



UFRJ

Universidade Federal do Rio de Janeiro  
Escola Politécnica & Escola de Química  
Programa de Engenharia Ambiental

ALTERAÇÕES NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE DO MICROFITOPLÂNCTON  
DA BAÍA DE GUANABARA (RJ): 20 ANOS DE AMOSTRAGEM

**MELISSA MEDEIROS FERREIRA HATHERLY**

RIO DE JANEIRO  
2013



UFRJ

**MELISSA MEDEIROS FERREIRA HATHERLY**

**ALTERAÇÕES NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE DO MICROFITOPLÂNCTON  
DA BAÍA DE GUANABARA (RJ): 20 ANOS DE AMOSTRAGEM**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental

Orientador: Dr. Sérgio Bonecker

Co-orientadora: Dr. Denise Rivera Tenenbaum

RIO DE JANEIRO  
2013

Hatherly, Melissa Medeiros Ferreira.

Alterações na estrutura da comunidade do microfitoplâncton da Baía de Guanabara (RJ): 20 anos de amostragem / Melissa Medeiros Ferreira Hatherly

f.62

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de Engenharia Ambiental, Rio de Janeiro, 2013.

Orientador: Sérgio Luiz Costa Bonecker

Co-orientador: Denise Rivera Tenenbaum

1. Microfitoplâncton. 2. Variação Espacial. 3. Variação Temporal. 4. Eutrofização. I. Bonecker, Sérgio Luiz Costa. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Escola Politécnica e Escola de Química. III. Alterações na estrutura na comunidade do microfitoplâncton da Baía de Guanabara (RJ): 20 anos de amostragem.



UFRJ

ALTERAÇÕES NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE DO MICROFITOPLÂNCTON  
DA BAÍA DE GUANABARA (RJ): 20 ANOS DE AMOSTRAGEM

**MELISSA MEDEIROS FERREIRA HATHERLY**

Orientador: Dr. Sérgio Bonecker

Co-orientadora: Dr. Denise Rivera Tenenbaum

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental da Escola Politécnica & Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental

Aprovada pela Banca:

Banca:

  
Presidente, SÉRGIO LUIZ COSTA BONECKER, UFRJ

  
CRISTINA APARECIDA GOMES NASSAR, UFRJ

  
GLEYCI APARECIDA OLIVEIRA MOSER, UERJ

  
DANIEL DIAS LOUREIRO, UCB / FAMATH

RIO DE JANEIRO  
2013

“É exatamente disso que a vida é feita: De momentos! Momentos os quais temos que passar, sendo bons ou não, para o nosso próprio aprendizado, por algum motivo. Nunca esquecendo do mais importante: Nada na vida é por acaso...”

Chico Xavier

“O correr da vida embrulha tudo. A vida é assim: esquenta e esfria, aperta e daí afrouxa, sossega e depois desinquieta. O que ela quer da gente é coragem”

Guimarães Rosa

## DEDICATÓRIA

Dedico esse trabalho ao meu esposo André e às  
minhas queridas filhas Luisa e Júlia

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela vida e por tudo que ele colocou na minha vida.

Ao orientador Prof. Sérgio Bonecker, por ter acreditado e aceito imediatamente a minha proposta de dissertação.

À minha co-orientadora Prof.<sup>a</sup> Denise Rivera Tenenbaum, por ter aceitado a orientação desta pesquisa, pelas contribuições sempre pertinentes, por acreditar no meu trabalho e por todos estes muitos anos de aprendizado.

A todos os participantes do FITOMAR (UFRJ) com sua equipe sempre pronta para ajudar, com uma conversa amiga ou uma palavra de estímulo. Em especial agradeço a Nicole, pelo seu companheirismo e grande ajuda na formatação final, Juan Alba, pela elaboração do *abstrac*, e Márcio Tenório, pelas descontrações e palavras de conforto. Não poderia deixar de agradecer aqui a todos que coletaram e processaram as amostras, gerando dados que permitiram a realização deste trabalho, especialmente Maria Célia Villac.

Aos professores do PEA, por todos os conhecimentos repassados e as Bibliotecárias do CT, que mesmo por e-mail prontamente tiraram minhas dúvidas e se colocaram à disposição para auxiliar.

Membros da banca examinadora pelo aceite em participar, pela dedicação na análise deste trabalho e sugestões de melhoria;

Às amigas de sempre Kátia, Cristiane, Janaína, Maria Cristina e Simone pela amizade e todo incentivo a continuar mesmo com as dificuldades da vida.

Aos meus familiares e amigos, que acreditaram no meu trabalho e me incentivaram, compreendendo minhas ausências, em especial, Rodrigo, Pedrino, Marcinha, Marreco, Fran, Francisco, amigos da CEAH.

Aos meus queridos pais, pelo acolhimento incondicional que sempre estiveram dispostos a oferecer, pelo apoio logístico e por todo o esforço em dar uma boa educação. A minha querida irmã, pela atenção, amizade e por todas as coisas que passamos juntas.

Ao meu marido, André Luis, pela paciência e apoio constante e, especialmente, pela compreensão na ausência nesta reta final.

Às minhas filhas Luisa e Júlia, às quais sempre procurarei dar o exemplo de meus pais, e fundamentais para os momentos de descontração. São verdadeiros tesouros!

## RESUMO

Este trabalho apresenta uma síntese das variações espaciais e temporais do microfitoplâncton da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil, sob os aspectos estruturais da abundância expressa pela densidade celular e composição taxonômica (diatomáceas, dinoflagelados e euglenofíceas). Os dados foram oriundos de monografias, dissertações e relatórios de pesquisas no período de 1985 a 2011 gerados pelo Laboratório de Fitoplâncton da Universidade Federal do Rio de Janeiro. O microfitoplâncton apresentou abundância na ordem de grandeza de  $10^6$  cel.L<sup>-1</sup> confirmando o já descrito caráter eutrófico da Baía. Apesar das densidades celulares entre o canal de circulação e a entrada da Baía serem similares, a representatividade entre os grupos taxonômicos foi diferenciada. Enquanto as diatomáceas dominaram com 93% na entrada, os flagelados, representado pelos dinoflagelados e euglenofíceas contribuíram com 76% da comunidade do microfitoplâncton no canal de circulação. As variações sazonais foram condicionadas por um verão chuvoso, com o predomínio de diatomáceas e um inverno seco com aumento da contribuição de flagelados. Ao longo dos anos uma tendência de aumento da densidade é observada, principalmente dos flagelados. As variações da comunidade fitoplanctônica da Baía de Guanabara expressa pelos seus principais componentes, refletiu ao longo do tempo as mudanças decorrentes de alterações ambientais naturais ou antrópicas. Entretanto, estudos de longas séries temporais são necessários para a melhor compreensão dos fatores que interferem na dinâmica do fitoplâncton da Baía de Guanabara.

Palavras-chave: Microfitoplâncton, variação espacial, variação temporal, eutrofização.



## ABSTRACT

This study shows a synthesis of the microphytoplankton spatial and temporal variability on the Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil, considering structural aspects of the abundance, in terms of cellular density, and taxonomic composition (diatoms, dinoflagellates and euglenophytes). A data series from scientific monographs, Masters, and scientific reports produced on the Phytoplankton Laboratory of the Federal University of Rio de Janeiro from 1985 to 2011. Phytoplankton abundance showed values of  $10^6$  cel.L<sup>-1</sup>, confirming the related eutrophic characteristic of this ecosystem. Although similar cellular densities were observed at the main channel and at the mouth of the bay, taxonomic composition was different. While diatoms dominated at the mouth (93%), flagellates, mainly dinoflagellates and euglenophytes, represented 76% of microphytoplankton community at the main channel. Seasonal variability was characterized by rainy summer, dominated by diatoms, and a dry winter, with an increasing of flagellate's contribution. A yearly trend of increasing on density, mainly flagellates, were observed. Variability in phytoplankton community, in terms of the main components, observed in Guanabara Bay, reflected the changes resulting from environmental and anthropogenic sources. Nevertheless, long-term studies are necessary to better understanding of the factors that influence on the dynamic of phytoplankton community of Guanabara Bay.

Keywords: Microphytoplankton, temporal variability, spatial variability, eutrophication.

## SUMÁRIO

DEDICATÓRIA .....	vi
AGRADECIMENTOS .....	vii
ABSTRACT.....	ix
SUMÁRIO .....	x
Índice de Figuras .....	xi
Índice de Tabelas.....	xiii
1. Fundamentação Teórica .....	1
2. Introdução.....	5
3. Área de estudo.....	9
4. Justificativa .....	12
5. Hipótese.....	12
6. Objetivo Geral .....	13
6.1.Objetivos Específicos .....	13
7. Metodologia .....	13
8. Resultados e Discussão.....	18
8.1. Variação Espacial da densidade celular do microfitoplâncton .....	18
8.2. Variação Temporal da densidade celular do microfitoplâncton.....	25
8.3. Variação Sazonal da densidade celular do microfitoplâncton.....	33
8.4. Classificação do Estado Trófico da Baía de Guanabara .....	39
9. Conclusão.....	45
10. Referências Bibliográficas.....	46

## Índice de Figuras

Figura 1: Baía de Guanabara com os setores de acordo com os diferentes níveis de qualidade de água.....	10
Figura 2: Pontos de coleta da área de estudo (A1 na entrada; B1 e B2 no canal de circulação).....	14
Figura 3: Variação mensal da densidade média do microfitoplâncton na entrada (a) e no canal de circulação (b) da Baía de Guanabara. A barra corresponde ao desvio padrão.....	18
Figura 4: Contribuição média dos grupos taxonômicos por meses de coleta na entrada (a) e no canal de circulação (b) da Baía de Guanabara.....	20
Figura 5: Contribuição das diatomáceas, dinoflagelados e euglenófitas nos dois pontos de coleta da Baía de Guanabara: a) entrada b) canal de circulação.....	21
Figura 6: Variação mensal da densidade média do microfitoplâncton por ano de coleta na entrada (a, b, c) e no canal de circulação (d, e, f, g) da Baía de Guanabara.....	26
Figura 7: Variação anual da densidade média dos grupos taxonômicos na entrada (a) e no canal de circulação (b) da Baía de Guanabara.....	28
Figura 8: Variação sazonal da densidade média do microfitoplâncton entre os anos na entrada (a) e no canal de circulação (b) da Baía de Guanabara. V=verão, O= outono, I= inverno, P= primavera. A barra corresponde ao desvio padrão.....	29
Figura 9: Distribuição sazonal da densidade média das diatomáceas, dinoflagelados, e euglenófitas na entrada (a, b, c) e canal de circulação (d, e, f) da Baía de Guanabara. A barra corresponde ao desvio padrão. Destaque para as escalas diferentes.....	30
Figura 10: Variação mensal da precipitação (mm) e temperatura do ar (°C) média da Baía de Guanabara durante o período de estudo.....	32
Figura 11: Variação mensal da densidade do microfitoplâncton da Baía de Guanabara durante o período de estudo.....	33
Figura 12: Variação anual da densidade média do microfitoplâncton por ano de coleta nos quatro períodos do ano na entrada (a,b, c, d) e no canal de circulação (e,f,g,h) da Baía de	

Guanabara.....	34
Figura 13: Variação sazonal da densidade média das diatomáceas (a, b, c, d), dinoflagelados (e, f, g, h) e euglenofíceas (i, j, l, m) por ano de coleta nos quatro períodos na entrada da Baía de Guanabara. Destaque para as escalas diferentes.....	35
Figura 14: Variação sazonal da densidade média das diatomáceas (a, b, c, d), dinoflagelados (e, f, g, h) e euglenofíceas (i, j, l, m) por ano de coleta nos quatro períodos no canal de circulação (d, e, f) da Baía de Guanabara.....	36
Figura 15: Variação anual média da temperatura do ar (a) e da precipitação (b) na Baía de Guanabara durante o período de estudo.....	37
Figura 16: Variação temporal das diatomáceas (linha tracejada) e flagelados (linha contínua) na Baía de Guanabara.....	38
Figura 17: Frequência de ocorrência mensal na entrada e canal de circulação da Baía de Guanabara.....	40
Figura 18: Classificação por meses na entrada e no canal de circulação da Baía de Guanabara.....	40
Figura 19: Frequência de ocorrência na anual na entrada e canal de circulação da Baía de Guanabara.....	41
Figura 20: Classificação por anos na entrada e no canal de circulação da Baía de Guanabara.....	41
Figura 21: Frequência de ocorrência nos quatro períodos do ano na entrada e canal de circulação da Baía de Guanabara.....	42
Figura 22: Classificação nos quatro períodos do ano na entrada e no canal de circulação da Baía de Guanabara. ....	42

## Índice de Tabelas

Tabela 1: Metodologia de quantificação para estimativa da densidade média do microfitoplâncton.....	14
Tabela 2: Amostragem em dois setores da Baía de Guanabara nos quatro períodos por anos de coleta. Setores: Entrada (A1) e Canal de Circulação (B1 e B2) da Baía de Guanabara.....	15
Tabela 3: Número de amostras por anos, meses e períodos na entrada e no canal de circulação da Baía de Guanabara. Meses: janeiro (J), fevereiro (F), março (M), abril (AB), maio (M), junho (JN), julho (JL), agosto (A), setembro (S), outubro (O), novembro (N), dezembro (D). CC: Canal de circulação.....	15
Tabela 4: Estatística descritiva de algumas variáveis físico-químicas e da clorofila <i>a</i> , na entrada e no canal de circulação da Baía de Guanabara durante o período de estudo.....	16
Tabela 5: Classificação da qualidade das águas para a entrada e para o canal de circulação da Baía de Guanabara durante o período de estudo.....	17
Tabela 6: Sistemas compatíveis com valores de densidade celular ( $\text{cel.L}^{-1}$ ) do microfitoplâncton na entrada e no canal de circulação da Baía de Guanabara durante o período de estudo (1985-2011).....	19

## 1. Fundamentação Teórica

A comunidade planctônica é composta por organismos pelágicos cujo deslocamento é insuficiente para vencer as massas d'água e correntes marinhas. Entretanto, sua importância é vital para os ecossistemas, pois representa a base da cadeia alimentar pelágica nos oceanos. Mudanças em sua estrutura podem refletir em modificações em todos os níveis tróficos (Pomeroy, 1974; Sherr & Sherr, 1988).

A grande diversidade de tamanho dos organismos planctônicos resulta em diferentes classificações e diversas relações inter e intra-específicas, envolvendo competição por recursos orgânicos e inorgânicos. Esta comunidade pode ser categorizada em: bacterioplâncton (bactérias auto e heterotróficas), protozooplâncton (protozoários, p.ex. tintinídeos e radiolários), fitoplâncton (microalgas), zooplâncton (metazoários heterotróficos) e ictioplâncton (larvas e ovos de peixes) (Nibakken, 1993), ou ainda por faixas de tamanho em: organismos: picoplâncton (0,2 – 2  $\mu\text{m}$ ); nanoplâncton (2 – 20  $\mu\text{m}$ ); micropoplâncton (20 – 200  $\mu\text{m}$ ); macropoplâncton (200 – 2.000  $\mu\text{m}$ ) e metapoplâncton (> 2.000  $\mu\text{m}$ ) (Sieburth et al., 1978).

O fitoplâncton é responsável por mais de 90% da produção primária nos oceanos, com presença de vários pigmentos fotossintéticos, responsáveis pela conversão de compostos inorgânicos (água, gás carbônico e sais nutrientes) em matéria orgânica, através da fotossíntese (Margalef, 1980b). Compreende as microalgas (unicelulares ou filamentosas) distribuídas em diversas classes taxonômicas. As diatomáceas (Bacillariophyceae) e os dinoflagelados (Dinophyceae) são os principais constituintes em ambientes marinhos, tanto em riqueza de espécies quanto em densidade numérica, enquanto euglenofíceas (Euglenophyceae) são melhor representadas em ambientes dulciaquícolas (Lalli & Parson, 1993).

As diatomáceas distinguem-se pela presença de uma parede celular, composto inorgânico de sílica, que consiste em duas partes chamadas "valvas". Constituem um dos principais grupos do fitoplâncton em águas marinhas neríticas e estuarinas (Brandini & Fernandes, 1996). Geralmente compreendem grande parte da biomassa do fitoplâncton, evidenciando seu papel na teia trófica pelágica e nos fluxos de carbono na região de estudo (Brandini et al., 2001). Espécies planctônicas muitas

vezes têm adaptações morfológicas que lhes permitem permanecer em suspensão na água, podendo apresentar uma única célula, e cadeias longas, ligadas por espinhos de sílica, como formato de zig-zag ou estreladas (em forma de estrela), colônias que resistem ao afundamento. (Smol et al., 2010; Round et al., 1990).

Os dinoflagelados podem ser planctônicos, bentônicos e simbióticos. O grupo é composto por aproximadamente 2000 espécies (Steidinger e Tangen, 1997). Algumas espécies marinhas são bioluminescentes, e cerca de 60 espécies são responsáveis por florações conhecidas como produtoras de toxinas (Graham e Wilcox, 2000). A mobilidade é a principal característica que condiciona a sua distribuição no meio, e que de certa forma, os diferencia de outros grupos. Têm capacidade para regular a profundidade realizando migrações diurnas dentro da zona eufótica, maximizando a fotossíntese. Podem concentrar-se e, manter a posição, ao longo de frentes marinhas que proporcionam águas enriquecidas de nutrientes. Outro fato que condiciona a sua distribuição é o uso de diferentes estratégias tróficas. Muitos dinoflagelados são autotróficos e heterotróficos e alguns têm comportamento misto. Os primeiros respondem a fatores relacionados com a luz e nutrientes dissolvidos; os segundos dependem da disponibilidade de nutrientes na água. Os fatores que controlam o crescimento e a sua distribuição são a luz, temperatura, salinidade, nutrientes, correntes oceânicas, profundidade da água, ressurgência, poluição e predação por outros organismos (Sousa et al., 1999).

As euglenófitas são conhecidas por ser um grupo que se desenvolve principalmente em águas com altos teores de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio (Alves-da-Silva & Laitano 1994). A presença do flagelo é uma vantagem em ambientes turbidos, pois permite que estas algas utilizem nutrientes presentes em camadas mais profundas, podendo em seguida voltar para a região eufótica. Além disso, o tipo de alimentação fagotrófica, que um grande número de flagelados apresenta (Porter 1989), é mais uma fonte de nutrição, nestes ambientes tão ricos em matéria orgânica.

O fitoplâncton pode atuar como um “sensor” de mudanças ambientais no meio aquático, pois responde rapidamente a essas mudanças. De acordo com a frequência e a intensidade dessas mudanças, aspectos qualitativos e quantitativos

da biota podem ser modificados, e a seleção de espécies por meio de mecanismos de concorrência permite a sobrevivência das espécies favorecidas por suas estratégias adaptativas (Margalef, 1993; Reynolds, 1984a). Essas estratégias adaptativas ou estratégias de sobrevivência se resumem no processo de aperfeiçoamento da aplicação de energia em prol da sobrevivência, que se torna possível àqueles indivíduos que possuem um grupo de características morfológicas, fisiológicas, reprodutivas e comportamentais que evoluíram entre as populações, levando a uma resposta mais adequada às diferentes condições ambientais (Grime, 1979).

As características hidrológicas influenciam diretamente a estrutura da comunidade planctônica marinha (composição, densidade e biomassa, distribuição espacial e temporal) no território brasileiro (Brandini et al., 1997). Como a dinâmica das massas d'água e correntes exerce grande influência sobre a estrutura desta comunidade, esta é considerada um bom indicador das características das massas d'águas relacionadas (Mann & Lazier, 1991).

As variações temporais e espaciais na composição da biomassa do fitoplâncton são identificadoras das alterações naturais ou antrópicas. A sensibilidade desses organismos a variações ambientais, como presença de produtos tóxicos ou mudanças no suprimento de nutrientes, faz a comunidade fitoplanctônica ser como um modelo para melhor entendimento dos ecossistemas em geral (Ferreira et al. 2005).

Ações antrópicas contínuas como esgoto in natura, rejeitos industriais, e diversos compostos que são carreados, levam ao processo de eutrofização do ecossistema aquático, definido como o resultado do aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio (Zagatto et al., 1997). Por isso um estudo contínuo de longa duração, resultando numa longa série temporal, em diferentes pontos de coleta, busca contribuir para um melhor entendimento da estrutura e dos processos que regulam um ecossistema marinho em curto, médio e longo prazo, utilizando diferentes parâmetros como temperatura, salinidade, pH, oxigênio dissolvido, carbono orgânico dissolvido, Clorofila a e nutrientes inorgânicos (Guimarães et al, 2011).



