

**Maria Teresa Carvalhosa Pereira Coutinho**



**COMUNIDADE FITOPLANCTÓNICA DO ESTUÁRIO DO SADO  
ESTRUTURA, DINÂMICA E ASPECTOS ECOLÓGICOS**

INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGAÇÃO AGRÁRIA E DAS PESCAS - IPIMAR

2003



**INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGAÇÃO AGRÁRIA E DAS PESCAS - IPIMAR**

**COMUNIDADE FITOPLANCTÓNICA DO ESTUÁRIO DO SADO**  
**ESTRUTURA, DINÂMICA E ASPECTOS ECOLÓGICOS**

**Maria Teresa Carvalhosa Pereira Coutinho**

Provas de acesso à categoria de Investigador Auxiliar de Maria Teresa Carvalhosa Pereira Coutinho na Área Científica de Dinâmica de Recursos Marinhos.



## **AGRADECIMENTOS**

Ao Instituto Nacional de Investigação Agrária e das Pescas por ter disponibilizado os meios necessários à realização deste trabalho.

À Dra. Maria do Rosário Oliveira, orientadora neste trabalho, pela sua amizade, pelos seus conselhos, apoio e ajuda constante, no trabalho de identificação das amostras, na discussão dos resultados e nas revisões do manuscrito. Agradeço também a generosidade com que cedeu os seus dados referentes à identificação das amostras do fitoplâncton da zona do Rio Sado.

À Dra. Maria Teresa Monteiro, colega e amiga, pelo seu encorajamento contínuo, críticas e sugestões pertinentes para o conteúdo e apresentação gráfica que tanto contribuíram, também, para o melhoramento deste trabalho.

Às Dras. Graça Cabeçadas e Maria José Brogueira pelo estímulo e pelo apoio na realização das análises de nutrientes e na colheita das amostras recentes.

À Doutora Teresa Moita pelo apoio e estímulo e pela cedência do mapa do Estuário do Sado digitalizado e, também, pelo tempo dispensado no seu aperfeiçoamento.

À Doutora Ivone Figueiredo por indicações no tratamento estatístico de resultados.

À Doutora Carlota Cortesão pela disponibilidade e sugestões na discussão de resultados.

Às Dras. Ana Sofia Palma, Marta Nogueira e Célia Gonçalves pelas "dicas" na utilização dos programas de computador SURFER e GRAPHER.

Ao Eng. Pedro Nogueira por me ter cedido os dados referentes ao upwelling.

Ao Sr. Luis Palma, a execução das análises dos nutrientes e aos Srs. António Manuel Correia, Pedro da Conceição, Álvaro Gueifão, Manuel Gueifão e António Laranjo pelo apoio prestado no trabalho de campo de colheita de amostras.

A todos os colegas e amigos que de algum modo contribuíram com o seu apoio e estímulo para a execução deste trabalho.

Finalmente à minha filha Teresinha pelas muitas fotografias que tirou no estuário, algumas das quais ilustram o presente trabalho, e também pelo tempo de atenção e companhia em que lhe faltei.

## ÍNDICE

RESUMO	1
ABSTRACT	11
CAPÍTULO I - INTRODUÇÃO	17
CAPÍTULO II - ESTADO DA ARTE	29
CAPÍTULO III - DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	33
1 Características Gerais	35
2 Caracterização do Rio e Estuário do Sado	39
3 Fontes de Poluição	40
4 Hidrodinâmica	42
5 Condições Climáticas da Região	43
CAPÍTULO IV - MATERIAL E MÉTODOS	49
1 Métodos de Amostragem	51
2 Métodos de Análise Laboratorial	57
3 Métodos de Análise Matemática	59
4 Método de Cálculo do Índice de Afloramento	61
5 Aplicação de Modelos	61
6 Representação Gráfica	61
CAPÍTULO V - RESULTADOS E DISCUSSÃO	63
1 Características Físicas e Químicas do Estuário	65
1.1 Transparência	65

1.2	Temperatura	68
1.3	Salinidade	72
1.4	Oxigenio e pH	78
1.5	Nutrientes	78
2	Estrutura e Dinâmica da Comunidade Fitoplanctónica	97
2.1	Composição Específica	97
2.1.1	Variações ao longo do estuário	97
2.1.2	Comparação com estudos anteriores	101
2.2	Dinâmica e Aspectos Ecológicos das Principais Espécies	119
2.3	Estratégias de Sobrevivência	146
2.3.1	Considerações gerais	146
2.3.2	Estratégias de sobrevivência no sistema estuarino	149
2.3.3	Comparação com as estrategias em outros sistemas	158
2.4	Densidade, Biomassa e Variações Espacio-Temporais	162
2.4.1	Densidade do fitoplâncton total	162
2.4.2	Dinâmica dos principais grupos taxonómicos	167
2.4.3	Biomassa e sua dinâmica	179
2.4.4	Comparação com estudos anteriores	194
2.5	Predomínio das Bacillariophyceae sobre as Dinophyceae	199
2.6	Diversidade Específica, Riqueza Específica e Equitabilidade	205
2.6.1	Considerações gerais	205
2.6.2	Variações espacio-temporais	206
2.6.3	Comparação com outros sistemas aquáticos	215
2.6.4	Evolução da diversidade e suas componentes no estuário	216
2.7	Dinâmica do Fitoplâncton em dois Ciclos de Maré	221
2.7.1	Ciclo de maré de Primavera	221
2.7.2	Ciclo de maré de Verão	232

2.8 Análise em Componentes Principais	247
2.8.1 ACP no fitoplâncton de todo o estuário	250
2.8.2 ACP no fitoplâncton do estuário até Alcácer do Sal	253
2.8.3 ACP no fitoplâncton do estuário até Alcácer do Sal nos meses de Abril a Agosto	258
3 Estado Trófico do Estuário	265
3.1 Considerações Gerais	265
3.2 Evolução dos Indicadores Biológicos de Eutrofização	266
3.3 Aplicação dos Modelos de Eutrofização TRIX e NOAA	274
3.4 Avaliação do Estado Trófico	289
 CAPÍTULO VI - CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	 293
 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	 307

---

## RESUMO

Algumas das zonas que circunscrevem o Estuário do Sado têm sido objecto de impacto acentuado por via do desenvolvimento agrícola, industrial e urbano que tem ocorrido nas duas últimas décadas. Por este facto tornava-se importante conhecer a dimensão deste impacto, no ecossistema estuarino, especialmente no que se refere aos aspectos relacionados com a eutrofização. Com o objectivo de avaliar o estado trófico do estuário e a sua evolução, foram estudadas as características, físicas, químicas e biológicas do sistema, durante 1992-93 e os resultados comparados com os de 1967 e também com alguns referentes aos anos de 2000-2001. O fitoplâncton foi a componente biológica que se estudou dado que as alterações de estrutura da sua comunidade refletem com fiabilidade os efeitos da eutrofização.

Caracterização do estuário - O Estuário do Sado é caracterizado por uma grande variabilidade interanual dos caudais de água doce. É um estuário mesotidal que apresenta uma morfologia e batimetria complexas, encontrando--se, geralmente, bem misturado devido às amplitudes de maré e exposição aos ventos.

Em relação às principais características físicas e químicas, o estuário apresenta uma turbidez que aumenta de jusante para montante, devido ao aumento da matéria orgânica em suspensão. Os valores do DS variam de um mínimo de 0,3 m, nas zonas média e superior, a um máximo de 6,0 m, na zona inferior.

A temperatura variou de um mínimo de 10,0 °C, no Inverno a um máximo de 27,4 °C, no Verão, não se observando estratificação térmica, a não ser pontualmente, nalgumas zonas mais abrigadas, de pequena profundidade. As maiores amplitudes térmicas, de 16,3 °C, ocorrem no Verão, entre a entrada do estuário e o troço superior do Canal de Alcácer.

A salinidade apresentou uma variação de 0,5-38,4, embora em anos de fraca pluviosidade durante o Inverno, a zona polialina se estenda ao Canal de Alcácer, na zona superior. Com efeito, durante estes anos mais secos, os caudais ficam reduzidos e por isso a zona mesoalina avança para montante de Alcácer do Sal,

ficando a zona polialina a abranger o Canal de Alcácer, e a zona eualina a incluir grande parte das zonas inferior e média do estuário. Nos meses de maior pluviosidade, durante o Inverno, a zona oligoalina desce até à estação mais a montante do Canal de Alcácer, verificando-se, para jusante, um gradiente elevado de salinidade até ao início da zona poli-eualina, junto à Ilha do Cavalo. Nestes meses pode ocorrer estratificação halina com gradientes de 1,8/m-2,0/m.

O estuário apresenta-se bem oxigenado nas zonas inferior e média, ocorrendo, apenas, situações episódicas de hipóxia, junto ao fundo, na zona superior.

As concentrações de nutrientes (N, P, Si), em 1992-93, foram moderadas. Os nitratos registaram o mínimo no Verão, nas três zonas do estuário (0,3  $\mu\text{mol/l}$ ) e foram máximos na zona superior, (13,8  $\mu\text{mol/l}$ ), embora, em anos anteriores, se registassem valores de 40,5  $\mu\text{mol/l}$ . Os fosfatos atingiram o mínimo (0,3  $\mu\text{mol/l}$ ) e o máximo (2,1  $\mu\text{mol/l}$ ), no Verão, na zona inferior. A sílica apresentou concentrações mais baixas na Primavera (0,5-2,7  $\mu\text{mol/l}$ ), nas três zonas do estuário, e mais elevadas no Verão, no Esteiro da Marateca (49,5  $\mu\text{mol/l}$ ). Os valores da Relação de Redfield (razão molar Si:N:P=16:16:1) na Primavera e Verão e em quase todo o estuário (N/P 0,5-7,5) indicaram limitação pelo azoto. Pelo contrário, a relação Si/N só esporadicamente foi <1, ou seja, a produção algal não é, de um modo geral, limitada por este nutriente.

Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctónica - A comunidade fitoplanctónica apresentou uma composição específica bastante variada, tendo sido identificados 382 taxa, predominantemente Bacillariophyceae (229), tal como já tinha sido observado por Sampayo (1970). As Bacillariophyceae da zona inferior do estuário são, sobretudo, de origem marinha, como *Guinardia delicatula*, *Asterionellopsis glacialis*, *Detonula pumila*, *Pseudo-nitzschia* grupo *seriata*, espécies indicadoras de afloramento costeiro. Na zona média, nomeadamente no Esteiro da Marateca, coexistem espécies marinhas e espécies adaptadas a ambientes estuarinos (*Plagioselmis* sp., *Nitzschia longissima*, *Cylindrotheca closterium*, *Nitzschia sigma*). Na zona superior predomina uma comunidade mista, de espécies de origem bentónica (espécies

nanoplanctônicas de *Nitzschia* e *Navicula*), espécies estuarinas (*Thalassiosira* sp., *Skeletonema costatum*, *Aulacoseira moniliformis*, *Chaetoceros subtilis*, *Plagioselmis* sp., *Gymnodium* spp., *Prorocentrum minimum*) e espécies de água doce (*Chrysococcus minutus*, *Crucigenia tetrapedia*, *Monoraphydium contortum*).

Relativamente às espécies potencialmente produtoras de toxinas, quer as de origem marinha, quer as de água doce, são pouco frequentes e pouco abundantes no estuário. As Bacillariophyceae *Pseudo-nitzschia* grupo *seriata* e *P.* grupo *delicatissima*, produtoras de toxinas tipo ASP (amnesic shellfish poison) e as Dinophyceae como *Gymnodinium catenatum* produtora de PSP (paralytic shellfish poison), e *Dinophysis acuminata*, *D. caudata* e *Prorocentrum minimum*, relacionadas com fenómenos de toxicidade por DSP (diarrhetic shellfish poison) desenvolveram fracas populações, à excepção desta última, que deu origem a um máximo de  $680 \times 10^3$ , no Canal de Alcácer. Comparando estes resultados com os de Sampayo (1970), verifica-se que estas espécies se têm mantido no estuário com populações baixas. De igual modo, as Cyanobacteria de água doce produtoras de hepatotoxinas e/ou neurotoxinas – *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria planctonica*, *Pseudanabaena catenata*, *Planktothrix agardhii* e *Aphanizomenon flos-aquae* – apenas apareceram nas estações mais a montante e com proliferações que não ultrapassaram  $50 \times 10^3$  cél./l.

A sucessão sazonal das espécies dominantes e das suas estratégias de sobrevivência, nas três zonas do estuário, num troço do Rio Sado ainda sob influência de maré e num sistema límnico da sua bacia hidrográfica, a Albufeira de Pêgo do Altar, mostrou a existência de padrões de comportamento que diferem com o tipo de ecossistema. Assim, nas zonas inferior, média e superior do estuário verifica-se um predomínio das espécies de estratégia R, ao longo de todo o ano. Estas pertencem, sobretudo, às Bacillariophyceae e caracterizam-se por uma grande adaptação à turbulência, turbidez e variações bruscas de intensidade luminosa. As espécies de estratégia S estão ausentes e a sucessão C→R não se encontra bem definida. No rio predominam as espécies de estratégia C, nos meses de maior entrada de nutrientes, e as de estratégia R, no

Verão. As C estratégias são, principalmente, Chlorophyceae nanoplanctónicas (*Crucigenia*, *Chlamydomonas*, *Monoraphidium*), Chrysopyceae (*Chrysococcus minutus*) e Cryptophyceae (*Chroomonas*) cuja dominância se baseia numa captação muito rápida dos nutrientes e numa taxa de reprodução muito elevada. Na albufeira, a sucessão de estratégias de sobrevivência das espécies dominantes segue, de um modo geral, o modelo que caracteriza os ecossistemas límnicos: C→S→R, isto é, as espécies oportunistas, de estratégia C, aparecem no início da sucessão, no fim de Inverno - início de Primavera; são substituídas pelas S, no Verão, durante o período de estratificação, e, com o início do período de mistura, a dominância passa a pertencer às espécies de estratégia R, durante o Outono e Inverno. No entanto, em ecossistemas ricos em nutrientes, esta sucessão pode ser um pouco alterada devido ao prolongamento dos períodos de produção algal. Foi o que se verificou na Albufeira de Pêgo do Altar, onde as Chlorophyceae microplanctónicas (*Pediastrum*, *Coelastrum*, *Dictyosphaerium*) dominam na Primavera, Outono e Inverno, uma vez que os nutrientes são suficientemente elevados para permitirem a sua proliferação, alternando com as Cyanobacteria (*Woronichinia*, *Microcystis*, *Aphanizomenon*), no Verão, quando as concentrações de N e/ou P decrescem. As espécies mencionadas possuem uma estratégia S, isto é, asseguram a sua sobrevivência através de um crescimento mais lento e do armazenamento de nutrientes, possuem elevados biovolumes celulares, ou coloniais, que as defendem da predação, ou, como no caso de *Aphanizomenon*, capacidade de captação do azoto atmosférico. Como são dominantes durante quase todo o ano, o aparecimento das C e R estratégias fica reduzido a períodos muito curtos, respectivamente, no início da Primavera e fim do Inverno.

A abundância do fitoplâncton no estuário (expressa como densidade) aumenta de jusante para montante, com a redução da salinidade. A densidade média anual mais elevada variou de  $364 \times 10^3$  cél./l, na zona inferior, a  $800 \times 10^3$  cél./l, na zona média e  $1155 \times 10^3$  cél./l, na zona superior. As épocas mais produtivas foram a Primavera e o Verão e, também, o Inverno na zona superior-Canal de

Alcácer. A média anual mais baixa ( $200 \times 10^3$  cél./l) correspondeu a um local da zona média sujeito a um sistema complexo de circulação de correntes que origina uma grande dispersão. A densidade máxima do fitoplâncton ( $5300 \times 10^3$  cél./l) ocorreu no Canal de Alcácer e *Thalassiosira* sp. foi a espécie reponsável pelos picos de densidade em todo o estuário.

As densidades determinadas para as zonas inferior e média do estuário, embora cerca de 3-4 vezes superiores às citadas por Sampayo (1970), podem considerar-se moderadas e, tal como foi verificado por aquela autora, as Bacillariophyceae são o principal constituinte do fitoplâncton. Nas zonas eualinas do estuário inferior e médio as Bacillariophyceae apareceram associadas às Cryptophyceae; nas zonas poli-eualinas do estuário superior, associaram-se às Dinophyceae e Cryptophyceae, e nos troços oligo-mesoalinos estiveram associadas às Chlorophyceae, Cryptophyceae e Chrysophyceae. Na zona de água doce do rio, a abundância do fitoplâncton é principalmente devida às Chlorophyceae, associadas a Chrysophyceae e Bacillariophyceae. A densidade máxima ali determinada foi de  $4900 \times 10^3$  cél./l., bastante aproximada da registada no Canal de Alcácer.

A variação espacial da biomassa expressa em clorofila a seguiu um padrão idêntico ao da densidade do fitoplâncton: o valor mínimo ( $0,7 \text{ mg/ m}^3$ ) foi registado na zona inferior e o máximo ( $45,0 \text{ mg/ m}^3$ ), no Canal de Alcácer. A variação temporal foi, no entanto diferente, dado que o máximo de biomassa se registou no Verão, devido aos maiores biovolumes das espécies dominantes. As concentrações médias anuais ( $3,5$ ,  $5,6$  e  $14,7 \text{ mg/m}^3$ ) foram moderadas nas três zonas do estuário, embora mais elevadas na zona superior. Os feopigmentos apresentaram a mesma distribuição que a clorofila a, com valores máximos no Verão ( $6,5$ - $6,7 \text{ mg/m}^3$ ), na zona superior. Comparando os resultados deste estudo, referentes à zona inferior e média do estuário, com os de Silva *et al.* (1969) verifica-se que, num período de 25 anos, o aumento registado nos valores médios anuais foi, apenas, de  $1,1 \text{ mg/m}^3$ , não podendo considerar-se significativo.

A diversidade, calculada pelo Índice de Shannon-Wiener, foi semelhante nas zonas inferior e média do estuário, mas significativamente diferente ( $P < 0,01$ ) na zona superior (valores médios de  $H'$ , respectivamente, 2,7, 2,5 e 3,2 bits/cél.).  $H'$  apresentou, ainda, fortes correlações negativas com a salinidade no estuário médio ( $r = -0,43$   $P < 0,01$ ) e superior ( $r = -0,68$   $P < 0,001$ ), o que salienta a contribuição das espécies de água doce, para a diversidade destas zonas. A Riqueza específica foi moderada (valores médios de  $S$ , 15 espécies/amostra nas zonas inferior e média e 27 na zona superior) e mostrou, igualmente, a influência das espécies de origem reolímpica. A Equitabilidade foi, pelo contrário, semelhante nas três zonas do estuário (médias de  $J'$  0,68, 0,63 e 0,69) e os seus valores elevados indicam a existência de comunidades bastante equilibradas. Este facto é confirmado, quer pela ausência de valores muito baixos de  $H'$ , relacionados com o desenvolvimento de «blooms» que poderiam indicar fenómenos de eutrofização, quer pela ausência de fortes quebras na Riqueza específica, comuns em situações de stresse causadas, por exemplo, por poluição industrial.

O comportamento das espécies fitoplanctónicas, ao longo de um ciclo de maré, no estuário, não era conhecido, facto que nos levou a estudar a dinâmica e composição do fitoplâncton durante dois ciclos, na Primavera e no Verão, quando a produção é mais elevada

Verificou-se que o fitoplâncton apresentou comportamentos diferentes durante o ciclo de Primavera e o de Verão. No primeiro, as populações foram pobres em todas as horas e em todos os estratos, e a densidade máxima ( $300 \times 10^3$  cél./l, à superfície) foi cerca de dez vezes inferior à do ciclo de Verão ( $2500 \times 10^3$  cél./l). Os máximos determinados para a clorofila  $a$ , na Primavera ( $8,7$  mg/m<sup>3</sup>, em preia-mar, nas camadas de fundo) foram, igualmente, inferiores aos do ciclo de Verão ( $23,6$  mg/m<sup>3</sup>, em preia-mar e nas camadas intermédias da coluna de água).

Em ambos os ciclos, as Bacillariophyceae predominam no fitoplâncton ao longo de todo o ciclo de maré, em toda a coluna de água, exceptuando a superfície, junto à preia-mar, em que estão associadas às Cryptophyceae e/ou às

Dinophyceae. A densidade aumenta com o fluxo, atingindo o máximo a meio do período de enchente. Os mínimos de densidade localizam-se em preia-mar e são da mesma ordem dos encontrados na baixa-mar. A espécie mais abundante em ambos os ciclos é *Cylindrotheca closterium*, associada a *Plagioselmis*, e, também, a *Gymnodinium*, no ciclo de Agosto. Quanto às espécies acompanhantes verifica-se em ambos os ciclos a mesma tendência para um predomínio das espécies estuarinas, algumas bênticas, nas primeiras horas de enchente e vazante, como *Nitzschia* e *Navicula* nanoplanctónicas (*Navicula cryptocephala*, *Navicula parva*) e microplanctónicas (*Nitzschia subtilis*, *N. longuissima*, *N. punctata*, *N. sigma*, *Paralia sulcata*, *Coscinodiscus oculus-iridis*, *Actinoptycus senarius*) e um aumento das espécies marinhas, no período de maior altura de água, como *Pleurosigma* spp., *Gyrosigma* spp., *Scrippsiella* spp., *Guinardia delicatula*, *Rhizosolenia* spp., *Chaetoceros* spp. Embora haja um contributo importante destas espécies marinhas, alóctones, que entram no estuário com o fluxo da enchente, verifica-se, no entanto, o predomínio do processo da ressuspensão e uma maior contribuição da componente bêntica para a composição e densidade algológica da coluna de água.

A produção planctónica determinada durante os dois ciclos foi baixa a moderada, o que aponta para um efeito, por enquanto não lesivo, dos efluentes das pisciculturas. Em relação às espécies presentes, embora a dominante (*Cylindrotheca closterium*) pela sua morfologia, microplanctónica e «em agulha», não seja edível para os primeiros estados da ictiofauna, existem em abundância suficiente espécies estuarinas que constituem bom alimento, sobretudo Cryptophyceae como *Plagioselmis*, e Dinophyceae como *Gymnodinium* e *Prorocentrum minimum* e Bacillariophyceae nanoplanctónicas, estas últimas ressuspensas dos sedimentos de fundo nas horas dos ciclos de maré em que a turbulência é mais forte. Das espécies alóctones que entram no estuário durante a preia-mar, as Prasinophyceae (*Tetraselmis* spp.) e Cryptophyceae (*Leucocryptus*, *Teleaulax*) são edíveis, mas a maioria são Bacillariophyceae microplanctónicas, de frústulas muito silicificadas e com formações que

dificultam a predação, como *Bidulphia*, *Rhizosolenia*, *Pseudonitzschia*, *Nitzschia longuissima*.

Estado trófico do estuário e sua evolução - Na avaliação do estado trófico do estuário utilizou-se um conjunto de parâmetros relativos às condições ambientais físicas e químicas (transparência, oxigénio dissolvido, concentrações de azoto, fósforo e sílica) e parâmetros biológicos que definem a estrutura da comunidade fitoplanctónica (composição específica, grupos e espécies dominantes, estratégias de sobrevivência, abundância, biomassa, diversidade). As alterações detectadas nestes parâmetros são indicadoras de situações de stresse, entre elas a eutrofização, pelo que apresentamos, resumidamente, os seus comportamentos no estuário:

Quanto à transparência, as reduções significativas deste parâmetro apenas ocorreram na zona do máximo de turbidez, na interface água doce-água salgada, na zona superior, como é frequente em estuários.

No que diz respeito à oxigenação da coluna de água apenas se verificaram situações esporádicas de hipóxia, em estações do Canal de Alcácer, nas camadas de fundo e no Verão.

As concentrações de N, P e Si foram moderadas nas três zonas de estuário. Os valores da Relação de Redfield indicaram limitação pelo azoto, na Primavera e Verão, em quase todo o estuário, enquanto a sílica só esporadicamente limitou o desenvolvimento do fitoplâncton.

Relativamente à composição específica do fitoplâncton verifica-se que a maioria das espécies pertence às Bacillariophyceae, que são o grupo dominante no estuário desde há 25 anos. Não se observou a sua substituição por Dinophyceae, no estuário inferior, ou por Cyanobacteria, no estuário superior, o que indicaria uma situação de eutrofia. As espécies dominantes são de estratégia R, associadas, nas zonas onde ocorrem «pulsos» de nutrientes (em especial na zona superior), às oportunistas de estratégia C. Este comportamento contrasta com o que ocorre numa albufeira da bacia hidrográfica do Rio Sado,

em processo de eutrofização, onde a estratégia de sobrevivência adoptada pelas espécies dominantes é do tipo S.

No que diz respeito à ocorrência de «blooms» de espécies tóxicas verificou-se que as Bacillariophyceae, Dinophyceae e Cyanobacteria potencialmente tóxicas e que, em águas eutrofizadas, dão origem a «blooms», apresentam, no estuário, populações baixas ou não significativas.

A ocorrência de grandes proliferações de fitoplâncton, acompanhadas de elevados valores de clorofila a, é típica dos processos de eutrofização. No estuário do Sado, a maior produção correspondeu, apenas, à zona superior, onde, apesar da ocorrência de um máximo relativamente elevado ( $5300 \times 10^3$  cél./l), as médias anuais da densidade e biomassa se podem considerar moderadas. Relativamente à zona inferior e média, é de salientar que os valores de clorofila a são semelhantes aos determinados em estudos realizados em 1967.

Quanto à diversidade da comunidade os valores determinados para o Índice de Shannon e Equitabilidade não indicam quebras, como acontece em sistemas eutrofizados, onde  $H'$  é, frequentemente,  $<1,0$  bits/célula e  $J' < 0,50$ . Os valores obtidos no estuário indicam, portanto, uma comunidade fitoplanctónica em equilíbrio, o mesmo acontecendo em relação à Riqueza específica que, em nenhuma das zonas estuarinas, atingiu os valores muito baixos que caracterizam os sistemas em stresse.

A aplicação de modelos de avaliação do estado trófico ao Estuário do Sado recorrendo ao Índice de eutrofização TRIX, de Vollenweider *et al.* (1998) e o Modelo NOAA, de Bricker *et al.* (1999)- leva a classificar o sistema como sendo de grau trófico moderado, o que está de acordo com os resultados obtidos através dos indicadores acima mencionados. No entanto, estudos mais recentes, realizados em 2000, revelaram, pela primeira vez, a ocorrência de um forte «bloom» de espécies de Bacillariophyceae, no Canal de Alcácer. Este facto alerta para a sensibilidade desta zona, onde a ocorrência esporádica de episódios de eutrofia poderá, de futuro, dar origem a uma eutrofização irreversível.

---

## ABSTRACT

The Sado Estuary (Western Portuguese coast) is important in what concerns fishing, bivalvia exploitation and fish farming. It is also used as a nursery for many fish species of commercial value. During the last decade, agricultural, industrial and urban activities have displayed a significant development at the estuarine areas, which enhance the importance of knowing their impacts on the ecosystem, particularly those related to eutrophication problems that can affect diversity and production of the trophic levels. In order to evaluate the trophic state of the estuary and its evolution, physical, chemical and biological characteristics of the system were studied in 1992-93 and the results compared with those obtained in 1967 and 2000. The phytoplankton community was the biological component considered because the alterations on its structure reflect with good accuracy the alterations caused by eutrophication.

General characteristics of Sado Estuary - The Sado estuary is a mesotidal system, well mixed and generally well oxygenated, although sporadic hypoxia situations can occur at the upper zone. This zone presents a large salinity variation (0.5-32.4), depending on the annual precipitation and river flow, and haline stratification is sometimes present. The highest values were found at the middle zone, where salinity can attain 38.4, in summer. Temperature varies from 10.0 °C in winter, to 26.3 °C in summer. During the study period, nitrate concentrations attained the minimum in summer (0.3 µmol/l) and the maximum (13.8 µmol/l) in spring, at the upper estuary. Phosphate presented the lowest values (0.3 µmol/l) and the highest (2.1 µmol/l) in summer, particularly at the outer estuary. Silicate values were minimum in spring (0.5-2.7 µmol/l), at the three zones of the estuary, and were maxima in summer, at the middle estuary (49.5 µmol/l). Redfield ratio indicated N limitation (N/P 0.5-7.5) during the period of higher algal proliferations, while values of Si/N <1 were rare, which favours the Bacillariophyceae development.

Structure and dynamics of the phytoplankton community - The phytoplankton presents a high diversity: 382 species were identified, mostly (229) Bacillariophyceae. At the outer zones, some of them are related with coastal upwelling (*Guinardia delicatula*, *Detonula pumila*, *Asterionellopsis glacialis*, *Pseudo-nitzschia* grupo *seriata*, *P.* grupo *delicatissima*) and groups characteristic of marine waters as Prasinophyceae (*Tetraselmis* sp.) and Dictyocophyceae (*Dictyocha fibula*) can be found; at the middle estuary the predominant taxa are marine species of Bacillariophyceae, Cryptophyceae and Dinophyceae adapted to estuarine conditions (*Nitzschia longuissima*, *Skeletonema costatum*, *Cylindrotheca closterium*, *Plagioselmis* sp., nanoplanktonic *Gymnodinium* spp., *Prorocentrum minimum*); at the upper estuary those taxa appear associated to benthonic forms of *Nitzschia* and *Navicula*, as well as to freshwater Chrysophyceae (*Chrysococcus minutus*) and Chlorophyceae (*Crucigenia rectangularis*, *Monoraphidium contortum*, *Chlamydomonas* sp.). No harmful algal blooms were detected and the toxic species present in the estuary (*Pseudonitzschia* grupo *seriata*, *P.* grupo *delicatissima*, *Dinophysis caudata*, *D. acuminata*, *Gymnodinium catenatum*), as well as the Cyanobacteria found at the oligohaline and freshwater zones (*Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena catenata*) developed low populations, as already been observed in 1967. The only exception is the nanoplanktonic Dinophyceae *Prorocentrum minimum* that exhibited a maximum of 680 cells/ml at the upper estuary.

In what regards the survival strategies, the Bacillariophyceae that dominate the estuarine communities are mainly R strategists, adapted to rapid shifts on light levels and high turbulence. In periods of nutrient pulses, from winter to early summer, the development of the fast growing, opportunistic C strategists (*Plagioselmis* sp., *Gymnodinium* sp., *Prorocentrum minimum*, small forms of *Thalassiosira*) can occur. A change from the classic succession model C→S→R to a C→R succession is then observed, but even this one is not clearly defined at the lower estuary, where R strategists dominate all over the year. Some

alterations on the main sequence C→S→R were also detected in a reservoir of the hydrographic basin of the Sado River. There, eutrophication led to the annual dominance of microplanktonic Chlorophyceae and Cyanobacteria and, consequently, to the dominance of slow-growing and nutrient-stress tolerant S strategists that out-competed most species displaying other types of survival strategies.

Phytoplankton mean annual abundance was poor at the lower estuary (364 cells/ml), increased at the middle zones (800 cells/ml) and attained the highest value at (1155 cells/ml) at the upper estuary, where a maximum of 5300 cells/ml was registered. These results obtained during the study period are three to four times higher than those determined in 1967, however the algal abundance can be considered as moderate and Bacillariophyceae continue to be the dominant group in the estuary. The biomass expressed as chlorophyll a displayed a spatial variation similar to that of density: the minimum value (0.7 mg/m<sup>3</sup>) was registered at the lower zones and the maximum (45.0 mg/m<sup>3</sup>) at the upper estuary. Nevertheless, the chlorophyll maximum that occurred in summer was not coincident with the density maximum that took place in winter, due to the higher biovolume of the dominant species. Mean annual biomass values (3.3, 5.6 and 14.7 mg/m<sup>3</sup>) were moderate and 25 years later, their increase in the lower and middle zones did not overpass 1.1 mg/m<sup>3</sup>.

The diversity of the phytoplankton community was calculated using the Shannon-Wiener diversity index ( $H'$ ) and its components Species richness (S) and Equitability ( $J'$ ) were also considered. Results have shown that  $H'$  mean values were similar at the lower and middle estuarine zones ( $H'$  2.7 and 2.5 bits/cell) and significantly different ( $P < 0.01$ ) from those of the upper zone ( $H'$  3.2 bits/cell), where a significant and negative correlation with salinity was found ( $r = 0.68$   $P < 0.001$ ). Species richness was moderate at the middle and lower estuarine zones (S mean values 15 species per sample) and presented an increase at the upper zone (27 species per sample) due to the influence of freshwater species. The Equitability was similar and high at all zones ( $J'$  0.68, 0.63 and 0.69),

indicating an equilibrium in the communities, which is in accordance with the absence of very low  $H'$  and  $J'$  values usually related with stress conditions.

In order to obtain a better knowledge of the behavior of phytoplankton species during tidal cycles, a study on phytoplankton dynamics was carried out during two tidal cycles, in spring and summer.

The spring cycle revealed the presence of poor algal populations during all the hours and at all levels, with a maximum of 300 cells/ml at surface, at the beginning of the flood. The highest chlorophyll  $a$  value (8.7 mg/m<sup>3</sup>) was found near the bottom, at high tide. In summer, the highest density (2500 cells/ml) was also attained at the beginning of the flood, but at the middle of the water column; the chlorophyll  $a$  maximum (23.6 mg/m<sup>3</sup>) was detected at high tide, in the intermediate water levels. Bacillariophyceae were the dominant group during both cycles, and *Cylindrotheca closterium* was the most abundant species, associated to the Cryptophyceae *Plagioselmis* sp. and to the Dinophyceae *Gymnodinium* sp., in summer. Benthonic species like *Nitzschia sigma*, *N. subtilis*, *N. longuissima*, *N. punctata*, *Navicula cryptocephala*, *N. parva*, *Paralia sulcata*, were abundant during the first hours of flood and at ebb, while marine species (*Pleurosigma* spp., *Guinardia delicatula*, *Rhizosolenia* spp., *Chaetoceros* spp.) showed an increase with the flowing of the tide. The allochthonous Bacillariophyceae are important to the composition of the phytoplankton, however, the main source of the estuarine community is the resuspension of micro and nanophytobenthic species.

Trophic state of the estuary and its evolution - The evaluation of the trophic state of the estuary was based on the above described studies concerning physical and chemical characteristics of the system, as well as on the biotic components that define the structure of the phytoplankton community. The alterations on these parameters are indicators of the stress situations that characterize the eutrophication process, so the detected modifications are described and some critical remarks are presented:

Significant reductions on light penetration, very frequent in eutrophic waters, were only observed in the zone of the turbidity maximum, in the inter-face saline water- freshwater, at the upper estuary.

The estuary is well oxygenated. Hypoxia situations were sporadic and only detected in the upper estuary, near the bottom of the water column.

During the study period, N, P and Si concentrations were moderate at all zones. The values obtained for the Redfield ratio indicated N limitation in spring and summer, at almost zones, while Si limitation was rare.

The phytoplankton specific composition showed that the majority of algal species belong to the Bacillariophyceae that remained as the dominant group for 25 years. A shift for a Dinophyceae or Cyanobacteria dominance, which should indicate an eutrophication process, did not occur. The dominant species in the community are mainly R strategists, associated to opportunistic C strategists. The species with the S survival strategy, that in eutrophic environments out-compete the other ones, were rare in the estuary.

Regarding the occurrence of harmful algal blooms the toxic Bacillariophyceae, Dinophyceae and Cyanobacteria that in eutrophic waters develop important blooms were represented, in the estuary, by a low number of species and low populations.

The occurrence of high phytoplankton proliferations and high chlorophyll a values is characteristic of the eutrophication processes. In the estuary, the maximum proliferation during the study period did not overpass 5300 cells/ml and occurred only once, at the upper estuary. Mean annual chlorophyll values were moderate (14.7 mg/m<sup>3</sup>) at the upper zone and, in the middle and lower estuary, those values decreased, being similar to the ones registered in 1967.

Concerning community specific diversity, the values determined for the Shannon diversity index and Equitability did not indicate a decrease on diversity, as is observed in eutrophic systems, where  $H'$  is frequently  $< 1.0$  bits/cell and most  $J'$

values are  $< 0.50$ . Also, Species richness values are of the same order of those found in phytoplankton communities in a state of equilibrium.

The evaluation of the trophic state of the estuary was also performed using two models: the Eutrophication Index (TRIX) of Vollenweider *et al.* (1998) and the NOAA model of Bricker *et al.* (1999). The first utilizes a group of parameters including chlorophyll *a* and inorganic N and P; the second deals with abiotic parameters (salinity, turbidity, oxygen, dissolved inorganic N and maximum phosphate concentration) as well as biotic parameters (chlorophyll *a*, nuisance or toxic algae, macroalgae, epiphytes, and phytoplankton community structure – abundance, dominant groups, shifts on dominance). On the basis of the results from the two models, the Sado Estuary, in the study period, presents low to moderate trophic conditions. However, recent studies, carried out in 2000, showed, for the first time, the occurrence of a bloom (170000 cells/ml) of the Bacillariophyceae *Stephanodiscus hantzschii*, located at the upper zone of the estuary. This fact evidences the sensitivity of this zone and shows that the sporadic occurrence of episodes of eutrophy can, in future, give rise to an irreversible eutrophication process.

## **CAPÍTULO I**

---

### **INTRODUÇÃO**

## INTRODUÇÃO

Os estuários são zonas de apreciável riqueza, em recursos naturais (peixes, bivalves, poliquetas e crustáceos) cuja exploração poderá constituir uma relevante parcela da economia de uma região. São também zonas preferenciais de várias espécies piscícolas que as procuram para completar o seu ciclo biológico, nomeadamente no que se refere às fases de postura e desenvolvimento dos alevins. Para além da riqueza em recursos naturais (o Estuário do Sado integra uma importante reserva natural, que é necessário preservar), o estuário inclui, também, uma zona industrial e turística em expansão, cujo desenvolvimento sustentado deve ser mantido. Está envolvido, além disso, por uma extensa zona agrícola, com uma produção de arroz e tomate das mais importantes do país, que actua como fonte de poluição difusa. Também a aquacultura é uma actividade que se tem desenvolvido muito, nos últimos anos, e a sua influência como factor possível de eutrofização não pode ser esquecida.

Foi na sequência da necessidade de implementar a produção piscícola no estuário, que surgiu um programa de estudos interdisciplinares, financiados pela CE e pelo PIDDAC, no âmbito do Programa Operação Integrada de Desenvolvimento da Península de Setúbal (O.I.D./P.S), cujo objectivo era entre outros, avaliar as interacções aquacultura - ambiente, caracterizar o estado trófico do estuário, delimitar zonas de maior biomassa fitoplanctónica e avaliar o impacte das pisciculturas nas áreas estuarinas adjacentes. Desenvolveram-se, assim, uma série de estudos químicos e biológicos no sentido de dar resposta a estas questões, nos quais se integra o presente trabalho, relativo ao estudo da comunidade fitoplanctónica.

O fitoplâncton como base da cadeia trófica, é o principal responsável pela manutenção dos restantes elos da cadeia alimentar - zooplâncton, peixes, moluscos e crustáceos.

Funciona também como indicador biológico de situações de stresse, dada a sua grande sensibilidade às alterações ambientais. As situações de stresse ambiental, sejam naturais ou antropogénicas, induzem modificações da estrutura da comunidade fitoplanctónica, provocando alterações na dinâmica e na diversidade específica da comunidade. A eutrofização de um ecossistema aquático é exemplo de um tipo de stresse que provoca mudanças na composição específica, na densidade e na biomassa, com influência determinante nas modificações da relação entre fitoplâncton-zooplâncton e também na estrutura da cadeia trófica (Harris, 1988).

Sendo assim, os estudos da ecologia das espécies e da estrutura e dinâmica do fitoplâncton, nomeadamente no que diz respeito à avaliação da composição específica, da densidade, da biomassa, da distribuição espacial e temporal, da sucessão e estratégia das espécies dominantes, e da diversidade específica são fundamentais para a avaliação do estado de eutrofização do ecossistema aquático e determinação da sua evolução.

Os estuários são, no entanto, ambientes muito complexos do ponto de vista da morfologia, da batimetria, do movimento de circulação das marés, por vezes com uma variabilidade grande dos caudais de entrada de água doce que originam gradientes elevados de salinidade, de turbidez, de matéria em suspensão, de nutrientes, que interagindo vão condicionar a dinâmica sazonal e a estrutura do fitoplâncton nas diferentes zonas daqueles ecossistemas.

O estuário do Sado, concretamente, é um ambiente caracterizado por uma grande variabilidade interanual dos caudais de água doce, originando por isso condições ambientais diferentes consoante os anos de maior ou menor pluviosidade. Apresenta uma morfologia e uma batimetria complexas, que vão interagir com o movimento de circulação das águas devido às marés e ao caudal de água doce, influenciando na distribuição temporal e espacial da densidade e biomassa do fitoplâncton. A sua baixa profundidade média, a exposição aos ventos e a influência das marés, faz com que se apresente de um modo geral bem misturado, sendo a água doce que entra no estuário, no Verão, um dos

factores de estabilidade da coluna de água, e as correntes de maré e o vento, os principais factores de mistura. Sendo estas as principais forças com influência nos fluxos de energia e materiais deste sistema aquático, torna-se importante determinar de que modo é que estes factores abióticos influem na resposta da comunidade do fitoplâncton ao enriquecimento do meio em nutrientes.

Um dos efeitos do enriquecimento em nutrientes é a alteração da composição específica, mediante o aparecimento de determinadas espécies fitoplanctónicas, cuja presença é, por si só, indicadora da eutrofização do ecossistema, quer seja em sistemas de água doce (Reynolds, 1984 b) quer seja em sistemas estuarinos e costeiros (Cleve-Euler, 1968; Andrén, 1999). As modificações da estrutura da comunidade medem-se pelas alterações da composição específica e, também, pela dominância das espécies mais abundantes. O aumento dos nutrientes, favorecendo o desenvolvimento de determinadas espécies ou grupo de espécies, que não existiam ou estavam presentes em pequena quantidade, em detrimento de outras, origina alterações de composição e de densidade com efeitos na diminuição da riqueza específica e da equitabilidade da comunidade fitoplanctónica. A diversidade específica e componentes associadas (Riqueza específica e Equitabilidade) funcionam, assim, como indicadores de alteração na estrutura da comunidade devidas a fenómenos ambientais de stresse sejam naturais, ou provocados pelo Homem. Na apreciação destes parâmetros, existe, no entanto, a possibilidade de confundir a resposta da comunidade à variabilidade de determinado factor ambiental, como a transparência ou a salinidade, com a resposta ao aumento da concentração de determinado elemento químico na água. Por outro lado, existem mecanismos de adaptação das comunidades fitoplanctónicas a situações de poluição, que não são detectáveis pelo índice de diversidade, como acontece, por exemplo, em casos de substituição do mesmo número de espécies por outras mais resistentes, sem perda de equitabilidade na distribuição dos indivíduos (Monteiro *et al.* 1994). A resposta destes parâmetros deve, por isso, ser considerada como uma resposta parcelar perspectivada num contexto global.

As alterações de estrutura da comunidade fitoplanctónica podem também ser avaliadas pelas dimensões das espécies dominantes. De um modo geral, as espécies pertencentes ao microplâncton (>20 µm) estão normalmente relacionadas com o "input" contínuo (ao longo dos anos) de nutrientes, provenientes de uma fonte exterior ao sistema, e as espécies de pequenas dimensões estão relacionadas com pulsos de nutrientes, quase sempre provenientes de mecanismos de reciclagem interna, com origem bentónica ou na coluna de água. Estes últimos processos ocorrem durante transições sazonais, e estão também relacionados com fenómenos físicos de quebra de estabilidade da coluna de água, como acontece em lagos e albufeiras na Primavera ou no Outono (Reynolds *et al.*, 1983). No caso dos estuários, podem também ser devidos a mecanismos que actuam na zona de interface água doce-água salgada (Fisher *et al.*, 1988), ou a uma fonte localizada e pontual de poluição orgânica, que determine a entrada de nutrientes para a coluna de água.

Na avaliação dos processos com influência na estrutura da comunidade é importante determinar a origem e a intensidade da perturbação a que dão origem, isto é, verificar se corresponde a um fenómeno cíclico e natural, de intensidade média, ou se, pelo contrário, corresponde a um fenómeno raro de intensidade elevada. Se a perturbação faz parte do funcionamento do ecossistema origina variações de fraca amplitude, sem impacto negativo. Estudos recentes comprovam que perturbações de frequência e intensidade médias podem resultar positivamente, no aumento do número de espécies presentes na comunidade fitoplanctónica, contribuindo para a renovação do ecossistema (Sommer, 1995).

Um dos efeitos da mudança na dimensão das espécies dominantes é a alteração da dinâmica da regeneração e das perdas, provocadas pela sedimentação e/ou "grazing". A redução da predação devido ao aumento da dimensão das células vai atrasar a reciclagem dos nutrientes que deixa de ser efectuada na coluna de água pelo zooplâncton e passa a ser realizada no sedimento a níveis mais elevados da cadeia trófica e em intervalos de tempo

mais alargados, atrasando o fluxo de energia dentro do ecossistema. À medida que o grau trófico aumenta da oligotrofia para a eutrofia, o processo de reciclagem interna altera-se, assim, dando origem à acumulação de matéria orgânica particulada, na coluna de água e nos fundos, modificando as condições físicas e químicas do meio, e provocando, também, alterações importantes da cadeia trófica e dos fluxos dos elementos químicos mais importantes (Harris, 1988).

O aumento da densidade e biomassa fitoplanctónicas é outro dos efeitos também associado ao "input" de nutrientes no ecossistema. O estudo destes dois parâmetros de estrutura e da sua variação no tempo é importante para a identificação de padrões de sazonalidade e determinação de amplitudes de variação. Nos sistemas mais eutrofizados verifica-se o aumento da frequência e amplitude dos picos anuais da densidade e da biomassa fitoplanctónicas.

O estudo dos parâmetros, ao longo de anos consecutivos, permite distinguir entre variabilidade intra-anual e variabilidade inter-anual, sendo que, por vezes, em condições hidrológicas extremas, por exemplo, seja difícil determinar se as variações devidas ao "input" de nutrientes se devem ao factor climático, ou ao agravamento efectivo da eutrofização do ecossistema. As séries temporais e a comparação dos seus resultados são, portanto, muito úteis na identificação de padrões e determinação de tendências de evolução da eutrofização em estuários (Harding 1994).

No caso do estuário do Sado, o rio é a principal fonte da entrada de nutrientes (Cabeçadas *et al.*, 1994 b). A variabilidade dos caudais terá, muito provavelmente, uma influência determinante na concentração dos nutrientes que entram no estuário, e também, por consequência, na produção da biomassa fitoplanctónica. O aumento excessivo da densidade do fitoplâncton como resposta à entrada de nutrientes nos estuários, pode originar a formação de "blooms" que, independentemente da espécie que os constitui, são sempre prejudiciais para a qualidade da água, tornando-a imprópria para o consumo, podendo causar outros impactos quer ao nível da saúde pública, no caso por

exemplo, da espécie que os constitui ser produtora de toxinas, quer ao nível do próprio ecossistema, causando deficiência de oxigénio na coluna de água e a consequente morte de peixe. A detecção de "blooms" e o estudo da sua dinâmica é, por isso, um dos meios de avaliação e de controlo de situações de eutrofização.

Nos últimos anos a investigação tem posto em evidência o factor físico, nomeadamente a quebra de estabilidade da coluna de água, como sendo um dos factores chave da inibição de formação de "blooms". Estudos efectuados confirmam a relação existente entre biomassa e o processo dinâmico mistura-estratificação da coluna de água, quer seja este processo provocado pela força da maré (Cloern, 1991), quer seja provocado pelo fluxo do caudal fluvial (Snow *et al.* 2000). Estudos realizados sobre o controlo da biomassa em estuários com diferentes amplitudes de maré mostraram que para uma determinada concentração média de azoto na água, os estuários microtidais apresentavam, uma biomassa média fitoplanctónica superior à dos estuários macrotidais (Monbet, 1992). O estuário do Sado sendo um estuário mesotidal terá uma influência intermédia entre os micro e os macrotidais, no que diz respeito ao controlo da biomassa. Sendo a amplitude de maré um factor importante da regulação da biomassa do fitoplâncton poderá interessar conhecer como variam os parâmetros de estrutura, densidade e a biomassa, na escala temporal reduzida do ciclo de maré. Existem estudos que indicam a influência do ciclo de maré na distribuição das partículas e na determinação da sua origem; do modo como interfere na dinâmica importação-exportação de partículas e do respectivo desempenho como factor de enriquecimento do ecossistema (Riaux-Gobin, 1987).

Aliado ao estudo da sazonalidade, o estudo da distribuição espacial da densidade do fitoplâncton contribui também para a identificação de zonas sensíveis aos efeitos da eutrofização. As zonas de menor profundidade, por exemplo, onde a força das correntes é dissipada pela existência de baixios, são frequentemente zonas onde existe uma acumulação preferencial de biomassa.

Esta acumulação por efeito da redução da turbulência e do aumento da relação zona eufótica/zona de mistura determina uma maior produção fitoplanctónica, devido à menor dispersão das células e ao aumento do tempo de exposição de luz. As correntes, a amplitude de marés e os caudais de água doce são também factores da distribuição espacial do fitoplâncton em ambientes estuarinos.

O conhecimento da sucessão das espécies e a identificação das estratégias de sobrevivência das espécies dominantes representa uma indicação valiosa sobre os factores físicos e químicos preponderantes no ecossistema, contribuindo para a identificação de factores-chave do agravamento dos efeitos da eutrofização. É da interacção dos vários factores físicos, químicos e biológicos que surgem as condições ambientais favoráveis ao desenvolvimento das espécies e das estratégias mais adequadas à sobrevivência, à multiplicação e à manutenção da biomassa fitoplanctónica. Nessa selecção de estratégia de sobrevivência são determinantes factores como as dimensões das células, as relações entre área da superfície e do volume celular e as características fisiológicas, que caracterizam cada espécie ou grupo de espécies. São as características morfológicas, fisiológicas e funcionais que tornam as espécies mais aptas para competir numa coluna de água de recursos limitados, sujeitas à acção de predação do zooplâncton, tendo que subsistir numa coluna de água misturada, com deficiência de luz, ou numa coluna de água estratificada, com poucos nutrientes. Em cada momento a variabilidade das condições físicas e químicas, por um lado, e as relações biológicas entre as espécies presentes (competição e "grazing"), por outro, vão determinar a sucessão das espécies, segundo um padrão de estratégia de sobrevivência mais adequada. Em ambientes tão diversos como é uma coluna de água estratificada de um lago ou albufeira ou uma coluna de água misturada de um estuário existe um mesmo padrão de sucessão? O que é mais determinante no desenvolvimento deste padrão, os factores físicos e químicos ou a ecologia das espécies? De que modo é que o grau trófico vai influir no padrão de estratégia?

Por exemplo, um estudo recente sobre os efeitos da entrada excessiva de nitratos num estuário de baixa profundidade salienta o efeito dos factores físicos e biológicos na reciclagem interna da sílica e reposição deste elemento na coluna de água, favorecendo a dominância das diatomáceas, que são espécies, cuja estratégia de resistência à turbulência lhes permite que dominem sobre os outros grupos do fitoplâncton, nomeadamente, sobre os dinoflagelados (Del Amo, *et al.*, 1997 b). Outros estudos indicam como a deficiência em sílica, numa coluna de água sujeita a estratificação, pode provocar a mudança de uma comunidade predominantemente dominada por Bacillariophyceae para uma comunidade dominada por flagelados (Office e Ryther, 1980).

O estudo da ecologia das espécies é muito importante para a determinação dos factores que regulam o desenvolvimento da produção fitoplanctónica. A temperatura e a salinidade são dois factores que em ambientes estuarinos podem apresentar uma grande variabilidade temporal e espacial. Neste sentido, terá todo o interesse determinar quais as temperaturas e salinidades a que as principais espécies de determinada comunidade atingem o seu máximo desenvolvimento. O conhecimento destes factores contribui, finalmente, para a determinação de padrões de sazonalidade e de comportamento das espécies, em cada uma das zonas do estuário.

Relativamente aos estudos de fitoplâncton efectuados no estuário do Sado, os primeiros deveram-se a Silva *et al.* (1969) e Sampayo (1970), tendo este último incidido, sobretudo, na descrição taxonómica das espécies de diatomáceas com referência à distribuição geográfica. Estes trabalhos contemplaram, apenas, a zona central do estuário até à Ilha do Cavalo. De igual modo, os de Cabeçadas e Ova (1989) e Cabeçadas (1993), embora extensivos ao Canal de Alcácer, não incluíram o esteiro da Marateca - onde se encontram actualmente as pisciculturas em laboração - nem o esteiro da Comporta, e trataram, principalmente, da distribuição da clorofila *a*. O primeiro reconhecimento das comunidades fitoplanctónicas realizado nas três zonas do estuário - inferior,

média e superior - foi efectuado por Oliveira e Coutinho (1992) e Coutinho (1994). Tratou-se, porém, de um trabalho baseado em amostragens sazonais, que não permitiu conhecer, com detalhe, a dinâmica sazonal, a estrutura da comunidade, nas suas várias vertentes, e o comportamento dos grupos e das espécies fitoplanctónicas. Faltava um estudo mais desenvolvido sobre a dinâmica da comunidade, que contemplasse ambas as escalas temporais: a macroescala correspondente ao mês e a micro-escala correspondente à hora do ciclo de maré. Era, também, importante, incluir um enfoque sobre a ecologia das principais espécies do fitoplâncton, suas estratégias de sobrevivência e relações com os factores físicos e químicos do meio. Foi no sentido de preencher estas lacunas que o presente trabalho foi direccionado, com base nos resultados de 1992-93. Com a finalidade de obter uma melhor compreensão da estrutura da comunidade fitoplanctónica incluíram-se resultados de biologia e de química, referentes a 1990 e 1991, parte deles já publicados, como acima foi referido.

O trabalho que seguidamente se apresenta teve como objectivos:

- Avaliação da estrutura da comunidade do fitoplâncton das três zonas do estuário, com relevo para a determinação dos seguintes parâmetros:
  1. Composição específica
  2. Densidade e Biomassa fitoplanctónicas
  3. Índice de diversidade, Riqueza específica e Equitabilidade
- Variação espacial e temporal dos parâmetros de estrutura:
  1. Identificação das zonas de maior acumulação de biomassa fitoplanctónica.
  2. Variações sazonais da Densidade e da Biomassa e identificação dos principais mecanismos de sazonalidade.
- Resposta das espécies mais representativas do fitoplâncton do estuário do Sado face às variações da salinidade e temperatura.

- Identificação de estratégias de sobrevivência das espécies e dos principais factores de seleção ambiental, nas três zonas do estuário.
- Estudo da dinâmica do fitoplâncton ao longo de um ciclo de maré.
- Avaliação de alterações na estrutura da comunidade com base na resposta do Índice de diversidade e na comparação com estudos anteriores.
- Caracterização do estado trófico do Estuário do Sado com base:
  1. nos pântmetros de estrutura
  2. na detecção de "blooms"
  3. na detecção de espécies indicadoras de eutrofização e/ou lesivas da qualidade da água, da ictiofauna e da saúde pública.
  4. na aplicação de modelos de avaliação do estado trófico.
- Determinação de padrões de distribuição e identificação de tendências de evolução da comunidade.

## **CAPÍTULO II**

---

### **ESTADO DA ARTE**

## ESTADO DA ARTE

Desde a década de 60 que o estuário do Sado tem sido objecto de estudos variados dirigidos: à sua caracterização física e hidrodinâmica (Wollast, 1979; Ambar *et al.*, 1982; Loureiro *et al.*, 1983; Neves, 1985; Vale *et al.*, 1993); à caracterização química da água (Lima e Vale, 1978; Rocha, 1991; Nunes, 1991; Brogueira e Cabeçadas, 1992; Cabeçadas e Brogueira, 1991, 1993) e dos sedimentos (Vale e Sundby, 1982; Cabral, 1995; Cabral *et al.*, 1996), que se alargou, mais recentemente, ao estudo dos processos biogeoquímicos no controlo da produtividade primária (Cabeçadas *et al.*, 1994 a, b; Rocha *et al.*, 1994, 1995; Cabeçadas *et al.*, 1999); ao estudo da contaminação por metais, organoclorados e pesticidas na água e sedimentos (Ferreira *et al.*, 1989; Quevauvillier *et al.*, 1989 a, b; Vale e Cortesão, 1989; Castro *et al.*, 1994; Cortesão e Vale, 1994; Cortesão e Vale, 1996) e no biota (Vale e Cortesão, 1988; Quevauvillier *et al.*, 1989 b; Castro *et al.*, 1990; Ferreira *et al.*, 1990; Castro *et al.*, 1991; Cunha e Antunes, 1991; Ferreira, 1993; Ferreira *et al.*, 1994; Monteiro *et al.*, 1994; Castro, 1997).

Foram também efectuados estudos dirigidos à produção piscícola, tendo em vista o apoio aos produtores na implementação da aquacultura da região (Castelo Branco *et al.*, 1994; Menezes, 1994; Pereira *et al.*, 1994; Ruano e Dias, 1994; Monteiro, 1996 a, b; Monteiro e Oliveira, 1994, 2000; Oliveira, 1998, 1999).

Relativamente à caracterização biológica e avaliação de recursos, muitos dos trabalhos incidiram no estudo de ictioplâncton, peixes, moluscos, crustáceos e mamíferos aquáticos (Leal, 1983; Freire, 1984; Santos, 1985; Bruxelas *et al.*, 1992; Dias *et al.*, 1994; Morais, 1994; Vilela e Menezes, 1994), e também de comunidades bentónicas (Castro, 1990; Costa *et al.*, 1990; Rodrigues e Quintino, 1991; Gaudêncio e Guerra, 1994) e zooplanctónicas (Santos, 1991; Monteiro, 1995).

No que diz respeito ao estudo das comunidades fitoplânctónicas, os primeiros trabalhos contemplaram, apenas, áreas localizadas ao longo do eixo do estuário

inferior e médio (Silva *et al.*, 1969; Sampayo, 1970). Os estudos que se seguiram (Cabeçadas, 1980; Cabeçadas e Ova, 1989; Cabeçadas, 1993) incidiram já no Canal de Alcácer, embora numa zona restrita, e trataram, sobretudo, da distribuição da clorofila *a*, e do carbono particulado, abordando o estudo do fitoplâncton numa perspectiva de quantificação da produção total. Posteriormente a 1990, os estudos efectuados (Oliveira e Coutinho, 1992; Coutinho, 1994) embora incidissem sobre as três zonas do estuário, tiveram, apenas, uma periodicidade sazonal, não permitindo conhecer, mais detalhadamente, o comportamento da comunidade.

## **CAPÍTULO III**

---

### **DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO**

## DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

### 1. Características Gerais

O Estuário do Sado situado na Península de Setúbal ( $30^{\circ} 04' N$ ,  $09^{\circ} 24' W$ ), com orientação SE-NW, constitui uma das zonas húmidas mais importantes do território nacional, integrando uma importante reserva natural, com uma área de 23000 ha (Bruxelas *et al.*, 1992). Na margem Norte está situada a cidade de Setúbal (Fig. 1) com cerca de 96000 habitantes e, na Margem Sul, o complexo turístico de Troia (Fig. 2) com uma população flutuante estimada em cerca de 170000 habitantes.



Figura 1 - Porto de Setúbal.

Para além da actividade económica ligada ao turismo, localizada nesta margem do estuário e que faz desta uma das zonas mais solicitadas, existe na margem Norte toda uma actividade industrial que se estende entre a cidade de Setúbal e a península da Mitrena (Fig. 3). A actividade agrícola está localizada principalmente no concelho de Alcácer do Sal, sendo a bacia do Sado uma das regiões de produção de arroz (Fig. 4) mais importantes do país, com uma área

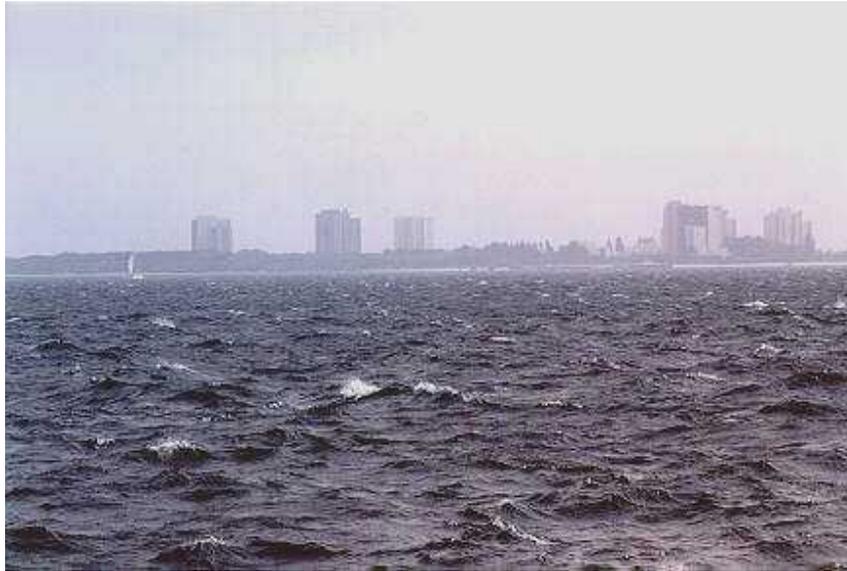


Figura 2 - Baía de Setúbal e Complexo turístico de Troia.

de ocupação de 10000 ha e uma produção média de 5000 - 6500 Kg/ha (Bruxelas *et al.*, 1992). Alcácer do Sal com cerca de 4000 habitantes é o maior aglomerado urbano, a montante do estuário, a seguir a Setúbal e a Troia (Fig. 5).



