas costeiras até 100 metros. A larva de cavalinha (*Scomber japonicus*) apresenta um padrão de ocorrência temporal bem diferente dos demais Scombridae, sendo mais abundante durante os meses de setembro-outubro, o que sugere uma desova entre o fim do inverno e início da primavera, quando a temperatura da água é mais baixa (MATSUURA, 1978; MATSUURA e SATO, 1981). Em setembro-outubro as larvas das demais espécies de escombrídeos são praticamente ausentes, conforme os autores citados. A área de desova da cavalinha inclui principalmente a região nerítica, entre 100 e 200 metros, mas ocorrendo também na região oceânica.

Paralichthyidae (linguados)

Conforme Katsuragawa et al., (2006), os linguados apresentam relativa importância econômica na pesca. Apesar de a vida adulta estar ligada ao fundo, as famílias dos linguados apresentam larvas planctônicas. Embora amplamente conhecidos em sua fase adulta, poucos estudos foram realizados quanto às fases iniciais dos ciclos vitais do linguado. Larvas de *Etropos crossotus* apresentam distribuição mais costeira e com menores densidades do que *E. longimanus*.

Ophidiidae

Inclui peixes demersais de tamanho pequeno e médio que habitam a região sobre a plataforma. Apesar das larvas serem comuns na região sudeste, Itagaki (1999) lembra que são larvas que ocorrem entre profundidades entre 50 e 100m.

Pomatomidae (anchova)

Dentre os Pomatomidae, Muelbert & Sinque (1996) realizaram estudos mostrando a importância do ictioplâncton de *Pomatomus saltatrix* na região sudeste. Observaram que apesar da existência dessas larvas também na região sul, durante o inverno parece haver um deslocamento para norte, em função das temperaturas mais elevadas.

3.2.1.5.3 Características socioeconômicas

■ Bacterioplâncton

O principal fator para o aumento de bactérias patogênicas em ambientes aquáticos marinhos ocorre por influência antrópica e, em regiões turísticas, seu aumento está associado principalmente às épocas de temporada (CETESB, 2016). Corpos de água contaminados por esgotos domésticos ao atingirem as águas das praias podem expor os banhistas aos microrganismos patogênicos, como vírus, bactérias e fungos. Diversos fatores contribuem para o aumento da ocorrência de doenças por esses microrganismos, e são diretamente relacionados com o grau de contaminação do ambiente, características do patógeno e da população afetada. Crianças, idosos ou pessoas com baixa resistência são as mais suscetíveis a desenvolver doenças ou infecções após o banho em águas contaminadas (CETESB, 2016).

A sobrevivência dos microrganismos patogênicos na água e sedimento está relacionada aos fatores abióticos, principalmente as características do ambiente, como a granulometria do sedimento, teor de matéria orgânica, pH, salinidade, insolação, períodos de chuva prolongados, revolvimento da areia, ressaca entre outros. Como foi citado no item anterior, altos índices de pluviosidade contribuem para o aumento da contagem bacteriana, além disso, as bactérias não conseguem permanecer vivas quando há dessecação do solo, devido à alta temperatura (MONTEIRO, 2013). O aumento da chuva também afeta significativamente a frequência de fungos na areia da praia e água marinha comparados com período seco (LOUREIRO et al., 2005). Apesar de aumentar a ocorrência de patógenos com a chuva, muita atenção precisa-se ter em épocas de seca, por muitos microrganismos de contaminação fecal sobrevivem por longos períodos na areia de praia, pois encontram condições favoráveis como abundância de nutrientes, abrigo da luz solar e proteção contra predação (DE OLIVEIRA; PINHATA, 2008; WHEELER-ALM et al., BURKE; SPAIN, 2003).

As características fisiológicas dos microrganismos também determinam a sua sobrevivência, pois cada patógeno tem sua faixa de tolerância às condições ambientais (EPA, 2009). Com o desenvolvimento da população patogênica no ambiente ocorrem trocas genéticas com os microrganismos nativos, havendo a possibilidade de troca de material genético que confere patogenicidade e/ou resistência (BONILLA et al., 2006).

No entorno da APAMLS existem apenas alguns pontos de monitoramento de balneabilidade realizados pela CETESB, estudos mais específicos de microrganismos patogênicos não costumam ser realizados na região. Devido à influência das variáveis abióticas sobre os microrganismos e o potencial risco à saúde pública, monitoramentos mais específicos e principalmente nas praias com maior número de turistas são desejáveis.

■ Fitoplâncton

A produção de toxinas por algumas espécies de microalgas são apontadas por alguns autores como principais causas a competição por recursos ou mecanismos de defesa contra predadores (GRANÉLI & TURNER, 2006; GRANÉLI *et al.*, 2008). Em Hallegraeff et al. (2003) são listadas algumas enfermidades, A produção de toxinas por algumas espécies de microalgas está associada à competição por recursos ou mecanismos de defesa contra predadores (GRANÉLI; TURNER, 2006; GRANÉLI et al., 2008). Em Hallegraeff et al. (2003) são listadas algumas enfermidades, associadas a toxinas, bem como seus efeitos na biota e os organismos causadores, como:

- Toxinas DSP – “*Diarrhetic Shellfish Poisoning*” – ácido ocadaico e dinophysistoxina-1. Sintomas gastrintestinais; a exposição crônica leva a formação de tumores no trato digestivo. P. ex: *Prorocentrum minimum*, *Dinophysis acuminata*, *Prorocentrum lima*.
- Toxinas ASP – “*Amnesic Shellfish Poisoning*” – Ácido domóico, sintomas gastrintestinais e neurológicos: alucinação, confusão, diminui a reação à dor e perda de memória. P. ex: *Pseudo-nitzschia seriata*, *P. delicatissima*.
- Toxinas PSP – “*Paralytic Shellfish Poisoning*” – Saxitoxina, sintomas gastrintestinais, sensação de dormência nos lábios e membros, dores de cabeça, paralisia de membros, morte por parada respiratória. P. ex: *Alexandrium tamarensis*, *Gymnodinium Catenatum*.
- Toxinas NSP – “*Neurotoxic Shellfish Poisoning*” – Brevetoxina, sintomas gastrintestinais, dificuldade de respirar e parada respiratória. P. ex: *Karenia breves*.

A bioacumulação e biomagnificação das toxinas na trama trófica foram estudadas através de experimentos com cianotoxinas (ENGSTRÖM-ÖST et al., 2002; LEHTINIEMI et al., 2002), brevetoxinas (TESTER et al., 2000), toxinas DSP (KOZLOWSKY-SUZUKI et al., 2006; MANEIRO et al., 2000) e as toxinas PSP (FRANGÓPULOS et al., 2000; GUISANDE et al., 2002; TEEGARDEN et al., 2003). A bioacumulação destas toxinas foi comprovada em organismos zooplancônicos (ENGSTRÖM-ÖST et al., 2002), em peixes juvenis (TESTER et al., 2000) e em predadores de topo de cadeia (DURBIN et al., 2002).

O aumento no interesse de FANs relacionados aos cultivos de mexilhões se faz extremamente necessário. Como exemplo em apenas nove meses de monitoramento em regiões de miticultura do estado de SC, foram registrados seis florações de *Dinophysis acuminata*, levando à suspensão da colheita e venda de mexilhões das áreas afetadas (SOUZA et al., 2009). Este aspecto é especialmente relevante no contexto da crescente demanda da miticultura no estado de São Paulo, assim como na região da APAMLS, como detalhado no **item Pesca, Extrativismo e Maricultura**, do presente Diagnóstico.

Assim como em SC, recentemente, mais precisamente “em 13 de julho de 2016, a Vigilância Sanitária de São Paulo interditou o comércio e consumo de moluscos bivalves, como ostras, mexilhões, mariscos e berbigões produzidos no Estado e provenientes dos Estados de Santa Catarina e Paraná” (CHAGAS, 2016). Tal medida foi necessária devido às ocorrências de FANs no litoral paulista, ocasionadas pelo dinoflagelado *Dinophysis acuminata* em junho e julho de 2016 (**Quadro 3.2.1.5.3-1**). Essa espécie e potencialmente produtora da toxina DSP (*Diarrhetic Shellfish Poisoning*) que pode ser bioacumulada em moluscos e em concentrações deletérias ocasionar danos ao homem quando consumidos (HALLEGRAEFF et al., 2003), o limite aceitável da biotoxina produzida por essa espécie, para o consumo de moluscos bivalves é de 0,16 mg/Kg de acordo com o *European Food Safety Authority* (EFSA, 2011). Não se sabe a concentração bioacumulada nos moluscos, mas foram registradas ocorrências de intoxicação com diarreia em moradores que consumiram mexilhões em Caraguatatuba. Devido ao fato dessa ocorrência inédita de floração tóxica, “a Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo (SAA) mobilizou pesquisadores e técnicos do Instituto de Pesca (IP), da Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios (APTA) e da Coordenadoria de Defesa Agropecuária (CDA) para monitorar a situação no litoral paulista” (CHAGAS, 2016).

Apesar da falta de estudos sobre FANs no litoral de São Paulo, um levantamento realizado por meio de divulgação eletrônica de revistas e jornais locais, mostra que nos últimos dois anos foram registradas cinco ocorrências de FANs (**Quadro 3.2.1.5.3-1**), sendo a mais grave a que levou a medida de suspensão

do comércio de mexilhões, mas em todos os casos são levantados prejuízos econômicos afetando o turismo e os pescadores da região.

Quadro 3.2.1.5.3-1 – Levantamento da ocorrência de FANs no litoral de SP, assim como suas possíveis causas, os organismos causadores e os efeitos socioeconômicos.

Local (Referência)	Mês/Ano	Organismo	Causas	Observações	Efeitos
De SC até RJ (1)	Janeiro/2014	<i>Myrionecta rubra</i> (= <i>Mesodinium rubrum</i>)	Maior proliferação com aumento de temperatura	Imagem de satélite mostra 800 km de mancha	Prejuízo no turismo
SP e RJ (2)	Janeiro/2014	<i>Tetraselmis</i> sp.	Aumento de temperatura e radiação solar, eutrofização antrópica e natural	Manchas avermelhadas e marrons. Formação de espuma	Prejuízo no turismo
Santos (3)	Junho/2016	<i>Noctiluca scintillans</i>	Possivelmente eutrofização	Espécie bioluminescente, não é considerada tóxica, mas pode causar irritações na pele de banhistas.	Possivelmente anoxia e consequente mortalidades de peixes
São Sebastião, Santos e Peruibe (4)	Julho/2016	<i>Dinophysis acuminata</i>	Possivelmente por eventos climáticos e trazidas por correntes marinhas	Manchas avermelhadas e marrons	Potencialmente tóxicas, afetam ostras e mexilhões. Prejuízos no turismo e na venda de ostras e mexilhões
Caraguatatuba (5)	Junho/Julho 2016	<i>Dinophysis acuminata</i>	Possivelmente por eventos climáticos e trazidas por correntes marinhas	Moradores que consumiram mexilhões apresentaram sintomas de intoxicação com diarreia	Potencialmente tóxicas, afetam ostras e mexilhões. Prejuízos no turismo e na venda de ostras e mexilhões

(1) <http://g1.globo.com/ciencia-e-saude/noticia/2014/01/imagem-da-nasa-mostra-mancha-de-algas-no-litoral-do-sul-e-sudeste.html>

(2) <http://horizontegeografico.com.br/hgnew/exibirMateria/1970/manchas-no-mar-do-rj-e-de-sp-se-acentuam-com-proliferao-de-algas>

(3) <http://g1.globo.com/sp/santos-regiao/noticia/2016/06/cetesb-diz-que-mancha-vermelha-no-litoral-de-sp-e-gerada-por-fitoplanton.html>

(4) <http://www.cetesb.sp.gov.br/2016/07/06/cetesb-constata-presenca-de-microalgas-toxicas-nas-praias-de-santos-sao-sebastiao-e-peruibe/>

(5) <http://www.atribuna.com.br/noticias/noticias-detalle/litoral-norte/cetesb-encontra-microalga-toxica-no-litoral-norte/?cHash=c17995ba3b0495bec0a37074d3ad085>

Data de acesso dos links: 08/08/2016

■ Zooplâncton

Um dos grandes problemas nos ambientes aquáticos atualmente é o empobrecimento da biodiversidade, tanto local como global, em resposta tanto às ações antrópicas diretas (poluição, alteração do ambiente, sobre-exploração, etc.) quanto indiretas (mudanças climáticas). Os efeitos são sentidos tanto na composição taxonômica das comunidades zooplancônicas, com substituição de espécies e introdução de espécies invasoras, quanto na mudança na estrutura de tamanho das comunidades, que pode afetar à

transferência de energia a níveis tróficos superiores, ou seja, podem afetar negativamente na abundância dos organismos que são alvos da pesca e do extrativismo e conseqüentemente na economia local.

Um componente muito importante, porém, às vezes negligenciado nos estudos, é o meroplâncton, que inclui larvas de espécies de grande importância econômica como os decápodes (caranguejos, camarões, etc.) e moluscos (p. ex. cefalópodes, mexilhões, ostras, etc.), que no Brasil, como em outras partes do mundo são explorados diretamente ou servem de alimento a espécies economicamente importantes. Como fonte direta de recursos, o conhecimento da dinâmica de retenção e dispersão das larvas é fundamental para os estudos de manejo e conservação dessas espécies. Muitas dessas espécies são alvos tanto de pesca industrial quanto artesanal, além de poder ser afetadas pela contaminação.

A região sul do litoral paulista, em especial o Complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape, é caracterizada pela exploração de diversas espécies de invertebrados de interesse econômico que apresentam larvas com fase meroplancônica como o camarão rosa (*Farfantepenaeus brasiliensis* e *F. paulensis*), o camarão sete barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), o camarão-legítimo (*Litopenaeus schmitti*), o caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*), o siri-azul (*Callinectes danae*, *Callinectes ornatus*) e a ostra de mangue (*Crassostrea brasiliana*), além de diversas espécies de peixes. A atividade pesqueira da região, incluindo o sistema de Paranaguá (PR) envolve 50 comunidades de pescadores e cuja frota pesqueira e de pequena escala e artesanal (MENDONÇA, 2007). Dentre essas espécies de invertebrados de interesse econômico com fase larval planctônica, o camarão sete barbas, a ostra e o siri-azul apresentaram diminuição significativa da abundância entre 1995 e 2006 (MENDONÇA, 2007). Enquanto que o camarão rosa e o caranguejo-uçá apresentaram aumento da abundância e o camarão legítimo não apresentou mudanças significativas em sua abundância. Na região, na qual predomina a pesca artesanal, há uma falha na fiscalização, comum também em outras regiões do litoral brasileiro (MENDONÇA, 2007). Mendonça (2007) aponta a necessidade do fortalecimento da APA de Cananeia, Iguape e Ilha Comprida, que poderia ser estendido para toda a APAMLS, para a gestão dos recursos pesqueiros. Neste sentido, o estudo do transporte larval, e dos padrões de retenção e dispersão das larvas é um ingrediente essencial para entender o recrutamento das populações de invertebrados marinhos de interesse econômico (MARTINS et al., 2014), mantendo dessa forma a conservação desses organismos evitando a sobrepesca e o prejuízo na economia local, pois a renda de muitas famílias nessa região dependem da pesca e do extrativismo.

■ Ictioplâncton

A APAMLS está inserida em uma das regiões mais produtivas do Atlântico Sul e com alta diversidade biológica. Ovos e larvas de peixes representam o recrutamento de novas gerações, portanto, qualquer impacto que ocorra sobre esse grupo de organismos poderá representar impactos sobre a pesca, seja ela artesanal ou industrial, com efeitos sobre a economia local ou regional. Eventualmente, tais impactos poderão também ter efeitos também sobre o turismo de pesca.

A região apresenta turismo sazonal, que ocupa principalmente a região das praias da Ilha Comprida. Nesse sentido, cita-se os estudos de Pombo et al., (2012), na região costeira de Caraguatatuba, de Del Fávero e Dias (2015), na região costeira de Ilha Comprida, de Pereira et al., (2014), no litoral do Rio de Janeiro, todos apontando para a importância de áreas de praias para o recrutamento de fases juvenis e que são sensíveis a alterações antrópicas.

A pesca industrial captura grandes quantidades de pescado, independente da espécie-alvo, podendo inviabilizar a reposição de estoques pela redução da postura de ovos. Nesse sentido, a existência do defeso é mecanismo essencial de preservação dos estoques; a pesca subaquática com cilindro é seletiva

e predatória, permitindo a captura matrizes das espécies de interesse comercial com muita facilidade e em grande quantidade, também afetando a postura de ovos de espécies que naturalmente apresentam baixas densidades de ovos e larvas no ictioplâncton e, por este motivo, são pouco estudadas ou mesmo nunca foram estudadas.

3.2.1.5.4 Ameaças diretas e indiretas, fragilidades/sensibilidade

■ Bacterioplâncton

A chegada do patógeno ao ambiente costeiro se dá a partir de fontes pontuais (locais diretos de descarte, como por exemplo, emissários submarinos) e difusas (são fontes não pontuais provenientes de outros lugares, e estão mais relacionados com o transporte do patógeno). Geralmente, a contribuição predominante é de fontes pontuais de contaminação, como o descarte de efluentes e resíduos contaminados diretamente na areia e água da praia. O aporte de efluente doméstico é uma das principais fontes, sendo o grau de contaminação desse efluente dependente da incidência de doenças na população que o produz (STEWART et al., 2008).

O **Quadro 3.2.1.5.4-1** lista os principais microrganismos patogênicos encontrados na água e na areia das praias, e as principais doenças associada a eles.

Quadro 3.2.1.5.4-1 – Principais microrganismos patogênicos e oportunistas relacionadas a contaminação de praia (areia e água) e doenças associadas.