É fundamental a utilização de ferramentas que permitam a integração das variáveis ambientais dentro do processo de decisões relacionadas ao planejamento e monitoramento. Uma das formas de contribuir para o conhecimento da saúde ambiental e os efeitos de ações antropogênicas é o emprego de organismos vivos na indicação da qualidade do ambiente, os quais poderão oferecer um alerta a partir das mudanças ocorridas para diagnosticar a causa desses impactos (Espino, 2002).

As espécies indicadoras ou bioindicadoras são representadas por organismos ou conjunto de organismos que indicam as condições ambientais a que estão melhores adaptadas, para desenvolver seu estilo de vida e demanda (Loeb; Spacie, 1994). Segundo Damato (2001) um bioindicador é um organismo que permite caracterizar o estado de um ecossistema e evidencia, tão precocemente, quanto possíveis, as modificações naturais ou provocadas.

Nos estudos de monitoramento ambiental, particularmente sobre eutrofização, as diatomáceas destacam-se dentre os principais indicadores biológicos por apresentarem alguns atributos, como seguem: (i) usualmente representam o grupo dominante entre as microalgas; (ii) algumas espécies são sensíveis às mudanças ambientais e outras muito tolerantes; (iii) respondem às mudanças ambientais de curto e longo prazo; (iv) suas amplitudes ecológicas são bastante estudadas em diferentes regiões; (v) possuem facilidade de amostragem, obtendo-se grandes quantidades em superfícies pequenas; (vi) possuem elevadas taxas de migração e, portanto, podem colonizar rapidamente novos habitat; e (vii) suas valvas geralmente se encontram bem preservadas nos sedimentos permitindo sua correta identificação, pois seu envoltório celular constituído de sílica polimerizada ( $\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ ) é resistente à decomposição por bactérias, dissolução química e ruptura física (Bennion 1995, Lobo et al.2002, Smol 2008)

Para avaliar a qualidade de água pode-se utilizar indicadores como a dominância dos grandes grupos que compõem o fitoplâncton, a densidade dos organismos e o estado trófico, visando separar em categorias a qualidade da água.

## 2. Introdução

A cidade do Rio de Janeiro cresceu às margens da Baía de Guanabara em função de vários aspectos positivos, representados não só por sua geomorfologia e rede de drenagem, que garantiam a penetração além da linha da costa, como também, por suas águas limpas, resultantes de um eficiente sistema de auto-depuração, responsável pela reciclagem do volume de despejos urbanos daquela época pretérita (Mayr et al., 1989). Com a rápida expansão urbano-industrial ocorrida nestas últimas décadas, a partir dos anos 40, a capacidade de renovação foi superada em alguns pontos da baía, onde o processo de renovação e circulação de suas águas ficou prejudicado devido aos assoreamentos e aterros efetuados em suas margens, gerando áreas fortemente degradadas (Cruz et al., 1998).

A Baía de Guanabara apresenta uma reconhecida importância histórica, econômica, cultural, científica, social e ambiental, mas é um dos ambientes costeiros mais degradados do país. Tanto do ponto de vista da ocupação urbana, quanto ambiental. O processo de destruição teve início com a colonização a partir do século XVI e se acentuou drasticamente com o modelo de desenvolvimento urbano-industrial no século passado (Amador, 1997).

Como consequência dos usos e formas de ocupação, aos quais a baía é submetida, ocorreu a formação de gradientes espaciais de qualidade de água neste ecossistema costeiro, que já foi descrito por diversos autores (Mayr et al., 1989; Villac, 1990; Lavrado et al., 1991; Paranhos et al., 1993; Paranhos et al., 1995; Paranhos et al., 1998; Kjerfve et al., 1997; FEEMA, 1998). O gradiente Norte-Sul ocorre devido à natureza estuarina deste ambiente e o leste-oeste é gerado principalmente pela ocupação humana no entorno da baía. O balanço entre as contribuições continentais e marinhas determina a diferença entre a região norte (interior) e a sul (entrada) da baía. O norte apresenta pior qualidade de água devido à maior contribuição das águas fluviais provenientes das bacias hidrográficas degradadas. Isso faz com que as 53 praias da baía sejam consideradas inadequadas para o contato primário, segundo a resolução Nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) publicada em 2005. Por sua vez, a região da entrada (sul) é mais fortemente influenciada por águas da plataforma continental,

sendo, portanto de melhor qualidade ambiental. Devido a isto são encontrados maiores valores de temperatura e nutrientes (ortofosfato, fósforo total, amônia, nitrito e silicato) no interior da baía e maiores valores de salinidade, oxigênio dissolvido e pH na entrada desse ecossistema (Mayr et al., 1989; FEEMA, 1990 e 1998; Lavrado et al., 1991; Villac et al., 1991; Paranhos et al., 1993; Paranhos et al., 1995; Valentin, et al., 1999; Kjerfve et al., 1997) Na porção oeste estão localizados municípios densamente ocupados e com grande atividade industrial, como Rio de Janeiro, Duque de Caxias, São João de Meriti, entre outros. Isso, aliado à maior quantidade de aterros na região, justifica as baixas taxas de oxigenação e altos valores para os indicadores de poluição. No leste da baía é observado o oposto. Essa área é influenciada por cidades como São Gonçalo e Niterói e apresentam melhores indicadores ambientais (menores índices de poluição e maiores teores de oxigênio dissolvido) (Paranhos, 2002) (Figura1).

Desta forma, a carga poluidora lançada na Baía, tem sido a causa do desequilíbrio no ecossistema aquático, alterando a vários atributos físicos, químicos e biológicos. Tal fenômeno denominado eutrofização interfere diretamente no ambiente, devido ao enriquecimento das águas por matéria orgânica biodegradável e nutrientes, especialmente, nitrogênio e fósforo, que propiciam o crescimento de microalgas e o aumento da produtividade primária (Lima, 2006). A elevada disponibilidade de matéria orgânica, e consequente, degradação em nutrientes inorgânicos propiciará a proliferação de organismos, levando ao maior consumo de oxigênio podendo acarretar na morte de peixes (Aguar et al., 2011).

As florações de algas nocivas estão associadas a conhecidos e diversos eventos de mortalidade de peixes e intoxicações que atingem diretamente os seres humanos. Dois grupos distintos podem ser reconhecidos dentro das chamadas florações algais nocivas (Gilbert & Pitcher 2001). Ao primeiro estão associadas às espécies produtoras de toxinas (autótrofas e heterótrofas) que podem contaminar os consumidores primários, secundários e até predadores de topo através do processo de bioacumulação. Já o segundo, inclui os grandes produtores de biomassa, que podem levar à hipoxia e anoxia e, conseqüentemente, a grandes taxas de mortalidade no ambiente marinho após as densas concentrações terem se desenvolvido, tendo produzido ou não toxinas (Castro & Moser, 2012).

Outro aspecto relevante em termos de qualidade biológica da água é a presença de agentes patogênicos com altas concentrações de bactérias do tipo coliformes e a transmissão de doenças. Pode-se citar a deficiência do sistema de saneamento básico e a participação de efluentes industriais como fatores preponderantes para explicar a degradação atual da Baía. Em áreas mais pobres da Bacia esgotos correm a céu aberto. Em todos os casos, os efluentes sanitários acabam chegando *in natura* à Baía, receptora natural de todos os rios, canais e galerias. (FEEMA, 2006).

Neste contexto a comunidade fitoplanctônica desempenha um papel fundamental no entendimento da dinâmica do ecossistema marinho. Devido às suas dimensões microscópicas e altas taxas de crescimento, responde rapidamente às mudanças ambientais e pode fornecer subsídios sobre a dinâmica dos processos oceanográficos e interação com a biota (Smetacek, 1988; Day Jr et al., 1989; Buskey, 1993). A composição e abundância das comunidades têm sido utilizadas como indicadores de qualidade das águas da Baía de Guanabara que, apesar de constituir o receptor final de rejeitos orgânicos e químicos da região metropolitana do Rio de Janeiro, mantém grande biodiversidade biológica (Villac & Tenenbaum, 2010).

A qualidade de água da Baía de Guanabara pode ser avaliada, a partir do seu “status ecológico” (estado trófico desse ecossistema) podendo utilizar como instrumentos, diferentes classes ecológicas e variável biótica. Essa classificação precisa ser personalizada, utilizando abordagens diferentes, já que temos diferentes fatores interferindo nas condições físico-química e biológica do ambiente, além de termos inúmeras vezes informações limitada de dados.

Para estimar a qualidade de água deve-se utilizar um indicador biológico desta qualidade para serem submetidos a uma Diretiva Européia conhecida com Water Framework Directive (WFD). Os pesquisadores Europeus apresentam restrições sobre a aplicabilidade das diretivas, especialmente quanto ao método e a falta de experiência no uso de muitos elementos biológicos. Ainda é enfatizado que os dados exigidos pelas diretivas são escassos e a aplicação do novo conceito de estado ecológico é uma questão de difícil aplicação (Oliveira et al, 2008).

O fitoplâncton da Baía de Guanabara é constituído por populações tipicamente neríticas (termo relativo à água que cobre a plataforma continental e que tipicamente apresenta profundidade de até 200m) (Lourenço, 2013), termófilas ( $> 18^{\circ}\text{C}$ ), com a ocorrência marcante de espécies estuarinas e a presença ocasional de espécies oceânicas. A comunidade fitoplanctônica obedece à sazonalidade climática da região, onde o período de verão, quente e chuvoso, é individualizado do resto do ano por representar uma época de grande estresse ambiental. Nos meses de verão ocorrem as chuvas sazonais que estão associadas às maiores densidades de organismos na entrada da baía, pois as chuvas elevam os níveis de nutrientes carregados dos rios, aumentando a produção fitoplanctônica. (ZEE, 2000).

O plâncton da Baía de Guanabara vem sendo estudado desde o início do século XX, com os primeiros estudos de Faria (1914) e Faria & Cunha (1917) seguidos posteriormente por Oliveira (1945; 1962). O fitoplâncton começa a ser estudado em meados da década de 60 por Balech & Soares (1966), seguidos por Sevrin-Reyssac et al (1979), Rodrigues (1998), Schutze et al. (1989) e Villac (1990), através de levantamentos de espécies, estimativas de biomassa e produção primária em várias localidades da baía e épocas do ano. Mais recentemente a diferenciação entre os componentes autotróficos e heterotróficos das diversas frações do plâncton começa a ser avaliada em ambos os sistemas a partir dos estudos desenvolvidos por Dias et al. (1998), Tenenbaum et al. (2001), Santos (2002). Sobre a abordagem da qualidade de água na Baía de Guanabara, temos Lima (2006) e Pantera et al. (2006), além de estudo sobre eutrofização como em Aguiar et al. (2011). Ampliando os estudos sobre o ecossistema da Baía de Guanabara, com informações pretéritas e atuais, e considerando como uma referência, para estudos futuros temos uma síntese do conhecimento da Baía dividida em dois volumes temáticos, onde o Volume I, composto de caracterização física, química e geológica, bem como a influência antrópica; e o Volume II, com uma caracterização de sua biodiversidade, ambos focando no ambiente aquático, seu espelho d'água em Petrobrás (2012).

Visando avaliar a variação espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica ao longo de 20 anos, este trabalho foi baseado em dados pretéritos gerados pelo Laboratório de Fitoplâncton do Departamento de Biologia Marinha (IB/UFRJ), disponíveis em Villac (1990), Barboza (1997), Santos (2002) e Lima (2007) e nos

Projetos PRONEX (2007, 2008), “PELD Guanabara – Estrutura e Funções do ecossistema da Baía de Guanabara: uma Pesquisa Ecológica de Longa Duração” (2011, 2012).

### **3. Área de estudo**

A Baía de Guanabara (22°41'-22°56'S e 43°02'-43°18'W) é a segunda baía do litoral do Brasil em área e volume. É um corpo de água semi-fechado cercado por grandes áreas urbanas, como as cidades do Rio de Janeiro e Niterói (Schwamborn et al., 2004). Possui uma superfície de aproximadamente 400 km<sup>2</sup> e um volume estimado de 2x10<sup>9</sup> m<sup>3</sup>. Sua profundidade varia de 51 m na entrada do canal de ligação com a plataforma interna (~1,8 km de largura), até menos de 1 m nas áreas internas, próximas às margens (JICA, 1994). Considerada como um ambiente estuarino, que recebe aporte de água doce através dos rios de sua bacia de drenagem e pela descarga de efluentes domésticos e industriais (Mayr et al., 1989).

As características hidrológicas variam temporalmente em função da oscilação da maré e pluviosidade, influenciadas pontualmente pelos aportes continentais. No verão, a alta precipitação promove uma maior descarga fluvial (Valentin et al., 1999). A maré apresenta variações semi-diúrnas (Amador, 1997) com amplitude média de 0,7m, estando em torno de 1,1 m em condição de sizígia e 0,3 m em condição de quadratura (JICA, 1994). Os focos de poluição desigualmente distribuídos e o padrão de circulação de suas águas, determinado pela influência dos rios e pelas variações da maré propiciam a diluição dos despejos de esgoto de maneira diferenciada, gerando áreas com diferentes qualidades ambientais (Mayr et al., 1989).

De acordo com as características hidrobiológicas, Mayr et al. (1989), caracterizaram a Baía de Guanabara em 5 setores (Figura 1):

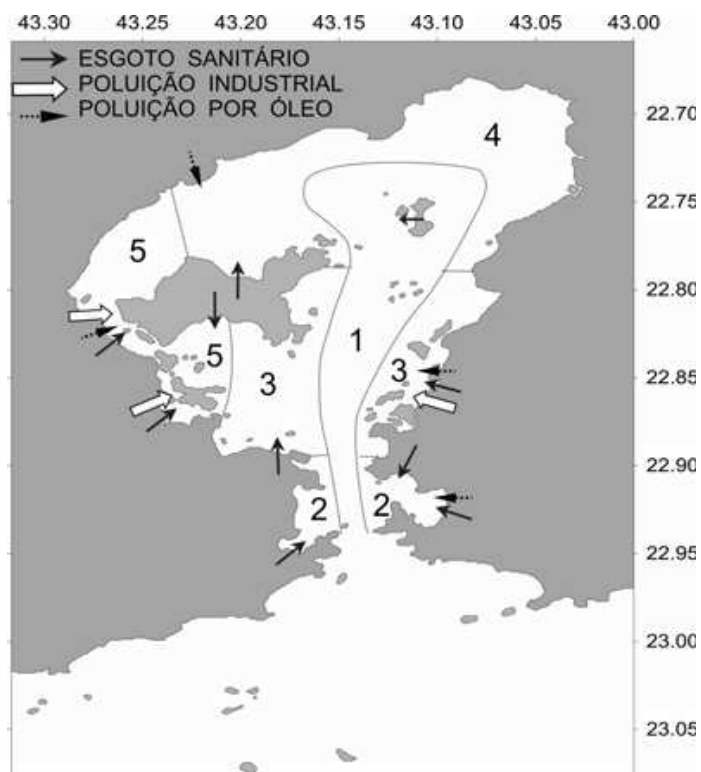


Figura 1: Baía de Guanabara com os setores de acordo com os diferentes níveis de qualidade da água (SECT, 2000 modificado de Mayr et al., 1989)

Setor 1: Área que apresenta melhor qualidade das águas e menor sensibilidade da baía, o que é explicado pela existência de um canal central de circulação. Encontram-se as maiores profundidades e os melhores indicadores de qualidade de água, por receberem influência direta de águas de interiores e costeiras.

Setor 2: Área próxima a entrada da Baía. Apesar desta localização as enseadas estão sujeitas a forte poluição orgânica, oriundas dos dois centros urbanos mais desenvolvidos da região, as cidades do Rio de Janeiro (parte oeste da Baía) e de Niterói (parte leste da Baía).

Setor 3: Área com avançado nível de deterioração devido à influência de várias formas de poluição, inclusive das zonas portuárias.

Setor 4: Região sob influência dos rios menos poluídos de águas menos comprometidas. É o berço da Área de Proteção Ambiental (APA) de Guapimirim, onde está presente um dos poucos manguezais remanescentes.

Setor 5: Área que apresenta o mais avançado estado de deterioração ambiental, devido ao aporte de várias fontes de poluição.

Essa heterogeneidade na qualidade das águas também se reflete no fitoplâncton, sendo sua biomassa maior nas áreas internas mais impactadas, enquanto que áreas externas, mais influenciadas pela dinâmica de marés e pela

água da plataforma, apresentam maiores valores de riqueza e diversidade específica (Santos, 2002).

Os atuais níveis de poluição da Baía de Guanabara são decorrentes de um processo de degradação que se intensificou, principalmente, nas décadas de 1950-1960, com o elevado crescimento urbano verificado, especialmente, na região sudeste do Brasil (INEA, 2005).

Com todas essas alterações e com o aumento de indústrias na região, é inevitável que a qualidade da água seja cada vez mais alterada. Está havendo uma deterioração da qualidade de água da Baía de Guanabara, em termos de DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio, coliformes e clorofila-a. Outros aspectos igualmente importantes da degradação da qualidade da água da Baía é a acumulação de fósforo, nitrogênio e metais pesados nos sedimentos de fundo, em determinadas áreas (Roberto, 2009).

Nos anos 90, o governo do Estado do Rio de Janeiro deu início ao Programa de Despoluição da Baía de Guanabara (PDBG). Para isso recebeu investimentos do Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID) e da agência japonesa Japan Bank for International Cooperation (JBIC). O programa foi orientado pelo “Estudo sobre Recuperação do Ecossistema da Baía de Guanabara”, elaborado entre 1992 e 1994 pela Japan International Cooperation Agency (JICA) e pelo “Plano Diretor de Esgotamento Sanitário da Região Metropolitana do Rio de Janeiro” feito pela CEDAE, em 1994 (<http://www.cedae.rj.gov.br>, <http://www.cibg.rj.gov.br>). O PDBG era constituído por um conjunto de intervenções nas áreas de esgotamento sanitário e drenagem de águas pluviais, abastecimento de água, coleta e destinação final de resíduos sólidos, dragagem de rios e lagoas, entre outros. Todas essas ações visavam à solução de muitos problemas que contribuíam para a degradação ambiental na área da bacia hidrográfica, da própria baía, dos manguezais e das ilhas nela presentes (<http://www.cedae.rj.gov.br>, <http://www.cibg.rj.gov.br>).

O programa foi dividido em três fases. A primeira delas, que tratava da despoluição deveria ter sido concluída no ano 2000. As duas fases subseqüentes, também não concluídas em 2010, tratam: (a) da recuperação ambiental da bacia da



Baía de Guanabara, tendo como foco a gestão ambiental, (b) de programas ambientais complementares, que visam complementar as obras das duas fases anteriores, fortalecendo as instituições públicas que atuam neste ambiente. (<http://www.cedae.rj.gov.br>). Enquanto o PDBG não é concluído, a região continua recebendo impactos como: desmatamento, destruição de manguezais, aterros, deficiência do sistema de saneamento básico, ineficiência na coleta e destino final do lixo, poluição industrial, acidentes ambientais, entre outros, com graves conseqüências ecológicas e sócio-econômicas, pois prejudica a biota e os múltiplos usos da região.

De acordo com o histórico dos estudos sobre a biodiversidade do fitoplâncton da Baía de Guanabara realizado por Villac & Tenenbaum (2010), existem cerca de 57 publicações relativas a amostras coletadas nos períodos entre 1913 e 2004. As publicações que foram inclusas nesse histórico são baseadas na identificação através de microscopia e 80% das mesmas são voltadas para ecologia, onde apenas espécies mais abundantes são citadas. Até o ano de 2010, inventários florísticos de espécies apresentaram em 24 publicações, onde nestes trabalhos, o fitoplâncton reflete a heterogeneidade espacial da baía apresentando densidades características de estuários com intensa poluição orgânica. A partir do ano 2000 temos mais publicações referentes a sazonalidade, qualidade de água, eutrofização e florações tóxicas e nocivas.

#### **4. Justificativa**

Analisar a variação espacial e temporal ao longo de 20 anos, tendo o fitoplâncton como indicador da qualidade de água da Baía de Guanabara, associada à crescente eutrofização.