Figura 3 - Setúbal. Zona portuária e Industrial.



Figura 4 - Cultura de arroz na zona da Comporta.

Os recursos marinhos do Estuário do Sado representam, também, uma fonte importante de riqueza, no que diz respeito à pesca em geral, e à exploração dos recursos bentónicos (berbigão, lambujinha, lingueirão e caranguejo).



Figura 5 - Alcácer do Sal.

A apanha de anelídeos poliquetas, intensificada com o aumento da actividade da pesca, é também uma actividade importante na economia local e está localizada principalmente nas areias intertidais do esteiro da Marateca (Fig. 6).



Figura 6 - Zona intertidal no Esteiro da Marateca.

A produção de ostras foi também uma das mais importantes do Estuário do Sado durante o período entre 1964 e 1972, tendo ocorrido posteriormente mortalidades maciças destes animais provocadas pela poluição. Actualmente a produção ostreícola está reduzida, apenas a 180 ha, localizados no Canal de Alcácer (Ruano e Dias, 1994).

A piscicultura é uma actividade em expansão, que utiliza as antigas salinas da península da Mitrena (Esteiro da Marateca) como tanques para a produção semi-intensiva de várias espécies piscícolas (Fig. 7). O IPIMAR, actualmente, tem desenvolvido, em cooperação com piscicultores da região, vários estudos para melhorar a cultura das espécies piscícolas tradicionais e também para introduzir novas espécies de valor económico nas pisciculturas da região (Castelo Branco, *et al.* 1994).



Figura 7 - Piscicultura no Esteiro da Marateca.

## 2. Caracterização do Rio e Estuário do Sado

O Rio Sado nasce a SW de Ourique na Serra da Vigia, a uma altitude de 232 m, e desagua na costa ocidental. Apresenta um comprimento total de 180 Km e a sua bacia de drenagem uma área de 7628 Km<sup>2</sup>. Um dos seus tributários, a Ribeira de Santa Catarina, afluente da margem direita, junto a Alcácer do Sal, possui uma barragem de irrigação, a albufeira de Pego do Altar. Em situação de cheias, durante o Inverno, as descargas desta albufeira contribuem para o aumento do caudal do Rio Sado. Este prolonga-se para jusante pelo Canal de Alcácer que abre para uma extensa Baía de características lagunares, que comunica com o Oceano Atlântico. O Estuário do Sado é, assim, constituído por três zonas com características de morfologia e topografia bastante diferentes:

- Uma zona inferior, a Baía de Setúbal, com 5 Km de largura e 20 Km de comprimento, de topografia complexa e uma profundidade média de 10 m.

Esta Baía comunica com o Oceano Atlântico por um canal de comunicação com o mar, que está subdividido, no interior do estuário, por bancos de areias intertidais, em Canal Norte, com uma profundidade média de 10 m, e Canal Sul,

com uma profundidade superior a 35 m. A embocadura localizada entre a Península de Troia e a margem direita do estuário, tem 2 Km de largura e uma profundidade variável (Castro, 1997).

- O estuário compreende, ainda, uma vasta zona intertidal, onde se incluem os esteiros da Marateca e da Comporta, sob influência das ribeiras do mesmo nome, cujos caudais de fraco volume têm pouca influência na hidrodinâmica da massa de água, e onde a circulação é devida ao efeito das marés que determinam variações de volume de água elevados, entre a preia-mar e a baixa-mar. A profundidade, nos esteiros, pode variar entre 10 m e 2 m, respectivamente, nos locais mais e menos profundos, em preia-mar.
- Inclui, também, um canal - Canal de Alcácer - que se pode considerar como o estuário propriamente dito, que recebe as águas do Rio Sado e de outras ribeiras de menor importância, como a Ribeira de S. Martinho e a Ribeira de Sta Catarina. Este Canal tem uma extensão de 20 Km, uma largura de 700 m e uma profundidade média de 5m. O caudal do rio é muito irregular, variando os caudais médios de 1 m<sup>3</sup>/s, no Verão a 60 m<sup>3</sup>/s no Inverno, podendo atingir valores diários de 250 m<sup>3</sup>/s em certos meses de maior pluviosidade (Vale *et al.* 1993; Cabeçadas *et al.*, 1994). Este regime de caudais, marcadamente sazonal, dá origem a grandes flutuações interanuais.

### 3. Fontes de Poluição

Existem actualmente diversas unidades industriais localizadas na margem Norte do Estuário entre a cidade de Setúbal e a península da Mitrena, cujos efluentes entram directamente no Estuário, ou descarregam na rede urbana de esgotos da cidade de Setúbal. Destas industrias salientam-se as de cimentos, metalomecânica, agroquímica (adubos, fertilizantes, rações), química (fabrico de oxigénio, azoto e acetileno), industrias do ramo alimentar (armazenagem de oleos alimentares, de cereais, embalagem de azeite, fabrico de leite e derivados, purificação de sal, processamento e embalagem de tomate), de fabrico de plásticos, de papel e pasta de papel (Fig. 8), de frigoríficos e arcas frigoríficas,



Figura 8 - Fábrica de pasta de papel (Portucel), perto da entrada do Esteiro da Marateca.

de montagem de automóveis, construção e reparação naval (Fig. 9) e ainda actividades relacionadas com a armazenagem de metais (pirites e escórias de alumínio), carvão e combustíveis.



Figura 9 - Indústria de reparação naval (Lisnave) perto da entrada do Esteiro da Marateca.

Além da poluição de origem industrial, existe a poluição de origem urbana que consiste, principalmente, nas descargas dos efluentes da rede de esgotos e das águas lixivantes provenientes das estações de tratamento de resíduos sólidos urbanos da cidade de Setúbal. Troia e Alcácer do Sal não possuem estação de tratamento, pelo que as descargas da rede de esgotos se fazem directamente para o estuário e para o rio. Esta poluição é principalmente constituída por matéria orgânica, sendo responsável por cerca de 510 ton/ano de azoto total e de 90 ton/ano de fósforo. A zona industrial a este de Setúbal tem uma contribuição relativamente pequena para o "input" de azoto e fósforo, cerca de 89 ton/ano de N e 14,6 ton/ano de P. Muita da poluição inorgânica originada pelas indústrias é constituída por metais pesados, associada ao fabrico de produtos metálicos e de máquinas e não está contabilizada (dados disponíveis em <http://tejo.dcea.fct.unl.pt/gaes/rotas.htm>, em 2002).

A única fonte de poluição térmica é a Central Termoeléctrica de Setúbal.

Relativamente à poluição de origem agrícola ela está relacionada com a produção de arroz e tomate, sendo difícil avaliar as cargas dos poluentes de origem difusa (nutrientes, metais pesados e pesticidas) que origina. Dada a sazonalidade da actividade agrícola e também do regime de caudal do rio, a concentração de azoto e fósforo apresenta uma variabilidade anual e interanual bastante grande, podendo variar os valores mais elevados de azoto entre 62,3 e 476 ton/ano, num ano húmido, e entre 1,7 e 13,8 ton/ano, num ano seco. O fósforo, num ano húmido, poderá atingir valores da ordem de 1,3-13,0 ton/ano e num ano seco não ultrapassará 0,04-0,4 ton/ano (dados disponíveis em <http://tejo.dcea.fct.unl.pt/gaes/rotas.htm>, em 2002).

## 4. Hidrodinâmica

A circulação no estuário deve-se predominantemente ao efeito da maré, que é a força principal, uma vez que o caudal do Rio tem uma influência menor no deslocamento da massa de água. As marés são semidiurnas (de maré cheia a maré cheia decorrem 12h 25m) e apresentam uma amplitude que varia em

média de 0,76 m, em maré morta, a 3,01 m, em maré viva. Os volumes de água que circulam no movimento devido à maré variam em média entre  $510 \times 10^6 \text{ m}^3$  (maré viva - baixa-mar) e  $874 \times 10^6 \text{ m}^3$  (maré viva - preia mar). A água entra predominantemente pelo canal Norte, junto à superfície, e sai pelo Canal Sul, criando um padrão complexo de circulação na zona central da Baía. Segundo Nunes (1999) conforme os dados que estiveram disponíveis na Internet, em 2002 (<http://tejo.dcea.fct.unl.pt/gaes/proc.htm>), existem, tanto no Canal Norte como no Canal Sul, duas camadas de água que circulam à superfície e no fundo, em sentido diferente e com intensidades de corrente diferentes, sendo que no Canal Sul as correntes são mais fortes que no Canal Norte. No Canal Norte a corrente à superfície faz-se no sentido jusante ou montante consoante as marés. No Canal Sul a corrente de superfície faz-se apenas num sentido, para jusante. A circulação junto ao fundo, em ambos os canais faz--se para montante. No canal de Alcácer, o padrão de circulação é simples, com a água a deslocar-se com o movimento da maré, para montante ou para jusante.

#### 5. Condições Climáticas da Região

O Clima da península de Setúbal é do tipo mediterrânico sub-húmido-seco, com um período húmido que vai de Outubro a Março e um período seco que abrange os meses de Abril a Setembro. O semestre húmido é responsável por cerca de 80% da precipitação anual. No semestre seco, em geral, não chove durante quatro meses e a precipitação anual média é de 653 mm (Loureiro *et al*, 1983). Verifica-se que os anos de estudo de 1991-1993 foram anos secos com valores de precipitação anual abaixo da média. À excepção do ano de 1990-91, que foi um ano médio, nos restantes anos a precipitação mensal não foi superior a 110 mm (Fig. 10), tendo sido inferior à média relativa aos meses de maior pluviosidade.

A radiação solar global média mensal, no período compreendido entre 1941 e 1970, na península de Setúbal, variou entre um mínimo de  $600 \text{ J cm}^{-2}$ , em Dezembro, e um máximo de  $2430 \text{ J cm}^{-2}$ , em Julho. No ano de 1992-93 os

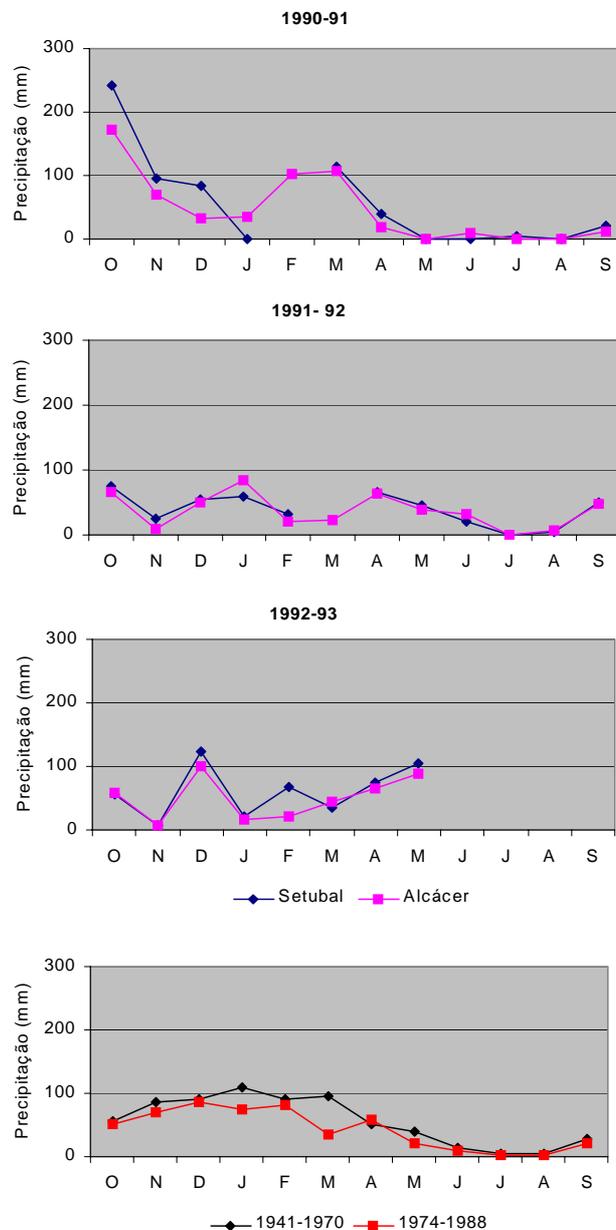


Figura 10 - Variação da precipitação média durante os anos de estudo e nos períodos de 1941-1970 e 1974-1988, na zona de Setúbal e de Alcácer do Sal (com base nos dados obtidos no INMG - Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica).

valores mínimo e máximo foram um pouco superiores, respectivamente  $676 \text{ J cm}^{-2}$  e  $2928 \text{ J cm}^{-2}$  (Fig. 11).

A temperatura média anual do ar é de  $16^\circ\text{C}$ . Da observação da Figura 11 verifica-se que nos últimos 40 anos houve um ligeiro aumento da temperatura

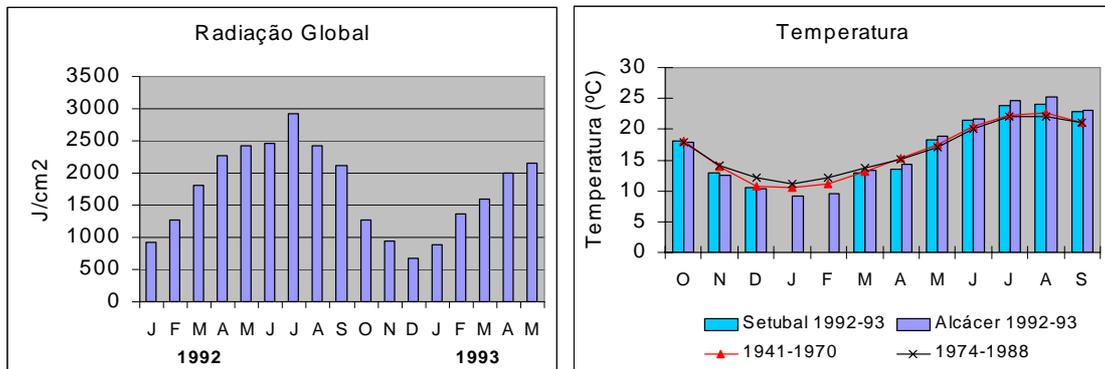


Figura 11 - Variação da radiação global média mensal e da temperatura média do ar durante os anos de estudo e dos períodos de 1941-1970 e 1974-1988, em Setúbal e Alcácer do Sal (com base nos resultados obtidos no INMG).

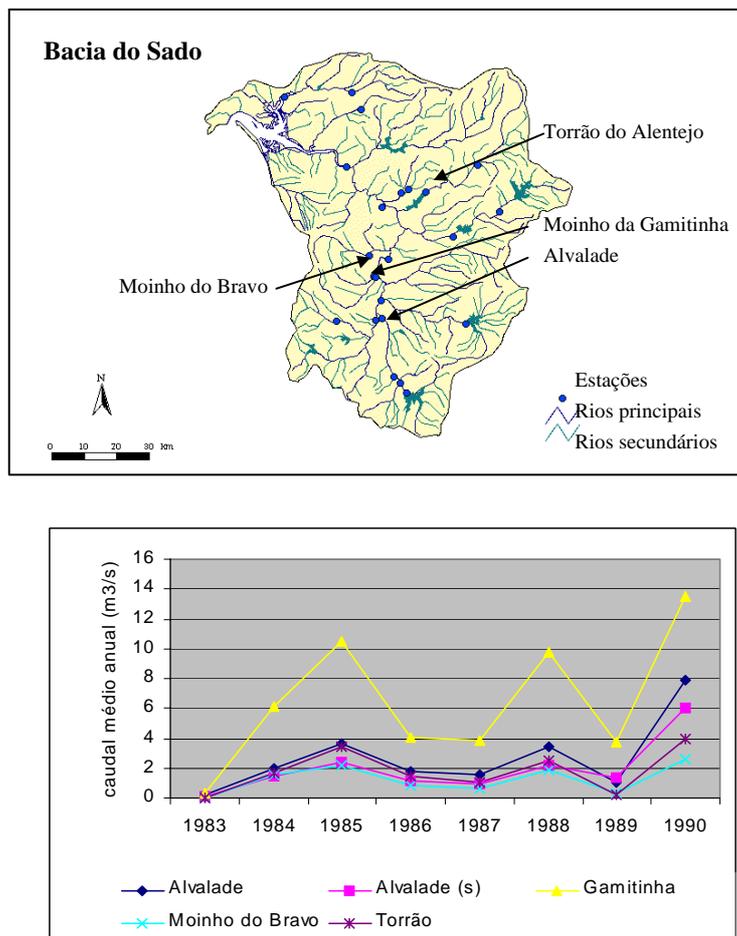


Figura 12 - Variação do caudal médio anual de 1983 - 1990 nas estações hidrométricas indicadas no mapa da Bacia hidrográfica do Rio Sado (adaptado de resultados do SNIRH-INAG).

média do ar, nos meses mais quentes (máx. 29,1 °C), e uma descida da temperatura média, nos meses mais frios (mín. 6,4 °C).

Os caudais médios anuais do Rio Sado apresentam uma grande variabilidade (Fig. 12) e da observação dos dados obtidos através do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos - Instituto Nacional da Água (SNIRH-INAG), para o período compreendido entre 1983 e 1990, verifica-se que o caudal médio anual pode variar de um mínimo de 0,05 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> a um máximo de 13,49 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, sendo a estação da Gamitinha a que apresenta caudais mais elevados. O escoamento médio mensal durante o período de estudo, determinado nesta estação (Fig. 13) mostra que os anos de 1991-93 foram extremamente secos com valores médios de escoamento inferiores à média (INAG).

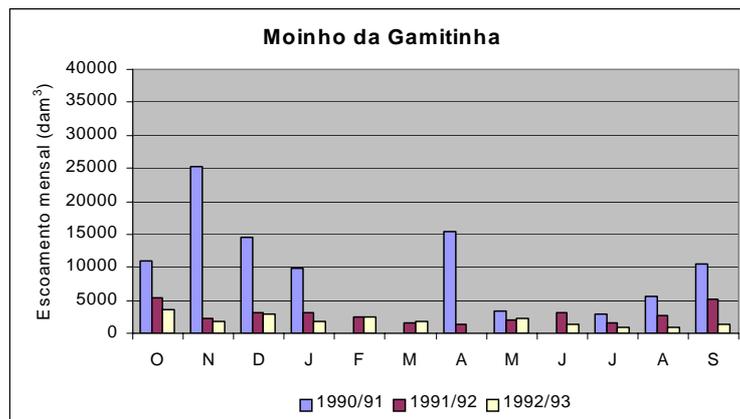


Figura 13 - Escoamento médio mensal observado na estação hidrométrica do Moinho da Gamitinha em 1990-93 (obtido a partir dos dados do SNIRH-INAG).

A costa sudoeste Portuguesa, onde se inclui o estuário do Sado, encontra-se sob influência dos ventos de N responsáveis pelo fenómeno de afloramento que abrange toda a costa, desde o Cabo de S. Vicente até ao extremo Norte da costa Portuguesa. Segundo Fiuza *et al.* (1982), estes ventos têm o seu máximo de intensidade centrado nos meses de Verão, Julho, Agosto e Setembro e um mínimo na Primavera. No início da década de 1990, entre 1990-94, período em

que se insere o presente estudo, verificou-se uma alteração regional do regime de ventos, que foram mais intensos durante a Primavera e Outono e mais fracos durante o Verão (Moita, 2001). Estas alterações tiveram como consequência a diminuição da intensidade do afloramento, durante o Verão e a sua intensificação na Primavera. Os valores médios mensais do índice de afloramento - IA (Bakum, 1973, citado por Moita, 2001) para o período de estudo foram determinados com base nos registos de vento da estação meteorológica do Cabo Carvoeiro, (como se descreve no Capítulo IV) e constam da Figura 14:

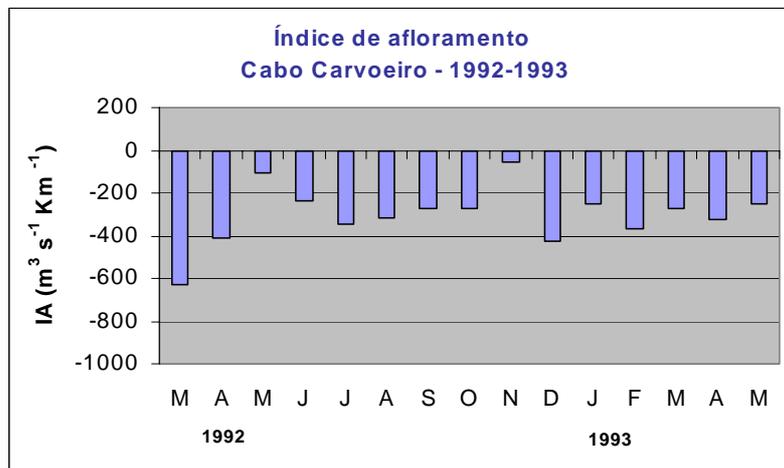


Figura 14 - Variação do Índice de afloramento médio mensal IA, em 1992-1993.

Os resultados indicam que o afloramento foi mais intenso nos meses de Março, Abril e Dezembro de 1992.

## **CAPÍTULO IV**

---

### **MATERIAL E MÉTODOS**

## MATERIAL E MÉTODOS

### 1. Métodos de Amostragem

As colheitas realizaram-se ao longo do estuário e durante dois ciclos de maré, com a localização e periodicidade seguidamente descritas.

Amostragem ao longo do estuário - O estudo do fitoplâncton referente a 1992-93 foi efectuado em 12 estações localizadas ao longo do estuário (Figs.15-23) e distribuídas do seguinte modo:

- 3 estações na zona inferior, mais influenciadas pela entrada da água oceânica

E1- Boia 5

E2-Boia 4

E3-Boia14

- 4 estações na zona média

E4-Esteiro da Comporta

E5-Esteiro da Marateca

E6-Esteiro da Marateca

E7-Ilha do Cavalo

estando as estações E5 e E6 na zona de localização de pisciculturas.

- 5 estações na zona superior

E8-Cachopos

E9- Casas Novas

} Canal de Alcácer

E10-Alcácer

E11-Porto Rei

E12- jusante de S. Romão

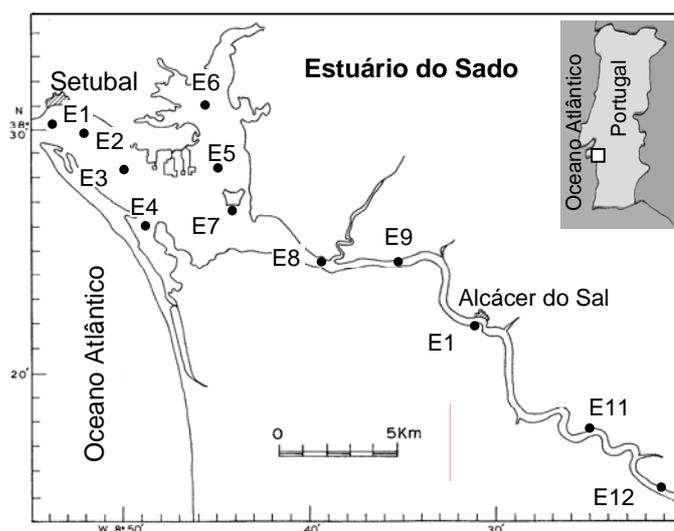


Figura 15 - Localização das estações de amostragem no Estuário do Sado.

localizando-se as estações E8 a E11 no trecho de maior gradiente de salinidade e a E12 no início da zona de água doce, ainda sob influência de maré. As estações E8 e E9 pertencem à zona, referenciada ao longo do tabalho, como Canal de Alcácer.



Figura 16 - Zona inferior do Estuário do Sado. Estação I (Boia 5), na boca do estuário (linha do horizonte). Estação 2 (Boia 4), frente a Setubal.

A periodicidade da amostragem foi quinzenal durante o período produtivo, de Abril a Setembro de 1992, e mensal até Maio de 1993. A montante de Alcácer, as estações 10, 11 e 12, foram amostradas mensalmente.



Figura 17 - Zona inferior do Estuário do Sado. Estação 3, (Boia 14), frente ao cais de Eurominas.



Figura 18 - Zona média do Estuário do Sado. Estação 4, Esteiro da Comporta.

As colheitas foram realizadas em baixa-mar, em dois dias consecutivos, tanto quanto possível nas mesmas condições de maré. A amostragem tinha início na baixa-mar e prolongava-se por 2 horas e meia, de modo a incluir o maior número



Figura 19 - Zona média do Estuário do Sado. Estações 5 e 6, Esteiro da Marateca.



Figura 20 - Zona média do Estuário do Sado. Estação 7, Ilha do Cavallo.

de estações, em condições de maré semelhantes. A hora da baixa-mar, consultada na tabela de marés do Instituto Hidrográfico, para a barra de Setúbal, era corrigida segundo os dados referidos na mesma tabela. O atraso no tempo



Figura 21 - Zona superior do Estuário do Sado. Estações 8 e 9, Canal de Alcácer.



Figura 22 - Zona superior do Estuário do Sado. Estação 10, Alcácer do Sal.



Figura 23 - Rio Sado. Estação 12, São Romão.

da baixa-mar para os diversos locais de amostragem foi o recomendado pela mesma tabela, sendo que esses atrasos podiam ser de 10m, nos esteiros da Comporta e Marateca, e de 35 a 40 minutos no Canal de Alcácer.

As amostragens para a determinação dos nutrientes foram realizadas sazonalmente, em 1990-91 e, mensalmente, em 1992-93, de Abril a Agosto. As determinações da clorofila  $a$ , e da temperatura, salinidade e transparência tiveram periodicidade sazonal em 1990-91 e mensal em 1992-93. Os locais de amostragem para a determinação dos factores bióticos e abióticos, de 1990 a 1993 constam da Figura 24.

Em cada uma das estações foi medida a transparência da água, utilizando um Disco de Secchi. A temperatura e salinidade foram medidas a três níveis da coluna de água - superfície, meio, e fundo - com uma sonda CTD Valeport, com a qual se determinou, também, a profundidade máxima.

As amostras de água destinadas ao estudo do fitoplâncton, da clorofila  $a$  e dos nutrientes foram sempre colhidas à subsuperfície (0,5 m) com o auxílio de uma garrafa Van Dorn.

Amostragem durante dois ciclos de maré - Foram realizados dois ciclos de maré, durante o período de maior produção algal. O local escolhido foi o Esteiro da Marateca, não só pela sua localização intermédia, entre a Baía e o Canal de Alcácer, mas por se tratar de uma área de «nursery» para espécies piscícolas cujos primeiros estados de desenvolvimento dependem da abundância do fitoplâncton e, também, pela existência de pisciculturas. Foi, ainda, factor decisivo na escolha do esteiro da Marateca em vez do Canal de Alcácer, o facto de a turbidez, ser bastante menor que no Canal, onde as elevadas concentrações de matéria em suspensão, tornavam, por vezes, impeditivas a contagem e a identificação das espécies

O 1º ciclo foi realizado em Maio de 1991, com uma amplitude de maré de 3,0 m. A amostragem teve uma duração de 11h com início 1h antes da baixa-mar, às 9h, e terminou cerca de 3 horas depois da preia-mar, às 19h.

O 2º ciclo foi realizado em Agosto de 1991, com uma amplitude de maré de 2,6 m. A amostragem durou 12 horas, com início às 8h em baixa-mar (BM) e terminou às 20h, em BM. De salientar que, durante o ano de 1991, as maiores amplitudes de maré foram de 3,3 m e as menores de 0,8 m.

Em ambos os ciclos foram feitas colheitas de hora a hora, a três níveis de profundidade: superfície, meio e fundo da coluna de água.

Em cada colheita foi retirada uma amostra de água de 250 ml, para o estudo quantitativo e qualitativo do fitoplâncton e para o doseamento da clorofila *a* e feopigmentos. A cada profundidade foi medida a temperatura e a salinidade, em todas as horas, utilizando uma sonda CTD Valeport, com a qual se determinou também a profundidade máxima. A transparência foi medida, também, hora a hora, com um Disco de Secchi.

## 2. Métodos de Análise Laboratorial

A água destinada ao estudo do fitoplâncton foi guardada em frascos de polietileno de 250 ml e conservada com 10 ml de uma solução de formol acético.

A identificação foi efectuada *in vivo* e também sobre amostras conservadas, usando um microscópio Axioscop Zeiss com contraste de fase e uma ampliação de 640 x. A contagem das espécies foi feita no mesmo microscópio, numa câmara de Palmer e Malloney, a partir da concentração (20 x), por centrifugação a 2000 rpm, de uma sub-amostra, e os resultados expressos em cél./l (Sampayo *et al.* 1990). O varrimento da câmara foi feito em campos alternados até meio da câmara, com ampliação 640 x para contagem de todas as espécies. A outra metade foi vista com ampliação de 320 x para as espécies raras, que não tinham aparecido na primeira metade. Neste tipo de águas com elevada concentração de material detrítico, torna-se extremamente difícil e morosa a contagem e a

identificação de espécies de reduzidas dimensões presentes, muitas vezes, em pequena quantidade. A câmara de Palmer pareceu-nos uma boa alternativa à câmara de sedimentação do método clássico (Utermöhl, 1958; Lund *et al.*, 1958), porque permitia a utilização de um microscópio que proporcionava uma maior ampliação (640x) do que o microscópio de inversão, e uma visão do campo mais clara, sem o soluto de Lugol. Esta câmara permitia, também, embora indirectamente, por batimento sobre a lamela, a manipulação da amostra, proporcionando um melhor visionamento das espécies. O método de varrimento da câmara com o microscópio pareceu-nos adequado, para uma maior economia de tempo na contagem, a qual além de difícil pode ser extremamente morosa.

Para a identificação das espécies de Diatomáceas foi efectuada a limpeza das frustulas e posterior fixação, com naphrax, em lâminas, para obtenção de preparações definitivas, seguindo os métodos de Simonsen (1974) e de Hasle e Fryxell (1970), conforme estão citados em Hasle (1978). Procedeu-se à identificação do material fixado com o auxílio de uma objectiva de imersão (ampliação 1200 x) e de fotografias tiradas com uma máquina Contax, acoplada ao microscópio. Estas fotografias foram posteriormente transpostas, com o auxílio de um "scanner", para um computador onde foram tratadas com "software" apropriado (Photo editor da Microsoft).

A clorofila a foi colhida à mesma profundidade que o fitoplâncton, em frascos de 1 l que foram imediatamente guardados no escuro e filtrados, no máximo 4 horas após a colheita. A filtração foi efectuada com filtros de fibra de vidro (Whatman GF/C Ø 4-7 cm), que são mais eficientes na retenção da clorofila a, que os filtros de membrana, porque filtram mais rapidamente, são mais eficazes na ruptura das células devido ao material abrasivo de que são feitos e colmatam com menor facilidade (Marker *et al.*, 1980). Dada a grande quantidade de matéria em suspensão presente na amostra, este último facto foi decisivo, na escolha destes filtros, para o bom resultado do trabalho. Após a filtração, os filtros foram imediatamente congelados. Utilizámos a acetona a 90 % como solvente, por ser

mais eficiente do que o metanol na extracção da clorofila das Diatomáceas (Riemann, 1980). Depois de centrifugados a uma velocidade de 3000 r.p.m., durante 15 m, os extractos foram lidos num espectrofotómetro Pye-Unicam, seguindo a técnica espectrofotométrica (Lorenzen, 1967).

A água destinada ao estudo dos nutrientes dissolvidos (fosfato, nitrato e sílicato) foi filtrada com o mesmo tipo de filtros acima mencionados e congelada em frascos de polietileno de 20 ml. A análise foi efectuada com um autoanalisador Technicon II seguindo os procedimentos de Technicon Industrial Systems (Technicon, 1973, 1977 a, b).

Na identificação das espécies de fitoplâncton utilizámos as monografias dos seguintes autores: Peragallo e Peragallo (1897-1908), Cupp (1943), Van Heurck (1963), Cleve-Euler (1968), Hasle e Syvertsen (1996), para as Bacillariophyceae; Schiller (1933-1937), Sournia (1986), Steidinger e Jangen (1996), para as Dinophyceae; Trondsen e Heimdal (1993) para os Fitoflagelados; Huber-Pestalozzi (1938-1983), para os grupos algológicos de água doce e, ainda, Bourrelly (1972), para as Chlorophyceae de água doce, Ruzicka (1977-1981) para as Desmidiaceae; Geitler (1932) e Anagnostidis e Komárek (1988) para as Cyanobacteria.

### 3. Métodos de Análise Matemática

Na análise dos resultados usámos o índice de diversidade de Shannon-Wiener (1963) para determinar a diversidade específica da comunidade tendo sido também analisadas as duas componentes do índice: Riqueza específica  $S$  (número de espécies por amostra) e Equitabilidade  $J'$  (Pielou, 1975).

A formula empregue para o cálculo do Índice de Shannon  $H'$  foi:

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$
, em que  $p_i = N_i / N$ , sendo  $N_i$  = número de indivíduos da espécie  $i$  e  $N$  = ao número total de indivíduos da amostra.  $H'$  é expresso em bits/célula.

A fórmula utilizada no cálculo da Equitabilidade  $J'$  foi:

$J' = H'/H' \text{ máximo}$  em que  $H' \text{ máximo} = \log_2 S$  e em que  $S$  = ao número total de espécies da amostra (Pielou, 1975).

Para a determinação automática dos valores do Índice de Shannon e suas componentes utilizou-se o programa Primer-E (PRIMER 5, for Windows, versão 5.2.4.).

Com o objectivo de sintetizar a informação referente à distribuição das espécies fitoplanctónicas no estuário e à sua relação com os parâmetros ambientais, aplicou-se uma técnica de análise multivariada, a Análise em Componentes Principais ou ACP, para o que se utilizou o programa ANDAD (versão 7.11), implementado no CVRM/IST (Sousa e Sousa, 2000).

Seleccionaram-se como variáveis activas as espécies com uma frequência igual ou superior a 30 % em, pelo menos, duas estações de amostragem. Relativamente à estação mais a montante, devido ao elevado número de espécies de água doce, restringimos ainda mais o critério, seleccionando apenas as que apresentaram uma densidade média anual superior a 1%. Conseguimos, deste modo, uma melhor representação da comunidade de água doce e, ao mesmo tempo, restringimos o número de espécies para um total de 51. As densidades de alguns taxa foram somadas quando havia dúvida na identificação, como por exemplo, no caso de *Coscinodiscus* spp. e também no de *Chaetoceros* spp. em que as abundâncias foram somadas, excepto a de *Chaetoceros subtilis*, que foi considerada em separado, uma vez que apresentou uma preferência ecológica diferente da das outras espécies do grupo.

Para a comparação das médias entre parâmetros usou-se o teste- $t$  de Student e o nível de significância adoptado foi o de 5%.

O coeficiente de correlação linear de Pearson - $r$ - foi utilizado para exprimir a relação entre parâmetros bióticos e abióticos, e o nível de significância foi o de 5%.

#### 4. Método de Cálculo do Índice de Afloramento

O cálculo do Índice de afloramento IA (Bakun, 1973 citado por Moita, 2001) foi efectuado segundo a equação:

$$\tau_N = \rho_a C_D |\vec{v}| v, \text{ em que}$$

$\tau_N$  é o índice de afloramento que representa a força forçadora do vento N.

$\vec{v}$  é o vector velocidade do vento ( $\text{m s}^{-1}$ ),

$v$  é a componente vento N ( $\text{m s}^{-1}$ ),

$\rho_a$  é a densidade do vento ( $1,22 \text{ Kg m}^{-3}$ )

$C_D$  é o coeficiente de arrastamento (0,0012).

#### 5. Aplicação de Modelos

Na caracterização do estado trófico do estuário aplicaram-se dois modelos: TRIX (Wollenweider *et al.*, 1998) e o modelo de avaliação de eutrofização (Bricker *et al.*, 1999) implementado pela organização americana NOAA - Administração Nacional Oceânica e Atmosférica (Vêr explicação dos modelos no Capítulo Estado Trófico).

#### 6. Representação Gráfica

Para a representação gráfica utilizaram-se os programas Excel, versão de 97, da Microsoft e o programa "2-D Graphing system" (GRAPHER, versão 3.01) da Golden Software.

Para a representação espacial dos vários pãrametros utilizou-se o programa "Surface Mapping System" (WINSURFER, versão 6.01), da Golden Software, em que a distribuição das isolinhas se fez segundo o método de interpolação "kriging".

Na representação dos parâmetros ao longo dos ciclos de maré, a coluna de água vem referida ao Zero hidrográfico.

Na representação gráfica das rectas de regressão referentes aos pares de valores (N/P, salinidade; Si/N, salinidade) sobrepueram-se os valores da densidade do fitoplâncton correspondentes a cada par de valores daquelas variáveis. O símbolo que se utilizou, na representação gráfica, tem uma dimensão proporcional àquelas densidades.

## **CAPÍTULO V**

---

### **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 1. Características Físicas e Químicas do Estuário

A transparência, temperatura, salinidade e nutrientes foram determinados nos locais de amostragem indicados na Figura 24. A variação espacial destes parâmetros encontra-se expressa nas Figuras 25-29, 31-35, 38, 41-42, 44, 46-47,50.

Os valores mínimos e máximos destes parâmetros, para cada zona do estuário, estão expressos na Tabela 1.

#### 1.1 Transparência

Em 1990 os valores de transparência (Tab. 1) foram obtidos nas estações indicadas na Figura 24 A nos meses de Março, Maio, Julho e Novembro. Os resultados mostram que a transparência diminuiu de jusante para montante, variando de 4,0 m, nas estações E1 e E2, junto da embocadura do estuário a 0,2 m, na estação E15, no Canal de Alcácer. Os valores médios de Disco de Secchi mais elevados, 3,1, 1,2 e 0,6 m, ocorreram em Março, respectivamente nas zonas inferior, média e superior. Os valores médios mais baixos, de 1,7, 0,6 e 0,3 m, foram obtidos em Novembro, naquelas zonas, provavelmente devido ao aumento da matéria em suspensão na sequência das chuvas (100 a 200 mm) que ocorreram em Outubro e Novembro desse ano.

Durante o ano de 1991, a transparência foi medida nos meses de Março, Maio, Agosto e Novembro nas estações indicadas no mapa da Figura 24 B. Tal como no ano anterior, a transparência da água foi mais elevada na zona inferior em todos os meses de amostragem. Variou entre um valor mínimo de 0,2 m obtido nas estações E15 a E17, no Canal de Alcácer, em Março, e um máximo de 3,0 m, na E1, junto da boca do estuário, em Agosto. Os valores médios mais elevados, foram de 1,1 e 0,6 m, em Novembro, nas zonas média e superior do estuário, e

**CAP. V - 1. Características Físicas e Químicas do Estuário**

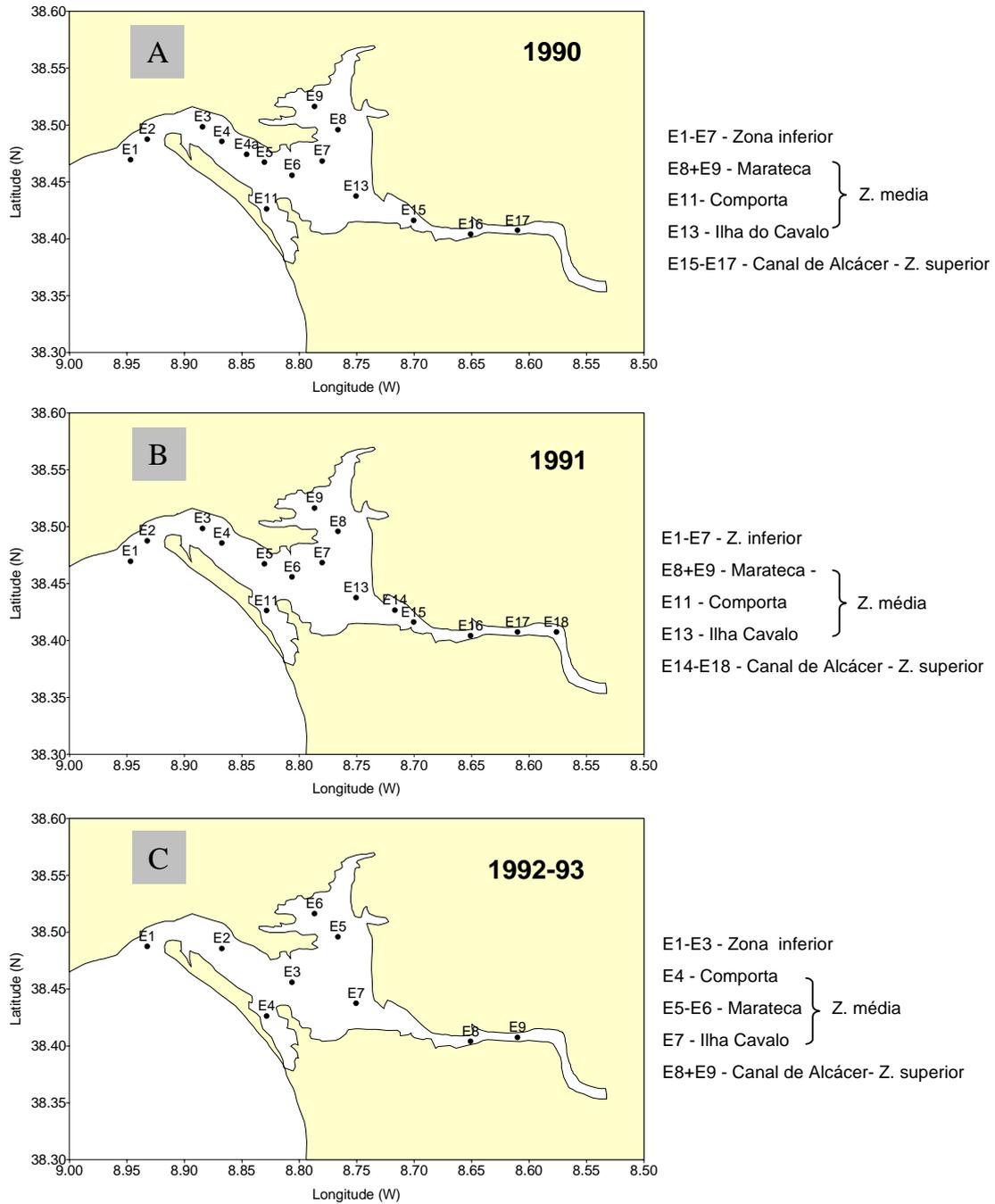


Figura 24 - Localização das estações de amostragem no Estuário do Sado, durante os anos de estudo.

de 1,7 m, em Maio, na zona inferior. Ficaram a dever-se à fraca pluviosidade, de Maio a Novembro, que juntamente com a baixa produção fitoplanctónica terá

contribuído para a redução de matéria orgânica e inorgânica em suspensão. Os valores médios mais baixos, em Março terão sido devidos ao aumento de pluviosidade que terá agravado a concentração da matéria em suspensão, na zona superior do estuário que apresenta sempre, ao longo de todo o ano, uma turbidez elevada (Vale *et al*, 1993). Os baixos valores médios que ocorreram em Agosto, (0,7 e 1,5 m, respectivamente nas zonas média e inferior) poderão ter sido provocados pelo aumento do seston orgânico, devido à maior produção de microalgas.

Em 1992-93 os valores da transparência foram determinados nas estações indicadas no mapa da Figura 24 C, de Abril de 1992 a Maio de 1993. Verificou-se que os valores de DS variaram entre um máximo de 6,0 m na E1 e um mínimo de 0,3 m nas E4, E8 e E9 (zona superior). Os valores médios mais elevados, de 4,6, 2,2 e 1,8 m, ocorreram em Fevereiro, respectivamente nas zonas inferior, média e superior. Os valores médios mais baixos ocorreram em Abril de 1992, na zona inferior, e em Agosto nas zonas média e superior e foram de 1,4, 0,6 e 0,4 m.

Neste ano a precipitação situou-se abaixo dos níveis normais para a época. Por este facto, os valores mais elevados de transparência, dos meses de Janeiro e Fevereiro, estarão relacionados com a fraca pluviosidade, e com a provável redução da matéria particulada orgânica e inorgânica em suspensão.

A correlação positiva, elevada, determinada ao longo do ano, entre o DS e a densidade do fitoplâncton na E8 ( $r=0,74$   $P<0,001$   $n=17$ ) e na E9 ( $r=0,56$   $P<0,05$   $n=14$ ), indicam que o factor condicionante da transparência, na zona do canal de Alcácer, não foi a produção de microalgas. Os valores mais baixos de transparência encontrados em alguns meses de Primavera e Verão também não estiveram relacionados com a produção algal desta época, que foi relativamente reduzida. A causa destes baixos valores poderá estar relacionada com a hora da colheita, que foi efectuada em baixa-mar, numa coluna de água de pequena profundidade (média de 5m), em que a ressuspensão do sedimento poderá provocar o aumento da turbidez e conseqüente perda de transparência.

Em conclusão, a transparência é mais elevada na zona inferior e mais baixa na zona superior, onde a matéria particulada em suspensão, orgânica e inorgânica, é muito elevada ao longo de todo o ano. Aos factores que regulam a matéria particulada em suspensão (correntes de maré e fluxo de caudais) junta-se o efeito da pluviosidade no Inverno, que provoca o arrastamento de matéria particulada para dentro do estuário. No Verão e também no Inverno, em anos secos, a produção algal pode contribuir para a redução da transparência. É de salientar, no entanto, o efeito da resuspensão provocada pela elevação da maré e pelas correntes de circulação, mais evidente nas zonas de menor profundidade do estuário médio e superior. O padrão da transparência fica, assim, mascarado pela multiplicidade de factores intervenientes, tornando-se difícil definir um comportamento sazonal único para as três zonas do estuário.

## **1.2 Temperatura**

A variação espacial da temperatura (°C) à superfície, em 1990, é dada na Figura 25. Os resultados mostram uma zonação horizontal de montante para jusante, nos meses de Maio e Julho, entre valores máximos de 22,1-26,1 °C, na zona do Canal de Alcácer e valores mínimos de 13,8-17,8 °C, na zona inferior. A maior amplitude térmica, de 12,3 °C, ocorreu em Julho, entre a E1 e a E15. Nos meses de Março e Novembro a temperatura variou pouco ao longo do estuário: 15,3-17,2 °C. Durante os meses de amostragem não se verificou estratificação vertical e a maior amplitude térmica, entre a superfície e o fundo (9 m), foi de 0,8 °C, em Maio, na E7 (zona média).

A variação espacial da temperatura à superfície, em 1991, é mostrada na Figura 26. Tal como no ano anterior, os resultados mostram uma zonação horizontal de montante para jusante, nos meses de Maio e Agosto, com uma variação entre valores máximos de 21,6-26,1 °C, registados na zona superior e valores mínimos de 15,2-18,5 °C, medidos na zona inferior. A maior amplitude térmica ocorreu em Agosto, entre a E1 e a E18 e foi de 7,6 °C. Nos meses de Março e

Novembro a temperatura variou entre um mínimo de 14,6 °C, na entrada do estuário e um máximo de 17,7 °C, na zona central. O estuário encontrava-se

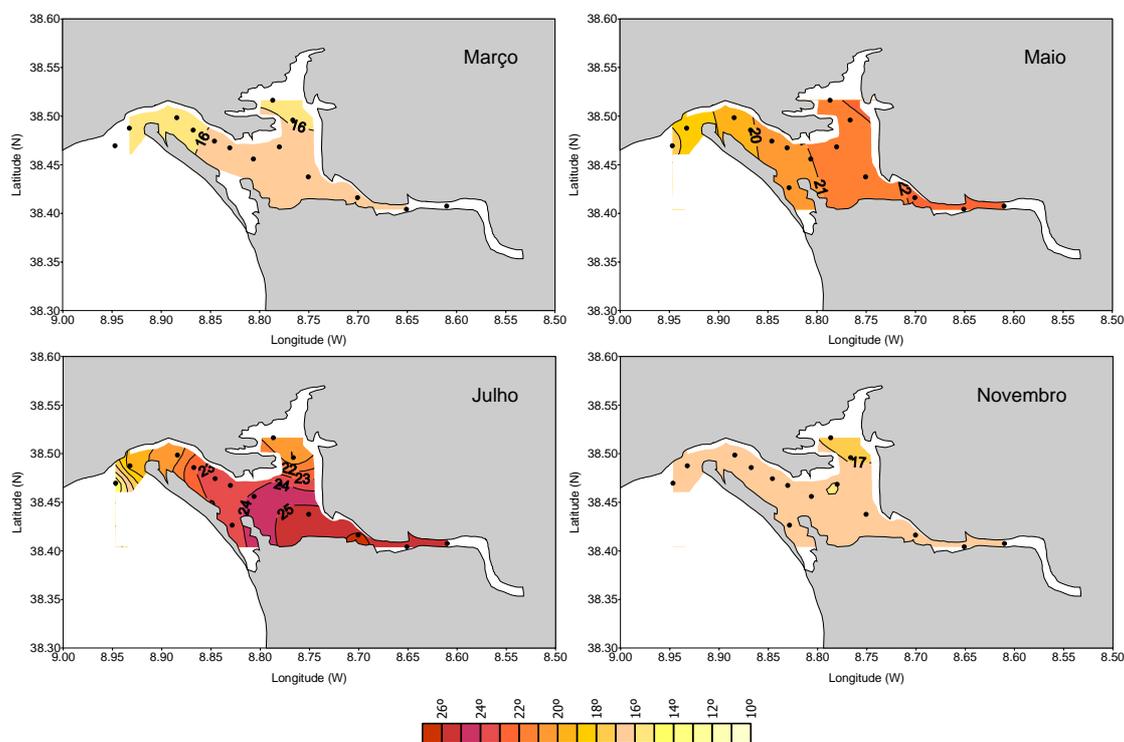


Figura 25 - Variação espacial da temperatura (°C) à superfície, no Estuário do Sado, nos meses de Março, Maio, Julho e Novembro de 1990.

bem misturado, não se tendo verificado estratificação térmica nos meses de amostragem. A maior amplitude entre a temperatura de superfície e do fundo, registou-se em Março na E7 (9 m) e foi de 2,3 °C .

A variação espacial da temperatura à superfície durante o ano de 1992-93 encontra-se expressa nas Figuras 27 e 28. Os resultados mostram uma estratificação horizontal de Abril a Setembro, entre a embocadura do estuário e a zona do canal de Alcácer (Fig. 24 C), em que a temperatura aumenta de jusante para montante, com amplitudes que atingem 6-7 °C, nos meses de Julho e Agosto. Nestes meses os valores mais elevados, 26,2-27,4 °C, ocorreram no Canal de Alcácer e no Esteiro da Marateca, e os mais baixos (19,2-20,2 °C) localizaram-se na entrada do estuário. Durante os meses de Inverno, (Janeiro,

Fevereiro e Março), a temperatura aumentou pouco, de montante para jusante, de valores mínimos de 10,4-12 °C, no Canal de Alcácer, a valores máximos de 12,8-14,0 °C na entrada do estuário. Em nenhum local, durante os meses de

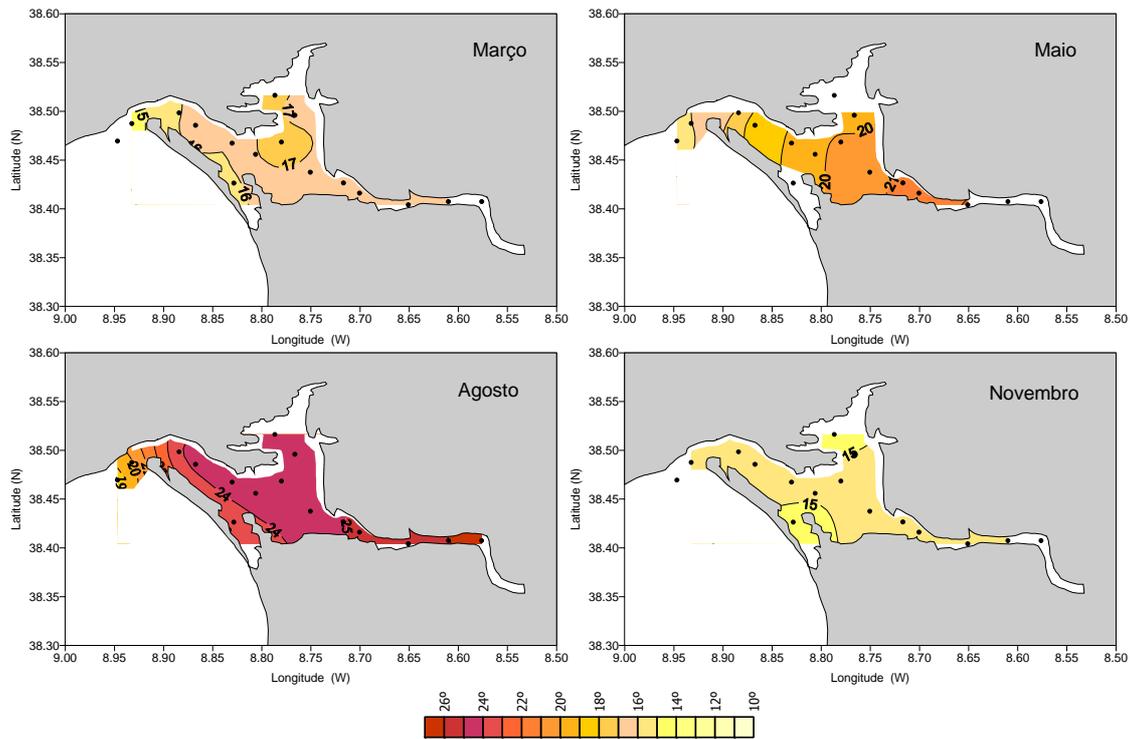


Figura 26 - Variação espacial da temperatura (°C) à superfície, no Estuário do Sado, nos meses de Março, Maio, Agosto e Novembro de 1991.

amostragem, se verificou estratificação térmica. As maiores amplitudes térmicas medidas entre a superfície e o fundo, 1,7 °C e 1,2 °C, ocorreram em Julho-Agosto nas estações E3 e E9, respectivamente com 9,5 m e 3 m de profundidade média.

Em conclusão, a temperatura da água apresentou uma amplitude anual de 16,3 °C, um aumento de jusante para montante, durante o Verão e de montante para jusante, no Inverno. As maiores amplitudes térmicas ocorrem à superfície nos meses de Verão entre a embocadura e o troço superior do Canal de Alcácer. O estuário manteve-se bem misturado durante o período de estudo, não se tendo verificado a ocorrência de estratificação térmica.

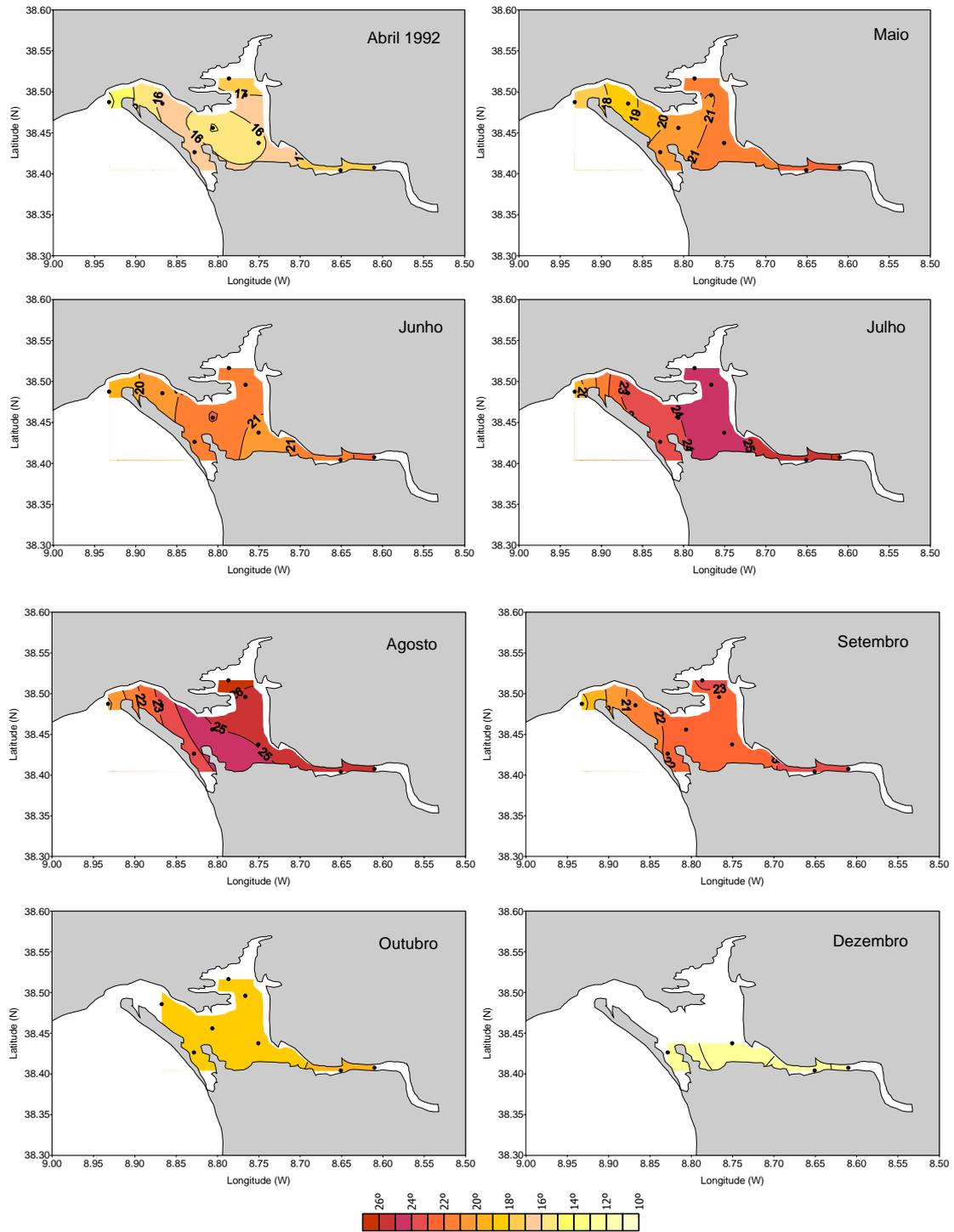


Figura 27 - Variação espacial da temperatura (°C) à superfície, no Estuário do Sado, de Abril a Dezembro de 1992.

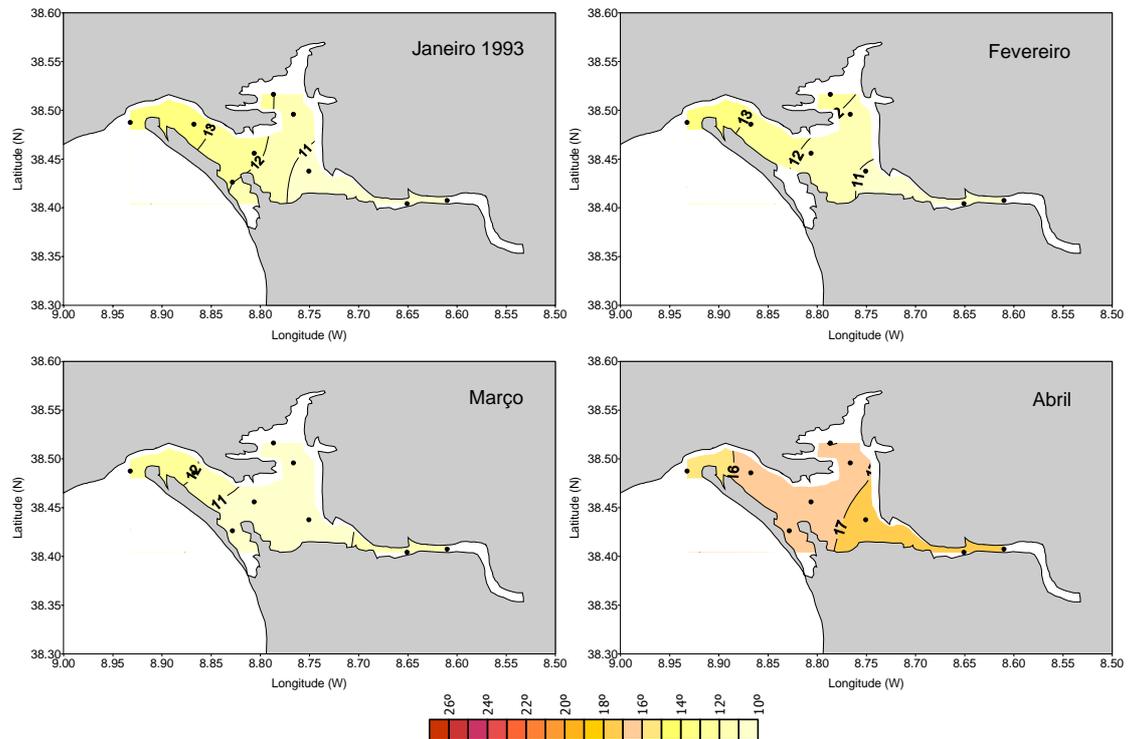


Figura 28 - Variação espacial da temperatura (°C) à superfície, no Estuário do Sado, de Janeiro a Abril de 1993.