Microrganismos patogênicos		
Bactérias	Doenças	Sintomas
<i>Campylobacter jejuni</i>	Gastroenterite	Diarreia
<i>Chlamydia psittaci</i>	Ornitose (doença infecciosa aguda)	Febre, cefaleia, mialgia, calafrios, tosse
<i>Clostridium perfringens</i>	Gastroenterite, Enterite necrotizante ou doença de Pigbel	Cólica abdominal, diarreia, náusea, vômitos e peritonite, com 40% de letalidade
<i>Escherichia coli</i> (serotipos patogênicos)	Gastroenterite	Vômito, diarreia, morte*
<i>Enterococcus</i>	Endocardite, Infecção pélvica e intra-abdominal, Infecção urinária, Meningite, Septicemia	Febre, calafrios, sudorese (suor excessivo), emagrecimento, mal-estar, perda de apetite, tosse, náuseas e vômitos
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Infecções*	Infecções no olho e ouvido, infecções urinárias, infecções no sistema respiratório e dermatites
<i>Salmonella typhimurium</i>	Salmonelose (doença infecciosa aguda)	Diarreia, vômitos, dor abdominal, desidratação
<i>Salmonella typhi</i>	Febre tifóide	Febre alta, diarreia, ulceração no intestino delgado
<i>Shigella</i> spp.	Shigelose	Disenteria bacilar, diarreia
<i>Staphylococcus aureus</i>	Síndrome de choque tóxico, Gastroenterite, Endocardite, Osteomielite, Pneumonia	Hipotensão, febre, eritemas difusos, vômitos, diarreia aquosa, dores abdominais; infecção da pele
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera	Diarreia grave e desidratação
<i>Vibrio parahaemolyticus</i>	Gastroenterite	Diarreia, náusea, vômitos e dor abdominal
<i>Vibrio harveyi</i>	Vibriose luminosa	Doença que afeta comercialmente os cultivos de camarões
<i>Vibrio vulnificus</i>	Gastroenterite, Celulite, Septicemia	Vômitos, diarreia, dor abdominal, e dermatite com bolhas e infecção generalizada

Microrganismos patogênicos		
Fungos	Doenças	Sintomas
<i>Aspergillus candidus</i> , <i>A. ochraceus</i> e <i>A. fumigates</i>	Aspergiloses	Tosse, catarro, fraqueza, dor torácica, chiado no peito, febre, perda de peso
<i>Candida albicans</i>	Candidíase	Pontos vermelhos na pele, coceira nos órgãos genitais e em mucosas
<i>Histoplasma capsulatum</i>	Histoplasmose (micose profunda)	Infecção assintomática, febre, tosse, dor torácica, mal-estar geral, debilidade e anemia
Vírus	Doenças	Sintomas
Adenovírus	Doenças respiratórias	Infecção ocular, diarreia
Calicivírus	Gastroenterites	Vômito, diarreia
Coxsackievírus	Encefalite e meningite	Meningite asséptica, diabetes, herpangina, conjuntivite
Echovírus	Meningite asséptica	Erupções, doenças respiratórias e febre
Enterovírus	Gastroenterites	Diarreia, anomalias cardíacas
Poliovírus	Poliomielite	Fraqueza muscular. Podem ocorrer diferentes tipos de paralisia
Rotavírus	Gastroenterite	Vômito, diarreia
Vírus da Hepatite (A e E)	Hepatites infecciosas	Icterícia, febre

* Em populações suscetíveis (imunodeprimidas, crianças, idosos, mulheres em período gestacional)

Fontes: Mendonça-Hagler; Vieira; Hagler (2001); Soares (2009).

O cenário atual referente às mudanças climáticas tem ganhado crescente preocupação, como detalhado no **item Diagnóstico do Meio Físico** deste documento. No presente contexto, vários estudos mostram que o aumento da temperatura das águas marinhas, pelos efeitos das mudanças globais, por exemplo, assim como aumento na eutrofização por N e P, podem promover aumento da ocorrência de doenças associadas aos vibrios, aumentando sua abundância e proliferação (BAKER-AUSTIN et al., 2013; FUKUI et al., 2010; GREGORACCI et al., 2012; VEZZULLI et al., 2012; TONON et al., 2015).

Uma das maiores ameaças envolve os meios de dispersão de microrganismos patogênicos, como por exemplo, através da água de lastro. Em 2002 a ANVISA realizou um estudo exploratório para identificar e caracterizar agentes patogênicos em água de lastro, para isso foram realizadas coletas em 9 portos brasileiros totalizando 99 amostras e os resultados foram bastante alarmantes, no qual foi comprovada a presença de bactérias patogênicas nas amostras analisadas (ANVISA, 2003). Em 2002-2003, foi evidenciada a presença de *Vibrio cholerae* O1 toxigênico (em 2% de 105 amostras de água de lastro e em 2% de 90 amostras de água de regiões portuárias coletadas ao longo de toda costa brasileiras (RIVERA et al., 2013). No litoral de SP, a presença de *Vibrio cholerae* O1 toxigênico foi evidenciada na água de lastro e na água da região portuária de Santos, mas não foi evidenciada nem na água de lastro nem na água das regiões portuárias de Ubatuba e Canal de São Sebastião (RIVERA et al., 2013). Em março de 1999 foram registrados 466 casos de cólera e três mortes na Baía de Paranaguá-PR com a introdução de *Vibrio cholerae* O1 toxigênico (PASSOS, 1999), e segundo Lopes (2009), os últimos casos de cólera no Brasil foram relatados em 2005.

Dessa forma, *V. cholerae* O1 é considerada uma ameaça ao ambiente natural, por ser uma espécie invasora, adaptada às regiões tropicais, que prefere ambientes com saneamento básico precário e áreas costeiras e marinhas degradadas, sendo as correntes marinhas e a água de lastro seus principais vetores de dispersão (LOPES, 2009). Estudos, nesse contexto, na região do entorno da APAMLS são precários, mas vale ressaltar o risco potencial dessa espécie que se prolifera rapidamente e que está presente no litoral do Estado de São Paulo.

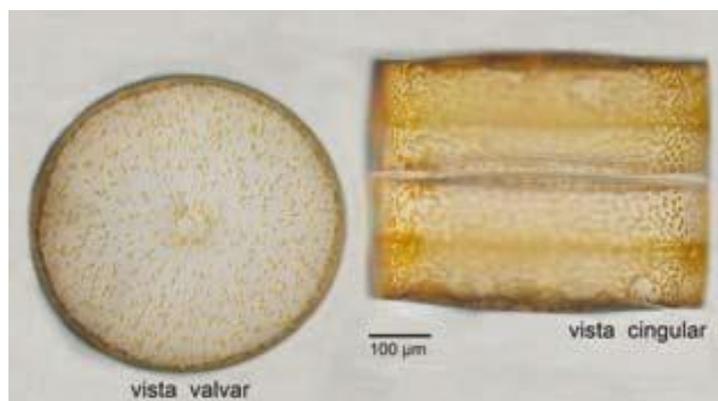
■ Fitoplâncton

Conforme anteriormente citado, um dos principais vetores antropogênicos de dispersão de espécies potencialmente tóxicas é a água de lastro dos navios, assim como a introdução de espécies exóticas invasoras. Como a dinâmica de organismos planctônicos é muito relacionada com as massas de água e correntes oceânicas, uma vez introduzida a espécie no litoral de SP, sua dispersão ao longo da região costeira ocorre muito facilmente. Um exemplo recente foi a floração de *Dinophysis acuminata* registrada ao longo do Estado durante junho e julho de 2016, como citado anteriormente.

No Brasil são consideradas como introduzidas três espécies, segundo Lopes (2009) e Ferreira et al., (2009), de acordo com sete critérios pré-estabelecidos relacionados à ecologia, distribuição e estudos biogeográficos, sendo elas: a diatomácea *Coscinodiscus walesii* (**Figura 3.2.1.5.4-1**) e os dinoflagelados *Alexandrium tamarense* (**Figura 3.2.1.5.4-2**) e *Gymnodinium catenatum* (**Figura 3.2.1.5.4-3**). Além dessas, quatro espécies são classificadas como criptogênicas, pois se encaixaram em 4 a 6 critérios, sendo elas: a rafidofícea *Heterosigma akashiwo*, e os dinoflagelados *Scrippsiella spinifera*, *Fragilidium subglobosum* e *Protoperdinium compressum* (LOPES, 2009). Por definição, uma espécie é classificada como criptogênica quando sua origem biogeográfica é desconhecida ou incerta, entretanto, muitos pesquisadores começaram a considerar novas ocorrências de espécies fitoplanctônicas como criptogênicas, dessa forma, para entrar em um consenso foram necessários 4 a 6 critérios para essa classificação (LOPES, 2009).

Os principais vetores de dispersão das espécies invasoras são pela água de lastro e água de maricultura trazida com o organismo a ser cultivado e/ou no sistema digestório do mesmo (LOPES, 2009). *A. tamarense* e *G. catenatum* são capazes de formar cistos de resistência (MATSUOKA; FUKUYO, 2003) enquanto a diatomácea é bastante resistente para sobreviver na água de lastro. As três espécies são potenciais formadoras de FANs, sendo que *C. walesii*, e *G. catenatum* são comumente encontrados no litoral paulista (LOPES, 2009). No Brasil, foi registrada floração de *C. walesii* na Baía de Paranaguá (PR), resultando em competição por nutrientes e exclusão temporária de outras espécies do fitoplâncton, além de ocasionar depleção temporária de oxigênio, afetando dessa forma a biota marinha em geral (FERNANDES et al., 2001). Com relação aos dinoflagelados, não há registro de floração no Brasil (LOPES, 2009), entretanto ambas as espécies são potencialmente tóxicas e suas toxinas podem afetar os cultivos de mexilhões e conseqüentemente a saúde pública (HALLEGRAEFF et al., 2003).

Figura 3.2.1.5.4-1 – Diatomácea *Coscinodiscus walesii*.



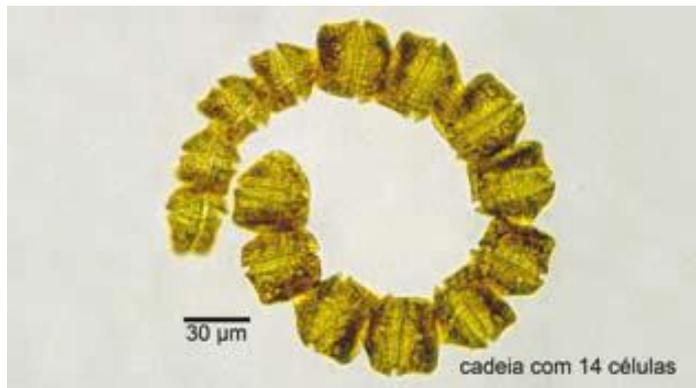
Fonte: Lopes et al., (2006).

Figura 3.2.1.5.4-2 – Dinoflagelado *Alexandrium tamarense*.



Fonte: Lopes et al., (2006).

Figura 3.2.1.5.4-3 – Dinoflagelado *Gymnodinium catenatum*.



Fonte: Lopes et al., (2006).

As quatro espécies criptogênicas citadas anteriormente são potenciais formadoras de FANs, registradas em vários locais no mundo (GRANELI; TURNER, 2006; HALLEGRAEFF et al., 2003), entretanto no Brasil apenas houve registro de floração de *H. akashiwo* na Baía de Paranaguá (PROENÇA; FERNANDES, 2004).

Diversos problemas ambientais e econômicos já foram registrados, em vários locais do mundo, pelo transporte de cistos de dinoflagelados tóxicos (GRANELI; TURNER, 2006; HALLEGRAEFF; BOLCH, 1992; HALLEGRAEFF et al., 2003). Para se ter uma ideia da dimensão do problema, um único tanque de água de lastro pode conter mais de 300 milhões de cistos de dinoflagelados tóxicos viáveis, que podem ser germinadas em condições favoráveis. O caso mais famoso foi registrado na Austrália na década de 80, quando surtos de envenenamento por PSP apareceram com a presença das florações de *Gymnodinium catenatum*, *Alexandrium catenella* e *A. minutum* (HALLEGRAEFF; BOLCH, 1992), afetando a saúde pública e prejudicando a economia.

Além dos problemas ocasionados pela água de lastro, o aumento das FANs nas últimas décadas também vem sendo discutido em função de mudanças climáticas tais como: aquecimento, aumento da estratificação da coluna de água, mudanças na circulação oceânica e conseqüentemente eventos de ressurgência, e maiores taxas de evaporação e precipitação, intensificando a entrada de nutrientes e MO alóctone em regiões costeiras, assim como eventos climatológicos como El Niño (GRANELI; TURNER,

2006; HALLEGRAEFF et al., 2003; MACLEAN, 1989; JASPERSE, 1993 *apud* HALLEGRAFF et al., 2003). O aumento das FANs, em especial de espécies tóxicas, ocasiona sérios problemas à saúde pública, tendo já sido registrados muitos doentes e muitas fatalidades em escala mundial (MACLEAN, 1989; JASPERSE, 1993 *apud* HALLEGRAFF et al., 2003). As florações de *Trichodesmium* na região costeira de SP podem estar associadas ao aumento de temperatura e à maior estabilidade da coluna de água (CARVALHO et al., 2008; GIANESELLA-GALVÃO et al., 1995). As espécies potencialmente tóxicas dependem de uma série fatores em termos fisiológicos e ambientais para produzir a toxina, e, quando esta é produzida, pode haver variações em termos de concentrações e toxicidades. A concentração das toxinas podem estar associadas à hidrodinâmica local, mudanças no pH, e aumento na temperatura (LINDAHL et al., 2007; SCHMIDT; HANSEN, 2001; VAN RIJSSEL et al., 2007), por isso o potencial risco das mudanças globais nas FANs. Outros estudos focam mais em aspectos ecológicos, como competição por recursos e proteção contra forrageamento como motivos para estimular a produção dos metabólitos secundários (FLYNN, 2008; GRANÉLI et al., 2008; SOLÉ et al., 2005).

Dessa forma, é possível notar que não existe um padrão para uma espécie potencialmente tóxica produzir toxina, assim como não há nenhum padrão sobre as características quali- e quantitativas dessa toxina, quando produzida, esse tema ainda é alvo de muita discussão entre os especialistas na área. Os efeitos produzidos contra predadores e competidores, devido à presença dos metabólitos secundários das microalgas, somente são efetivos a partir de determinada concentração mínima, não necessariamente a detecção da toxina irá implicar em efeitos deletérios (FLYNN, 2008). Mas, vale ressaltar que a presença de uma espécie potencialmente tóxica é uma ameaça para as áreas de cultivo de mexilhões na APAMLS, pois quaisquer mudanças nas condições ambientais podem desencadear condições favoráveis para a floração da espécie e/ou a produção em níveis alarmantes de toxina.

■ Zooplâncton

Estima-se que a bioinvasão tenha um impacto econômico global de dezenas de bilhões de euros por ano, sendo que novas áreas estão sendo bioinvasadas todo ano (COLLYER, 2016). De acordo com Lopes (2009) os principais vetores de introdução e dispersão de espécies marinhas são: navios (água de lastro, bioincrustação e associados à carga), plataformas (bioincrustação e água de lastro), diques secos (bioincrustação e água de lastro), boias de navegação e flutuantes (bioincrustação), aviões-anfíbio (bioincrustação e água dos flutuadores), canais (movimento dos organismos), aquários públicos (descarte acidental ou intencional de organismos de exposição e/ou transportados), pesquisa (movimento e descarte acidental ou intencional de organismos), detritos marinhos flutuantes, pesca e, aquários domésticos, entre outros. As espécies exóticas podem ser classificadas em contida (detectadas apenas em ambientes artificiais controlados, isolados total ou parcialmente do ambiente natural), detectada em ambiente natural (detectada, mas sem aumento da abundância e/ou dispersão), estabelecida (detectada de forma recorrente e com aumento populacional) e invasora (a abundância e dispersão da espécie estabelecida interfere na sobrevivência de espécies nativas já, seja por competição, predação, parasitismo/doenças ou toxinas) (LOPES, 2009).

Com relação ao zooplâncton, na região da APAMLS, as principais ameaças estariam relacionadas à sobrepesca de adultos das espécies de invertebrados de interesse econômico com fase larval meroplânctônica e a introdução de espécies exóticas, tanto do holo quanto do meroplâncton. Essas espécies podem assumir o lugar de espécies endêmicas, incluindo aquelas de interesse comercial (por predação, competição, etc.), impactando ecológica, sanitária e socioeconomicamente as populações locais (CAMPOS, 2010; BARBIERI, 2016). Outra forma de introdução é o estabelecimento de cultivos para

aquacultura, tanto da espécie de interesse econômico, como ocorre com o camarão *Litopenaeus vannamei*, quanto de fauna acompanhante (BARBIERI, 2016).

Estima-se que a bioinvasão tenha um impacto econômico global de dezenas de bilhões de euros por ano, sendo que novas áreas estão sendo bioinvasadas todo ano (COLLYER, 2016). De acordo com Lopes (2009) os principais vetores de introdução e dispersão de espécies marinhas são: navios (água de lastro, bioincrustação e associados à carga), plataformas (bioincrustação e água de lastro), diques secos (bioincrustação e água de lastro), boias de navegação e flutuantes (bioincrustação), aviões-anfíbio (bioincrustação e água dos flutuadores), canais (movimento dos organismos), aquários públicos (descarte acidental ou intencional de organismos de exposição e/ou transportados), pesquisa (movimento e descarte acidental ou intencional de organismos), detritos marinhos flutuantes, pesca e aquários domésticos, entre outros. As espécies exóticas podem ser classificadas em contida (detectadas apenas em ambientes artificiais controlados, isolados total ou parcialmente do ambiente natural), detectada em ambiente natural (detectada, mas sem aumento da abundância e/ou dispersão), estabelecida (detectada de forma recorrente e com aumento populacional) e invasora (a abundância e dispersão da espécie estabelecida interfere na sobrevivência de espécies nativas já, seja por competição, predação, parasitismo/doenças ou toxinas) (LOPES, 2009).