#### **5. Hipótese**

As alterações na composição e abundância da comunidade do fitoplâncton ao longo de 20 anos estão associadas à crescente eutrofização das águas da Baía de Guanabara.

## **6. Objetivo Geral**

Identificar as alterações na composição e densidade da comunidade fitoplanctônica ao longo de 20 anos na entrada e no canal de circulação da Baía de Guanabara.

### **6.1. Objetivos Específicos**

- I) Avaliar a variação interanual da densidade celular, entre pontos amostrais, com qualidade de águas distinta, e entre os períodos na superfície amostrada.
- II) Propor uma classificação para a qualidade de água em função do percentual do valor absoluto de densidade celular (frequência de ocorrência).

## **7. Metodologia**

Os dados de densidade celular do microfitoplâncton em 10 anos da série temporal de 1985-2011, em anos não consecutivos, foram obtidos a partir de dados de projetos como PRONEX, 2007, 2008; e dos trabalhos de Gomes, 2012; Lima, 2007; Santos, 2002; Barboza, 1997; Villac, 1990 realizados no Laboratório de Fitoplâncton Marinho do Departamento de Biologia Marinha (IB/UFRJ).

Foram objeto de amostragem apenas dois setores, em função da disponibilidade dos dados. O setor 1 (pontos B1 e B2), correspondente a área de influência do canal central da Baía, com alto hidrodinamismo e influenciada pelas águas provenientes do oceano; e o setor 2 (ponto A1), próximo à entrada da Baía com as enseadas sujeitas a maior poluição orgânica. (Figura 2). Ambos expressam diferentes níveis de comprometimento, devido à ação conjunta dos focos de poluição e do padrão de circulação das águas (Figura 2).

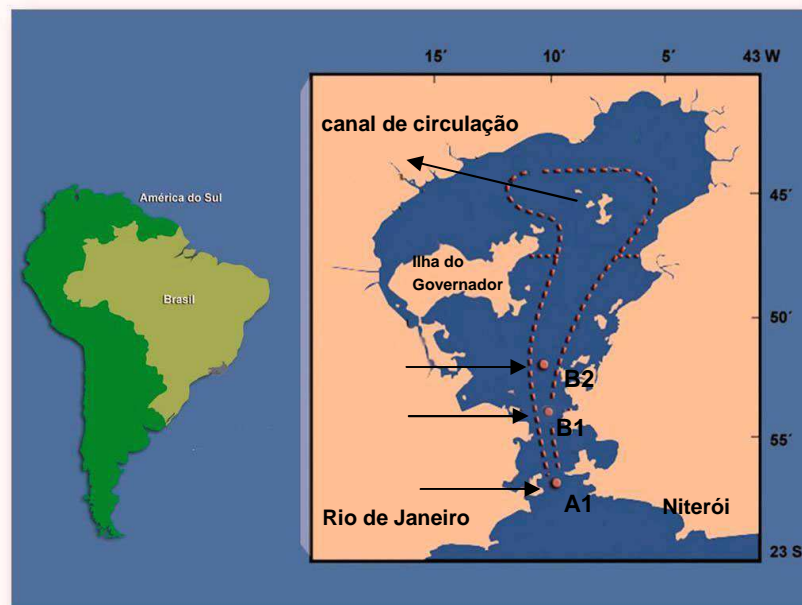


Figura 2: Pontos de coleta da área de estudo (A1 na entrada; B1 e B2 no canal de circulação)

As amostras de água seguiram a mesma metodologia, foram coletadas com garrafas de Van Dorn, fixadas imediatamente com formaldeído a 2% tamponado com tetraborato de sódio, e mantidas resfriadas durante transporte e estocagem (Booth, 1987; Sournia, 1978). A análise do microfitoplâncton (>20 $\mu$ m) foi feita em laboratório a partir de alíquotas entre 5 a 50mL, de acordo com a concentração dos organismos, através de microscópio invertido, sedimentadas segundo o método de Utermöhl (1958). A metodologia de quantificação dos organismos por unidade sedimentada (1 cadeia = 1 organismo) foi diferenciada entre os autores, quanto ao mínimo de indivíduos considerado (Tabela 1).

Tabela 1: Metodologia de quantificação para estimativa da densidade média do microfitoplâncton

Mínimo de unidade sedimentada	Autor
300 indivíduos	Lima, 2004
150 indivíduos	Santos, 2002
-	Barboza, 1997
150 indivíduos	Villac, 1990

Na Tabela 2, as amostras estão organizadas conforme o ano e periodicidade, totalizando 329 amostras (99 amostras na entrada e 230 no canal de circulação) distribuídas nos setores 1 e 2, em 3 pontos de amostragem coletados à superfície (Figura 2).

Tabela 2: Amostragem em dois setores da Baía de Guanabara nos quatro períodos por anos de coleta. Setores: Entrada (A1) e Canal de Circulação (B1 e B2) da Baía de Guanabara.

	Entrada			Canal de Circulação							
	A1			B1			B2				
	1985	1999	2000	2007	2008	2011	1985	1986	1987	1990	2004
Verão	3	10	11	32	2		3		8		25
Outono	3	11	11	33	3		3		8		
Inverno	2	9	8	6	18	2	2		8	16	
Primavera	2	16	13	45		4	4	8			
Total por ano	10	46	43	51	83	11	12	8	24	16	25
Total amostras		99			145				85		

Os dados obtidos serão apresentados segundo a densidade celular e expressos em células por litro ( $\text{cel.L}^{-1}$ ). A densidade celular foi plotada em função dos anos, meses e períodos. A densidade celular total contempla diferentes grupos taxonômicos do microfitoplâncton (diatomáceas, dinoflagelados, cianobactérias, euglenofíceas, silicoflagelados, fitoflagelados, ebríídeos, prasinofíceas e clorofíceas). Para este trabalho, optou-se em utilizar a densidade celular total e a densidade celular de três grupos taxonômicos (diatomáceas, dinoflagelados e euglenofíceas), por apresentarem maiores densidades e percentual de contribuição.

Para melhor observação dos gráficos foi organizado o número de amostras por anos, meses e períodos (Tabela 3).

Tabela 3: Número de amostras por anos, meses e períodos na entrada e no canal de circulação da Baía de Guanabara. Meses: janeiro (J), fevereiro (F), março (M), abril (AB), maio (M), junho (JN), julho (JL), agosto (A), setembro (S), outubro (O), novembro (N), dezembro (D). CC: Canal de circulação.

Ano	1985	1986	1987	1990	1999	2000	2004	2007	2008	2011		
Entrada	12				46	43						
CC	12	8	24	16			25	51	83	11		
Mês	J	F	M	AB	M	JN	JL	A	S	O	N	D
Entrada	9	6	9	7	9	9	10	9	8	10	9	6
CC	20	36	14	23	14	11	22	30	14	19	14	14
Período	verão (V)		outono (O)		inverno (I)		primavera (P)					
Entrada	24		25		19		33					
CC	70		47		52		61					

Visando à melhor compreensão das condições ambientais durante o período de estudo, foram compiladas as informações baseadas na literatura (Tabela 4).

Tabela 4: Estatística descritiva de algumas variáveis físico-químicas e da clorofila *a*, na entrada e no canal de circulação da Baía de Guanabara durante o período de estudo.

	Variável	mínimo	máximo	média	Referências
Entrada da Baía de Guanabara	Temperatura (°C)	18	30,5		Villac 1990
				22,5	Santos , 2002
	Salinidade	20,70	36,45		Villac 1990
				33,4	Santos , 2002
	Oxigênio dissolvido (mL.L <sup>-1</sup> )			3,28	Santos , 2002
	Amônia (µM)			7,07	Santos , 2002
Nitrato (µM)			3,20	Santos , 2002	
	Clorofila <i>a</i> (µg. L <sup>-1</sup> )			9,84	Santos , 2002
Canal de circulação da Baía de Guanabara	Temperatura (°C)	20	29,4		Villac 1990
				21,0	Barboza, 1997
				24,0	Lima, 2007 <sup>2</sup>
	Salinidade	24,50	36,60		Villac 1990
				32,0	Barboza, 1997
				30,0	Lima, 2007
	Oxigênio dissolvido (mL.L <sup>-1</sup> )	1,3	7,4		Villac 1990
	Amônia (µM)	< 0,3	23,77		Villac 1990
				3,21	Lima, 2007
	Nitrato (µM)			0,59	Lima, 2007
Silicato (µM)			18,23	Lima, 2007	
Clorofila <i>a</i> (µg. L <sup>-1</sup> )	< 0,1	54,83		Villac 1990	
			39,29	Lima, 2007	

As microalgas funcionam como excelentes bioindicadores, uma vez que, podem atender a todos requisitos por possuírem ciclo de vida curto, responderem rapidamente às modificações ambientais e apresentarem capacidade de indicar áreas eutrofizadas através de florescimento maciços. Representam, assim, uma

valiosa ferramenta de monitoramento capaz de auxiliar nos planos de gestão ambiental (Klumpp, 2001).

Os grupos fitoplanctônicos diatomáceas, dinoflagelados e euglenofíceas foram escolhidos para serem submetidos a uma diretiva Européia conhecida com Water Framework Directive (WFD). O princípio desta Diretiva é de enquadrar em classes de qualidade um ambiente através de um indicador biológico baseado em parâmetros biológicos, neste caso, utilizando a densidade celular. Essa diretiva foi uma iniciativa do Parlamento Europeu visando a proteção das águas subterrâneas, águas superficiais interiores, estuarinas e costeiras (Anonymous, 2000), também adotando um critério de classificação subjetivo entre um *status* ecológico bom e moderado (Andersen et al., 2006).

Baseada na WFD, a classificação da qualidade das águas para a entrada e para o canal de circulação da Baía de Guanabara, três grupos taxonômicos do fitoplâncton (diatomáceas, dinoflagelados e euglenofíceas) foram utilizados como indicadores biológicos do seu estado ecológico, estabelecidas em três categorias (Tabela 5).

Tabela 5: Classificação da qualidade das águas para a entrada e para o canal de circulação da Baía de Guanabara durante o período de estudo.

Classe	Estado ou potencial ecológico	Percentual de valores de densidade celular
1	Ruim	> 75% do valor máximo
2	Moderado	75% a 25% do valor máximo
3	Máximo	< 25% do valor máximo

Cada classe foi estabelecida em função do percentual de ocorrência de cada grupo fitoplanctônico em função de sua densidade. Quanto maior o valor da densidade, maior era o estado ou potencial ecológico do mês, ano ou período. A frequência de ocorrência das densidades foi estimada pelos valores de densidades média em cada mês, ano e período.

A qualidade das águas estabelecida pelas Classes do Estado ou Potencial Ecológico da Baía, em função do indicador (os grupos fitoplanctônicos) é proposta como uma alternativa para o monitoramento ambiental.

## 8. Resultados e Discussão

Os resultados apresentados basearam-se em uma série temporal de 20 anos não consecutivos, estando representado graficamente em 10 anos de estudo.

### 8.1. Variação Espacial da densidade celular do microfitoplâncton

A distribuição anual da densidade celular na entrada da Baía de Guanabara, (1985, 1999, 2000) variou entre  $10^4$  a  $10^6$  cel.L<sup>-1</sup>. Destacam-se os meses de fevereiro e abril como os de maiores densidades (média =  $2 \cdot 10^6$  cel.L<sup>-1</sup>) em oposição a julho, onde a densidade celular foi em média uma ordem de grandeza mais baixa ( $2 \cdot 10^5$  cel.L<sup>-1</sup>). Ressalta-se ainda a grande amplitude de variação dos dados no mês de fevereiro ( $6 \cdot 10^6$  cel.L<sup>-1</sup>) (Figura 3a).

No canal de circulação (1985, 1986, 1987, 1990, 2004, 2007, 2008, 2011), a densidade celular média variou entre  $10^4$  a  $10^6$  cel.L<sup>-1</sup>, sendo os meses de janeiro, março, abril, maio e dezembro como as maiores densidades (média =  $10^6$  cel.L<sup>-1</sup>) em oposição a junho, julho e agosto, onde as densidades celulares foram mais baixas. Destaca-se ainda a grande amplitude de variação dos dados nos meses de fevereiro e abril ( $2 \cdot 10^6$  cel.L<sup>-1</sup>) (Figura 3b).

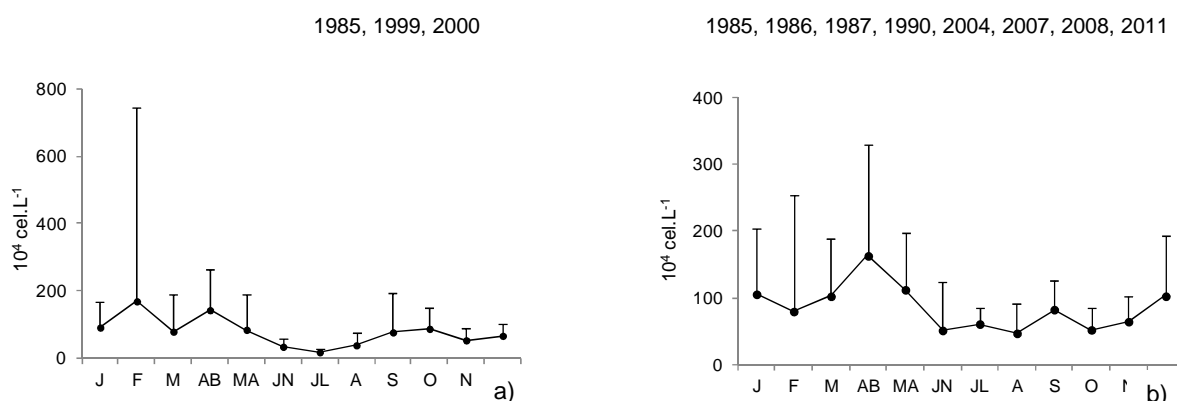


Figura 3: Variação mensal da densidade média do microfitoplâncton na entrada (a) e no canal de circulação (b) da Baía de Guanabara. A barra corresponde ao desvio padrão.

As altas densidades celulares da Baía de Guanabara da ordem de  $10^6$  cel.L<sup>-1</sup>, detectadas no período de 1985 – 2011, identificam a Baía como um sistema já descrito como eutrofizado por, Lima, 2007, Santos, 2002, Villac, 1990, Barboza, 1987. De fato estes valores são compatíveis com o de outros sistemas estuarinos eutrofizados da costa do Brasil e em diferentes regiões geográficas (Tabela 6).

Várias são as respostas ecológicas ao processo de eutrofização. As altas concentrações de nutrientes têm sido identificadas como causadores de floração de microalgas, podendo gerar impactos nocivos, para o ecossistema, repercutindo na saúde humana e ou recreação (Glibert et al., 2005).

Tabela 6: Sistemas compatíveis com valores de densidade celular ( $\text{cel.L}^{-1}$ ) do microfitoplâncton na entrada e no canal de circulação da Baía de Guanabara durante o período de estudo (1985-2011).

Localidade	Sistema estuarino	Densidade celular ( $\text{cel.L}^{-1}$ )	Referências Bibliográficas
Brasil			
Região Sudeste: Rio de Janeiro	Baía de Sepetiba	$10^4$ a $10^6$	Matos, 2003
Região Sudeste: São Paulo	Sistema estuarino de Santos	$10^6$	Gasparro et al., 2008
	Canal de São Sebastião	$10^5$ a $10^6$	Gianesella et al., 1999
Região Norte: Paraíba	Estuário do Paraíba do Norte	$10^3$ a $10^6$	Brandini, 1985; Brandini et Thamm, 1994
Região Sul: Paraná	Baía de Paranaguá	$10^4$ a $10^6$	Sassi, 1991
Diferentes regiões geográficas			
Estados Unidos	Baía de Chesapeake	$10^5$ a $10^6$	Kemp et al., 2005
Europa	Mar Báltico	$10^6$	Henriksen, 2009
Japão	Baía de Tóquio	$10^5$ a $10^6$	Matsuoka, 1999

A contribuição das diatomáceas, dinoflagelados e euglenofíceas variaram ao longo dos três anos de estudo na entrada da Baía de Guanabara (Figura 4a). As diatomáceas contribuíram com valores superiores a 75% da densidade celular do microfitoplâncton, aproximadamente três vezes superior a dos dinoflagelados.

A maior contribuição das diatomáceas (93% da densidade celular do microfitoplâncton) ocorreu no mês de setembro, enquanto que o percentual máximo de dinoflagelados e euglenofíceas não foi superior a 30%.

As diatomáceas apresentaram valores médios percentuais de contribuição superiores a 80% nos anos de 1985, 1999 e 2000. Os dinoflagelados e euglenofíceas contribuíram com valores inferiores a 15%.

Ao longo dos oito anos de estudo, no canal de circulação, a contribuição dos principais grupos taxonômicos apresentaram variações (Figura 4b).

As diatomáceas constituíram o grupo mais representativo do microfitoplâncton



com contribuição máxima de 70%, apresentando maior densidade celular em abril (média= $10^6$  cel.L<sup>-1</sup>), atingindo 67% do microfitoplâncton. Em janeiro, os dinoflagelados apresentaram o maior percentual de contribuição (71%) e densidade celular mais alta ( $7.10^5$  cel.L<sup>-1</sup>). As euglenofíceas, atingiram 76% do microfitoplâncton em junho, enquanto em março a densidade celular chegou a ( $5.10^5$  cel.L<sup>-1</sup>).

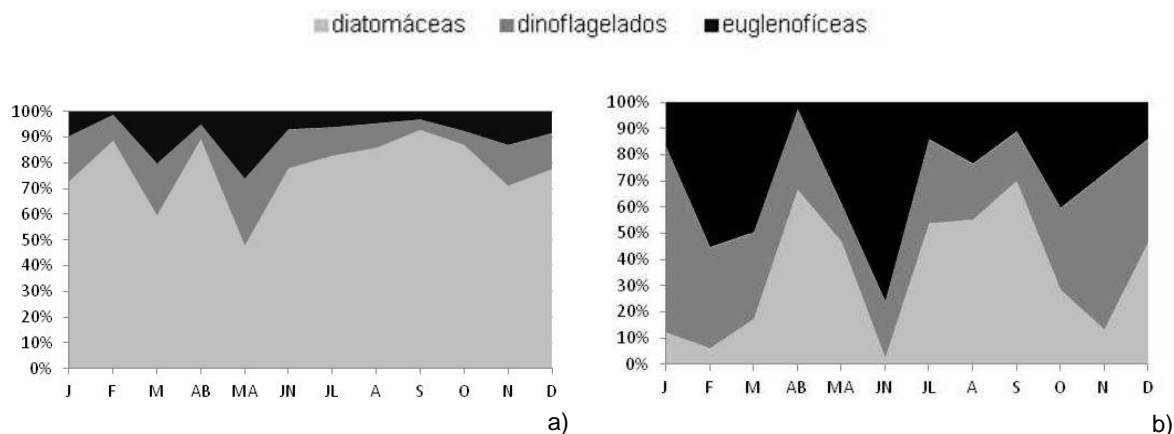


Figura 4: Contribuição média dos grupos taxonômicos por meses de coleta na entrada (a) e no canal de circulação (b) da Baía de Guanabara.

Durante o período de estudo não foi identificado diferença entre na densidade celular dos dois pontos de coleta, apesar da heterogeneidade das características ambientais diferenciadas (Villac, 1990). No entanto, a representatividade dos grupos taxonômicos refletiu esta heterogeneidade. A alternância de dominância entre diatomáceas atingindo até 93% da população na entrada da Baía e a maior expressividade das euglenofíceas no canal de circulação atingindo até 76%, exemplificam esta heterogeneidade.

Esta distribuição evidenciou nitidamente um predomínio de diatomáceas com 84% da densidade do microfitoplâncton na entrada em contrapartida dos flagelados que contribuíram com 63% da comunidade no canal de circulação da Baía de Guanabara (Figura 5).