### 1.3 Salinidade

A variação espacial da salinidade à superfície, no estuário do Sado, no ano de 1990, durante os meses de Março, Maio, Julho e Novembro, é dada na Figura 29.

Verificou-se que na zona inferior a salinidade variou entre um mínimo de 28,0 e um máximo de 35,0, registados, respectivamente, nos meses de Maio e Julho, na E1 e na E7. Na zona média do estuário a salinidade variou entre um mínimo de 20,0, em Novembro, na E9, e um máximo de 34,0 nas estações do Esteiro da Marateca, E8 e E9. Na zona superior do estuário, no Canal de Alcácer, a distribuição horizontal da salinidade apresentou uma maior amplitude, variando de um mínimo de 2,0 em Maio, na E17, a um máximo de 24,0, em Julho, na E15.

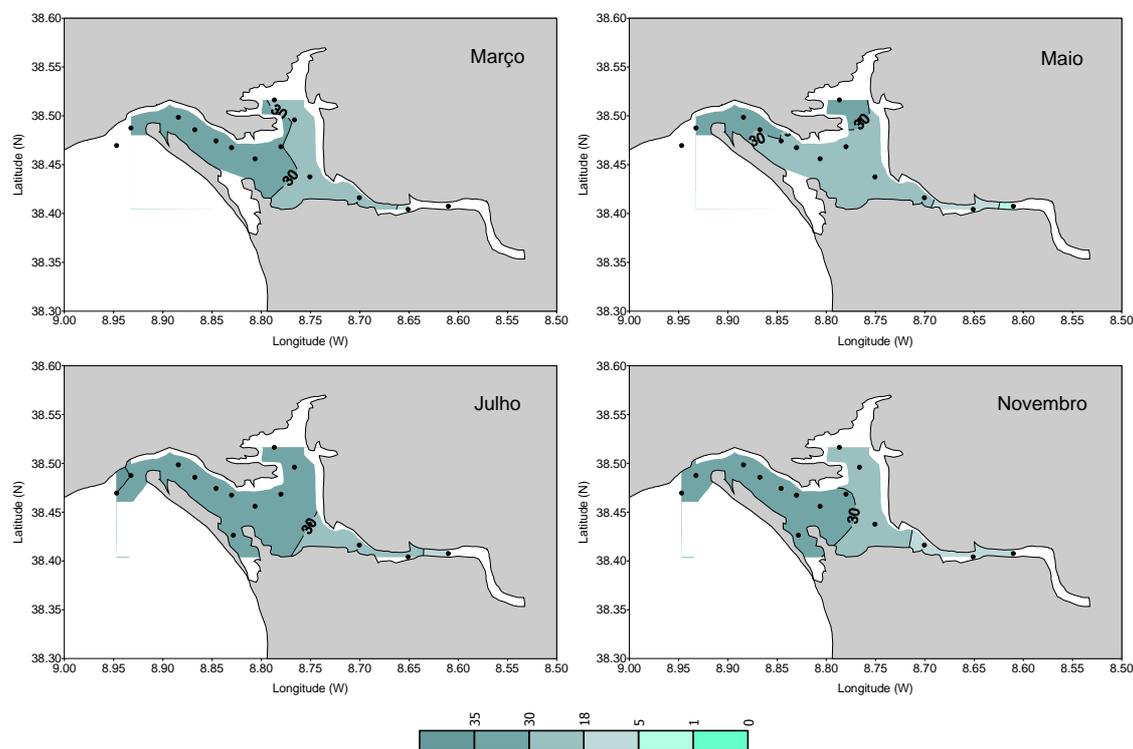


Figura 29 - Variação espacial da salinidade à superfície, no Estuário do Sado, nos meses de Março, Maio, Julho e Novembro de 1990.

O mínimo foi devido ao aumento de caudal de água doce do Rio Sado, com as chuvas de Abril e Outubro (Fig. 30). A estratificação vertical ocorreu no Canal de Alcácer, nos meses de Maio e Novembro, e também no Esteiro da Marateca, no mês de Novembro, com diferenças de salinidade entre a superfície e o fundo que chegaram a atingir amplitudes de 2,3/m.

Durante o ano de 1991 a salinidade à superfície (Fig. 31), pouco variou na zona inferior e média no que diz respeito aos meses em que praticamente não choveu, (Maio, Agosto e Novembro), verificando-se uma diferença pequena de salinidades entre a E2, na entrada do estuário e a E13 (Ilha do Cavalo), respectivamente de 36,2, em Agosto, e 31,5, em Maio. No Canal de Alcácer a salinidade variou entre um máximo de 24,6 na E14, em Agosto, e um mínimo de 13,1, na E17, em Novembro. No mês de Março, verificou-se que a influência da

água doce, já se fez sentir até perto da entrada do estuário, devido às chuvas que ocorreram entre Fevereiro e Março. Assim, na zona inferior, a salinidade

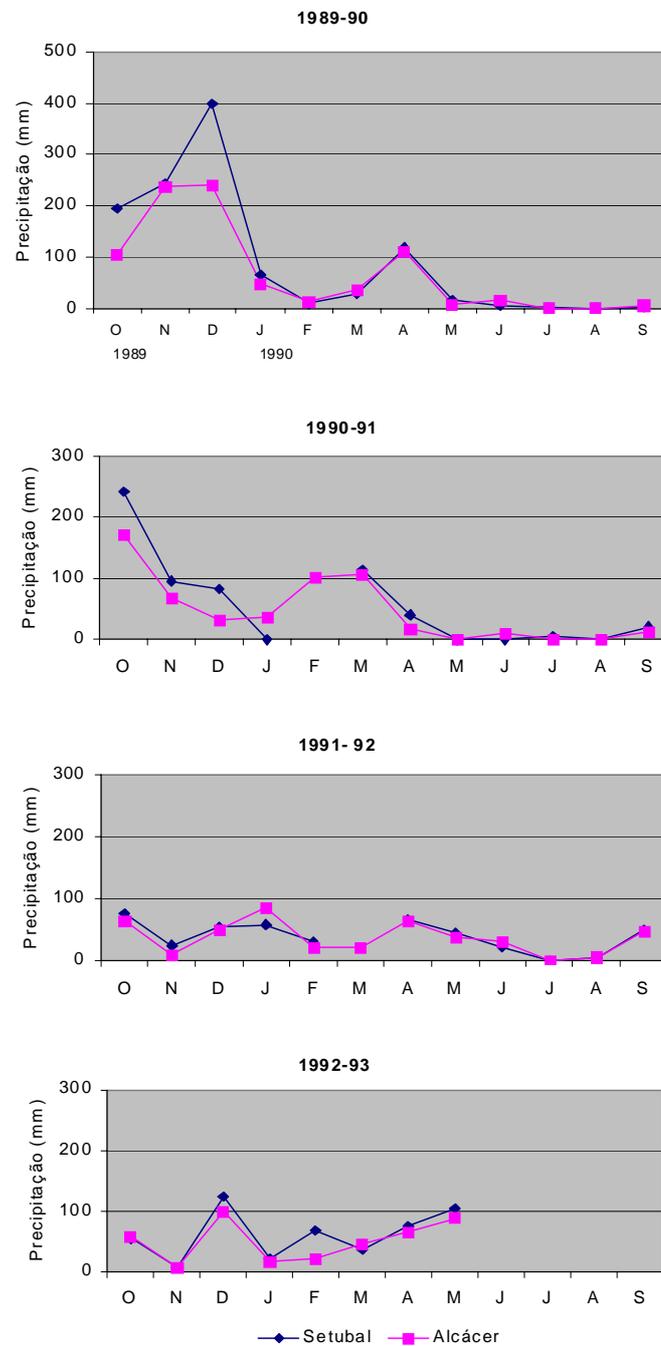


Figura 30- Precipitação, nas zonas de Setúbal e Alcácer do Sal, nos anos de 1990-93.

variou de 32,1-20,3, entre a E2 e a E7, na zona média, de 23,3-16,9, entre a E11 e a E13, e na zona superior variou de 0,5 -10,6 da E15 à E17. Relativamente à estratificação halina, ocorreu pontualmente na zona superior, nos meses de Março e Maio, nas E15 e E16, com diferenças de salinidades entre a superfície e o fundo de 0,8 - 1,2/m.

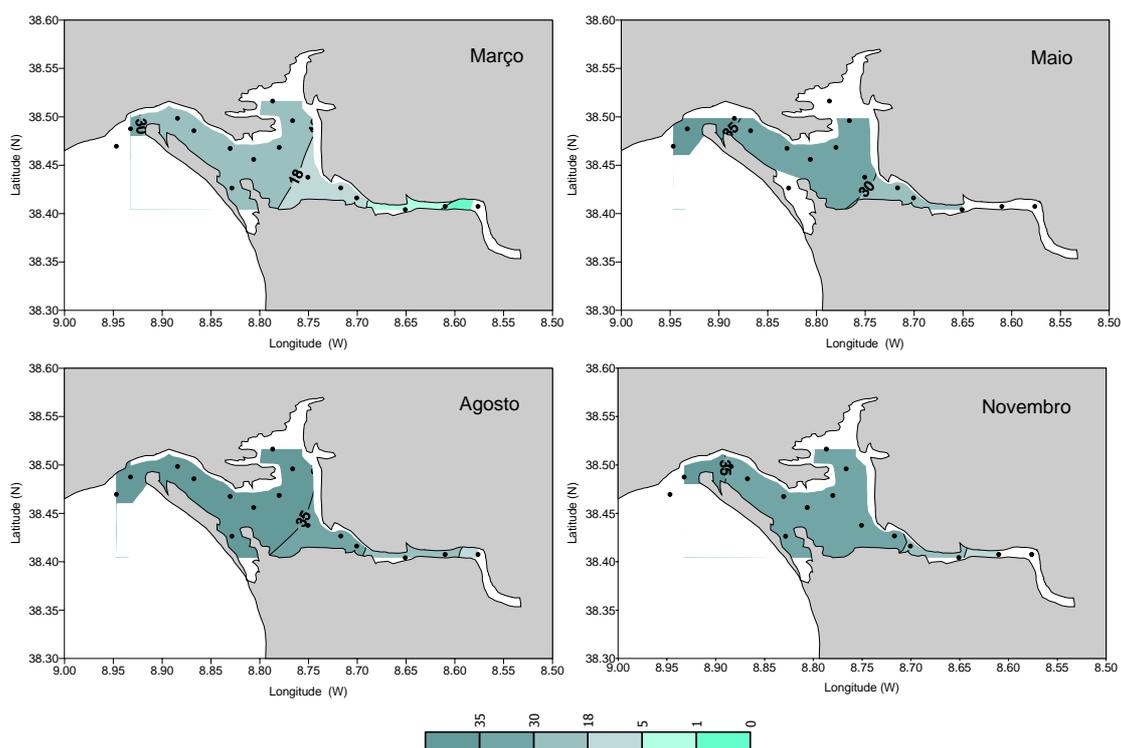


Figura 31 - Variação espacial da salinidade, à superfície, no Estuário do Sado, nos meses de Março, Maio, Agosto e Novembro de 1991.

A variação espacial da salinidade, à superfície, de Abril de 1992 a Abril de 1993, encontra-se expressa nas Figuras 32 e 33. Verifica-se que a salinidade foi sempre superior a 18,0, mesmo no estuário superior, nos meses de Inverno, devido ao facto de ter sido um ano extremamente seco (Fig. 30). Assim, na zona inferior, a salinidade variou entre um mínimo de 33,6 registado em Março na E3 e um máximo de 37,9 obtido em Setembro, na mesma estação. Na zona média a salinidade variou entre 32,6, em Janeiro, na E7, e 38,4, em Agosto, na E5. É de referir que a salinidade elevada nesta zona do estuário se deve, em parte, às

## CAP. V - 1. Características Físicas e Químicas do Estuário

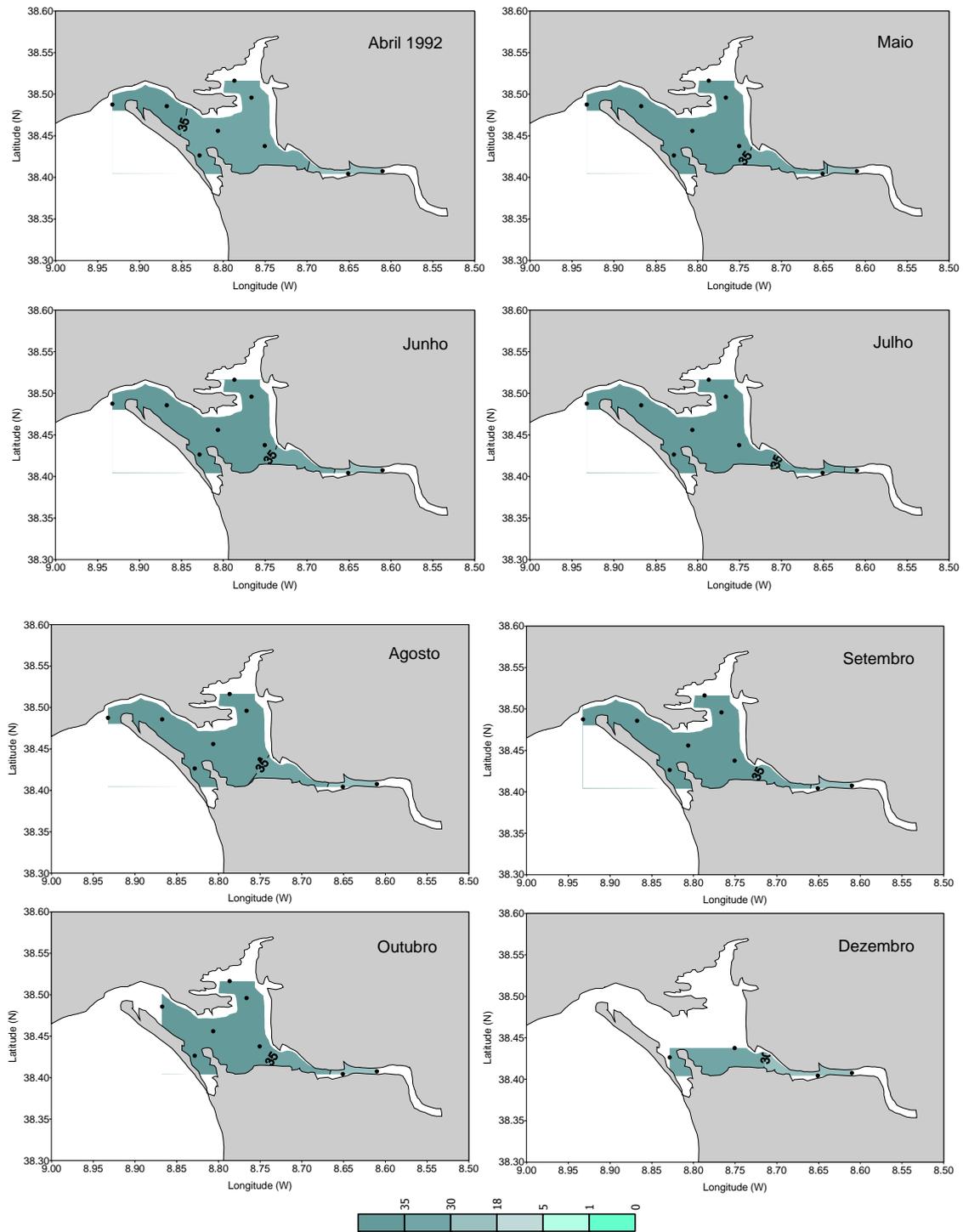


Figura 32 - Variação espacial da salinidade, à superfície, no Estuário do Sado, de Abril a Dezembro de 1992.

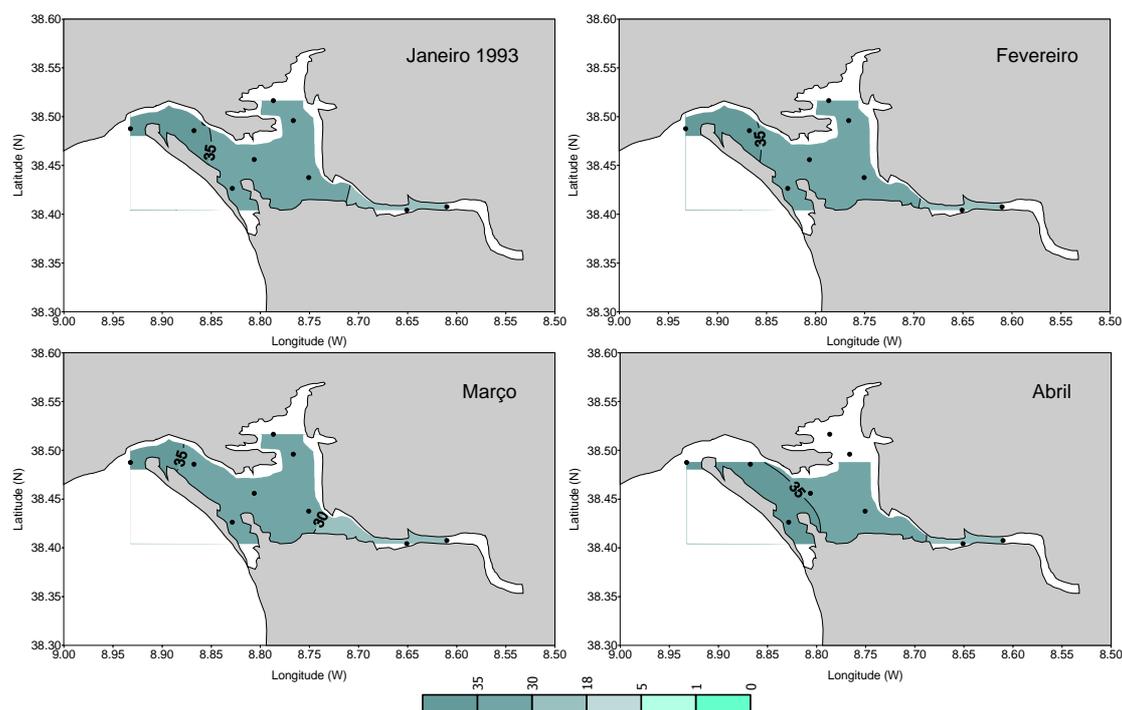


Figura 33 - Variação espacial da salinidade, à superfície, no Estuário do Sado, de Janeiro a Abril de 1993.

escorrências provenientes de antigas salinas situadas na região circundante da Marateca, que juntamente com a evaporação elevada nesta zona de baixios com exposição elevada ao sol e ao vento, constituem factores importantes do aumento da salinidade. Na zona superior a salinidade variou entre 18,3 e 32,4, respectivamente em Março e Julho, na E9. Verificou-se estratificação halina no Canal de Alcácer, principalmente na E9, coincidente com os meses em que ocorreu precipitação (Fig. 30). As maiores diferenças de salinidade entre a superfície e o fundo, naquela estação, corresponderam a 1,8/m e 2,0/m e ocorreram em Abril e Setembro de 1992.

Em conclusão, a salinidade à superfície apresentou uma amplitude de variação de 0,5-38,4, durante o período de estudo. A variabilidade deste pãmetro esteve dependente do caudal de água doce proveniente do rio Sado o qual apresenta um regime torrencial, como ficou dito anteriormente. Nos anos mais

secos, os caudais ficam reduzidos, e por isso a zona mesoalina avança para o troço superior de Alcácer do Sal, ficando a zona polialina a abranger o Canal de Alcácer e a zona eualina a incluir a maior parte do estuário. Nos meses de maior pluviosidade a zona oligoalina desce até à estação de montante do Canal de Alcácer verificando-se para jusante um gradiente elevado de salinidade até ao início da zona polialina - eualina que ocupa o estuário desde a zona da Ilha do Cavalo até à embocadura.

#### 1.4 Oxigénio e pH

Os resultados de que dispomos dizem respeito às zonas do Esteiro da Marateca e do Canal de Alcácer e referem percentagens de saturação de 79% a 83%, no Inverno, e de 78% a 95%, no Verão, relativamente ao oxigénio, e variações de pH de 7,8-7,9 (Cabeçadas e Brogueira, 1991). Resultados mais recentes indicam que na zona do Canal de Alcácer pode ocorrer depleção de oxigénio no Verão. (Cabeçadas *et al.*, 1999).

#### 1.5 Nutrientes

Os resultados referentes a 1990 incluem a determinação das concentrações dos nitratos, fosfatos e sílica efectuadas ao longo do estuário, nos meses de Março e Maio.

Verificou-se que os nitratos variaram entre um mínimo de 1,1  $\mu\text{mol/l}$ , registado na E9 (Marateca), em Maio, e um máximo de 40,5  $\mu\text{mol/l}$  obtido na E15, em Março (Fig. 34). As concentrações mais elevadas ocorreram no mês de Março, em quase todo o estuário, verificando-se que a densidade do fitoplâncton seguiu a variação da concentração do nitrato ( $r=0,86$   $n=9$ ,  $P<0,001$ ) durante este mês. As concentrações médias foram de 2,6, 3,9 e 21,1  $\mu\text{mol/l}$ , respectivamente na zona inferior, média e superior, decrescendo no mês de Maio respectivamente para 3,1, 2,4 e 9,6  $\mu\text{mol/l}$ . As concentrações máximas encontradas na zona superior foram inferiores às encontradas por outros autores (Cabeçadas *et al.*,

1994 a), o que poderá estar relacionado com a variabilidade dos caudais do Rio Sado, que é a principal fonte de nutrientes no estuário

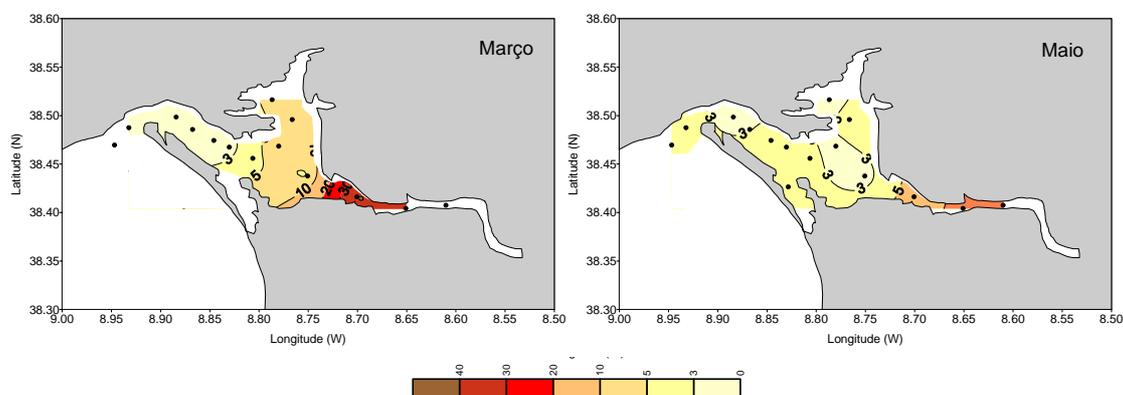


Figura 34 - Variação espacial da concentração dos nitratos ( $\mu\text{mol/l}$ ), à superfície, no Estuário do Sado, em Março e Maio de 1990.

Os fosfatos (Fig. 35) variaram entre um mínimo de  $0,36 \mu\text{mol/l}$ , na E13 e E9, registado em Maio, e um máximo de  $1,3 \mu\text{mol/l}$  na E16, em Março. Cabeçadas e Brogueira (1991) determinaram, na zona do Canal de Alcácer, valores semelhantes, dentro dos limites de  $0,4\text{-}1,7 \mu\text{mol/l}$ . As concentrações médias mais elevadas,  $0,71$ ,  $0,89$  e  $1,15 \mu\text{mol/l}$ , ocorreram em Março, respectivamente nas zonas inferior, média e superior. Em Maio verificou-se uma redução das concentrações para  $0,53$ ,  $0,68$  e de  $0,46 \mu\text{mol/l}$ .

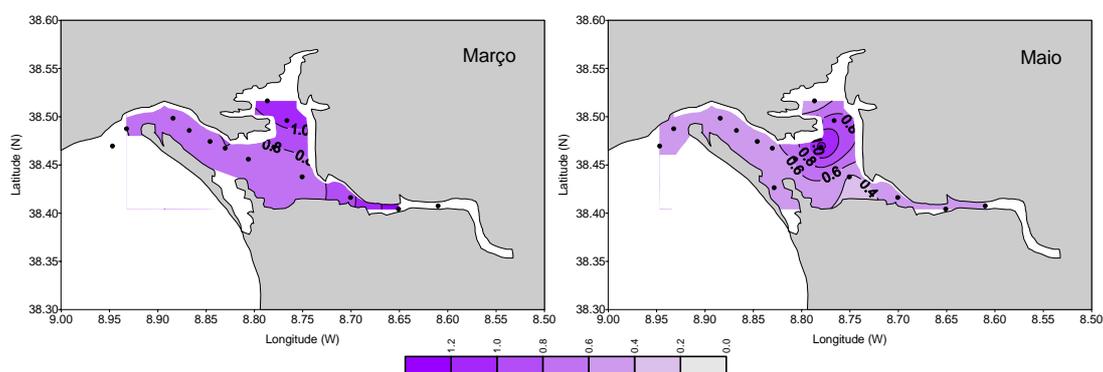


Figura 35 Variação espacial da concentração dos fosfatos ( $\mu\text{mol/l}$ ), à superfície, no Estuário do Sado, em Março e Maio de 1990.

Na relação de Redfield o valor de N/P deve ser superior a 16 para que o fitoplâncton se desenvolva sem limitação pelo azoto. No canal de Alcácer, N/P foi quase sempre superior a 16, e só pontualmente decresceu para valores inferiores, pelo que se poderá concluir que, nesta zona do estuário (E15 e E16), o azoto não foi limitante do crescimento algal, durante os meses de Março e Maio (Fig. 36 e 37).

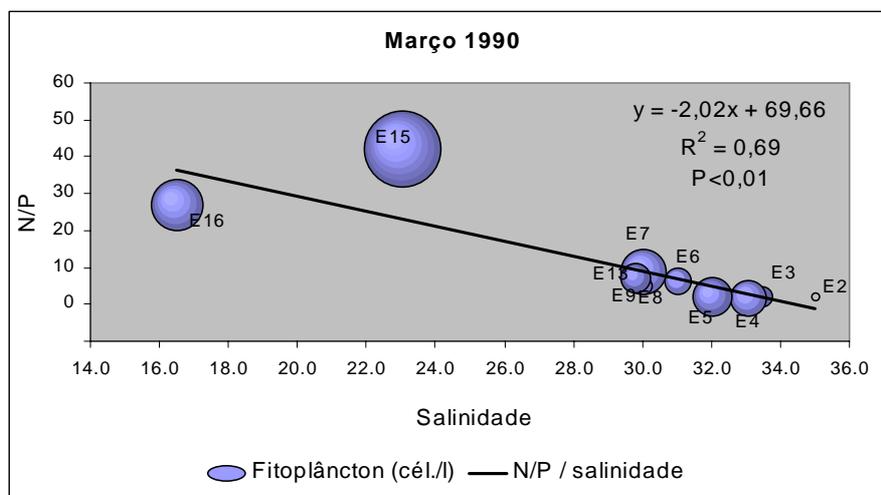


Figura 36 - Abundância relativa do fitoplâncton em função da distribuição de N/P versus salinidade, no Estuário do Sado, em Março de 1990. A notação das estações de amostragem é a mesma da Figura 24 A.

Nas zonas inferior e média esta relação variou entre 1,5 e 9,1 tendo este nutriente sido limitante, pelo menos em algumas das estações aí localizadas. Na zona da Marateca (E9), por exemplo, a abundância do fitoplâncton foi elevada apesar da relação N/P baixa (Fig. 37) o que poderá ser devido a "inputs" de N e P, que terão sido rapidamente utilizados pelo fitoplâncton. Investigações desenvolvidas nessa zona do estuário confirmam a entrada para o estuário de nutrientes (N e P) provenientes da Ribeira da Marateca, e das pisciculturas aí localizadas (Cabeçadas *et al.*, 1994 b).

A sílica (Fig. 38) variou entre 2,8 e 52,1  $\mu\text{mol/l}$ , respectivamente na E1 em Maio e na E16 em Março, tendo-se obtido concentrações médias de 6,7, 12,5, e 51,9

$\mu\text{mol/l}$ , e de 7,2, 8,1 e 11,4  $\mu\text{mol/l}$ , respectivamente em Março e Maio, nas zonas inferior, média e superior do estuário.

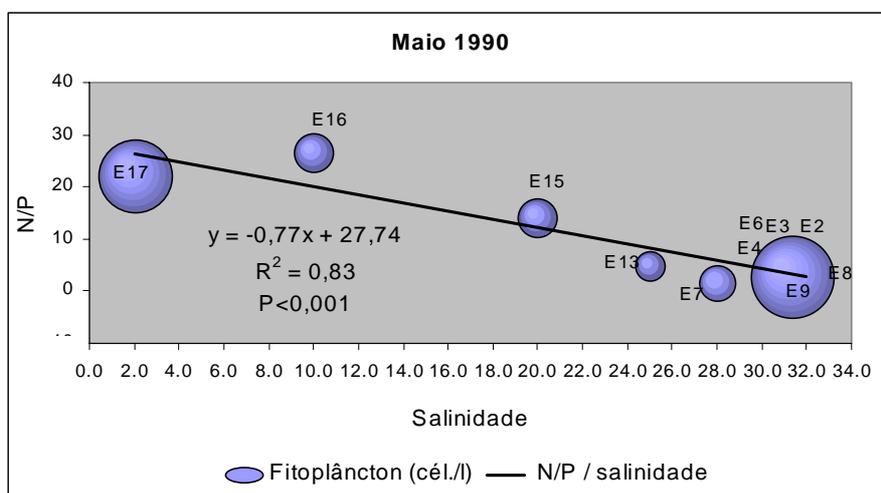


Figura 37 - Abundância relativa do fitoplâncton em função da distribuição de N/P versus salinidade, no Estuário do Sado, em Maio de 1990. (Mesma notação da figura anterior).

É de salientar a existência, em Março, de uma correlação significativa entre a sílica e as Bacillariophyceae ( $r=0,72$ ,  $n=11$ ,  $P<0,02$ ), que apresentaram, neste mês, na zona da Baía e na zona superior, uma densidade relativamente mais elevada que no mês de Maio.

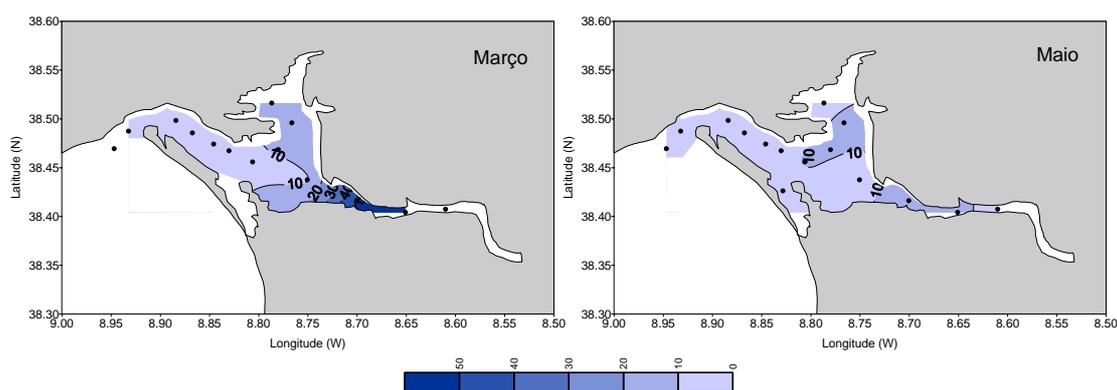


Figura 38 - Variação espacial da concentração da sílica ( $\mu\text{mol/l}$ ), à superfície, no Estuário do Sado, em Março e Maio de 1990.

A relação Si/N (de 16/16 segundo Brzezinski) foi quase sempre superior a 1, indicando não haver limitação pela sílica. Esta relação foi mais elevada no esteiro da Marateca, em Maio, coincidindo com o aumento das populações de Bacillariophyceae naquela zona do estuário. Nas restantes estações, apesar da sílica não ser limitante, as populações foram mais baixas (Figs. 39 e 40), provavelmente, devido à limitação por N.

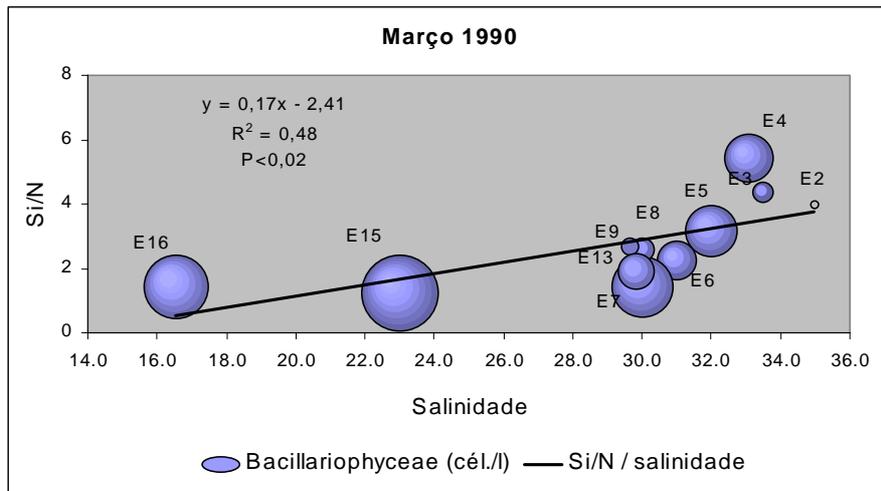


Figura 39- Abundância relativa das Bacillariophyceae em função da distribuição de Si/N versus salinidade, no Estuário do Sado, em Março de 1990. (Mesma notação da figuras 36 e 37).

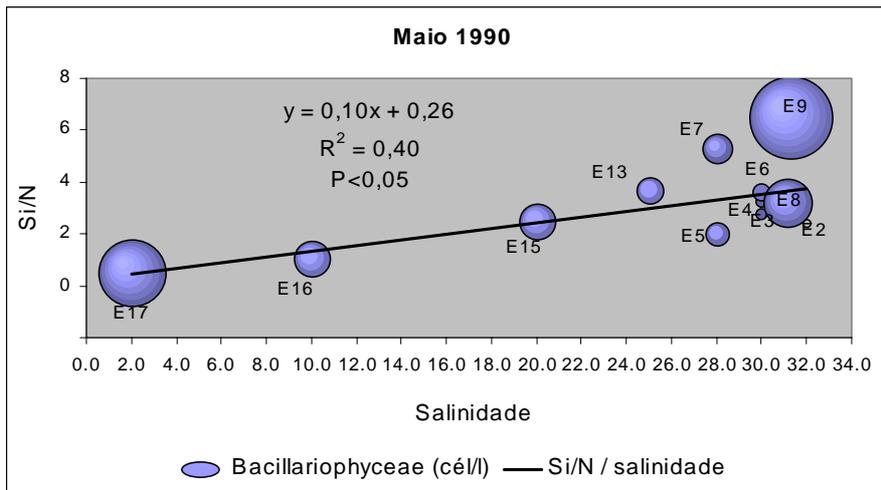


Figura 40 - Abundância relativa das Bacillariophyceae em função da distribuição de Si/N versus salinidade, no Estuário do Sado, em Maio de 1990. (Mesma notação das figuras 36 e 37).

Os resultados de 1991 dizem respeito às determinações das concentrações dos nitratos, fosfatos e sílica (Figs. 41, 42 e 44) nos meses de Março, Agosto e Novembro nas estações indicadas na Figura 24 B. Os nitratos variaram entre um mínimo de  $0,1 \mu\text{mol/l}$  na E16, em Agosto, e um máximo de  $28,4 \mu\text{mol/l}$  obtido na E17,

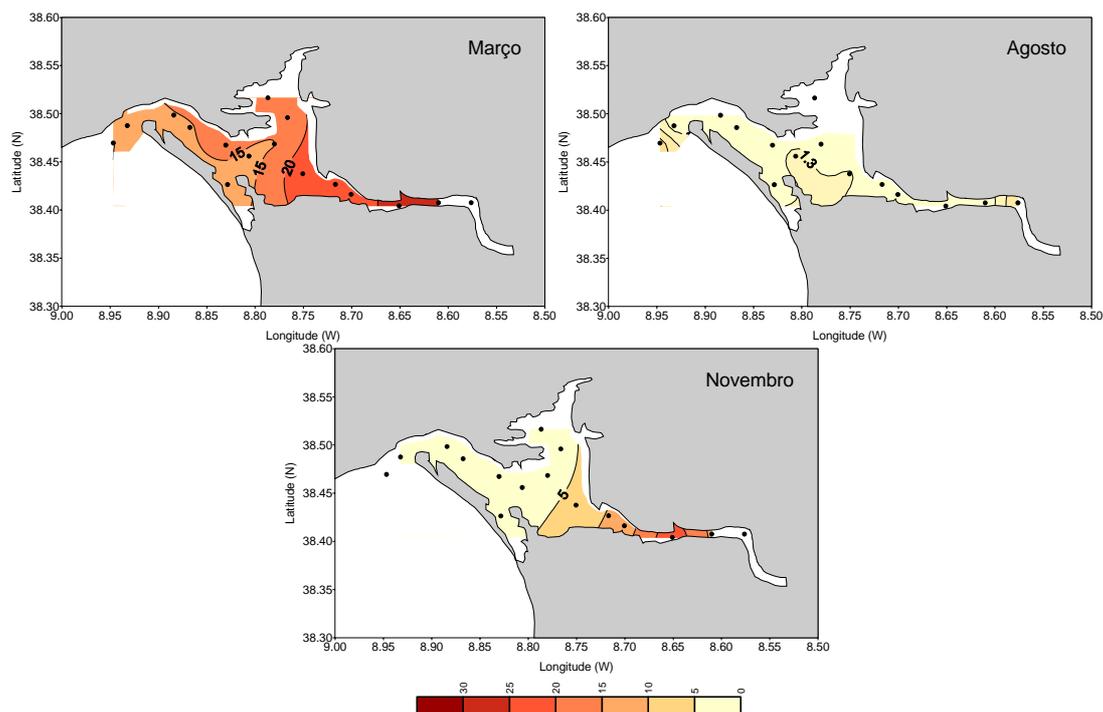


Figura 41 - Variação espacial da concentração dos nitratos ( $\mu\text{mol/l}$ ), à superfície, no Estuário do Sado, nos meses de Março, Agosto e Novembro de 1991.

em Março. As concentrações médias foram mais elevadas em Março,  $14,1$ ,  $17,7$  e  $26,0 \mu\text{mol/l}$  e mais reduzidas no mês de Agosto,  $1,4$ ,  $0,8$  e  $1,1 \mu\text{mol/l}$ , respectivamente nas zonas inferior, média e superior do estuário. Os máximos terão correspondido ao período de maior entrada de nutrientes, através do Rio Sado, por efeito das chuvas que ocorreram nos meses de Fevereiro e Março, desse ano (Fig. 30) e os mínimos estarão relacionados com o período de maior gasto de nutrientes, devido ao grande desenvolvimento de fitoplâncton que ocorreu no mês de Agosto, em todo o estuário, principalmente na zona superior (Coutinho, 1994).

Os fosfatos (Fig. 42) variaram dentro dos limites 0,3-2,2  $\mu\text{mol/l}$ , respectivamente nas E17 e E2, em Agosto e Novembro. As concentrações médias das zonas média e superior foram mais elevadas em Março: 0,98 e 1,55  $\mu\text{mol/l}$ . Na zona inferior a concentração média mais alta, 1,3  $\mu\text{mol/l}$ , foi obtida em Novembro. As concentrações médias mais baixas das três zonas do estuário registaram-se em Agosto, 0,5, 0,7 e 0,3  $\mu\text{mol/l}$ , respectivamente nas zonas inferior, média e superior.

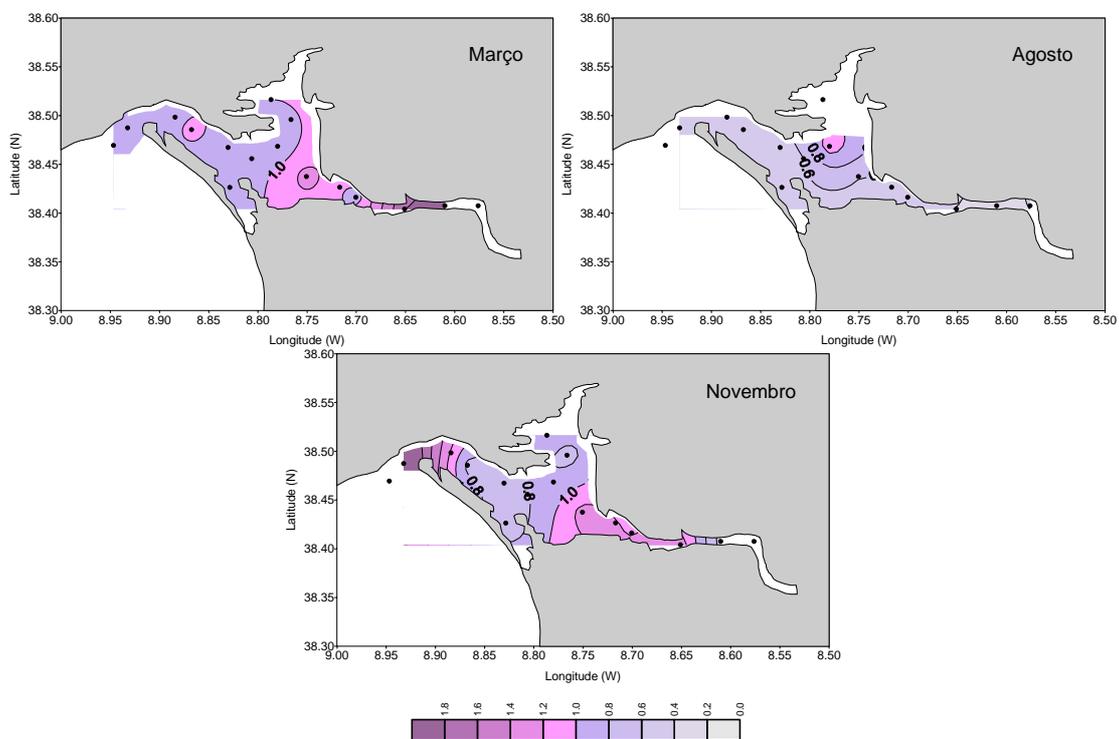


Figura 42 - Variação espacial da concentração dos fosfatos ( $\mu\text{mol/l}$ ), à superfície, no Estuário do Sado, nos meses de Março, Agosto e Novembro de 1991.

Nas zonas inferior e média do estuário, a relação N/P apresentou, valores inferiores a 16, durante os meses de Agosto e Novembro, e também durante o mês de Março, em grande parte das estações da zona inferior (Fig. 43). Estes resultados poderão indicar, com base nas relações de Redfield (1963) e Brzezinski (1985) (Si/N/P 16/16/1), limitação pelo azoto do desenvolvimento do fitoplâncton, nestas zonas do estuário (Fig. 43). Verificou-se, com efeito, que o

fitoplâncton nas zonas média e inferior apresentou uma densidade média anual pouco elevada, inferior a  $72 \times 10^3$  cél./l (Coutinho, 1994).

Na zona superior a razão N/P variou de 0,23-27,58, com valores iguais ou maiores que 16, nos meses de Novembro e Março, sendo as estações 15 a 17 as mais produtivas (Fig. 43). No Verão, durante o período de maior produção, terá ocorrido, também, nesta zona, um decréscimo da concentração de N,

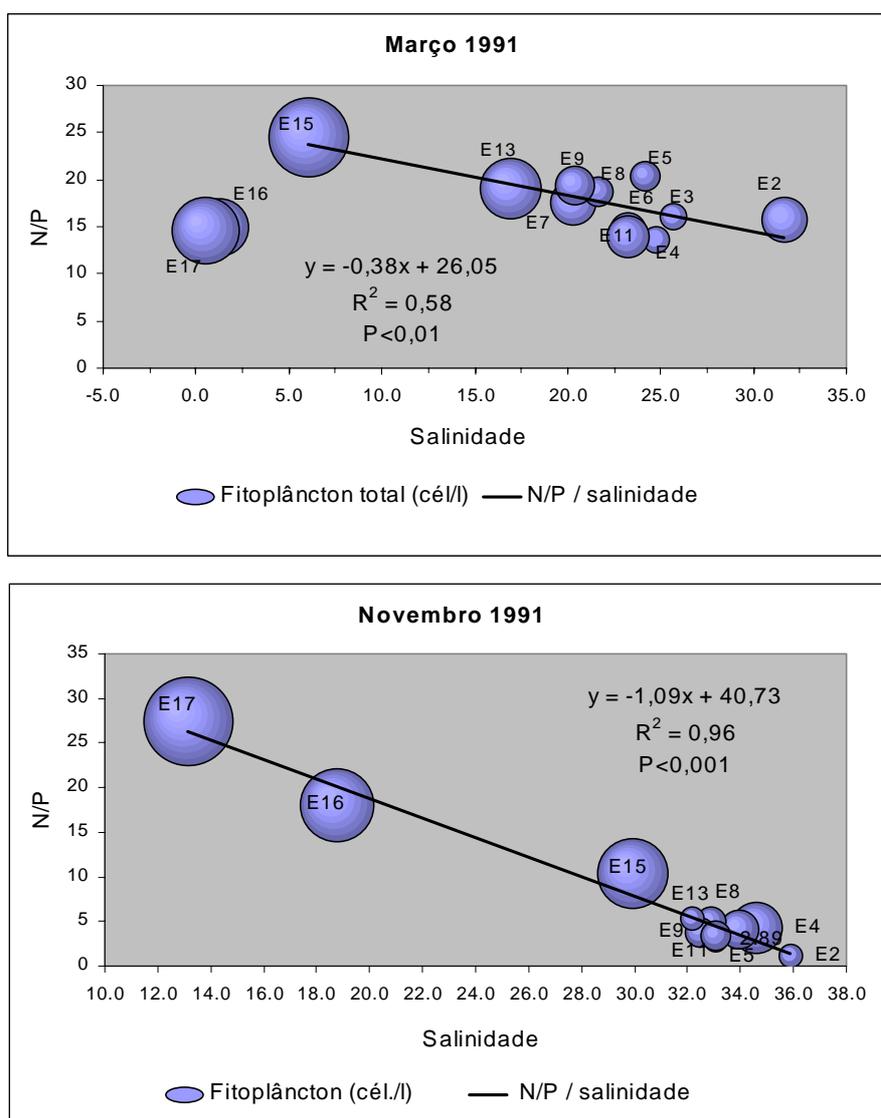


Figura 43 - Abundância relativa do fitoplâncton em função da distribuição de N/P versus salinidade, no Estuário do Sado, em Março e Novembro de 1991. Os números indicam as estações de amostragem referenciadas na Figura 24 B.

particularmente no Canal de Alcácer, em consequência do gasto provocado pelo grande desenvolvimento do fitoplâncton, de Agosto.

A sílica (Fig. 44) variou de 6,6 a 50,0  $\mu\text{mol/l}$ , respectivamente na E2, em Novembro, e na E13, em Março. As concentrações médias mais elevadas, 27,5 e 42,6  $\mu\text{mol/l}$ , ocorreram em Março nas zonas inferior e média do estuário. Na zona superior as concentrações médias foram muito semelhantes correspondendo a mais elevada, 23,3  $\mu\text{mol/l}$ , ao mês de Agosto. As concentrações médias mais baixas foram obtidas em Novembro, variando de 8,7  $\mu\text{mol/l}$ , na zona inferior a 17,6  $\mu\text{mol/l}$  na zona superior.

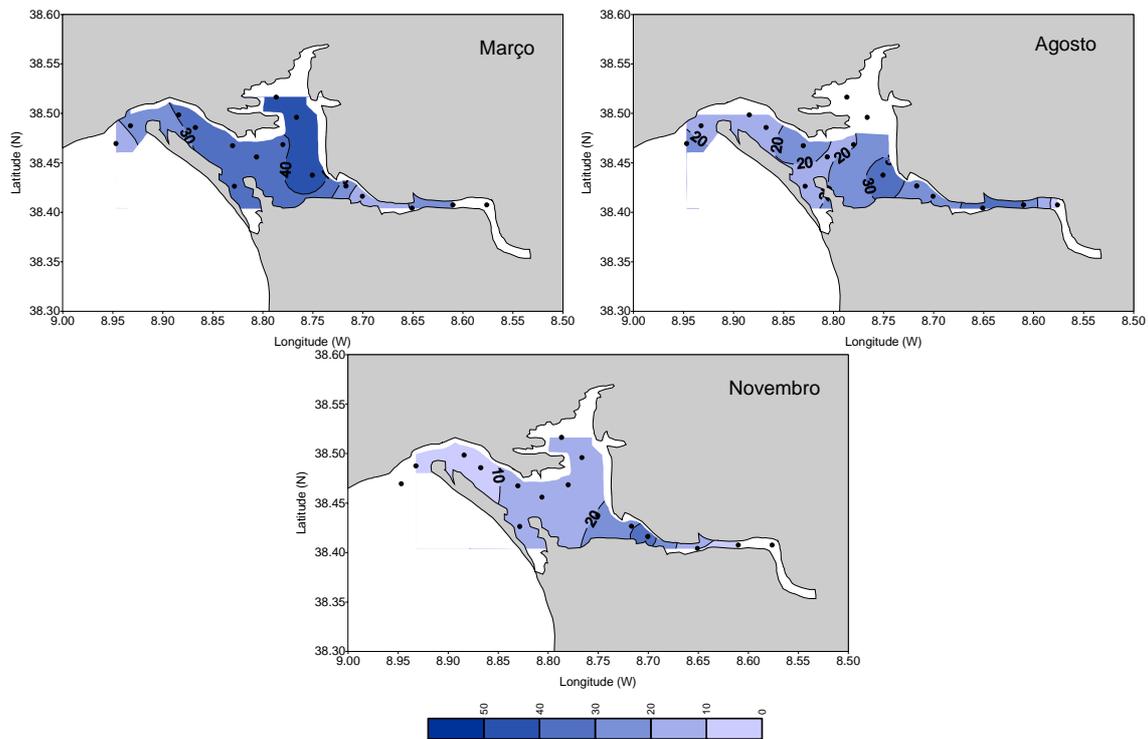


Figura 44 - Variação espacial da concentração ( $\mu\text{mol/l}$ ) de sílica, à superfície, no Estuário do Sado, nos meses de Março, Agosto e Novembro de 1991.

Na zona inferior, a razão Si/N variou de 1,46-77,3, sendo superior a 1 (Fig. 45) em todas as estações, nos três meses de amostragem, indicando não haver limitação pela sílica. No entanto, a razão Si/P, que deveria ser  $>16$  foi inferior a este valor (2,9-14,0), no mês de Novembro, o que será devido a um decréscimo

de sílica, uma vez que apenas um valor determinado para o fosfato, ( $2,25 \mu\text{mol/l}$ ) poderá ser considerado elevado. As baixas concentrações de sílica determinadas durante este mês ( $6,6-11,2 \mu\text{mol/l}$ ), nesta zona do estuário, poderão estar relacionadas com a fraca pluviosidade, o que leva a concluir que a sílica poderá ser limitante, na zona inferior, sobretudo em anos de fracos caudais, em que as entradas deste nutriente são menores e possivelmente

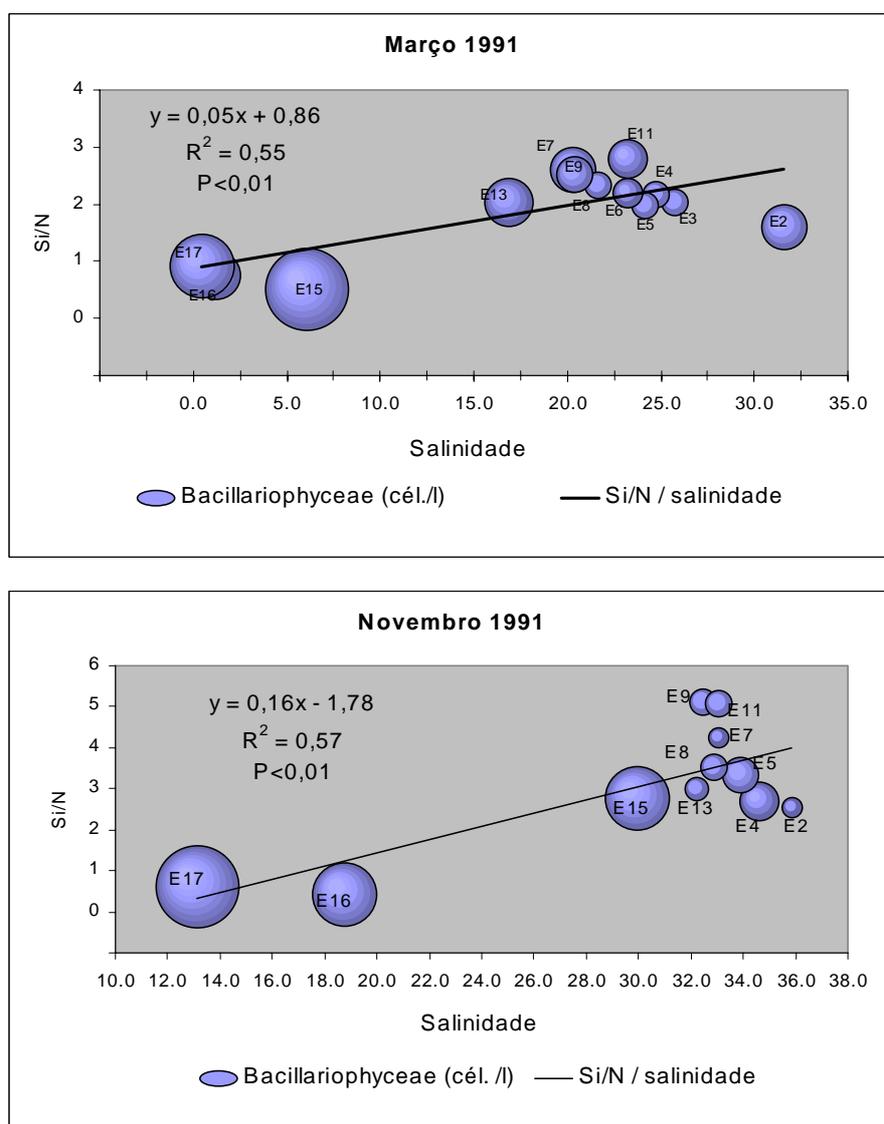


Figura 45 - Abundância relativa das Bacillariophyceae em função da distribuição de Si/N versus salinidade, no Estuário do Sado, em Março e Novembro de 1991. (Mesma notação das figuras anteriores).

limitativas da produção de Bacillariophyceae e também, indirectamente, do processo interno da regeneração da sílica biogénica.

Na zona média, a razão Si/N variou de 2,0-55,9, indicando não haver limitação de Si nesta zona do estuário, o que foi confirmado pela relação Si/P>16.

Na zona superior, a razão Si/N, apresentou-se menor que 1 nos meses de Março e Novembro, variando de 0,4 a 0,9. Dado que as populações do fitoplâncton, em particular de Bacillariophyceae, atingiram populações relativamente elevadas nesta zona do estuário (Fig. 45), esta relação baixa estará relacionada com um gasto da Si pelas algas. Estudos desenvolvidos por Cabeçadas *et al.* (1994a; 1999) no Canal de Alcácer, caracterizam este troço como sendo local de processos biogeoquímicos intensos em que a reciclagem da sílica por dissolução é um dos processos favorecidos pela acumulação de partículas devidas às correntes de circulação desenvolvidas na interface água doce-água salgada. No Verão, com o aumento da temperatura e da intensidade luminosa, estes processos são intensificados, não se tendo verificado limitação pela sílica apesar do "bloom" de *Melosira moniliformis* (2680 cél./ml) que ocorreu na E18 em Agosto. A redução das populações desta espécie, nas estações de jusante, indicam que a zona de dissolução da sílica, estaria localizada ainda dentro do limite da zona mesoalina, onde estes processos contribuem com um "input" importante de sílica biogénica para a coluna de água (Fisher *et al.*, 1988), compensando os gastos provocados pelos "blooms" que ocorrem naquela zona. Em Novembro, devido à temperatura da água, menos elevada do que em Agosto, a taxa de dissolução não terá sido suficiente para repor a sílica gasta no desenvolvimento das populações de Novembro, o que terá levado ao já referido decréscimo da razão Si/N.

As determinações de nutrientes em 1992 foram efectuadas nas estações indicadas na Figura 24 C, de Abril a Agosto, tendo por isso abrangido parte do período produtivo de Primavera e Verão.

Verificou-se que os nitratos (Fig. 46) variaram de 0,2  $\mu\text{mol/l}$  a 13,8  $\mu\text{mol/l}$  respectivamente na E4 (Esteiro da Comporta), em Maio, e na E9 (Canal de Alcácer), em Abril. As concentrações médias mais elevadas, 4,8, 3,3 e 11,5  $\mu\text{mol/l}$ , ocorreram em Abril, respectivamente nas zonas inferior, média e superior e as mais baixas, 0,5  $\mu\text{mol/l}$ , em Maio, e 0,6  $\mu\text{mol/l}$ , em Julho e Agosto, ocorreram, respectivamente, na zona média e nas zonas inferior e superior.