■ Ictioplâncton

Visto que os primeiros estados de desenvolvimento dos peixes são particularmente sensíveis às condições do meio, o número de indivíduos que atingem a fase de recrutamento é muito variável. Apesar da região da APAMLS estar localizada numa região costeira protegida e em boas condições ambientais, a mesma encontra-se em situação de vulnerabilidade frente às várias ameaças. As atividades relacionadas ao Pré-sal, por exemplo, podem gerar impactos diretos no caso de acidentes com óleo ou mesmo vazamentos crônicos de plataformas, podendo atingir diretamente o ictioplâncton e principalmente o ictionêuston. O aumento do tráfego de embarcações também pode impactar as comunidades ictioplancônicas visto que pode provocar evasão dos organismos das áreas propícias à desova, promover a introdução de espécies exóticas, entre outros.

A região de Iguape está submetida à introdução de poluentes inorgânicos, principalmente fosfatos (BARRERA-ALBA et al., 2004, 2006, GIANESELLA & BARRERA-ALBA, 2005; CBH-RB, 2007; AGOSTINHO, 2015), decorrentes de atividades de indústria de fertilizantes, que penetram na região estuarina através do Valo Grande. Isso tem provocado uma proliferação de espécies de organismos estranhos ao ambiente, como aguapés, em grande quantidade, modificando o microambiente da região estuarina. Da mesma forma, defensivos agrícolas utilizados a montante do rio, chegam à região pelo *run-off* continental, e podem estar promovendo alterações no ambiente.

Fatores como mudanças climáticas também consistem uma grande ameaça visto que podem produzir alterações na estrutura térmica da água e, conseqüentemente, alterar as regiões ideais à postura de ovos. Além disso, podem gerar alterações nos padrões de ventos de forma a alterar a hidrografia de regiões de concentração ou promover tempestades que geram a dispersão excessiva dos ovos e larvas, dificultando cuidados parentais que muitas espécies apresentam.

A sobrepesca de algumas espécies também é um fator importante que pode atuar diretamente na redução da postura dos ovos. A introdução crônica de poluentes orgânicos ou inorgânicos seja de origem doméstica, agrícola, industrial, ou portuária também tende a afetar agregados de ovos e larvas, principalmente aqueles que ocorrem nas regiões mais costeiras.

O recrutamento de juvenis das regiões costeiras da APAMLS também sofre com os efeitos do aumento das descargas de esgoto no verão em função do aumento da população flutuante, principalmente na região de Ilha Comprida, por ser zona turística (DEL FAVERO et al., 2015). Esse trabalho teve como objetivo descrever o uso por peixes juvenis da zona rasa de praias arenosas do sistema costeiro Cananea-Iguape enfatizando a importância das praias arenosas para peixes juvenis, principalmente na primavera e no verão, quando a maioria dos juvenis recruta na área, e coincide com o período de maior impacto pelos turistas. Como muitas espécies analisadas são comercialmente importantes, ressalta-se ainda a importância de preservação desses habitats costeiros para um melhor manejo pesqueiro.

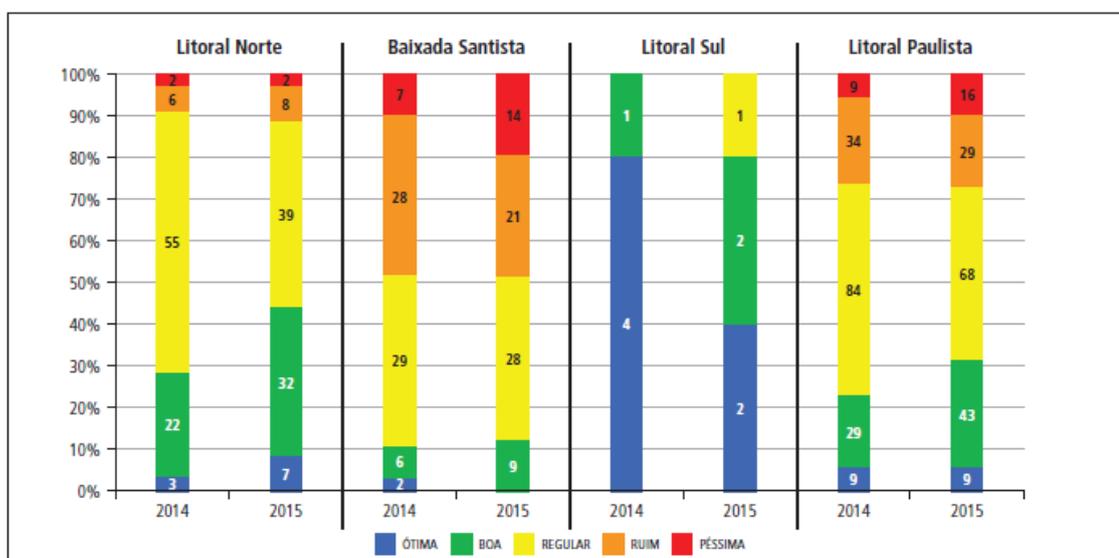
3.2.1.5.5 Estado de conservação

A APAMLS está inserida numa área de alta qualidade ambiental, uma vez que é margeada pelo maior remanescente contínuo de Mata Atlântica do Brasil. A região foi decretada Patrimônio Natural da Humanidade pela UNESCO e também é considerada uma Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Trata-se de um dos sistemas mais produtivos do Atlântico Sul e com alta diversidade biológica.

■ Bacterioplâncton e fitoplâncton

Considerando as condições de balneabilidade avaliadas pela CETESB (2016) em 2015, como indicadores de poluição fecal do Litoral Paulista, os resultados mostram que 32% das praias foram classificadas como Próprias, englobando as categorias: Ótima e Boa; 41% das praias foram classificadas como Regular 17% e 10% foram as praias Ruins e Péssimas, respectivamente. Comparando os índices de qualidade das praias dos anos de 2014 e 2015 por região CETESB (2016), a título de comparação (**Figura 3.2.1.5.5-1**) os resultados mostram que no Litoral Sul, região equivalente a APAMLS, foi observada uma piora nas condições de balneabilidade, principalmente com a redução das praias Ótimas de 80 para 40%, mas vale ressaltar que o número de praias avaliadas para essa região são apenas cinco.

Figura 3.2.1.5.5-1 – Evolução das condições de balneabilidade da CETESB entre 2014 e 2015, os números dentro das barras representam a quantidade de pontos monitorados (CETESB, 2016).



As principais medidas para reduzir a ocorrência das contaminações no ambiente por microrganismos patogênicos de origem fecal seriam: i) melhoria no tratamento de efluentes domésticos, ii) extinção dos pontos de descarte na costa, iii) educação ambiental e controle nas áreas urbanas adjacentes às praias, pois parte do esgoto que chegam as praias ocorrem de forma clandestina.

O estado de conservação de uma área marinha costeira, especialmente com relação aos organismos planctônicos pode ser facilmente influenciado por ações e ameaças que ocorrem a vários quilômetros de distância. Os microrganismos patogênicos, microalgas potencialmente tóxicas, assim como os cistos de dinoflagelados e as espécies invasoras planctônicas trazidas com a água de lastro, para as regiões portuárias, são facilmente distribuídos para todo o litoral ao redor através da ação de ventos, marés e correntes marinhas. É o caso, por exemplo, da espécie de diatomácea invasora *Coscinodiscus wailesii* que muito provavelmente foi introduzida no Brasil através da água de lastro (LOPES, 2009) e atualmente é comumente encontrada ao longo de todo o litoral de São Paulo (CETESB, 2007). A principal forma de mitigação seria evitar a entrada desses organismos pela água de lastro, e conseqüentemente diminuição a distribuição desses organismos para as diferentes unidades de conservação marinha. Neste sentido a garantia do pleno atendimento aos critérios estabelecidos pela legislação vigente pode ser uma medida efetiva de controle (MARPOL, Programa *Ballast Water*, NORMAM 20).

Com relação às FANs, foi possível notar uma maior ocorrência ao longo do estado de São Paulo (Erro! Fonte de referência não encontrada.) nesses últimos anos. Planos de monitoramento contínuo representam a principal forma de mitigação e precisam ser implementados para diminuir os riscos ambientais, econômicos e para a saúde pública. Medidas de contenção das florações são citadas e discutidas por alguns autores (GRANELI e TURNER, 2006), como, por exemplo, o uso de controles biológicos, físicos e químicos (Quadro 3.2.1.5.5-1). Esses autores mostraram diversos casos de sucesso na utilização desses tipos de controle, a partir de dados secundários, mas para isso são necessários uma série de estudos e medidas pré-estabelecidas anteriormente com os estudos de monitoramento da região em que ocorrer a FAN.

Quadro 3.2.1.5.5-1 – Principais tipos de controle de FANs (Florações algais nocivas). Fonte Granéli; Turner (2006).

Controle	Mecanismo	Agente
Biológico	Forrageamento (<i>top-down</i>)	Copépodes, ciliados e bivalves
	Algicidas	Bactérias e vírus
	Parasitas	<i>Amoebophrya</i> , <i>Parvilucifera</i>
	Enzimas	Mannosidase
Físico	Destruição	Ultrassom
	Eletrólise	NaOCl
	Remoção	Filtros
Químico	Floculantes	Argila e polímeros
	Surfactantes	Saponina
	Coagulante mucolítico	Cisteína
	Metais e líquidos	Cobre, Mg(OH) ₂ , H ₂ O ₂

■ Zooplâncton e ictioplâncton

A região da APAMLS corresponde a um dos sistemas mais produtivos do Atlântico Sul e com alta diversidade biológica. Entretanto, apresenta problemas tais como aumento da população durante o período de verão, o que gera impactos sobre a região costeira em função do aumento da poluição de origem doméstica. A região interna do estuário apresenta tradicionalmente uma população de pescadores,

que utilizam embarcações que podem derramar óleo nas águas e produzir ruídos pelos motores que perturbem os organismos.

Os impactos decorrentes das Mudanças Climáticas que afetam a região envolvem alterações físicas e químicas na qualidade da água e, conseqüentemente nos organismos que habitam a região estuarina. Aumento do nível do mar pode promover alterações nas áreas ocupadas pelos manguezais, consideradas berçários para muitas espécies marinhas, com conseqüências também pouco conhecidas.

A região de Iguape está submetida à introdução de poluentes inorgânicos, principalmente fosfatos (BARRERA-ALBA et al., 2004, 2006, GIANESELLA e BARRERA-ALBA, 2005; AGOSTINHO, 2015), decorrentes de atividades de indústria de fertilizantes, que penetram na região estuarina através do Valo Grande. Em julho de 2005 foram registrados valores superiores a 25,0 μM no Valo Grande a proximidades da desembocadura deste canal, e de até 13,0 μM na Barra de Icapara, (CBH-RB, 2007). Estes teores estão bem acima do limite de 0,64 μM estabelecido pela EPA (1974) e pela resolução CONAMA 357/05 para caracterizar um ambiente como eutrofizado. Isso tem provocado uma proliferação de espécies de organismos estranhos ao ambiente, como aguapés, em grande quantidade, modificando o microambiente da região estuarina. Da mesma forma, defensivos agrícolas utilizados a montante do rio, chegam à região pelo *run-off* continental, e podem estar promovendo alterações no ambiente. A região a montante do Rio Ribeira de Iguape já foi utilizada para atividades de mineração de sulfetados de chumbo. Como conseqüência, a calha do Ribeira encontra-se contaminada por chumbo e já foram detectados peixes (bagres) contaminados por chumbo em afluentes do rio Ribeira de Iguape. Essas espécies de peixes de fundo são afetadas pela poluição porque procuram seus alimentos nos sedimentos argilosos nos quais o chumbo está fortemente concentrado. Foram observadas altas concentrações de Pb nos tecidos desses peixes, uma menor relação comprimento/peso, baixa capacidade de reprodução e conseqüentemente um número menor de peixes (75% menos) por área em comparação com outros riachos de porte similar não contaminados da região.

A região também recebe um fluxo aumentado de turistas principalmente durante o verão. Nessa época, que coincide com o período de maior pluviosidade, ocorre aumento de poluição fecal na Praia de Ilha Comprida. A presença de resíduos sólidos, principalmente microplásticos (SETÄLÄ et al., 2014, LIMA et al., 2014)

Apesar de todos estes problemas ambientais a região ainda pode ser considerada preservada, como verificado por Duarte et al., (2016) que realizou estudos comparativos para avaliar o estado de conservação entre as regiões de Cananeia, Iguape, Juréia, São Vicente, Santos, Cubatão e Bertioga. Os autores compraram as condições em termos de impactos por resíduos sólidos e avaliaram a genotoxicidade e citotoxicidade em caranguejos *Ucides cordatus* destas áreas. Verificaram que a região de Cananeia e Juréia são as menos impactadas. A Região de Iguape situa-se em condição intermediária e as regiões de São Vicente, Cubatão, Santos e Bertioga encontram-se já em estado mais avançado de degradação.

3.2.1.5.6 Áreas críticas

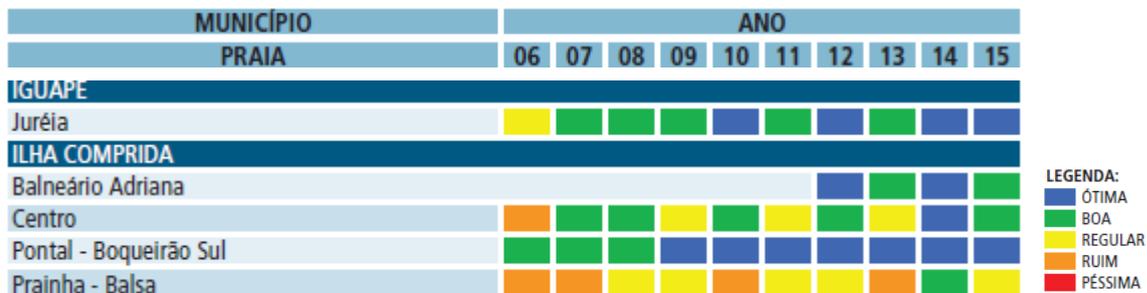
As principais áreas críticas para a APAMLS estão relacionadas às regiões com maiores densidades populacionais e conseqüentemente maiores concentrações de efluentes de esgoto, principalmente em termos de saúde pública e contaminação por bactérias de origem fecal. A CETESB (2016) fez um levantamento dos últimos 10 anos para a qualidade das praias, e os resultados variaram bastante para a região do litoral sul, que equivale à região da APAMLS. De acordo com os resultados apresentados (**Quadro 3.2.1.5.6-1** e **Figura 3.2.1.5.6-1**), existem apenas 5 pontos de monitoramento, o que aponta para

a necessidade de avaliação de mais pontos para se entender melhor a dinâmica dessa região tão complexa. De uma forma geral ocorreu uma piora na qualidade das praias até 2014. Atualmente, dos cinco pontos monitorados, podemos considerar apenas a “Prainha – Balsa” como imprópria para banho, sendo assim uma área crítica em termos de riscos à saúde pública.

Quadro 3.2.1.5.6-1 – Critérios de classificação anual que expressa a qualidade da praia monitorada pela CETESB (CETESB, 2016).

ÓTIMA	Praias classificadas como EXCELENTES em 100% do tempo
BOA	Praias classificadas como PRÓPRIAS em 100% do tempo, exceto quando classificadas como EXCELENTES
REGULAR	Praias classificadas como IMPRÓPRIAS em até 25% do tempo
RUIM	Praias classificadas como IMPRÓPRIAS entre 25% e 50% do tempo
PÉSSIMA	Praias classificadas como IMPRÓPRIAS em mais de 50% do tempo

Figura 3.2.1.5.6-1 – Evolução da qualificação anual das praias do Litoral Sul, região equivalente a APAMLS, nos últimos dez anos (2006-2015) realizado pela CETESB (2016).



Ainda com relação às áreas críticas, uma das maiores preocupações com relação à saúde pública deve estar relacionada com a ocorrência das FANs. Existem diversos casos no mundo de contaminações em moluscos e até mesmo pescados pelas ficotoxinas de espécies potencialmente tóxicas, ocasionando doenças e em casos mais graves óbito dos pacientes (GRANÉLI; TURNER, 2006; HALLEGRAEFF et al., 2003).

Como a dinâmica das FANs e a produção de toxinas pelas espécies potencialmente tóxicas ainda vêm sendo estudadas para melhor entendimento de sua dinâmica, e, como visto anteriormente, as mudanças ambientais ocasionadas por fatores antrópicos e/ou naturais podem desencadear uma floração ou uma maior produção de determinada toxina, devemos considerar todas as áreas de cultivos de mexilhões do Estado de São Paulo, em especial a região da APAMLS, no qual a maricultura é uma atividade econômica muito importante, como áreas prioritárias para a saúde pública.

As principais áreas críticas em relação ao icteoplâncton se referem às regiões das praias da Ilha Comprida, durante o período de verão, sob maior afluxo de turistas, a região de Iguape, pela contaminação por fosfato e a região do manguezal, que sofre os efeitos das Mudanças Climáticas. Também causa alguma preocupação a região de maior afluxo de atracação de embarcações em Cananeia e Iguape, em função de eventuais vazamentos de óleo para o ambiente.

3.2.1.5.7 Cenários futuros

Sem a implementação de ações para conservação, como por exemplo, o melhoramento no tratamento de efluentes domésticos, monitoramento de microrganismos patogênicos por contaminação fecal e não fecal, o cenário futuro se projeta como um quadro crítico para a saúde pública, no qual a contaminação por patógenos será cada vez mais agravada. Conforme observado no item referente às **áreas críticas**, a **Figura 3.2.1.5.6-1** mostra que a qualidade das praias, de forma geral para a APAMLS, não está melhorando nesses últimos 10 anos. Algumas espécies de microrganismos patogênicos encontrados na areia e água do litoral do estado de SP, além de serem prejudiciais à saúde pública diretamente através da ingestão dos patógenos, podem ocasionar problemas indiretos, já que algumas espécies podem prejudicar o setor da maricultura, ocasionando morte e doenças em filtradores como, por exemplo, mexilhões e conseqüentemente prejuízos financeiros para economia local.