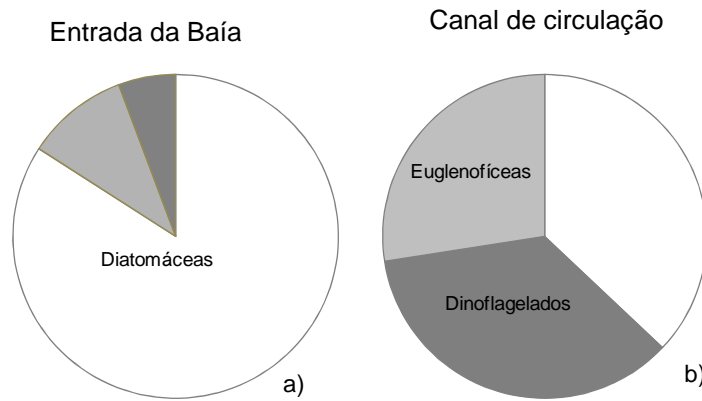


Figura 5: Contribuição das diatomáceas, dinoflagelados e euglenofíceas nos dois pontos de coleta da Baía de Guanabara: a) entrada b) canal de circulação

A entrada da Baía está situada entre dois centros urbanos mais desenvolvidos da região, as cidades do Rio de Janeiro (parte oeste) e de Niterói (parte leste), sendo sujeita a forte poluição orgânica, entretanto, sua localização propicia a influência das águas mais salinas e transparentes e menos eutrofizadas. Enquanto no canal de circulação o aporte continental é menor, a influência das águas oceânicas é maior.

A ação conjunta dos focos de poluição e do padrão de circulação de águas determinam os diferentes níveis de comprometimento, já que no canal central há maior eficiência das correntes de maré, gerando uma região com melhor qualidade de água, a partir da água de plataforma que entra na baía. (Mayr et al., 1989).

A dominância de diatomáceas em regiões costeiras rasas reflete a instabilidade na entrada, onde processos geradores de turbulência tendem a homogeneizar a coluna de água, disponibilizando altas concentrações de nutrientes na zona eufótica e minimizando a sedimentação de suas células (Villac, 1990). Enquanto, a presença de euglenofíceas é verificada pela afinidade por águas salobras com altos teores de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio (Alves-da-Silva & Laitano; 1994). Por apresentarem um ou mais flagelos (estrutura responsável pela captura e armazenamento de alimento) que auxiliam na locomoção, favorece a alimentação fagotrófica (Porter, 1989), sendo mais uma vantagem na nutrição, nestes ambientes ricos em matéria orgânica, que também favorece os dinoflagelados que podem apresentar este hábito alimentar (Smayda; 1997).

Destacamos alguns fatores condicionantes às variações da estrutura da comunidade microfitoplanctônica e biomassa clorofiliana na Tabela 4.

A distribuição da temperatura e salinidade na Baía de Guanabara é determinada principalmente pela interação entre o aporte fluvial e a água marinha (Melo, 2004). Em escala sazonal, existe uma distribuição diferenciada da temperatura e da salinidade dentro da baía em virtude da variação do aporte fluvial. A amplitude de variação entre os valores de temperatura registrados para entrada, obedecem às flutuações sazonais. As temperaturas superficiais são mais elevadas ( $>22^{\circ}\text{C}$ ) e há direta influência oceânica, enquanto que no interior, as águas são mais rasas e sofrem influência da drenagem continental (Mayr et al., 1989; Mayr, 1998). A temperatura aumenta da entrada da Baía até o fundo, em resposta a advecção de água do mar, mais fria, para a Baía (Kjerfve et al., 1997). Atua controlando a distribuição e reprodução de diferentes espécies do fitoplâncton, influenciando indiretamente sobre a produção, através dos seus efeitos sobre o movimento e mistura das águas, e também no aporte de nutrientes para os níveis eufóticos. As águas mais quentes aumentam a taxa de atividade biológica e por essa razão, os organismos tropicais crescem mais rápido, têm uma expectativa de vida menor e se reproduzem mais cedo e mais frequentemente do que aqueles de águas mais frias (Thurman, 1997).

As menores salinidades ( $<36,4$ ), se referem as áreas internas onde há os efeitos dos rios e efluentes continentais, sobretudo em período de chuva, e está associada com a Água Central do Atlântico Sul (ACAS), segundo os limites definidos por Emilsson (1961) e Miranda (1982) . Os maiores valores  $>36,4$  nas regiões de maior profundidade indicam à intrusão de Água da Plataforma durante a maré enchente. A Água Costeira é constituída pela contribuição continental e pela Água da Plataforma, que é formada por duas massas d'água (Emilsson, 1961; Miranda, 1982): a Água Tropical, através da Corrente do Brasil – direção sul, com a salinidade  $>36$  e temperatura  $>20^{\circ}\text{C}$  ) e a Água Subtropical (ACAS), adjacente à Água Tropical – direção norte (salinidade de 35-36 e temperatura entre  $10-20^{\circ}\text{C}$ ).

A variação da salinidade está relacionada à diluição da água marinha pelo aporte fluvial e à variação da temperatura pela entrada de uma água mais fria de origem marinha. Bérnago (2006) verificou, através da análise de diagrama T-S (temperatura-salinidade), a presença da massa d'água ACAS (Água Central do

Atlântico Sul) em fevereiro de 2001 e de 2004, penetrando na Baía até cerca de 15Km e contribuindo para a estratificação nessa época do ano.

As condições de eutrofização da Baía de Guanabara se manifestam através dos altos teores de amônia (23,77 $\mu$ M) e nitrato (3,20 $\mu$ M) indicando um estado de degradação elevado (Villac, 1990). Entretanto, a ampla faixa de variação de sais inorgânicos: amônia (<0,1 – 80  $\mu$ M), nitrito (<0,1 - 6,5  $\mu$ M), nitrato (<0,1 – 6,0 $\mu$ M), nitrogênio total (0,5 – 150  $\mu$ M), fósforo total (0,5-12,0  $\mu$ M) expressa a heterogeneidade nas águas da Baía (Paranhos & Andrade, 2012). A sazonalidade é evidenciada pelas maiores concentração de nitrogênio amoniacal no inverno segundo Mayr et al (1989), em função da maior diluição causada pelas chuvas e maior assimilação de nutrientes pela produtividade primária durante o verão (Guimarães & Melo, 2006).

Elevadas concentrações de nutrientes no ambiente costeiro freqüentemente induzem o crescimento da biomassa fitoplanctônica (Nixon, 1995; Smith et al., 1999). A variação da biomassa clorofiliana nas águas superficiais da Baía que oscilam entre <0,1 – 91  $\mu$ g.L<sup>-1</sup>, onde os valores mais elevados ocorrem na áreas internas (área norte) da Baía, nas proximidades dos manguezais e com maior influência dos rios, em sua maioria bastante poluídos, enquanto os valores mais baixos foram reportados em torno do canal principal da Baía. (Paranhos & Andrade, 2012). A concentração de clorofila tem sido utilizada por Karidis (1999), para classificar em níveis de eutrofização, como ambiente eutrófico, mesotrófico e oligotrófico, sendo uma ferramenta promissora, se aplicada em estruturas espaciais, como massas de água heterogêneas, podendo identificar o seu estado trófico (Karidis, 2009).

A ampla variação dos valores de oxigênio dissolvido (2,5 – 9,0 mL L<sup>-1</sup>) retrata os diferentes graus de comprometimento ambiental, em função da densidade heterogênea dos focos de poluição, que reflete na transparência das águas da Baía. (Paranhos & Andrade, 2012). Em um ambiente eutrófico, poderá ocorrer a redução da concentração de oxigênio dissolvido, proveniente dos processos de dissolução/aeração das águas e como produto da reação de fotossíntese. Pode variar em função da temperatura e salinidade da água e da pressão atmosférica; ocorrendo reduções significativas provocadas por despejos de origem orgânica

(esgotos e alguns efluentes industriais) e/ou com elevada temperatura, que pode diminuir a solubilidade do oxigênio na água (Villac, 1990).

Os levantamentos efetuados pela JICA (1994) e Rodrigues et al. (2007), mostram que a Baía de Guanabara, de uma forma geral, apresentou um aumento da transparência em direção às áreas mais externas (porção sul) atingindo >1,5 m no verão (estação chuvosa), onde a água é influenciada pela Água de Plataforma, enquanto que apresenta-se reduzida (<1m), nas áreas internas (porção norte), no inverno (estação seca), provavelmente devido a elevada concentração de clorofila.

No canal de circulação da Baía, sob influência das cidades de Niterói e São Gonçalo e ainda pela APA de Guapimirim, são verificados os menores valores dos indicadores de poluição e os maiores níveis de oxigenação das águas. Porém São Gonçalo é hoje uma das cidades mais populosas do país, e esta região leste encontra-se ainda sob forte pressão de crescimento populacional e industrial devido ao futuro polo petroquímico de Itaboraí. A entrada da Baía, região da desembocadura, observa-se a maior influência marinha, com os maiores valores de salinidade, oxigênio dissolvido, pH, nitrato e transparência das águas, assim como os menores valores de temperatura, sólidos em suspensão, fosfato, fósforo total, amônia, nitrito, silicato, e coliformes totais e fecais. Por tais características, nesta região são encontradas as melhores condições ambientais da Baía de Guanabara. Na região da entrada, os valores dos indicadores de poluição nem sempre são tão elevados, e em algumas situações estas águas podem ser enquadradas como águas salinas classe II do Conama (Paranhos & Andrade, 2012).

O silicato é utilizado apenas por uma parcela dos organismos fitoplanctônicos (diatomáceas) e sua presença atua como um marcador da influência dos aportes terrestres, da diluição das águas e do espalhamento de plumas nos sistemas costeiros (Braga et al, 2008). Os valores médios apresentados por Lima (2007), foram superiores à superfície (18,23µM).

As altas concentrações de coliformes totais ( $10^5$  MPN/g) e coliformes fecais ( $10^3$  MPN/g) na Baía de Guanabara foram no Canal do Mangue, que é uma das principais saídas de esgoto para a cidade do Rio de Janeiro, enquanto que a média mais baixa dos demais pontos foi de  $3,7 \cdot 10^1$  MPN/g. O despejo de esgoto não

tratado no Canal do Mangue tem favorecido o aumento da carga orgânica e a manutenção de coliformes totais e fecais no sedimento. Os coliformes fecais são bons indicadores de poluição e contaminação orgânica na coluna de água (Silva et al, 2008).

Os indicadores de poluição que influenciam a estrutura da comunidade fitoplanctônica da Baía de Guanabara são influenciados pelo regime de marés.

A amplitude média da maré é de aproximadamente 0,7m, com amplitudes em torno de 1,1 m e 0,3 m em marés de sizígia e de quadratura, respectivamente, onde as correntes de maré são dominadas principalmente pelas componentes semi-diurnas (Kjerfve et al., 1997). O tempo de renovação de 50% do volume das águas da baía, em condições estacionárias, foi estimado por Kjerfve et al., 1997 em 11,4 dias. Foi utilizado um método que estabelece o balanço das parcelas de água importadas e exportadas que compõem o volume total de água, assumindo uma relação cinética de primeira ordem desenvolvida por Pritchard (1961).

## **8.2. Variação Temporal da densidade celular do microfitoplâncton**

O padrão sazonal e eventuais anomalias são melhores evidenciados ao analisarmos a variação por ano de amostragem (Figura 6) onde são destacadas, sempre que possível a média anual e a dos três anos de estudo ( $7.10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ), na entrada e a média dos oito anos de estudo ( $5.10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ), no canal de circulação da Baía de Guanabara.

Na entrada, o ano de 1985 apresentou densidade celular ( $2.10^5 \pm 3.10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ) três vezes inferiores a média dos três anos, exceto em dezembro onde alcançou  $10^6 \text{ cel.L}^{-1}$  (Figura 6a). Em 1999, os valores de densidade celular de  $10^5$  a  $4.10^6 \text{ cel.L}^{-1}$ , foram acima da média anual ( $10^6 \text{ cel.L}^{-1}$ ), do mesmo modo que em fevereiro ( $4.10^6 \text{ cel.L}^{-1}$ ) e março ( $2.10^6 \text{ cel.L}^{-1}$ ), onde a densidade foi superior a média dos três anos (Figura 6b), aproximando-se do padrão de distribuição na entrada (Figura 3a e 6b). Em 2000, a densidade variou entre  $2.10^5$  a  $2.10^6 \text{ cel.L}^{-1}$ , apresentando valores superiores a média anual ( $9.10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ) e dos três anos em abril ( $2.10^6 \text{ cel.L}^{-1}$ ), maio, setembro e dezembro ( $10^6 \text{ cel.L}^{-1}$ ) (Figura 6c). Comparando os três anos, as densidades celulares de junho e julho ( $< 5.10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ) estiveram abaixo da média dos três anos.

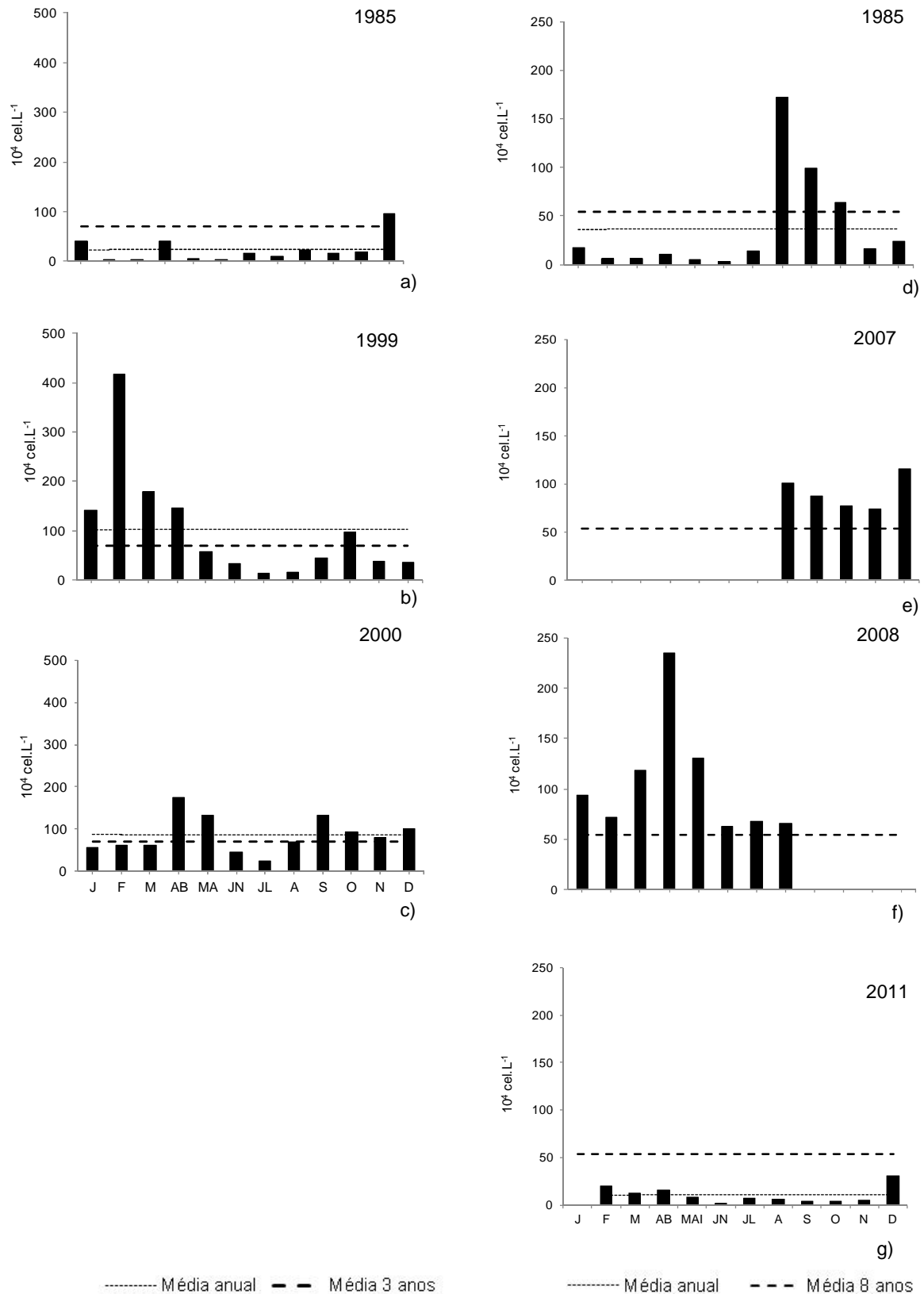


Figura 6: Variação mensal da densidade média do microfitoplâncton por ano de coleta na entrada (a, b, c) e no canal de circulação (d, e, f, g) da Baía de Guanabara.

No canal de circulação, a média anual foi observada apenas nos anos de 1985 e 2011, onde temos a distribuição ao longo do ano, enquanto que a média dos oito anos esteve representada em todos os anos (Figura 6d e 6g). A densidade celular em 1985 variou entre de  $2.10^4$  a  $2.10^6$  cel.L<sup>-1</sup> ( $4.10^5 \pm 5.10^5$  cel.L<sup>-1</sup>), acima da média dos 8 anos e acima da média anual ( $4.10^5$  cel.L<sup>-1</sup>), apenas nos meses de agosto, setembro e outubro (Figura 6d).

Assim como o ano 2011, os valores de densidade celular de  $10^4$  a  $3.10^5$  cel.L<sup>-1</sup> ( $10^5 \pm 9.10^4$  cel.L<sup>-1</sup>), estiveram abaixo do média dos oito anos e da média anual ( $10^5$  cel.L<sup>-1</sup>), com exceção dos meses de fevereiro, março, abril e dezembro (Figura 6g).

O ano de 2007 apresentou valores acima da média dos oito anos, no período de agosto a dezembro (Figura 6e) e em 2008, apenas no período de janeiro a agosto (Figura 6f), aproximando-se do padrão de distribuição mensal (Figura 3b).

Os demais anos estão representados pela densidade celular e pela média dos oito anos, ou não foram graficados, por apresentarem apenas dados pontuais.



A variação mensal da densidade celular dos principais grupos taxonômicos evidenciou uma variação ao longo dos anos (Figura 7).

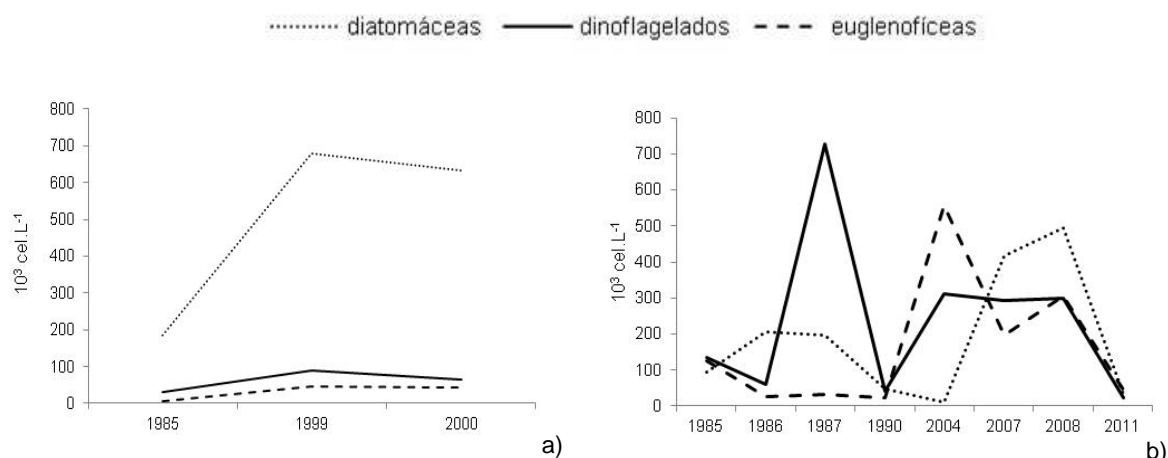


Figura 7: Variação anual da densidade média dos grupos taxonômicos na entrada (a) e no canal de circulação (b) da Baía de Guanabara.

Na entrada da Baía de Guanabara as maiores densidades celulares foram observadas em 1999 ( $7 \cdot 10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ), tendo sido representado pelas diatomáceas (Figura 7a), enquanto que no canal de circulação, destacando-se o ano de 1987, representado pelos dinoflagelados ( $7 \cdot 10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ), em 2004, as euglenofíceas ( $6 \cdot 10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ) e em 2008, as diatomáceas ( $10^6 \text{ cel.L}^{-1}$ ) (Figura 7b).

A variação da densidade celular do microfitoplâncton nos quatro períodos do anos identifica algumas tendências do padrão de distribuição, que está diretamente influenciada pela diferença entre os meses dos anos (Figura 8).