Os fosfatos (Fig. 47) apresentaram valores de concentração dentro dos limites

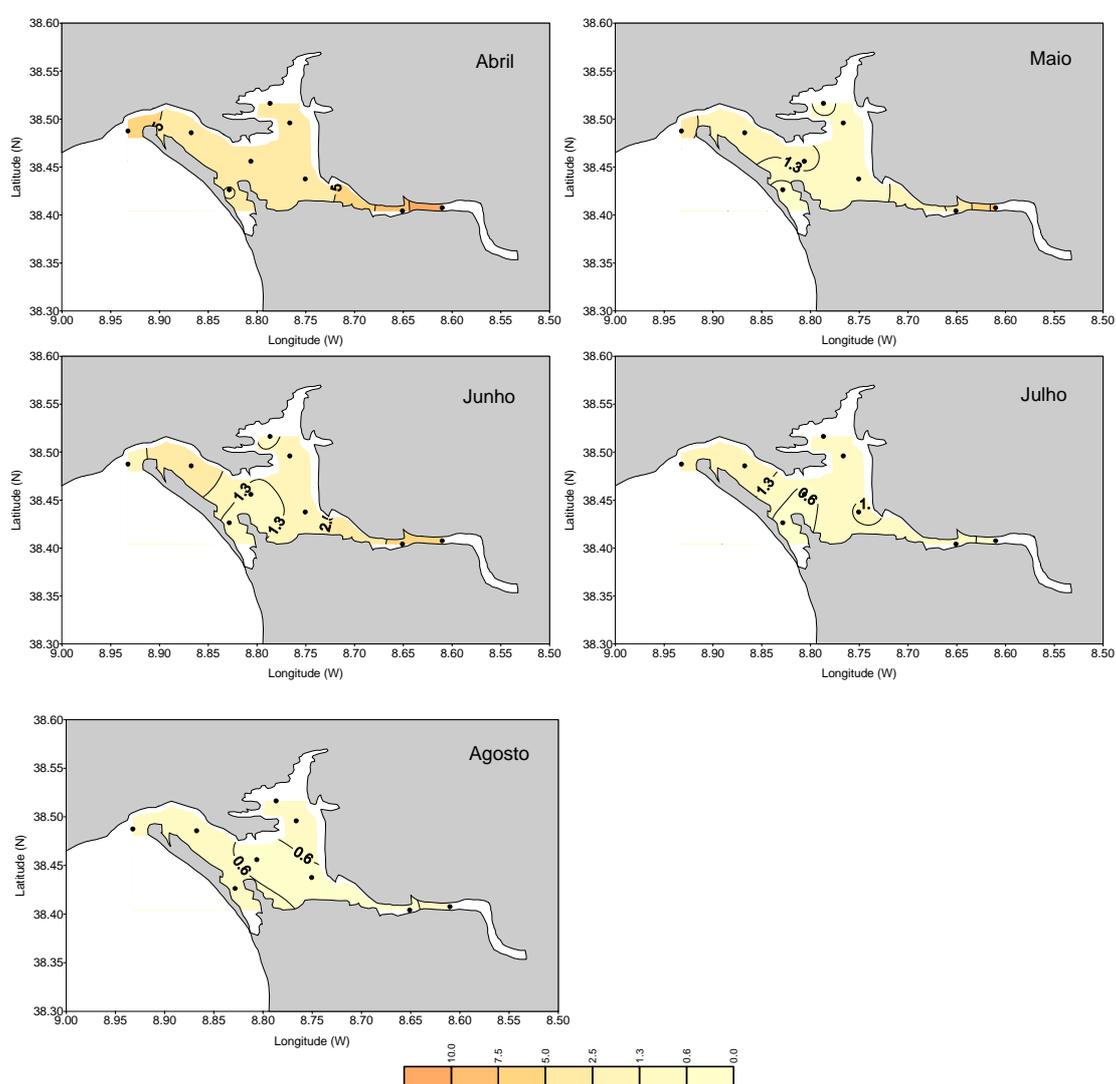


Figura 46 - Variação espacial da concentração dos nitratos ( $\mu\text{mol/l}$ ), à superfície, no Estuário do Sado, de Abril a Agosto de 1992.

de 0,3 e 2,1  $\mu\text{mol/l}$  na E1, em Agosto, e na E2, em Julho. As concentrações médias mais elevadas, 1,4, 0,8 e 1,0  $\mu\text{mol/l}$  ocorreram em Julho, respectivamente nas zonas inferior e superior, e em Abril na zona média. As concentrações médias mais baixas ocorreram em Agosto, nas zonas inferior e superior, com o valor de 0,6  $\mu\text{mol/l}$ , e em Maio, na zona média, com 0,7  $\mu\text{mol/l}$ . Na zona inferior os valores de N/P situaram-se, na Primavera e Verão, entre 0,5 e 7,5, o que, tomando como referência a relação de Redfield, indicaria limitação

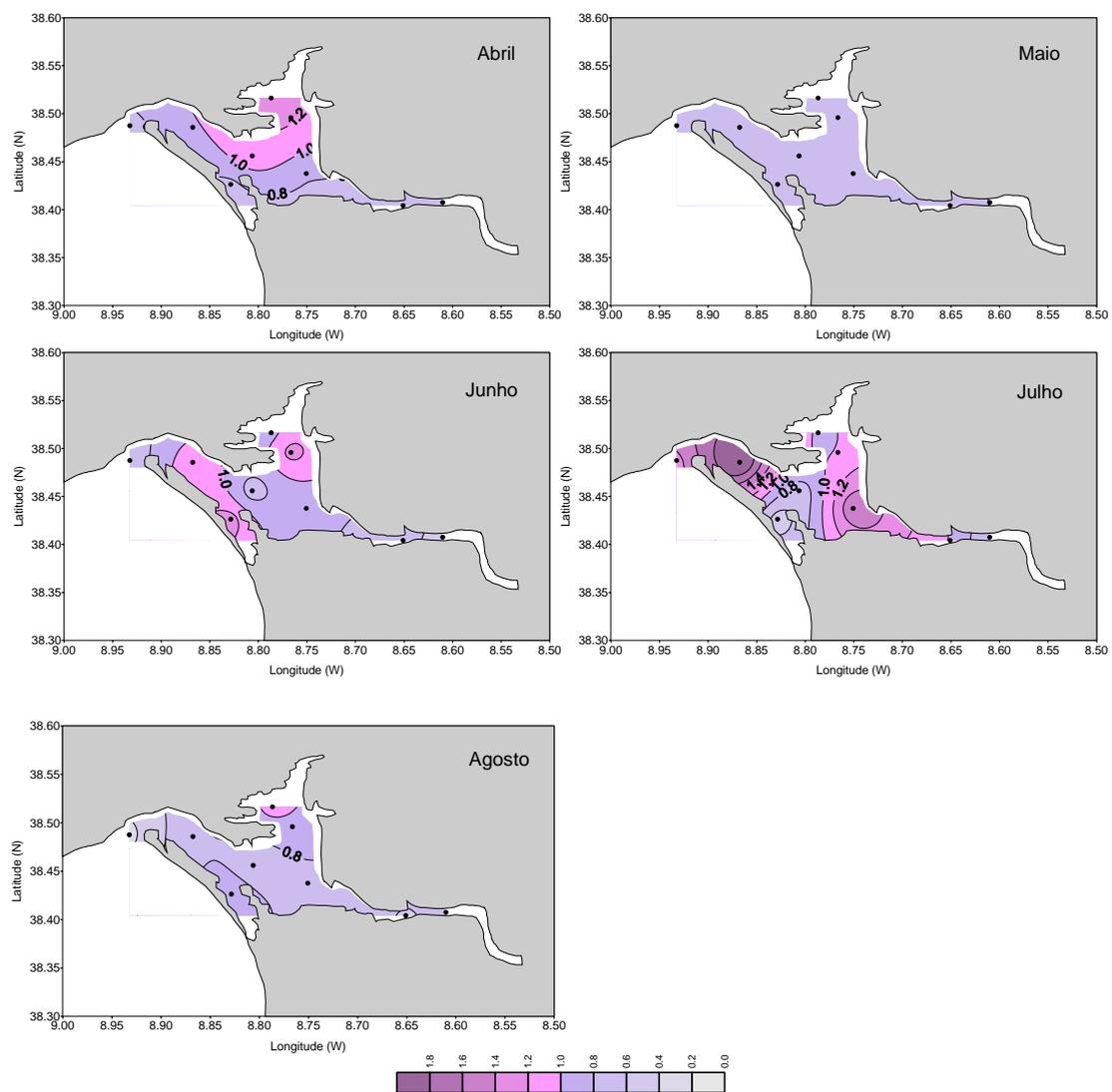


Figura 47 - Variação espacial da concentração dos fosfatos ( $\mu\text{mol/l}$ ), à superfície, no Estuário do Sado, de Abril a Agosto de 1992.

do desenvolvimento do fitoplâncton, pelo azoto. Na zona média, na mesma época, N/P variou de 0,8 a 3,7, o que indica também limitação pelo azoto. Na zona superior, a relação N/P foi de 0,5-18,9. Apenas este último valor, obtido em Abril, na E9 (Canal de Alcácer) foi superior a 16 (Fig. 48).

Estes resultados levam a concluir que durante a Primavera e Verão de 1992, o azoto foi limitante da produção fitoplanctónica, em todo o estuário, o que estará muito provavelmente relacionado com o facto de ter sido um ano muito seco em que as entradas de nutrientes terão ficado substancialmente reduzidas pelos fracos caudais de entrada, do rio Sado, no estuário. Com efeito, em Abril, mês em que a pluviosidade já foi pouco intensa, a densidade do fitoplâncton não foi além das 390 cél./ml em todo o estuário. Apenas a E6, no Esteiro da Marateca, (Fig. 48) apresentou uma densidade mais elevada (619 cél./ml), provavelmente devido ao facto de ser uma zona de baixa profundidade onde a entrada de nutrientes, provenientes de fontes localizadas (pisciculturas), aliada a uma zona eufótica alargada a toda a coluna de água e à provável resuspensão das espécies presentes no sedimento, propiciam o desenvolvimento e acumulação da biomassa fitoplanctónica. Na E9, no entanto, onde a razão N/P foi superior a

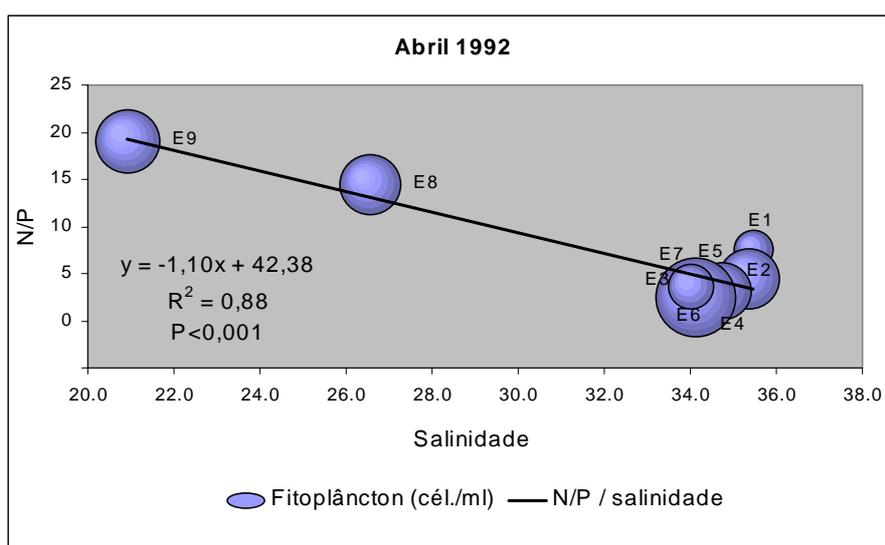


Figura 48 - Abundância relativa do fitoplâncton em função da distribuição de N/P versus salinidade, no Estuário do Sado, em Abril de 1992. Os números indicam as estações de amostragem referenciadas na Figura 24 C.

16 e, portanto, em que não houve limitação de azoto, as populações foram menos abundantes, devido à limitação por outros factores, provavelmente a temperatura e a turbulência.

Em Junho, por exemplo, apesar da razão N/P baixa (Fig. 49), as estações do Canal de Alcácer (E8 e E9), apresentaram populações fitoplanctónicas relativamente elevadas, devido ao desenvolvimento da Dinophyceae *Prorocentrum minimum*. Esta espécie terá encontrado, neste mês, condições de temperatura e de estabilidade da coluna de água, mais favoráveis do que no mês de Abril, desenvolvendo densidades bastante mais elevadas. A mobilidade

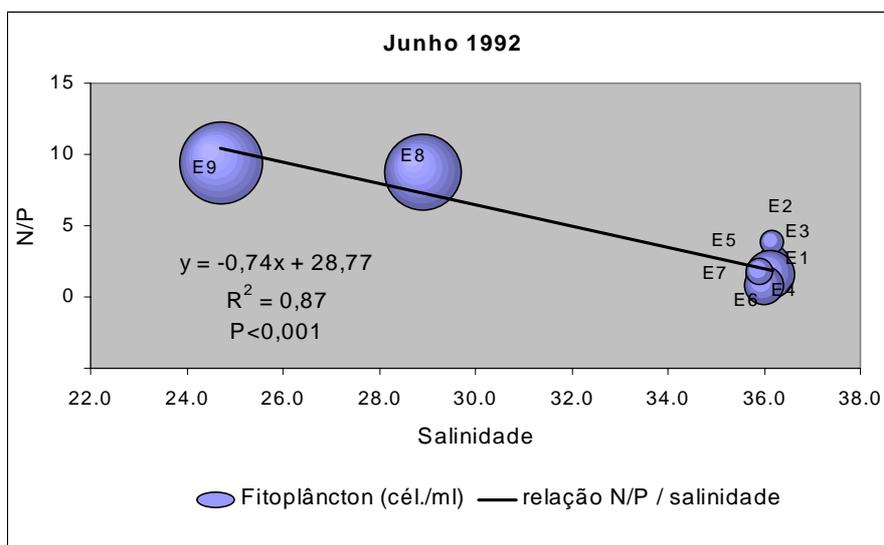


Figura 49 - Abundância relativa do fitoplâncton em função da distribuição de N/P versus salinidade, no Estuário do Sado em Junho de 1992. (Notação idêntica à da figura anterior).

devida ao seu flagelo permite-lhe, ainda, procurar os nutrientes resultantes da remineralização interna a partir do sedimento, nos estratos mais profundos da coluna de água.

A sílica (Fig. 50) variou de 0,6 a 49,5  $\mu\text{mol/l}$ , respectivamente em Maio e Agosto, na E7 e na E6. As concentrações médias mais elevadas, 14,3, 40,2 e 15,4  $\mu\text{mol/l}$  ocorreram em Agosto nas zonas inferior, média e superior. As

concentrações médias mais baixas, 1,0 e 3,5  $\mu\text{mol/l}$ , ocorreram em Maio, nas zonas inferior e média do estuário, e, em Abril, na zona superior.

Na zona inferior, Si/N, que segundo a relação de Brezinsky (1985) deve ser superior a 1 para permitir a proliferação das algas, apresentou valores de 0,1-60,8. Os valores  $>1$ , situaram-se no Verão, pertencendo os mais elevados aos

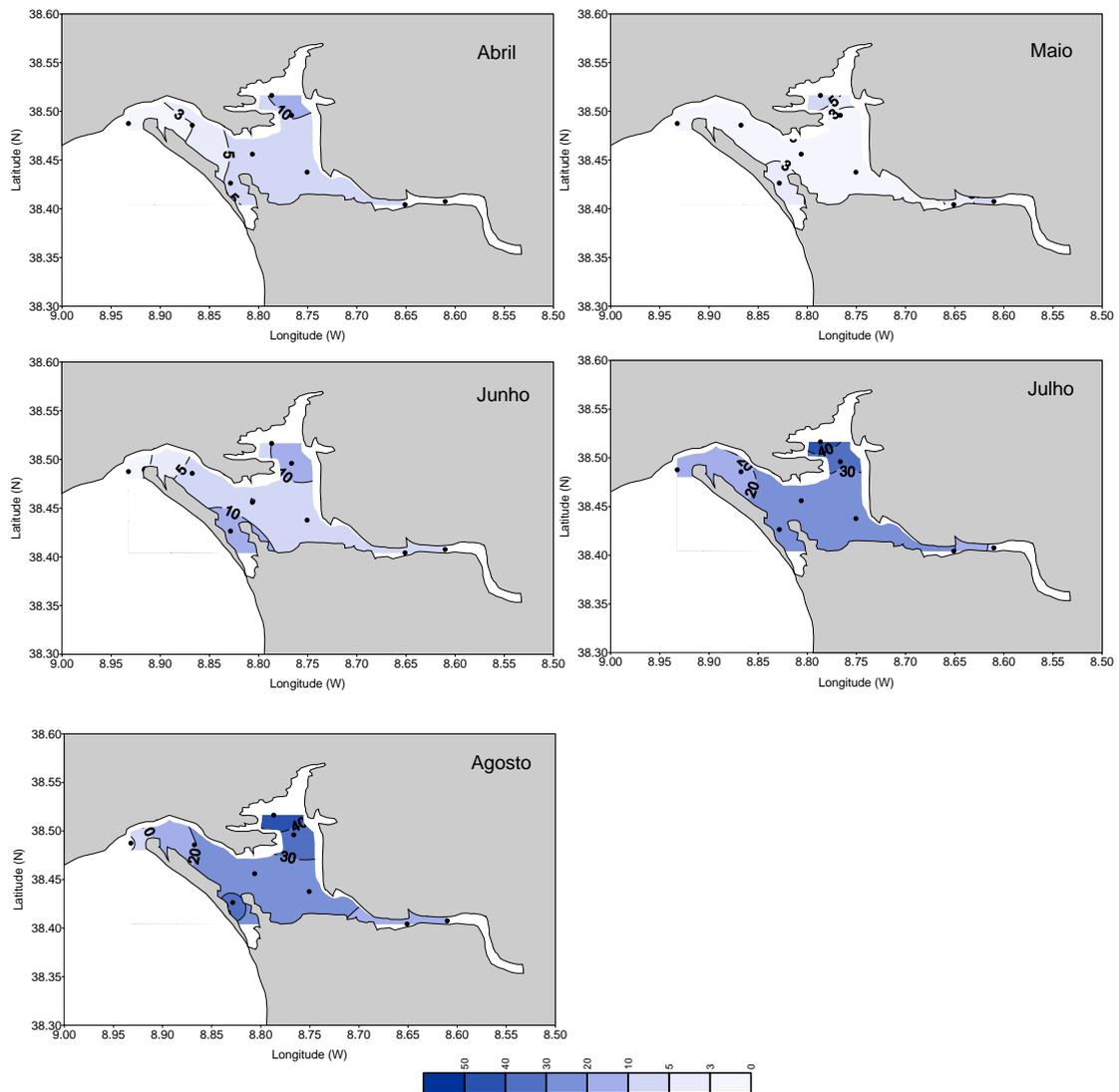


Figura 50 - Variação espacial da concentração ( $\mu\text{mol/l}$ ) da sílica, à superfície, no Estuário do Sado, de Abril a Agosto de 1992.

meses de Julho e Agosto, indicando, como já foi referido anteriormente, uma regeneração da sílica, mais acentuada durante estes meses. Também nas zonas média e superior do estuário, os valores de Si/N foram quase sempre  $\geq 1$  (1,0-71,5) mostrando a suficiência em sílica, no periodo produtivo e permitindo o aumento das populações de Bacillariophyceae, especialmente nas estações E3, E4 e E5, em Agosto (Fig. 51). É interessante verificar que no Verão e nas zonas

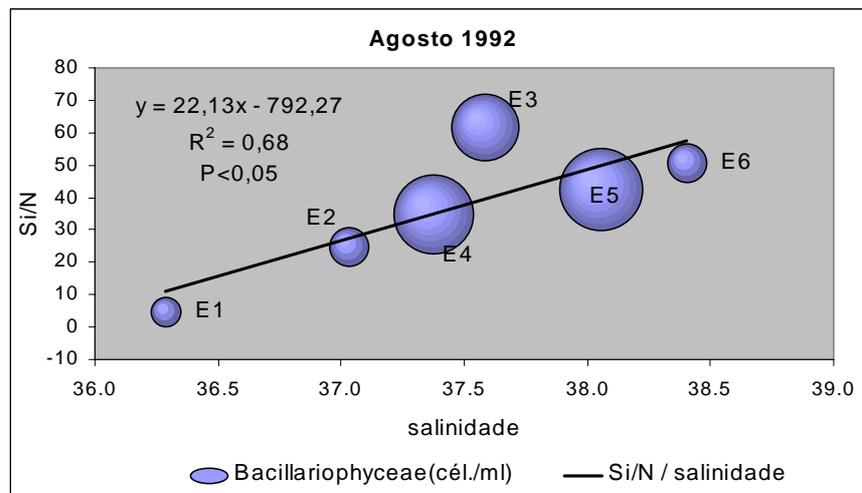


Figura 51 - Abundância relativa das Bacillariophyceae em função da distribuição de Si/N versus salinidade, no Estuário do Sado, em Agosto de 1992. (Mesma notação das figuras anteriores).

média e superior, uma das espécies dominantes foi *Cylindrotheca closterium*, o que parece confirmar a hipótese de Sommer (1998), segundo a qual a dominância de "espécies em agulha", como a precedente, só acontece em presença de valores elevados de Si/N.

Tabela 1 - Mínimos e máximos dos parâmetros físico-químicos determinados à superfície em cada uma das zonas do Estuário do Sado durante os três anos de estudo. A concentração dos nutrientes está expressa em  $\mu\text{mol/l}$ . (A zona superior inclui, apenas, os registos obtidos nas estações do Canal de Alcácer).

	1990			1991			1992-93		
	zona inferior	zona média	zona superior	zona inferior	zona média	zona superior	zona inferior	zona média	zona superior
	mín.-máx.								
<b>DS (m)</b>	1,0 - 4,0 n=19	0,5 - 1,8 n=15	0,2 - 0,6 n=7	0,7 - 3,0 n=18	0,3 - 1,3 n=18	0,2 - 0,9 n=10	0,8 - 6,0 n=46	0,3 - 4,0 n=64	0,3 - 1,9 n=31
<b>Temperatura (°C)</b>	13,8 - 23,7 n=25	15,8 - 25,5 n=19	16,3 - 26,1 n=11	14,6 - 24,7 n=20	14,3 - 24,7 n=18	15,3 - 26,1 n=12	10,8 - 25,9 n=44	10,0 - 27,4 n=64	10,4 - 26,2 n=31
<b>Salinidade*</b>	28,0 - 35,0 n=26	20,0 - 34,0 n=18	2,0 - 24,0 n=11	24,2 - 36,3 n=20	16,9 - 37,1 n=18	0,5 - 31,2 n=12	33,6 - 37,9 n=41	32,5 - 38,4 n=54	18,3 - 32,4 n=30
<b>Nitratos (NO<sub>3</sub>)</b>	1,4 - 4,2 n=13	1,0 - 7,2 n=9	6,4 - 40,5 n=5	0,3 - 14,8 n=15	0,3 - 24,6 n=13	0,1 - 28,4 n=10	0,3 - 5,6 n=15	0,2 - 4,3 n=19	0,3 - 13,8 n=10
<b>Fosfatos (PO<sub>4</sub>)</b>	0,4 - 0,8 n=12	0,4 - 1,3 n=9	0,4 - 1,3 n=5	0,4 - 2,2 n=14	0,5 - 1,3 n=13	0,3 - 1,9 n=10	0,3 - 2,1 n=15	0,6 - 1,6 n=19	0,5 - 1,0 n=10
<b>Silicatos Si(OH)<sub>4</sub></b>	2,8 - 10,7 n=13	4,8 - 16,3 n=9	5,3 - 52,1 n=5	6,6 - 35,9 n=15	10,4 - 50,0 n=13	4,0 - 37,1 n=10	0,5 - 19,6 n=15	0,6 - 49,5 n=19	2,7 - 20,5 n=9

## 2. Estrutura e Dinâmica da Comunidade Fitoplanctónica

### 2.1 Composição Específica

As espécies do fitoplâncton do Estuário e Rio Sado identificadas durante 1992-93, nas zonas inferior, média e superior, constam da Tabela 2. Algumas destas espécies, foram fotografadas, depois de efectuada a limpeza das frustulas (ver métodos) e constam das Estampas I a V. A legenda destas estampas inclui o nome da espécie assim como as medidas dos eixos valvares (apical e transapical) ou do diâmetro (no caso das Centrales) determinadas nos vários exemplares medidos.

#### 2.1.1 *Variações ao longo do estuário*

Identificaram-se 382 taxa distribuídos do seguinte modo: 229 espécies de Bacillariophyceae (58 Centrales e 171 Penales), 28 espécies de Dinophyceae, 12 espécies de Cryptophyceae, 43 de Euglenophyceae, 54 de Chlorophyceae, 9 de Cyanobacteria, 2 espécies pertencentes às Prasinophyceae, 3 espécies às Chrysophyceae, 1 às Dictyochophyceae e 1 às Ebrriidea. Verifica-se, ainda, que as classes das Bacillariophyceae, Dinophyceae Dictyochophyceae e Ebrriidea estão representadas, predominantemente, por espécies marinhas e estuarinas e as classes das Chlorophyceae, Euglenophyceae, Cyanobacteria, Chrysophyceae e Cryptophyceae, por espécies de água doce. Estas últimas compreendem 186 espécies, em que 28 estão, também, adaptadas a águas com baixa salinidade (Cleve-Euler, 1968). Das restantes espécies identificadas, 59 são formas de águas salobras, e 115 são formas predominantemente marinhas, conforme se indica na Tabela A. As espécies de água doce predominam na zona inferior do rio, em especial nas estações a montante de Alcácer, ocorrendo ocasionalmente nas zonas média e inferior do estuário (Fig. 52). As espécies marinhas e salobras distribuem-se ao longo de todo o estuário, desde a zona inferior até ao Canal de Alcácer.

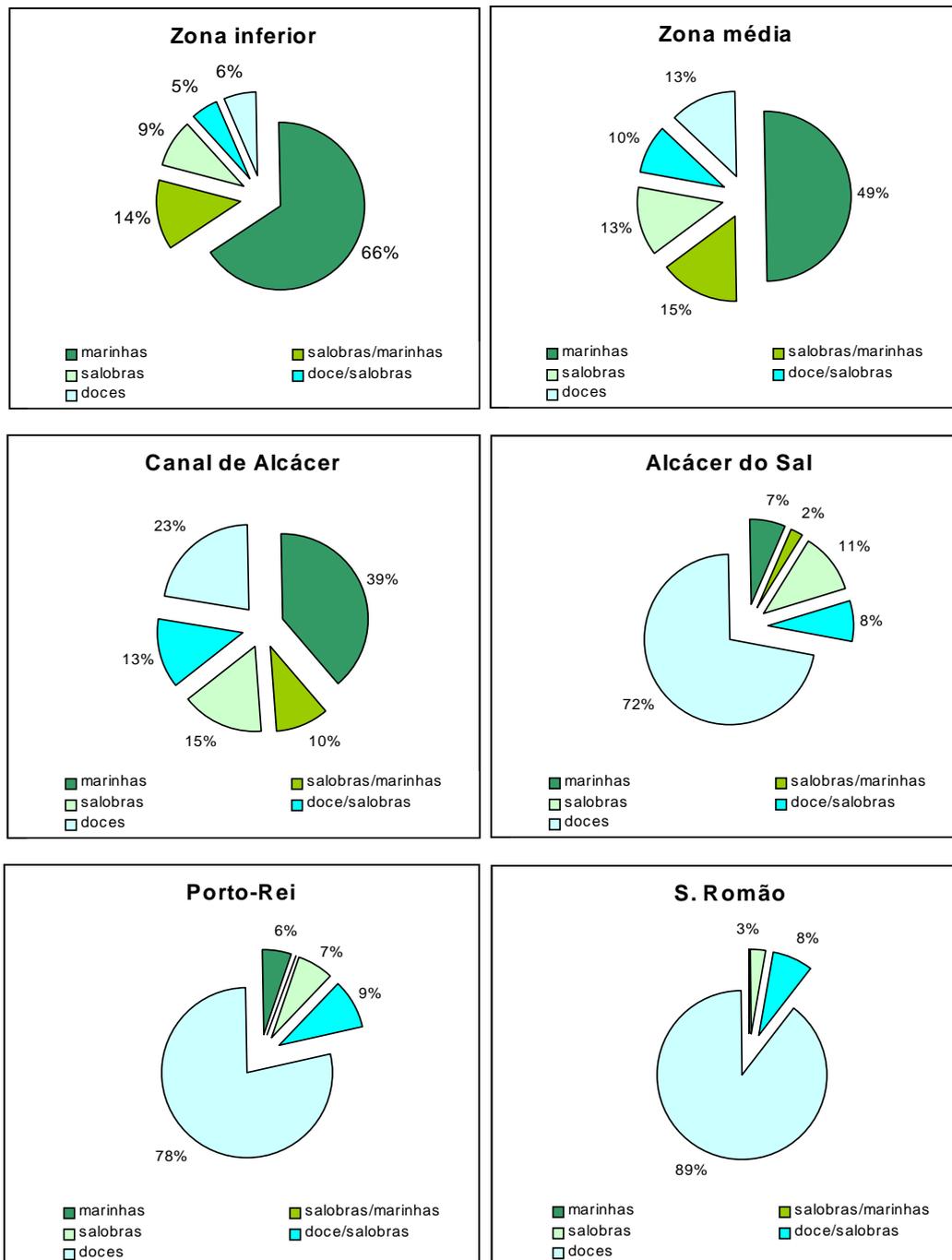


Figura 52 - Contribuição de cada grupo de espécies (percentagem do nº de espécies) para a composição da comunidade em cada zona de Estuário do Sado em 1992-93: zona inferior, zona média, e zona superior (Canal de Alcácer, Alcácer do Sal e Porto Rei) e Rio Sado (S. Romão).

### Zona inferior

A zona inferior do estuário apresentou, como foi referido anteriormente, salinidades compreendidas entre 33,6 e 37,9 durante todo ano (Figs. 8a, 8b). Por este facto esteve caracterizada pela presença de espécies marinhas, sobretudo Bacillariophyceae do grupo Centrales, que apresentaram, uma frequência média elevada (39% - 77%) nas estações mais próximas da embocadura. Estas espécies como *Guinardia delicatula*, *Rhizosolenia setigera*, *Asterionellopsis glacialis*, *Detonula pumila*, *Pseudo-nitzschia* do grupo *seriata*, *Ditylum brightwellii*, *Leptocylindrus* spp., e as Dinophyceae do grupo *Scropsiella* spp., desenvolveram populações pouco elevadas, mas a sua presença constante ao longo do ano, indica a influência da zona costeira adjacente. Verificou-se, ainda, a presença muito frequente, em todas as amostras, (33% - 94%) de espécies marinhas e estuarinas de Bacillariophyceae nanoplanctónicas, como *Thalassiosira* sp. (D <12µm), e microplanctónicas, como *Cylindrotheca closterium*, *Skeletonema costatum* e *Nitzschia longuissima*, associadas a pequenos fitoflagelados, (sobretudo a espécies de Cryptophyceae, como *Plagioselmis* sp. ) e a pequenas Dinophyceae do género *Protoperidinium*, que apresentaram populações médias significativas nestas estações, mas cujas maiores abundâncias ocorreram em outras zonas do estuário.

Estas espécies estão referenciadas para a zona costeira associadas ao afloramento, característico da costa portuguesa, durante a primavera-verão. Espécies como *Chaetoceros* spp., *Pseudo-nitzschia* spp. e *Detonula pumilla* foram registadas como espécies dominantes das comunidades de Verão e Primavera, ao longo da costa portuguesa. Espécies como *Thalassiosira* spp. e *Cylindrotheca closterium* têm sido associadas a fases de intensificação do afloramento costeiro (Moita, 2001).

### Zona média

A salinidade da zona média do estuário foi bastante elevada durante todo o ano, compreendendo salinidades de 32,5-38,7. Verifica-se, assim, que o fitoplâncton

nesta zona é constituído por espécies marinhas e estuarinas, principalmente por Bacillariophyceae do grupo Penales, como *Cylindrotheca closterium*, *Nitzschia longuissima*, *N. sigma*, *N. subtilis*, e do grupo Centrales, como *Coscinodiscus* spp. e *Thalassiosira* sp. ( $D < 12\mu\text{m}$ ), por Cryptophyceae como *Plagioselmis* sp., que apresentaram, uma frequência média superior a 50 %, em todas as estações e ainda *Protoperdinium* spp.. Estas espécies desenvolvem populações muito elevadas, nesta zona do estuário, em especial no esteiro da Marateca.

### Zona superior

Distinguimos duas subzonas, uma que inclui as duas estações do Canal de Alcácer, com características poli-eualinas (salinidades compreendidas entre 18,3 e 32,4) e outra mais a montante, que se estende entre Alcácer e São Romão e que apresenta características meso-oligoalinas (salinidades de 11,3 a 0,5). A estação de S. Romão é já de água doce, (salinidade  $< 0,5$ ) embora nela se faça, ainda, sentir a influência de maré.

No troço do Canal de Alcácer, verificou-se também, tal como se tinha observado no Esteiro de Marateca, o predomínio de Bacillariophyceae marinhas e estuarinas, como *Thalassiosira* sp. ( $D < 12\mu\text{m}$ ) e *Cylindrotheca closterium*, a que se juntaram *Skeletonema costatum* e *Chaetoceros subtilis*. Estas espécies e também pequenos fitoflagelados e Dinophyceae de pequenas dimensões, como *Plagioselmis* sp, *Prorocentrum minimum*, e *Gymnodinium* spp. constituíram, no canal de Alcácer, o grupo de espécies que mais se destacaram, apresentando uma frequência superior a 56% e uma densidade média elevada. Para montante, à excepção de *Chaetoceros subtilis*, que manteve as suas populações, estas espécies foram substituídas por Bacillariophyceae predominantemente estuarinas, como *Melosira moniliformis* e *Stephanodiscus hantzschii* var. *pusillus*, que tiveram, no troço entre Alcácer e S. Romão, uma frequência superior a 55%. Algumas espécies de água doce como *Monoraphidium contortum*, *Scenedesmus acuminatus* e *S. armatus* registaram a sua presença neste troço, com uma frequência já elevada (45% - 92%). Na estação mais a

montante (E12 - S. Romão) verificou-se que o fitoplâncton era constituído essencialmente por Chlorophyceae de água doce, pertencentes ao grupo das Chlorococcales, como *Closterium acutum*, *Coelastrum microporum*, *Crucigenia tetrapedia*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Kirchneriella obesa*, *Pediastrum* spp., *Scenedesmus opoliensis*, *Scenedesmus spinosus* e, ainda, a Euglenophyceae *Phacus acuminatus*, que foram frequentes (>54%) ao longo do ano. As espécies que desenvolveram maiores populações foram *Ankistrodesmus spiralis*, *Scenedesmus acuminatus*, *S. armatus*, e a Chrysophyceae *Chrysococcus minutus*.

### 2.1.2 Comparação com estudos anteriores

A composição específica de 1992-93 não foi significativamente diferente da composição específica encontrada nos anos de 1990-91 (Oliveira e Coutinho, 1992, Coutinho, 1994), relativamente às áreas estudadas.

No que diz respeito aos estudos qualitativos efectuados à vinte e cinco anos (Silva *et al.*, 1969; Sampayo, 1970) só foi possível comparar os resultados referentes à zona inferior e média do estuário, até à estação E7-Ilha do Cavalo, uma vez que aqueles estudos não incluíram a zona superior do estuário nem a comunidade de espécies de água doce provenientes do rio. No que diz respeito à composição do fitoplâncton nestas zonas do estuário, observou-se, tal como em 1967, o predomínio do grupo Bacillariophyceae fundamentalmente constituído por espécies marinhas, de proveniência costeira. Verificou-se, no entanto, uma redução do número total destas espécies de 247, em 1967, para 174 em 1992-93. Em relação às Dinophyceae identificámos 19 espécies marinhas e estuarinas que abrangeram algumas das espécies já identificadas anteriormente por Silva (1969) e por Sampayo (1970). No que se refere aos restantes taxa do fitoplâncton identificaram-se, no presente estudo, como já foi referido, duas espécies de silicoflagelados; 41 espécies (4 marinhas e 37 de água doce) pertencentes às Euglenophyceae, que aparecem principalmente na zona superior do estuário e 9 espécies, todas de água doce, pertencentes ao

grupo Cyanobacteria, que ocorreram também no estuário superior. No grupo dos Flagelados incluíram-se todos os fitoflagelados dos grupos Cryptophyceae, Chrysophyceae e/ou Prasinophyceae, que não foi possível identificar. No estudo de 1967, as espécies pertencentes a estas taxa não foram identificadas pelo que não foi possível determinar, por comparação, possíveis alterações do número de espécies pertencentes a estes grupos.

Verificou-se ainda, relativamente ao estudo de 1967, uma redução de 34 para 21 nas espécies com uma frequência superior a 50%. Destas apenas *Cylindrotheca closterium*, *Nitzschia longuissima*, *Leptocylindrus danicus*, *Detonula pumila* e *Nitzschia sigma* mantiveram ou aumentaram, a mesma frequência (>50%), em especial junto à entrada do estuário. Estas diferenças podem estar relacionadas com alterações sazonais da intensidade e do regime de ventos, com influência no afloramento costeiro que podem ter provocado alterações do número e da frequência das espécies de proveniência costeira. Estas constituíram uma mistura de espécies características dos centros do afloramento como *Thalassiosira* spp. e *Cylindrotheca closterium* e de espécies de origem mais bentónica como *Nitzschia* spp., *Navicula* spp., *Diploneis* spp. *Pleurosigma* e *Gyrosigma* spp., que fazem parte das colunas de água bem misturadas, características da zona costeira sob influência de ventos e ondulação fortes, que fazem resuspender dos fundos estas, entre outras espécies.

As Dinophyceae têm apresentado, pelo menos desde 1990, uma diversidade específica relativamente baixa dentro do estuário. As espécies mais frequentes, em 1992-93, foram *Scrippsiella trochoidea*, espécie nerítica frequente em águas costeiras e um agrupamento de espécies com forma gymnodinioide, de pequenas dimensões, inferiores a 12 µm, não identificados. De notar que espécies tóxicas como *Dinophysis acuta*, *Dinophysis acuminata*, e *Gymnodinium catenatum*, espécies que formam "blooms" ao longo da costa e que tem sido associados a fenómenos de toxicidade por DSP e PSP, em bivalves, (Sampayo, 1989; 1994; Sampayo e Vilarinho, 1993; Sampayo *et al.* 1990; Vale e Sampayo,

2000; Vale *et al.*, 1998) são pouco frequentes dentro do estuário, não atingindo nunca, populações elevadas.

É de salientar, que durante o período de estudo, e devido às condições de afloramento fraco durante o Verão, a espécie *Gymnodinium catenatum* desenvolveu populações relativamente abundantes ao longo da costa sudoeste, nomeadamente em frente a Sines (Moita *et al.*, 1998). No entanto esta espécie não chega a entrar dentro do estuário apesar das condições oceanográficas de afloramento pouco intenso favoráveis à aproximação dos "blooms" de Dinophyceae da costa (Moita, 2001). Em relação às espécies de *Dinophisys*, o seu confinamento à plataforma NW até à zona de Lisboa, parece estar sobretudo condicionado pela maior salinidade das águas e condições de estratificação menos acentuadas na costa SW, devido ao desenho da plataforma mais estreita e com declive mais acentuado que a Costa NW (Palma, *et al.* 1998).

De entre as Dinophyceae tóxicas que se encontraram no estuário salientam-se *Prorocentrum minimum* que atingiu densidades relativamente elevadas, na zona de montante do Canal de Alcácer, e ainda duas espécies de Bacillariophyceae, do género *Pseudo-nitzschia*, pertencentes ao grupo *seriata*: *Pseudo-nitzschia pungens* e *Pseudo-nitzschia seriata*, cuja identificação não foi possível concretizar. Devido às dúvidas surgidas referimo-las durante o estudo como "grupo *seriata*". Pela mesma razão referimos as outras duas espécies de *Pseudo-nitzschia*, (provavelmente *delicatissima* e *pseudodelicatissima*) como pertencentes ao "grupo *delicatissima*".

Qualquer destas espécies está referenciada para a Costa Portuguesa, (Moita e Vilarinho, 1999).

**CAP. V - 2. Estrutura e Dinâmica da Comunidade Fitoplânctónica**

Tabela 2 - Composição específica do fitoplâncton do Estuário e Rio Sado: espécies identificadas durante o período de estudo, com indicação da presença-ausência nas principais zonas amostradas.

	Zonas do Estuário do Sado					Rio Sado
	inferior	média	superior			S. Romão
			Canal	Alcácer	P.Rei	
BACILLARIOPHYCEAE						
<b>Centrales</b>						
<i>Actinoptychus senarius</i> (Ehrenberg) Ehrenberg <sup>1***</sup>	X	X	X	X		
<i>Actinoptychus splendens</i> (Shadbolt) Ralfs ***		X				
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen <sup>2*</sup>		X	X	X	X	X
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehrenberg) Simonsen *				X	X	X
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen *				X	X	
<i>Aulacoseira granulata v. angustissima</i> (O. Müller) Simonsen *						X
<i>Auliscus caelatus</i> Bailey ***		X				
<i>Auliscus caelatus v. latecostata</i> A. Schmidt ***		X				
<i>Auliscus sculptus</i> (W. Smith) ***		X				
<i>Bacteriastrium</i> sp. ***	X					
<i>Chaetoceros</i> sp. ***	X		X			
<i>Chaetoceros curvisetus</i> Cleve ***	X	X	X			
<i>Chaetoceros decipiens</i> Cleve ***	X					
<i>Chaetoceros dydimus</i> Ehrenberg ***	X					
<i>Chaetoceros socialis</i> Lauder ***	X	X				
<i>Chaetoceros subtilis</i> Cleve **	X	X	X	X		
<i>Chaetoceros wighamii</i> Brightwell **	X					
<i>Coscinodiscus curvatus</i> Grunow ***	X	X	X			
<i>Coscinodiscus granulatus</i> (Grunow) ***	X	X	X			
<i>Coscinodiscus marginatus</i> Ehrenberg ***	X	X				
<i>Coscinodiscus nitidus</i> Gregory ***		X				
<i>Coscinodiscus oculus-iridis</i> Ehrenberg ***	X	X				
<i>Coscinodiscus radiatus</i> Ehrenberg ***		X	X			
<i>Cyclotella Kützingiana</i> Chauvin *		X	X			
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing *		X	X	X	X	
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek *						X
<i>Cyclotella operculata</i> (Agardh) Kützing <sup>++***3</sup>			X		X	
<i>Cyclotella striata</i> (Kützing) Grunow <sup>**+****4</sup>		X				
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i> (Bergon) Hasle ***	X					
<i>Detonula pumila</i> (Castracane) Gran ***	X	X	X			
<i>Ditylum brightwellii</i> (West) Grunow (in Van Heurk) ***	X	X	X			
<i>Eucampia zoodiacus</i> Ehrenberg ***	X		X			
<i>Guinardia delicatula</i> (Cleve) Hasle ***	X	X	X			
<i>Guinardia striata</i> (Stolterfoth) ***	X					
<i>Hemiaulus membranaceus</i> Cleve ***	X					
<i>Hemiaulus sinensis</i> Greville ***	X					
<i>Lauderia annulata</i> Cleve ***	X					
<i>Leptocylindrus danicus</i> Cleve ***	X	X				
<i>Leptocylindrus minimus</i> Gran ***	X	X	X			
<i>Lithodesmium undulatum</i> Ehrenberg ***	X	X	X			
<i>Melosira jürgensii</i> Agardh <sup>5**</sup>	X	X	X			
<i>Melosira lineata</i> (Dillwyn) Agardh **		X				

<sup>1</sup> espécie marinha

<sup>2</sup> espécie de água doce

<sup>3</sup> \*+\*\*\* espécie de água doce e salobra

<sup>4</sup> \*\*+\*\*\*\* espécie de água salobra e marinha

<sup>5</sup> espécie de água salobra

## 2.1 Composição Específica

	Zonas do Estuário do Sado					Rio Sado
	inferior	média	superior			
			Canal	Alcácer	P.Rei	S.Romão
<i>Melosira moniliformis</i> (O. F. Müller.) Agardh **	X	X	X	X	X	
<i>Melosira varians</i> Agardh **				X		X
<i>Odontella aurita</i> (Lyngbye) Agardh.***	X		X			
<i>Odontella mobiliensis</i> (Bailey) Grunow ***	X	X	X			
<i>Paralia sulcata</i> (Ehrenberg) Cleve ***	X	X	X			
<i>Rhizosolenia setigera</i> Brightwell ***	X	X	X			
<i>Skeletonema costatum</i> (Greville) Cleve ** + ***	X	X	X			
<i>Skeletonema subsalsum</i> (Cleve) Bethg **						
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow *		X	X		X	X
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> v. <i>pusillus</i> Grunow * + **			X	X	X	X
<i>Thalassiosira</i> sp.	X	X	X			
<i>Thalassiosira decipiens</i> Grunow **+***		X	X			
<i>Thalassiosira eccentrica</i> (Ehrenberg) Cleve ***		X	X	X	X	
<i>Thalassiosira gravida</i> Cleve ***		X	X			
<i>Thalassiosira rotula</i> Meunier ***		X	X			
<i>Triceratium alternans</i> Bailey ***		X				
<b>Penales</b>						
<i>Acnanthes coarctata</i> v. <i>constricta</i> (Brébisson) Grunow *		X				
<i>Acnanthes brevipes</i> Agardh **+***		X				
<i>Acnanthes delicatula</i> (Kützing) Grunow *+**		X	X			
<i>Acnanthes hauckiana</i> Grunow *+***		X				
<i>Acnanthes longipes</i> Agardh **+***		X				
<i>Acnanthes microcephala</i> Kützing *						X
<i>Acnanthes minutissima</i> Kützing *					X	X
<i>Amphiprora paludosa</i> W. Smith **+***		X	X			
<i>Amphora</i> spp.	X	X	X			
<i>Amphora egregia</i> (Ehrenberg?) A. Schmidt ***		X				
<i>Amphora ovalis</i> *+**			X			
<i>Amphora proteus</i> Gregory ***		X				
<i>Asterionella formosa</i> Hassal *					X	X
<i>Asterionellopsis glacialis</i> (Castracane) Ehrenberg Round ***	X	X	X			
<i>Bacillaria paxillifera</i> (Müller) Hendey *+ **	X	X				X
<i>Calloneis amphisbaena</i> (Bory) Cleve *+**						X
<i>Cerataulina pelagica</i> (Cleve) Hendey ***	X					
<i>Cocconeis pelta</i> A. Schmidt ***		X				
<i>Cocconeis pinnata</i> Gregory ***		X				
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg *		X	X			X
<i>Cocconeis pseudomarginata</i> Gregory ***		X				
<i>Cocconeis scutellum</i> Ehrenberg **+***		X	X			
<i>Cocconeis scutellum</i> v. <i>minutissima</i> Grunow **		X				
<i>Cocconeis scutellum</i> v. <i>morrissii</i> W. Smith***		X				
<i>Cocconeis scutellum</i> v. <i>ornata</i> Grunow ***		X				
<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenberg) Lewin & Reimann **+***	X	X	X	X		
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W. Smith *						X
<i>Cymatosira belgica</i> Grunow ***		X	X			
<i>Cymbella</i> sp. *					X	X
<i>Cymbella caespitosa</i> (Kützing) Brun *						X
<i>Cymbella cistula</i> v. <i>crassa</i> Cleve *						X
<i>Cymbella cymbiformis</i> (Agardh?) Kützing *						X
<i>Cymbella hungarica</i> (Grunow) Pantocsek *						X
<i>Cymbella tumida</i> (de Brébisson) Van Heurck *						X
<i>Cymbella turgidula</i> Grunow *						X
<i>Cymbella ventricosa</i> Kützing *						X
<i>Denticula tenuis</i> Kützing *		X				
<i>Diatoma elongatum</i> v. <i>subsalsum</i> Cleve **	X	X	X			

CAP. V - 2. Estrutura e Dinâmica da Comunidade Fitoplactónica

	Zonas do Estuário do Sado					Rio Sado
	inferior	média	superior			S. Romão
			Canal	Alcácer	P.Rei	
<i>Dimerogramma minor</i> (Gregory) Ralfs ***		X	X			
<i>Dimerogramma minor</i> v. <i>nana</i> (Gregory) Ralfs ***		X	X			
<i>Dimerogramma minor</i> v. <i>subrhombica</i> Cleve ***		X	X			
<i>Diploneis bombus</i> Ehrenberg Cleve ***		X	X	X	X	
<i>Diploneis bombus</i> v. <i>egena</i> (A. Schmidt) Cleve ***		X				
<i>Diploneis bombus</i> v. <i>minor</i> Cleve **+***		X	X			
<i>Diploneis didyma</i> (Ehrenberg) Cleve **+***		X				
<i>Diploneis finnica</i> (Ehrenberg) Cleve *		X				
<i>Diploneis kützingii</i> (Grunow) Cleve ***		X				
<i>Diploneis smithii</i> v. <i>borealis</i> Grunow ***		X				
<i>Diploneis subovalis</i> Cleve *		X				
<i>Eunotia arcus</i> Ehrenberg *						X
<i>Eunotia lunaris</i> (Ehrenberg) Grunow *						X
<i>Fragilaria capucina</i> (Ehrenberg) Grunow *						X
<i>Fragilaria construens</i> (Ehrenberg) Grunow **+***						X
<i>Fragilaria crotonensis</i> (Edw.) Kitton *		X	X			X
<i>Fragilaria hyalina</i> (Kützing) Grunow ***		X	X			
<i>Fragilaria pinnata</i> Ehrenberg *+**			X			X
<i>Fragilaria virescens</i> Ralfs *						X
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg *				X	X	X
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg *		X				X
<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing *		X			X	X
<i>Grammatophora marina</i> (Lyngbye) Kützing **+***		X	X	X		
<i>Grammatophora oceanica</i> (Ehrenberg) Grunow **		X	X			
<i>Gyrosigma acuminatum</i> v. <i>gallicum</i> (Kützing) Cleve *+**	X	X	X		X	
<i>Gyrosigma balticum</i> (Ehrenberg) Cleve **+***		X				
<i>Gyrosigma diaphanum</i> Cleve ***		X				
<i>Gyrosigma fasciola</i> (Ehrenberg) Cleve ***	X	X	X	X		
<i>Gyrosigma prolongatum</i> (W. Smith) Cleve ***	X	X	X		X	
<i>Gyrosigma spencerii</i> (W. Smith) Cleve **		X	X	X	X	X
<i>Gyrosigma wansbeckii</i> (Donkin) Cleve **+***		X				
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow *		X	X	X		X
<i>Licmophora</i> sp.	X	X				
<i>Licmophora communis</i> (Heiberg) Grunow ***	X	X				
<i>Licmophora gracilis</i> (Ehrenberg) Grunow **+***	X	X				
<i>Licmophora jürgensii</i> Agardh **+***	X	X				
<i>Licmophora oedipus</i> (Kützing) Grunow **+***		X				
<i>Licmophora paradoxa</i> (Lyngbye) Agardh ***		X				
<i>Navicula anglica</i> Ralfs *+**		X	X			X
<i>Navicula abrupta</i> Gregory ***		X				
<i>Navicula ammophila</i> Grunow **+***	X	X	X			
<i>Navicula crucicula</i> (W. Smith) Cleve **		X	X			
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing * + **		X	X	X	X	X
<i>Navicula dicephala</i> (Ehrenberg) W. Smith *+**		X	X			
<i>Navicula digitoradiata</i> (Gregory) A. Schmidt *+**		X	X			
<i>Navicula directa</i> W. Smith ***		X				
<i>Navicula directa</i> v. <i>cuneata</i> Östrup ***		X	X			
<i>Navicula exilissima</i> Grunow *					X	
<i>Navicula forcipata</i> v. <i>typica</i> Cleve ***		X				
<i>Navicula formenterae</i> Cleve ***		X				
<i>Navicula gregaria</i> Donkin **		X	X			
<i>Navicula hungarica</i> Grunow **+**		X	X			
<i>Navicula latissima</i> Gregory ***		X				
<i>Navicula lundströmii</i> Cleve **		X				
<i>Navicula marina</i> Ralfs **+***		X				
<i>Navicula minima</i> Grunow *						X
<i>Navicula parva</i> (Meneghini.) Cleve **	X	X	X			

## 2.1 Composição Específica

	Zonas do Estuário do Sado					Rio Sado
	inferior	média	superior			
			Canal	Alcácer	P.Rei	S. Romao
<i>Navicula pennata</i> Schmidt ***		X				
<i>Navicula phyllepta</i> Kützing **		X	X			
<i>Navicula placenta</i> Ehrenberg *						X
<i>Navicula radiosa</i> Kützing *	X	X	X			X
<i>Navicula radiosa</i> v. <i>cuneata</i> (Cleve) Ehrenberg *		X				
<i>Navicula rhyncocephala</i> v. <i>amphiceros</i> (Kützing) Van Heurck **		X	X	X		
<i>Navicula rostellata</i> v. <i>minor</i> Van Heurck *+**			X			
<i>Navicula salinarum</i> Grunow *+**	X	X	X			
<i>Navicula scopulorum</i> de Brébisson **+***		X	X			
<i>Navicula tenuis</i> (Agardh) Cleve **		X				
<i>Navicula tumida</i> v. <i>Westii</i> W. Smith **+***		X	X			
<i>Navicula viridula</i> Kützing **			X	X		X
<i>Navicula zostereti</i> Grunow ***		X				
<i>Neidium</i> sp.		X		X	X	X
<i>Nitzschia acicularis</i> W. Smith *			X	X	X	X
<i>Nitzschia acuminata</i> (W. Smith) Grunow **		X				
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow *+**		X	X			
<i>Nitzschia angustata</i> (W. Smith) Grunow *+**			X	X	X	
<i>Nitzschia apiculata</i> (Gregory) Grunow **	X	X	X	X	X	
<i>Nitzschia capitata</i> Östrup *			X			X
<i>Nitzschia constricta</i> v. <i>genuina</i> Grunow ***		X	X	X	X	
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow *		X				X
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow *		X	X			X
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch *	X		X	X	X	X
<i>Nitzschia granulata</i> Grunow ***		X				
<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch *		X	X			
<i>Nitzschia kützingiana</i> Hilse *+**	X	X			X	X
<i>Nitzschia lanceolata</i> v. <i>minima</i> Grunow **	X	X	X			
<i>Nitzschia latestriata</i> v. <i>minor</i> (Östrup) Cleve *+**		X				
<i>Nitzschia longissima</i> (Brébisson in Kützing) Ralfs in Pritchard***	X	X	X			
<i>Nitzschia navicularis</i> (de Brébisson) Grunow **+***		X	X			
<i>Nitzschia obtusa</i> v. <i>nana</i> Grunow **		X	X		X	
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith*+**				X	X	X
<i>Nitzschia panduriformis</i> Grunow ***		X				
<i>Nitzschia pseudoamphioxys</i> Hustedt *				X	X	X
<i>Nitzschia punctata</i> (W. Smith) Grunow **		X	X	X	X	
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch. *+**						X
<i>Nitzschia sigma</i> W. Smith **	X	X	X	X	X	X
<i>Nitzschia socialis</i> v. <i>massiliensis</i> Grunow ***		X				
<i>Nitzschia sublinearis</i> Hustedt *						X
<i>Nitzschia subtilis</i> Grunow *+**	X	X	X	X	X	X
<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kützing) Grunow *				X	X	X
<i>Opephora parva</i> (Van Heurck) Krasske ***		X				
<i>Pinnularia mesolepta</i> (Ehrenberg) W. Smith *						X
<i>Pleurosigma aestuarii</i> (de Brébisson) W. Smith***		X	X			
<i>Pleurosigma angulatum</i> (Quekett) W. Smith ***	X	X	X			
<i>Pleurosigma delicatulum</i> W. Smith ***		X				
<i>Pleurosigma elongatum</i> W. Smith ***	X	X				
<i>Pleurosigma formosum</i> W. Smith ***			X	X		
<i>Pleurosigma naviculaceum</i> de Brébisson ***	X	X	X			
<i>Pleurosigma salinarum</i> Cleve ***	X	X	X			
<i>Pleurosigma strigosum</i> W. Smith ***		X	X			
<i>Pseudo-nitzschia delicatissima</i> (Cleve) Heiden (in Heiden & Kolbe, 1928) *** ?	X	X				
<i>Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima</i> (Hasle) Hasle *** ?	X	X				
<i>Pseudo-nitzschia pungens</i> (Grunow ex Cleve) Hasle *** ?	X	X				

CAP. V - 2. Estrutura e Dinâmica da Comunidade Fitoplantónica

	Zonas do Estuário do Sado					Rio Sado
	inferior	média	superior			S. Romão
			Canal	Alcácer	P.Rei	
<i>Pseudo-nitzschia seriata</i> (Cleve) H. Peragallo (in H. & M. Peragallo) *** ?	X	X				
<i>Raphoneis amphyceros</i> v. <i>rhombica</i> Grunow***		X				
<i>Rhoicosphenia curvata</i> (Kützing) Grunow *+**						X
<i>Rhopalodia gibberula</i> (Ehrenberg) O. Müller **		X				
<i>Striatella delicatula</i> (Kützing) Grunow **+***	X	X				
<i>Surirella comis</i> A. Schmidt ***		X				
<i>Surirella gemma</i> Ehrenberg **+***		X				
<i>Surirella nana</i> Cleve *+**		X				
<i>Surirella ovalis</i> Brébisson **		X	X	X		
<i>Surirella ovata</i> Kützing *+**		X		X		
<i>Surirella scanica</i> (Halden) Cleve ***		X				
<i>Surirella venusta</i> Östrup ***		X				
<i>Synedra acus</i> Kützing *			X	X		X
<i>Synedra gaillonii</i> (Bory) Ehrenberg **+***		X				
<i>Synedra nana</i> Meister *				X		X
<i>Synedra tabulata</i> v. <i>hybrida</i> (Grunow) Cleve **						X
<i>Synedra tenera</i> W. Smith *						X
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg *				X		X
<i>Thalassionema nitzschioides</i> (Grunow) Mereschkowsky 1902***	X	X	X			
<i>Trachyneis aspera</i> (Ehrenberg) Cleve ***		X				
<i>Trachyneis clepsydra</i> (Donkin) Cleve ***		X				
DINOPHYCEAE						
<i>Amphidinium</i> sp.	X	X	X			
<i>Amphidinium carterae</i> Hulburt **+***	X					
<i>Amphidinium luteum</i> Skuja *						X
<i>Ceratium furca</i> (Ehrenberg) Claparède & Lachmann **+***	X			X		
<i>Ceratium fusus</i> (Ehrenberg) Dujardin **+***	X	X				
<i>Ceratium longipes</i> (Bailey) Gran ***	X					
<i>Ceratium teres</i> Kofoid ***	X					
<i>Ceratium tripos</i> (Müller) Nitzsch ***	X					
<i>Dinophysis acuminata</i> Claparède & Lachmann ***	X					
<i>Dinophysis caudata</i> Saville-Kent **+***	X					
<i>Diplopsalis lenticula</i> Bergh **+***	X					
<i>Gymnodinium</i> spp.	X	X	X	X	X	X
<i>Gymnodinium catenatum</i> Graham ***	X					
<i>Gymnodinium neglectum</i> (Schilling) Lindem *						X
<i>Gyrodinium</i> spp.	X					
<i>Oblea</i> sp. ***		X				
<i>Peridinium</i> sp.				X		
<i>Peridinium cinctum</i> (Müller) Ehrenberg *						X
<i>Peridinium pusillum</i> (Penard) Lemmermann *				X		X
<i>Prorocentrum micans</i> Ehrenberg ***	X	X	X			
<i>Prorocentrum minimum</i> (Pavillard) Schiller **+***	X	X	X			
<i>Protoperidinium</i> spp.	X	X	X			
<i>Protoperidinium brevipes</i> (Paulsen) Balech ***	X	X	X			
<i>Protoperidinium diabolium</i> (Cleve) Balech***	X					
<i>Protoperidinium divergens</i> (Ehrenberg) Balech ***	X		X			
<i>Protoperidinium elegans</i> (Cleve) Balech ***	X					
<i>Protoperidinium pellucidum</i> Bergh ***	X		X			
<i>Scrippsiella</i> spp. **+***	X	X	X			
CRYPTOPHYCEAE						
<i>Chroomonas acuta</i> Utermöhl *				X	X	
<i>Chroomonas marina</i> (Buttner) Butcher ***		X				

## 2.1 Composição Específica

	Zonas do Estuário do Sado					Rio Sado
	inferior	média	superior			
			Canal	Alcácer	P.Rei	S. Romão
<i>Chroomonas nordstedtii</i> Hansgirg *						X
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg *					X	X
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja *						X
<i>Hillea fusiformis</i> (Schiller) Schiller ***	X					
<i>Leucocryptos marina</i> (Braarud) Butcher ***	X					
<i>Plagioselmis</i> sp.***	X	X	X			
<i>Rhodomonas</i> sp.			X	X		
<i>Rhodomonas lens</i> Pascher & Ruttner *						X
<i>Rhodomonas minuta</i> v. <i>nannoplanctica</i> Skuja *				X	X	X
<i>Teleaulax acuta</i> (Butcher) Hill ***	X					
<b>EUGLENOPHYCEAE</b>						
<i>Enthosiphon sulcatum</i> (Dujardin) Stein *						X
<i>Euglena</i> spp.	X	X	X	X		X
<i>Euglena acus</i> Ehrenberg *					X	X
<i>Euglena acusformis</i> Schiller ***	X					
<i>Euglena charkowiensis</i> Swirenko *						X
<i>Euglena mutabilis</i> Schmitz *					X	X
<i>Euglena oxyuris</i> v. <i>minor</i> Deflandre *					X	
<i>Euglena spathirhyncha</i> Skuja *						X
<i>Euglena spirogyra</i> Ehrenberg *						X
<i>Euglena stellata</i> Mainx *						X
<i>Eutreptia</i> sp.		X	X			
<i>Eutreptia lanowi</i> Steur ***		X				
<i>Eutreptia viridis</i> Perty ***					X	
<i>Eutreptiella marina</i> Cunha ***		X	X			
<i>Heteronema</i> sp. *						X
<i>Lepocinclis</i> sp. *						X
<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenberg) Lemmermann *						X
<i>Phacus acuminatus</i> Stokes *				X	X	X
<i>Phacus arnoldi</i> Swirenko *				X		X
<i>Phacus longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin *				X		X
<i>Phacus raciborskii</i> Drezepolski *						X
<i>Phacus tortus</i> Skvortzow *						X
<i>Strombomonas fluviatilis</i> v. <i>levis</i> (Lemmermann) Skvortzow *					X	X
<i>Strombomonas verrucosa</i> (Daday) Deflandre *	X					X
<i>Trachelomonas</i> sp. *	X		X			X
<i>Trachelomonas abrupta</i> Swirenko emend. Deflandre *						X
<i>Trachelomonas conradiana</i> Deflandre *					X	
<i>Trachelomonas dubia</i> v. <i>minor</i> Deflandre *						X
<i>Trachelomonas globularis</i> (Awerinzew) Lemmermann *				X	X	X
<i>Trachelomonas granulata</i> Swirenko emend. Deflandre *					X	X
<i>Trachelomonas granulosa</i> Playfair *						X
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) Stein emend. Deflandre *		X		X	X	X
<i>Trachelomonas oblonga</i> Lemmermann *				X	X	X
<i>Trachelomonas planctonica</i> v. <i>oblonga</i> Drezepolski *					X	
<i>Trachelomonas pseudofelix</i> Deflandre *					X	X
<i>Trachelomonas rugulosa</i> Stein *		X		X	X	X
<i>Trachelomonas scabra</i> Playfair *				X	X	X
<i>Trachelomonas sparsesetulosa</i> Huber-Pestalozzi *				X		
<i>Trachelomonas splendidissima</i> Middelhoek *					X	
<i>Trachelomonas verrucosa</i> Stokes *				X	X	X
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrenberg *	X		X	X	X	X
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swirenko *		X		X	X	X
<i>Trachelomonas woycickii</i> v. <i>pusilla</i> Drezepolski *				X		