Um aumento descontrolado da maricultura pode servir como via de entrada de espécies invasoras, pois são transportadas com o organismo a ser cultivado e/ou no sistema digestório do mesmo. Além disso, o um aumento da dispersão de espécies potencialmente tóxicas (invasoras ou não) também pode ocorrer pela água de lastro e o aumento da ocorrência e dispersão dessas espécies podem ocasionar repetições do fato inédito de suspensão da comercialização dos cultivos de mexilhões no Estado de São Paulo. Essa medida ocorreu em julho de 2016, devido à floração de *Dinophysis acuminata*, espécie produtora de ácido ocadaico, que ocasionou sintomas de intoxicação com diarreia em moradores que consumiram mexilhões em Caraguatatuba. Sem medidas adequadas de monitoramento, controle e gestão ambiental, tal ocorrência de prejuízo econômico nos cultivos de mexilhões poderá ocorrer com mais frequência, pois somando ao fato de ter maior ocorrência das espécies invasoras e/ou potencialmente nocivas, as Mudanças Globais e a eutrofização ocorrem constantemente no ambiente marinho e são fatores que favorecem no aumento da densidade e na produção de toxinas.

Estudos de cenários para a região de Santos (SAMPAIO et al., 2008) mostram que mesmo pequenas melhorias nas condições sanitárias podem melhorar sobremaneira a segurança para balneabilidade das águas do estuário e baía de Santos. Isto certamente se aplica a outras regiões, em termos qualitativos. Do ponto de vista ecológico, os resultados sugerem que práticas de manejo inapropriadas, que resultam na introdução de nutrientes no sistema, especialmente na forma de matéria orgânica, inevitavelmente contribuem para a sua degradação. Nesse sentido, o tratamento de efluentes domésticos na Ilha Comprida certamente trará benefícios ao ambiente, bem como um rígido controle ambiental por parte do órgão fiscalizador em relação à introdução de fosfatos pelas empresas de fertilizantes da área. Um incentivo a prática de agricultura orgânica traria também benefícios ambientais à região do complexo estuarino-lagunar pois agrotóxicos seriam reduzidos.

3.2.1.5.8 Indicadores de monitoramento

Para o plâncton de uma forma geral, é essencial o monitoramento das espécies exóticas provenientes de água de lastro, e vale ressaltar que essa necessidade já foi enfatizada no Diagnóstico Participativo da APAMLS (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014). No Brasil, a Autoridade Marítima representada pela Diretoria de Portos e Costas (DPC) da Marinha do Brasil já adotou medidas necessárias à prevenção da poluição de acordo com a Norma Marítima (NORMAM) nº 20.

A ANVISA (2003) realizou um estudo da água de lastro com dados de navios coletados em vários portos ao longo da costa do Brasil. Os resultados foram preocupantes, mostrando, através dos dados bióticos (citados anteriormente) e das variáveis abióticas, que não foi frequente a troca da água de lastro dos

navios analisados. Nesse mesmo relatório (ANVISA, 2003), foi realizado também um estudo de acompanhamento a bordo de um navio petroleiro para analisar os três métodos de troca de água de lastro em alto-mar: por diluição, sequencial e por transbordamento, e sua eficiência para evitar o transporte de microrganismos patogênicos. O navio partiu de São Luís, fez a troca em alto-mar (>2000 m) conforme recomendado na Resolução A. 868 (20) da IMO (Organização Marítima Internacional) e seguiu para o porto em Macapá. Os resultados microbiológicos foram bastante satisfatórios e eficientes com relação à troca da água de lastro em alto-mar para os três métodos, tendo sido registrados 100% de redução dos organismos das atividades antrópicas.

O controle e a contenção da dispersão de espécies invasoras planctônicas precisam ser feitos de forma permanente, contínua e muito bem fiscalizada. Para isso, se faz necessária uma união de esforços de instituições de pesquisa, fiscalização e órgãos governamentais para desenvolver e aplicar metodologias de combate de forma mais eficiente e econômica.

■ Bacterioplâncton

A qualidade de água das praias localizadas próximas aos centros urbanos de São Paulo vem sendo monitorada desde 1974 pela CETESB por meio da quantificação de coliformes fecais. Para isso, os valores encontrados de microrganismos indicadores de contaminação fecal são comparados com os valores de padrões pré-estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 274/2000 vigente desde janeiro de 2001. Nesse sentido, a CETESB procura relacionar a presença de indicadores microbiológicos de poluição fecal no ambiente aquático e o risco potencial de se contrair doenças infecciosas, os microrganismos mais utilizados são as bactérias pertencentes ao grupo dos coliformes termotolerantes (anteriormente denominados coliformes fecais), a bactéria *Escherichia coli* e os enterococos do grupo dos estreptococos fecais, pois são facilmente isolados e identificados na água por meio de técnicas simples e rápidas. Atualmente, a CETESB vem avaliando as condições de balneabilidade da água marinha através da densidade de enterococos, sendo classificadas como impróprias as praias com valores acima de 100UFC/100 mL em duas ou mais amostras de um conjunto de cinco semanas, ou valores superiores a 400 UFC/100 mL na última amostragem (CETESB, 2016).

Embora a análise dos coliformes termotolerantes seja a mais utilizada para análise de qualidade de água, é necessário levar em consideração que existem diversos outros microrganismos patogênicos em águas utilizadas para recreação, como descrito no **Quadro 3.2.1.5.4-1**, que não são monitorados especificamente, principalmente devido aos altos custos das análises. Estudos mostraram que a presença de *Salmonella* spp. e *Pseudomonas aeruginosa* em águas de recreação em ambiente marinho são comuns em todo litoral do Brasil (BOTELHO, 1980; MELO et al., 1997; MARTINS et al., 1988 *apud* MENDONÇA-HAGLER et al., 2001) e em especial nas praias de Santos e São Vicente (MARTINS et al., 1988 *apud* MENDONÇA-HAGLER et al., 2001). A bactéria *Staphylococcus aureus* é resistente em águas marinhas, e um patógeno que causa várias doenças preocupantes para a saúde pública. A ocorrência de *S. aureus* costuma ser relacionada com as contagens de coliformes fecais elevadas, entretanto sua presença em águas consideradas dentro dos limites para os padrões de banho foi registrado por Araújo et al., (1990), que observou sua presença relacionada a poluição não fecal.

Nem todos os patógenos estão relacionados com os indicadores de poluição fecal, como já mencionado para *S. aureus*, dessa forma, seria importante a avaliação da presença de outros microrganismos patogênicos como indicadores microbianos, não relacionados com poluição fecal (MENDONÇA-HAGLER et al., 2001), a fim de complementar o monitoramento de águas marinhas para riscos à saúde pública.

Uma alternativa à medição da qualidade de água em termos de contaminação fecal é a utilização de marcadores químicos como os esteróis coprostanol e epicoprostanol, pois são menos suscetíveis às mudanças ambientais comparadas as bactérias, e são eficientes na caracterização do aporte de esgoto doméstico em águas superficiais (LEEMING; NICHOLS, 1996). Diversos estudos apresentaram o uso de estóis marcadores químicos de contaminação fecal como uma alternativa aos métodos microbiológicos mais comumente utilizados como na coluna de água e sedimento na região costeira da Austrália (LEEMING; NICHOLS, 1996), e no sedimento superficial na Bacia de Santos (MARTINS et al., 2008).

■ Fitoplâncton

Para as FANs é essencial primeiramente o monitoramento através de informações básicas, como dados de biomassa (clorofila-a), composição e distribuição da comunidade fitoplanctônica e suas relações com as características físico-químicas do ecossistema. Muitos programas de monitoramento utilizados em vários locais do mundo seguem as seguintes etapas (HALLEGRAEFF et al., 2003):

- i. Amostragem do plâncton, mexilhões, peixes e água.
- ii. Análise das amostras (identificação e quantificação de algas nocivas, medidas de toxicidade na água, nos mexilhões e nos peixes).
- iii. Observações ambientais como mudanças na coloração da água, mortandade de peixes e outros comportamentos animais.
- iv. Avaliação dos resultados (banco de dados integrados).
- v. Divulgação das informações e implementação de ações regulatórias.
- vi. Planos de controle e ações para os responsáveis da pesca e aquicultura, assim como as autoridades públicas.

Os índices de eutrofização podem ser registrados com maiores biomassas fitoplanctônicas, e para monitoramento ambiental a concentração de clorofila vem sendo bastante utilizada para estimativa da biomassa. Elevadas biomassas não são apenas indicativos de eutrofização, mas como citado anteriormente também indicam FANs. Nesse contexto, uma importante ferramenta que vem sendo bastante utilizada em monitoramento de áreas de interesse econômico é o uso do sensoriamento remoto (FROLOV et al., 2013; KUREKIN et al., 2014). As imagens de satélite proporcionam uma visão mais ampla da região, podendo dessa forma indicar as FANs se aproximando de áreas de cultivos e pontos importantes de recreação e turismo. Uma alternativa rápida e prática, porém com um alcance mais limitado, seria a utilização de um aplicativo de celular denominado Hydrocolor (https://play.google.com/store/apps/details?id=com.h2optics.hydrocolor&hl=pt_BR), que através do sensor da câmera mede a intensidade luminosa em diferentes espectros de luz visível, sendo muito útil para visualizar mudanças na coloração da água possivelmente relacionados ao aumento da biomassa fitoplanctônica. A desvantagem é que esse aplicativo é pago (cerca de US\$ 3.00), mas um monitoramento que possa ser feito através de um aplicativo de celular poderá facilitar muito o registro de ocorrência de florações com mais eficiência e rapidez.

Com relação à água de lastro, controlar e conter a dispersão de espécies invasoras planctônicas e microrganismos patogênicos são ações que devem ser realizadas de forma permanente, contínuo e muito bem fiscalizado. Para isso se faz necessário uma união de esforços de instituições de pesquisa,

fiscalização e órgãos governamentais para desenvolver e aplicar metodologias de combate de forma mais eficiente e econômica.

■ Zooplâncton

O uso de indicadores biológicos para monitorar a qualidade dos ambientes aquáticos vem ganhando força nas últimas décadas (PORTO NETO, 2003). O zooplâncton responde rapidamente às alterações no ambiente devido ao seu curto ciclo de vida, o que faz desse grupo um bom indicador de mudanças ambientais (ARORA, 1966; DAY Jr. et al., 1989; BOLTOVOSKOY, 1981, 1999 em PORTO NETO, 2003). Neste sentido, podem ser identificados dois tipos de bioindicadores: os traçadores, espécies restritas a uma massa de água, mas que podem sobreviver temporariamente em outros ambientes, e cuja presença indica transporte por movimento de massas de água; e os sensores, espécies restritas a uma massa de água e que não são tolerantes a mudanças nas condições ambientais (BOLTOVOSKOY, 1986 *apud* PORTO NETO, 2003). Muitos estudos ao longo dos últimos 50 anos têm usado tanto micro quanto macroinvertebrados marinhos como bioindicadores da qualidade da água e de modificações naturais ou induzidas de ambientes costeiros, embora a definição de espécies indicadoras ou chaves é complexo uma vez que elas podem depender de uma combinação de fatores a não da variabilidade de um único fator de interesse (PORTO NETO, 2003). Não obstante, alguns organismos como os gêneros de rotíferos *Brachionus* e *Lecane* têm sido utilizados como bioindicadores da presença de poluição orgânica (como descarga de efluentes) (DOOHAN, 1975 *apud* PORTO NETO, 2003; PORTO NETO, 2003). Outros membros do meroplâncton que são utilizados como indicadores de poluição são as larvas de poliquetas (RODRIGUES et al., 1997 *apud* PORTO NETO, 2003) e nemátodas, que embora sejam da meiofauna são frequentemente encontrados no plâncton (ticoplâncton), sendo que a razão Nematoda/Copepoda em amostras planctônicas tem sido apontada como um indicador de poluição (p. ex. PLATT et al., 1984 *apud* PORTO NETO, 2003). Um componente do zooplâncton que pode ser usado como indicador de mudanças climáticas a longo prazo são os foraminíferos, uma vez que sua população é controlada mais pelas mudanças no clima.

No caso da APAMLS a espécie de camarão *Litopenaeus vannamei*, foi introduzida intencionalmente, e pode ser infectada pelo vírus da Síndrome da Mancha Branca. Dessa forma, um monitoramento de larvas planctônicas dessa espécie, assim como monitorar os organismos infectados, nas regiões próximas aos cultivos são importantes a fim de evitar uma dispersão para demais regiões.

O monitoramento continuado de espécies invasoras é recomendado, associados a sistemas de informação integrados, programas de prevenção e controle em escala local e regional, campanhas de sensibilização e educação ambiental, sistemas de quarentena e controle de fronteiras, e treinamento de agentes locais (LOPES, 2009).

■ Ictioplâncton

O monitoramento do ictioplâncton não é realizado como rotina pelo órgão ambiental. Estudos são realizados pelas instituições de pesquisa. O monitoramento de biodiversidade do ictioplâncton deve ser considerado, bem como deve ser considerado o monitoramento da pesca, a fim de evitar a sobrepesca de espécies que apresentam redução de estoques abaixo de níveis críticos, como ameaçadas, tanto pela pesca industrial como amadora e esportiva.

O monitoramento de fosfatos na região norte do complexo estuarino-lagunar é recomendado frente a eutrofização de origem antrópica da região e aumento de espécies como aguapé, estranhas ao ambiente estuarino

O monitoramento da água de lastro e lavagem de porões de navios que representam risco de contaminação por espécies invasoras ou patogênicas e afetam o equilíbrio ecológico é imprescindível. Também é de interesse uma atenção no monitoramento de ovos e larvas de espécies exóticas nos estudos do ictioplâncton, uma vez que ao menos uma espécie de peixe exótico (*Omobranchus punctatus*, Bleniidae) já pode ser considerada como estabelecida (LOPES et al., 2009)

Nesse sentido, a integração de informações entre as diferentes UCs também é importante, principalmente a fim de se entender a dinâmica de dispersão de organismos marinhos; bem como a própria efetividade das UC.

3.2.1.5.9 Lacunas de conhecimento

O reconhecimento de que os impactos antropogênicos, amplamente descritos e discutidos neste documento, contribuem para os efeitos deletérios sobre as comunidades planctônicas, não diminui a possibilidade de outros fatores, para os quais deve ser aprofundado o conhecimento a respeito da complexidade e interação entre estes fatores, principalmente com relação as alterações climáticas, a qual representa um dos principais desafios para a gestão dos ambientes costeiros.

Para a avaliação dos microrganismos patogênicos, a grande maioria dos dados secundários está voltada para os índices de balneabilidade, sendo que o monitoramento da CETESB é a principal fonte de dados para análise de contaminação fecal a partir da análise de bactérias termotolerantes, *E. coli* e enterococos. No entanto existem apenas 5 pontos de monitoramento, sendo desejável mais pontos de monitoramento distribuídos nas principais praias frequentadas pelos turistas, como discutido nos itens houve uma piora nos índices de balneabilidade desses pontos nos últimos anos, sendo necessários mais estudos para um melhor levantamento da qualidade ambiental. Além disso, outro problema é que nem todo patógeno está associado à poluição fecal, dessa forma, torna-se necessário desenvolver metodologias rápidas e de baixo custo para avaliação de patógenos não associados à contaminação fecal.

Para o fitoplâncton são necessários estudos principalmente com relação às biotoxinas de microalgas potencialmente tóxicas no estado de SP. Na revisão dos dados secundários não foi encontrado nenhum estudo específico. Não existe um padrão para uma espécie potencialmente tóxica produzir toxina, assim como não há nenhum padrão sobre as características quali e quantitativas dessa toxina, quando produzida, sendo esse tema ainda alvo de muita discussão entre os especialistas da área. Além disso, há carência de estudos básicos sobre as FANs como indicadoras no monitoramento, visando um melhor entendimento da dinâmica desses organismos, de modo a organizar e planejar melhores planos de ação, controle e mitigação.

Com relação ao zooplâncton, são necessários mais esforços voltados aos estudos tanto da distribuição quanto da produtividade e atividade metabólica do zooplâncton integrados com estudos do fitoplâncton, e que permitam um melhor conhecimento das espécies direta ou indiretamente vinculadas a interesses econômicos. Existe uma lacuna de estudos experimentais sobre o papel do zooplâncton como parte da dieta de espécies de interesse econômico e também de grupos como salpas e quetognatos que podem concorrer pelo alimento com as fases larvais dessas espécies, afetando o sucesso do recrutamento. Outra lacuna é o estudo das conexões entre a alça microbiana na disponibilização de alimentos para o

zooplâncton, recrutamento de espécies-chave (Indicadoras ou que fazem parte da dieta de espécies de interesse econômico).

Não obstante, o grupo do meroplâncton, para estimar o potencial econômico de uma região e/ou para gerenciar os estoques de espécies de interesse econômico, tem sido pouco estudado. Neste sentido, são necessários mais estudos sobre o ciclo de vida dessas espécies e sobre a distribuição das diferentes fases desse ciclo nos ambientes aquáticos, em especial, estudos sobre distribuição e sobre a dinâmica de retenção/dispersão das larvas planctônicas. A limitação na dispersão das larvas do polvo poderia, por exemplo, explicar a diferenciação interpopulacional nas diferentes regiões do Brasil. Informações sobre esse tema seriam de vital importância para criar formas de manejo desses organismos.

Considerando que o zooplâncton pode ser ingerido acidentalmente pelo ser humano e constituir-se num reservatório para diversas bactérias patogênicas, mais estudos das interações ecológicas entre vírios e zooplâncton e sua relação com a degradação dos ecossistemas costeiros são fundamentais do ponto de vista da saúde pública (MARTINELLI-FILHO et al., 2011).