Na entrada, as maiores densidades celulares ( $6 \cdot 10^6 \text{ cel.L}^{-1}$ ), foram observadas no verão (janeiro a março), enquanto no período de inverno (julho e agosto) a concentração celular foi mais baixa ( $3 \cdot 10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ). Nos períodos intermediários, as densidades celulares foram similares no outono (média=  $8 \cdot 10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ) e na primavera (média=  $7 \cdot 10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ). Destaca-se a grande amplitude de variação no verão ( $10^6 \pm 10^6 \text{ cel.L}^{-1}$ ) e no outono ( $8 \cdot 10^5 \pm 10^6 \text{ cel.L}^{-1}$ ) enquanto no inverno a amplitude foi menor ( $3 \cdot 10^5 \pm 3 \cdot 10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ) (Figura 8a).

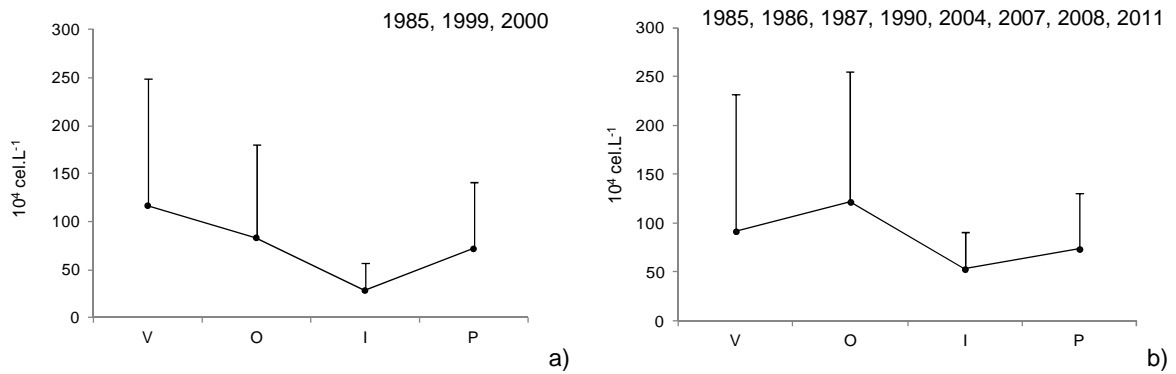


Figura 8: Variação sazonal da densidade média do microfitoplâncton entre os anos na entrada (a) e no canal de circulação (b) da Baía de Guanabara. V=verão, O= outono, I= inverno, P= primavera. A barra corresponde ao desvio padrão.

No canal de circulação, o período do outono (abril a junho) apresentou as maiores valores densidade celular ( $10^6 \text{ cel.L}^{-1}$ ) com uma ampla faixa de variação. Enquanto que no inverno (julho a agosto) as densidades celulares foram mais baixas ( $5 \cdot 10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ). O verão foi caracterizado com valores inferiores de densidade ( $9 \cdot 10^5 \pm 10^6 \text{ cel.L}^{-1}$ ) e uma ampla faixa de variação, enquanto que na primavera os valores de densidade foram de  $7 \cdot 10^5 \pm 6 \cdot 10^5 \text{ cel.L}^{-1}$  (Figura 8b).

A variação da densidade celular do microfitoplâncton, principalmente no canal de circulação, indica tendências do padrão de distribuição, que está diretamente influenciado pela diferença entre os meses do ano (Figura 8b).

Algumas tendências são detectadas a partir da análise da variação sazonal ao longo dos anos de estudo (Figura 9). As diatomáceas apresentaram maior densidade celular no verão ( $9 \cdot 10^5 \pm 10^6 \text{ cel.L}^{-1}$ ) e outono ( $7 \cdot 10^5 \pm 10^6 \text{ cel.L}^{-1}$ ), ocorrendo um declínio no período do inverno ( $2 \cdot 10^5 \pm 10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ) e um incremento na primavera ( $6 \cdot 10^5 \pm 7 \cdot 10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ). (Figura 9a).

Os dinoflagelados destacaram-se no verão com menores valores ( $2 \cdot 10^5 \pm 1 \cdot 10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ) que as diatomáceas (Figura 9b). Entretanto as euglenofíceas apresentaram valores de densidade celular análogos nos quatro períodos, destacando-se o verão ( $6 \cdot 10^4 \pm 8 \cdot 10^4 \text{ cel.L}^{-1}$ ) e a primavera ( $5 \cdot 10^4 \pm 9 \cdot 10^4 \text{ cel.L}^{-1}$ ) com valores superiores, e com valores inferiores ( $10^4 \pm 9 \cdot 10^3 \text{ cel.L}^{-1}$ ) no inverno (Figura 9c).

Na Figura 9d, as diatomáceas no período de outono ( $7 \cdot 10^5 \pm 10^6 \text{ cel.L}^{-1}$ ) apresentaram maiores valores de densidade e amplitude de variação, com o declínio

no período do verão ( $10^5 \pm 2 \cdot 10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ). Os dinoflagelados com maior destaque no período do verão ( $4 \cdot 10^5 \pm 7 \cdot 10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ) e valores superiores aos demais períodos (Figura 9e), enquanto as euglenofíceas com valores superiores somente no verão ( $4 \cdot 10^5 \pm 10^6 \text{ cel.L}^{-1}$ ) (Figura 9f).

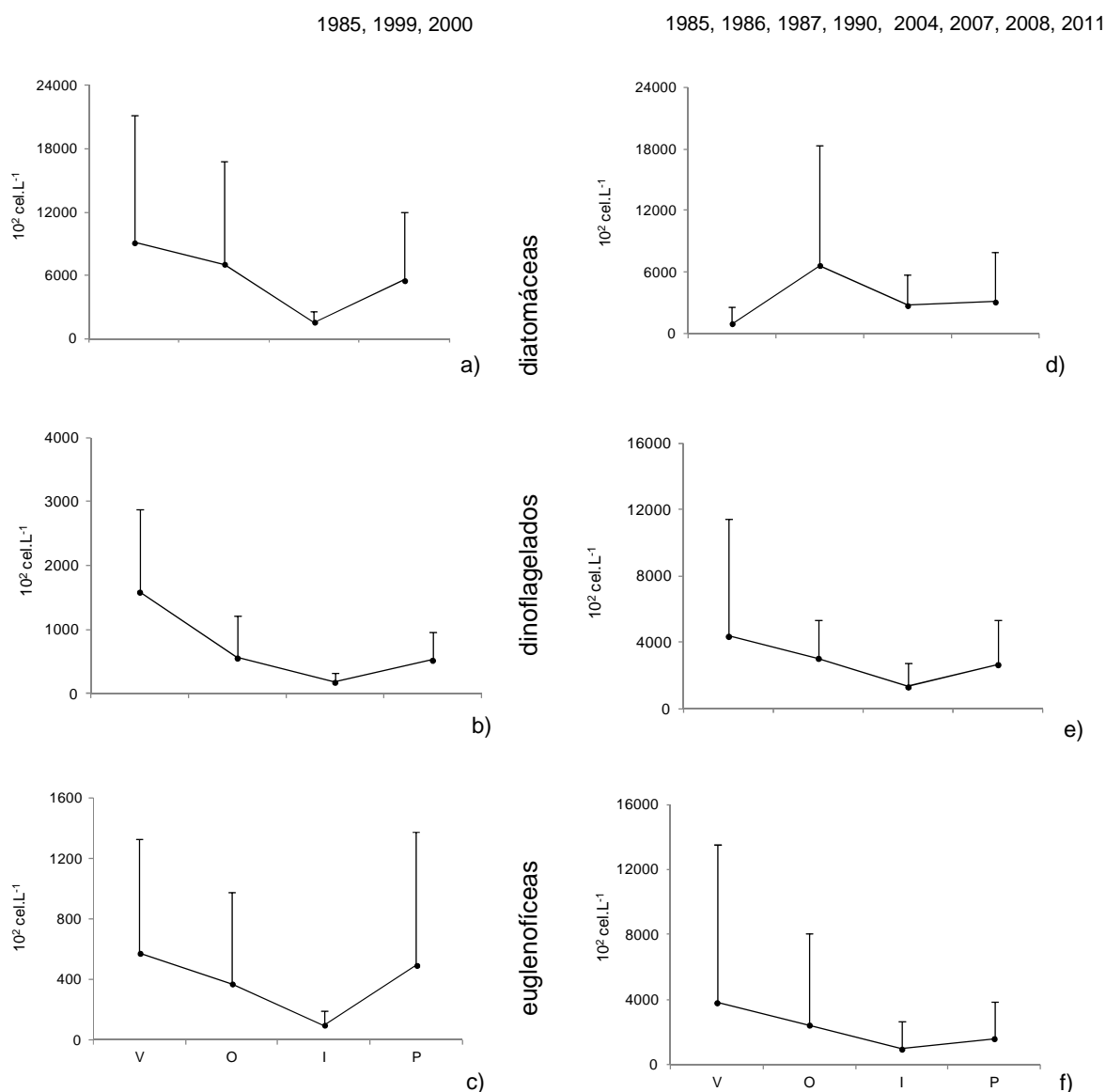


Figura 9: Distribuição sazonal da densidade média das diatomáceas, dinoflagelados, e euglenofíceas na entrada (a, b, c) e canal de circulação (d, e, f) da Baía de Guanabara. A barra corresponde ao desvio padrão. Destaque para as escalas diferentes

Conforme observado na Figura 9a, b e c, os maiores valores de densidade celular na entrada da baía são verificados no período primavera – verão, enquanto que no canal de circulação no período verão – outono (Figura 9d, e, f).

As alterações estruturais e funcionais da comunidade fitoplanctônica em

resposta a processos físicos, químicos e biológicos ocorrem em diferentes escalas de tempo, que podem variar segundo os anos. Em regiões costeiras, especialmente estuários, os efeitos das perturbações físicas são manifestados mais evidentemente em áreas oceânicas. Nos estuários, as variações sazonais estão associadas ao aumento do fluxo dos rios (Cloern, 1991) e alterações meteorológicas (Abboud-Abi Saab, 1992). As regiões tropicais apresentam duas estações bem marcadas pela presença ou ausência de chuvas (verão chuvoso e inverno seco), condicionando assim a intensidade do fluxo dos rios (Gilbes *et al.*, 1996).

A variação do padrão anual de pluviosidade determina a sazonalidade climática da Baía de Guanabara (Figura 10). A estação chuvosa vai de outubro até abril, sendo entre dezembro e março os meses mais chuvosos (mais de 200mm/mês). A estação seca ocorre entre maio e setembro, sendo entre julho e agosto o período de menor pluviosidade (menos de 80mm/mês) (Paranhos & Mayr, 1993)

A série temporal de dados meteorológicos de 20 anos de observação (Figura 10) coincidentes com as amostras de fitoplâncton, evidenciam o período de dezembro a maio como o de maiores temperaturas ( $> 26^{\circ}\text{C}$ ) e precipitação ( $> 100\text{mm}$ ), caracterizado como o verão climático longo (Nimer, 1979). Analisando os dados de Villac, 1990, a pluviosidade foi caracterizada por sua concentração no trimestre mais chuvoso, a saber, jan-fev-mar, podendo se antecipar (outubro) ou se estender (abril, maio).

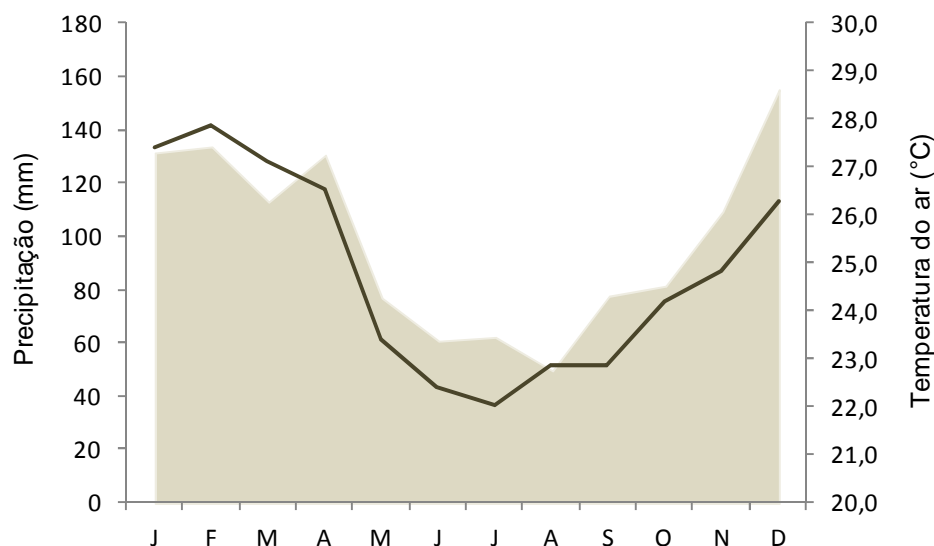


Figura 10: Variação mensal da precipitação (mm) e temperatura do ar (°C) média da Baía de Guanabara durante o período de estudo ( <http://www.inmet.gov.br/portal/>).

Verifica-se que o caráter de transição climática da região se inclina mais para os climas tropicais temperados, determinando uma estação chuvosa e outra seca. Em contrapartida, os menores valores de temperatura e precipitação ocorreram no período de junho a agosto, caracterizando o inverno seco. Segundo Nimer, 1979, no período de inverno seco ocorrem chuvas ocasionais e pouco intensas, devido à reduzida umidade específica, uma vez que a baixa radiação solar característica desta estação climática acarreta numa baixa evaporação no hemisfério sul (Pellens et al., 2001).

A tendência temporal da densidade celular dos organismos planctônicos obedece à sazonalidade climática. No período de verão as maiores densidade celulares da ordem  $10^6$  cel.L<sup>-1</sup> contrastam com densidades celulares mais baixas do período de inverno (Figura 11). A variação entre os grupos taxonômicos evidencia a dominância das diatomáceas contribuindo com 60% da população do microfitoplâncton no verão enquanto que no inverno, a repartição é homogênea. A dominância de diatomáceas no verão pode ser atribuída à alta taxa de crescimento em águas turbulentas e ricas em nutrientes (Margalef, 1978a). Além disso, em regiões costeiras, a maior instabilidade da coluna de água permite a exploração dos nutrientes em diferentes profundidades, mesmo sem estruturas para deslocamento

(Margalef, 1997), pois são capazes de responder rapidamente a pulsos de nutrientes (Cloern & Dufford, 2005).

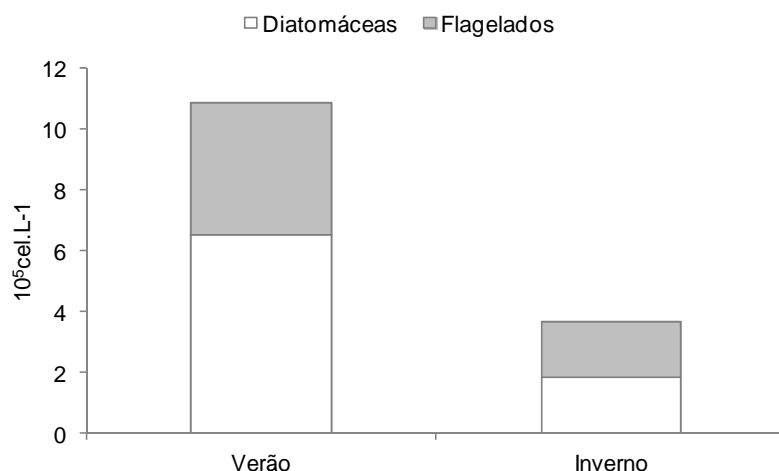


Figura 11: Variação mensal da densidade do microfitoplâncton da Baía de Guanabara durante o período de estudo.

### 8.3. Variação Sazonal da densidade celular do microfitoplâncton

Em função do padrão temporal apresentado na Figura 8, foram observadas algumas anomalias quando analisamos isoladamente os anos de estudo, nos quatro períodos o ano (Figura 12).

No verão/1999 (Figura 12a), o padrão sazonal foi mantido (Figura 8a), apresentando valores mais altos ( $2 \cdot 10^6$  cel.L<sup>-1</sup>), reduzindo uma ordem de grandeza no inverno ( $2 \cdot 10^5$  cel.L<sup>-1</sup>) e um ligeiro aumento na primavera ( $6 \cdot 10^5$  cel.L<sup>-1</sup>) e outono ( $7 \cdot 10^5$  cel.L<sup>-1</sup>).

O outono e primavera/2000 (Figura 12b, d) apresentaram as maiores densidades celulares ( $10^6$  cel.L<sup>-1</sup>), comparando ao verão ( $6 \cdot 10^5$  cel.L<sup>-1</sup>) e inverno ( $5 \cdot 10^5$  cel.L<sup>-1</sup>).

A primavera/1985 apresentou valores até quatro vezes superiores ( $4 \cdot 10^5$  cel.L<sup>-1</sup>) aos outros períodos ( $10^5$  a  $2 \cdot 10^5$  cel.L<sup>-1</sup>) (Figura 12d).

O inverno apresentou valores reduzidos atingindo  $5 \cdot 10^5$  cel.L<sup>-1</sup> em 2000 (Figura 12c).

Seguindo o padrão de distribuição na Figura 8b, as maiores concentrações celulares ( $10^6$  cel.L<sup>-1</sup>) ocorreram no verão/1987 (Figura 12e), outono/2008 (Figura

12f) e inverno/2008 (Figura 12g), tendo a primavera/2007 atingindo  $9.10^5 \text{ cel.L}^{-1}$  (Figura 12h).

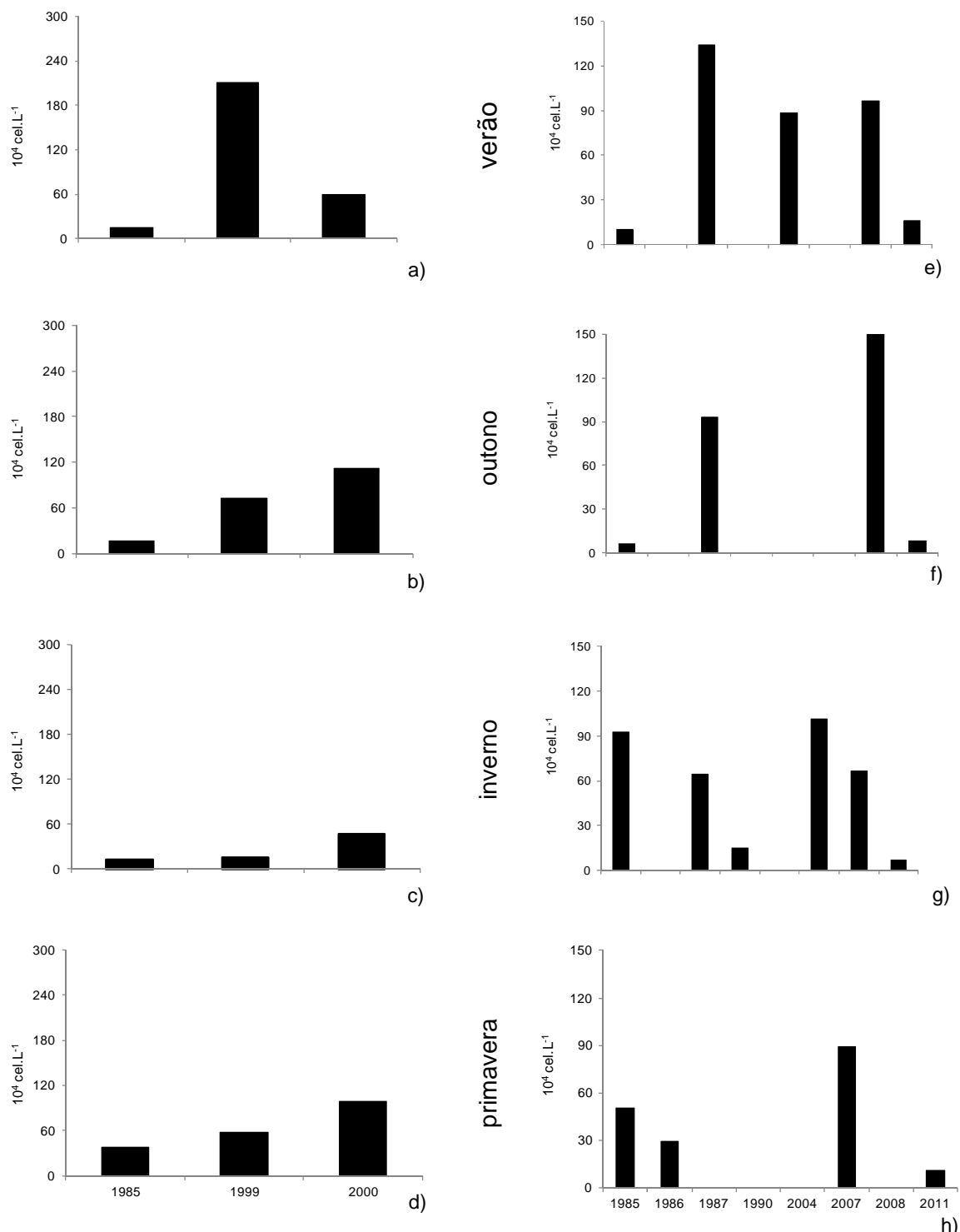


Figura 12: Variação anual da densidade média do microfitoplâncton por ano de coleta nos quatro períodos do ano na entrada (a,b, c, d) e no canal de circulação (e,f,g,h) da Baía de Guanabara.