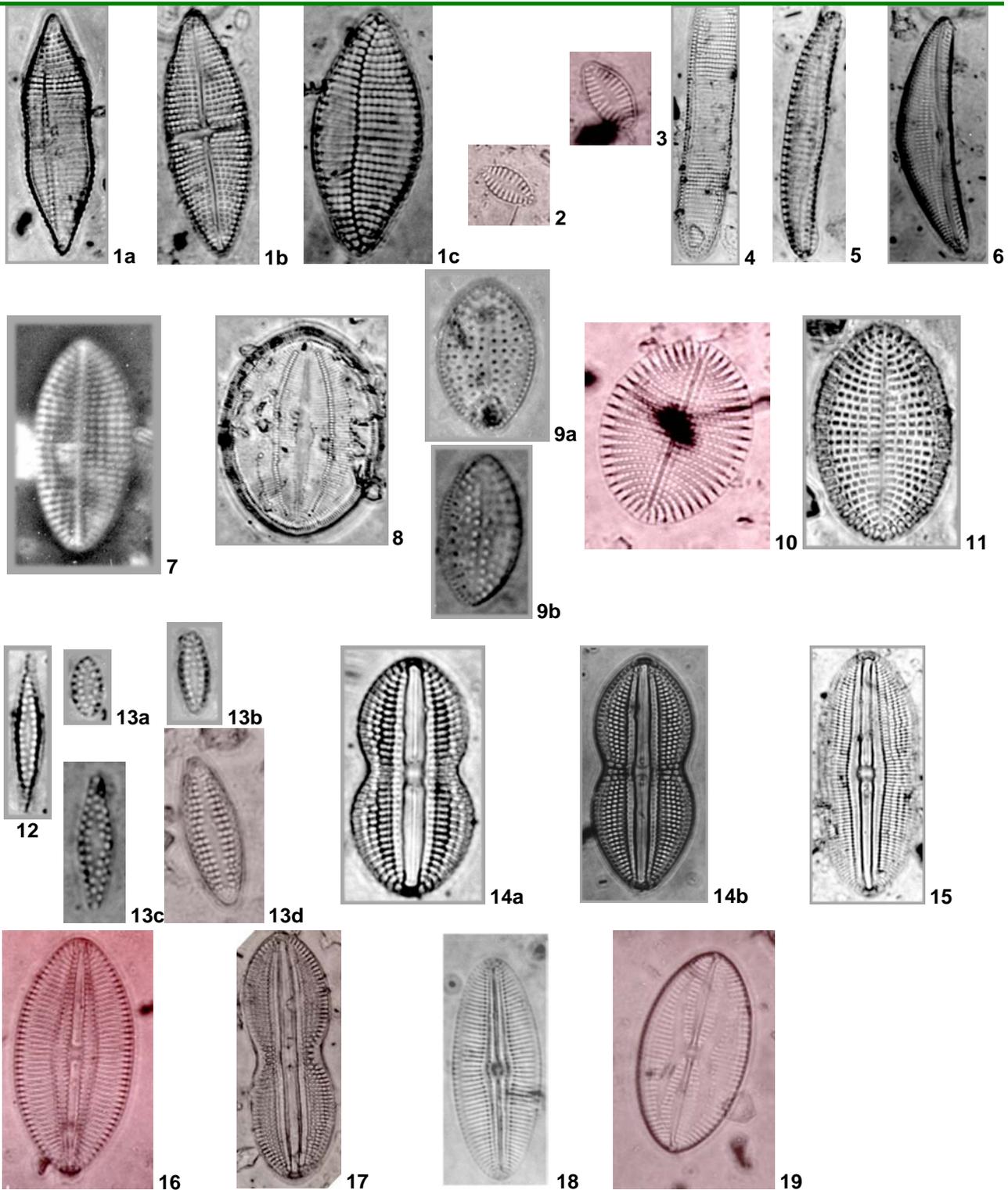
CAP. V - 2. Estrutura e Dinâmica da Comunidade Fitoplactónica

	Zonas do Estuário do Sado					Rio Sado
	inferior	média	superior			S. Romao
			Canal	Alcácer	P.Rei	
CHLOROPHYCEAE						
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim *				X	X	X
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda *				X	X	X
<i>Ankistrodesmus gelifactum</i> (Chodat) Bourrelly *					X	X
<i>Ankistrodesmus spiralis</i> (Turner) Lemmermann*						X
<i>Brachiomonas</i> sp. **	X	X	X			
<i>Carteria</i> sp. *						X
<i>Chlamydomonas</i> spp. *				X	X	X
<i>Closterium</i> sp. *					X	
<i>Closterium acutum</i> Brébisson *				X	X	X
<i>Closterium gracile</i> Brébisson ex Ralfs *					X	
<i>Closterium limneticum</i> Lemmermann *						X
<i>Closterium pronum</i> Brébisson *					X	X
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli *				X	X	X
<i>Cosmarium laeve</i> Rabenhorst *						X
<i>Crucigenia rectangularis</i> (Nägeli) Gay *			X	X	X	X
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchn.) W. & G.S. West *			X	X	X	X
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood *			X	X	X	X
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille *					X	
<i>Eudorina carteri</i> G. M. Smith *						X
<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg *						X
<i>Golenkinia radiata</i> Chodat *						X
<i>Kirchneriella obesa</i> (W. West) Schmidle *			X	X	X	X
<i>Lagerheimia marssonii</i> Lemmermann *						X
<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius *						X
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Komárková-Legnerová *		X	X	X	X	X
<i>Monoraphidium convolutum</i> (Corda) Komárková-Legnerová *			X			
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Komárková-Legnerová *		X	X	X	X	X
<i>Oocystis crassa</i> Wittrock *				X	X	X
<i>Oocystis parva</i> W. & G.S. West *				X	X	X
<i>Oocystis pusilla</i> Hansgirg *				X		
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Meneghini *				X		X
<i>Pediastrum clathratum</i> (Schröter) Lemmermann *				X		X
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen *				X	X	X
<i>Pediastrum simplex</i> Meyen *						X
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat *			X	X	X	X
<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen *	X		X	X	X	X
<i>Scenedesmus arcuatus</i> (Lemmermann) Lemmermann *					X	X
<i>Scenedesmus armatus</i> Chodat *			X	X	X	X
<i>Scenedesmus denticulatus</i> Lagerheim *				X		X
<i>Scenedesmus dimorphus</i> (Turpin) Kützing *						X
<i>Scenedesmus intermedius</i> Chodat *			X	X	X	X
<i>Scenedesmus opoliensis</i> Richter *				X	X	X
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson *			X	X	X	X
<i>Scenedesmus serratus</i> (Corda) Bohlin *						X
<i>Scenedesmus spinosus</i> Chodat *				X	X	X
<i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann *				X	X	X
<i>Selenastrum gracile</i> Reinsch *				X		X
<i>Sphaerocystis schroeteri</i> Chodat *						X
<i>Staurastrum paradoxum</i> v. <i>parvulum</i> W. West *						X
<i>Staurastrum pseudosebaldi</i> Wille *				X		
<i>Tetraedron caudatum</i> (Corda) Hansgirg *				X		X
<i>Tetraedron minimum</i> (A. Braun) Hansgirg *						X
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i> (Schröder) Lemmermann *				X		X
<i>Treubaria triappendiculata</i> Bernard *						X

## 2.1 Composição Específica

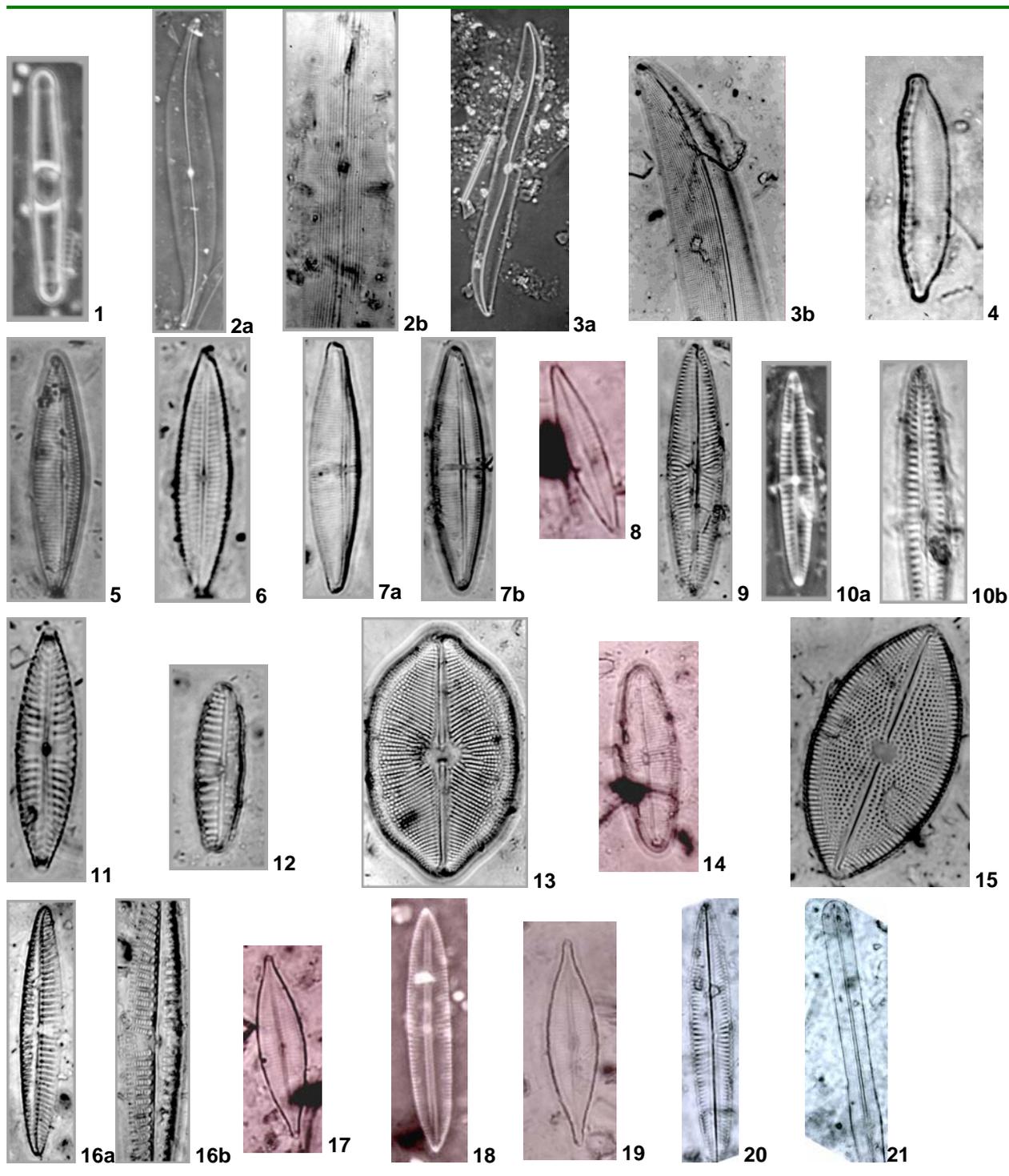
	Zonas do Estuário do Sado					Rio Sado
	inferior	média	superior			
			Canal	Alcácer	P.Rei	S. Romao
<b>CYANOBACTERIA</b>						
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (Lemmermann) Ralfs *				X	X	
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann				X	X	X
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kützing*						X
<i>Planktothrix agardhii</i> Gomont *					X	X
<i>Oscillatoria planctonica</i> Woloszynska *						X
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn *					X	X
<i>Pseudanabaena tenuis</i> Koppe *				X		
<i>Rabdoderma lineare</i> Schmidle & Lauterborn *				X		X
<i>Raphidiopsis curvata</i> Fritsch *						X
<b>PRASINOPHYCEAE</b>						
<i>Pyramimonas</i> sp.		X				
<i>Tetraselmis</i> sp.		X	X			
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>						
<i>Chrysococcus klebsianus</i> Pascher *				X	X	X
<i>Chrysococcus minutus</i> Fritsch *				X	X	X
<i>Dinobryon divergens</i> Imhof *						X
<b>DICTYOCOPHYCEAE</b>						
<i>Dictyocha fibula</i> Ehrenberg ***	X	X	X			
<b>EBRIIDEA</b>						
<i>Ebria</i> sp. ***	X		X			

ESTAMPA I



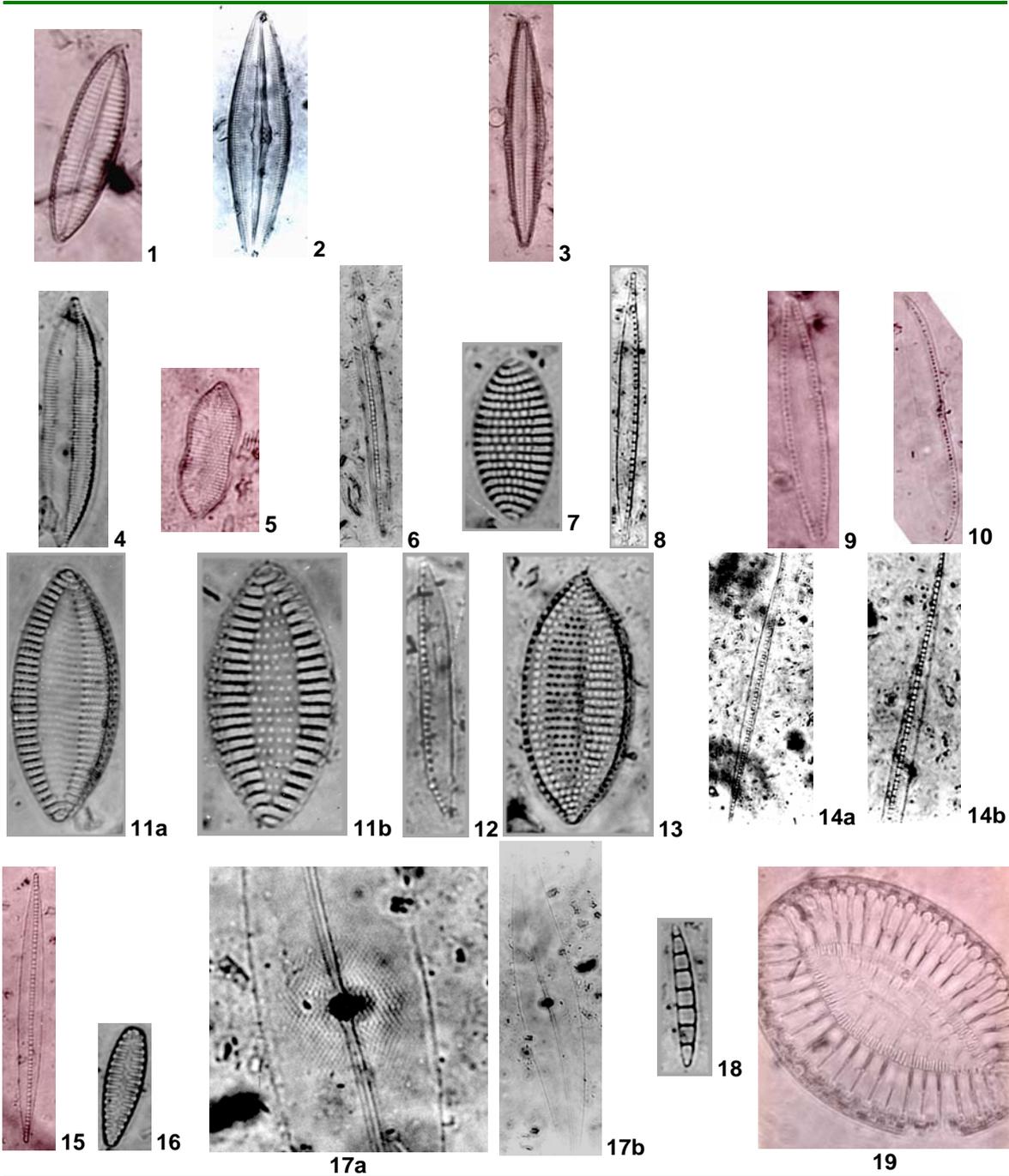
1 a-c - *Achnanthes brevipis* ; 2 - *A. delicatula* ; 3 - *A. Hauckiana* ; 4 - *A. longipes* ; 5 - *Amphora egregia* ; 6 - *A. proteus* ; 7 - *Cocconeis placentula* ; 8 - *C. pseudomarginata* ; 9 a-b - *C. scutellum* ; 10 - *C. scutellum* v. *morrissii* ; 11 - *C. scutellum* v. *ornata* ; 12 - *Cymatosira belgica* ; 13 a-d - *Dimerogramma minor* ; 14 a-b - *Diploneis bombus* ; 15 - *D. didyma* ; 16 - *D. finnica* ; 17 - *D. kützingii* ; 18 - *D. subovalis* ; 19 - *Navicula abrupta*.

## ESTAMPA II



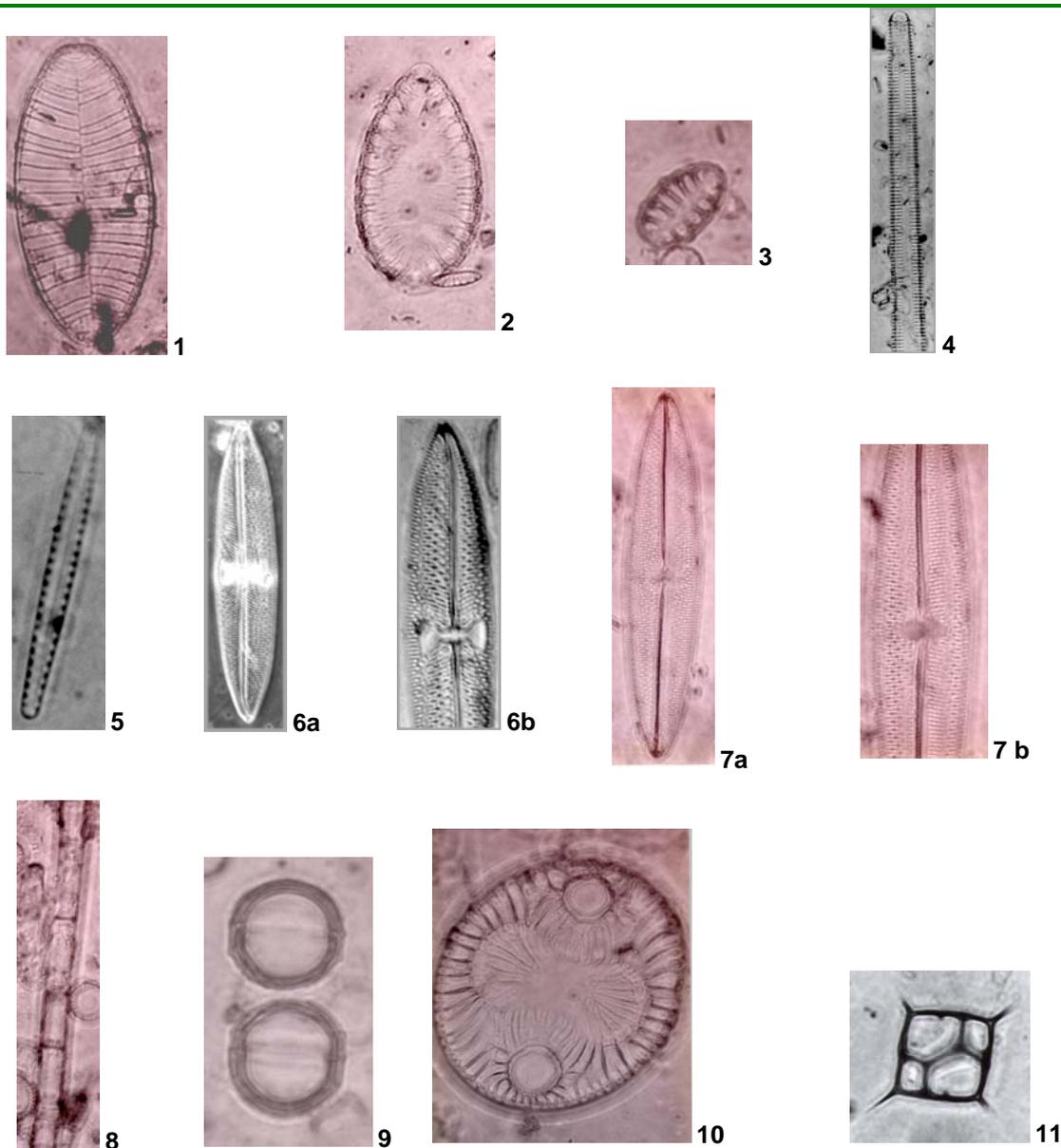
1 - *Gramatophora oceanica*; 2 a-b - *Gyrosigma acuminatum*; 3 a-b - *G. balticum*; 4 - *Hantzschia amphioxys*; 5 - *Navicula* sp ; 6 - *N. ammophila*; 7 a-b - *N. crucicula*; 8 - *N. cryptocephala* v. *subsalina* 9 - *N. digitoradiata*; 10 a-b - *N. directa*; 11 - *N. formenterae*; 12 - *N. hungarica*; 13 - *N. latissima*; 14 - *N. lundströmii* v. *genuina*; 15 - *N. marina*; 16 a-b - *N. pennata*; 17 - *N. phyllepta*; 18 - *N. radiosa* v. *cuneata*; 19 - *Navicula rhyncocephala* v. *amphicerus*; 20 - *N. rostellata*; 21 - *N. scopulorum*

ESTAMPA III



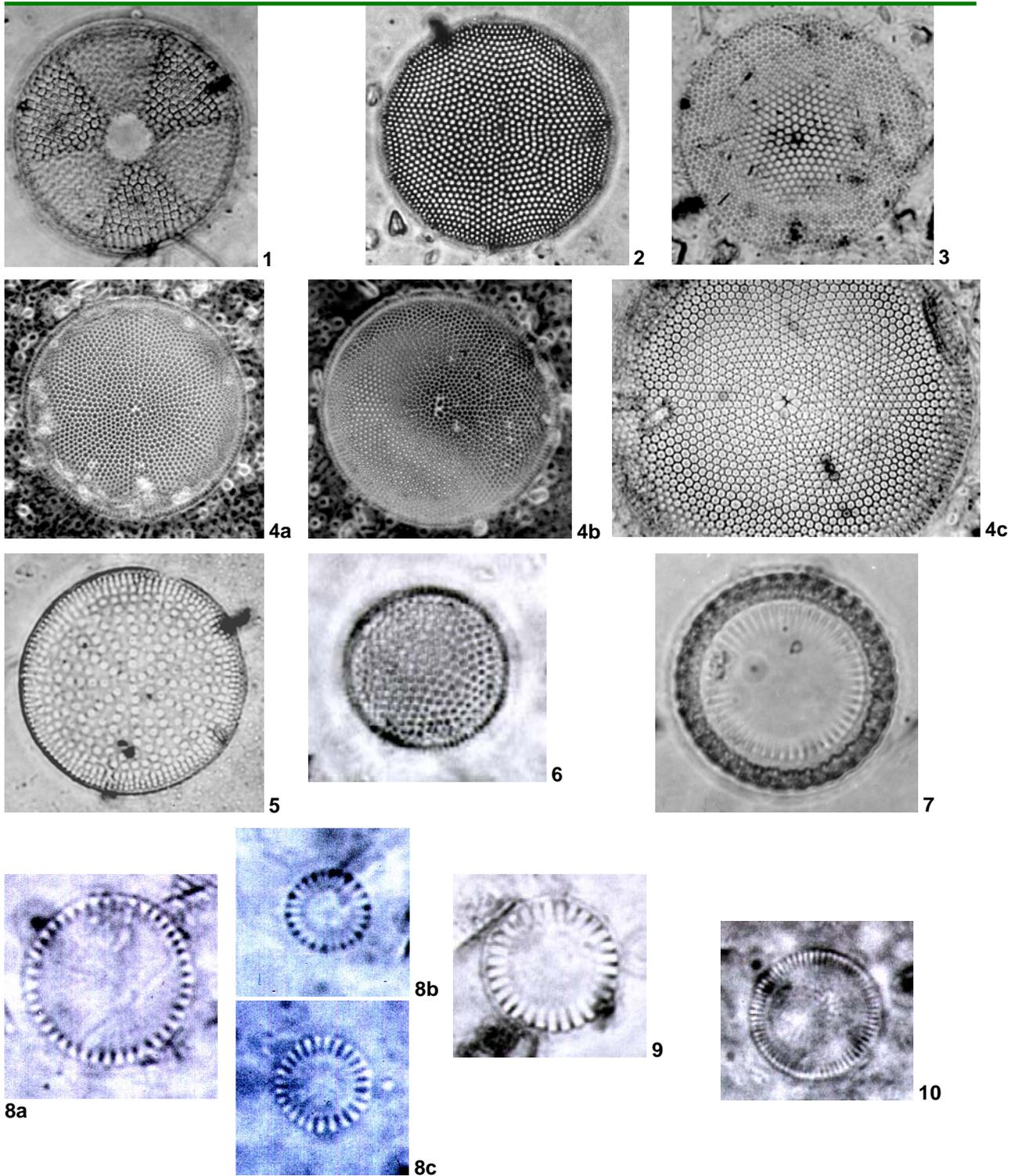
1 - *Navicula tenuis*; 2 - *N. tumida*; 3 - *N. zostereti*; 4 - *Nitzschia apiculata*; 5 - *N. constricta*; 6 - *N. dissipata*; 7 - *N. granulata*; 8 - *N. intermedia*; 9 - *N. kützingiana*; 10 - *N. latestriata* v. *minor*; 11 a-b - *N. navicularis*; 12 - *N. obtusa* v. *nana*; 13 - *N. punctata*; 14 a-b - *N. sigma*; 15 - *N. socialis* v. *massiliensis*; 16 - *Opephora parva*; 17 a-b - *Pleurosigma strigosum*; 18 - *Rhopalodia gibberula*; 19 - *Suriella comis*.

## ESTAMPA IV



1 - *Sirella gemma* ; 2 - *S. ovata* ; 3 - *S. venusta* ; 4 - *Synedra gaillonii* ; 5 - *Talassionema nitzschioides* ; 6 a-b - *Trachyneis aspera* ; 7 a-b - *T. clepsydra* ; 8 - *Aulacoseira ambigua* ; 9 - *Melosira jürgensii* ; 10 - *Auliscus coelatus* v. *latecostata* ; 11 - *Dictyocha fibula*.

ESTAMPA V



1 - *Actinoptychus senarius* ; 2 - *Coscinodiscus curvatus* ; 3 - *C. excentricus* ; 4 a-c - *C. oculus-iridis* ; 5 - *C. marginatus* ; 6 - *C. granulosus* ; 7 - *Paralia sulcata* ; 8 a - *Stephanodiscus hantzschii* ; 8 b-c - *S. hantzschii* v. *pusillus* ; 9 - *Cyclotella meneghiniana* ; 10 - *C. kutzingiana*.

## ESTAMPA I

- 1 a-c - *Achnanthes brevipes* (56µm x 16µm)
- 2 - *Achnanthes delicatula* (16µm x 8µm)
- 3 - *Achnanthes hauckiana* v. *genuina* (13,6µm x 7,2µm)
- 4 - *Achnanthes longipes* (53,6µm x 19,2µm)
- 5 - *Amphora egregia* (57,6µm x 9,6µm)
- 6 - *Amphora proteus* (56µm x 12,8µm)
- 7 - *Cocconeis placentula* (29µm x 13,6µm)
- 8 - *Cocconeis pseudomarginata*
- 9 a - *Cocconeis scutellum* (19,6µm x 12,6µm)
- 9 b - *Cocconeis scutellum* (18,9µm x 8,5µm)
- 10 - *Cocconeis scutellum* v. *morrissii* (28µm x 21µm)
- 11 - *Cocconeis scutellum* v. *ornata* (34µm x 19,2µm)
- 12 - *Cymatosira belgica* (24,4µm x 4µm)
- 13 a-c - *Dimerogramma minor* (7-16µm x 3-4,8µm)
- 13 d - *Dimerogramma minor* v. *subrhombica* (24µm x 8µm)
- 14 a - *Diploneis bombus* v. *minor* (25,6-32µm x 12,8-16µm)
- 14 b - *Diploneis bombus* (36,8-69µm x 17,6-28,8µm)
- 15 - *Diploneis didyma* (54,4µm x 21,6µm)
- 16 - *Diploneis finnica* (59,2µm x 28,8µm)
- 17 - *Diploneis kützingii* (73,6µm x 24µm)
- 18 - *Diploneis subovalis* (40µm x 16,2µm)
- 19 - *Navicula abrupta* (43,2µm x 22,4µm)

## ESTAMPA II

- 1 - *Grammatophora oceanica* (40-56µm x 4,8-8µm)
- 2 a-b - *Gyrosigma acuminatum* (118-139,2µm x 16-20µm)
- 3 a-b - *G. balticum* (270-328,6µm x 27,2-28µm)
- 4 - *Hantzschia amphioxys* (27µm x 6,4µm)
- 5 - *Navicula* sp (41,6µm x 9,6µm)
- 6 - *Navicula ammophila* (31,5µm x 7µm)
- 7 a-b - *Navicula crucicula* (48µm x 11,2µm)
- 8 - *Navicula cryptocephala* v. *subsalina* (22µm x 4,8µm)
- 9 - *Navicula digitoradiata* (64µm x 14,4µm)
- 10 a-b - *Navicula directa* (51,2µm x 9,6µm)
- 11 - *Navicula formenterae* (40µm x 9,6µm)
- 12 - *Navicula hungarica* (27,2µm x 8µm)
- 13 - *Navicula latissima* (64µm x 40µm)
- 14 - *Navicula lundströmii* v. *genuina* (36µm x 10,5µm)
- 15 - *Navicula marina* (61µm x 32µm)
- 16 a-b - *Navicula pennata* (96µm x 14,4µm)
- 17 - *Navicula phyllepta* (31µm x 7,7µm)
- 18 - *Navicula radiosa* v. *cuneata* (30,8µm x 5µm)
- 19 - *Navicula rhyncocephala* v. *amphiceros* (35µm x 8,4µm)
- 20 - *Navicula rostellata* (70µm x 10,5µm)
- 21 - *Navicula scopulorum* (210µm x 15µm)

### ESTAMPA III

- 1 - *Navicula tenuis* (33µm x 9,1µm)
- 2 - *Navicula tumida* (101µm x 24µm)
- 3 - *Navicula zostereti* (60µm x 10µm)
- 4 - *Nitzschia apiculata* (46,4µm x 9,6µm)
- 5 - *Nitzschia constricta* (25,6µm x 9µm)
- 6 - *Nitzschia dissipata* (80µm x 6,4µm)
- 7 - *Nitzschia granulata* (25,6µm x 12,8µm)
- 8 - *Nitzschia intermedia* (70µm x 4,9µm)
- 9 - *Nitzschia kützingiana* (30,8µm x 4,9µm)
- 10 - *Nitzschia latestriata* v. *minor* (58µm x 6µm)
- 11 a-b *Nitzschia navicularis* (54-32µm x 16-19,2µm)
- 12 - *Nitzschia obtusa* v. *nana* (40µm x 4,8µm)
- 13 - *Nitzschia punctata* (36,8µm x 16µm)
- 14 a-b - *Nitzschia sigma* (139,2µm x 5,6µm)
- 15 - *Nitzschia socialis* v. *massiliensis* (83µm x 8µm)
- 16 - *Opephora parva* (25,6µm x 8µm)
- 17 a-b - *Pleurosigma strigosum* (108,8-147µm x 17,6-22,4µm)
- 18 - *Rhopalodia gibberula* (24µm x 3,2µm)
- 19 - *Surirella comis* (84,8µm x 60,8 µm)

### ESTAMPA IV

- 1 - *Surirella gemma* (52-60,8µm x 23-27,2µm)
- 2 - *Surirella ovata* (40µm x 21µm) + *Denticula tenuis* (8,8µm x 2,8µm)
- 3 - *Surirella venusta* (11,2µm x 7µm)
- 4 - *Synedra gaillonii* (200µm x 10,5µm)
- 5 - *Talassionema nitzschioides* (24,5-67,2µm x 2,8-6,4µm)
- 6 a-b - *Trachyneis aspera* (46,4-81,6µm x 11-14,4µm)
- 7 a-b - *Trachyneis clepsydra* (107µm x 22,4µm)
- 8 - *Aulacoseira ambigua* (10,5µm x 4,9µm)
- 9 - *Melosira jürgensii* (10,5µm x 11,2µm)
- 10 - *Auliscus caelatus* v. *latecostata* (64µm x 75,2µm)
- 11 - *Dicthyocha fibula* (23 µm)

### ESTAMPA V

- 1 - *Actinoptychus senarius* (57,6µm)
- 2 - *Coscinodiscus curvatulus* (43µm)
- 3 - *Coscinodiscus excentricus* (40-56µm)
- 4 a-c - *Coscinodiscus oculus-iridis* (99-152µm)
- 5 - *Coscinodiscus marginatus* (36,8-43,2µm)
- 6 - *Coscinodiscus granulatus* (16µm)
- 7 - *Paralia sulcata* (32µm)
- 8 a - *Stephanodiscus hantzschii* (12µm)
- 8 b-c - *Stephanodiscus hantzschii* v. *pusillus* (6-7µm)
- 9 - *Cyclotella meneghiniana* (13µm)
- 10 - *Cyclotella kützingiana* (12.6µm)

### 2.2 Dinâmica e Aspectos Ecológicos das Principais Espécies

Refere-se, em seguida, a dinâmica das espécies que ocorreram com maior frequência e desenvolveram populações mais elevadas nas três zonas do estuário, (Fig. 15) destacando para cada zona as espécies que apresentaram uma frequência elevada (>40%) e que aí registaram as maiores densidades (Figs. 53, 57-63). Foi também considerada a relação entre os seus máximos de densidade e os parâmetros ambientais, temperatura e salinidade. Estes resultados são comparados com os obtidos em 1967-68 por Sampayo (1970), em 1990 (Oliveira e Coutinho, 1992) e em 1991 (Coutinho, 1994) e 2000-2001 (M. T. P. Coutinho, dados não publicados; M. R. Oliveira, comunicação pessoal) e constam da Tabela 3.

#### Zona inferior

Compreende as estações E1, E2 e E3. A dinâmica das espécies mais importantes nesta zona é descrita seguidamente:

*Asterionellopsis glacialis* é uma espécie marinha pouco abundante em todo o estuário (Fig. 53) e que aparece com maior frequência (38-39%) e com populações mais elevadas nas estações perto da embocadura. Proliferou no Verão, em Setembro - Outubro, e o máximo de densidade ocorreu na E2 e foi de  $146 \times 10^3$  cél./l, com temperatura de 18,7 °C e salinidade 36,8 (Fig. 53). É de notar que este aumento, observado em Outubro, coincide com um evento de afloramento intenso que ocorreu num curto período de tempo, antes da amostragem (Fig. 54 ). Em 1967-68, esta espécie, com a designação de *Asterionella japonica*, apresentou também um máximo de densidade ( $108,5 \times 10^3$  cél./l) na estação localizada mais perto da boca do estuário, no mês de Fevereiro, com temperatura e salinidade de 12 °C e 35,2. No entanto, o seu máximo desenvolvimento -  $358 \times 10^3$  cél./l - ocorreu em Julho de 2001 com salinidade 37,3 e temperatura 24,0 °C, um pouco superior às de 1967-68 e de 1992-93, o

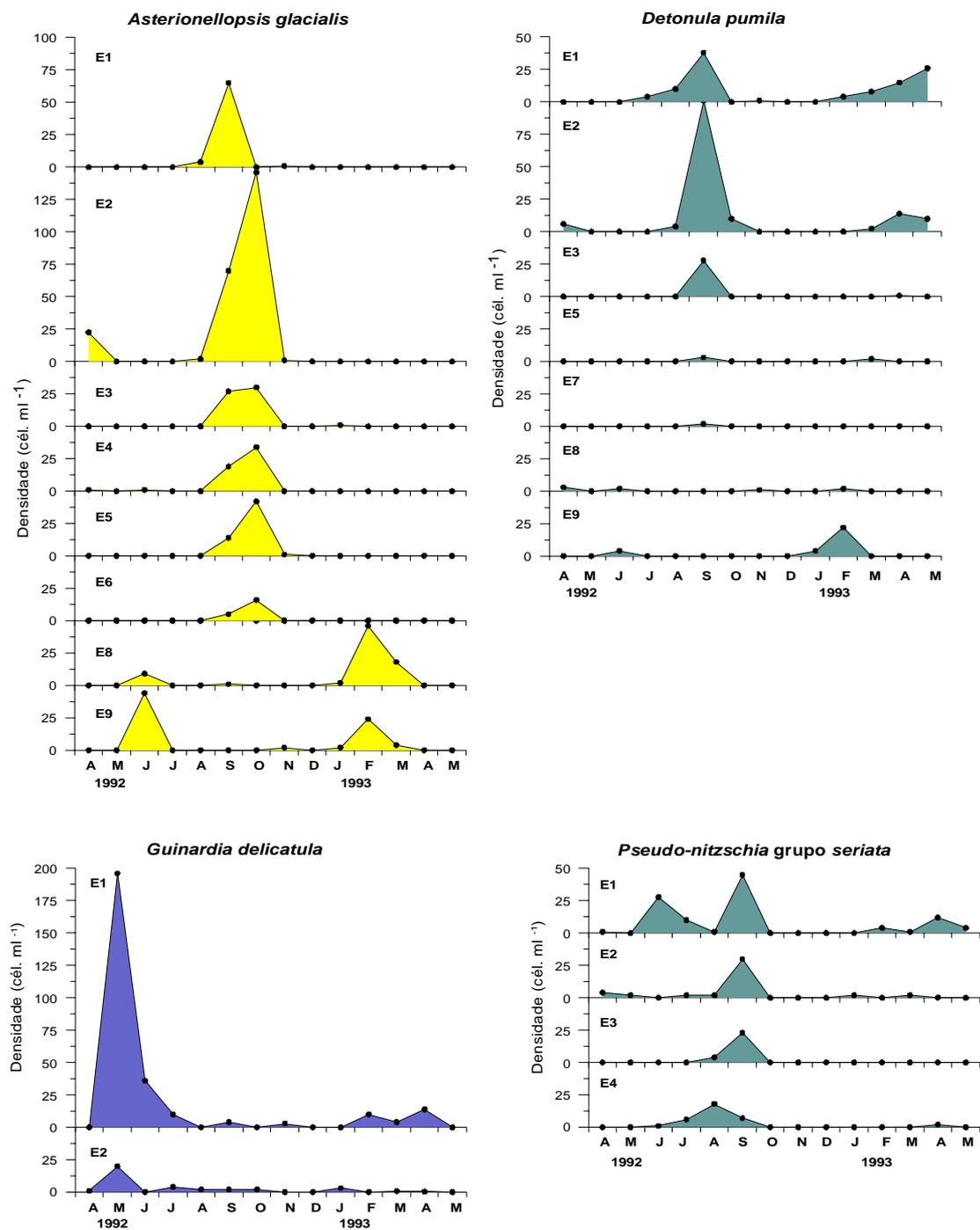


Figura 53 - Variação espacio-temporal da densidade de *Asterionellopsis glacialis*, *Guinardia delicatula*, *Detonula pumila* e *Pseudo-nitzschia* spp. (grupo *seriata*), no Estuário do Sado, em 1992-93.

## 2.2 Dinâmica e Aspectos Ecológicos das Principais Espécies

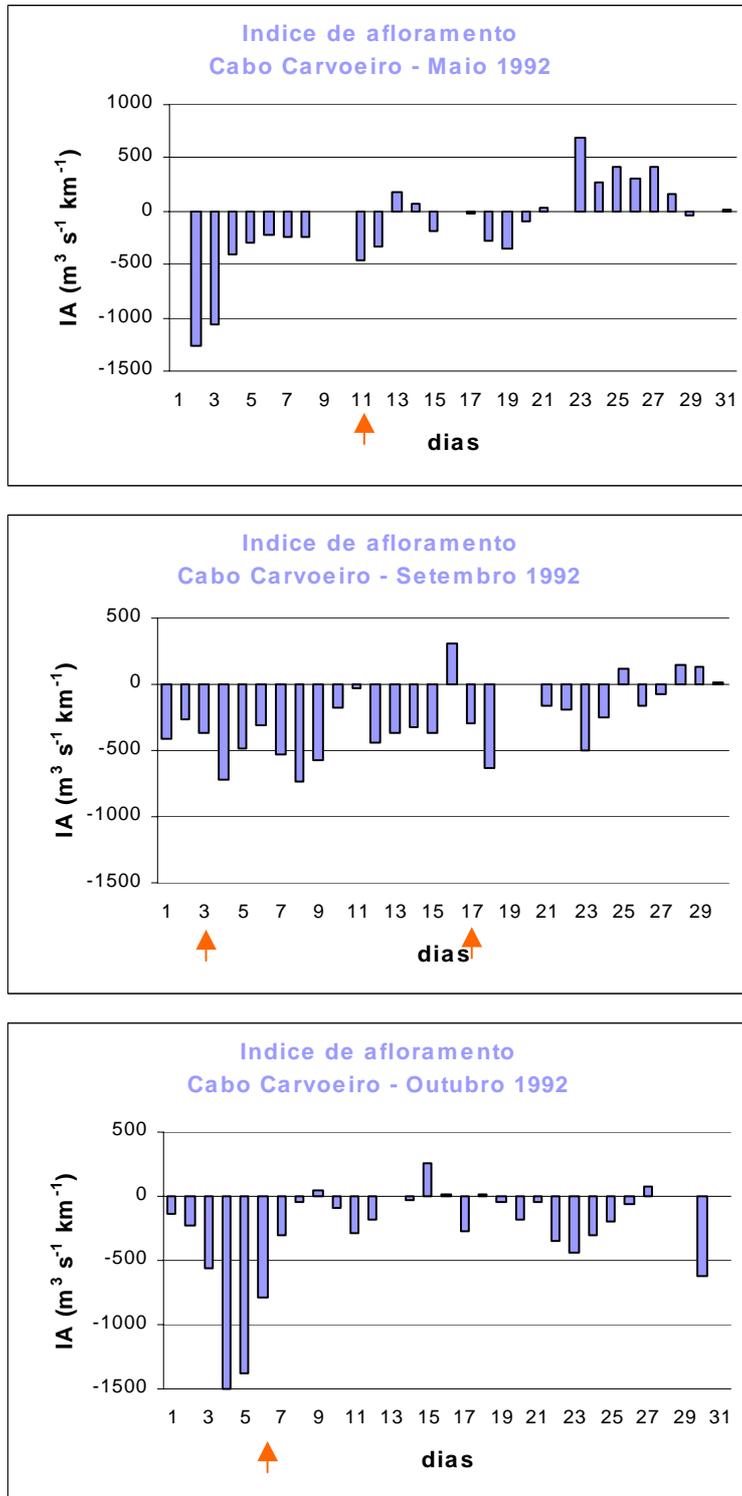


Figura 54 - Valores médios diários do Índice de Afloramento (IA) determinados a partir dos dados da estação meteorológica do Cabo Carvoeiro em Maio, Setembro e Outubro de 1992. A seta indica a data de amostragem do fitoplâncton.

que parece indicar tratar-se de uma espécie euritérmica, mas eualina. É de salientar que este máximo ocorreu na sequência de um afloramento intermitente, de intensidade variável, entre 10 e 25 de Julho, no período que antecedeu a amostragem (Fig. 55)

*Guinardia delicatula* (Fig. 53) é também uma espécie marinha que ocorreu sobretudo, na Primavera, na zona inferior do estuário, com uma frequência média de 50-60%. O seu máximo de densidade registou-se na E1 e foi de  $196 \times 10^3$  cél./l, em condições de temperatura e salinidade respectivamente de 17 °C e 35,9, na sequência de um período de afloramento de intensidade variável que ocorreu em Maio, antes da amostragem (Fig. 54). Em 1967-68 esta espécie, com a designação de *Rhizosolenia delicatula*, apresentou um pequeno desenvolvimento -  $4 \times 10^3$  cél./l - em Fevereiro, na mesma zona, com a temperatura de 12 °C e a salinidade de 35,2. Em 2000 o máximo de desenvolvimento desta espécie -  $138 \times 10^3$  cél./l - ocorreu em Junho, na E3, a seguir a um período de afloramento, em Maio (Fig. 55), quando a temperatura e a salinidade eram de 20,0-23,2 °C e 33,0-35,4, o que aponta para uma espécie eualina com preferência por temperaturas entre 17 e 23 °C. Esta espécie, parece estar relacionada com o afloramento porque, sendo frequente na zona da baía, e aparecendo, quase sempre, com densidades pouco elevadas, só atinge os seus máximos em períodos de ocorrência daquele fenómeno. Assim, mais recentemente, em Abril e Junho de 2002, foram registadas densidades relativamente elevadas desta espécie, da ordem das  $300 \times 10^3$  -  $500 \times 10^3$  cél./l, na entrada do estuário, na sequência de um período de afloramento relativamente intenso, que ocorreu entre Maio e Junho (Fig. 56). Outras espécies que ocorrem normalmente, com frequência, mas com densidades muito baixas, como *Chaethoceros curvisetus*, *Eucampia zodiacus* e *Guinardia striata* registaram também populações relativamente elevadas, entre  $100 \times 10^3$  -  $300 \times 10^3$  cél./l, nesta zona do estuário (M. R. Oliveira, com. pessoal). Todas estas espécies estão citadas para a costa portuguesa, como fazendo parte da comunidade fitoplanctónica de águas de afloramento (Moita, 2001).

## 2.2 Dinâmica e Aspectos Ecológicos das Principais Espécies

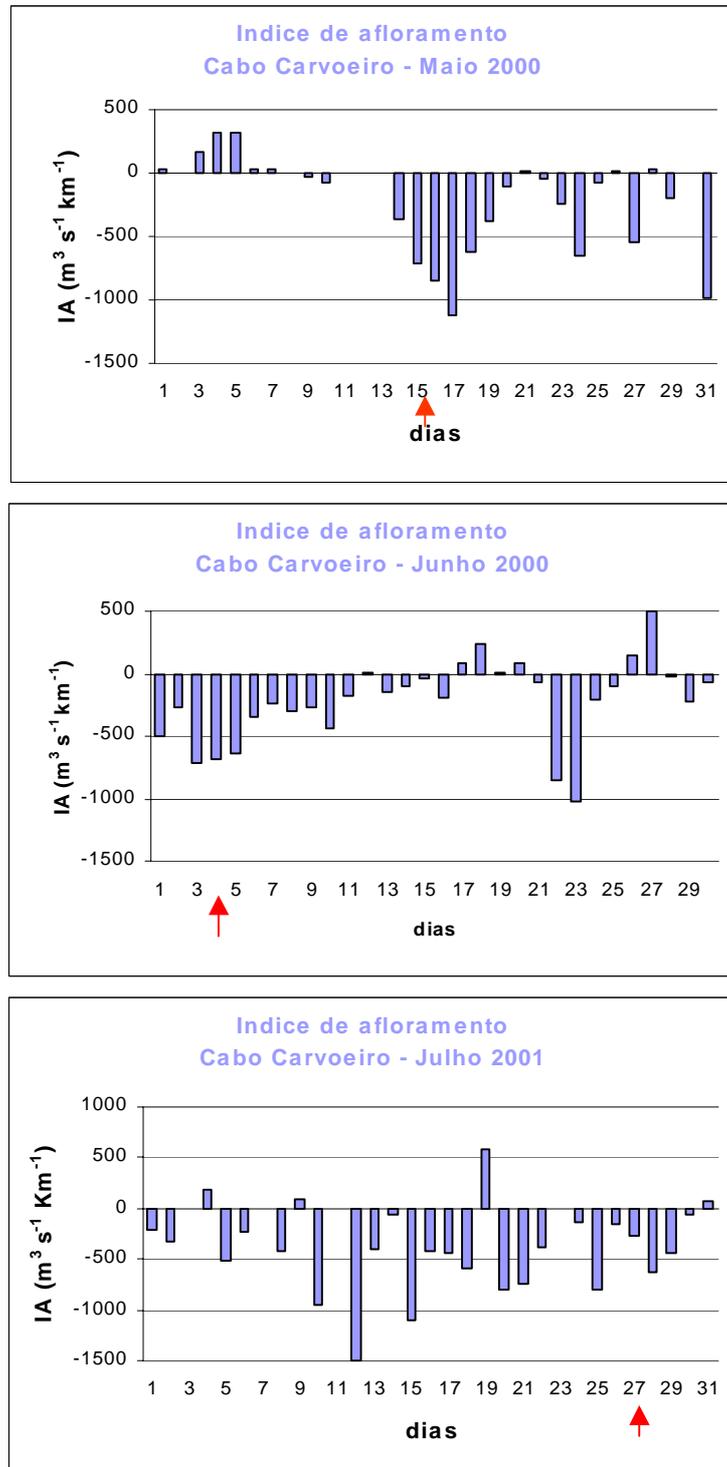


Figura 55 - Valores médios diários do Índice de afloramento (IA) determinados a partir dos dados da estação meteorológica do Cabo Carvoeiro, em Maio e Junho de 2000 e Julho de 2001. A notação é a mesma da figura anterior.

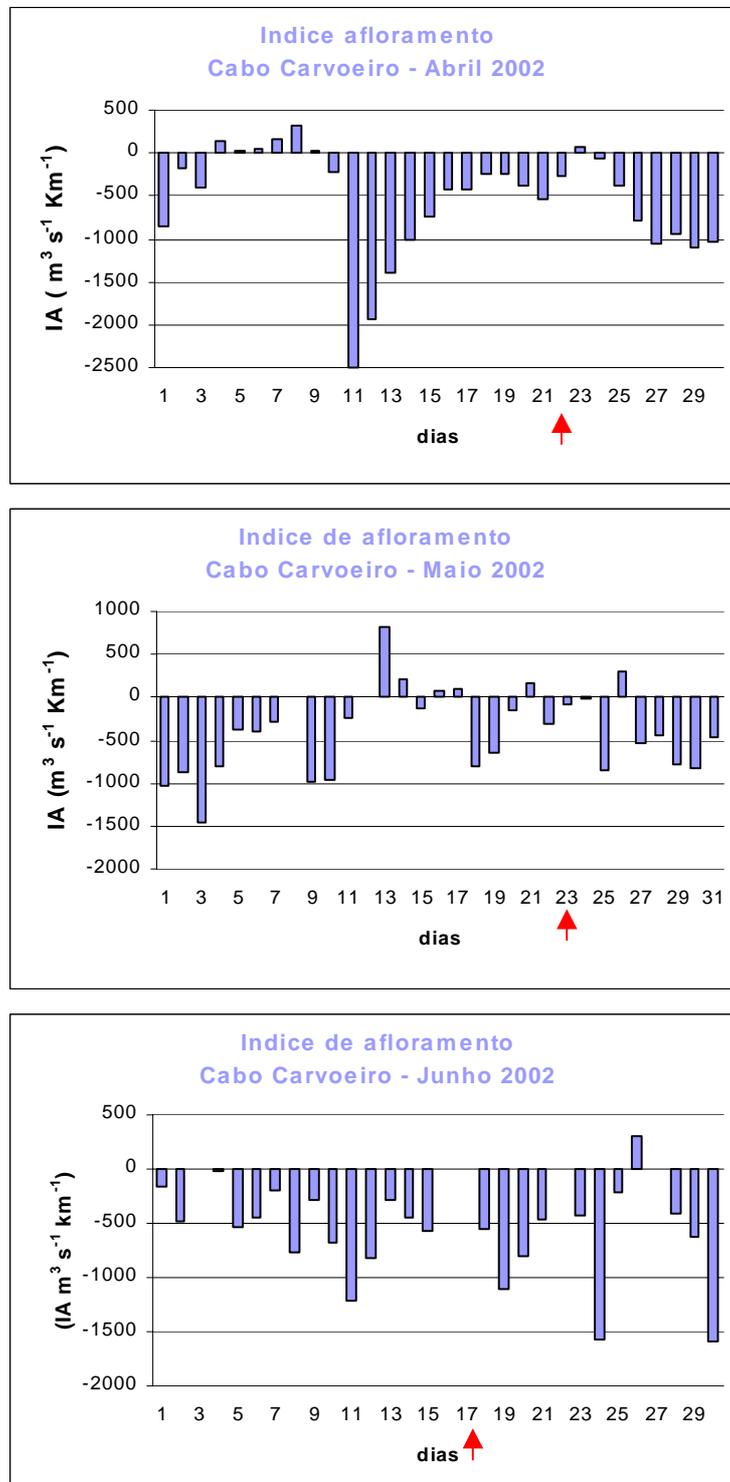


Figura 56 - Valores médios diários do Índice de Afloramento (IA) determinados a partir dos dados da estação metereológica do Cabo carvoeiro em Abril, Maio e Junho de 2002. Notação igual à da figura anterior.

*Detonula pumila* (Fig. 53) é uma espécie marinha que se encontra na zona inferior do estuário com uma frequência média entre 50-80% das amostras e cujas maiores proliferações ocorreram em Setembro, em condições de temperatura e salinidade de 21,2 °C e 37,3. O máximo de densidade verificou-se na E2 e foi de  $101 \times 10^3$  cél./l, na sequência do afloramento de intensidade média, que ocorreu ao longo do mês de Setembro (Fig. 54). Em 1967-68, esta espécie, com a designação de *Schroederella delicatula*, apresentou um máximo de apenas  $40,2 \times 10^3$  cél./l, na estação localizada junto da embocadura, no mês de Março, com temperatura de 14 °C e salinidade de 31,5. Em 2001 as maiores populações ( $74 \times 10^3$  -  $84 \times 10^3$  cél./l) foram registadas no mês de Julho com temperatura de 19,7-23,5 °C e salinidade de 35,0-35,9, indicando uma preferência provável por temperaturas próximas de 20 °C e salinidades entre 36,0-37,0.

As *Pseudo-nitzschia*, agrupadas sob o nome geral de *seriata* são, também, marinhas, ocorrem na zona inferior do estuário com uma frequência entre 50-70% e desenvolvem-se no fim do Verão, em Setembro, com temperaturas de 18,3-22,2 °C e salinidades de 36,3-37,9. As maiores populações, registaram-se na E1 com  $45 \times 10^3$  cél./l (Fig. 53). Em 1967-68, a espécie *Nitzschia pungens*, actualmente designada por *Pseudo-nitzschia pungens*, pertencente ao conjunto designado por grupo *seriata*, apresentou o seu maior desenvolvimento ( $14 \times 10^3$  cél./l) na estação correspondente à E1 do presente estudo, em Fevereiro, com temperatura de 12 °C e salinidade de 35,2. Em 2001 as maiores proliferações ( $28 \times 10^3$  cél./l) destas espécies eualinas ocorreram em Julho, na E3, com temperatura de 23,5 °C e salinidade de 35,0, apontando para uma preferência por temperaturas >20 °C. As *Pseudo-nitzschia* do grupo *delicatissima* tiveram pouca expressão em todo o estuário, durante o ano de estudo, ocorrendo, nesta zona, com uma frequência de 14-38% e uma densidade média de 260-3200 cél./l. No entanto em 1967-68, a espécie *Nitzschia delicatula*, actualmente designada por *Pseudo-nitzschia-pseudodelicatissima*, foi a espécie mais abundante, apresentando o máximo de densidade de  $320 \times 10^3$  cél./l, em Agosto, com salinidade de 34,8 e temperatura de 22,5 °C. Em 1992-93, o máximo de

densidade registado por uma *Pseudo-nitzschia* deste grupo, não ultrapassou os  $28 \times 10^3$  cél./l, com salinidade de 36,2 e temperatura de 19,2 °C, o que parece indicar uma preferência por salinidades de 35,0 e temperaturas próximas de 20°C.

*Leptocylindrus danicus* (Fig. 57) aparece com uma frequência de 33-54% nas estações E1 e E2 com populações muito baixas, apresentando o maior desenvolvimento,  $18 \times 10^3$  cél./l, em Junho, com temperatura de 19,3 °C e salinidade de 36,2. Em 1967-68 esta espécie apresentou um máximo ( $27,5 \times 10^3$  cél./l) também em Junho, quando a temperatura era de 20 °C e a salinidade de 35,0. Em Julho de 2001, na E1, registou densidades pouco elevadas, de  $78 \times 10^3$  cél./l em condições de temperatura de 17,4 °C e salinidade de 35,9, semelhantes às determinadas anteriormente, o que reforça a preferência desta espécie marinha pelas águas eulinas do estuário e por temperaturas de 17-20 °C.

Outras espécies de Bacillariophyceae, como *Ditylum brightwellii*, *Rhizosolenia setigera* e a Dinophyceae *Scrippsiella* sp. (Fig. 57), ocorreram também quase exclusivamente nesta zona, com maior frequência junto à entrada do estuário, mas registaram sempre densidades muito baixas, inferiores a  $50 \times 10^3$  cél./l. As populações mais elevadas, foram de *Ditylum brightwellii* ( $22 \times 10^3$  cél./l) e de *Scrippsiella* sp. ( $25 \times 10^3$  cél./l), em Setembro, com temperaturas de 19,1-22,2 °C e salinidades de 35,9-37,6. No estudo de 1967, apenas *Rhizosolenia setigera* aparece com densidades muito baixas (4000 cél./l), na estação junto da entrada do estuário, em Julho e em condições de temperatura (19,0 °C) e salinidade (35,5) semelhantes às de 1992-93. Também em 2000 estas espécies apresentam densidades pouco significativas. Apenas *Rhizosolenia setigera* apresentou densidades mais elevadas ( $40 \times 10^3$  cél./l) em Outubro, com temperatura de 18,6 °C e salinidade de 35,9, a confirmar a preferência por temperaturas próximas de 20 °C e por ambientes eulinos.

## 2.2 Dinâmica e Aspectos Ecológicos das Principais Espécies

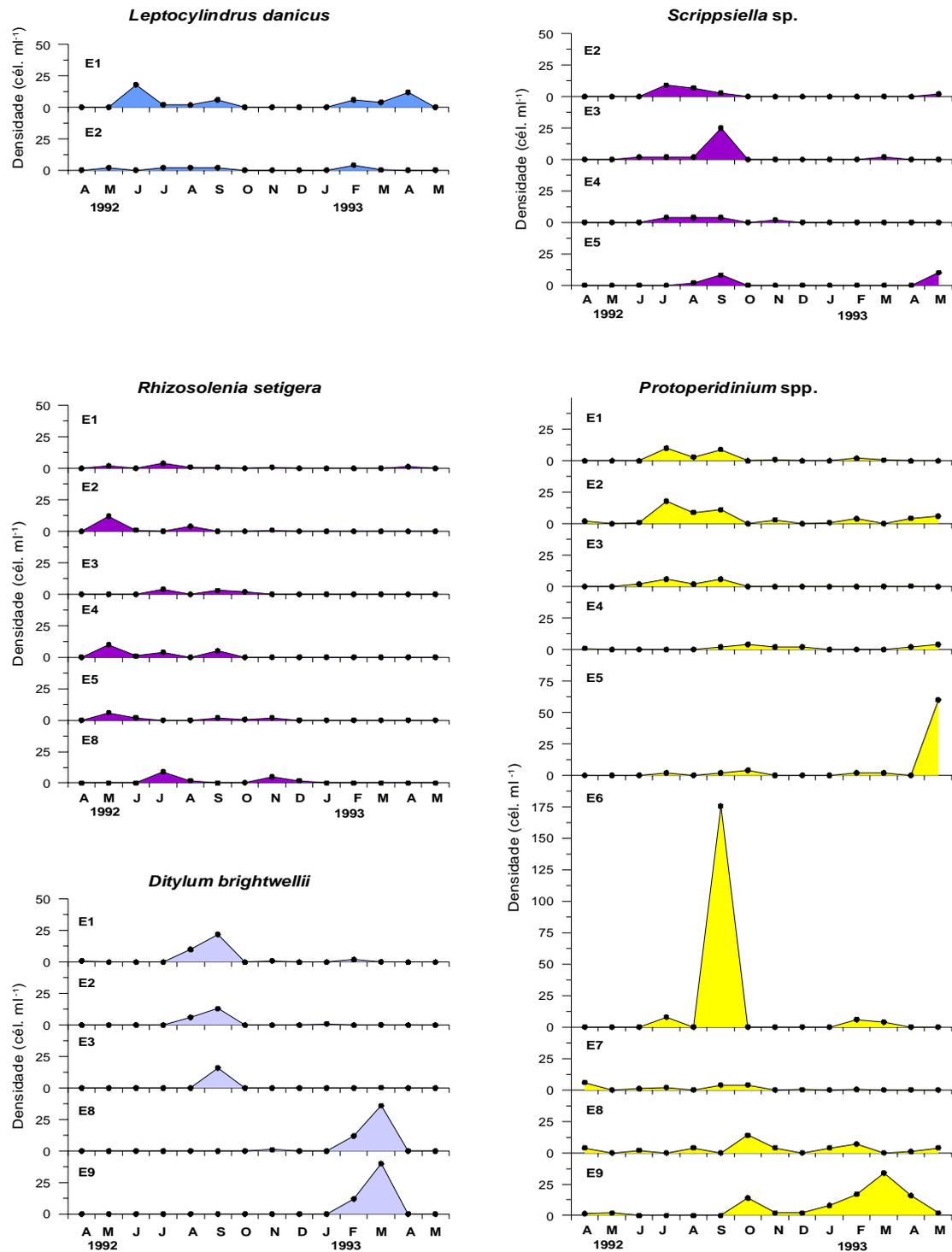


Figura 57- Variação espacio-temporal da densidade das espécies *Leptocylindrus danicus*, *Rhizosolenia setigera*, *Ditylum brightwellii*, *Scripsiella* sp. e *Protoperidinium* spp., no Estuário do Sado, em 1992-93.