Com relação ao ictioplâncton, os aspectos que mais preocupam são a carência de informações básicas sobre inúmeras espécies e famílias frente aos impactos a que a APAMLS está submetida. Lopes et al., (2006) mencionam que a ausência de informações no pareamento físico-biológico ainda ocorre de um modo geral, em função das estratégias de amostragem do zoo e ictioplâncton não cobrirem as escalas espaciais e temporais relevantes para a compreensão dos processos hidrodinâmicos (explicados no **item Meio Físico** deste documento), o que implica em pouco conhecimento sobre os processos de transporte ao longo da plataforma. Katsuragawa et al., (2006) apontam que, para que se possa compreender adequadamente os ciclos de produção marinha é fundamental que estudos sobre crescimento, condição larval e mortalidade passem a ser realizados com maior frequência, determinada de acordo com o objetivo do trabalho. A compreensão desses mecanismos e do grau de trocas entre domínios neríticos e oceânicos pode auxiliar a tornar claros a dinâmica das comunidades planctônicas e o recrutamento dos estoques pesqueiros de espécies pelágicas. Por fim, também é necessário tratar de forma mais específica o impacto sobre o ictioplâncton pela introdução de poluentes orgânicos e inorgânicos decorrentes da indústria de fertilizantes, empregadas na bananicultura (atividade econômica intensa na região do Vale do Ribeira), bem como avaliar os efeitos das atividades mineradoras e o aporte de sedimentos e poluentes na barra do Icapara.

De maneira geral, são escassos os estudos sobre o ictioplâncton nas regiões mais costeiras.

3.2.1.5.10 Potencialidades / Oportunidades

Frente ao potencial incremento recente do desenvolvimento socioeconômico na região costeira do estado de São Paulo, em função de grandes investimentos e projetos em andamento e previstos, prevê-se uma capacidade de aportar importantes investimentos em projetos para o desenvolvimento socioambiental da região, bem como para conservação dos recursos naturais. A região da APAMLS não tem relação direta com obras de infraestrutura para essas atividades, mas como está na área de influência desses empreendimentos, poderá pleitear recursos para melhorias ambientais. A sociedade civil terá oportunidade de utilizar sua capacidade de organização e desenvolver de forma conjunta e participada, projetos e ações associadas aos múltiplos e relevantes parceiros, tais como universidades, SABESP, entre outros.

A falta de saneamento básico adequado em algumas praias da região é responsável pelos baixos índices de balneabilidade, principalmente durante o verão. O impacto das praias tem reflexos no recrutamento de

espécies de juvenis de peixes. Poluição crônica por esgotos e óleo gerados pelas embarcações, bem como os resíduos sólidos difusos principalmente na região norte do complexo-lagunar também podem ser responsáveis por eventuais impactos gerados sobre o plâncton e, conseqüentemente redução no recrutamento com prejuízos econômicos. As regiões das barras, por serem regiões de encontro de águas de diferentes salinidades, tendem a acumular ovos e larvas do ictioplâncton. Essas regiões, por outro lado, são as mesmas que retêm óleos e resíduos sólidos em suspensão, microplásticos, etc., o que pode impactar sobremaneira o recrutamento. Nesse sentido, ações para reduzir a entrada de resíduos sólidos e óleo de embarcações nas águas interiores são muito desejáveis. Assim, a oportunidade de melhorar o saneamento bem como promover a redução e melhorar a segurança das fontes de poluição podem contribuir para a geração de recursos no turismo e na pesca. Tais oportunidades devem ser aproveitadas em conjunto com entidades ambientais e instituições, auxiliando na preservação principalmente das regiões estuarinas e de manguezais, em função da importância destas áreas como região de desova e berçário de espécies e recursos econômicos. Também é importante a criação de parcerias com instituições de pesquisa e ensino para continuar a levantar informações apontadas nas lacunas de conhecimento.

3.2.1.5.11 Legislação relacionada às espécies

- Resolução CONAMA nº 274/2000: valores de padrões preestabelecidos para microrganismos indicadores de contaminação fecal.
- CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 2005 Resolução nº357, do dia 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília
- Portaria SUDEPE nº N-24, 26 de julho de 1983:

“Art. 1º Permitir, em águas territoriais brasileiras, a pesca do siri-azul (*Callinectes danae* e *C. sapidus*), cujo tamanho seja superior a 12 cm (doze centímetros), medida tomada entre os maiores espinhos laterais, e seja capturado com o emprego de espinhei para siri e gererê.

Art. 2º Proibir a captura, a industrialização e a comercialização da fêmea ovada do siri-azul (*Callinectes danae* e *C. sapidus*)”.
- Portaria SUDEPE nº N-56, 20 de dezembro de 1984: “Art. 1º Permitir, nas regiões Sudeste e Sul, a pesca de camarão sete barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), com a utilização de redes do tipo arrastão de porta, desde que tenham no máximo 12m (doze metros) de comprimento, na tralha superior (flutuadores), possuam malhagem mínima de 24mm (vinte e quatro milímetros), especialmente no ensacador, levando em consideração as áreas e épocas de pesca proibidas pela legislação em vigor”.
- Portaria IBAMA nº 97, 22 de agosto de 1997: “Art. 1º Nas águas sob jurisdição nacional compreendida entre o paralelo de 18º20' S (limite dos Estados da Bahia com o do Espírito Santo) e a fronteira do Brasil com o Uruguai (conforme estabelecido pelo Decreto nº 75.891, de 23 de junho de 1975), a frota arrasteira que opera na captura de camarões-rosa (*Penaeus paulensis*, *P. brasiliensis* e *P. subtilis*) ou sete barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) e respectiva fauna acompanhante... “

- Normativa No. 07 de 08 de maio, 2012: Programa Nacional de Controle Higiênico Sanitário de Moluscos Bivalves, que estabelece concentrações mínimas das ficotoxinas: saxitoxinas, ácido ocadaico, ácido domóico, brevetoxinas e azaspirácidos toxinas nos moluscos permitidas para o consumo humano (BRASIL, 2012).
- Legislação de defeso: citada no capítulo sobre pesca.

3.2.1.5.12 Contribuição para planejamento das UCs

Com relação ao plâncton de modo geral, é importante lembrar a importância da conectividade entre águas não apenas próximas, como por exemplo, a contribuição da região mais impactada de Iguape, como também a contribuição de águas provenientes do Sul, que podem trazer consigo espécies que podem provocar florações tóxicas, por exemplo. Nesse sentido, a integração de ações poderia ser realizada pelo órgão ambiental federal ou por interações entre órgãos ambientais dos estados envolvidos. O problema da introdução de espécies exóticas pode ser relevante nessa APAM, dada a proximidade do porto de Paranaguá bem como pelas atividades do Pré-sal que também recebem embarcações originadas de regiões distantes e é crítica se considerarmos os cultivos de ostras existentes na região. Importantes medidas de monitoramento precisam ser implementadas, visto que na região da APAMLS a espécie de camarão *Litopenaeus vannamei* foi introduzida intencionalmente para fins de cultivos, e essa espécie pode ser infectada pelo vírus da Síndrome da Mancha Branca ocasionando problemas ambientais na região de Cananeia-Iguape. Por ser uma espécie invasora, a larva desse camarão pode ser facilmente transportada por correntes costeiras e estuarinas.

A região não tem áreas de retenção, propriamente, descritas na literatura para o plâncton, mas está próxima de regiões estuarinas importantes e bem preservadas que representam zonas berçários. Além disso, no DP foi levantada a importância das barras para o ictioplâncton. De fato, por serem regiões de encontro de águas de diferentes salinidades, tendem a acumular ovos e larvas do ictioplâncton. Essas regiões, por outro lado, são as mesmas que retêm óleos e resíduos sólidos em suspensão, microplásticos, etc., o que pode impactar sobremaneira o recrutamento. Nesse sentido, ações para reduzir a entrada de resíduos sólidos e óleo de embarcações nas águas interiores são muito desejáveis. Problemas se destacam também em relação à praia de Ilha Comprida e à região de Iguape, regiões mais impactadas e que são áreas de desenvolvimento de peixes juvenis. Nesse sentido, ações imediatas para reduzir a entrada de resíduos sólidos e óleo de embarcações nas águas interiores são muito desejáveis, bem como a coleta e tratamento de efluentes das praias da Ilha Comprida. Para longo prazo, medidas para verificar mudanças climáticas podem ser feitas com o monitoramento e controle das populações de foraminíferos, um componente do zooplâncton que pode ser usado como indicador ambiental, uma vez que sua população é controlada mais pelas mudanças no clima e na produção primária que pela predação.

3.2.1.5.13 Bibliografia

AGOSTINHO, K. L. Estudo do Nitrogênio e do Fósforo (NEP) no setor norte do complexo estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape considerando as condições naturais do sistema e a influencia dos aportes antrópicos. 107 p. Dissertação de Mestrado, Instituto oceanográfico da Universidade de São Paulo. São Paulo: 2015.

- AIDAR, E. Ecossistema costeiro subtropical: nutrientes dissolvidos, fitoplâncton e clorofila-a e suas relações com as condições oceanográficas na região de Ubatuba, SP. Publ. espec. Inst. Oceanogr., v. 10, p. 9–43, 1993.
- ALBERTONI, E.F.; PALMA-SILVA, C.; ESTEVES, F.A. Crescimento e fator de condição na fase juvenil de *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille) e *F. paulensis* (Pérez-Farfante) (Crustacea, Decapoda, Penaeidae) em uma lagoa costeira tropical do Rio de Janeiro, Brasil, Revista Brasileira de Zoologia 20 (3): p. 409-418, 2003.
- AMARAL, L. A. D.; NADER FILHO, A.; ROSSI JUNIOR, O. D.; FERREIRA, F. L. A.; BARROS, L. S. S. Água de consumo humano como fator de risco à saúde em propriedades rurais. Revista de Saúde Pública, v. 37, nº 4, p. 510-514, 2003.
- ANCONA, C. M. Aspectos da variação espacial e temporal da biomassa e produção fitoplanctônica e parâmetros correlatos no estuário e baía de Santos. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2007.
- ANDERSON, D. M.; GLIBERT, P. M.; BURKHOLDER, J. M. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, compositions, and consequences. Estuaries, v. 25, nº 4, p. 704-726, 2002.
- ANGER, K.; MOREIRA, G. S. Morphometric and reproductive traits of tropical caridean shrimps. Journal of Crustacean Biology, v. 18, nº 4: p.823-838, 1998.
- ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Brasil – Água de Lastro. Brasília: Agência Nacional de Vigilância Sanitária. [S.l]. 2003.
- AQUINO, N. A., LOPES, R. M.; MEDEIROS, G. F. Spatial and temporal variation of the exotic copepod *Pseudodiaptomus trihamatus* Wright, 1937 in Bahia coast, Eastern Brazil. In: Plankton Symposium, 4., João Pessoa: BDUA Journal of Biology, v. 2: p. 250. , 2007.
- ARA, K. Temporal Variability and Production of the Planktonic Copepod Community in the Cananeia Lagoon Estuarine System, São Paulo, Brazil. Zoological Studies, v.43, nº 2, 179-186 p., 2004.
- ARAUJO, D. B. et al. Influence of the copepod *Mesocyclops longisetus* (Crustacea: Cyclopidae) on the survival of *Vibrio cholerae* O1 in fresh water. Cad. Saúde Públ., v. 12, nº 4, p.551-554, Rio de Janeiro: 1996.
- ARAUJO, F. G. et al. Environmental influences on the demersal fish assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. Estuaries, 25, nº 3: p. 441-450, 2002.
- ARAUJO, M. A. et al. Staphylococcus aureus and fecal streptococci in fresh and marine surface waters of Rio de Janeiro, Brasil. Revista de Microbiologia, v. 21, nº 2, p. 141-147, 1990.
- ATKINSON, A. et al. Long-term decline in krill stock and increase in salps within the Southern Ocean. Nature, 432: p. 100-103, 2004.
- AZAM, F. et al. The Ecological Role of Water-Column Microbes in the Sea. Marine Ecology Progress Series, 10: p. 257-263, 1983.
- BAKER-AUSTIN, C. et al. Emerging *Vibrio* risk at high latitudes in response to ocean warming. Nature Climate Change, v. 3, p. 73–77, 2013.

BAKUN, A. Patterns in the Ocean. Ocean processes and marine population dynamics. California Sea Grant College System/NOAA/Centro de Investigaciones Biologicas del Noroeste. La Paz: 323 p. 1996.

BALLABIO, T. A. Larvas de crustáceos decápodes na plataforma interna sudeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, 65 p. 2011.

BARBIERI, E.; COA, F.; REZENDE, K. F. O. the exotic species *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) occurrence in Cananeia, Iguape and Ilha Comprida Lagoon Estuary Complex. Bol. Inst. Pesca, São Paulo, 42(2): p. 479-485, 2016.

BARRERA-ALBA, J. J. Dinâmica Metabólica e Transporte de Propriedades no Sistema Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape. Tese de Doutorado em Oceanografia. Oceanografia Biológica. Universidade de São Paulo. São Paulo: 2004.

BARRERA-ALBA, J. J. et al. Is the northern area of Cananeia-Iguape Estuarine System being driven to eutrophic conditions? In: Environmental and Health World Congress. Santos: 2006.

BAYLY, I. A. E. Aspects of diel vertical migration and its enigma variations. In: DECKER, P.; WILLIAMS, W. D. (Eds.). Limnology in Australia. Monogr. Biol., 61, Dr W. Junk, Amsterdam: p. 349–368, 1986.

BENDAZOLI, A., ROSSI-WONGTSCHOUSKI, C. L. D. B (Coords.) A manjuba (*Anchoiella lepidentostole*) no Rio Ribeira de Iguape: biologia, comportamento e avaliação de estoque. São Paulo: IBAMA/IOUSP/IP-AS/Sema, 116p +figs.1990.

BONECKER, A. C. T.; BONECKER, S. L. C.; BASSANI, C., Plâncton Marinho In: PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. (Eds.). Biologia Marinha. Interciência. p. 103-125, 2002.

BONECKER, A. C. T.; BONECKER, S. L. C.; NOGUEIRA, C. R.; KRAUS, L. A. Studies on Zooplankton and ichthyoplankton in the estuarine system of Ilha Grande Bay (RJ-Brazil). Archives of Biology and technology, v.38 n° 2, p. 593-604, 1985.

BONILLA, T. D. et al. Species assemblages of *Enterococcus* indicate potencial sources of fecal bacteria at a south Florida recreational beach. Marine Pollution Bulletin, v. 52, n° 7, p. 807–810, 2006.

BOTELHO, L. F. et al. Isolation of *Salmonella* and *Pseudomonas aeruginosa* from seawater with diferents levels of pollution in Rio de Janeiro. Annals of Microbiology, v. 25, p. 45–54, 1980.

BRADFORD-GRIEVE, J. M. et al. South Atlantic Zooplankton. Vol. 2. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, p. 869-1098., 1999.

BRANDINI, F. P.; LOPES, R. M.; GUTSEIT, K. S.; SPACH, H. L.; SASSI, R. Planctonologia na plataforma continental brasileira. Diagnose e revisão bibliográfica. Brasília: MMA–IBAMA, 196 p. 1997.

BRASIL. Regra Normativa n° 07 de 08 de maio de 2012. Programa Nacional de controle higiênico e sanitário de bivalves moluscos (PNCMB). Gazeta Oficial do Brasil, Brasília: p. 55-59. 2012.

CAMPOS, M. A. G. As Appendicularia (Chordata: Tunicata) da região compreendida entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta Grande (SC). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo. 2000.

CAMPOS, V. P. Distribuição geográfica de bioinvasores em portos brasileiros como subsídios à gestão ambiental no Porto de Suape (Ipojuca, Pernambuco, Brasil). Dissertação de Mestrado, Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Pernambuco, 101p. 2010.

CARVALHO, M. et al. Bio-optical properties of the inner continental shelf off Santos estuarine system, southeastern Brazil, and their implications for ocean color algorithm performance. *Brazilian Journal of Oceanography*, v.62 n° 2: p. 71-87, 2014.

CARVALHO, M.; GIANESELLA, S. M. F.; SALDANHA-CORRÊA, F. M. P. *Trichodesmium Erythraeum* bloom on the continental shelf off Santos, Southeast Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 56, n° 4, p. 307–311, 2008.

CASTELLO, J. P. A anchoita (*Engraulis anchoita*, Engraulidae, Pisces) no Sul do Brasil. Tese de Doutorado, Fundação Universidade do Rio Grande, 2 vol. 1997.

CASTILHO-WESTPHAL, G. G. Ecologia da ostra do mangue *Crassostrea brasiliana* (Lamarck, 1819) em manguezais da Baía de Guaratuba-PR. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná. 2012.

CASTRO, B. M.; MIRANDA, L. B.; MYAO, S. Y. Condições hidrográficas na plataforma Continental ao largo de Ubatuba: variações sazonais e em mesoescala. *Bolm. Inst. Oceanogr.* v. 35 n° 2, p. 135-131, 1987.

CASTRO FILHO, B. M.; MIRANDA, L. B. Physical oceanography of the western Atlantic continental shelf located between 4°N and 34°S coastal segment (4oW). In: ROBINSON, A. R.; BRINK, K. H. (Eds.). *The sea*, p. 209-251. John Wiley and Sons, New York: 1998.

CASTRO, N. O.; DOMINGOS, P.; MOSER, G. A. O. National and international public policies for the management of harmful algal bloom events. A case study on the Brazilian coastal zone. *Ocean & Coastal Management*, v. 128, p. 40–51, 2016.

CAVALCANTI, E. A. H.; LARRAZÁBAL, M. E. L. Macrozooplâncton da Zona Econômica Exclusiva do Nordeste do Brasil (Segunda Expedição Oceanográfica – REVIZEE/NE II) com ênfase em Copepoda (Crustacea). *Revista Brasileira de Zoologia* v.21, n° 3, p. 467-475, 2004.