A variação sazonal da densidade celular dos principais grupos taxonômicos, analisando por ano de estudo, pode evidenciar algumas diferenças, ao seguir o

padrão estabelecido na Figura 12 (Figura 13, 14).

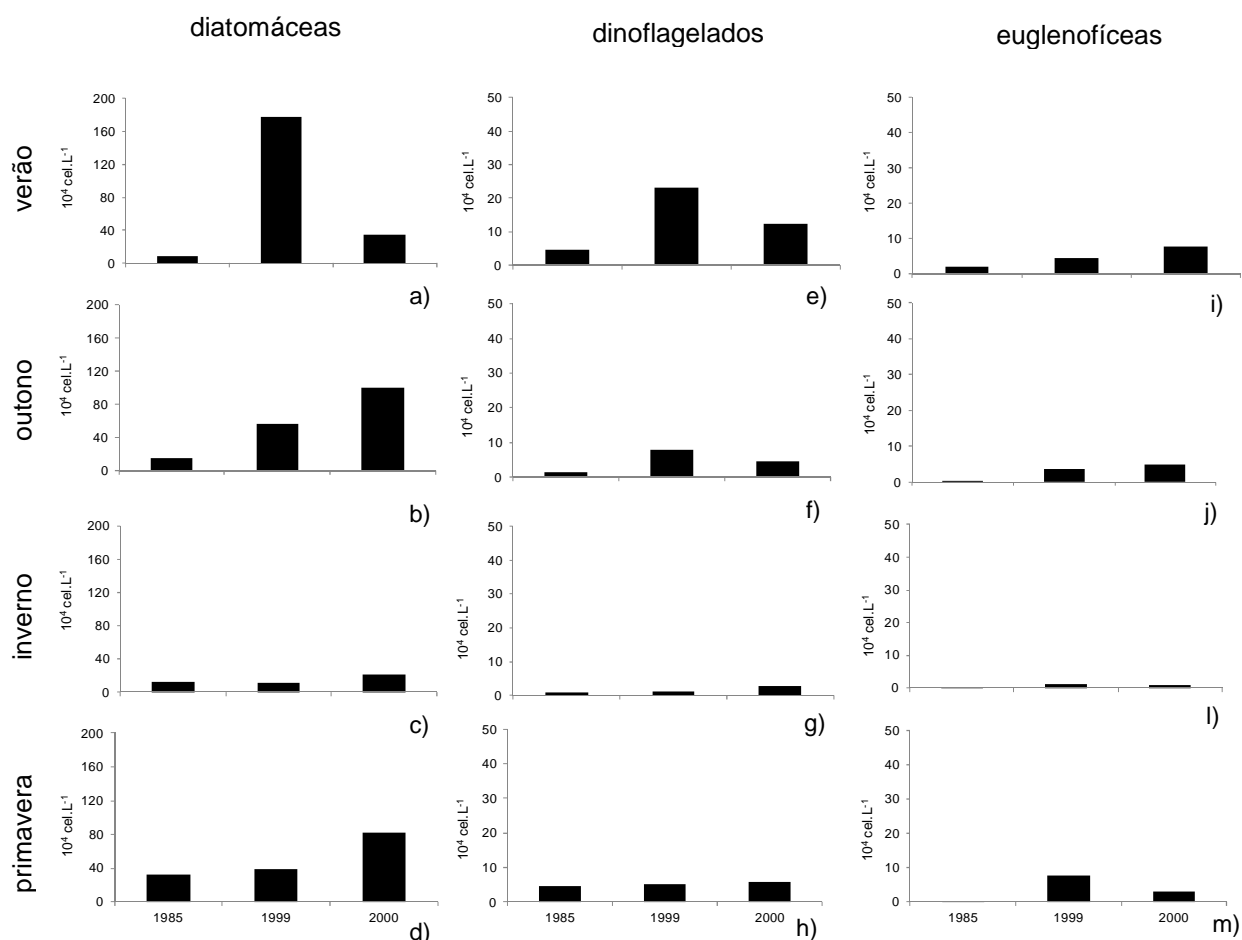


Figura 13: Variação sazonal da densidade média das diatomáceas (a, b, c, d), dinoflagelados (e, f, g, h) e euglenófitas (i, j, l, m) por ano de coleta nos quatro períodos na entrada da Baía de Guanabara. Destaque para as escalas diferentes

Na entrada da Baía de Guanabara as diatomáceas destacaram-se no verão/1999 e outono/2000 com valores de aproximadamente  $10^6 \text{ cel.L}^{-1}$  (Figura 13a), assim como na primavera/2000 ( $8.10^5 \pm 8.10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ) (Figura 13a, b, 13d). Enquanto que os dinoflagelados apresentaram as maiores densidades no verão/1999 ( $2.10^5 \pm 10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ) e outono/1999 ( $8.10^4 \pm 10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ) (Figura 13e, 13f).

As euglenófitas apresentaram as maiores concentrações celulares no verão/2000 e na primavera/1999 ( $8.10^4 \pm 10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ) (Figura 13i, 13m).



No canal de circulação, as diatomáceas foram relevantes no outono/2008 com valores superiores de  $9.10^5 \pm 10^6 \text{ cel.L}^{-1}$  (Figura 14b), assim como no inverno/2007 ( $7.10^5 \pm 5.10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ) (Figura 14c). Durante o verão/1987, os dinoflagelados apresentaram valores superiores ( $10^6 \pm 10^6 \text{ cel.L}^{-1}$ ), assim como no outono/1987 ( $8.10^5 \pm 10^6 \text{ cel.L}^{-1}$ ). (Figura 14e, 14f).

As euglenofíceas evidenciaram maiores valores no verão/2004 ( $6.10^5 \pm 10^6 \text{ cel.L}^{-1}$ ) e 2008 ( $4.10^5 \pm 7.10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ), da mesma forma que período de inverno/1985 ( $5.10^5 \pm 7.10^5 \text{ cel.L}^{-1}$ ) (Figura 14i, 14l).

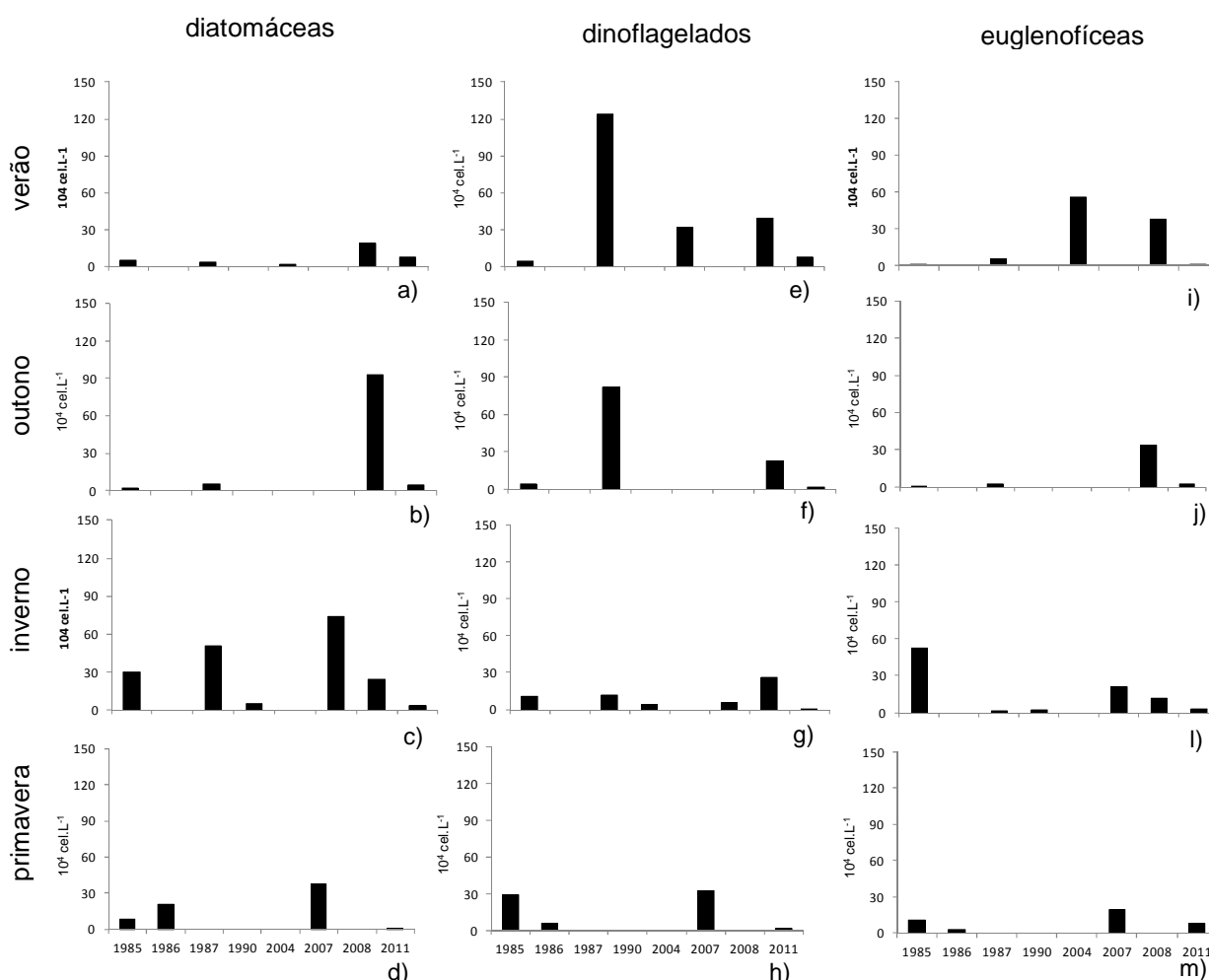


Figura 14: Variação sazonal da densidade média das diatomáceas (a, b, c, d), dinoflagelados (e, f, g, h) e euglenofíceas (i, j, l, m) por ano de coleta nos quatro períodos no canal de circulação (d, e, f) da Baía de Guanabara.

A diferença no gradiente espacial e sazonal é observada entre os grupos taxonômicos, com valores de densidade diferenciados entre os anos, já que a sazonalidade foi evidenciada pelas maiores densidades no período de verão/outono, e valores menores no inverno (Figura 13 e 14).

Variações em termos de densidade, estão associados a fatores abióticos como situação de maré, sazonalidade climática e turbidez (Abboud-Abi Saab, 1992)

Durante os anos de estudos a série histórica da temperatura do ar assim como da precipitação identifica uma variação interanual através do aumento da temperatura e redução da precipitação, podendo estar relacionado ao aquecimento global (Figura 15).

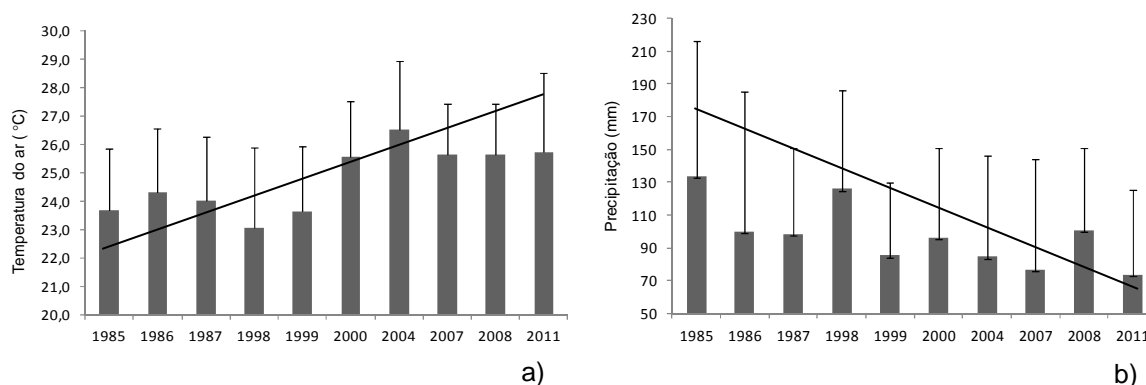


Figura 15: Variação anual média da temperatura do ar (a) e da precipitação (b) na Baía de Guanabara durante o período de estudo (<http://www.inmet.gov.br/portal/>).

Segundo a revisão de Santos (2002), com dados referentes aos anos 1999 e 2000 deste trabalho, as alterações climáticas globais podem ter sido causadas pelos fenômenos oceanográficos 'El Niño' e 'La Niña' e têm sido associadas às variações interanuais e interdecadais na estrutura da comunidade fitoplanctônica em diversos sistemas aquáticos como: costa da Califórnia (Baughmgartner et al., 1985) e suas lagoas costeiras (Cota & Borrego, 1988), Baía de São Francisco (Lehman, 2000) e baía de Chesapeake (Harding & Perry, 1997) nos EUA, Pacífico equatorial (Barber et al., 1996) e tropical (Fiedler et al., 1992). Estes fenômenos climáticos implicam em modificações no regime de chuvas e/ou na irradiância (Wells et al., 1996).

As oscilações no regime de chuvas afetam diretamente o fluxo dos rios, alterando a salinidade, turbidez e turbulência da coluna d'água, enquanto que modificações na irradiância alteram a temperatura do ar e da água, influenciando nas taxas de fotossíntese e formação de termoclina. Tais modificações atuam em conjunto com a disponibilidade de nutrientes e fatores biológicos como competição e predação, interferindo na dinâmica fitoplanctônica (Villac, 1990).

Nossos dados evidenciam um aumento da densidade celular ao longo dos anos de estudo (Figura 16), especialmente pelo incremento de diatomáceas em 1999, 2000 e 2008, e dos flagelados a partir de 2004. Entretanto 2011 sugere apresentar um gradiente crescente de diatomáceas e flagelados, apesar de apresentar em outros gráficos valores inferiores em relação ao demais anos, talvez em função do reduzido número de amostras.

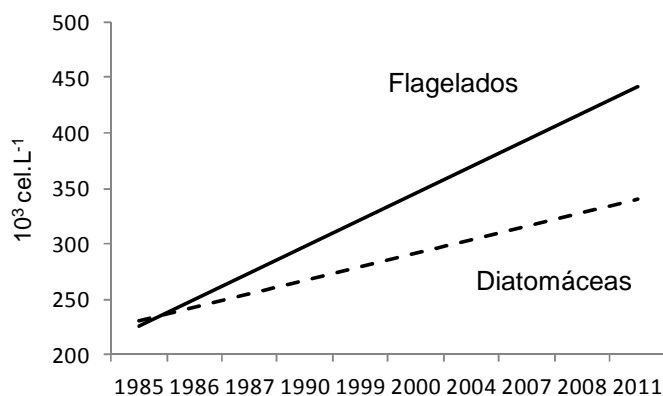


Figura 16: Variação temporal das diatomáceas (linha tracejada) e flagelados (linha contínua) na Baía de Guanabara.

O aumento de diatomáceas e flagelados no período de 1985 – 2011 (Figura 16) levanta as hipóteses de que tais alterações podem ser atribuídas a mudanças globais, pois variações de longa-escala do fitoplâncton podem estar associadas a modificações climáticas graduais (Harris, 1980). Faz-se necessário um estudo com uma escala temporal maior para o entendimento das variações interanuais em diferentes pontos de coleta.

O aumento de flagelados em relação às diatomáceas pode estar relacionado à queda do padrão de qualidade das águas da Baía de Guanabara ao longo do tempo (Figura 16), como já observado pelo aumento das concentrações de nitrogênio, fósforo, clorofila e coliformes, acompanhados pela diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido (Mayr, 1998; Lavrado et al., 1991; Paranhos et al., 1993; Paranhos et al., 1995; Meniconi et al., 2012).

A implementação de estudos de avaliação trófica em sistemas aquáticos tem como relevância a detecção e predição dos seus processos de eutrofização e busca

de propostas de soluções que viabilizem o aumento da vida útil desses ecossistemas (Tundisi, 1999). O rápido processo de degradação de corpos aquáticos tem se tornado um problema agudo, sobretudo em ambientes aquáticos tropicais. A tipologia destes sistemas alterados por diversas cargas orgânicas e inorgânicas de efluentes, utilizando-se índices de eutrofização podem contribuir para trazer soluções eficazes para o entendimento do funcionamento destes corpos aquáticos (Dias, 2003).

#### **8.4. Classificação do Estado Trófico da Baía de Guanabara**

A classificação baseou-se na média das densidades dos três grupos taxonômicos (diatomáceas, dinoflagelados e euglenofíceas) e nas frequências de ocorrência. A seleção desses grupos fundamenta-se pelas características ecológicas referentes à todo processo de degradação ambiental, ao longo dos meses, anos e períodos, na entrada e no canal de circulação da Baía de Guanabara.

A partir da classificação utilizada segundo Anonymous, 2000 e Andersen et al., 2006 (Tabela 5), podemos dizer que os resultados da frequência de ocorrência, com valores abaixo de 25% (Classe 3) do valor máximo por grupo taxonômico foram os mais frequentes em todos os tratamentos.

Na análise mensal mostrou que os meses de fevereiro e abril foram os que apresentaram as maiores densidades para as diatomáceas (Figura 18). Estes valores representaram contudo apenas 10% do observado em todo os meses de estudo. Entre os dinoflagelados foi encontrado apenas um único valor acima do critério de 75% (Classe 1), do valor máximo no mês de janeiro representando apenas 4% do total. As euglenofíceas apresentaram 17% dos valores acima de 75% (Classe 1) do valor máximo de densidade para este grupo, sendo o mês de abril que apresentou a maior densidade (Figura 17).

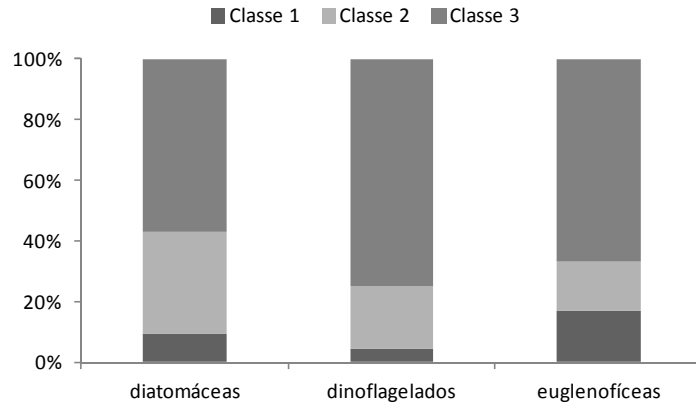


Figura 17: Frequência de ocorrência mensal na entrada e canal de circulação da Baía de Guanabara.

Os grupos taxonômicos classificaram a entrada da Baía em quase todos os meses, como Classe 3, com exceção das diatomáceas que também estiveram distribuídos na Classe 1 e 2. A linha contínua nos dinoflagelados e euglenófitas se refere aos valores semelhantes do valor máximo da densidade celular.

No canal de circulação, diatomáceas e dinoflagelados classificaram a Baía na maior parte dos meses como Classe 2 e 3, enquanto que euglenófitas influenciaram nas três classes (Figura 18).