As Dinophyceae do género *Protoberidinium* spp. (Fig. 57) são também espécies marinhas, pouco abundantes, que ocorrem com uma certa frequência na zona inferior (45-80%), em especial no Verão. O seu maior desenvolvimento não ultrapassou  $18 \times 10^3$  cél./l, nesta zona do estuário, com temperatura e salinidade de 23,2 °C e 36,8. Estas espécies apresentaram, no entanto, um leque de dispersão mais alargado, tendo originado esporadicamente, noutras zonas, proliferações mais elevadas, como se verificou na Marateca (E6), onde obtiveram uma densidade máxima de  $175,5 \times 10^3$  cél./l, em Setembro, com temperatura de 23,1 °C e salinidade de 38,7, mostrando-se adaptadas a ambientes eualinos e temperaturas > 20 °C.

#### Zona Média

Nesta zona (Fig. 15) incluímos os esteiros da Comporta (E4) e Marateca (E5, E6) e ainda a zona da Ilha do Cavalo (E7). Descreve-se, seguidamente, o comportamento das espécies que a caracterizam.

*Thalassiosira* sp.(Fig. 58) na sua forma nanoplanctónica (frequentemente de diâmetro <12µm) ocorreu ao longo de todo o estuário, desde a E1 até à E9 (no Canal de Alcácer), com uma frequência média, superior a 70% em todas as estações. Apresentou, em todas as zonas do estuário, densidades médias elevadas que atingiram valores de  $112 \times 10^3$  cél./l, na zona inferior,  $330 \times 10^3$  cél./l, na zona média e  $208 \times 10^3$  cél./l na zona superior. É uma espécie bem adaptada ao ambiente estuarino e que se desenvolveu, sobretudo, no fim do Verão, podendo proliferar também no fim do Inverno, como aconteceu na estação E8, no Canal de Alcácer, em Fevereiro, em condições de salinidade de 27,8 e temperatura de 10,4-10,7 °C, em que obteve o máximo de densidade de  $2690 \times 10^3$  cél./l. As maiores densidades de Verão foram registadas no esteiro da Marateca, em Setembro, e corresponderam a  $1940 \times 10^3$  cél./l com temperaturas de 22,8-23,1 °C e salinidades de 38,3-38,7. Esta espécie terá, assim, a capacidade de se desenvolver dentro de um leque alargado de temperaturas,

## 2.2 Dinâmica e Aspectos Ecológicos das Principais Espécies

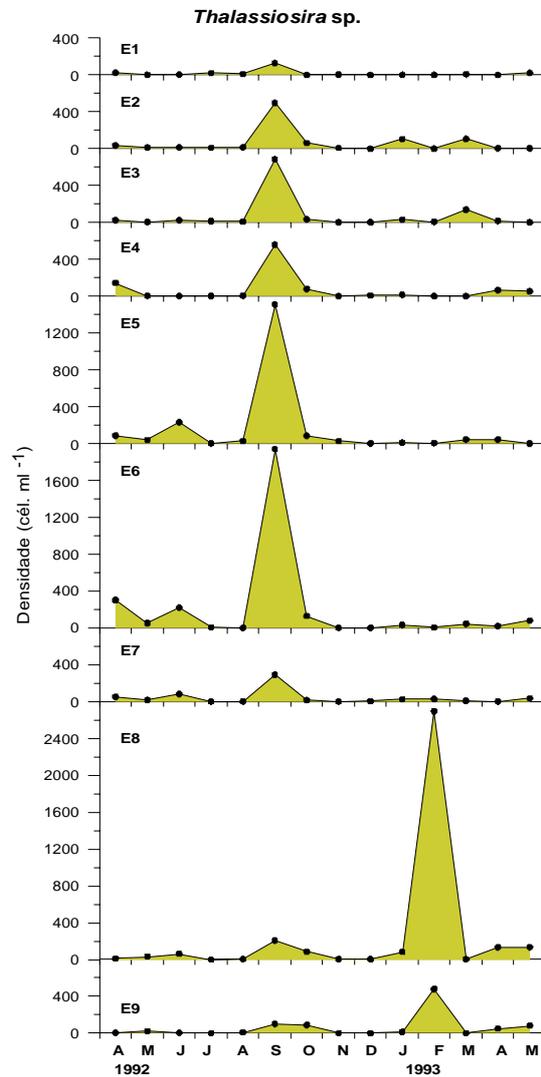


Figura 58- Variação espaço-temporal da densidade de *Thalassiosira* sp., no Estuário do Sado, em 1992-93.

mantendo, no entanto, a preferência pelas zonas poli-eualinas. Este comportamento foi confirmado em Julho de 2001 quando foi detectada uma proliferação de *Thalassiosira* sp. na zona superior do estuário com temperatura de 25,4 °C e salinidade de 28,6.

*Cylindrotheca closterium* (Fig. 59) é também uma espécie marinha bem adaptada ao ambiente estuarino, que ocorreu praticamente em todas as amostras, em todas as zonas do estuário, desde a E1, na embocadura, até à E9, mas cujas populações mais elevadas ocorreram na zona média. É uma espécie que proliferou no fim do Verão, nos meses de Agosto-Setembro, em condições de salinidade de 28,0-38,4 e temperatura de 23,3-24,3 °C. Os seus máximos de densidade ocorreram no esteiro da Marateca, na E6, e atingiram  $856 \times 10^3$  cél./l, com temperatura de 23,3 °C e salinidade de 38,4. Os resultados de 1967 registam a presença desta espécie com elevada frequência (83%), embora com densidades relativamente baixas. O máximo de densidade registou-se na estação equivalente à E7 deste estudo e atingiu  $26 \times 10^3$  cél./l, em Dezembro, em condições de temperatura e salinidade de 9,0 °C e 31,8. Em 1990-91 ocorreu na mesma zona que em 1992-93, na E6, mas com densidades mais moderadas,  $27 \times 10^3$ - $124 \times 10^3$  cél./l, sob temperaturas de 20,0-24,5 °C e salinidades de 34,0-37,1. Em Outubro de 2000, esta espécie obteve densidades equivalentes às de 1990-91, apresentando também na E6 um máximo de densidade de  $116 \times 10^3$  cél./l com temperatura de 18,3 °C e salinidade de 35,9. Noutro tipo de ecossistema, na Lagoa de Albufeira, o seu comportamento foi bastante semelhante. Em Julho de 1995 deu origem a um grande "bloom" ( $72800 \times 10^3$  cél./l), quando as temperaturas eram de 22,4-23,9 °C e as salinidades de 35,7-36,1. Trata-se, portanto, de uma espécie euritérmica e, relativamente à salinidade, parece ser eualina. Mostrou, também, uma preferência por zonas de menor turbulência e maior concentração de matéria orgânica, como se verificou na Lagoa, em que o máximo de densidade se localizou na zona interior que tem uma entrada de um efluente não tratado de uma ETAR, e também no estuário, em que as suas maiores abundâncias ocorreram numa zona do Esteiro da Marateca sob influência de várias pisciculturas. (Coutinho, 1994; Oliveira e Coutinho, 1992; Coutinho, 1998; Oliveira *et al*, 2000). Mais recentemente, em Junho de 2003, na sequência de temperaturas do ar muito elevadas (42 °C), que se fizeram sentir em todo o país, foi detectada numa piscicultura, localizada naquela zona da Marateca, num tanque de cultura de dourada, em concentrações

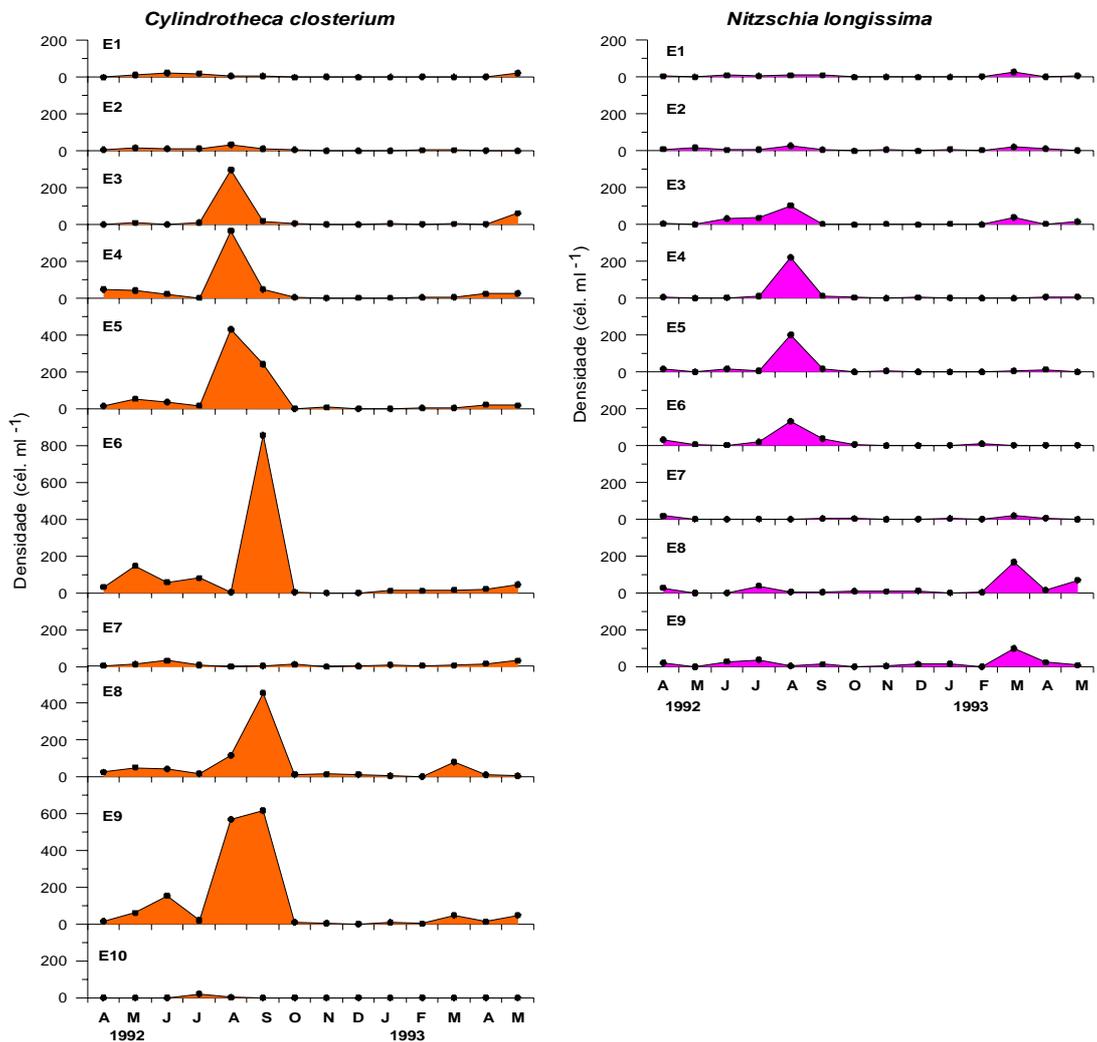


Figura 59 - Variação espacio-temporal da densidade das espécies *Cylindrotheca closterium* e *Nitzschia longissima*, no Estuário do Sado, em 1992-93.

muito elevadas, confirmando a preferência por ambientes com alta concentração de matéria orgânica. Também em 1967, as maiores populações desta espécie foram registadas, na estação de menor turbulência, localizada entre a Ilha do Cavalo e a margem direita. É uma espécie cosmopolita capaz de proliferar em ambientes diversos como as águas do afloramento costeiro (Moita, 2001), os sedimentos intertidais do estuário do Tejo (Brotas e Plante-Cuny, 1996) ou os tanques das pisciculturas do estuário do Sado (M. R. Oliveira, com. pessoal).

*Nitzschia longuissima* (Fig. 59) é também uma espécie marinha que acompanhou *Cylindrotheca closterium* em todo o estuário, embora com populações menos abundantes. As maiores densidades ocorreram também no Verão, em Agosto, na E4 (Esteiro da Comporta) e na E5 (Esteiro da Marateca) com temperatura de 23,8-24,4 °C e salinidade de 37,4-38,4, e corresponderam a  $220 \times 10^3$  cél./l. Em 1967 as maiores densidades -  $22,5 \times 10^3$  -  $33 \times 10^3$  cél./l - ocorreram nos meses de Julho e Agosto nas estações correspondentes às E1, E2 e E7 do presente estudo, com temperaturas de 19,0-22,5 °C e salinidades de 34,8-35,3, um pouco menos elevadas que as de 1992-93. Em 2000-2001 os registos de maiores populações são também de Agosto, na E2, não tendo porém ultrapassado  $18 \times 10^3$  cél./l, sob temperatura de 20,9 °C e salinidade de 36,1. Estes comportamentos apontam para a preferência por temperaturas superiores a 20 °C e águas eualinas.

*Nitzschia sigma* foi uma espécie estuarina pouco abundante, mas que aparece com uma frequência elevada (50-90%) nesta zona. As maiores densidades  $14 \times 10^3$  cél./l foram registadas na E6 (Esteiro da Marateca) em Maio, com temperatura de 22,0 °C e salinidade de 36,3. Em 1967 as densidades mais elevadas -  $3 \times 10^3$ - $4 \times 10^3$  cél./l - registaram-se na estação correspondente à E7 do presente estudo, nos meses de Fevereiro e Julho, em condições de temperatura e salinidade respectivamente de 13,0-22,0 °C e 32,3-34,6. Em 2000-2001 os registos de maior abundância corresponderam a  $20 \times 10^3$  cél./l, na E6, no mês de Outubro, com temperatura de 18,3 e salinidade de 35,9, confirmando a preferência por temperaturas superiores a 18,0 °C e salinidades superiores a 30,0.

#### Zona superior

Esta zona compreende o Canal de Alcácer (E8 e E9) e o troço para montante, entre a cidade de Alcácer do Sal (E10) e S. Romão (E11 e E12). Alguns elementos sobre a ecologia das suas espécies dominantes são em seguida apresentados.

*Skeletonema costatum* (Fig. 60) é uma espécie estuarina que aparece com frequência em todo o estuário, desde a E1 na embocadura (54%) até à E9 na zona superior (63%). Em 1992-93, as populações mais elevadas registaram-se no troço do Canal de Alcácer, em Junho, tendo atingido  $400 \times 10^3$  cél./l, em condições de salinidade e temperatura de 24,7 e 22,7 °C. Em 1967 esta espécie apareceu muito raramente com densidades muito baixas (2500 cél./l). Em 1990-91 apresentou densidades mais elevadas, que não ultrapassaram, no entanto,  $43 \times 10^3$  cél./l (Oliveira e Coutinho, 1992). Esta pequena proliferação ocorreu durante o Verão, na E4 e E5, com temperaturas de 19,9-23,2 °C e salinidades 34,0-36,5. Em 2000-2001 verifica-se que esta espécie se desenvolveu num leque mais alargado de salinidades - 2,7-35,0 - e temperaturas - 13,3-25,4 °C, tendo ocorrido com populações elevadas desde a E3, na zona inferior, até à E9, na zona superior (Canal de Alcácer). O máximo de densidade na zona inferior ocorreu em Julho de 2001, na sequência do afloramento já mencionado, com temperatura de 23,5 °C e salinidade de 35,0 e atingiu  $600 \times 10^3$  cél./l na E3. Na zona superior apresentou dois máximos de densidade: um localizado em Outubro de 2000, na E9, de  $620 \times 10^3$  cél./l, com temperatura de 18,6 °C e salinidade de 24,6; outro localizado em Março de 2001, na E8, que atingiu  $1440 \times 10^3$  cél./l, com temperatura de 17,3 °C e salinidade de 10,3. Na Lagoa de Albufeira (Oliveira *et al.*, 2000), em períodos de interrupção da ligação com o mar, em que ocorre um aumento de nutrientes e desoxigenação parcial da coluna de água, *Skeletonema costatum* formou "blooms" de fim de Inverno ( $8000 \times 10^3$  -  $11000 \times 10^3$  cél./l), também com temperaturas e salinidades baixas (15,9 °C e 14,2). A espécie comportou-se, tanto no Estuário do Sado como na Lagoa de Albufeira, como euritermica e eurialina, estando adaptada a um espectro alargado de salinidades (2,7-36,5) e temperaturas (13,3-25,4 °C) como também tem sido mencionado por outros autores (Blanchemain *et al.*, 1994). Segundo Lehman e Smith, (1991) esta diatomácea é uma componente muito frequente dos "blooms" de fitoplâncton que se formam em zonas costeiras, interiores, reagindo sensivelmente ao fluxo vertical de nutrientes, provenientes dos sedimentos, para a coluna de água. Estes resultados, comparados com os

de 1967, indicam uma evolução do ecossistema no sentido de um progressivo enriquecimento do estuário, para montante.

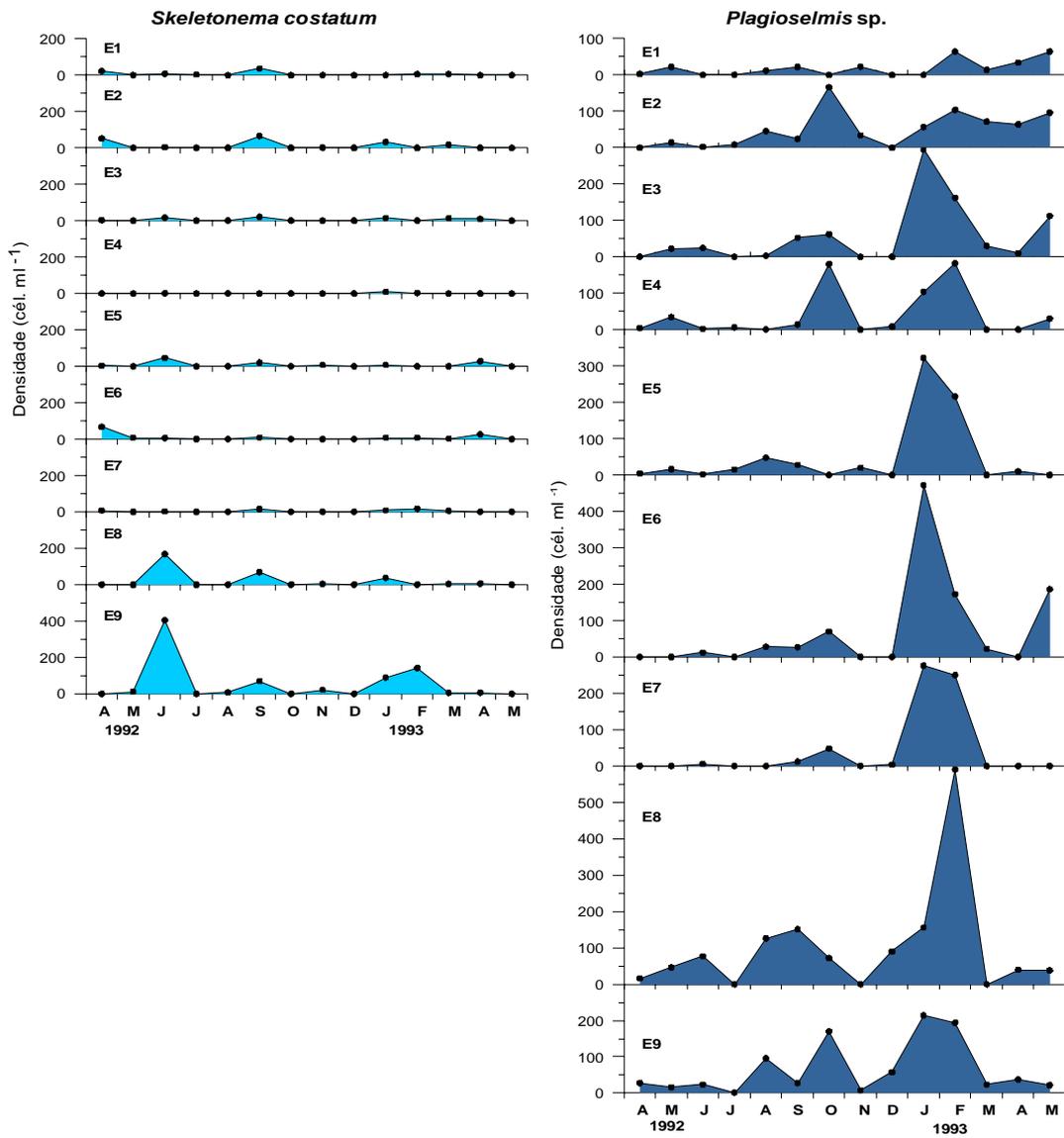


Figura 60 - Variação espacio-temporal da densidade de *Skeletonema costatum* e *Plagioselmis* sp., no estuário do Sado, em 1992-93.

*Plagioselmis* sp. (Fig. 60) foi a Cryptophyceae mais abundante e frequente nas três zonas do estuário, com uma frequência média superior a 60% e uma abundância média de  $22 \times 10^3$  a  $91 \times 10^3$  cél./l entre as estações E1 e E8. Foi uma espécie de Outono-Inverno que se desenvolveu principalmente nos meses de Janeiro-Fevereiro, em todo o estuário, com salinidades de 24,0-35,3 e temperaturas de 10,4-12,9 °C e que atingiu a densidade máxima de  $590 \times 10^3$  cél./l na estação E8 (Canal de Alcácer), com temperatura de 10,4 °C e salinidade de 27,8. Apresentou ainda, nalgumas estações, como por exemplo nas E8 e E9 da zona superior do estuário, um pico secundário de densidade, em Setembro-Outubro, em condições de temperatura - 18,7-23,2 °C - e salinidade - 26,8-36,8 - um pouco mais elevadas, e em que atingiu densidades de  $150 \times 10^3$ - $170 \times 10^3$  cél./l. Também no Verão de 2001, e na zona média do estuário, se registaram populações elevadas desta espécie, da ordem de  $850 \times 10^3$  cél./l que se desenvolveram com temperatura de 23,5 °C e salinidade de 36,1 (M. R. Oliveira, com. pessoal). Na Lagoa de Albufeira, *Plagioselmis* sp. apresentou também importantes proliferações ( $5200 \times 10^3$  cél./l) com temperaturas de 21,4 °C e salinidades de 21,2 (Oliveira *et al.*, 2000). Estes comportamentos indicam uma provável adaptação desta espécie a uma variação de temperaturas e salinidades própria de espécies euritéricas e poli-eualinas. Verifica-se, ainda, que os máximos registados ocorreram com valores de transparência de 1 a 4 m, o que aponta para uma preferência por colunas de água bem iluminadas, em contraste com outras Cryptophyceae estuarinas (por exemplo, *Chroomonas* sp.) ou de água doce (*Rhodomonas minuta*, *Cryptomonas erosa*) também existentes no estuário, e que se adaptam a intensidades luminosas muito baixas, como tem sido frequentemente observado neste grupo algológico (Oliveira e Coutinho, 1992; Gervais, 1997; Camacho *et al.*, 2001).

*Gymnodinium* spp. (Fig. 61) designa um conjunto de dinoflagelados nus de pequenas dimensões, frequentemente inferior a 12 µm e forma gimnodinioide, cuja espécie(s) não foi possível identificar. Este agrupamento encontra-se em todo o estuário com maiores populações entre Julho e Setembro, com

densidades variáveis entre  $48 \times 10^3$  e  $266 \times 10^3$  cél./l. O seu maior desenvolvimento ocorreu em Fevereiro, na E8 (Canal de Alcácer) onde atingiu o máximo de densidade de  $260 \times 10^3$  cél./l, com temperatura de  $10,4$  °C e salinidade de  $27,8$ . Dado que esta espécie se desenvolveu num leque alargado de temperaturas ( $10,4-26,2$  °C) poderá concluir-se que se comportou como euritérmica. No que respeita à salinidade preferiu salinidades de  $27,8-38,4$ , o que indica preferência por condições poli-eualinas.

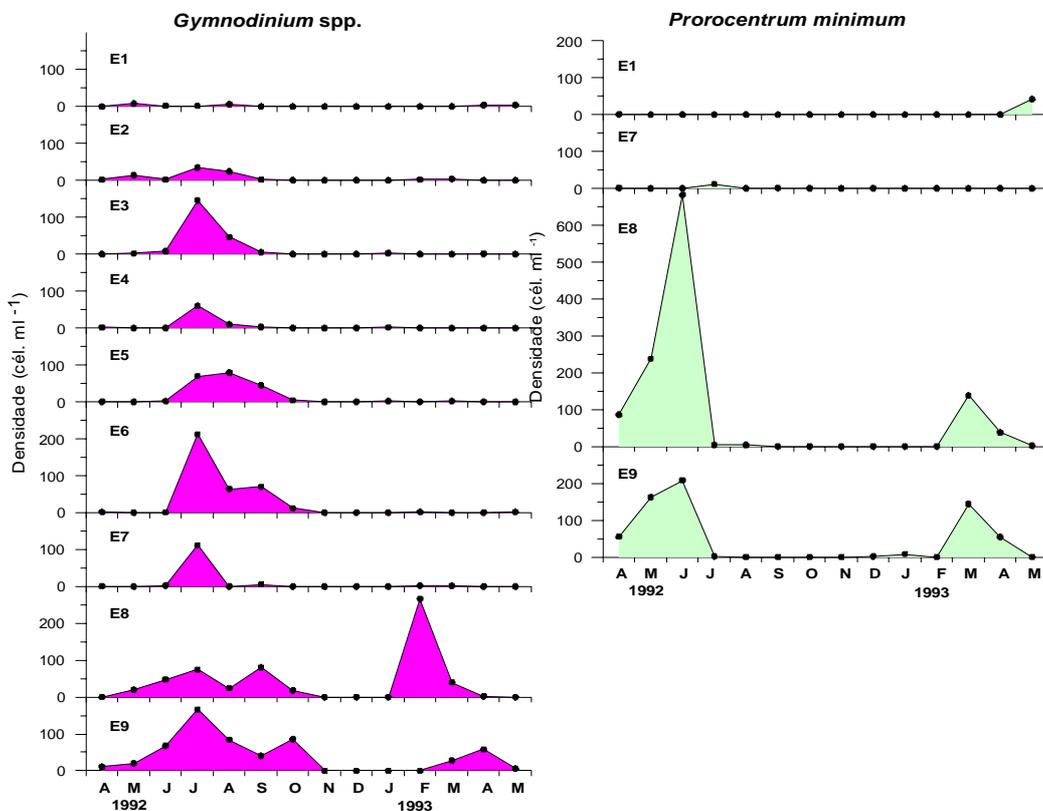


Figura 61 - Variação espacio-temporal da densidade de *Gymnodinium* spp. e *Procoentrum minimum*, no Estuário do Sado, em 1992-93.

*Procoentrum minimum* (Fig. 61) é uma espécie marinha e estuarina do grupo das Dinophyceae, pouco frequente e com uma densidade média baixa, nas

zonas inferior e média do estuário. Apresentou, no entanto, um desenvolvimento relativamente elevado na zona superior, onde registou uma frequência nas amostras superior a 50%, atingindo uma densidade média de  $100 \times 10^3$  cél./l. Proliferou no início do Verão e final do Inverno e o seu máximo de densidade,  $680 \times 10^3$  cél./l, ocorreu em Junho, na estação E8, com uma temperatura de 22,7 °C e uma salinidade de 27,9. Na Lagoa de Albufeira a espécie proliferou em condições semelhantes, com temperaturas de 20 °C e salinidades de 34,0 (Oliveira *et al.*, 2000). Na Lagoa de Santo André, Macedo *et al.* (2001) verificaram a ocorrência de "blooms" desta espécie em condições de temperatura e salinidade bastante mais baixas: 10,0-13,0 °C e 10,0-19,0. Estes diferentes comportamentos estão de acordo com resultados de outros estudos que mostram que este dinoflagelado, muito frequente em zonas estuarinas temperadas, é uma espécie euritérmica e eurialina e adaptada a condições de luz muito variadas (Grzebyk e Berland, 1996; Orive *et al.*, 1997). A preferência desta espécie por esta zona do canal, perto de uma ribeira afluyente, prende-se provavelmente, com as condições de estratificação halina e com a mobilidade que o flagelo proporciona, permitindo-lhe escolher os estratos da coluna de água de menor turbulência.

*Chaethoceros subtilis* (Fig. 62) é uma espécie estuarina que se desenvolveu exclusivamente na zona superior do estuário, desde a E7 (Ilha do Cavalo) até à zona de água doce, onde desaparece. Apresentou uma frequência média que variou de 35 a 80%, entre a estação E8 e a estação E10 e uma densidade média nesta zona de  $30-50 \times 10^3$  cél./l. As maiores densidades ocorreram na Primavera, em Março-Abril, com temperaturas de 11,7-18,0 °C e salinidades de 18,3-26,3. Os máximos registaram-se nas estações E8 e E9 e foram respectivamente de  $450-480 \times 10^3$  cél./l. Em Alcácer, na E10, teve também um certo desenvolvimento ( $200 \times 10^3$  cél./l) no Verão, com salinidades de 11,3. Em Outubro de 2000 apresentou populações da ordem de  $110 \times 10^3$  cél./l, com temperatura de 18,6 °C e salinidade de 24,6, o que parece indicar uma adaptação a um leque de temperaturas alargado e uma preferência por águas meso-polialinas.

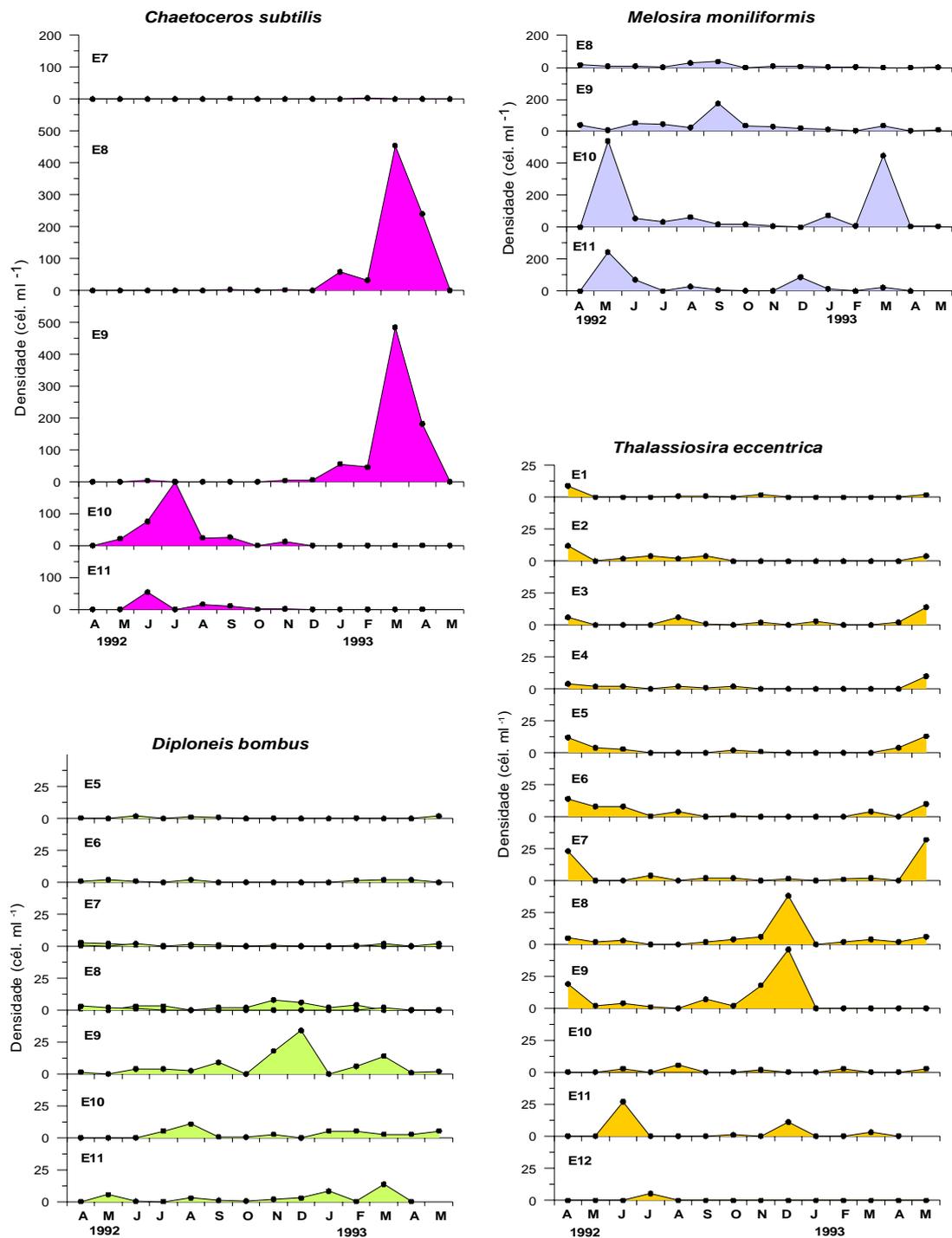


Figura 62 - Variação espacio-temporal da densidade de *Chaetoceros subtilis*, *Melosira moniliformis*, *Diploneis bombus* e *Thalassiosira eccentrica*, no Estuário do Sado, em 1992-93.

*Melosira moniliformis* (Fig. 62) é também uma espécie estuarina que se desenvolve, tal como *Chaethoceros subtilis*, quase exclusivamente no estuário superior. Ocorreu em todas as amostras desta zona, apresentando densidades médias entre  $10 \times 10^3$  cél./l e  $100 \times 10^3$  cél./l. As suas maiores proliferações ocorreram na Primavera, na E10, e a sua densidade máxima atingiu, em Maio,  $540 \times 10^3$  cél./l. Os resultados de que dispomos em relação a 1967 dizem respeito apenas às zonas inferior e média do estuário onde a espécie desenvolveu densidades pouco significativas (máximo 4000 cél./l). Em relação aos resultados de 1990-91, verifica-se que esta foi uma das espécies mais abundantes na zona superior do estuário, tendo desenvolvido, em condições mesoalinas, importantes populações, especialmente para montante de E8. Os máximos registados, quer em 1990, quer em 1991, atingiram densidades da ordem de  $1735 \times 10^3$  -  $2600 \times 10^3$  cél./l e ocorreram no Verão, a montante da E9, em condições de salinidade de 13,1-16,6 e temperatura de 26 °C. Em Novembro de 1990, ocorreu igualmente, uma proliferação importante na E8 que atingiu a densidade de  $1455 \times 10^3$  cél./l, com temperatura de 16,6 °C e salinidade de 6,3. No Verão de 2001 a espécie apareceu de novo, nesta zona, com densidades elevadas da ordem das de 1990, cerca de  $4000 \times 10^3$  cél./l, com temperatura de 25,4 °C e salinidade de 28,6. Os resultados de que dispomos indicam que a espécie está adaptada a uma larga variação de temperaturas e salinidades, embora com preferência por temperaturas acima de 15 °C e por salinidades superiores a 5 e inferiores a 30, do domínio das águas meso-polialinas. É de salientar, ainda, que a zona do Estuário do Sado, onde ocorrem os máximos de abundância desta espécie, apresenta valores de transparência muito baixos. Com efeito, cerca de 57% dos registos de leitura do Disco Sechii, obtidos naquela zona entre 1990 e 1993 (n=35), são inferiores a 0,6 m o que indica que a zona de desenvolvimento preferencial de *Melosira moniliformis* é uma zona de pouca transparência, confirmando os resultados de alguns autores (Moon e Dunstan, 1990), que consideram que esta espécie suporta condições de forte turbidez.

*Thalassiosira eccentrica* (Fig. 62) é uma espécie marinha que aparece com frequência em todo o estuário com densidades médias pouco elevadas que não ultrapassaram  $8 \times 10^3$  cél./l. Apresentou o seu maior desenvolvimento durante o período de Inverno-início de Primavera, e a sua máxima densidade,  $46 \times 10^3$  cél./l, ocorreu em Dezembro na E9, com temperatura de 12,3 °C e salinidade de 19,2. Em 1967 esta espécie apresentou populações de baixa densidade na zona inferior e média do estuário. Os máximos foram obtidos na estação mais interior (junto da E7 deste estudo), também na Primavera, com temperatura de 15 °C e salinidade de 29,7 e não foram além de 1800 cél./l. Em 1990-91 esta espécie apresentou populações mais elevadas e atingiu o máximo de abundância,  $160 \times 10^3$  cél./l, no Canal de Alcácer, em Maio de 1991, com temperatura de 21,6 °C e salinidade de 22,9. Em 2000-2001 apareceu na mesma zona e na mesma época, com populações da ordem de  $56 \times 10^3$  cél./l, com temperatura de 16,8 °C e salinidade de 10,3, o que sugere uma adaptação para águas meso-polialinas e preferência por temperaturas no intervalo de 12-22 °C.

*Diploneis bombus* (Fig. 62) é uma espécie marinha e estuarina que, tal como as anteriores, apresentou um desenvolvimento preferencial no Canal de Alcácer, onde ocorreu com uma frequência média superior a 60%. As suas densidades foram relativamente baixas e o seu desenvolvimento máximo ocorreu na E9 em Dezembro, em condições de temperatura de 12,3 °C e salinidade de 19,2, não ultrapassando  $34 \times 10^3$  cél./l. Em 1967 esta espécie foi frequente em todos os locais estudados das zonas inferior e média do estuário, apresentando no entanto populações pouco abundantes. O máximo não foi além de 4400 cél./l e ocorreu em Fevereiro com temperatura e salinidade de 13 °C e 32,3. Os resultados de 1990-91 mostram que a espécie foi frequente ao longo do estuário, desenvolvendo populações mais abundantes na zona superior, até Alcácer. Os máximos de  $36 \times 10^3$ - $54 \times 10^3$  cél./l, registaram-se nas estações E8 e E9, na Primavera, com temperaturas de 15,3-22,8 °C e salinidades muito variáveis 2,0, 13,1 e 17,9. Em 2000-2001 desenvolveu populações pouco significativas. A densidade mais elevada ocorreu no Canal de Alcácer, na E9,

com temperatura de 18,6 °C e salinidade de 24,6, e não ultrapassou 6000 cél./l. Embora apresente um comportamento irregular, poderá, no entanto, considerar-se que *Diploneis bombus* apresentou uma preferência por temperaturas acima de 20 °C e por condições de salinidade que variam de oligo a polialinas.

*Stephanodiscus hantzschii* (Fig. 63) é uma espécie de água doce adaptada a ambientes estuarinos, que se distribui quase exclusivamente na zona superior do estuário, desde a estação E8 no Canal de Alcácer até à estação E12 no Rio Sado. Ocorre com uma frequência média superior a 70% e uma densidade média de  $19 \times 10^3$  cél./l a  $58 \times 10^3$  cél./l. É uma espécie de Inverno-Primavera que apresentou o seu maior desenvolvimento, de  $435 \times 10^3$  cél./l, no mês de Março de 1993, na estação E10, com salinidade de 2,1. Apresentou densidades relativamente elevadas, da ordem de  $220 \times 10^3$  cél./l, também nas E8 e E9, em Fevereiro, com temperatura de 10,4-10,7 °C e salinidade de 27,8. Em 1990-91 foi pouco frequente aparecendo com populações mais abundantes na zona do Canal de Alcácer. Os seus máximos variaram de  $12 \times 10^3$ - $19 \times 10^3$  cél./l, e ocorreram na E8, em Maio e Novembro, com temperaturas de 15,7-22,1 °C e salinidades de 17,9-18,7. Em Fevereiro de 2000 e na zona da E9 detectou-se pela primeira vez no estuário a ocorrência de um "bloom" desta espécie que atingiu  $168,8 \times 10^6$  cél./l, em condições de salinidade e temperatura, respectivamente, 12,0-23,0 e 14,5 °C. Em Julho de 2001 ocorreu outra proliferação, embora menor ( $1,7 \times 10^6$  cél./l), com temperatura de 25,6 °C e salinidade de 5,2 (M. R. Oliveira, com. pessoal). Estes diferentes comportamentos, com proliferações em condições de salinidade e temperatura tão díspares, como as que ocorreram em 1992-93 e 2000-2001, leva a concluir que esta espécie se comportou como euritérmica e, do ponto de vista da salinidade, sendo uma espécie de água doce, conseguiu desenvolver-se em condições oligo-polialinas.

*Chrysococcus minutus* (Fig.63), pertencente ao grupo das Chrysophyceae, foi a espécie de água doce mais abundante nas estações de montante da zona superior, acima de Alcácer. Esteve presente no Inverno-Primavera de 1993 e desenvolveu populações de densidade muito elevada correspondentes a  $1240 \times 10^3$  -  $2500 \times 10^3$  cél./l nas estações E11 e E12, em Janeiro e Março, com temperaturas de 10,0 °C e salinidades <0,5-0,7, próprias de água doce a oligoalina. A maioria das espécies de Chrysophyceae são estenotérmicas, necessitando de temperaturas baixas que lhes permitam proliferar e também formar quistos com que asseguram a sua sobrevivência em condições adversas. Por este facto, são raras nas águas temperadas a sul do Tejo (Oliveira, 1987). Outra característica desta espécie é a constituição da sua teca, à base de sílica e hidróxidos de ferro. Estes compostos são um constituinte importante dos sedimentos do Rio Sado, onde, segundo Quevauvillier (1989 a), podem atingir, a montante da E12, cerca de 40% do total dos sedimentos, facto que poderá explicar a abundância desta espécie neste troço do rio.

*Monoraphidium* spp. (Fig. 63), que inclui as espécies *Monoraphidium contortum*, *Monoraphidium convolutum* e *Monoraphidium griffithii*, pertencem ao grupo das Chlorophyceae de água doce que estiveram presentes em toda a zona superior, sobretudo nas estações de montante, entre a estação E10 e a estação E12, onde apresentaram uma frequência superior a 50% e uma densidade média compreendida entre  $11 \times 10^3$  cél./l e  $330 \times 10^3$  cél./l. As maiores populações ocorreram no fim do Inverno-início da Primavera, na estação E12 e a densidade máxima pertenceu a *Monoraphidium contortum* que atingiu em Março  $1730 \times 10^3$  cél./l. Esta espécie foi relativamente abundante, na E9, com temperatura de 12 °C e salinidade de 18,3. Estes resultados apontam para uma provável adaptação a condições oligo-mesoalinas, contrariamente às outras duas espécies deste género, que se encontram nas estações de jusante por arrastamento e nunca chegam a atingir densidades importantes. Acresce, ainda, que *M. contortum* é considerada como podendo proliferar no limite da zona eufótica, comportando-se, quer como autotrófica, quer como heterotrófica, captando o carbono orgânico

dissolvido directamente da água (Gervais, 1997), o que explicaria a proliferação desta espécie na E9, em condições de pouca luminosidade.

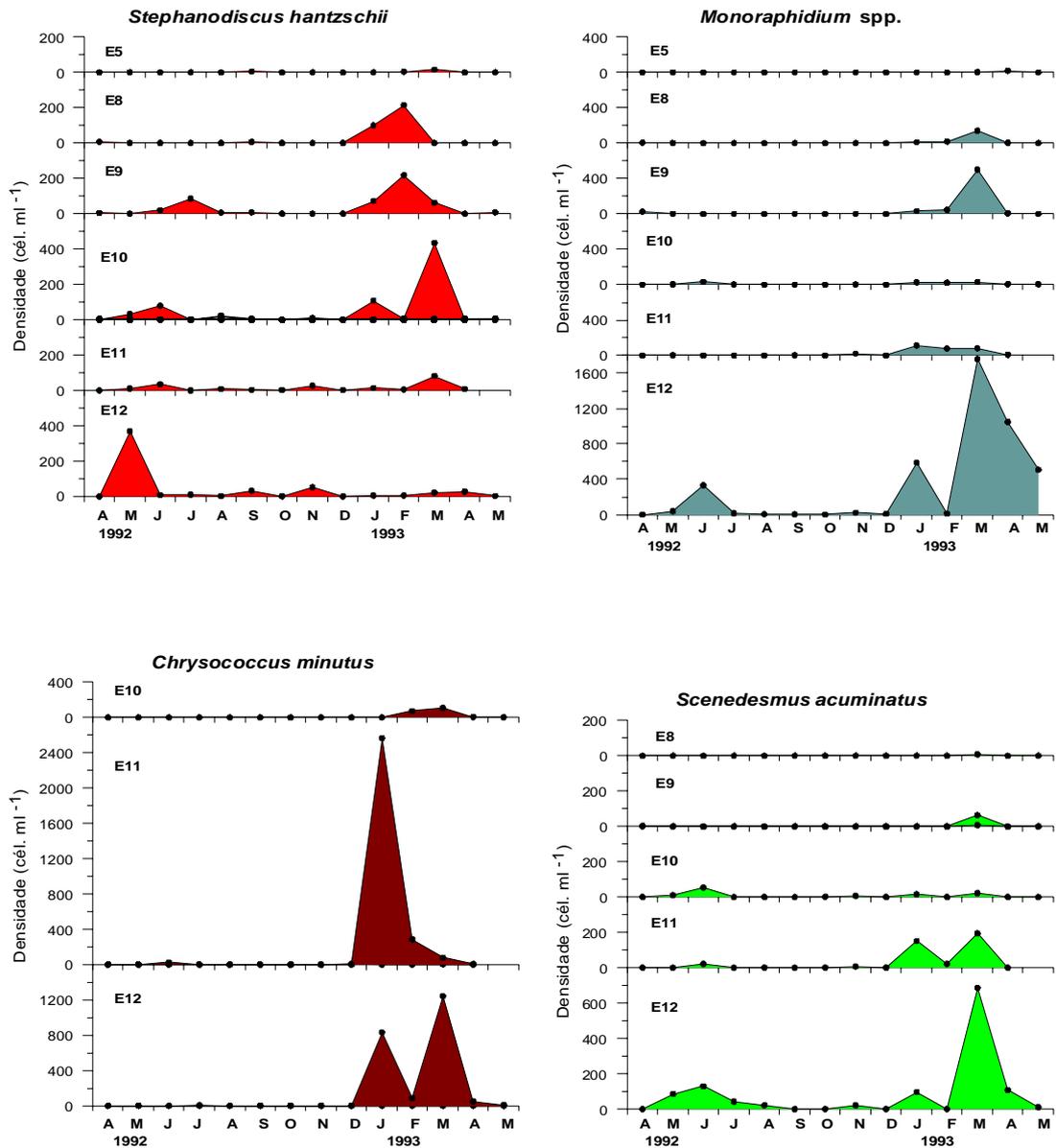


Figura 63 - Variação espacio-temporal da densidade de *Stephanodiscus hantzschii*, *Monoraphidium* spp., *Chrysococcus minutus*, e *Scenedesmus acuminatus*, no Estuário do Sado, em 1992-93.

*Scenedesmus* spp. são, também, Chlorophyceae de água doce que, tal como *Monoraphidium* spp., apresentaram um espectro de dispersão alargado até ao Canal de Alcácer, registando densidades médias compreendidas entre 500 cél./l na estação E8 e  $92 \times 10^3$  cél./l na estação E12. As maiores abundâncias ocorreram em condições de água doce, na E12, em Março, e foram devidas a *Scenedesmus armatus* com  $400 \times 10^3$  cél./l e *S. acuminatus* (Fig. 63) com  $680 \times 10^3$  cél./l. Estas espécies apresentam uma redução importante das suas populações para jusante da E11, aparecendo no Canal de Alcácer em densidades muito reduzidas, o que indica uma fraca adaptabilidade às condições estuarinas.

Poder-se-á dizer, em resumo:

- O aumento da densidade das principais espécies do fitoplâncton, em 1992-93 e 2000-2001, poderá estar relacionado com um enriquecimento do estuário em nutrientes, durante os últimos 30 anos.
- A única espécie que obteve densidades mais elevadas em 1967-68 foi a *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima*, indicando uma provável preferência por ambientes oligotróficos.
- A abundância das espécies de origem costeira como *Asterionellopsis glacialis*, *Guinardia delicatula*, *Detonula pumila*, na zona inferior do estuário, parece estar condicionada pelo afloramento costeiro, verificando-se coincidência do aumento das suas densidades com aquele fenómeno; o desenvolvimento destas espécies não foi afectado pelas condições de temperatura e salinidade, mais elevadas no estuário.
- A espécie de água doce *Stephanodiscus hantzschii*, e as espécies de água salobra *Melosira moniliformis*, *Diploneis bombus* e *Thalassiosira eccentrica*, que estiveram ausentes ou apresentaram densidades muito reduzidas em 1967-68, ter-se-ão adaptado a condições meso-polialinas, uma vez que apresentaram uma distribuição localizada no Canal de Alcácer, durante o período de estudo.

## 2.2 Dinâmica e Aspectos Ecológicos das Principais Espécies

Tabela 3 - Densidade máxima (cél./l) de algumas das principais espécies do fitoplâncton do Estuário do Sado à temperatura (Temp.) e salinidade indicadas, nos vários anos de estudo.

Estuário do Sado	1967-68 *			1990-91			1992-93			2000-2001		
	Densidade*	Temp. (°C)	Salinidade	Densidade	Temp. (°C)	Salinidade	Densidade	Temp. (°C)	Salinidade	Densidade	Temp.(°C)	Salinidade
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	108,5x10 <sup>3</sup>	12,0	35,2	10,8x10 <sup>3</sup>	15,8	33,1	146x10 <sup>3</sup>	18,7	36,8	358x10 <sup>3</sup>	24,0	37,3
<i>Guinardia delicatula</i>	4x10 <sup>3</sup>	12,0	35,2	5,4x10 <sup>3</sup>	20,0	36,2	196x10 <sup>3</sup>	17,0	35,9	138x10 <sup>3</sup>	20,0-23,2	33,0-35,4
<i>Detonula pumila</i>	40x10 <sup>3</sup>	14,0	31,5	-	-	-	101x10	21,2	37,3	(74-84)x10 <sup>3</sup>	19,7-23,5	35,0-35,9
<i>Pseudo-nitzschia grupo seriata</i>	14x10 <sup>3</sup>	12,0	35,2	24x10 <sup>3</sup>	23,2	36,5	45x10 <sup>3</sup>	18,3	36,3	28x10 <sup>3</sup>	23,5	35,0
<i>P. grupo delicatissima</i>	320x10 <sup>3</sup>	22,5	34,8	10,8x10 <sup>3</sup>	24,3	36,3	28x10 <sup>3</sup>	19,2	36,2	24x10 <sup>3</sup>	17,4	35,9
<i>Leptocylindrus danicus</i>	27,5x10 <sup>3</sup>	20,0	35,0	-	-	-	18x10 <sup>3</sup>	19,3	36,2	78x10 <sup>3</sup>	17,4	35,9
<i>Cylindrotheca closterium</i>	26x10 <sup>3</sup>	9,0	31,8	(27-124)x10 <sup>3</sup>	20,0-24,5	34,0-37,1	856x10 <sup>3</sup>	23,3	38,4	116x10 <sup>3</sup>	18,3	35,9
<i>Nitzschia longuissima</i>	33x10 <sup>3</sup>	22,0	35,0	69x10 <sup>3</sup>	22,0	31,3	220x10 <sup>3</sup>	23,8	37,4	18x10 <sup>3</sup>	20,9	36,1
<i>N. sigma</i>	4x10 <sup>3</sup>	13,0	32,3	13,5x10 <sup>3</sup>	15,5	32,3	14x10 <sup>3</sup>	22,4	36,3	20x10 <sup>3</sup>	18,3	35,9
<i>Skeletonema costatum</i>	2,5x10 <sup>3</sup>	11,5	34,5	43x10 <sup>3</sup>	19,9-23,2	34,0-36,5	400x10 <sup>3</sup>	22,7	24,7	(600-1440)x10 <sup>3</sup>	17,3-23,5	10,3-35,0
<i>Plagioselmis</i> sp.	-	-	-	-	-	-	590x10 <sup>3</sup>	10,4	27,8	850x10 <sup>3</sup>	23,5	36,1
<i>Gymnodinium</i> spp.	-	-	-	-	-	-	260x10 <sup>3</sup>	10,4	27,8	6x10 <sup>3</sup>	15,2	28,5
<i>Prorocentrum minimum</i>	-	-	-	-	-	-	680x10 <sup>3</sup>	22,7	27,9	4x10 <sup>3</sup>	14,3	21,3
<i>Chaethoceros subtilis</i>	-	-	-	-	-	-	480x10 <sup>3</sup>	12,0	18,3	110x10 <sup>3</sup>	18,6	24,6
<i>Melosira moniliformis</i>	4,0x10 <sup>3</sup>	13,5	33,1	2600x10 <sup>3</sup>	26,0	16,6	540x10 <sup>3</sup>	?	<5,0	4000x10 <sup>3</sup>	25,4	28,6
<i>Thalassiosira eccentrica</i>	1,8x10 <sup>3</sup>	15,0	29,7	160x10 <sup>3</sup>	21,6	22,9	46x10 <sup>3</sup>	12,3	19,2	56x10 <sup>3</sup>	16,8	10,3
<i>Diploneis bombus</i>	4,4x10 <sup>3</sup>	13,0	32,3	(36-54)x10 <sup>3</sup>	15,3-22,8	2,0-17,9	34x10 <sup>3</sup>	12,3	19,2	6x10 <sup>3</sup>	18,6	24,6
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	-	-	-	(12-19)x10 <sup>3</sup>	15,7-22,1	17,9-18,7	435x10	?	2,1	(168,8-1,7)x10 <sup>6</sup>	14,5-25,6	5,2-23,0

Sampayo (1970)

## 2.3 Estratégias de sobrevivência

### 2.3.1 *Considerações gerais*

O conceito que defende que os organismos adoptam determinada forma como meio de sobrevivência a condições ambientais adversas foi primeiramente aplicado por Raunkiaer (1904) às plantas superiores, conforme descrito por Körner (1993). Este conceito foi posteriormente alargado para incluir, não só a morfologia, mas também o desempenho funcional associado a essa morfologia. Assim, no início da colonização de determinado habitat em que não há limitação de recursos, têm vantagem as espécies que chegam primeiro e que ocupam mais rapidamente a área disponível, isto é, aquelas que, devido às suas pequenas dimensões se reproduzem mais rapidamente. À medida que o recurso se esgota, têm vantagem as espécies de maiores dimensões com uma taxa de crescimento menos elevada. Este modelo de selecção desenvolvido por MacArthur e Wilson (1967), encontra-se bem discutido em Pité *et al.* (1985). Aqueles autores consideraram dois tipos de população colonizadora: uma de características expansivas ou oportunistas, adoptando o modo **r**; a outra com características conservativas adoptando o modo **K**. Numa, o investimento da energia disponível incide no processo de multiplicação - modelo **r**. Na outra, o dispêndio energético incide, principalmente, na manutenção da biomassa. No modelo **r** a selecção ambiental selecciona as espécies que se reproduzem e crescem mais rapidamente. No modelo **K** a selecção ambiental selecciona as que melhor competem por um recurso que se esgota. Este processo de selecção segundo o padrão acabado de descrever designa-se por selecção **r**→**K** e foi aplicado às comunidades fitoplanctónicas por Margalef (1978), Kilham e Kilham (1980), Sommer (1981), e Reynolds *et al.* (1983), conforme estão citados em Reynolds (1984 a, b). Estes autores adoptaram a terminologia **r**→**K**, do modelo atrás referido, à progressão sazonal, que se realiza no interior de um lago, durante os meses de Verão, em que o aquecimento progressivo da superfície da coluna de água tem como consequência o estabelecimento de uma termoclina que separa os estratos da superfície, bem misturados, ricos em nutrientes, e

relativamente bem iluminados, dos estratos mais profundos, mais frios e menos iluminados. Nos estratos de superfície, ou epilímnio, o crescimento das espécies está condicionado por um gradiente de luz e nutrientes que se estabelece à medida que a biomassa aumenta, até ao esgotamento de um ou mais recursos, e em que a sucessão vai progredindo à medida que as espécies vão sendo selecionadas, ou eliminadas, num jogo de competição interespecífica por um recurso que se esgota. No início da sucessão, num ambiente sem limitação de recursos, a selecção faz-se no sentido  $r \rightarrow K$ , contra as espécies sem capacidade de flutuação, como as diatomáceas, que afundam rapidamente, para fora da zona eufótica, favorecendo primeiro as espécies de estratégia  $r$ , com taxa de reprodução mais elevada e, posteriormente, as de maiores dimensões, que possuem capacidade de locomoção ou de autoregulação do nível de profundidade. No início do Outono com a quebra progressiva da estratificação são introduzidas alterações na estabilidade na coluna de água no que diz respeito à penetração de luz e à refertilização da massa de água com nutrientes provenientes do sedimento. A sucessão é revertida para um estágio anterior em que muitas das espécies que estavam presentes no início da sucessão são recrutadas para a coluna de água, por efeito da ressuspensão. Com a descida progressiva da temperatura, a coluna de água fica isotermicamente misturada e a selecção ambiental vai favorecer as espécies que suportam alterações climáticas abruptas, principalmente no que se refere às alterações da intensidade luminosa, próprias de colunas de água misturadas em profundidade. Estas espécies designadas de estratégias  $W$ , (Reynolds *et al.*, 1983; Reynolds, 1986) servem para designar o conjunto daquelas espécies presentes na coluna de água durante o Inverno e início da Primavera e que iniciam e terminam a sequência anual:  $W \rightarrow r \rightarrow K \rightarrow W$ . Influenciado por Grime (1979), Reynolds adopta, mais tarde, para o modelo tradicional de selecção  $r \rightarrow K$  a terminologia daquele autor e o seu modelo triangular  $C \rightarrow S \rightarrow R$  aplicando-os ao fitoplâncton de água doce (Reynolds 1987, 1996, 2000) e, também, ao fitoplâncton de água salgada (Reynolds 2001). Conseguiu assim distinguir três tipos de estratégia de sobrevivência:

Tipo **R** - de ruderal, que identificou com as espécies tolerantes da turbulência. São espécies com grande capacidade de captação da luz nos baixos comprimentos de onda. São características das colunas de água bem misturadas de Inverno e início de Primavera, que aparecem também na sequência da quebra da estratificação pontual, por acção do vento, ou sazonal, por efeito do arrefecimento da coluna de água no Outono, em lagos e albufeiras. São espécies que caracterizam, também, as frentes oceânicas, dependentes das correntes e da circulação activa das massas de água.

Tipo **C** - que identificou com as espécies de pequenas dimensões, com elevado SAV (Superfície /volume) e taxa de reprodução elevada, que chegam primeiro e colonizam rapidamente a área disponível. As **C** (colonizadoras) correspondem às **r** do padrão  $r \rightarrow K$ . São as espécies que caracterizam as colunas de água dos lagos ou albufeiras e das zonas costeiras, no início da Primavera, quando os nutrientes e a luz não são limitantes, e a coluna de água se encontra no início da estratificação.

Tipo **S** - São as espécies de maiores dimensões com um baixo SAV e uma taxa de reprodução também baixa, que se desenvolvem num ambiente em que os recursos (nutrientes) vão sendo progressivamente limitantes, num processo de competição que aposta na mobilidade, na capacidade de flutuação e na manutenção da biomassa. São as espécies que se desenvolvem no Verão, numa coluna de água estratificada de um lago ou albufeira, (correspondente no mar à fase de relaxamento do afloramento costeiro), quando o gradiente de nutrientes e luz vai progressivamente diminuindo. Correspondem às **K** do modelo tradicional e são denominadas **S** por serem tolerantes ao stresse, provocado pelo "deficit" progressivo dos recursos.

As estratégias das espécies dominantes e a sua sucessão, nas comunidades fitoplanctónicas, têm sido pouco estudadas em águas portuguesas. Tanto quanto nos foi possível averiguar, os trabalhos existentes dizem apenas respeito a ecossistemas límnicos (Oliveira, 1987; Coutinho , 1990 b) e a rios (Oliveira,

1991), pelo que tentámos realizar este tipo de estudo num ecossistema estuarino. Com essa finalidade, baseámo-nos no modelo e terminologia acima descritos, para identificação das estratégias das espécies dominantes no Estuário do Sado e da sua sucessão ao longo de um ciclo anual.

### **2.3.2 Estratégias de sobrevivência no sistema estuarino**

Os gráficos das Figuras 64, 65 e 66 representam a variação anual das espécies mais abundantes nos locais mais representativos das três zonas do estuário, com referência às suas estratégias. Verificou-se que em todos estes locais até Alcácer do Sal existe um predomínio das espécies de estratégia R e, apenas esporadicamente, as espécies de estratégia C atingem populações mais elevadas. Verificou-se, igualmente, que os máximos de densidade pertencem às espécies de estratégia R e que as espécies responsáveis pelos máximos de densidade são sensivelmente as mesmas ao longo do estuário, até Alcácer. Relativamente aos factores de selecção ambiental, identificaram-se, em cada estação, ou zona do estuário, os factores que seleccionaram a favor de cada grupo algológico e da estratégia das respectivas espécies.