CBH-RB Comitê da Bacia Hidrográfica do Ribeira de Iguape e Litoral Sul Relatório de Situação dos Recursos Hídricos da UGRHI 11, 2007.

CERGOLE, M. C.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B.. *Sardinella brasiliensis* (Steindachner, 1879). In: CERGOLE, M. C.; ÁVILA-DA-SILVA, A. O.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. (Eds.), *Análise das principais pescarias comerciais da região sudeste-sul do Brasil: Dinâmica populacional das espécies em exploração*, Série Documentos REVIZEE – Score Sul, p. 145-150. Instituto Oceanográfico – USP, São Paulo: 2005.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Qualidade das praias litorâneas no estado de São Paulo 2015*. 2016. Disponível em: <<http://praias.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-relatorios/>>. Acesso em: 01 de agosto de 2016.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Relatório de qualidade das águas litorâneas do estado de São Paulo: balneabilidade das praias 2005*. 2016. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 01 de agosto de 2016.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório de qualidade das águas litorâneas no estado de São Paulo balneabilidade das praias 2006. 2016. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: 01 de agosto de 2016.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Sistema estuarino de Santos e São Vicente. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2001.

CHAGAS, L. Instituto de Pesca, APTA e CDA monitoram qualidade de moluscos na costa paulista. 2016. Disponível em: <http://www.pesca.sp.gov.br/noticia.php?id_not=18842>. Acesso em: 10 de agosto de 2016.

CHATWIN, A. C. Estimativa da abundância do Bonito Pintado, *Euthynnus alleteratus*, e do Bonito Cachorro, *Auxis* spp. (Teleostei, Scombridae) na costa Sudeste brasileira. Tese de Doutorado, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 240p, 1997.

CHAVES, P. T. C. Atividade reprodutiva de *Bairdiella ronchus* (Cuvier) (Pisces, Sciaenidae) na Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. Rev. Bras. Zool., v. 12, nº 4, p. 759–766, 1995.

CHAVES, P. T. C.; CÔRREA, M. F. M. Composição ictiofaunística da área de manguezal da Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. Rev. Bras. Zool., v.15, nº 1: p. 195-202, 1998.

CHAVES, P.; BOUCHEREAU, J. L. Use of mangrove habitat for reproductive activity by the fish assemblage in the Guaratuba Bay, Brazil. Oceanol. Acta, v.23, nº 3, p. 273-280, 2000.

CHO, B. C.; AZAM, F. Biogeochemical significance of bacterial biomass in the ocean's euphotic zone. Marine Ecology Progress Series, v. 63, p. 253–259, 1990.

CHRISTO, S. W.; FERREIRA, S. L.; ABSHER, T. M.; FERREIRA-JUNIOR, A. L. Ocorrência de larvas pedivéliger de ostras do gênero *Crassostrea* Sacco, 1897 no setor euhalino do Complexo Estuarino de Paranaguá – PR, Publ. UEPG Ci. Biol. Saúde, Ponta Grossa, v.19, nº2, p. 85-91, 2013.

CIOTTI, A. M. et al. Clorofila a, medidas bio-ópticas e produtividade primária. In: VALENTIN, J. L. (Ed.). Características hidrobiológicas da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira (Salvados, BA, ao Cabo de São Tomé, RJ). Brasília: Editora Ideal gráfica, p. 61–72. 2007.

CLEMMESSEN, C.; SANCHEZ, R. & ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. A regional comparison of the nutritional condition of SW Atlantic anchovy larvae, *Engraulis anchoita*, based on RNA/DNA ratios. Archive of Fisheries and Marine Research, v.45: p. 17-43, 1997.

CODEX. Standard for live and raw bivalve molluscus. [S.l.] Codex Standard 292-2008, 2008.

COLLYER, W. Água de lastro, bioinvasão e resposta internacional. 2016. Disponível em: <<https://portogente.com.br/portopedia/80510-agua-de-lastro-bioinvasao-e-resposta-internacional>>. Acesso em: 11 de agosto de 2016.

COLWELL, R. R. Global climate change and infectious diseases: the cholera paradigm. Science, v. 274, p. 2025-2031, 1996.

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, v. 387: p. 253-260. 1997.

- CREED, J. C.; DE PAULA, A. F. Substratum preference during recruitment of two invasive alien corals onto shallow-subtidal tropical rocky shores. *Mar Ecol Prog Ser*, 330, p.101-11. 2007.
- DE OLIVEIRA, A. J.; PINHATA, J. M. Antimicrobial resistance and species composition of *Enterococcus* spp. isolated from waters and sands of marine recreational beaches in Southeastern Brazil. *Water Research*, v. 42, nº 8-9, p. 2242–2250, 2008.
- DEL FAVERO, J. M.; DIAS, J. F. Juvenile fish use of the shallow zone of beaches of the Cananeia-Iguape coastal system, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, v.63, nº 2, p.103-114, 2015.
- DIAS, J. F. Avaliação da condição nutricional das larvas de sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis* Steindachner, 1879) Clupeidae e da anchoíta (*Engraulis anchoita* Hubbs and Marini, 1935) Engraulididae, da costa sudeste do Brasil. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo: 1995. 64p +tabs e figs
- DIAS, J. F. et al. Condition of the Brazilian sardine, *Sardinella brasiliensis* (Steindachner, 1879) larvae in the São Sebastião inner and middle continental shelf (São Paulo, Brazil). *Brazil. J. Oceanogr.*, v.52, p. 81-87. 2004.
- DUARTE, L. F. A. et al. Multi-level biological response in *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Brachiura, Ucididae) as indicators of conservation status in mangrove areas from the western Atlantic. *Ecotoxicology and Environmental Safety* v.133, p.176-187. 2016.
- DURBIN, E. et al. North Atlantic right whales, *Eubalaena glacialis*, exposed to paralytic shellfish poisoning (PSP) toxins via a zooplankton vector, *Calanus finmarchicus*. *Harmful Algae* 1: p. 243-251, 2002.
- EFSA. Use of the EFSA Comprehensive European Food Consumption Database in Exposure Assessment. *EFSA Journal*, v. 9, nº 3, p. 2097, 2011.
- EKAU, W. & KNOPPERS, B. An introduction to the pelagic system of the north- east and east Brazilian shelf. *Arch. Fish. Mar. Res.*, v. 47, nº 2-3, p. 113-132, 1999.
- ENGSTRÖM-ÖST, J. et al. Does cyanobacterial toxin accumulate in mysid shrimps and fish via copepods? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 276, p. 95-107, 2002.
- EPA. EPA's BEACH Report: 2008 Swimming season. [S.l.] United States Environmental Protection Agency, 2009. Disponível em: <www.epa.gov>. Acesso em: 01 de agosto de 2016.
- FAO. FAO yearbook. Fishery statistics: capture production. Vol. 92/1. FAO, Rome, 2003.
- FERNANDES, F. L.; ZEHNDER-ALVES, L.; BASSFELD, J. C. The recently established diatom *Coscinodiscus wailesii* (Coscinodiscales, Bacillariophyta) in Brazilian waters. I: Remarks on morphology and distribution. *Phycological Research*, v. 49, p. 89–96, 2001.
- FERREIRA, C. E. L. et al. Marine Bioinvasions in the Brazilian Coast: Brief Report on History of Events, Vectors, Ecology, Impacts and Management of Non-indigenous Species. In: RILOV, G.; CROOKS, J. A. (Eds.). *Biological Invasions in Marine Ecosystems*. [S.l.] Springer-Verlag Berlin Heidelberg, p. 459-477. 2009.

FERREIRA, C. E. L.; GONÇALVES, J. E. A.; COUTINHO, R. Cascos de navios e plataformas como vetores na introdução de espécies exóticas. P. 143-156. In: SILVA, J. S. V.; SOUZA, R. C. C. L. (Orgs.). Água de lastro e bioinvasão, Interciência, Rio de Janeiro: 224p. 2004.

FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil: Teleostei (2). São Paulo: Museu de Zoologia. 90p. 1980.

FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil: Teleostei (5). São Paulo, Museu de Zoologia. v.4, 116p. 2000.

FLYNN, K. J. Attack is not the best form of defense: lessons from harmful algal bloom dynamics. Harmful Algae, v. 8, p. 129–139, 2008.

FRANGÓPULOS, M. et al. Short-term and long-term effects of the toxic dinoflagellate *Alexandrium minutum* on the copepod *Acartia clausi*. Marine Ecology Progress Series, v. 203, p. 161-169, 2000.

FRANZOSO, V. N. Morfologia dos caracteres sexuais secundários e caracterização gonadal masculina em *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea, Dendrobranchiata, Penaeoidea). Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista, 73p. 2008.

FREIRE, A. S. et al. Seasonal Variation of Pelagic Invertebrate Larvae in the Shallow Antarctic Waters of Admiralty Bay (King George Island). Polar Biology, 29: p. 294-302, 2006.

FREIRE, K. M. F. & CASTELLO, J. P. Feeding habits of *Engraulis anchoita* larvae off southern Brazil. Bolm Inst.Pesca, 26: p. 189-201, São Paulo: 2000.

FREITAS, D. M. & MUELBERT, J. H. Ichthyoplankton Distribution and Abundance of Southeastern and Southern Brazil Brazilian Archives of Biology and Technology, v.47, nº 4, p. 601-612, 2004.

FROLOV, S.; KUDELA, R. M.; BELLINGHAM, J. G. Monitoring of harmful algal blooms in the era of diminishing resources: a case study of the U.S. West Coast. Harmful Algae, v. 21-22, p. 1-12, 2013.

FUHRMAN, J. A.; AZAM, F. Thymidine incorporation as a measure of heterotrophic bacterioplankton production in marine surface waters. Marine Biology, v. 66, p. 109-120, 1982.

FUKUI, Y.; SAITOH, S.; SAWABE, T. Environmental determinants correlated to *Vibrio harveyi*-mediated death of marine gastropods. Environmental Microbiology, v. 12, nº 1, p. 124-133, 2010.

FURLAN, M. et al., Effect of environmental factors on the abundance of decapod crustaceans from soft bottoms off southeastern Brazil. Annals of the Brazilian Academy of Sciences, v.85, p. 1345-1356, 2013.

GAETA, S. A. & BRANDINI, F. P. Produção primária do fitoplâncton na região entre o Cabo de São Tomé (RJ) e o Chuí (RS). In: ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B.; MADUREIRA, L. S. (Coord.), O Ambiente oceanográfico da Plataforma Continental e do Talude na Região Sudeste-Sul do Brasil, p. 219-264. São Paulo: Editora da USP, 2006.

GARBINI, C. N. et al. Distribution and abundance of pleuronectiformes larvae off southeastern Brazil. Brazilian Journal of Oceanography 62, nº 1, p.23-34. 2014.

- GIANESELLA, S. & BARRERA-ALBA, J. J. Interação entre a comunidade fito e bacterioplanctônica na região Estuarino-Lagunar de Cananeia e suas implicações no ciclo biogeoquímico da matéria orgânica. Apresentação no II Seminário sobre a Qualidade da Água na Bacia do Ribeira de Iguape e Litoral Sul. Registro: CBH-RB. Edição em CD-Rom. 2005.
- GIANESELLA-GALVÃO, S. M. F. et al. Distribuição do plâncton na região costeira de São Sebastião. Publção esp. Inst. oceanogr., 41, p. 5-14. São Paulo: 1997.
- GIANESELLA-GALVÃO, S. M. F. Produção primária da Baía de Santos, Estado de São Paulo. Aspectos sobre a eficiência fotossintética num ambiente marinho poluído. São Paulo: Universidade de São Paulo, 1978.
- GIANESELLA-GALVÃO, S. M. F.; COSTA, M. P. F.; KUTNER, M. B. B. Bloom of *Oscillatoria* (*Trichodesmium*) *erythraeum* (Her.) Kutz. in coastal waters of the Southwest Atlantic. Publ. espec. Inst. Oceanogr., v. 11, p. 133-140, 1995.
- GIGLIOTTI, E. S. et al. Spatial analysis of egg distribution and geographic changes in the spawning habitat of the Brazilian sardine *Sardinella brasiliensis*. *Journal of Fish Biology*, v. 77 n° 10: p. 2248-67, 2010.
- GLIBERT, P. M.; PITCHER, G. Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms *Journal of Chemical Information and Modeling*. Baltimore and Paris: SCOR and IOC, 2001.
- GONÇALVES, E. G. R.; LOPES, M. J. S.; OLIVEIRA, E. G.; HOFER, H. Associação de *Vibrio cholerae* com o zooplâncton de águas estuárias da Baía de São Marcos/São Luis – MA, Brasil, *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, V. 37(4), p.318-323, 2004.
- GONÇALVES, J. *Octopus vulgaris* Cuvier, 1787 (polvo comum): Sinopse da Biologia e Exploração. "APCC" Thesis. University of the Azores. 1993.
- GONÇALVES, S. M.; SANTOS, J. L.; RODRIGUES, E. S. Estágios de desenvolvimento gonadal de fêmeas do camarão-branco *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936), capturadas na região marinha da baixada santista, São Paulo: *Revista Ceciliana*, v. 1, n° 2, p. 96-100, 2009.
- GRANÉLI, E.; TURNER, J. T. *Ecology of Harmful Algae*. [S.l.] Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2006.
- GRANÉLI, E.; WEBER, M.; SALOMON, P. S. Harmful algal blooms of allelopathic microalgal species: The role of eutrophication. *Harmful Algae*, v. 8, p. 94-102, 2008.
- GRAZIANI, C. A.; CHUNG, K. S.; DONATO, M. D. Comportamiento reproductivo y fertilidad de *Macrobrachium carcinus* (Decapoda: Palaemonidae) en Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, v.41, n° 3: p. 657-665, 1993.
- GREGORACCI, G. B. et al. Structuring of bacterioplankton diversity in a large tropical bay. *PLoS ONE*, v. 7, n° 2, p. e31408, 2012.
- GUISANDE, C. et al. Fate of paralytic shellfish poisoning toxins ingested by the copepod *Acartia clausi*. *Marine Ecology Progress Series*, v. 240, p. 105-115, 2002.

HALLEGRAEFF, G. M. & BOLCH, C. J. Transport of diatom and dinoflagellate resting spores in ships' ballast water: Implications for plankton biogeography and aquaculture. *Journal of Plankton Research*, v. 14, p. 1067–84, 1992.

HALLEGRAEFF, G. M.; ANDERSON, D. M.; CEMBELLA, A. D. *Manual on Harmful Marine Microalgae*. Second ed. Paris: UNESCO, 2003.

HECKLER, G. S. Distribuição ecológica e dinâmica populacional do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea: Decapoda) no complexo Baía/Estuário de Santos e São Vicente, SP. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociência da Universidade Estadual Paulista, 113p. 2010.

HUQ, A. et al. Critical factors influencing the occurrence of *Vibrio cholerae* in the environment of Bangladesh. *Applied and Environmental Microbiology*. V.71: p. 4645–4654, 2005.

HUQ, A. et al. Ecological relationships between *Vibrio cholerae* and planktonic crustacean copepods. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 45: p.275-283, 1983.

ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2012. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/2818-expedicao-remove-coral-invasor-em-tupinambas>>. Acesso em: 05 de agosto de 2016.

ISAAC-NAHUM, V. J.; VAZZOLER, A. E. A. M. Biologia reprodutiva de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Teleostei, Sciaenidae). 2. Relação gonadossomática, comprimento e peso dos ovários como indicadores do período de desova. *Bolm. Inst. Oceanogr.*, v.35, nº 2, p. 123–134, 1987.

ITAGAKI, M. K. Composição, abundância e distribuição horizontal de larvas de peixes marinhos e sua relação com os fatores hidrográficos na costa sudeste do Brasil. Dissertação de mestrado, Instituto oceanográfico da Universidade de São Paulo, 1999.

JUNQUEIRA, A. et al. Bioinvasão no ambiente marinho. In: ROCHA, R. M.; BOEGER, W. A. P. (Org.). *Estado da arte e perspectivas para a zoologia no Brasil*. Curitiba: Editora UFPR, p. 271-284. 2009.

JUNQUEIRA, A. O. R. et al. Zoobentos. In: LOPES, R. M. *Informe sobre as Espécies Exóticas Invasoras Marinhas no Brasil*. Brasília: MMA, Série Biodiversidade 33, 439p. 2009b.

KATSURAGAWA, M. & MATSUURA, Y. Comparison of the diel and spatial distribution patterns of ichthyoplankton and ichthyoneuston in the Southern Brazilian Byght. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, São Paulo, v.38(2): p.133-146, 1990.

KATSURAGAWA, M. & MATSUURA, Y. Distribution and abundance of carangid larvae in the Southeastern Brazilian Bight, during 1975-1981. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, São Paulo: v.40, p. 55-78, 1992.

KATSURAGAWA, M. Estudo sobre o desenvolvimento, a distribuição e a abundância de larvas de Carangídeos da costa sudeste do Brasil. Tese de Doutorado, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo: 155p. 1990.

KATSURAGAWA, M. Estudos sobre variabilidade de amostragem, distribuição e abundância de larvas de peixes na região sudeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 107p+27tabs + 30 figs. 1985.