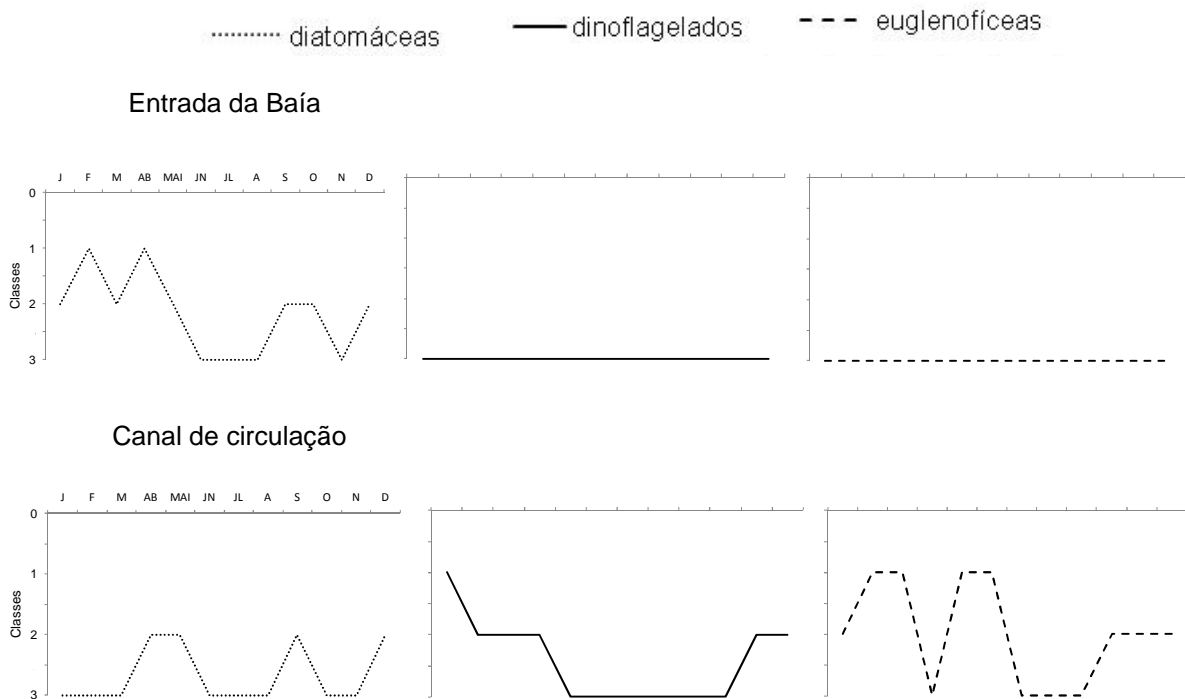


Figura 18: Classificação por meses na entrada e no canal de circulação da Baía de Guanabara.

Os maiores valores de densidade para diatomáceas foram no ano de 1999 e 2000, representando 36% do observado em todo o período de estudo. Entre os dinoflagelados apenas o ano de 1987 esteve acima de 75%, representando apenas 9% do total. Em 2004 e 2008, as euglenofíceas apresentaram 9% dos valores acima de 75% (Figura 19).

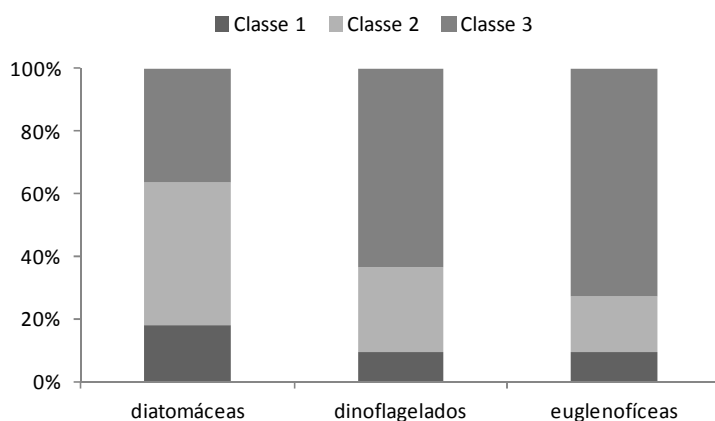


Figura 19: Frequência de ocorrência na anual na entrada e canal de circulação da Baía de Guanabara.

Os anos de 1999 e 2000, de acordo com as diatomáceas, classificam a Baía na Classe 1, considerada como pior a qualidade de água. Isso pode ser influência de alterações climáticas conforme observado neste anos em Santos (2002), em função de fenômenos oceanográficos. Os demais anos em geral classificam a Baía em Classe 2 e 3 (Figura 20).

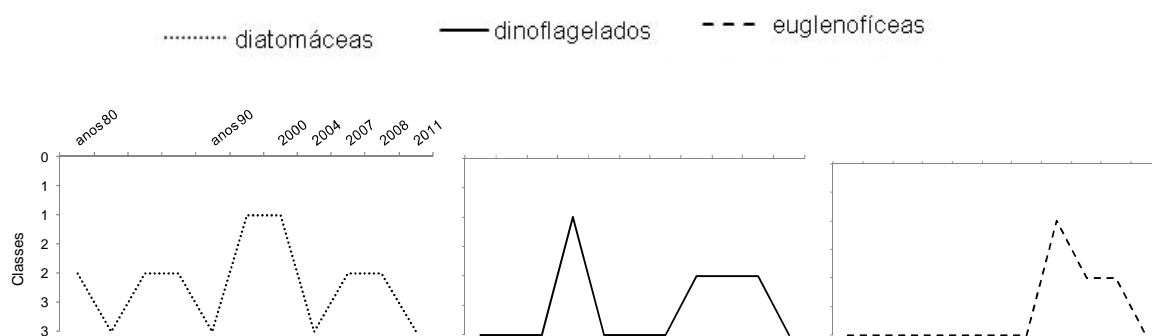


Figura 20: Classificação por anos na entrada e no canal de circulação da Baía de Guanabara.

No período de verão, outono e primavera as diatomáceas estavam representada por 50%, e dinoflagelados no verão, por 38%, exceto no inverno, constituindo os grupos mais representativos, enquanto euglenofíceas apresentaram valores acima de 75% nos períodos de verão e outono, representado por 13% (Figura 21)

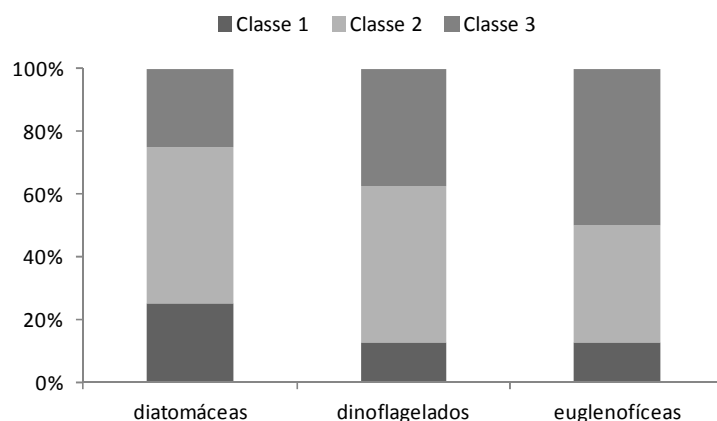


Figura 21: Frequência de ocorrência nos quatro períodos do ano na entrada e canal de circulação da Baía de Guanabara.

Os períodos oscilaram nas três classes, mas de acordo com as diatomáceas, classificam a Baía na Classe 1 e 2, com exceção do inverno que se manteve na Classe 3 nos três grupos taxonômicos (Figura 22)

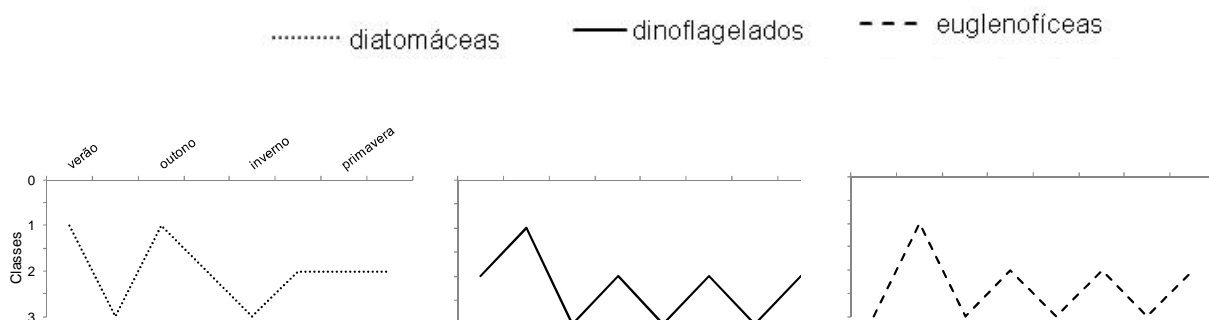


Figura 22: Classificação nos quatro períodos do ano na entrada e no canal de circulação da Baía de Guanabara.

De acordo como as maiores frequências de ocorrência nos resultados, 67% das médias dos valores de densidade de diatomáceas, dinoflagelados e euglenofíceas ao longo dos meses estudados estão abaixo de 25% do valor máximo de densidade de cada grupo (Classe 3), caracterizando a Baía como um corpo

d'água com estado ecológico elevado ou potencialmente máximo. Da mesma forma 64% dos anos estudados apresentaram também esta condição (Figura 17, 19, 21).

Em termos sazonais, contudo, 50% dos valores apresentaram um estado ou potencial ecológico moderado. Estes resultados indicam que a maior parte do tempo a Baía de Guanabara apresenta uma população de diatomáceas, dinoflagelados e euglenofíceas expressiva, mas com valores de densidade relativamente mais baixos aos maiores valores. Contudo, os maiores valores são observados em meses que refletem uma tendência sazonal de crescimento dessas populações, especialmente o verão e o outono, quando o aporte de nutrientes é maior em função principalmente da contribuição do descarte de esgoto doméstico (Figura 17, 19, 21).

No Brasil e, em particular, no Estado do Rio de Janeiro, a qualidade ambiental apresenta-se deteriorada, particularmente nas regiões de mais alta concentração populacional e onde se concentram atividades industriais (IBAMA, 2002).

A existência e a disponibilidade de informações e dados ambientais da Baía de Guanabara são relativamente reduzidas. O conhecimento sobre a qualidade das suas águas não é conclusivo, e sim, bastante limitado, em especial no tempo. Os estudos baseados em séries de dados foram realizados na década de 1980 (Meniconi et. al., 2012). Depois disso ainda não foi possível estabelecer tendências e realizar prognósticos. Além disso, no Brasil, não existe tradição em estudos de monitoramento por longos prazos, e este tipo de atividade tem recebido pouca atenção das agências de fomento, além de geralmente ser vista com preconceitos pela comunidade científica (Nisbet, 2007).

A aplicação do conceito WFD em águas marinhas foi muito pouco utilizada. Andersen et al (2006) aplicaram a diretiva WFD para estudos de eutrofização costeira na definição e aplicações em estratégias de monitoramento. De qualquer forma esta é uma oportunidade para abordar a qualidade de águas da Baía de Guanabara incluindo variáveis biológicas, ausentes nas Resoluções CONAMA, como a densidade celular de organismos planctônicos.

Já foram feitas algumas tentativas de classificação de ambientes naturais utilizando indicadores biológicos, como Karydis (2009), que classifica os ambientes aquáticos quanto à trofia (produção). O autor também propõem três categorias de



classificação baseada na densidade total do fitoplâncton, onde os valores de densidade celular média na ordem de  $10^6$  cel.L<sup>-1</sup> confirmam a presença de águas eutróficas (Classe 1), caracterizada pelos diversos impactos causados por diferentes fontes de poluição. Esta classificação não considera as densidades separadas de cada grupo fitoplanctônico, não sendo possível fazer uma comparação direta com os nossos resultados. Contudo somando-se os resultados coletados durante o período de 1985-2011 neste trabalho, refletem o estado de degradação da Baía, que a enquadra nas Classes 2 (moderado) e 3 (potencialmente máximo), segundo Andersen et al., 2006.

A identificação das condições ambientais capazes de conduzir à dominância de um determinado grupo fitoplanctônico, potencialmente nocivo ou não, é importante para programas de monitoramento, especialmente em áreas costeiras impactadas antropicamente (Mafra-Junior et al., 2006).

Os procedimentos de gestão ambiental são semelhantes em qualquer caso. Pequenas adaptações tem sido necessárias de uma área de atividade para outra. O que tem mudado passo a passo são as metodologias que vêm se aprimorando dia após dia, tornando mais fácil o entendimento das análises e facilitando o planejamento de ações Sánchez (2008).

Sobre a aplicação das normas de qualidade da água no Brasil, temos que a Resolução 357 de 10 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamentos de efluentes. Desta forma, a legislação brasileira sobre a classificação e diretrizes ambientais para enquadramento dos corpos de água superficiais, embora possua no preâmbulo da Resolução 357, referencia ao equilíbrio ecológico aquático, o qual não deve ser afetado pela deterioração da qualidade das águas, em verdade não leva em consideração a dimensão ecológica dos corpos hídricos, aproveitando tão somente os parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos (Oliveira et al.,2008). Indicadores biológicos ainda são pouco utilizados em normas e metodologias de qualidade de água.

## 9. Conclusão

A estrutura da comunidade do microfitoplâncton na entrada e no canal de circulação da Baía de Guanabara, no período de 1985-2011, apresentou variação espacial e temporal, da abundância e da composição.

As altas concentrações celulares da ordem de  $10^6 \text{ cel.L}^{-1}$  identificaram a baía como um sistema eutrofizado.

A heterogeneidade espacial foi determinada pela distribuição da representatividade dos grupos taxonômicos, com dominância de diatomáceas na entrada e de flagelados no canal de circulação da Baía.

A variação sazonal foi expressa pelas maiores densidades que se alternaram sazonalmente no verão e outono, com dominância de diatomáceas.

A variação temporal é evidenciada a partir do gradiente crescente de diatomáceas e flagelados, que podem estar associadas a modificações climáticas graduais pelo aumento de temperatura e precipitação.

O aumento de flagelados ao longo dos anos sugere a queda da qualidade de água, devido ao aumento dos indicadores de poluição, da eutrofização.

As variações da comunidade fitoplânctônica da Baía de Guanabara expressa pelos seus principais componentes refletiu ao longo do tempo as mudanças decorrentes de alterações ambientais naturais ou antrópicas. Entretanto, estudos de longa duração em vários pontos de coleta são necessários para a melhor compreensão dos fatores que interferem na dinâmica do fitoplâncton da Baía de Guanabara.

A classificação do estado ecológico em dois pontos da Baía, segundo os grupos taxonômicos, reflete o estado de degradação da Baía, que a enquadra nas classes 2 (moderado) e 3 (potencialmente máximo).

A densidade média do microfitoplâncton na ordem de  $10^6 \text{ cel.L}^{-1}$  confirma a presença de águas eutróficas (Classe 1), caracterizadas pelos diversos impactos causados por diferentes fontes de poluição.

A aplicação de diferentes metodologias para a classificação de ambientes aquáticos utilizando indicadores biológicos justifica a sua importância na definição e aplicações em estratégias de monitoramento, visando melhorar a qualidade de água da Baía de Guanabara.

## 10 Referências Bibliográficas

ABBOUD-ABI SAAB, M. **Day-to-day variation in phytoplankton assemblages during spring blooming in a fixed stations along the Lebanese coastline.** Journal of Plankton Research, v. 14, n. 8, p. 1099-1115, 1992.

AGUIAR, V. M. de C. et al. **Eutrophication and hypoxia in four streams discharging in Guanabara Bay, RJ Brazil, a case study.** Marine Pollution Bulletin 62, 1915–1919, 2011.

ALVES-DA-SILVA, S.M. & LAITANO, C.S. **Euglenaceae pigmentadas do Banhado do Jacaré, em um parque de proteção ambiental, Triunfo, RGS, Brasil.** Iheringia 45:89-116, 1994.

AMADOR, E. S. **Baía de Guanabara e ecossistemas periféricos: homem e natureza.** Rio de Janeiro, Reproarte. 539p, 1997.

ANDERSEN, J.H., et al. – HORIZONS – **Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategies.** Journal of Plankton Research, 28 (7), 621-628p., 2006.

ANONYMOUS – **Directive 2000/6 EC of European Parliament and Council of 23 october 2000 establishing a framework for Community action of water policy.** Official Journal L., 327/1, 2000.

BALECH, E. & SOARES, L.O. **Dos dinoflagelados de la Baía de Guanabara y proximidades (Brasil).** Neotropica 12:103-109, 1966.

BARBER R.T., M.P. **Primary productivity and its regulation in the equatorial Pacific during and following the 1991-1992 El Niño .** Deep-Sea Research II 43: 933-969. 1996.

BARBOSA, M. B. **A Influência da maré na distribuição do microfitoplâncton na Baía de Guanabara (Rio de Janeiro, RJ).** Monografia (Especialização em Biologia Marinha) - Instituto de Biologia, UFF, Rio de Janeiro, 25p, 1997.

BAUGHMGARTNER, T. V., et al. **A 20-year varve record of siliceous phytoplankton variability in the central gulf of California.** Mar. Geol. 64: 113-129. 1985.

BENNION, H. **Surface sediment diatom assemblages in shallow, artificial, enriched ponds and implications for reconstructing trophic status.** *Diatom Research* 10:1-19. 1995.

BÉRGAMO, A. I. **Características Hidrográficas da Circulação e dos Transportes de volume e sal na Baía de Gunabara (RJ): Variações Sazonais e Moduladas pela Maré.** Tese de Doutorado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. USP. São Paulo, SP. 180pp. 2006.

BOOTH, B.C., et al. **The use of autofluorescence for analysing oceanic phytoplankton communities.** *Botanica Marina*, 30: 101-108, 1987.

BRAGA, E.S., et al. **Nutrient distributions over the Southwestern South Atlantic Continental Shelf from Mar del Plata (Argentina) to Itajaí (Brazil): Winter – summer aspects.** *Cont.Shelf Res.*, 28: 1649-1661. 2008.

BRANDINI, F. P. **Seasonal succession of the phytoplankton in the Bay of Paranaguá (Paraná State–Brazil).** *Revista Brasileira de Biologia* 45 (4):687-694.1985

BRANDINI, F. P. & THAMM, C. A. C. **Variações diárias e sazonais do fitoplâncton e parâmetros físicos e químicos na plataforma continental do Brasil – Diagnose e revisão bibliográfica.** FEMAR, Rio de Janeiro. 1997.

BRANDINI, F. P., SILVA, E. T., PELIZZARI, F. M., FONSECA, A. L. O. & FERNANDES, L. F. **Production and biomass accumulation of periphytic diatoms growing on glass slides during a 1-year cycle in a subtropical estuarine environment (Bay of Paranaguá, southern Brazil).** *Mar. Biol.* 138: 163-171. 2001.

BUSKEY, E. J. **Annual pattern of micro and mesoplankton abundance and biomass in a subtropical estuary.** *Journal of Plankton Research*, Oxford, v 15, n. 8, p. 907-624, 1993.

CASTRO, N. de O. ; MOSER, G. A. O. **Florações de algas nocivas e seus efeitos ambientais.** *Oecologia Australis*, v. 16, p. 235-264, 2012.

CLOERN, J.E. & DUFFORD, R. **Phytoplankton community ecology: principles applied in San Francisco Bay.** Mar. Ecol. Prog. Ser., 258: 11-28. 2005

CLOERN, J.E. **Tidal stirring and phytoplankton bloom dynamics in an estuary.** Journal of Marine Research, v. 49, p. 203-221, 1991.

CONAMA. Resolução n°. 357. **Diário Oficial da União**, 18/03/2005, Ministério do Meio Ambiente. 2005.

COTA, S.S.; BORREGO, S.A. **The "El Niño" effect on the phytoplankton of a North-Western Baja California Coastal Lagoon.** Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 27, 109-115p., 1988.

CRUZ, C. B. M. et al. **Carga Antrópica da Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara.** Anais IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Santos, Brasil, 11-18 setembro 1998, INPE, p. 99-109. 1998

DAMATO, M. O. **O emprego de indicadores biológicos na determinação de poluentes orgânicos perigosos.** Indicadores Ambientais: conceitos e aplicações. São Paulo, EDUC/COMPED/INEP. 255p. 2001.

DAY JR., J. W., HALL, C. A. S., KEMP, W. M., et al. **Estuarine ecology.** New York: J. Wiley,. 556 p. 1989

DIAS, C.T.M. et al. **Distribuição vertical do microfitoplâncton e protozooplâncton da Baía de Guanabara durante um ciclo de maré.** In VIII Seminário Regional de Ecologia. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, p.1137-1148. 1998.

DIAS, J. B. (2003). **“Co-determinantes biológicos da comunidade fitoplanctônica e fatores limnológicos no açude Taperoá II, Semi - árido paraibano”.** 65p. Monografia de Graduação (Bacharelado e Licenciatura em Ciências Biológicas) - Departamento de Farmácia e Biologia, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande.