Assim, em relação à zona inferior do estuário (Fig. 64), as condições químicas e físicas determinadas *in situ*, indicam uma coluna de água ( $Z_m$ ) com uma altura média de 10 m, isotérmica ( $\Delta t$  máx. entre 0 m e fundo = 1,7°C) e isohalina ( $\Delta S$  máx. entre 0 m e fundo = 0,3) durante todo o ano, e uma zona eufótica ( $Z_{eu}$ ) média variável entre 4,8 m e 10 m, a abranger mais de metade da coluna de água ( $Z_{eu} > 5$  m), grande parte do ano. Relativamente aos nutrientes verificou-se que, em Agosto, antes da maior proliferação de fitoplâncton, as concentrações de sílica ( $Si(OH)_4 = 19,5 \mu mol/l$ ) e fósforo ( $PO_4 = 0,8 \mu mol/l$ ) estavam dentro dos limites da constante de semi-saturação ( $K_m$ ), registados em Fisher *et al.* (1988) e Dortch e Whitley (1992) e mencionados por Del Amo *et al.* (1997a). Segundo estes autores, concentrações inferiores a 0,03-5  $\mu mol/l$  para a sílica; 0,0001-2  $\mu mol/l$  para o fosfato; 0,01-10,3  $\mu mol/l$  para o nitrato, não permitem a captação destes nutrientes pelas microalgas. Apenas o nitrato teve

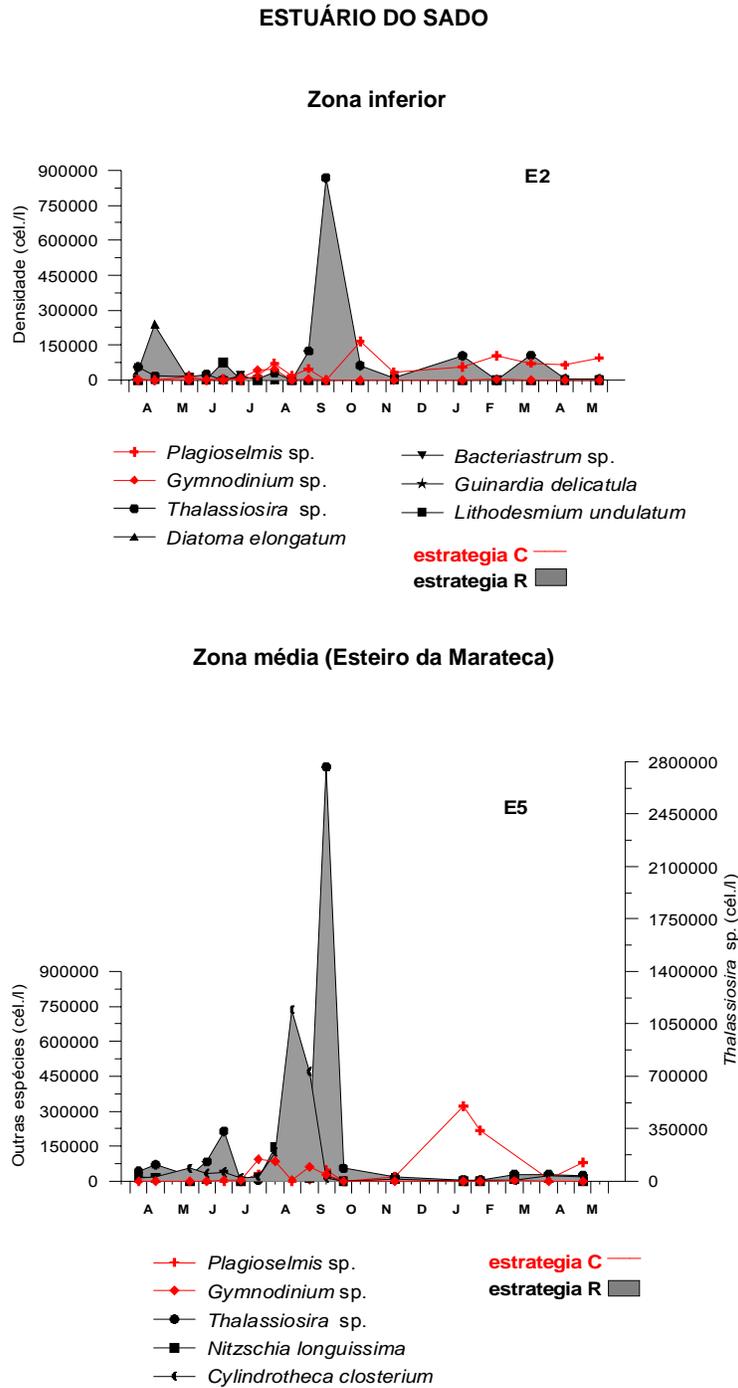


Figura 64 - Sucessão das espécies mais abundantes e respectivas estratégias nas zonas inferior (E2) e média (E5) do Estuário do Sado, em 1992-93.

uma concentração relativamente baixa ( $\text{NO}_3 = 0,8$ ), embora segundo Dortch e Whitley (1992), ainda dentro daqueles limites da constante de semi-saturação.

Estas condições ambientais, em que o factor limitante é o gradiente de luz que se estabelece numa coluna de água turbulenta, vão favorecer o desenvolvimento das diatomáceas. A maior parte destas espécies, de estratégia R, dependem fundamentalmente da turbulência para se manterem em suspensão na coluna de água, resistindo bem às variações de luz impostas pelo arrastamento devido às correntes (Smayda e Reynolds, 2001), desde que a relação  $Z_m/Z_{eu}$  permita a sua manutenção dentro dos limites da  $Z_{eu}$  o tempo necessário à sua regeneração celular. Estudos mencionados por Reynolds *et al.* (1983) e Reynolds (1984, 1986), confirmam que a turbulência induzida numa coluna de água provoca o desenvolvimento das Bacillariophyceae, que se sobrepõem às outras espécies presentes, dada a elevada capacidade de adaptação que estas espécies possuem à variação de intensidade luminosa, no seu arrastamento através de um gradiente de luz alargado em profundidade.

Nesta zona, junto à entrada do estuário (E2), o grupo de estratégias R esteve constituído por Bacillariophyceae de origem marinha, de que se salientaram *Diatoma elongatum*, *Bacteriastrium* sp., *Guinardia delicatula*, *Lithodesmium undulatum* e, principalmente, *Thalassiosira* sp. Esta espécie, dado possuir um pequeno diâmetro ( $D < 12 \mu m$ ), uma relação entre superfície e volume celular (SA/V) relativamente alta ( $> 0,7$ ), e uma taxa de crescimento elevada, apresenta características de estratégia C. No entanto, o seu maior desenvolvimento em zonas de maior turbulência, sugere ter adoptado, no estuário, uma estratégia de sobrevivência R. Em contraste com as espécies de estratégia R as espécies de estratégia C, ou colonizadoras, são particularmente sensíveis às variações de condições de luz e nutrientes. Estas espécies, como *Plagioselmis* sp. e *Gymnodinium* sp., não chegam, no entanto, a desenvolver populações elevadas nesta zona do estuário. O seu desenvolvimento no Outono e no Inverno, na sequência do alargamento da zona eufótica, não chega a ser significativo. Estudos efectuados indicam a turbulência como causa provável da inibição do desenvolvimento deste tipo de espécies, nomeadamente de Dinophyceae, como

*Gymnodinium* sp., prejudicando a fisiologia e o comportamento da espécie, por efeito de ruptura celular e perda do flagelo (Smayda, 1997).

Na zona média, estação E5 do Esteiro da Marateca, (Fig. 64), continua a verificar-se a mistura da coluna de água, uma vez que os valores máximos encontrados *in situ* para as diferenças de temperatura e salinidade entre 0 m e o fundo, não ultrapassaram os 1,2 °C e 0,2, respectivamente. Observou-se, no entanto, uma coluna de água com uma altura média de 6 m e uma zona eufótica média variável entre 2 e 5,7 m. Nesta estação, a menor profundidade tenderá a minimizar o efeito da turbulência na dispersão das células para fora da zona eufótica, ao mesmo tempo que acentua a ressuspensão das células e a recolonização da coluna de água. No que se refere aos nutrientes, não se verificou limitação de sílica e fósforo como indicam as concentrações, registadas em Agosto, ( $\text{Si}(\text{OH})_4 = 37,05$ ;  $\text{PO}_4 = 0,94 \mu\text{mol/l}$ ), quando comparadas com as constantes de semi-saturação ( $K_m$ ) atrás referidas. Tal como na estação anterior, o nitrato registou uma concentração relativamente baixa ( $\text{NO}_3 = 0,87 \mu\text{mol/l}$ ). No entanto, a elevada densidade do fitoplâncton em Setembro, sugere a regeneração deste nutriente. Estudos efectuados nesta zona do estuário confirmam a limitação pontual do nitrato durante o período de crescimento algal e a sua regeneração no final do Verão, por efeito de fluxos elevados de amónia através do sedimento, que asseguram o "input" para a coluna de água e o prolongamento do período de desenvolvimento algal (Cabeçadas *et al.*, 1994 a e b). As condições ambientais descritas favorecem as espécies de estratégia R, especialmente durante a Primavera, Verão e Outono e, em particular, tal como na estação anterior, de *Thalassiosira* sp. que atingiu cerca de  $2800 \times 10^3$  cél. /l. As outras espécies de estratégia R, *Nitzschia longuissima* e *Cylindrotheca closterium*, apresentam uma morfologia (frustulas alongadas e estreitas em forma de agulhas) favorável à suspensão na coluna de água e à resistência ao "grazing". Estas espécies, no entanto, não chegam a sobrepor-se ao desenvolvimento de *Thalassiosira* sp.

Relativamente à presença de espécies de estratégia C na estação E5, salientamos o desenvolvimento de *Plagioselmis* sp., no Inverno, o qual poderá estar relacionado com o "input" de nutrientes, na sequência das chuvas que ocorreram em Dezembro. O alargamento da zona eufótica, que variou nesta época do ano entre 4,2 e 6,9 m, terá contribuído, também, para o desenvolvimento desta espécie. No entanto, apesar destes factores, a turbulência relativa desta coluna de água bem misturada terá, provavelmente, influenciado negativamente o desenvolvimento desta espécie, que apenas atingiu  $300 \times 10^3$  cél./l. Com efeito, condições de maior estabilidade da coluna de água teriam permitido o desenvolvimento deste tipo de espécies que, devido à sua mobilidade, possuem relativa autonomia para a captação dos nutrientes.

No Canal de Alcácer, na estação E8, (Fig. 65) situada a jusante da Ribeira de S. Martinho, a coluna de água apresentou uma altura média de 7 m, com uma zona eufótica média variável entre 1,5 m e 3,6 m, em que a maior amplitude térmica entre superfície e fundo foi de 0,7 °C. A análise dos valores de salinidade indicaram a ocorrência pontual de estratificação halina principalmente no final da Primavera e do Inverno ( $\Delta S - 4,9$ ), na sequência das chuvas que ocorreram durante estas épocas do ano e que terão aumentado o caudal da Ribeira de S. Martinho influenciando a estratificação halina da coluna de água. Estes factores terão influído no desenvolvimento de espécies de estratégia C, principalmente de *Prorocentrum minimum*, no início do Verão. Tem sido observada por diversos autores a proliferação desta espécie em condições de salinidade e temperatura muito variáveis (Grzebyk e Berland, 1996; Orive *et al.* 1997; Oliveira *et al.*, 2000; Macedo *et al.* 2001), o que sugere que o abaixamento da salinidade não será factor de inibição do seu desenvolvimento. No que se refere aos nutrientes, as concentrações do início do Verão ( $\text{NO}_3 = 5,67$ ;  $\text{Si(OH)}_4 = 5,80$ ;  $\text{PO}_4 = 0,64 \mu\text{mol/l}$ ) terão sido superiores às constantes de semisaturação já referidas, favorecendo as espécies mais aptas à captação destes nutrientes. É o caso de *Prorocentrum minimum* que no início do Verão, em condições de maior estabilidade da coluna de água, terá beneficiado da elevada taxa de reprodução, característica das

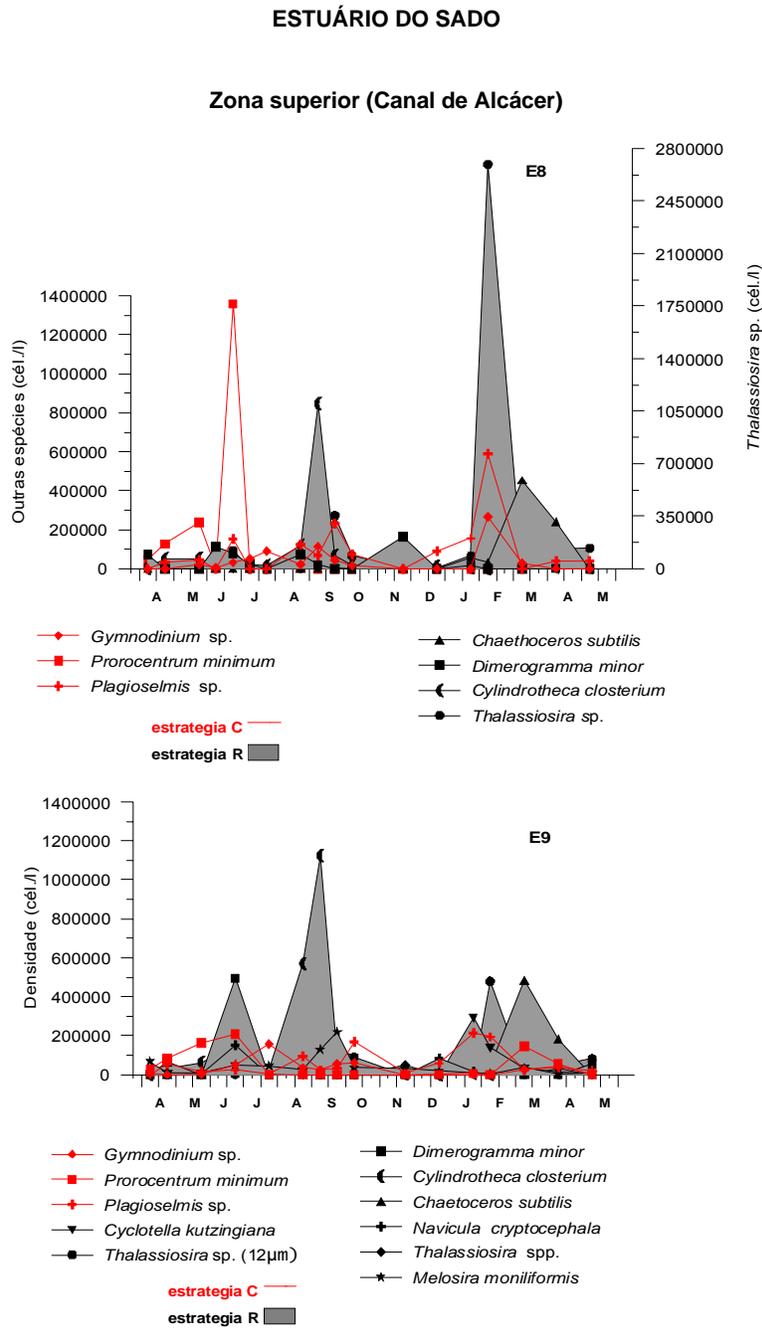


Figura 65 - Sucessão das espécies mais abundantes e respectivas estratégias na zona superior (E8 e E9) do Estuário do Sado, em 1992-93.

espécies C, e do efeito positivo do flagelo na autoregulação do nível de profundidade mais adequado em luz e nutrientes, para o seu desenvolvimento, permitindo-lhe competir com vantagem sobre as Bacillariophyceae. No Inverno,

o aumento da instabilidade da coluna de água e da concentração em nutrientes, por efeito do acréscimo do caudal do rio, terá permitido novamente o desenvolvimento das espécies R, tolerantes da turbulência, como *Chaethoceros subtilis* e, em especial, de *Thalassiosira* sp. que atinge populações muito elevadas ( $2700 \times 10^3$  cél./l).

A estação E9 (Fig. 65) situada, também, no Canal de Alcácer apresentou uma coluna de água de 4-5 m com uma zona eufótica média variável entre 1,5 m no Verão e 3 m no Inverno, e uma amplitude máxima de temperatura, entre 0 m e o fundo, de 1,8 °C. Tal como na estação anterior verificou-se a ocorrência pontual de estratificação halina, na sequência das chuvas de Primavera, fim de Verão e Inverno, com uma amplitude máxima de  $\Delta S = 6,4$ . Relativamente aos nutrientes, as concentrações corresponderam nos meses de Maio e Agosto, respectivamente aos valores de 8,36 e 1,2  $\mu\text{mol/l}$  para o nitrato, de 0,81 e 0,65  $\mu\text{mol/l}$  para o fosfato e de 7,3 e 18,2  $\mu\text{mol/l}$  para a sílica, indicando não ter havido limitação de nutrientes nos meses que antecederam as maiores proliferações de Junho e Setembro. Durante este período, e também durante a maior parte do ano, verificou-se o desenvolvimento de espécies R, as mesmas da estação anterior (E8), como *Cylindrotheca closterium*, *Thalassiosira* sp. e *Chaethoceros subtilis*. No entanto, a densidade de *Thalassiosira* sp. foi sensivelmente inferior (cerca de 1/5) à que obteve na estação de jusante (E8). Esta inibição, aparente, do desenvolvimento de *Thalassiosira* sp. poderá estar relacionada com uma transparência excessivamente baixa da coluna de água durante todo o ano. A localização desta estação no limite inferior do troço em que se desenvolve o máximo de turbidez (Cabeçadas *et al.* 1994 a) indica que toda esta zona está sujeita periodicamente à influência da elevada concentração de matéria particulada, a qual terá um efeito inibidor do desenvolvimento do fitoplâncton. O máximo de turbidez na interface água doce-água salgada desloca-se entre montante e jusante, consoante o tipo de maré e o caudal do Rio Sado (Cabeçadas *et al.* 1994 a). Por este facto, o efeito das

partículas em suspensão na maior ou menor transparência da coluna de água, no troço das estações 8 e 9, depende desse deslocamento.

A estação E10 (Fig. 66) está localizada no centro da zona deste máximo de turbidez e, por esse facto, o desenvolvimento do fitoplâncton nesta estação é pouco elevado devido à inibição pela falta de luz. Dada a baixa salinidade (que nesta estação, variou entre 1,2 e 11,26), as espécies presentes são na maioria Chlorophyceae de água doce, como por exemplo *Chlamydomonas* sp., *Crucigenia rectangularis*, *Chroomonas acuta*, *Scenedesmus* spp. e *Chrysococcus minutus*. A presença destas espécies de estratégia C com densidades tão baixas aponta para a existência de condições de luz limitantes, mesmo no caso de *Chlamydomonas* sp., que apresentou em Junho, um pequeno aumento (Fig. 3). As espécies que apresentaram densidades mais significativas, nesta estação foram as Bacillariophyceae de estratégia R, tolerantes de variações frequentes de luz, como *Chaethoceros subtilis*, no Verão, e *Melosira moniliformis* que se desenvolve na Primavera e no Inverno, juntamente com *Stephanodiscus hantzschii* (Fig. 66).

A estação E12 (Fig. 66) encontra-se situada num troço mais a montante do rio Sado, onde se faz sentir, ainda, o efeito de maré. Neste troço, o rio apresenta uma largura entre margens de cerca de 3-4 m e uma profundidade média de 1,5 m, com um volume de água bastante reduzido devido ao facto de ter sido um ano de pouca pluviosidade. A comunidade fitoplanctónica foi constituída por Chlorophyceae de água doce, de estratégia C, como *Monoraphidium contortum*, e por *Chrysococcus minutus*, cujo maior desenvolvimento ocorre no fim do Inverno-início de Primavera, como consequência da entrada de nutrientes, por efeito das chuvas que ocorreram durante aquele período. No Verão verificou-se o predomínio de espécies de estratégia R, como *Aulacoseira granulata*, com uma densidade relativamente elevada. *Pediastrum duplex*, de estratégia S, apresenta densidades pouco significativas e só aparece no Verão em condições de menor velocidade de corrente. Esta comunidade é semelhante à de

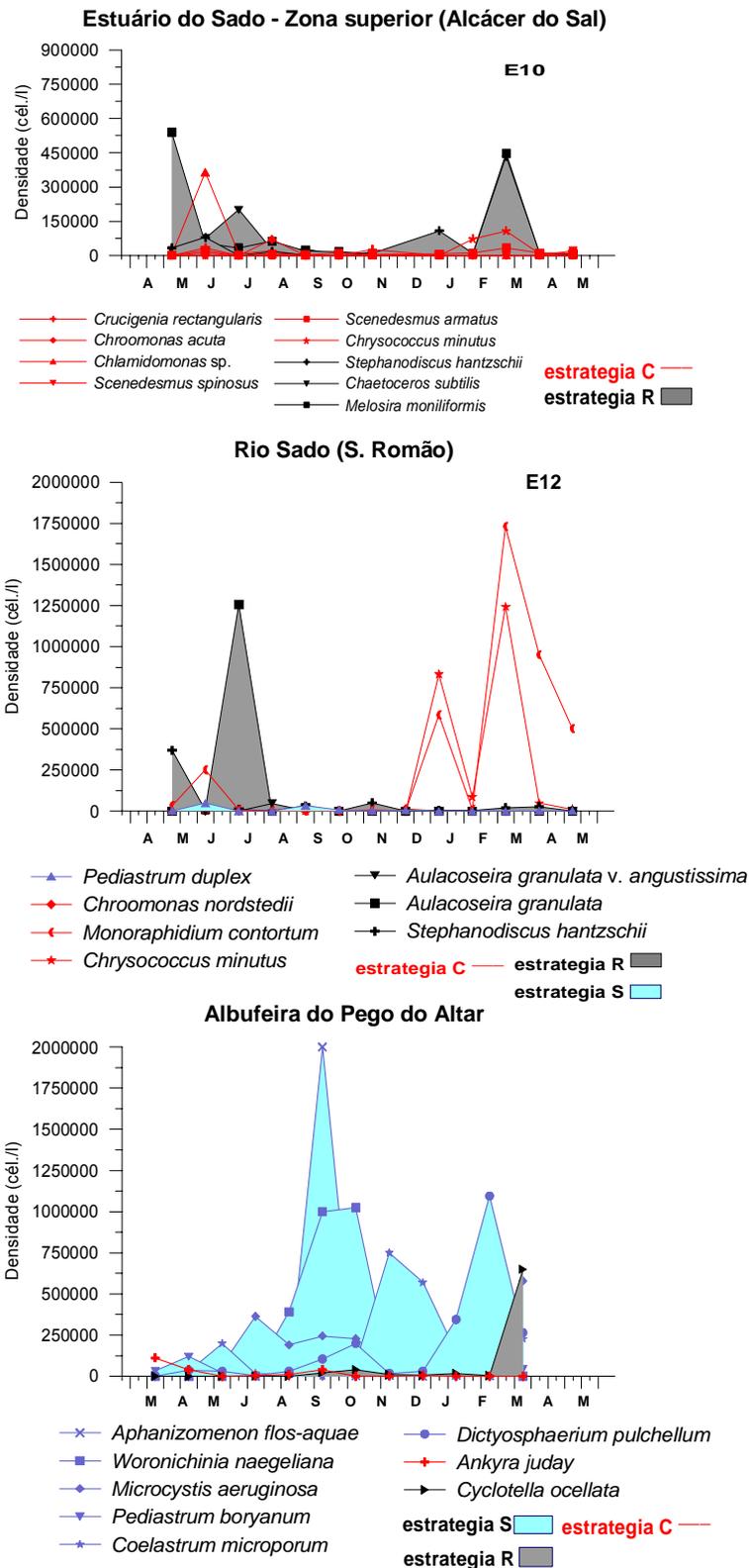


Figura 66 - Sucessão das espécies mais abundantes e respectivas estratégias na zona superior (E10) do Estuário do Sado, no Rio Sado (E12), e na Albufeira do Pegu do Altar.

pequenos lagos sem estratificação, onde tudo se passa como se fosse num epilímnio com uma profundidade óptica de 1,5 m, onde não há limitação pela falta de luz ou de nutrientes, e cujo plâncton é predominantemente constituído por pequenas Chlorococcales, como *Monorhaphidium* de estratégia C e Bacillariophyceae Centrais como *Aulacoseira granulata* e *Stephanodiscus hantzschii*, de estratégia R. As espécies S competem mal devido à turbulência provocada pela corrente. (Reynolds, 1984 b).

A comparação da sucessão sazonal das espécies dominantes e das suas estratégias mostrou, portanto, padrões diferentes, no estuário e na zona de rio com influência de maré. Assim, enquanto nas três zonas do estuário há um predomínio das espécies de estratégia R, no rio existe o predomínio das espécies de estratégia C, particularmente nos meses de maior entrada de nutrientes, embora, em menor grau, as estratégias R, também se encontrem presentes, nos meses de Verão.

### **2.3.3 Comparação das estratégias em outros sistemas**

É interessante comparar os comportamentos descritos com os das espécies de um ecossistema límnic, como, por exemplo, a Albufeira do Pego do Altar (Fig. 3), localizada na mesma bacia hidrográfica do rio e do estuário e estudada em 1982-84 (Coutinho, dados não publicados). Nesta albufeira tudo se passa de modo diferente do que ficou descrito. Trata-se de um sistema límnic que se comporta como um lago monomítico quente, com um único período de estratificação durante os meses de Verão. Apresenta uma coluna de água com uma profundidade de 30 m e uma zona eufótica variável entre 1,9 m e 10 m. A estratificação térmica da coluna de água ocorre entre Maio e Setembro estabelecendo-se entre os 5 e 10 m de profundidade. Relativamente aos nutrientes dissolvidos, estudos por nós efectuados (Coutinho, 1990 a) indicam que as maiores concentrações na coluna de água ocorrem nos meses de Inverno, por efeito do "input" das ribeiras de alimentação, e as menores

concentrações correspondem aos meses de Verão, verificando-se um decréscimo acentuado a partir de Junho, coincidente com a estabilização da termoclina. Os estudos de fitoplâncton mostraram que no início da Primavera, a espécie mais abundante é uma Chlorococcale *Ankyra juday* de estratégia C, cuja morfologia (forma alongada e estreita) lhe confere uma relação SA/V elevada e lhe permite uma maior resistência à sedimentação. À medida que a estratificação se acentua, a sucessão vai progredindo no sentido C→S, isto é, para a progressiva substituição das espécies de estratégia C por espécies de crescimento mais lento, as espécies de estratégia S, melhor adaptadas ao empobrecimento crescente do epilímnio e cuja morfologia (dimensões elevadas, forma recortada, existência de mucilagem) lhes permite uma certa resistência à sedimentação e ao "grazing". Algumas destas espécies possuem, também, capacidade para armazenar nutrientes, ou, como nas Cyanobacteria, podem regular o nível de suspensão na coluna de água, (como por exemplo espécies de *Microcystis*), ou conseguem fixar o azoto atmosférico, como *Aphanizomenon*, cuja presença está normalmente associada à depleção do nitrato. A progressão faz-se assim, de *Pediastrum boryanum* e de *Coelastrum microporum*, presentes no início da sucessão, quando os nutrientes, principalmente o fósforo, se encontram ainda em concentrações relativamente elevadas, para *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon flos-aquae* e *Woronichinia naegeliana*, já no final da sucessão (Fig. 3). A partir de Outubro com o arrefecimento da coluna de água à superfície, a estratificação desfaz-se e tem início o novo período de recirculação da massa de água que origina o reabastecimento do epilímnio em nutrientes provenientes da reciclagem interna, contribuindo para o prolongamento do período produtivo. A recolonização da coluna de água é feita à custa dos "inocula" das espécies presentes desde o início da Primavera, como *Coelastrum microporum* e *Dictyosphaerium pulchellum*, que encontram novamente as condições de nutrientes e transparência propícias ao seu desenvolvimento (Reynolds, 1984). A sucessão reverte para um estágio mais atrasado devido à quebra da estabilidade da coluna de água, originada pelo arrefecimento de

Outono. Posteriormente, com o arrefecimento total da massa de água, as condições de instabilidade vão seleccionar a favor de espécies de estratégia R como *Cyclotella ocellata* tolerante da turbulência e das flutuações de luz provocadas pela mistura da coluna de água em profundidade.

Verifica-se, portanto, que, no estuário, os factores que impõem a selecção das estratégias de sobrevivência das espécies, são, a turbulência e a turbidez, que determinam a dominância das R estratégias. No rio, a turbidez é o factor de selecção mais importante seleccionando a favor das R sempre que a turbidez atinge valores elevados ou a favor das C sempre que a transparência aumenta. Na albufeira, o factor determinante são os nutrientes. Em lagos moderadamente produtivos as Chlorophyceae microplanctónicas e as Cyanobacteria dominam normalmente sobre as Bacillariophyceae quando o azoto e/ou a sílica se tornam limitantes (Tilman, *et. al.*, 1986). Estudos realizados na albufeira (Coutinho, 1990 a) mostraram que o nitrato pode ser limitante durante o Verão, o que explicaria a dominância das Cyanobacteria, particularmente de *Aphanizomenon flos-aquae*, fixadora de N<sub>2</sub> (Fig. 66). A regeneração do nitrato no fim do Verão, terá posteriormente permitido a sua substituição pelas Chlorophyceae. As Bacillariophyceae apenas tiveram alguma expressão no fim do Inverno quando a regeneração da sílica permitiu o seu desenvolvimento e as temperaturas mais baixas inibiram a proliferação dos outros grupos.

Verifica-se, assim, que o modelo de sucessão C→S→R, típico dos sistemas límnicos, está presente, também, na albufeira do Pego do Altar. No entanto, a reversão da sucessão para um estágio mais atrasado, contribuiu para o alargamento do período produtivo de Verão aos meses de Outono, permitindo que a dominância das espécies de estratégia S se alargasse no tempo, restringindo o período de dominância das R.

Comparativamente a ecossistemas costeiros, os resultados obtidos para o Estuário do Sado aproximam-se, de um modo geral, dos encontrados por Moncheva *et al.* (2001) para a Baía de Varna (Mar Negro) e Golfo de Thermaikos (Mar Egeu). Aqueles autores verificaram (tal como acontece no

estuário), que as S estratégias estão praticamente ausentes e que a sucessão de dominantes é do tipo C→R. No entanto, enquanto naqueles ecossistemas as C estratégias dominavam, sobretudo, no Verão, no Estuário do Sado, são as R estratégias que predominam naquela época do ano. A dominância das C estratégias no Verão, pode ser considerada como uma perturbação na sucessão, causada pelo aumento de nutrientes, relacionado com um processo de eutrofização (Smayda e Reynolds, 2001). No estuário do Sado, apenas numa única estação do Canal de Alcácer, a comunidade de Verão foi dominada por uma espécie de estratégia C, e unicamente, no mês de Junho, o que indica que o estuário se encontra num estado trófico menos avançado do que o dos ecossistemas mencionados.

## 2.4 - Densidade, Biomassa e Variações Espacio-Temporais

Apresentam-se, seguidamente, os resultados da densidade e biomassa obtidos em 1992-93. Inclui-se, também, uma comparação com os valores destes parâmetros obtidos em estudos anteriores, nomeadamente em 1967 (Sampayo, 1970) e 1990-91 (Oliveira e Coutinho, 1992).

### 2.4.1 *Densidade do fitoplâncton total*

#### Zona inferior

O fitoplâncton da zona inferior do Estuário do Sado foi relativamente pouco abundante, aumentando para montante, da E1 para a E3. A densidade média anual mais elevada foi de  $364 \times 10^3$  cél./l na E3 (Fig. 67) e as maiores proliferações registaram-se no fim de Verão, época em que o fitoplâncton atingiu a densidade média mensal mais elevada:  $810 \times 10^3$  cél./l (Fig. 68). O máximo de densidade ocorreu em Setembro nas três estações da zona inferior sendo a espécie responsável *Thalassiosira* sp. (Fig. 58) que atingiu na E3 a densidade de  $685 \times 10^3$  cél./l.

#### Zona média

O fitoplâncton da zona média foi abundante nas estações E5 e E6 (Esteiro da Marateca), onde apresentou densidades médias da ordem  $560 \times 10^3$ - $800 \times 10^3$  cél./l (Fig. 69). No entanto, na Ilha do Cavalo (E7), a densidade média anual foi a mais baixa da zona média do estuário, provavelmente devido à localização numa zona sujeita a uma grande dispersão, como ficou dito anteriormente. As densidades mais elevadas ocorreram no Verão, em especial no mês de Setembro em que a densidade média mais elevada atingiu  $1669 \times 10^3$  cél./l (Fig. 70). Os locais mais produtivos (estações E5 e E6), localizados no Esteiro da

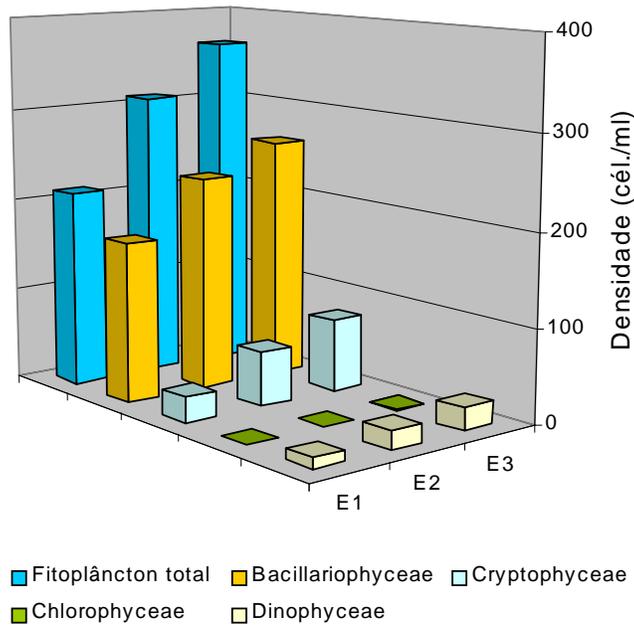


Figura 67 - Média anual do fitoplâncton total e principais grupos, nas três estações da zona inferior do Estuário do Sado, em 1992-93.

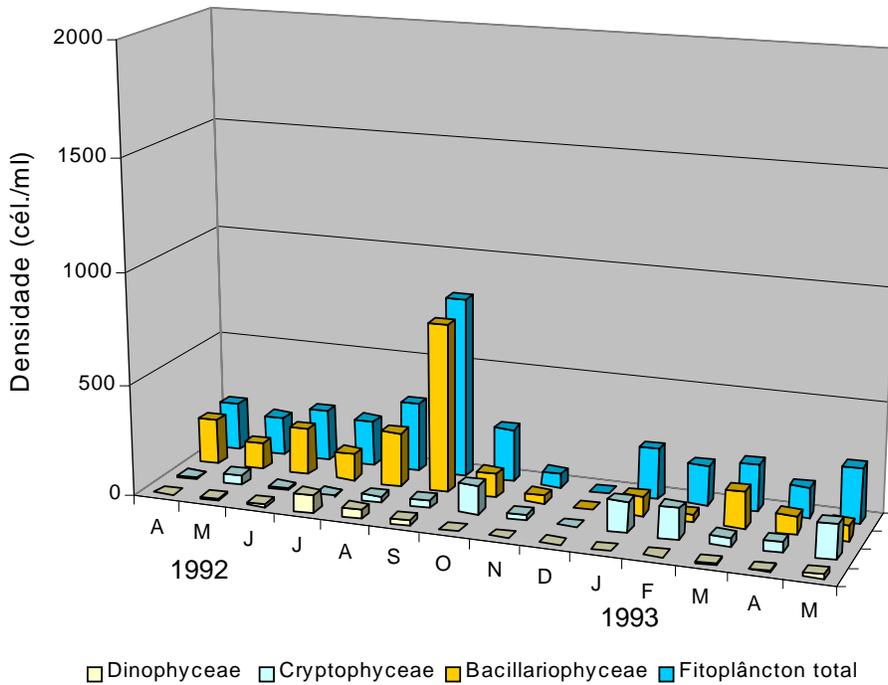


Figura 68- Variação sazonal do fitoplâncton total e principais grupos, na zona inferior do estuário do Sado, em 1992-93.

Marateca, estão sob influência das pisciculturas existentes na zona e dos seus efluentes, que actuam como "input" de nutrientes para o estuário. Acresce, ainda, que é uma zona de reciclagem rápida de nutrientes, quer no sedimento, quer na coluna de água, contribuindo estes processos para o enriquecimento em azoto e fósforo daquela zona do estuário (Cabeçadas e Brogueira, 1991; Cabeçadas *et al*, 1994 b). O máximo da densidade do fitoplâncton, nesta zona, atingiu  $2280 \times 10^3$  cél./l na E5 e  $3300 \times 10^3$  cél./l na E6 (Fig. 74), ocorreu em

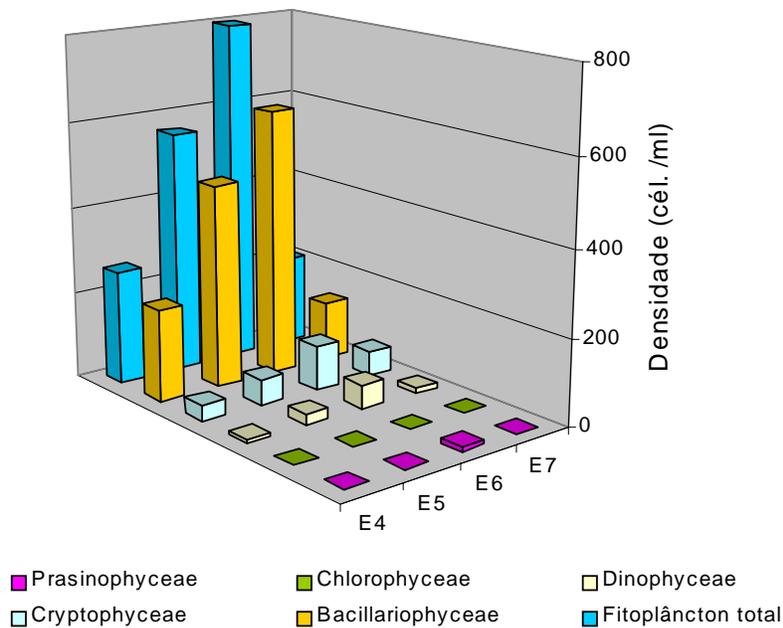


Figura 69 - Média anual do fitoplâncton total e principais grupos, nas quatro estações da zona média do Estuário do Sado, em 1992-93.

Setembro e foi devido à proliferação de *Thalassiosira* sp. ( $<12\mu\text{m}$ ) que atingiu respectivamente  $1500 \times 10^3$  -  $1940 \times 10^3$  cél./l (Fig. 58). As estações E4, no Esteiro da Comporta, e E7, junto à Ilha do Cavalo, apresentaram densidades médias anuais da ordem de  $260 \times 10^3$  e  $200 \times 10^3$  cél./l, cerca de duas e três vezes inferiores às densidades médias determinadas no Esteiro da Marateca (Fig.69).

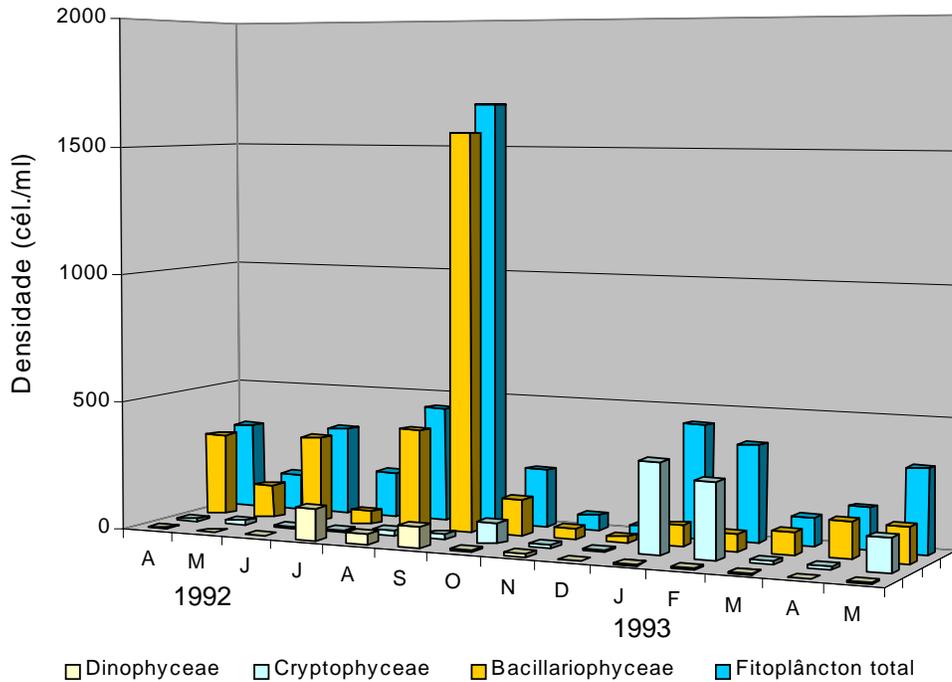


Figura 70- Variação sazonal do fitoplâncton total e principais grupos, na zona média do Estuário do Sado, em 1992-93.

### Zona superior

Na zona superior verificou-se um aumento da abundância do fitoplâncton nas estações E8 e E9 (Canal de Alcácer), que apresentou densidades médias de  $970 \times 10^3$  cél./l, aumentando da estação E10 para montante, até à E12, onde atingiu  $1155 \times 10^3$  cél./l (Fig. 71). As maiores densidades ocorreram nos meses de Verão, em especial no mês de Junho, em que se obteve a densidade média estival mais elevada ( $1200 \times 10^3$  cél./l) e nos meses de Inverno, principalmente no mês de Março, em que o fitoplâncton atingiu cerca de  $2100 \times 10^3$  cél./l (Fig. 72).

Os locais mais produtivos foram as estações E8 e E9, no Canal de Alcácer, e a estação E12, de água doce. A produtividade desta última estará ligada ao facto de ser uma zona de rio que recebe os nutrientes provenientes da lexiviação dos

solos, a montante. A produtividade do Canal será muito provavelmente devida à coexistência de factores que favorecem a produção fitoplanctónica, como os

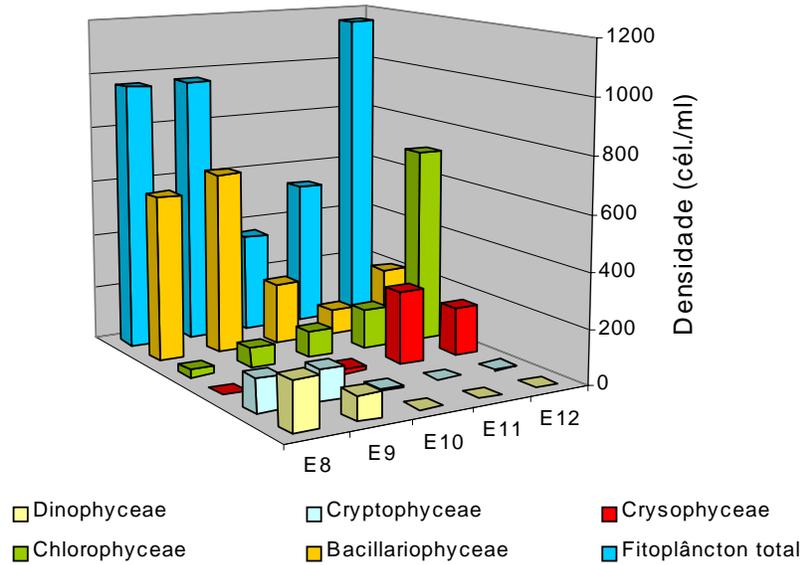


Figura 71 - Densidade média anual do fitoplâncton total e principais grupos, nas cinco estações da zona superior do Estuário do Sado, em 1992-93.

nutrientes com origem na zona circundante e nas reações biogeoquímicas que ocorrem na zona de encontro água salgada-água doce, a turbulência da coluna de água que favorece as Bacillariophyceae, grupo dominante no estuário, e também, as condições de estratificação halina que se estabelecem à superfície da coluna de água, neste troço do estuário, e que beneficiam o desenvolvimento de certas espécies de Dinophyceae. Acresce, ainda, o facto de esta zona constituir uma área de salinidade intermédia, onde se desenvolvem preferencialmente as espécies de água doce e água salgada com capacidade de adaptação a condições mesoalinas.

O máximo de densidade atingido na zona superior do Estuário foi de  $5300 \times 10^3$  cél./l, em Fevereiro, na E8, e de  $2340 \times 10^3$  cél./l, em Março, na E9, sendo as espécies dominantes, respectivamente, *Thalassiosira* sp. (<12µm) com

$2700 \times 10^3$  cél./l e *Chaethoceros subtilis* e *Monoraphidium contortum* com cerca de  $480 \times 10^3$  e  $390 \times 10^3$  cél./l. As estações E10 e E11 foram os locais menos produtivos da zona superior, com densidades médias anuais, respectivamente, de  $357 \times 10^3$  e  $71 \times 10^3$  cél./l. Estas estações situam-se numa zona em que as condições de turbidez são impeditivas do desenvolvimento de grande parte das espécies do fitoplâncton.

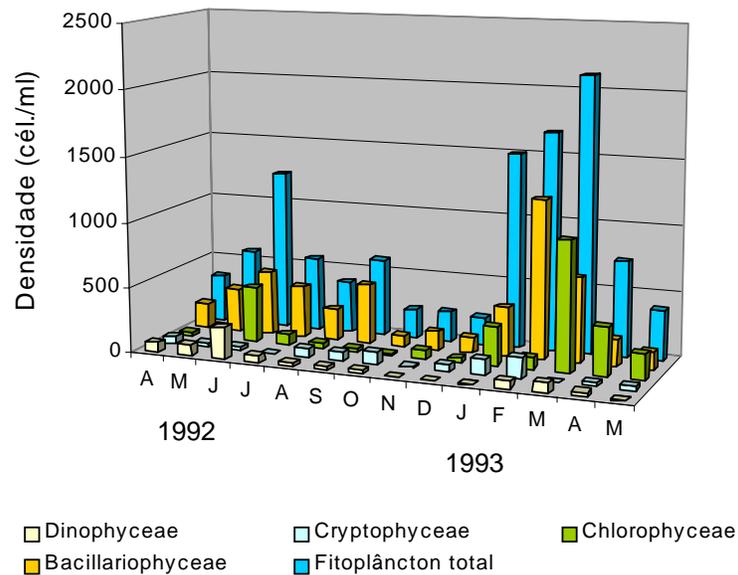


Figura 72 - Variação sazonal do fitoplâncton total e principais grupos, na zona superior do Estuário do Sado, em 1992-93.

#### 2.4.2 Dinâmica dos principais grupos taxonômicos

Descreve-se em seguida a dinâmica dos principais grupos do fitoplâncton em cada zona do estuário (Fig. 73-75)

##### Zona inferior

As Bacillariophyceae constituíram o grupo com densidades médias anuais mais elevadas  $172 \times 10^3$  -  $260 \times 10^3$  cél./l em toda a zona inferior, tendo sido predominantes em 72 a 81% do fitoplâncton. Foram o grupo mais abundante em quase todo o ano e a E3 foi o local mais produtivo. As densidades médias mais elevadas ocorreram no Verão e Primavera. As espécies com populações mais

abundantes na Primavera foram *Guinardia delicatula* e *Diatoma elongatum*, respectivamente na E1, em Maio, e na E2, em Abril de 1992. No Verão, as densidades mais elevadas ocorreram na E3 e pertenceram a *Lithodesmium undulatum*, *Cylindrotheca closterium*, *Nitzschia longuissima* e *Thalassiosira* sp (<12µm). Esta última espécie foi responsável pelo máximo do grupo de  $900 \times 10^3$  cél./l nas estações E2 e E3 (Fig. 73).

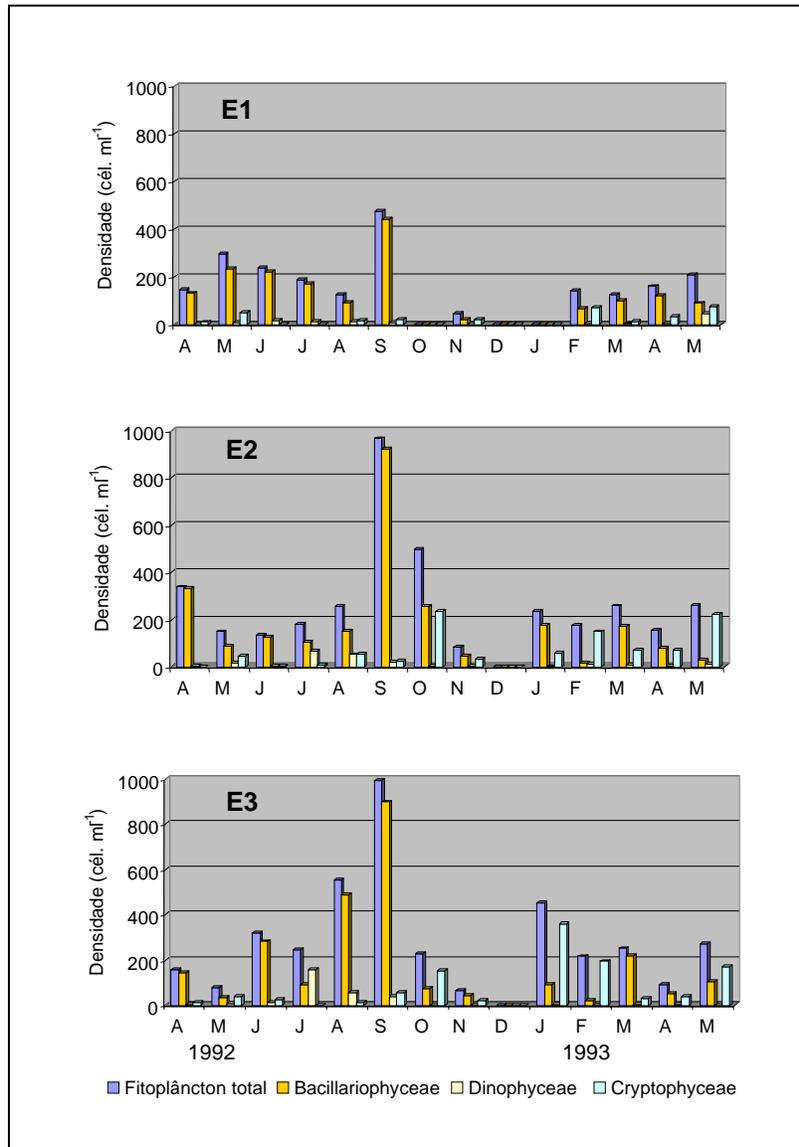


Figura 73 - Variação espacio-temporal da densidade do fitoplâncton e grupos principais, na zona inferior do Estuário do Sado, em 1992-93.

As Cryptophyceae foram o segundo grupo mais abundante do fitoplâncton da zona inferior do Estuário, com densidades médias de  $27 \times 10^3$ - $78 \times 10^3$  cél./l. Predominou no fitoplâncton, no Outono, Inverno e fim de Primavera de 1993 numa percentagem que variou entre 50% e 90%. A densidade média mais elevada foi cerca de três vezes inferior à das Bacillariophyceae. As populações mais abundantes ocorreram no início do Outono, no Inverno e na Primavera (Fig. 73) e foram devidas a *Plagioselmis* sp., que foi também responsável pelo máximo do grupo que ocorreu na E3, em Janeiro, e atingiu  $361 \times 10^3$  cél./l.

As Dinophyceae estiveram representadas por espécies marinhas relativamente pouco abundantes e a densidade média anual mais elevada ocorreu na E3 e não ultrapassou  $24 \times 10^3$  cél./l. As densidades médias mais elevadas ocorreram no Verão e foram devidas a formas gimnodinoides de dimensões reduzidas ( $<12 \mu\text{m}$ ), designadas neste estudo com o nome de "Gymnodínios nanoplanctónicos". Estas espécies foram as principais responsáveis pelo máximo de densidade do grupo que ocorreu na E3, em Julho, e atingiu  $156 \times 10^3$  cél./l (Fig. 73).

As Chlorophyceae não têm expressão nesta zona do estuário, uma vez que este grupo é constituído, essencialmente, por espécies de água doce, não resistentes à salinidade e cuja presença se deve ao efeito das correntes que as arrastam desde a zona superior até à entrada do estuário.

Os restantes grupos taxonómicos como as Euglenophyceae, Dictyochophyceae e Ebridae têm uma presença muito pouco significativa nesta zona do estuário.

### Zona média

As Bacillariophyceae constituíram o grupo com densidade média anual mais elevada,  $135 \times 10^3$ - $620 \times 10^3$  cél./l, de toda a zona média do Estuário. Foram dominantes em cerca de 65 a 84% do fitoplâncton total da zona, constituindo o grupo mais abundante ao longo de quase todo o ano. As densidades médias mais elevadas ocorreram no Verão e Primavera, em especial no mês de Setembro, devido à proliferação de *Thalassiosira* sp. ( $<12 \mu\text{m}$ ), como já foi

referido. Esta espécie foi, também, responsável pelo máximo do grupo, que ocorreu em Setembro, na E6, e atingiu a densidade de  $1940 \times 10^3$  cél./l (Fig. 74).

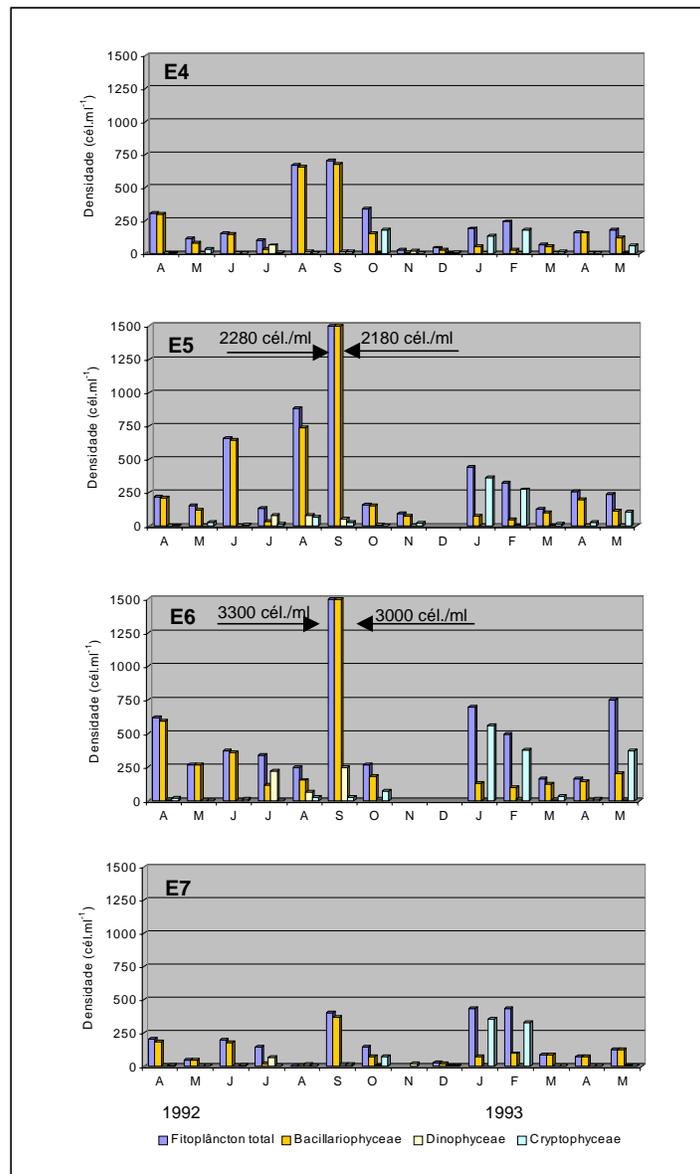


Figura 74 - Variação espacio-temporal da densidade do fitoplâncton e grupos principais, na zona média do Estuário do Sado, em 1992-93.

As Chlorophyceae tiveram uma representação escassa nesta zona do estuário, apenas com duas espécies de água doce, das quais *Monoraphidium contortum* foi a mais abundante e responsável pelo máximo do grupo que ocorreu na E5,

em Abril, e não ultrapassou  $18 \times 10^3$  cél./l. Esta espécie terá entrado na zona média do estuário por arrastamento, através da Ribeira da Marateca. A pouca pluviosidade no ano de estudo terá sido responsável pelo fraco caudal desta ribeira, que terá determinado um fraco "input" de espécies de água doce.

As Cryptophyceae foram o segundo grupo mais abundante nesta zona do estuário. A densidade média anual mais elevada -  $105 \times 10^3$  cél./l - ocorreu na E6 e foi cerca de seis vezes inferior à densidade média das Bacillariophyceae, no mesmo local. As densidades médias mais elevadas ocorreram no Inverno, nos meses de Janeiro e Fevereiro, especialmente no Esteiro da Marateca, tendo dominado o fitoplâncton numa percentagem que variou entre 75% e 84%. A espécie mais representativa do grupo em todo o estuário foi *Plagioselmis* sp., que foi, também, responsável pelo máximo do grupo de  $562 \times 10^3$  cél./l, que ocorreu na E6, em Janeiro (Fig. 74).

As Dinophyceae estiveram representadas por espécies marinhas que desenvolveram populações mais abundantes no Esteiro da Marateca devido à salinidade desta zona, à menor turbulência e, possivelmente, a um aumento de nutrientes, relativamente à zona inferior (Brogueira *et al*, 1994; Cabeçadas *et al*, 1994 b, 1999). Dominaram o fitoplâncton, no mês de Julho, com uma percentagem que variou entre 60% e 86%. A densidade média mais elevada ocorreu na E6 e foi de  $56 \times 10^3$  cél./l. As populações mais abundantes corresponderam aos meses de Verão, e foram igualmente devidas a "Gymnodínios nanoplanctónicos". Estas espécies foram responsáveis, pelo máximo de densidade do grupo, que ocorreu na E6, em Setembro, e atingiu  $246 \times 10^3$  cél./l.

As Euglenophyceae foram pouco abundantes nesta zona do estuário, onde estiveram representadas, principalmente, por espécies marinhas da ordem das Euglenales. A densidade média anual mais elevada não foi além de 3480 cél./l.

Os restantes grupos, como as Prasinophyceae e as Dictyochophyceae, tiveram uma presença muito esporádica nesta zona do estuário.

### Zona superior

As Bacillariophyceae continuaram a ser o grupo com densidade média anual mais elevada,  $220 \times 10^3$ - $660 \times 10^3$  cél./l, em quase toda a zona superior, dominando 62-68% do fitoplâncton nas estações do Canal de Alcácer e sendo grupo mais abundante ao longo de quase todo o ano. As maiores densidades ocorreram no Verão, em toda a zona superior, e no Inverno, nas estações do Canal até Alcácer. As espécies que mais contribuíram para o fitoplâncton de Verão foram *Skeletonema costatum* e *Cylindrotheca closterium*, na E8 e E9, *Melosira moniliformis*, na E10 e E11, e *Aulacoseira granulata* na E12. As densidades de Inverno foram devidas à proliferação, de *Melosira moniliformis* e *Stephanodiscus hantzschii* na E10 e de *Thalassiosira* sp (<12µm), na E8 e E9.

Esta última espécie foi responsável pelo máximo do grupo (Fig. 75) que ocorreu em Fevereiro na E8 e atingiu  $4000 \times 10^3$  cél./l.

As Chlorophyceae estiveram, essencialmente, representadas por espécies de água doce provenientes do Rio Sado, pelo que a sua presença ao longo desta zona do estuário está condicionada pelo caudal do rio e pela época de chuvas, na região. No ano de estudo, a pluviosidade foi mais abundante na Primavera de 1993, o que se terá reflectido na abundância e distribuição das Chlorophyceae que constituíram o grupo mais abundante do fitoplâncton, durante esta época do ano, em particular na E12, onde atingiram a densidade anual mais elevada -  $715 \times 10^3$  cél./l. Nesta estação dominaram o fitoplâncton, ao longo de quase todo o ano, numa percentagem que variou entre 51% e 91%. As densidades elevadas, principalmente nas estações do Canal foram devidas a *Monoraphidium contortum*, que terá sido arrastado desde a E12. Nas estações E10 e E11, as Chlorophyceae foram mais abundantes em Junho, devido à proliferação de *Chlamydomonas* sp. O máximo do grupo -  $3550 \times 10^3$  cél./l - ocorreu em Março, na E12 (Fig. 75), e foi devido a *Monoraphidium contortum*.

As Chrysophyceae estiveram representadas apenas por três espécies de água doce provenientes do Rio Sado, e a sua distribuição limitou-se à zona a montante de Alcácer, desde a E10 à E12. Foi o grupo com densidade média anual mais elevada na E11 -  $267 \times 10^3$  cél./l - tendo sido dominantes, no Inverno, no fitoplâncton total, numa percentagem de 66% e 83%. A sua maior proliferação ocorreu nos meses de Janeiro a Março, na E11 e E12, devido a *Chrysococcus minutus*, espécie responsável pelo máximo do grupo que ocorreu em Janeiro, na E11, atingindo a densidade de  $2565 \times 10^3$  cél./l (Fig. 75).

As Cryptophyceae desenvolveram populações pouco abundantes, nesta zona do estuário, tendo sido dominantes no fitoplâncton, apenas em Outubro, com uma percentagem de 52%. As densidades médias anuais mais elevadas,  $114 \times 10^3$ - $118 \times 10^3$  cél./l, ocorreram no Canal de Alcácer e foram devidas ao desenvolvimento de *Plagioselmis*. sp. Esta espécie proliferou no fim do Verão e início do Inverno e foi responsável pelo máximo do grupo, na E8, em Fevereiro, que atingiu  $590 \times 10^3$  cél./l (Fig.75).

As Dinophyceae estão representadas por espécies de origem marinha com distribuição limitada pela salinidade às estações do Canal de Alcácer onde esta é ainda relativamente elevada. Foram dominantes no fitoplâncton, no início de Verão, com uma percentagem que variou entre 52% e 62%. A densidade anual mais elevada ocorreu na E8 e foi de  $178 \times 10^3$  cél./l. As populações mais abundantes corresponderam aos meses de Junho e Fevereiro e foram devidas à proliferação de "Gimnodínios nanoplanctónicos" e de *Prorocentrum minimum*. Esta última espécie foi responsável pelo máximo do grupo que ocorreu em Junho, na E8 (Fig. 75), e atingiu  $930 \times 10^3$  cél./l.