- KATSURAGAWA, M. et al. O ictioplâncton ao largo de Ubatuba, SP: composição, distribuição e ocorrência sazonal (1985 – 1988). Publ. esp. Inst. oceanogr., São Paulo: 10: p. 85-121, 1993.
- KATSURAGAWA, M.; DIAS, J. F., LOPES, C. L.; SUZUKI, K. Comunidade ictiooplânctônica na Plataforma. In: PIRES-VANIN, A. M. (Coord.). 7º. Relatório do Projeto Oceanografia da Plataforma Interna de São Sebastião-OPISS, 48p. 1999.
- KATSURAGAWA, M.; DIAS, J. F.; LOPES, C. L. Ictioplâncton. In: PIRES-VANIN, A. M. S. (Org.). Oceanografia de um Ecossistema Subtropical-Plataforma de São Sebastião. 1ª ed. São Paulo: EDUSP, v. 1, p. 273-310, 2008a.
- KATSURAGAWA, M.; MUELBERT, J. H.; DIAS, J. F. O ictioplâncton na região entre o Cabo de São Tomé (RJ) e o Chuí (RS). In: ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. & MADUREIRA, L. S. (Coord.). O Ambiente oceanográfico da Plataforma Continental e do Talude na Região Sudeste-Sul do Brasil, p. 359-446. São Paulo: Editora da USP, 2006.
- KATSURAGAWA, M.; DIAS, J. F.; LOPES, R. M. Dinâmica do Zooplâncton e do ictioplâncton no sistema costeiro e estuarino de Santos. In: PIRESVANIN, A. M. S. (Coord.). A influência do complexo estuarino da Baixada Santista sobre o ecossistema da plataforma adjacente (ECOSAN). São Paulo: ECOSAN, 643 p. (Technical report, nº 4), 643 p. 2008b.
- KATSURAGAWA, M.; MATSUURA, Y.; SUZUKI, K.; DIAS, J. F.; SPACH, H. L. O ictioplâncton ao largo de Ubatuba, SP: composição, distribuição e ocorrência sazonal (1985 - 1988). Publ. esp. Inst. oceanogr., S. Paulo. 10: p. 85-121, 1993.
- KITAHARA, E. M. & MATSUURA, Y. Growth and mortality estimate of the southwest Atlantic anchovy *Engraulis anchoita* larvae from Cape Santa Marta Grande in Southern Brazil. Archives of Fisheries and Marine Research, v. 42, nº 3, p. 251-262, 1995.
- KORMAS, K. A. et al. Quantitative relationships between phytoplankton, bacteria and protists in Aegean semi-enclosed embayment (Maliakos Gulf, Greece). Aquatic Microbial Ecology, v. 15, p. 255–264, 1998.
- KOZLOWSKY-SUZUKI, B. et al. Food selectivity and grazing impact on toxic *Dinophysis* spp. by copepods feeding on natural plankton assemblages. Harmful Algae, v. 5, nº 1, p. 57–68, 2006.
- KUREKIN, A. A.; MILLER, P. I.; VAN DER WOERD, H. J. Satellite discrimination of *Karenia mikimotoi* and *Phaeocystis* harmful algal blooms in European coastal waters: Merged classification of ocean colour data. Harmful Algae, v. 31, p. 163–176, 2014.
- KURTZ, F. W. Dinâmica larval de *Sardinella brasiliensis* (Steindachner, 19879) (Teleostei Clupeidae) na região sudeste do Brasil e implicações no recrutamento. Tese de Doutorado, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 169 p., 1999
- LAMPARELLI, C. C. et al. Are fecal indicator bacteria appropriate measures of recreational water risks in the tropics: A cohort study of beach goers in Brazil? Water Research, v. 87, p. 59–68, 2015.
- LANSAC-TÔHA, F. A. Chaves de identificação e diagnose das espécies de Euphausiacea (Crustacea) encontradas ao largo da costa sul do Brasil (Lat. 22°S-29°S). Rev. brasil. Biol., 51: p. 623-638, 1981.

LEEMING, R.; NICHOLS, P. D. Concentrations of coprostanol that correspond to existing bacterial indicator guideline limits. *Water Research*, v. 30, nº 12, p. 2997–3006, 1996.

LEHTINIEMI, M. et al. Fate of cyanobacterial toxins in the pelagic food web: transfer to copepods or to faecal pellets? *Marine Ecology Progress Series*, v. 241, p. 13–21, 2002.

LIANG, T. H. & VEGA-PEREZ, L. A. Distribution, abundance and biomass of Chaetognaths off São Sebastião region, Brazil in February 1994. *Rev. bras. oceanogr.*, v. 50, p. 1-12, 2002.

LIMA, A. R. A.; COSTA, M. F.; BARLETTA, M. Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary. *Environmental Research* 132, p.146-155, 2014.

LINDAHL, O.; LUNDVE, B.; JOHANSEN, M. Toxicity of *Dinophysis* spp. in relation to population density and environmental conditions on the Swedish west coast. *Harmful Algae*, v. 6, p. 218–231, 2007.

LIZÁRRAGA-PARTIDA, M. L. et al. Association of *Vibrio cholerae* with plankton in coastal areas of Mexico, *Environmental Microbiology*, 11 nº 1, p. 201–208, 2009.

LOBÃO, V. L.; VALENTI, W. C.; MELLO, J. T. C. Fecundidade em *Macrobrachium carcinus* (L.) do Rio Ribeira de Iguape. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 12, nº 3, p. 1-8. 1985.

LONGHURST, A.; PAULY, D. *Ecologia dos Oceanos Tropicais – São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, (Coleção base; 5) 415 p. 2007.*

LOPES R. M. Informe sobre as Espécies Exóticas Invasoras Marinhas no Brasil. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, Série Biodiversidade 33, 439p. 2009.

LOPES, M.; FRANSOZO, A.; CASTILHO, A. L.; COSTA, R. C. Diel Variation in Abundance and Size of the South American Red Shrimp *Pleoticus Muelleri* (Spence Bate, 1888) (Decapoda, Solenoceridae) in the Ubatuba Region, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, v.62, nº 3, p.225-234, 2014.

LOPES, R. M. et al. Diagnóstico do conhecimento atual sobre o zooplâncton marinho na região entre o Cabo de São Tomé (RJ) e o Chuí (RS). In: ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B.; MADUREIRA, L. (Orgs.). *O ambiente oceanográfico de plataforma continental e do talude na região sudeste-sul do Brasil*. São Paulo: EDUSP, v. único, p. 265-358, 2006b.

LOPES, R. M. et al. Zooplankton and ichthyoplankton distribution on the southern Brazilian shelf: an overview. *Sciencia Marina*, 70: p.189-202, 2006.

LOPES, R. M.; BRANDINI, F.; GAETA, S. A. Distribution patterns of epipelagic copepods off Rio de Janeiro (SE Brazil) in summer 1991-1992 and winter 1992. *Hydrobiologia*, 411, p. 161-174. 1999.

LÓPEZ, M. S.; COUTINHO, R. Acoplamento plâncton-bentos: o papel do suprimento larval na estrutura das comunidades bentônicas de costões rochosos. *Oecologia Brasiliensis*, 2, nº 4, p. 575-601, 2008.

LOUREIRO, S. T. A. et al. Yeasts isolated from sand and sea water in beaches of Olinda, Pernambuco State, Brazil. *Brazilian Journal of Microbiology*, v. 36, p. 333–337, 2005.

- LUPPI, T. A.; SPIVAK, E. D.; ANGER, K. Experimental studies on predation and cannibalism of the settlers of *Chasmagnathus granulata* and *Cyrtograpsus angulatus* Brachyura: Grapsidae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 265, p. 29-48, 2001.
- MACLEAN, J. L. Indo-Pacific Red Tides, 1985–1988. *Marine Pollution Bulletin*, v. 20, p. 304–310, 1989.
- MAFALDA JR., P.; RUBÍN, J. P. Interannual variation of larval fish assemblages in the Gulf of Cádiz (SW Iberian Peninsula) in relation to summer oceanographic conditions. *Braz. Arch. Biol. Technol.*, 49, nº 2, p. 287-296, 2006.
- MANEIRO, I. et al. Zooplankton as a potential vector of diarrhetic shellfish poisoning toxins through the food web. *Marine Ecology Progress Series*, v. 201, p. 155–163, 2000.
- MARAZZO, A. Record of *Pleopis schmackeri* (Poppe) (Branchiopoda, Onychopoda) in the Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19: p. 335-336, 2002.
- MARTINELLI FILHO, J. E.; LOPES R. M.; RIVERA, I.; COLWELL, R. R. *Vibrio cholerae* O1 detection in estuarine and coastal zooplankton. *Journal of Plankton Research*, v.33, p. 51-62, 2011.
- MARTINS, C. D. C. et al. Marcadores orgânicos de contaminação por esgotos sanitários em sedimentos superficiais da Baía de Santos, São Paulo. *Química Nova*, v. 31, nº 5, p. 1008–1014, 2008.
- MARTINS, R. S.; CAMARGO, R.; GASALLA, M. A. The São Paulo shelf (SE Brazil) as a nursery ground for *Doryteuthis plei* (Blainville, 1823) (Cephalopoda, Loliginidae) paralarvae: a Lagrangian particle-tracking Individual-Based Model approach, *Hydrobiologia*, 725: p. 57–68, 2014.
- MARTINS, R. S.; PEREZ, J. A. A. The ecology of loliginid squid in shallow-waters around Santa Catarina Island, southern Brazil. *Bulletin of Marine Science* v.80, p.125–146, 2007.
- MASUDA, L. S. M.; MOSER, G. A. O.; BARRERA-ALBA, J. J. Variação Temporal Do Fitoplâncton No Canal Estuarino Detemporal do microfitoplâncton no canal estuarino de Santos. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, v. 15, nº 1, p. 79–93, 2011.
- MATSUOKA, K.; FUKUYO, Y. Taxonomy of cysts. In: HALLEGRAEFF, G. M.; ANDERSON, D. M.; CEMBELLA, A. D. (Eds.). *Manual on harmful marine microalgae*. Paris: UNESCO, 2003. p. 563–592.
- MATSUURA, Y. & NAKATANI, K. Ocorrência de larvas e jovens de peixes na Ilha Anchieta (SP) com algumas anotações sobre a morfologia da castanha, *Umbrina coroides*. *Boletim do Instituto Oceanográfico, São Paulo*, 28: p.165-183, 1979.
- MATSUURA, Y. Distribution and abundance of eggs and larvae of the Brazilian sardine, *Sardinella brasiliensis*, during 1969-75 and 1975-76 seasons. *Bulletin of Japanese Society of Fisheries and Oceanography*, v.34: p. 1-12, 1979
- MATSUURA, Y. Estudo comparativo das fases iniciais do ciclo de vida da sardinha-verdadeira, *Sardinella brasiliensis* e da sardinha-cascuda, *Harengula jaguana*, (Pisces: Clupeidae) e nota sobre a dinâmica da população da sardinha-verdadeira na região sudeste do Brasil. Tese de Livre-Docência, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 1983.

MATSUURA, Y. A probable cause of recruitment failure of the Brazilian sardine, *Sardinella aurita* population during the 1974/75 spawning seasons. South African Journal of Marine Science, v. 17, p.29-35, 1996.

MATSUURA, Y. A study of the life history of Brazilian sardines, *Sardinella aurita*. I Distribution and abundance of sardine eggs in the region of Ilha Grande, Rio de Janeiro. Boletim do Instituto Oceanográfico, São Paulo: p.1-16, 1971. 1971a.

MATSUURA, Y. Brazilian sardine (*Sardinella brasiliensis*) spawning in the southeast Brazilian Bight over the period 1976-1993. Rev. brasil. oceanogr., 46: p.33-43, 1998a.

MATSUURA, Y. O Ciclo de vida da sardinha verdadeira (Introdução à oceanografia pesqueira) Publicação especial do Instituto Oceanográfico., São Paulo: p.1-146, 1971b.

MATSUURA, Y. Relatório do Subprojeto Biologia da pesca-Projeto Finep: exploração e avaliação de estoques de peixes pelágicos no Sudeste do Brasil. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 68p., 1998b.

MATSUURA, Y.; KATSURAGAWA, M. Larvae and juveniles of Grey Triggerfish, *Balistes capriscus* (Pisces:Balistidae) from Southern Brazil. Jap. J. ichthyol., v. 28, nº 3, p.267-275, 1981.

MATSUURA, Y.; KITAHARA, E. M. Horizontal and vertical distribution of Anchovy *Engraulis anchoita* eggs and larvae of /cape Santa Marta Grande in Southern Brazil. Archiv. Fish. Mar. Res. v.42, nº 3, p. 239-250, 1995

MATSUURA, Y.; OLIVAR, M. P. Fish larvae. In: BOLTOVSKOY, D. (Ed.) South Atlantic zooplankton, p. 1445–1496. Buckhuys Publ., Leiden: 1999.

MATSUURA, Y.; SATO, G. Distribution and abundance of scombrid larvae in southern Brazilian waters. Bulletin of Marine Science, 31: p.824-832, 1981.

MATSUURA, Y.; SPACH, H. L.; KATSURAGAWA, M. Comparison of spawning patterns of the Brazilian sardine (*Sardinella brasiliensis*) and anchoita (*Engraulis anchoita*) in Ubatuba region, southern Brazil during 1985 through Boletim do Instituto Oceanográfico., S Paulo, 1998, 40: p.101-115, 1992.

MELO, G. A. S. Manual de Identificação dos Brachyura (Caranguejos e Siris) do Litoral Brasileiro. São Paulo: Pleiade/FAPESP, 1996.

MELO, M. T. et al. Coliforms and Salmonella in seawater near to domestic sewage sources in Fortaleza (Ceará, Brazil). Microbiologia, v. 13, nº 4, p. 463–470, 1997.

MENDONÇA, J. T. Gestão dos recursos pesqueiros do Complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape-Ilha Comprida, litoral sul de São Paulo, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, 383 p., 2007.

MENDONÇA-HAGLER, L. C.; VIEIRA, R. H. S. F.; HAGLER, A. N. Microbial Quality of Water, Sediment, Fish and Shellfish in Some Brazilian Coastal Regions. In: FARIA, B. M.; FARJALLA, V. F.; ESTEVES, F. A. (Eds.). Aquatic Microbial Ecology in Brazil. Rio de Janeiro: Series Oecologia Brasiliensis, 2001. p. 197–216.

- MIANZAN, H. W.; GUERREIRO, R. A. Environmental patterns and biomass distribution of gelatinous macrozooplankton. Three study cases in the south-western Atlantic Ocean. *Scientia Marina*, v.64 (suppl. 1): p. 215-224, 2000.
- MIQUELANTE, F. A.; KOLM, H. E. Indicadores microbiológicos de poluição fecal na desembocadura da Gamboa Olho d'Água, Paraná: subsídio para o monitoramento da balneabilidade do Brasil. *Biology Health Science*, v. 17, nº 1, p. 21–35, 2011.
- MONTEIRO, D. T. L. Comparação da qualidade bacteriológica da água marinha e da areia seca e molhada de duas praias do litoral leste do Ceará. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 2013.
- MORAES, V. A. O fitoplâncton do Complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape: uma revisão histórica. Universidade Federal de São Paulo. Santos: 2015.
- MOREIRA, G. S. Sobre a migração vertical diária do plâncton ao largo de Santos, Estado de São Paulo, Brasil. *Bolm Inst. oceanogr.*, 25: p. 55-76, São Paulo: 1976.
- MOSER, G. A. O. Aspectos da eutrofização no sistema estuarino de Santos: distribuição espaço-temporal da biomassa e produtividade primária fitoplanctônica e transporte instantâneo de sal, clorofila-a, material em suspensão e nutrientes. Universidade de São Paulo. São Paulo: 2002.
- MOSER, G. A. O. et al. Algal growth potential as an indicator of eutrophication degree in coastal areas under sewage disposal influence. *Aquatic Ecosystem Health and Management Society*, v. 7, p. 115-126, 2004.
- MOSER, G. A. O. et al. Instantaneous transport of salt, nutrients, suspended matter and chlorophyll-a in the tropical estuarine system of Santos. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 53, nº 3/4, p. 115-127, 2005.
- MOSER, G. H. & SMITH, P. E. Larval fish assemblages and oceanic boundaries. *Bulletin of Marine Science*, 53(2): p. 283-289, 1993.
- MOSER, H. G. Morphological and Functional Aspects of Marine Fish Larvae. In: REABEN LASKER, Editor Marine Fish Larvae. Morphology, Ecology, and Relation to Fisheries. Publisher Washington Sea Grant Program. 131p., 1994.
- MOSSOLIN, E. C.; PILEGGI, L. G.; MANTELATTO, F. L. Crustacea, Decapoda, Palaemonidae, *Macrobrachium* Bate, 1868, São Sebastião Island, state of São Paulo, southeastern Brazil, *CheckList*, 6 nº4, p. 605-613. 2010.
- MUELBERT, J. H.; SINQUE, C. Distribution of bluefish (*Pomatomus saltatrix*) larvae in the southern brazilian continental shelf. *Mar. Freshwater Res.*, 47: p. 311-314, 1996.
- NAKATANI, K. Estudos sobre ovos e larvas de *Engraulis anchoita* (Hubbs and Marini, 1935) (Teleostei, Engraulidae), coletados na região entre Cabo Frio (23oS) e Cabo de Santa Marta Grande (29oS). Dissertação de Mestrado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 1982.
- NEGREIROS-FRANSOZO, M. L.; MANTELATTO, F. L. M.; FRANSOZO, A. Population biology of *Callinectes ornatus* Ordway, 1863 (Decapoda, Portunide) from Ubatuba (SP), Brazil. *Scientia Marina*, 63(2): p. 157-163, 1999.

NEUMANN-LEITÃO, S. Resenha literaria sobre zooplâncton estuarino do Brasil. Trabhs Oceanogr., Univ. Fed. Pernambuco, 23: p. 25-53. 1994

NUNES, R. D. O zooplâncton da plataforma continental de Santa Catarina. Ênfase em Copepoda e Cladocera e suas relações com os processos físicos costeiros. Dissertação de Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade do Vale do Itajaí. 2010.

ODEBRECHT, C. et al. Floraciones de microalgas nocivas en Brasil: estado del arte y proyectos en curso. In: SAR, E. A.; FERRARIO, M. E.; REGUERA, B. (Eds.). . Floraciones Algales Nocivas en el Cono Sur Americano. Madrid: Instituto Español de Oceanografía, p. 217–233. 2002.

OLIVEIRA, M. R. Zooplâncton da plataforma continental sudeste do Brasil, entre Mongaguá-SP (24° 05'S) e o Cabo de Santa Marta Grande-SC (28° 40'S), com especial referência aos copépodos Eucalanidae. Dissertação de Mestrado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo: 147p. 1999.