EMILSON, I. **The shelf and coastal waters off Southern Brazil.** Bolm Inst. oceanogr., S Paulo, 17(2):101-112. 1961.

ESPINO, P. S. M.; PEREZ, V. I. C. **Organismos Indicadores de La Calidad Del Agua y da Contaminacion (Bioindicadores)**. México, Plaza y Valdez S. A. 2002.

FARIA, J.G. **Um ensaio sobre o plankton, seguido de observações sobre occurencia de plankton monotono, causando mortandade entre os peixes na Bahia do Rio de Janeiro**. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 1914.

FARIA, J.G., CUNHA, A.M.C. **Estudos sobre o microplâncton da baía do Rio de Janeiro e suas imediações**. Mem. Inst. Oswaldo Cruz. 9:68-93.1917

FEEMA. **Projeto de recuperação gradual do ecossistema da Baía de Guanabara**. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente – FEEMA, Rio de Janeiro, 2º volume, 203pp. 1990

FEEMA. FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE. **Qualidade de Água da Baía de Guanabara (1990/1997)**. Programa de Despoluição da Baía de Guanabara/Programas Ambientais Complementares. Rio de Janeiro, 1998. 1 v. FEEMA. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. 1998.

FEEMA. FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE. **Qualidade de Água da Baía de Guanabara (1990/1997)**. Programa de Despoluição da Baía de Guanabara/Programas Ambientais Complementares. Rio de Janeiro, 1998. 1 v. FEEMA. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. 2006.

FERREIRA, H. O. **Aporte de hidrocarbonetos de petróleo para a Baía de Gunabara**. Dissertação de Mestrado, Departamento de Geoquímica, Uiversidade Federal Fluminense. Niterói, RJ, Brasil, 86p. 2005.

FIEDLER, P.C. **Seasonal climatologies and variability of eastern tropical Pacific surface waters**. NOAA Techn. Rep. NMFS 109. 65 p. 1992.

GASPARRO, M. R. et al. **Occupation history of the Santos estuary**. In: Ramiro Neves, R.; Baretta, J. & Mateus, M. (eds.). Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America, IST Press, Lisboa. 603 p. 2008.

GIANESELLA, S. M. F. et al. **Assessment of plankton community and environmental conditions in São Sebastião Channel prior to the construction of a produced water outfall.** Revista brasileira de oceanografia, 47(1): 29-46. 1999.

GILBERT, P.M. & PITCHER, G. **Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms Science Plan.** SCOR & IOC, Baltimore & Paris. 87p. 2001

GILBES, F.; LÓPEZ, J.M.; YOSHIOKA, P.M. **Spatial and temporal variations of phytoplankton, chlorophyll a and suspended particulate matter in Mayagüez Bay, Puerto Rico.** Journal of Plankton Research, v. 18, n. 1, p. 29-43, 1996.

GLIBERT, P.M. **The role of eutrophication in the global proliferation of harmful algal blooms: new perspectives and new approaches.** *Oceanography* 18 (2): 198-209. 2005.

GOMES, P. D. F. **Variação Anual da Composição e Abundância do Fitoplâncton em um Ponto Fixo da Baía de Guanabara.** Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Faculdade Souza Marques. 2012.

GRAHAM, L.E. & WILCOX, L.W. **Algae.** New Jersey: Prentice-Hall. 640 p. 2000.

GRIME, J.P. **Plant strategies and vegetation processes.** Chichester: John Wiley & Sons. 222p. 1979.

GUIMARÃES, G. P. & Mello, W. Z. **Estimativa do fluxo de amônia na interface ar-mar na Baía de Guanabara – estudo preliminar.** Quim. Nova 29 (10): 54-60. 2006.

HARDING, L.W., JR.; PERRY, E. **Long-term increase of phytoplankton biomass in Chesapeake Bay.** Mar. Ecol. Prog. Ser. 157: 39-52. 1997

HARRIS, G. P. **Temporal and spatial scales in phytoplankton ecology. Mechanisms, methods, models and management.** Can. J. Fish. Aquat. Sci., v. 37, p. 877-900. 1980.

HENRIKSEN, P. **Long-term changes in phytoplankton in the Kattegat, the Belt Sea, the Sound and the western Baltic Sea.** Journal of Sea Research 61. 114–123. 2009.

<http://www.cedae.rj.gov.br> – Acesso em: (02/2013)

IBAMA GEO Brasil 2002. **Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil 2002**. Brasília, Edições. 2002.

INEA – 2005 - Instituto Estadual do Meio Ambiente. **Baía de Guanabara**. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/fma/baiadeguanabara.asp>. Acesso em: 14 de janeiro de 2013.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. **Dados de precipitação acumulada na Estado do Rio de Janeiro nos anos de 1985-2011**. Disponível em: (<http://www.inmet.gov.br/portal/>). Acesso em: 22 de fevereiro de 2013.

JICA - JAPAN INTERNACIONAL COOPERATION AGENCY. **The Study on Recuperation of the Guanabara Bay Ecosystem**. Tokyo: Kokusai Kogyo,. 5v. 1994

KARYDIS, M. **Eutrophication assessment of coastal waters based on indicators: a literature review**, Global NEST Journal, Vol 11, No 4, pp 373-390. 2009.

KEMP, W M. et al. **Eutrophication of Chesapeake Bay: historical trends and ecological interactions**. Marine Ecology Progress Series, Vol. 303: 1–29, November, 2005.

KJERFVE, B. et al. **Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara**, Rio de Janeiro, Brazil. Cont. Shelf Res. 17:609-1643. 1997.

KLUMPP, A., ANSEL, W., KLUMPP, G., FOMIN, A. **Um novo conceito de monitoramento e comunicação ambiental: a rede europeia para a avaliação da qualidade do ar usando plantas bioindicadoras (EuroBionet)**. Revta brasil. Bot., São Paulo, V.24, n.4 (suplemento), p.511-518, dez. 2001

LALLI, C., PARSON, T.R. **Biological Oceanography: An Introduction**. The Open University. 1993.

LAVRADO, H.; MAYR, L.M.; CARVALHO, V.; PARANHOS, R. Evolution (1980-1990) of ammonia and dissolved oxygen in Guanabara Bay, RJ, Brazil. In: (Magoon, O.T.; Convex, H.;Tippie, V.; Tobon, L.T. e Clarke, D., eds.), **Proceedings 7<sup>th</sup>**



**Symposium On Coastal and Ocean Management – Coastal Zone 91**, Am. Soc. Civil Engin., NY, pp: 3234-3245. 1991.

LEHMAN, P. W. **The influence of climate on phytoplankton community biomass in San Francisco bay estuary**. *Limnology and Oceanography*, v. 45, n. 3, 580-590p. 2000.

LIMA, E. C.DA R. **Qualidade de Água da Baía de Guanabara e Saneamento: Uma Abordagem Sistêmica**. Rio de Janeiro. XII, 183 p. 29,7 cm (COPPE/UFRJ, D.Sc., Planejamento Energético, 2006) Tese - Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE. 2006

LIMA, I. V. **Varição em micro-escala temporal do nano e microplâncton da Baía de Guanabara (RJ)**. Dissertação (Mestrado) - Biologia Marinha, UFF, Rio de Janeiro, 37p. 2007

LOBO, E.A.; CALLEGARO, V.L.M. & BENDER, P. **Utilização de algas diatomáceas eepilíticas como indicadoras da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil**. Santa Cruz do Sul, EDUNISC. 2002.

Loeb, S. L. & Spacie, A. **Biological monitoring of aquatic systems**. Lewis Publishers, London, 381p. 1994.

LOURENÇO, S. O. Glossário de protistologia: verbetes utilizados no **estudo de protozoários, algas e protistas fungoides**. Technical Books, 369p. 2013.

MAFRA-JUNIOR, L.L.; FERNANDES, L.F. & PROENÇA, L.A. DE O. **Harmful algae and toxins in Paranaguá Bay, Brazil: bases for monitoring**. *Braz. J. Oceanogr.* 54: 107-121. 2006

MANN, K. H. & LAZIER, J. R. N. **Dynamics of Marine Ecosystems Biological-Physical Interactions in the Oceans**. 1991.

MARGALEF. R. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanol. Acta*, v.1, n.4, 493-509p. 1978a.

MARGALEF, R. (1993). "Limnologia". Omega, Barcelona, 1010 pp. PARAÍBA, Secretaria de Planejamento. (1997) "**Avaliação da infra-estrutura hídrica e do suporte para o sistema de gerenciamento de recursos hídricos do estado da Paraíba**". João Pessoa,. 44p. 1993.

MARGALEF, R. **Turbulence and marine life**. Scientia Marina, 61 (1): 109-123. 1997.

MATOS, M.C.F.G. **O Microfitoplâncton da Baía de Sepetiba (RJ, Brasil): Composição, Abundância e Distribuição (Primavera/ 2001 e Outono/ 2002)**. Monografia de Bacharelado, Instituto de Biologia/Univ. Federal do Rio de Janeiro. 2003.

MATSUOKA, K. **Eutrophication process recorded in dinoflagellate cyst Assemblages - a case of Yokohama Port, Tokyo Bay, Japan**. The Science of the Total Environment 231, 17-35, 1999.

MAYR, L. M. et al. **Hydrobiological characterization of Guanabara Bay**. In: MAGOON, O. & NEVES, C. (eds.), Coastlines of Brazil, p. 124-139. New York, American Society of Civil Engineers. 1989

MAYR, L. M.; TENENBAUM, R. D.; VILLAC, M. C. et al. Em Coastlines of Brazil; Neves, C.; Magoon, O. T., eds.; American Society of Civil Engineers: New York, 1989.

MAYR, L. M. **Avaliação Ambiental da Baía de Guanabara com o Suporte do Geoprocessamento**. Rio de Janeiro: UFRJ/Geociências. Tese de Doutorado.1998.

MELO, G. V. **Transporte de metais pesados no sedimento em suspensão na Baía de Guanabara, em um ciclo de maré**. Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geofísica Marinha, UFF, 2004

MENICONI, M. de F. G. **Baía de Guanabara: síntese do conhecimento ambiental** – Rio de Janeiro: Petrobras, 2012.

MIRANDA, L. B. de. **Análise de massas de água da plataforma continental e da região oceânica adjacente: Cabo de São Tomé (RJ) e Ilha de São Sebastião (SP)**. Tese de Livre-Docência. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, 123p. 1982.

NYBAKKEN, J. W. **Marine biology: an ecological approach** . Benjamim Commung (ed). 5ª edição. Estados Unidos. 516pp. 2001.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 422p. Série Recursos Naturais e Meio Ambiente, 4. 1979.

NIXON, S.W. **Coastal marine eutrophication: a definition, social causes and future concerns.** *Ophelia*. 41: 199-219. 1995.

OLIVEIRA, L.P.H. **Classificação hidrobiológica das águas do Oceano Atlântico no litoral sul do Brasil.** *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*, 42 (1): 191 - 206. 1945

OLIVEIRA, L.P.H. **Águas com predominância de *Eutreptia lanowii* Steuer e *Chlamydomonas reinhardi* Dangeard no plâncton, na enseada de Inhauma, Baía de Guanabara.** *Mem. Inst. Oswaldo Cruz* 60:13-20. 1962.

OLIVEIRA, DEC. C., MARQUES, M. DA D. **Proteção e qualidade dos recursos hídricos brasileiros: contribuintes da diretiva europeia para a água.** *REGA* ñ Vol. 5, no. 1. P. 5-12, jan./jun. 2008.

PARANHOS, T.; ANDRADE, L. **Caracterização Físico-química da Coluna d'Água e a Qualidade das Águas.** In: *Baía de Guanabara: síntese do conhecimento ambiental / Maria de Fátima Guadalupe Meniconi (ed.) ... (et al.)* – Rio de Janeiro: Petrobras, 2012.

PARANHOS, R.; MAYR, L.M.; LAVRADO, H.P.; CASTILHO, P.C. **Temperature and salinity trends in Guanabara Bay (Brazil) from.1980 to 1990.** *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, 36 (4):685-694. 1993.

PARANHOS, R.; NASCIMENTO, S.M.; MAYR, L.M. **On the faecal pollution in Guanabara Bay.** *Fresenius Environmental Bulletin*, 4:352- 357. 1995.

PARANHOS, R.; PEREIRA, A.P.; MAYR, L.M. **Diel variability of water quality in a tropical polluted bay.** *Environmental Monitoring and Assessment*, 50: 131-141. 1998.

PARANHOS, R. **Densidade e atividade das bactérias heterotróficas na Baía de Guanabara.** Tese de Doutorado, Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, UFRJ, RJ, 116p. 2002.

PELLENS, R. ET AL. **Plano de manejo da Área de Proteção Ambiental de Guapimirim.** Ministério do Meio Ambiente, 381 p. 2001

POMEROY, A. J. **The ocean's the food web, a changing paradigm.** *Bioscience*. 24: 499-504.1974.

PORTER, K.G. **Phagotrophic phytoplankton in microbial food webs.** *Hydrobiologia* 159:89-97. 1989.

PRICHARD, D. W. **Salt balance and exchange rate for Chincoteague Bay.** *Cheaseapeake Science*; 1, 48-57. 1961.

REYNOLDS, C.S. **Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability.** *Freshwater Biology*, 14(1): 111-142. 1984A

ROBERTO, D. M. **Diagnóstico da hidrografia. Estação Ecológica da Guanabara e região.** Ecomek. 2009.

RODRIGUES, L. C. **Estrutura da comunidade fitoplanctônica de uma lagoa marginal do rio Ivinhema (lagoa dos Patos, planície de inundação do alto rio Paraná) em diferentes períodos do ciclo hidrológico.** Dissertação (mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 43f. 1998.

RODRIGUES, C. LAVRADO, H. P., FALCÃO, C. DA P. A., SILVA, DA G. H. S. **Distribuição da Ictiofauna capturada em arrastos de fundo na Baía de Guanabara – Rio de Janeiro, Brasil.** *Arq. Mus. Nac.*, Rio de Janeiro, v.65, n.2, p.199-210, abr./jun. 2007.

ROUND, F. E.; CRAWFORD, R. M. & MANN, D.G. **The diatoms: biology and morphology of the genera.** NEW YORK, CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS. 1990.

SÁNCHEZ, L.E. **Plano de Gestão Ambiental** In: Avaliação de Impacto Ambiental: conceitos e métodos. 11:333-361. São Paulo: Oficina de Textos: 2008.

SANTOS, V.S. **Nano- e microfitoplâncton da baía de Guanabara (RJ, Brasil) em condições tróficas distintas: aspectos estruturais e pré-funcionais.** Dissertação de Mestrado, Departamento de Botânica, Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 106p. 2002

SASSI, R. **Phytoplankton and environmental factors in the Paraíba do Norte river estuary, northeastern Brazil: composition, distribution and quantitative remarks.** *Boletim do Instituto oceanográfico*, São Paulo, 39(2): 93-115. 1991.

SCHUTZE, M.L.M., MACHADO, M.C. & ZILLMAN, S.M.S. **Phytoplankton biomass of Guanabara Bay (Rio de Janeiro, Brazil) and adjacent oceanic area:**

**Variations from January through July 1979.** In International Symposium on Utilization of Coastal Ecosystems: Planning, Pollution and Productivity (M.R.C. Figueiredo, N.L. Chao & W.K Smith, eds.). Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, v.2., p.309-324. 1989.

SCHWAMBORN, R. et al. **Mesozooplankton grazing under conditions of extreme eutrophication in Guanabara Bay, Brazil.** Journal of Plankton Research, 26 (9): 983-992. 2004.

SEVRIN-REYSSAC, J. et al. **Biomasse et production du phytoplancton de la baie de Guanabara (État de Rio de Janeiro, Brésil) et du secteur océanique adjacent. Variations de mai à juillet 1978.** Bul. Mus. Natn. Hist. Nat. 4:329-354. 1979.

SHERR, E. B. & SHERR, B. F. **Role of microbes in pelagic food webs: a revised concept.** Limnol. Oceanogr., 33:1225-1227. 1988.

SIEBURTH, J. MCN.; SMETACEK, V. & LENZ, J. **Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions.** Limnol. Oceanogr., 23:1256-1263 Sieburth et al., 1978.

SILVA, S. DA F., PEREIRA, C. DA D, NUÑEZ, S. L. et al. **Bacteriological study of the superficial sediments of Guanabara Bay, RJ, Brazil.** Brazilian Journal of Oceanography, 56 (1): 13-22. 2008.

SMAYDA, T.J. **Harmful algal blooms: Their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea.** Limnology and Oceanography, 42: 1137-1153, <http://dx.doi.org/10.4319/lo.1997.42.5 part 2.1137>. 1997.

SMETACEK, V. **Plankton characteristics.** In: POSTMA, H.; ZIJLSTRA, J. J. (Eds.). Ecosystems of the world: Continental Shelves. Amsterdam: ELSEVIER,. v. 27, cap. 4, p. 93-130. 1998.

SMITH, V.H.; TILAMAN, G.D., XELAILA, J.C. **Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine and terrestrial ecosystems.** Fisheries Bulletin. 100: 179-196. 1999.

SMOL, J.P. **Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective.** 2 ed. 383p. 2008.

- SOURNIA, A. **Phytoplankton manual**. Unesco, Paris. 1978
- SOUSA, L., CARBALLO-RIVAS, R. M., PAIS, J. **Dinoflagelados Nomeclatura portuguesa**. Ciências da Terra (UNL). Lisboa, 13: 35-57. 17 figs. 1999.
- STEIDINGER, K. A. & TANGEN, K. **Dinoflagellates. Identifying Marine Phytoplankton**. St. Petersburg. Academic Press. P. 387-569. 1997.
- TENENBAUM, D.R. et al. **A new "sight" on microbial plankton ecology: coastal x oceanic system in Brazil**. Oecol. Bras. 9:133-152. 2001.
- THURMAN, H.V. **Introductory Oceanography**. 8th Edition. Prentice-Hall., Inc. Mt. San Antonio College, 1997.
- TUNDISI, J. G.; GENTIL, J. G. & DIRICKSON, C. **"Seasonal cycle of primary production of nano and microphytoplankton in a shallow tropical reservoir"**. Rev. Bras. Bot., v.1, p.35-39, 1999.
- UTERMÖHL, H. **Perfeccionamento del método cuantitativo del fitoplancton**. Asociación Internacional de Limnología Teórica y Aplicada - Comité de métodos limnológicos, comunicacion, 9: 1-39. 1958
- VALENTIN, J.L. et al. **Caractéristiques hydrobiologiques de la Baie de Guanabara (Rio de Janeiro, Brésil)**. Journal de Recherche Océanographique, 24: 33-41. 1999
- VALENTIN, J.L. et al.. **O sistema planctônico da Baía de Guanabara: síntese do conhecimento**. In: Silva, S.H.G ; Lavrado, H.P.. (Org.). 1999
- VILLAC, M.C. & TENENBAUM, D.R. **The phytoplankton of Guanabara Bay, Brazil.I. Historical account of its biodiversity**. Biota Neotropica, 10(2):271-293. 2010.
- VILLAC, M.C. **O fitoplâncton como um instrumento de diagnose e monitoramento ambiental: Um estudo de caso da Baía de Guanabara**. Dissertação de Mestrado Departamento de Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.193p. 1990
- VILLAC, M.C.; MAYR, L.M.; TENENBAUN, D.R.; PARANHOS, R. **Sampling strategies proposed to monitoring Guanabara Bay (Brazil)**. In: (Magoon, O.T.;

Convex, H.; Tippie, V.; Tobon, L.T. e Clarke, D. eds), Proceedings 7<sup>th</sup> Symposium On Coastal and Ocean Management – Coastal Zone 91, Am. Soc. Civil Engin., NY, pp: 1168-1182. 1991.

WELLES, N.C. et al. **The role of ocean circulation in the changing climate.** In: SUMMERHAYES, C. P.; THORPE, S. A. (Ed.) Oceanography - An illustred guide. Manson Publishing. 41-58p. 1996.

ZAGATTO, P.A.; ARAGÃO, M.A.& CARVALHO, M.C. **Manual de orientação em casos de florações de algas tóxicas: um problema ambiental e de saúde pública.** São Paulo: CETESB. 24 p. 1997.

ZEE, D.(Coord.) **Baía de Guanabara. Dossiê socioambiental. Gestão sustentável da Baía de Guanabara.** Seminário Internacional. Centro Internacional de Desenvolvimento Sustentável, Escola Brasileira de Administração Pública, Fundação Getúlio Vargas, RJ. 2000