PAES, E. T.; MORAES, L. E. S. A new hypothesis on the influence of the El Niño/La Niña upon the biological productivity, ecology and fisheries of the Southern Brazilian Bight. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, v. 2, nº 2, p. 94-102, 2007.

PASSOS, A. D. C. Epidemia de cólera no Sul do Brasil Cholera epidemiology in Southern Brazil. Cad. Saúde Pública, v. 15, nº 2, p. 426–427, 1999.

PEREIRA, H. H. et al., Fish assemblage structure on sandy beaches with diferente, anthropogenic influences and proximity of spawning grounds. Mar. Ecol. 1-12, 2014

PEREIRA, O. M. et al. Crescimento da ostra *Crassostrea brasiliana* semeada sobre tabuleiro em diferentes densidades na região estuarino-lagunar de Cananeia-SP (25° S, 48° W). Boletim do Instituto de Pesca, v. 27, nº 2, p. 163-174, 2001.

PEREIRA, O. M.; HENRIQUES, M. B.; MACHADO, I. C. Estimativa da curva de crescimento da ostra *Crassostrea brasiliana* em bosques de mangue e proposta para sua extração ordenada no estuário de Cananeia, SP, Brasil. Boletim do Instituto de Pesca, v. 29(1), p. 19-28, 2003.

PERES-RIOS, E. Papel do estuário no ciclo de vida das espécies dominantes da ictiofauna do Complexo Estuarino. Lagunar de Cananeia, Iguape. Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo. São Paulo: 2001.

PINHEIRO, M. S. S. & GOITEIN, R. Estrutura de uma população e aspectos biológicos de *Mugil curema* Valenciennes, 1836 (Pisces, Mugilidae), em um manguezal da Raposa, Brasil. Rev. Ciênc. Saúde 16, nº 2, p. 58-65, jul-dez, 2014.

PIRES-VANIN, A. M. S. et al. Estrutura e função do ecossistema de plataforma continental do atlântico sul brasileiro: Síntese dos resultados. Publicação Especial do Instituto Oceanográfico, São Paulo: v.10, p. 217-231. 1993.

POMBO, M; DENADAI, M. R. & TURRA, A. Population biology of *Stellifer rastrifer*, *S. brasiliensis* and *S. stellifer* in Caraguatatuba bay, northern coast of São Paulo, Brazil Brazilian Journal of Oceanography, 60(3): p. 271-282, 2012.

- PORCARO, R. et al. Spatial and temporal distribution patterns of larval sciaenids in the estuarine system and adjacent continental shelf off Santos, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* v.62(2): p. 149-164, 2014.
- PORTO NETO, F. F. Zooplankton as bioindicator of environmental quality in the Tamandaré Reef System (Pernambuco – Brazil): Anthropogenic influences and interaction with mangroves, Tese de Doutorado, Universidade de Bremen (Alemanha), 2003. 131p.
- PROENÇA, L. A. O. et al. Just a diarrhea? Evidences of diarrhetic shellfish poisoning in Santa Catarina – Brazil. *Ciência e Cultura*, v. 50, nº 6, p. 458-62, 1998.
- PROENÇA, L. A. O. et al. Occurrence of paralytic shellfish poisoning – PSP in Southern Brazilian Waters. *Ciência e Cultura*, v. 51, p. 16-21, 1999.
- PROENÇA, L. A. O.; FERNANDES, F. L. Introdução de microalgas no ambiente marinho: impactos negativos e fatores controladores. In: SILVA, J. S. V. .; SOUZA, R. C. C. (Eds.). *Água de lastro e bioinvasão*. Rio de Janeiro: Interciência, p. 77–97. 2004.
- PROENÇA, L. A. O.; RÖRIG, L. Mussel production and toxic algal blooms in Santa Catarina State, Southern Brazil. *IOC/UNESCO Harmful Algal News*, v. 12/13, p. 5, 1995.
- PROENÇA, L. A. O.; TAMANAHA, M. S.; FONSECA, R. S. Screening the toxicity and toxin content of blooms of the cyanobacterium *Trichodesmium erythraeum* (Ehrenberg) in northeast Brasil. *Journal of Venomous Animals and Toxins including Tropical Diseases*, v. 15, nº 2, p. 204-215, 2009.
- PROENÇA, L. A. O.; TAMANAHA, M. S.; SOUZA, N. P. The toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* Graham in Southern Brazilian waters: occurrence, pigments and toxins. *Atlântica*, v. 23, p. 59-65, 2001.
- PURCELL, J. E. Climate effects on formation of jellyfish and ctenophore blooms: a review. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 85: p. 461-476, 2005.
- RÉ, P. Evidence of daily and hourly growth in pilchard larvae based on otolith growth increments, *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792). *Cybium*, v.8, n.1, p.33-38, 1984. Ictioplâncton da região central da costa Portuguesa e do estuário do Tejo. Ecologia da postura e da fase planctônica de *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) e de *Engraulis encrasicolus* (Linné, 1758). Tese, Universidade de Lisboa: 425pp.
- RÉ, P. Ictioplâncton estuarino da Península Ibérica guia de identificação dos ovos e estados larvares planctônicos. Lisboa: Editora da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, 114p., 1999.
- RESGALLA JR., C.; MONTÚ, M. A. Distribuição espacial e temporal de Pteropoda Euthecosomata (Mollusca, Gasteropoda) na plataforma do Sul do Brasil. *Atlântica*, v. 16, p.99-123, 1994.
- RIBEIRO, M. R. Estudo sobre o desenvolvimento larval, abundância e distribuição de ovos e larvas de *Maurolicus muelleri* (Gmelin, 1789) (Teleostei: Sternoptychidae), e possíveis potencialidades ao largo da costa sudeste brasileira entre 23oS (Cabo Frio-RJ) e 29oS (Cabo de Santa Marta Grande-SC). Dissertação de Mestrado Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.1996.
- RICHARDSON, A. J. In hot water: zooplankton and climate change. *ICES Journal of Marine Science*, v.65, p. 279–295, 2008.

RIVERA, I. N. G. et al. Free-living and plankton-associated vibrios : assessment in ballast water , harbor areas , and coastal ecosystems in Brazil. *Frontiers of Microbiology*, v. 3, p. 1-8, 2013.

ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B.; MADUREIRA, L. S. O Ambiente oceanográfico da Plataforma Continental e do Talude na Região Sudeste-Sul do Brasil,.. Editora da USP, São Paulo: p. 219-264, 2006.

SABATÉS, A.; OLIVAR, M. P. Variation of larval fish distribution associated with variability in the location of a shelf slope front. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 135: p.11-20, 1996.

SACCARDO, S. A.; KATSURAGAWA, M. Biology of the rough scad *Trachurus lathami*, on the Southeastern Coast of Brasil. *Sci. mar.*, 59 (3-4): p. 265-277, 1995.

SAMPAIO, A. F. P.; MATEUS, M.; RIBEIRO, R. B. Assessing the impact of several development scenarios on the water quality in Santos Estuary. In: NEVES, R.; BARETTA, J; MATEUS, M. (Eds.) *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America*. IST Press, Lisboa: p. 435-444, 2008.

SARTORI, L. P.; LOPES, R. M. Seasonal variability of pelagic copepod assemblages on the inner shelf off Paraná, Brazil. *Nauplius*: p. 79-88, 2000.

SATÔ, S. S.; PARANAGUÁ, M. N.; ESKINAZI, E. On the mechanism of red tide of *Trichodesmium* in Recife, Northeastern Brazil, with some consideration of the relation to the human disease, "Tamadaré Fever". *Trab. do Instit. Oceanogr. da Univ. Fed. de Pernambuco*, v. 5-6, p. 7-49, 1963.

SCHAEFFER-NOVELLI Y.; MESQUITA, H. S. L.; CINTRÓN-MOLERO, G. The Cananeia Lagoon estuarine system, São Paulo, Brazil. *Estuaries*, v. 13, 193-203 p. 1990.

SCHMIDT, L. E. & HANSEN, P. J. Allelopathy in the prymnesiophyte *Chrysochromulina polylepis*: effect of cell concentration, growth phase and pH. *Marine Ecology Progress Series*, v. 216, p. 67-81, 2001.

SCHMIDT, T. C. S. & DIAS, J. F. Pattern of distribution and environmental influences on the Sciaenidae community of the Southeastern Brazilian Coast. *Braz. J. Oceanogr.*, 60, nº 2, p. 235-245, 2012.

SELLNER, K. G.; DOUCETTE, G. J.; KIRKPATRICK, G. J. Harmful algal blooms: causes, impacts and detection. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, v. 30, nº 7, p. 383-406, 2003.

SETÄLÄ, O; FLEMING-LEHTINIEN, V.; LEHTINIEN, M. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental Pollution* 2 (185): p.77-83, 2014

SHANKS, A. L., GRANTHAM, B. A.; CARR, M. H. Propagule dispersal distance and the size and spacing of marine reserves. *Ecological Applications*, 13: p. 159-169, 2003.

SIEBURTH, J. M. C. N.; SMETACECK, V. Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnol. Oceanogr.*, 23(6): p. 1256-1263, 1978.

SILVEIRA, I. C. A. et al. A Corrente do Brasil ao largo da costa leste brasileira. *Rev. bras. oceanogr.*, v.48, p.171-183, 2000.

SIMITH, D. J. B. & DIELE, K. Metamorphosis of mangrove crab megalopae, *Ucides cordatus* (Ocypodidae): Effects of interspecific versus intraspecific settlement cues. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 362, p. 101-107, 2008.

- SINQUE, C. Ictioplâncton do ecossistema da baía de Paranaguá (Paraná-Brasil. Arq. Biol technol, v. 32, nº 3, p. 473-490, 1989.
- SINQUE, C. Larvas de Sciaenidae (Teleostei) identificadas na região estuarina lagunar de Cananeia. Bolm. Zool., v. 5, p. 39-77, 1980.
- SMITH-VANIZ, W. F. Carangidae relationships. In: MOSER, H. G. et al. (Orgs.). Ontogeny and Systematics of Fishes. American Society of Ichthyology and Herpetology, Special Public., nº1, p. 522-530, 1984.
- SOARES, C. L.; ANDREATA, J. V.; MARCA, A. G. Composição e sazonalidade do icteoplâncton da Laguna de Marapendi, Rio de Janeiro. Biotemas v.4, nº2, p.35-49, 1991.
- SOARES, D. N. E. D. S. Bases microbiológicas e químicas da qualidade ambiental da água e areia da orla de Manguinhos - Serra, Espírito Santo, Brasil. Vila Velha: Centro Universitário Vila Velha, 2009.
- SOLÉ, J. et al. Modelling allelopathy among marine algae. Ecological Modelling, v. 183, p. 373–384, 2005.
- SOMARAKIS, S.; DRAKOPOULOS, P. & FILIPPOU, V., Distribution and abundance of larval fish in the northern Aegean Sea – eastern Mediterranean – in relation to early summer oceanographic conditions. Journal of Plankton Research, 24: (4): p. 339-357, 2002.
- SOURNIA, A.; CHRETIENNOT-DINET, M. J.; RICARD, M. Marine phytoplankton: how many species in the world? Journal of Plankton Research, v. 13, nº 5, p. 1093–1099, 1991.
- SOUZA, A. et al. Controle higiênico sanitário de moluscos bivalves no litoral de Santa Catarina. Panorama Aquicultura, v. 116, p. 55–59, 2009.
- SOUZA, K. M. C. Qualidade microbiológica de água de lastro de navios, água e bivalves de região portuária brasileira, com ênfase na detecção, pesquisa de fatores associados à virulência e epidemiologia molecular de *Vibrio cholerae* O1. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Departamento de Microbiologia Ambiental. 223 p. 2007.
- SPACH, H. L. Estudo comparativo da distribuição espaçotemporal e de padrões de agregação de ovos e larvas de *Harengula jaguana*, *Sardinella brasiliensis* (Clupeidae, Osteichthyes) e *Engraulis anchoíta* (Engraulidae: Osteichthyes) na costa sudeste do Brasil. Ph.D. thesis, Universidade de São Paulo, 1990.
- SPACH, H. L. et al. Temporal variation in fish assemblage composition on a tidal flat. Braz. J. Oceanogr., 52, nº 1, p. 47-58, 2004.
- STEMPNIEWICZ, L.; BŁACHOWIAK-SAMOŁYKB, K.; WĘSŁAWSKIB, J.M. Impact of climate change on zooplankton communities, seabird populations and arctic terrestrial ecosystem—A scenario. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, v. 54, nº(23–26,): p. 2934–2945, 2007.
- STEWART, J. R. et al. The coastal environment and human health: microbial indicators, pathogens, sentinels and reservoirs. Environmental Health, v. 7, nº (Suppl 2), p. S3, 2008.
- TANAKA, S., Stock assessment by means of ichthyoplankton surveys. FAO Fishery Technical Papers v.122: p. 33-51, 1973.

- TEEGARDEN, G. J. et al. Phycotoxin accumulation in zooplankton feeding on *Alexandrium fundyense* – vector or sink? *Journal of Plankton Research*, v. 25, p. 429–443, 2003.
- TESTER, P. A.; TURNER, J. T.; SHEA, D. Vectorial transport of toxins from the dinoflagellate *Gymnodinium breve* through copepods to fish. *Journal of Plankton Research*, v. 22, nº 1, p. 47–61, 2000.
- TONON, L. A. C. et al. Diversity and ecological structure of vibrios in benthic and pelagic habitats along a latitudinal gradient in the Southwest Atlantic Ocean. *PeerJ*, v. 3, p. e741, 2015.
- TOURON, A. et al. Assessment of faecal contamination and the relationship between pathogens and faecal bacterial indicators in an estuarine environment (Seine, France). *Marine Pollution Bulletin*, v. 54, nº 9, p. 1441–1450, 2007.
- TRUJILLO, A. P.; THURMAN, H. V. *Essentials of Oceanography*. 10th. ed. [S.l.] Pearson, 2011.
- TURNER, J. W.; GOOD, B.; COLE, D.; LIPP, E. K. Plankton composition and environmental factors contribute to *Vibrio* seasonality. *ISME Journal*, v.3, p. 1082–1092, 2009.
- VALIELA, I. Spatial structure: Patchiness. In: *Marine Ecological Processes*. 2ª ed. New York: Springer-Verlag, p. 325-347. 1995.
- VAN RIJSSEL, M. et al. Haemolytic activity of live *Phaeocystis pouchetii* during mesocosm blooms. *Biogeochemistry*, v. 83, nº 1-3, p. 189–200, 2007.
- VANNUCCI, M. & PRADO, M. S. A. Sobre as coletas de plâncton na III e IV viagens do N/OC “Almirante Saldanha”. *Contribuições avulsas ao. Instituto oceanográfico.*, 1, p. 1-16, São Paulo: 1959.
- VANNUCCI, M. Preliminary results on the study of the zooplankton standing stock of south Brazilian coast, 25° lat. S. *Contribuições avulsas ao. Instituto oceanográfico*, 3, p. 1-28, São Paulo: 1962.
- VASCONCELLOS, M. & GASALLA, M. A. Fisheries catches and carrying capacity of marine ecosystem in southern Brazil. *Fisheries Research*, 50: p. 279-295. 2001.
- VAZ, A. C. et al. Modeling transport and retention of *Engraulis anchoita* Hubbs e Marini, 1935 (Clupeiformes, Engraulidae) early life stages along the Central Southwestern Atlantic Continental Shelf. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 2(2): p.179-190, 2007.
- VEGA-PEREZ, L. A. Estudo do zooplâncton da região de Ubatuba, Estado de São Paulo. *Publ. esp. Inst. oceanogr.* São Paulo: p. 65-84, 1993.
- VEZZULLI, L. et al. Long-term effects of ocean warming on the prokaryotic community: evidence from the vibrios. *The ISME Journal: Multidisciplinary Journal of Microbial Ecology*, v. 6, nº 1, p. 21–30, 2012.
- VIEIRA, R. R. R. & CALAZANS, D.K. Abundance and distribution of Portunidae larval phases (Crustacea: Brachyura) in the estuarine and coastal region of the Patos Lagoon, southern Brazil, *Nauplius*, 23(2): p. 132-145, 2015.
- VILLAC, M. C. et al. Plâncton. In: LOPES, R. M. *Informe sobre as Espécies Exóticas Invasoras Marinhas no Brasil*. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, Série Biodiversidade 33, 439p. 2009.

VILLAC, M. C.; CABRAL-NORONHA, V. A. P.; PINTO, T. O. The phytoplankton biodiversity of the coast of the state of São Paulo , Brazil The phytoplankton biodiversity of the coast of the state of São Paulo , Brazil. *Biota Neotropica*, v. 8, n° 3, p. 151–173, 2008.

WHEELER-ALM, E.; BURKE, J.; SPAIN, A. Fecal indicator bacteria are abundant in wet sand at freshwater beaches. *Water Research*, v. 37, n° 16, p. 3978-3982, 2003.

WHITEHEAD, P. J. P.; NELSON, G. J.; WONGRATANA, T. FAO species catalogue. Vol 7 Clupeoid fishes of the World (Suborder Clupeiidae). An annotated and illustrated catalogue of herrings, sardines, pilchards, sprats, anchovies and Word-herrings. Part 2 Engraulidae. FAO Fisheries Synopsis, 7 (125): parte 2: p.1-99, 1988.

WUNDERLICH, A. C.; PINHEIRO, M. A. A.; RODRIGUES, A. M. Biologia do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Crustacea: Decapoda: Brachyura), na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 25 (2): p. 188-198, 2008.

ZAVALA-CAMIN, L. A. & YAMANAKA, N. Notas sobre um caso de mortandade de peixes, ocorrida em Itanhaém, São Paulo, Brasil. *Bolm Inst. Oceanogr.*, v. 29, n° 2, p. 337, 1980.