As Euglenophyceae apresentaram populações pouco elevadas nesta zona do estuário. As densidades médias anuais mais elevadas corresponderam a  $25 \times 10^3$  -  $37 \times 10^3$  cél./l nas estações E8 , E9 e E12. No Canal de Alcácer, as populações mais abundantes corresponderam ao desenvolvimento de espécies do género *Euglena* e de *Eutreptiella marina*, nos meses de Fevereiro e Março de 1993.

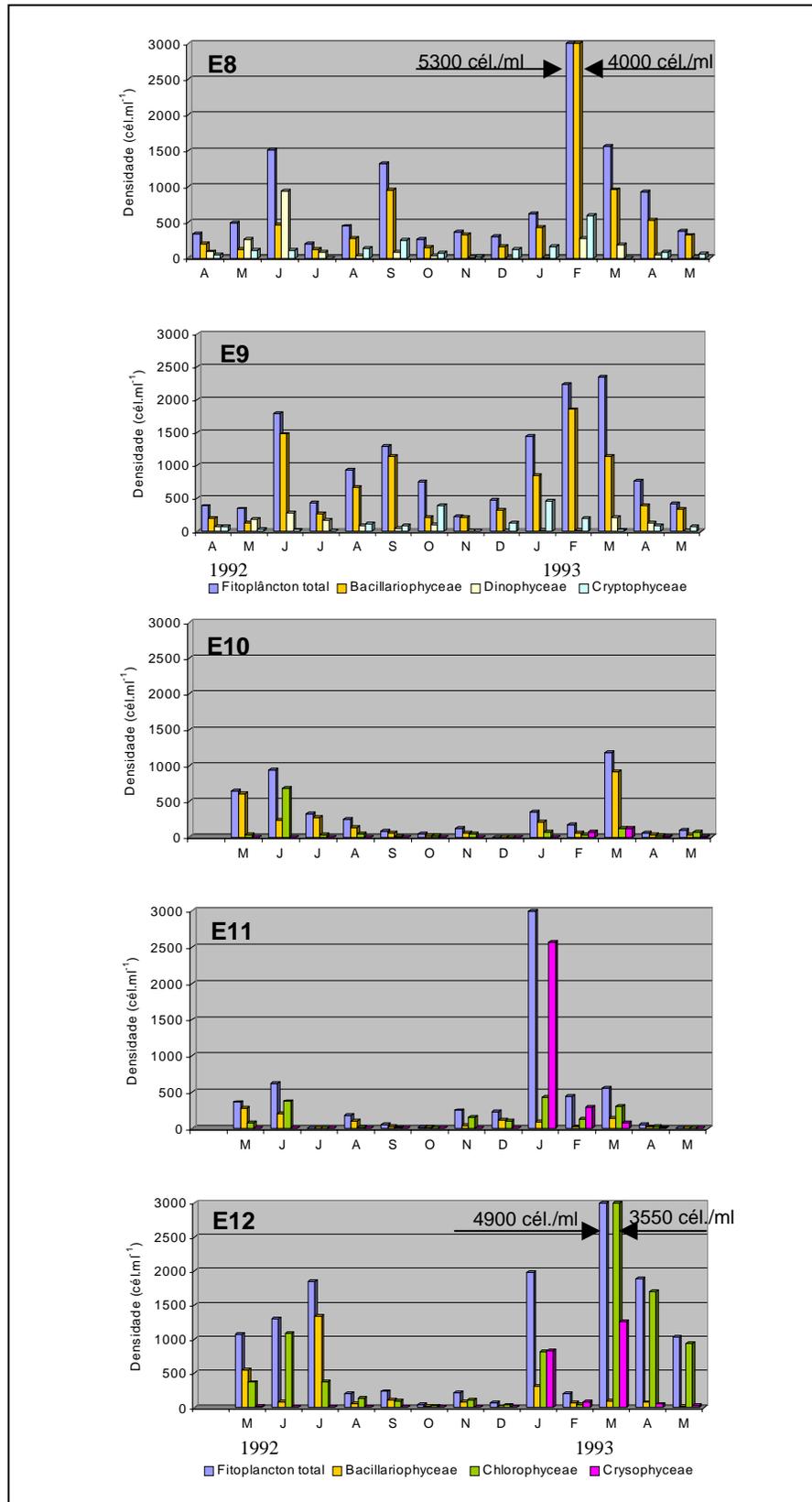


Figura 75 - Variação espaço-temporal da densidade do fitoplâncton e grupos principais, na zona superior do Estuário do Sado, em 1992-93.

Na E12, o grupo esteve representado por um número elevado de espécies de água doce provenientes do Rio Sado, mas que apresentaram populações pouco abundantes. As espécies mais significativas pertenceram ao género *Trachelomonas* e apresentaram um maior desenvolvimento em Maio. O máximo do grupo ocorreu em Fevereiro, na E8, com  $270 \times 10^3$  cél./l.

As Cyanobacteria foram muito pouco abundantes e estiveram representadas por um número reduzido de espécies. A densidade média anual mais elevada, 8500 cél./l, ocorreu na E12 e foi devida à espécie *Rabdoderma lineare*. Esta espécie e *Aphanizomenon flos-aquae* foram responsáveis, respectivamente, na E10 e E12, pelo máximo de densidade do grupo:  $54 \times 10^3$  cél./l.

Os restantes grupos taxonómicos como as Dictyochophyceae e Ebrideae, tiveram pouca expressão nesta zona do estuário.

As Prasinophyceae representadas por *Tetraselmis* sp. apareceram apenas no Canal, no mês de Abril de 1993, com uma densidade de  $180 \times 10^3$  cél./l.

Do anteriormente exposto verifica-se que na distribuição espacio-temporal do fitoplâncton total e principais grupos algológicos um dos factores que mais influenciaram aquela distribuição foi a salinidade, como se mostra nas Figuras 76 a 77.

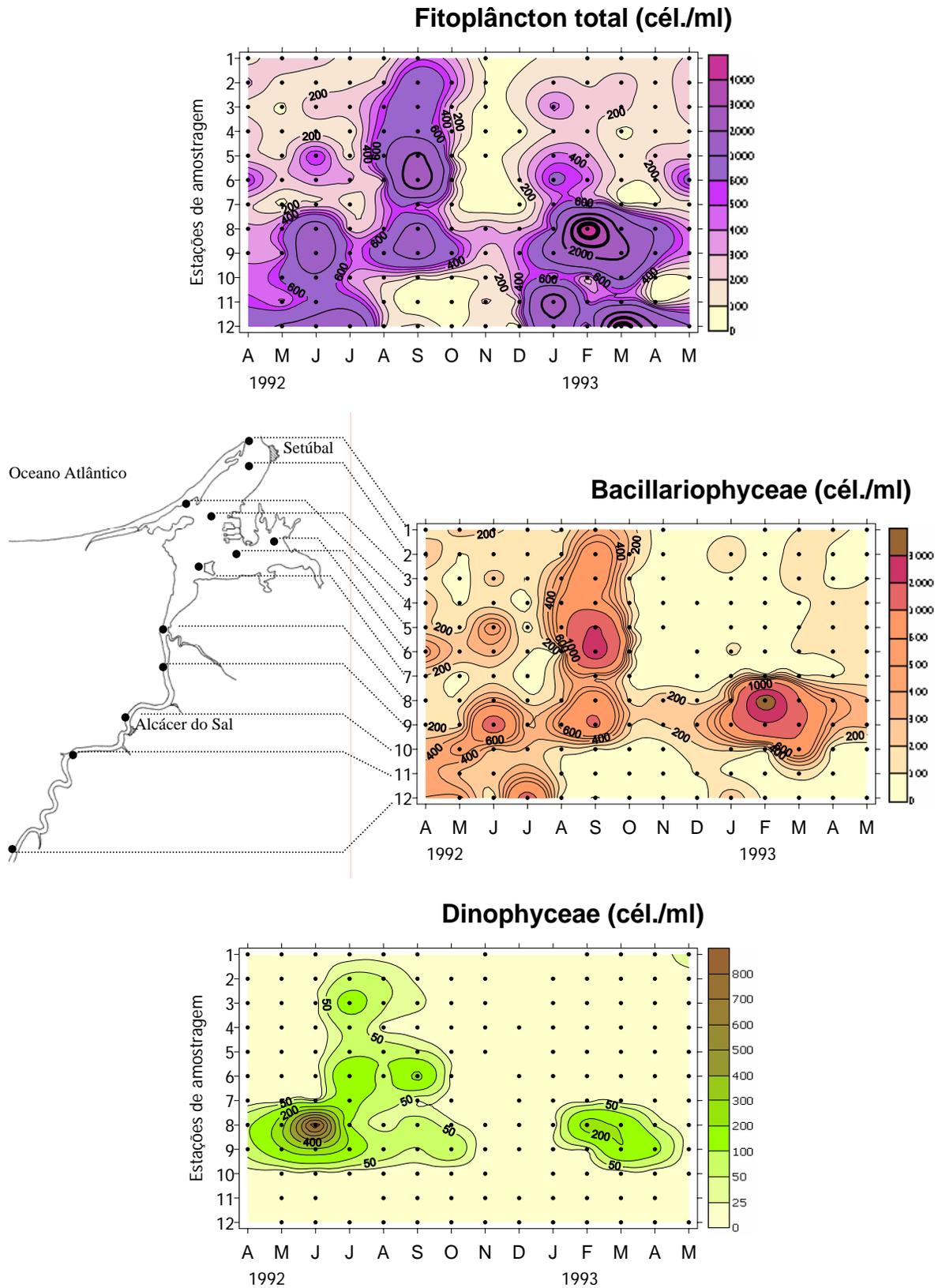


Figura 76 - Distribuição espacio-temporal da densidade do fitoplâncton total, Bacillariophyceae e Dinophyceae, no Estuário do Sado em 1992-93.

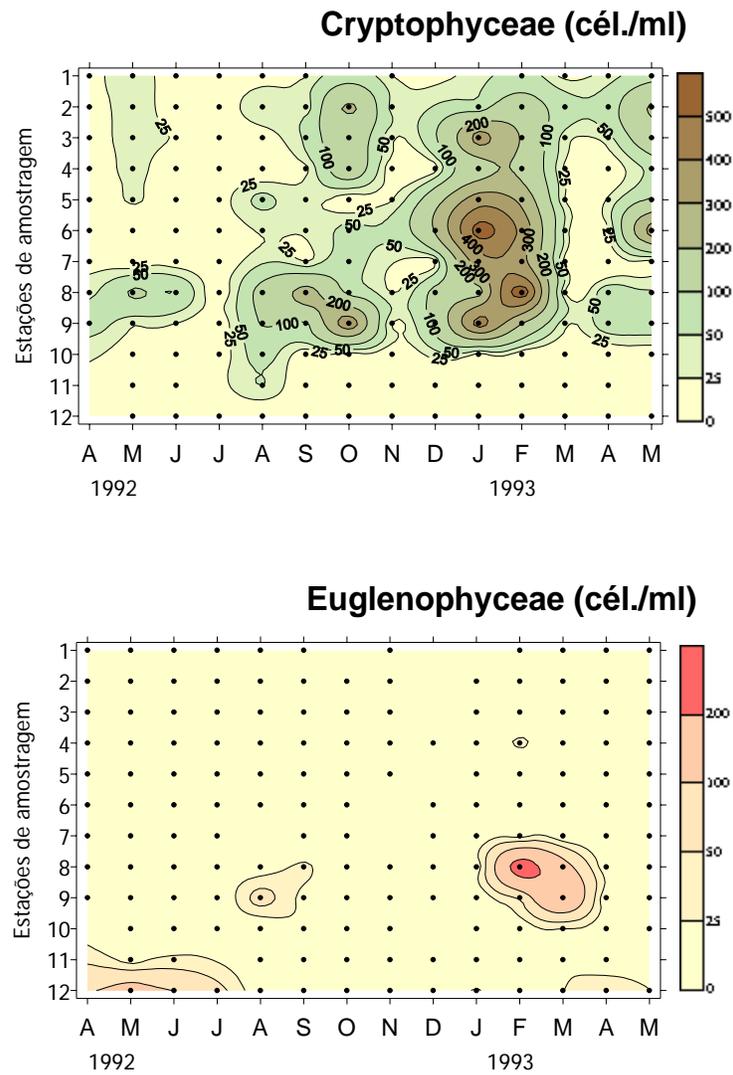


Figura 77 - Distribuição espacio-temporal da densidade das Cryptophyceae e das Euglenophyceae, no Estuário do Sado em 1992-93.

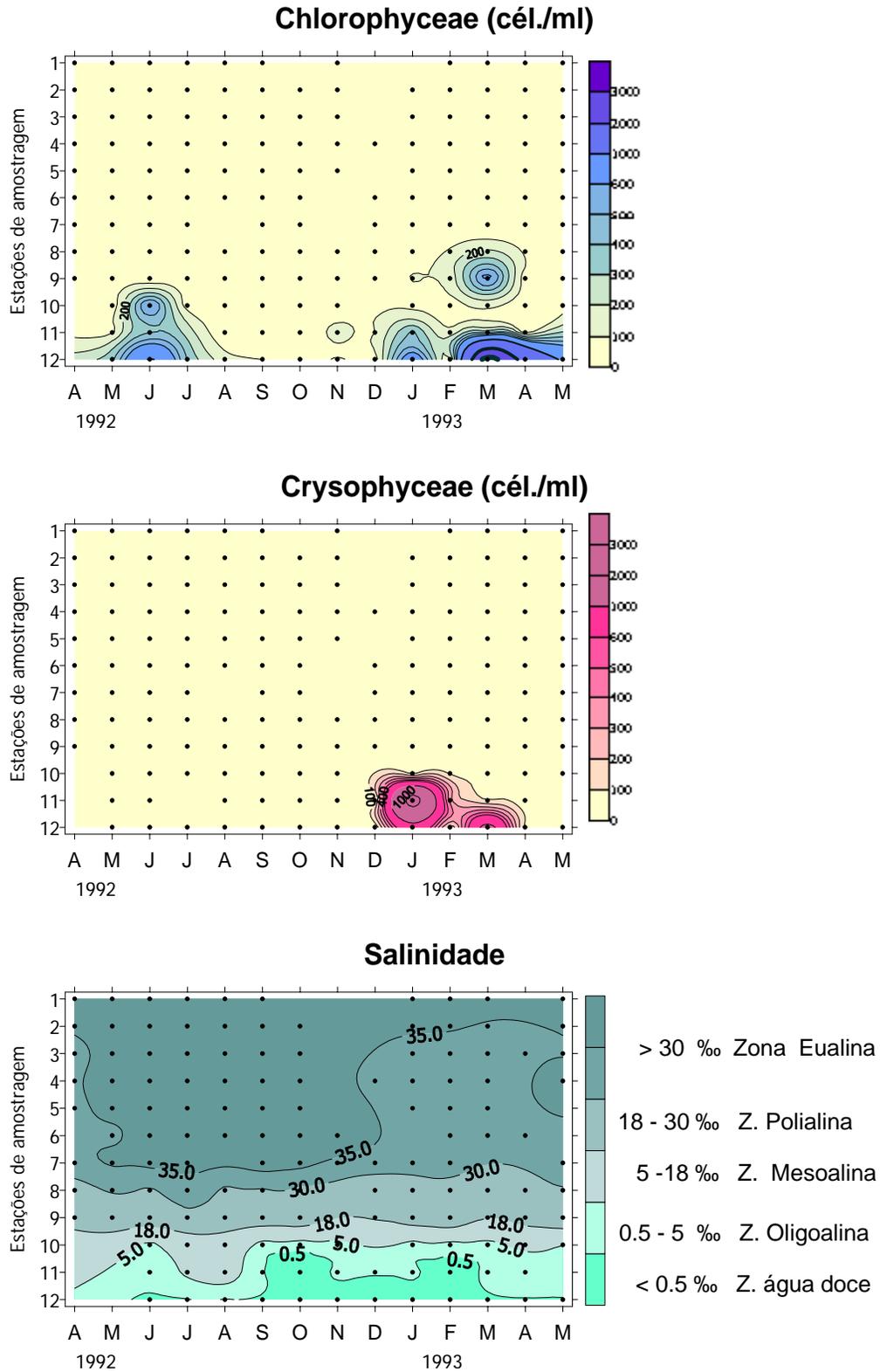


Figura 78 - Distribuição espacio-temporal da densidade das Chlorophyceae e das Chrysophyceae e da salinidade, no Estuário do Sado em 1992-93.

### 2.4.3 Biomassa e sua dinâmica

A biomassa foi determinada sob a forma de clorofila  $a$  ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ). Para uma melhor compreensão da sua variação temporal, os resultados obtidos em 1992-93 foram complementados com os estudos anteriores, já mencionados.

#### Clorofila a e feopigmentos

Em 1990, as determinações de clorofila  $a$  e feopigmentos (Oliveira e Coutinho, 1992) indicam que a clorofila variou entre os limites de  $0,5 \text{ mg}/\text{m}^3$ , na E1 (na entrada do estuário) e  $32,0 \text{ mg}/\text{m}^3$ , na E17 (Canal de Alcácer), determinados em Maio (Fig. 79). As concentrações médias mais elevadas, 4,6, 7,6 e  $22,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ , ocorreram em Julho, e as mais baixas, 1,4, 2,3 e  $5,8 \text{ mg}/\text{m}^3$ , em Novembro, nas zonas inferior, média e superior, respectivamente.

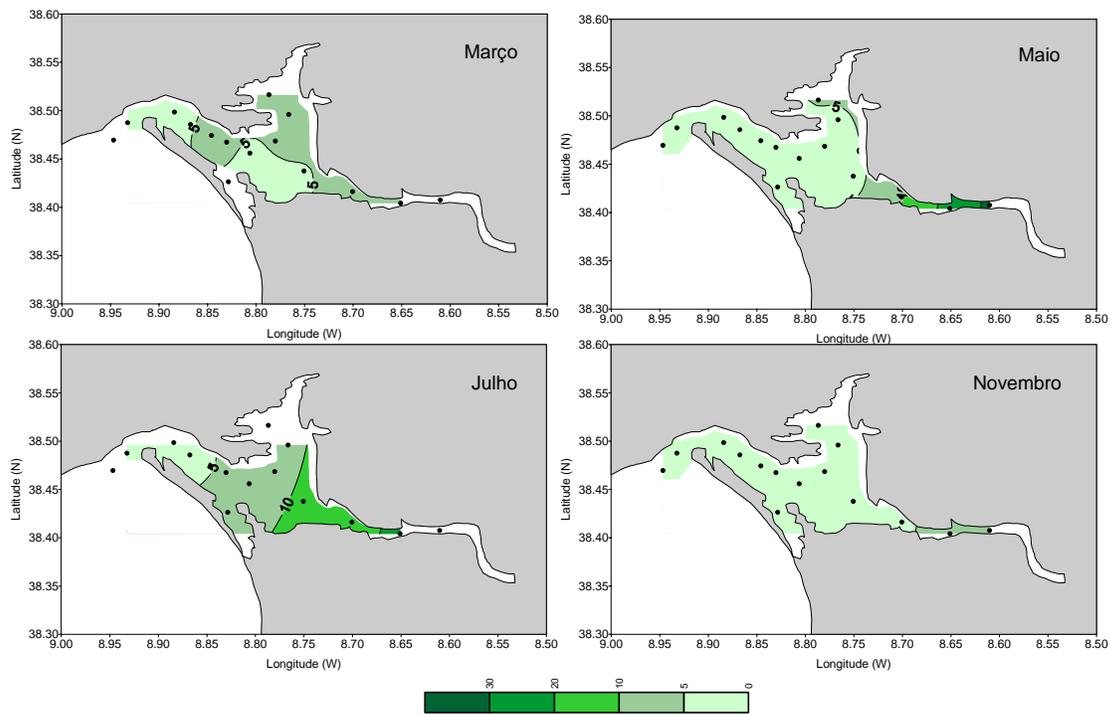


Figura 79 - Variação espacial da clorofila  $a$  ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ), à superfície, no Estuário do Sado, nos meses de Março, Maio, Julho e Novembro de 1990.

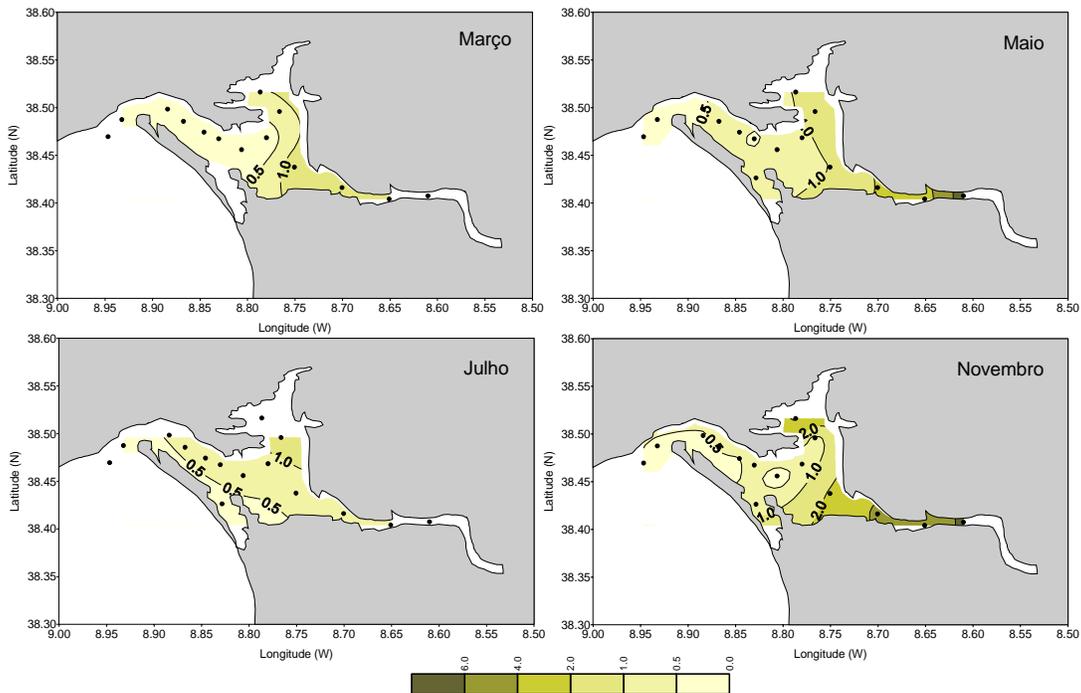


Figura 80 - Variação espacio-temporal dos feopigmentos ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ), à superfície, no Estuário do Sado, nos meses de Março, Maio, Julho e Novembro de 1990.

Os feopigmentos (Fig. 80) variaram entre um mínimo de  $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ , obtido em Março, em algumas estações da zona inferior, e um máximo de  $7,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ , registado em Maio, na E17 (Canal de Alcácer). As concentrações médias mais elevadas,  $0,5$ ,  $1,7$  e  $5,0 \text{ mg}/\text{m}^3$ , obtiveram-se em Novembro, a seguir ao período de chuva de Outubro e Setembro (Fig. 6 do capítulo 1), nas zonas inferior, média e superior, e as mais baixas,  $0,2$ ,  $0,8$  e  $0,7 \text{ mg}/\text{m}^3$  ocorreram em Março, respectivamente, nas zonas inferior e média, e em Julho, na zona superior.

A distribuição espacial da clorofila  $a$  e da densidade médias do fitoplâncton apresentaram a mesma variação, com o aumento da biomassa e da densidade, de jusante para montante e a localização dos seus máximos, nas estações do Canal de Alcácer, na zona superior (Figs. 81 e 82). Esta zona do estuário tem sido referenciada por outros autores como sendo a zona mais produtiva do estuário, no que se refere aos máximos de clorofila  $a$  (Cabeçadas *et al.*, 1999). Verificou-se, no entanto, uma discrepância entre os picos de densidade e de clorofila  $a$ . Assim, em Novembro, à densidade de *Melosira moniliformis* de  $1000-1500 \times 10^3$

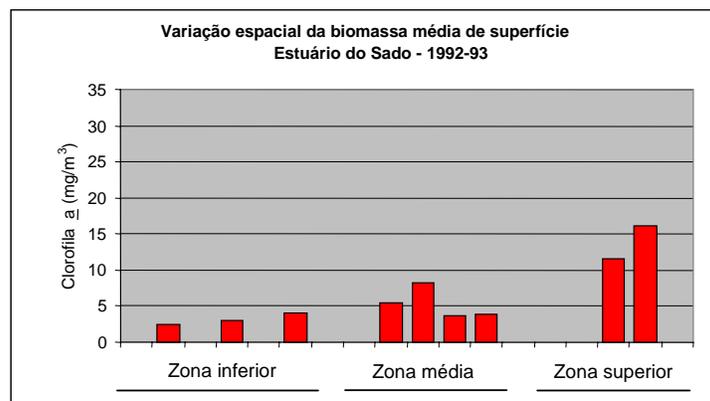
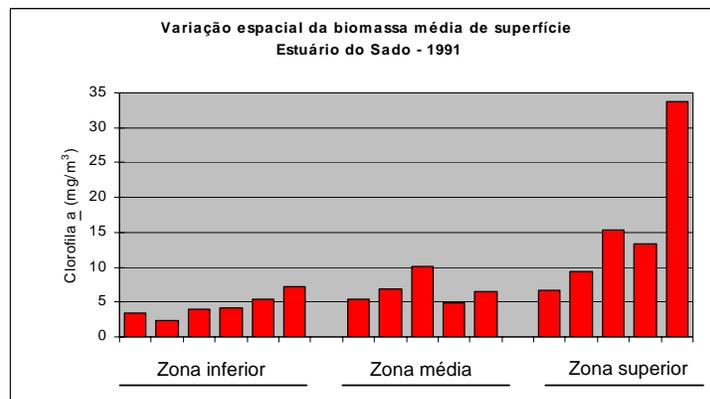
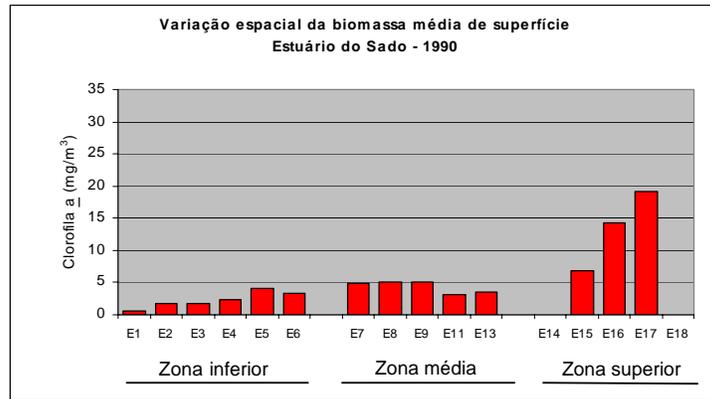


Figura 81 - Variação espacial da biomassa (média de superfície expressa em clorofila *a*) no Estuário do Sado em 1990, 1991 e 1992-93.

cél. /l, correspondeu uma clorofila *a* de apenas 4-6,5 mg/m<sup>3</sup>, enquanto que em Maio a uma clorofila de 23-32 mg/m<sup>3</sup>, correspondeu uma densidade de fitoplâncton de 33-124 x10<sup>3</sup> cél. /l, bastante inferior ao que seria de esperar. Esta

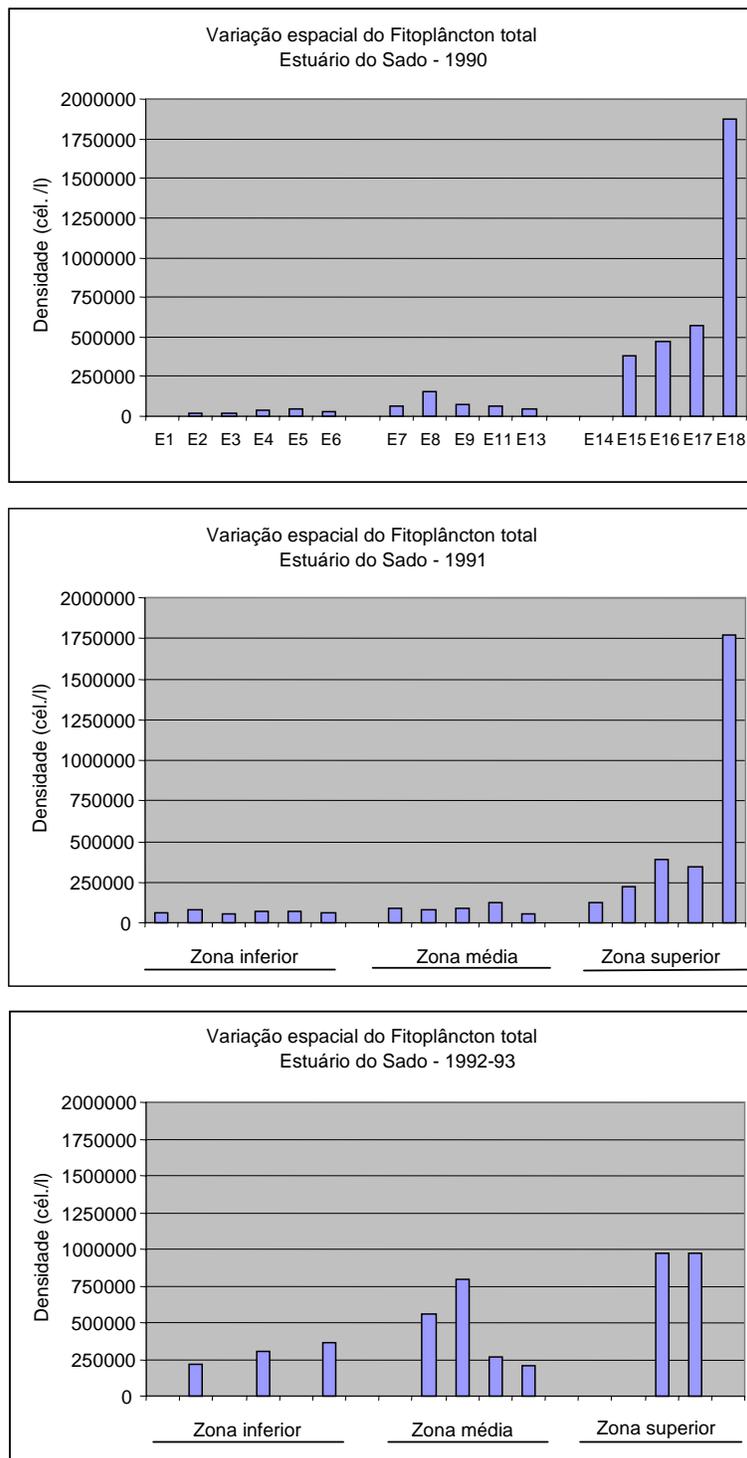


Figura 82 - Variação espacial da densidade média do fitoplâncton total no Estuário do Sado, em 1990, 1991 e 1992-93.

discrepância de valores poderá ser devida, entre outras causas ao estado fisiológico das células, que podem estar deficitárias em clorofila devido à limitação pela luz, à limitação por nutrientes, ao envelhecimento das células (Falkowsky, 1980) ou, ainda, à composição específica do fitoplâncton e à variação dos biovolumes com as dimensões das espécies. Por exemplo, em Novembro o fitoplâncton foi principalmente constituído por *Melosira moniliformis*, enquanto que em Maio, além de *Melosira* dominaram outras espécies de maiores dimensões como *Diploneis bombus* e *Coscinodiscus* spp.

Os feopigmentos não apresentaram a mesma variação que a clorofila (Fig. 83). Assim, a localização dos seus máximos em Novembro, quando a clorofila é menos elevada e numa época do ano em que os caudais aumentam por efeito das chuvas, indica que, durante o Inverno, a clorofila detritica aumenta devido ao arrastamento por via fluvial de grande quantidade de matéria em suspensão constituída por restos vegetais, além de outros de origem orgânica e inorgânica. A existência de um gradiente de concentração destes feopigmentos, decrescente para jusante, indica também o efeito da diluição da clorofila detritica, no seu deslocamento para o estuário inferior. No Verão, pelo contrário, ocorreu uma baixa concentração de feopigmentos, ao mesmo tempo que se verificou o aumento de clorofila a. Estes resultados indicam ausência de "grazing", o que está de acordo com os resultados obtidos por Monteiro (1995) que refere a ausência inesperada de Copepoda durante parte do Verão na zona superior do estuário. Os resultados sugerem que o Canal de Alcácer funcionou, em 1990, simultâneamente, como fonte principal de clorofila a activa, no Verão, e de feopigmentos no Inverno.

Em 1991, as estações de colheita das amostras foram sensivelmente as mesmas do ano anterior como se pode observar na Figura 24 A e B (Capítulo V-1). Durante este ano, a clorofila a (Fig. 84) variou de 0,1 e 33,7mg/m<sup>3</sup>, respectivamente na E5 em Março e na E18 em Agosto. As concentrações médias à superfície, mais elevadas, 10,0, 15,8 e 23,0 mg/m<sup>3</sup> foram registadas em Agosto, nas zonas inferior, média e superior, e as concentrações médias

**CAP.V - 2. Estrutura e Dinâmica da Comunidade Fitoplantônica**

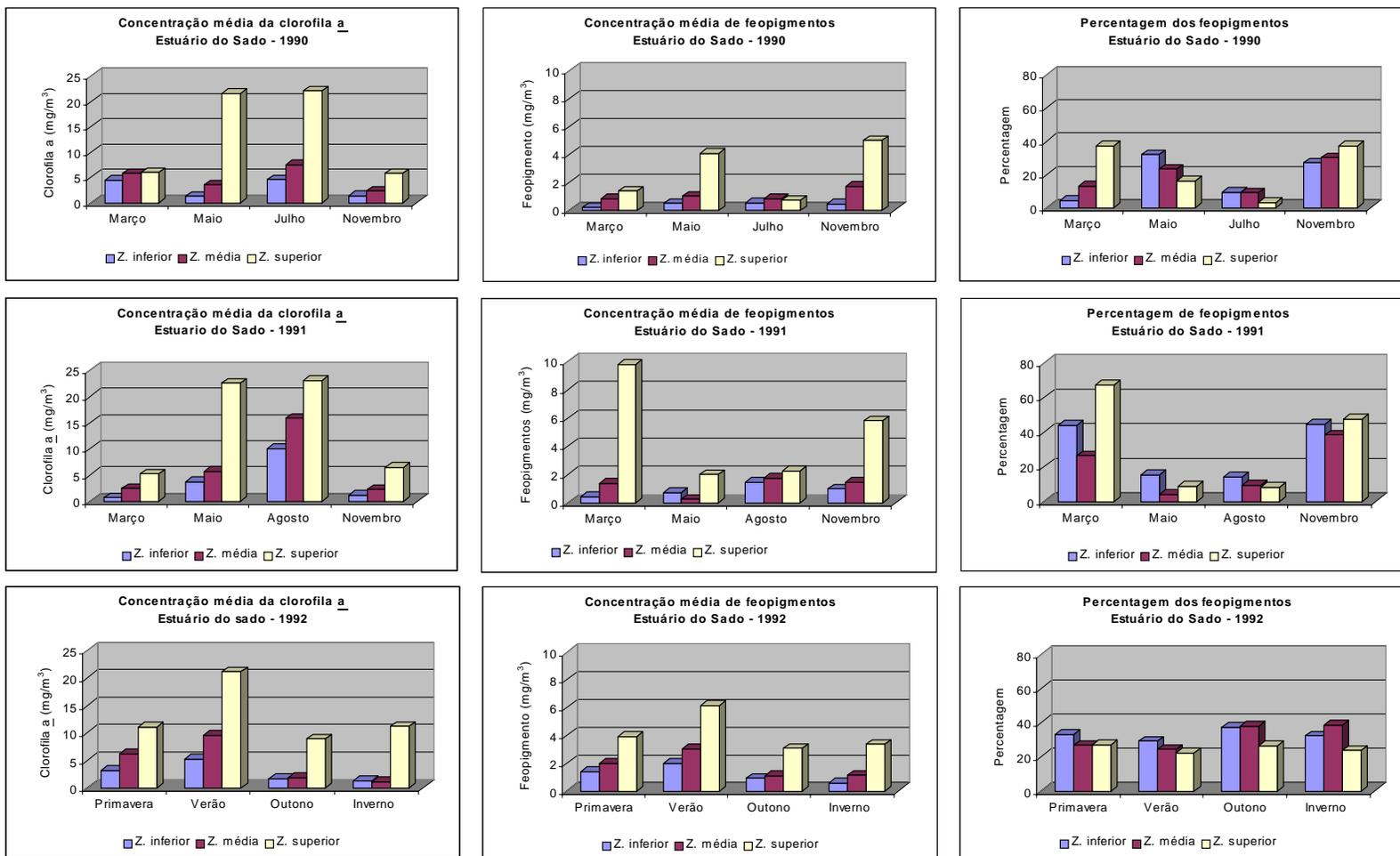


Figura 83 - Variação da concentração média da clorofila, dos feopigmentos e da percentagem da clorofila detritica (feopigmentos /feopigmentos+clorofila a) nas três zonas do Estuário do Sado, em 1990, 1991 e 1992-93.

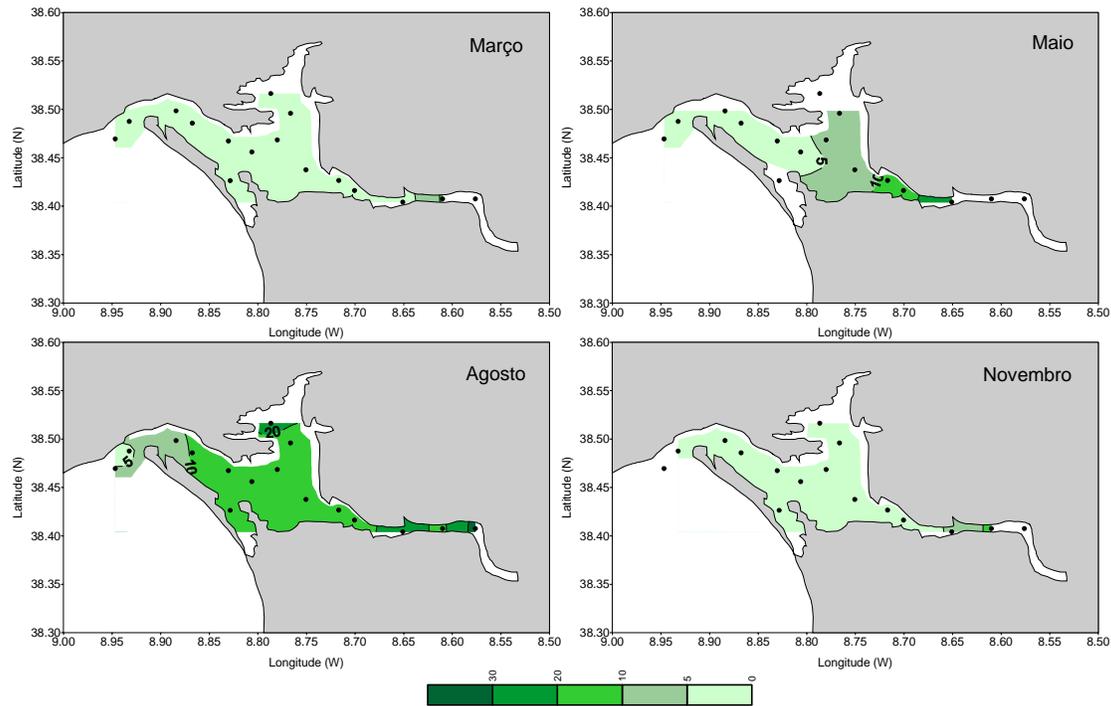


Figura 84 - Variação espacial da clorofila  $a$  ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ), à superfície, no Estuário do Sado, nos meses de Março, Maio, Agosto e Novembro de 1991.

mais baixas (0,6, 2,2 e 5,2  $\text{mg}/\text{m}^3$ ) ocorreram naquelas zonas, em Março e Novembro.

Os feopigmentos à superfície (Fig. 85), variaram entre um mínimo de 0,1  $\text{mg}/\text{m}^3$ , na E7, em Maio, e um máximo de 13,8  $\text{mg}/\text{m}^3$ , na E17, em Março. As concentrações médias à superfície foram mais elevadas, de 9,8  $\text{mg}/\text{m}^3$ , em Março, na zona superior, mas não ultrapassaram 1,4 e 1,8  $\text{mg}/\text{m}^3$ , em Agosto, respectivamente nas zonas inferior e média do estuário. As concentrações médias mais baixas, 0,2 e 2,0  $\text{mg}/\text{m}^3$ , ocorreram em Maio nas zonas média e superior e, em Março, na zona inferior, onde não ultrapassaram os 0,4  $\text{mg}/\text{m}^3$ .

Tal como no ano anterior, verificou-se a mesma distribuição espacial da clorofila  $a$  e do fitoplâncton com o aumento da biomassa e da densidade médias para montante e a localização dos seus máximos na zona superior do Canal de Alcácer (Figs 81 e 82). O máximo de clorofila  $a$ , de 33,7  $\text{mg}/\text{m}^3$ , em Agosto na

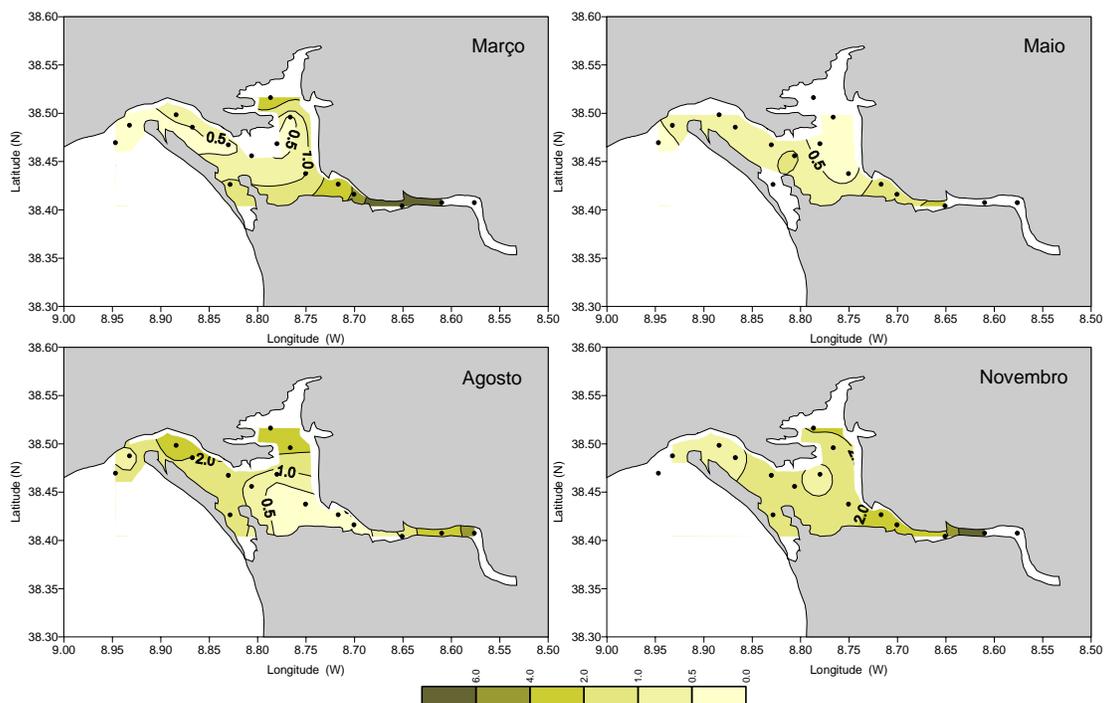


Figura 85 - Variação espacial dos feopigmentos (mg/m<sup>3</sup>), à superfície, no Estuário do Sado, nos meses de Março, Maio, Agosto e Novembro de 1991.

E18, foi devido à proliferação de *Melosira moniliformis* que atingiu, naquele local, na mesma data, a densidade máxima de  $2620 \times 10^3$  cél. /l e que foi responsável pelo máximo de fitoplâncton.

Em relação aos feopigmentos, verificou-se, na zona superior, tal como no ano anterior, a mesma distribuição, com a localização das concentrações médias mais elevadas na época de maior pluviosidade, Março e Novembro, indicando que no Inverno a clorofila detritica é principalmente de origem alóctone e entra no estuário através do Canal de Alcácer, quando os caudais aumentam por efeito das chuvas, arrastando detritos de origem vegetal. No Verão e Primavera, a clorofila a foi, nesta zona do estuário, predominantemente, uma clorofila activa, com uma percentagem de clorofila detritica, no total de pigmentos, extremamente baixa (Fig. 83). Na zona média e inferior o aumento da concentração média de feopigmentos, juntamente com a de clorofila a, sugerem

## 2.4 Densidade, Biomassa e Variações Espacio-Temporais

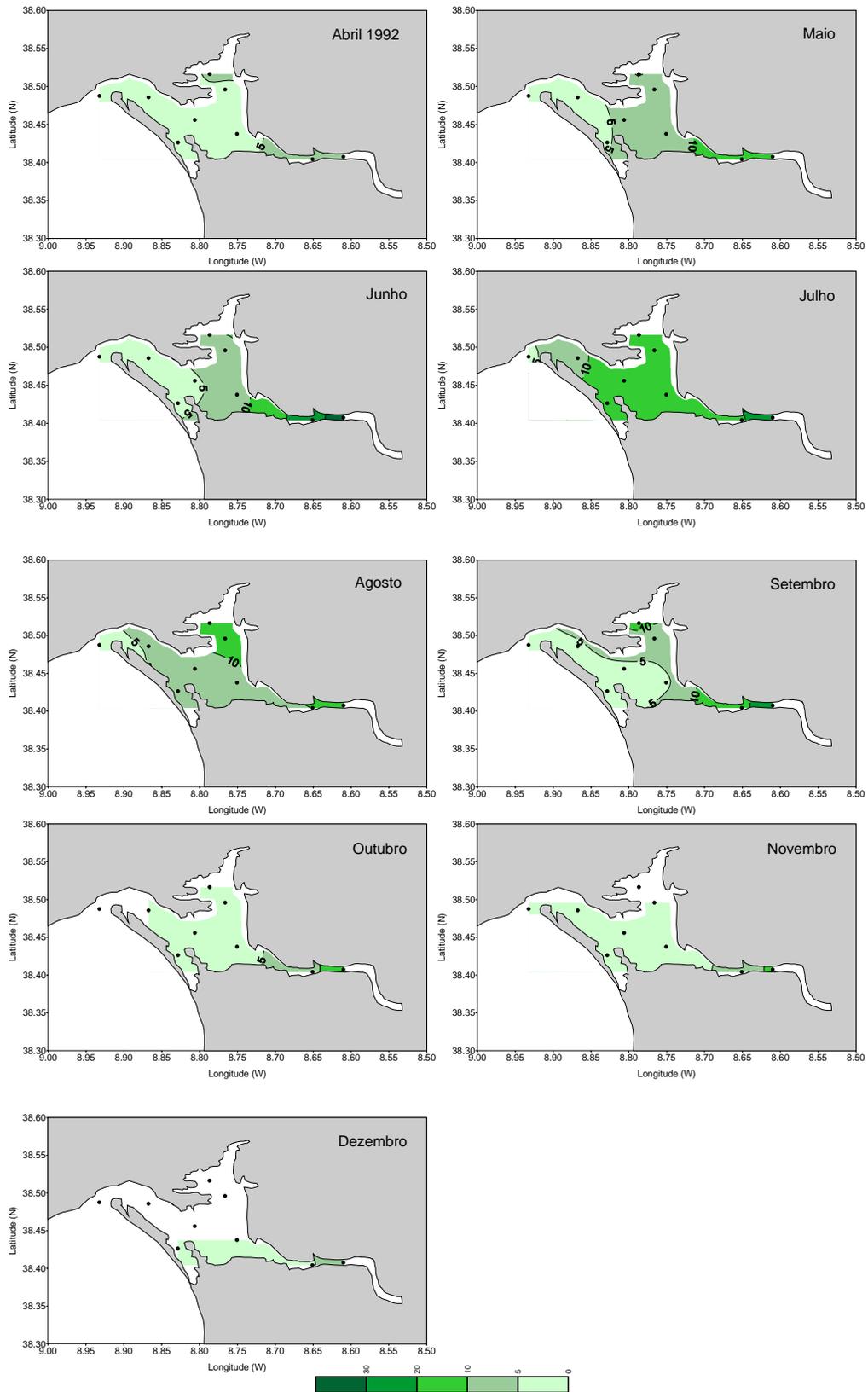


Figura 86 - Variação espacial da clorofila *a* (mg/m<sup>3</sup>), à superfície, no Estuário do sado, de Abril a Dezembro de 1992.

que a produção de clorofila detritica é de origem autóctone e provavelmente estará relacionada com a pressão de predação sobre as microalgas, em especial em Agosto nas estações do Esteiro da Marateca (Monteiro, 1995).

Os resultados de 1992-93 referem-se às colheitas efectuadas à superfície, nas estações representadas na Figura 24 C. Durante este ano a clorofila  $a$  (Figs. 86 e 87) variou entre os valores de 0,7 e 45,0 mg/m<sup>3</sup>, obtidos respectivamente nas estações E2 e E8, em Fevereiro e em Junho. As concentrações médias de clorofila  $a$ , mais elevadas, 8,4 e 12,9 mg/m<sup>3</sup>, ocorreram em Julho, nas zonas inferior e média do estuário. Na zona superior atingiram 29,4 mg/m<sup>3</sup>, em Junho. As concentrações médias de clorofila  $a$  mais baixas, 0,8, 0,7 e 6,4 mg/m<sup>3</sup>, ocorreram, respectivamente, em Fevereiro e Março, nas zonas inferior e média do estuário e, em Dezembro, na zona superior.

Os feopigmentos (Figs. 88 e 89) variaram de 0,2 a 8,8 mg/m<sup>3</sup>, respectivamente na E2, em Fevereiro, e na E8, em Junho, correspondendo aos mínimo e máximo de clorofila. As concentrações médias, à superfície, foram mais elevadas, com valores de 2,4 e 6,7 mg/m<sup>3</sup>, em Julho, nas zonas inferior e superior, e de 4,4 mg/m<sup>3</sup> em Agosto na zona média do estuário. As concentrações médias mais baixas, (0,6 e 2,1 mg/m<sup>3</sup>) ocorreram em Dezembro, nas zonas média e superior do estuário, e em Fevereiro, (0,4 mg/m<sup>3</sup>), na zona inferior.

A variação espacial dos valores médios de clorofila, à superfície, seguiu a variação da densidade média do fitoplâncton, já verificada nos anos anteriores, aumentando a biomassa e densidade médias para montante, particularmente no Esteiro da Marateca e no Canal de Alcácer (Figs. 81 e 82).

Confirmou-se, também, a mesma tendência dos anos anteriores, do aumento da clorofila  $a$  a partir de Maio, no Canal de Alcácer, prolongando-se para o resto do estuário durante os meses de Verão, em particular no mês de Julho, em que todo o estuário até à Baía de Setúbal apresentou uma concentração superior a 10 mg/m<sup>3</sup>. A variação sazonal da biomassa não seguiu a variação sazonal da densidade, no que se refere à localização dos seus máximos. Assim, na zona

inferior e média do estuário, a biomassa média mais elevada ocorreu em Julho não tendo sido coincidente com a densidade máxima do fitoplâncton, em Setembro. A espécie responsável por este máximo, *Thalassiosira* sp., apresenta um biovolume mais reduzido, e por isso, menor conteúdo em clorofila, do que

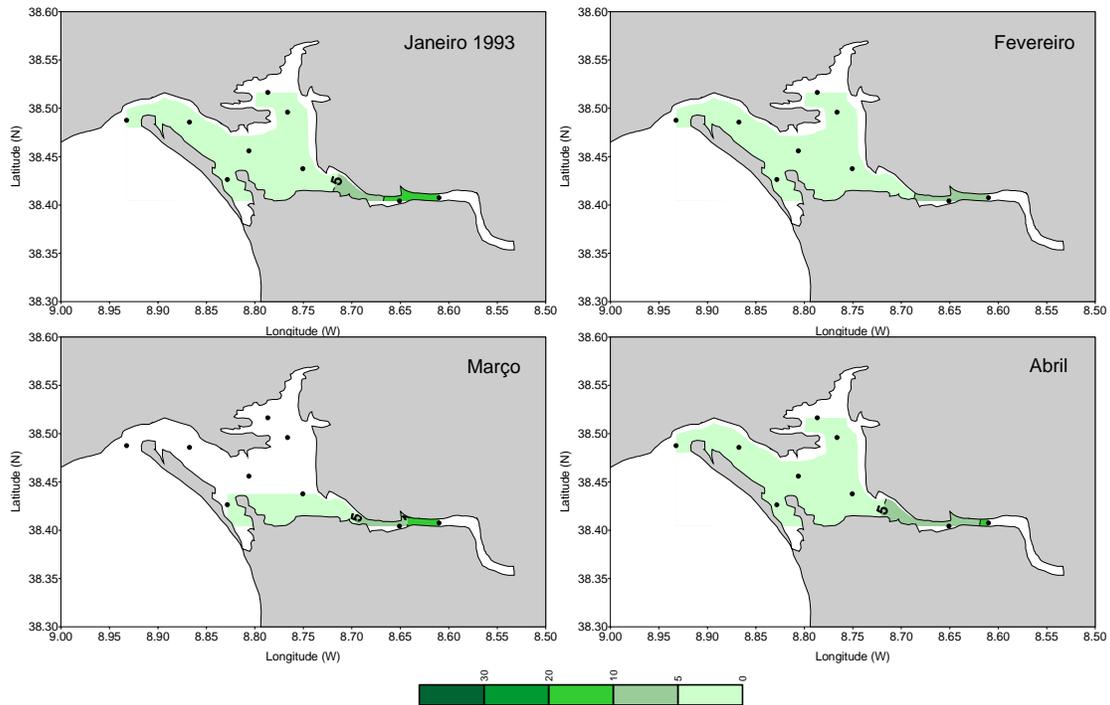


Figura 87 - Variação espacio-temporal da clorofila *a* (mg/m<sup>3</sup>), à superfície, no Estuário do Sado, de Janeiro a Abril de de 1993.

espécies como *Protoperdinium* spp., *Coscinodiscus* spp. e mesmo *Gymnodinium* sp., que apesar de não terem atingido densidades tão elevadas acabam por ter uma maior contribuição para o máximo da biomassa em Julho, do que *Thalassiosira* teve para a biomassa de Setembro. Na zona superior, a biomassa média mais elevada ocorreu, também, em Junho, não tendo coincidido, com o máximo de densidade, de Fevereiro. A biomassa máxima de Junho foi devida à proliferação de *Procentrum minimum*, espécie com um biovolume bastante maior (2300 m $\mu$ ) que o de *Thalassiosira* sp. (190 $\mu$ m<sup>3</sup>) responsável pelo pico de densidade em Fevereiro. Os feopigmentos

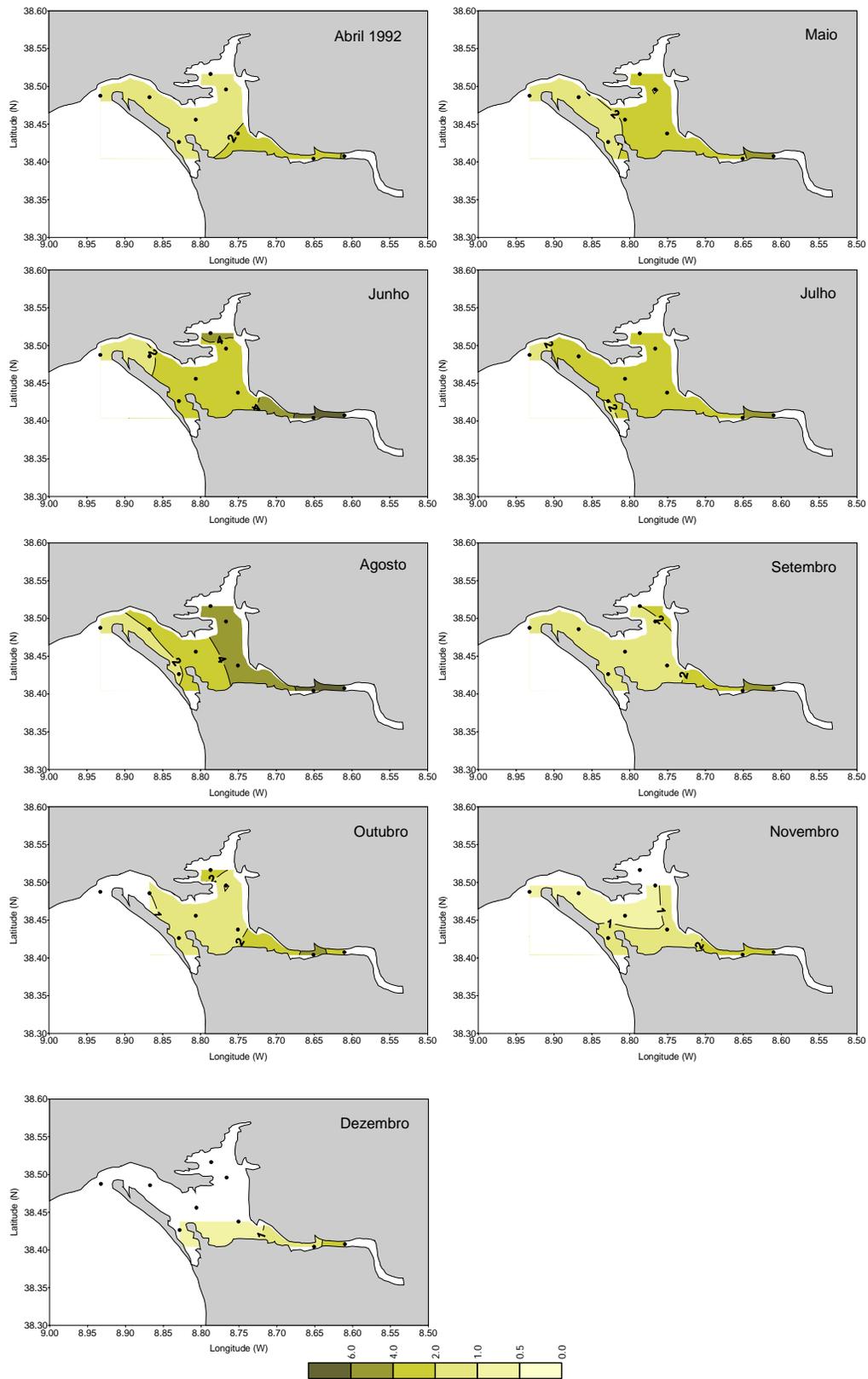


Figura 88- Variação espacio-temporal dos feopigmentos ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ), à superfície, no Estuário do Sado, de Abril a Dezembro de 1992.

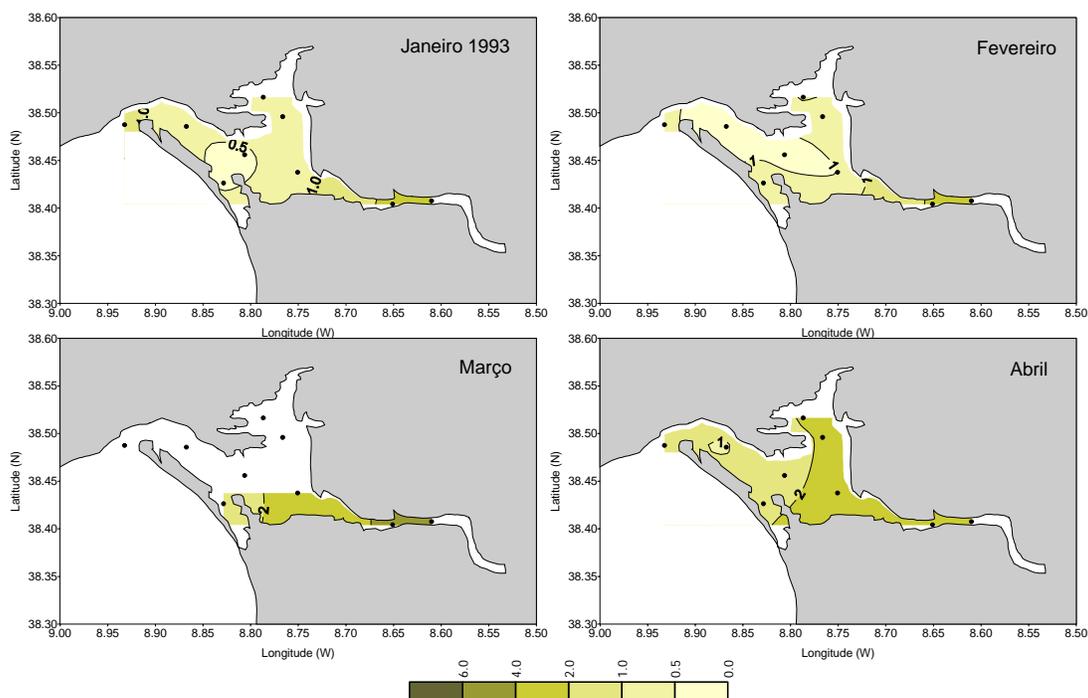


Figura 89 - Variação espacial dos feopigmentos ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ), à superfície, no Estuário do Sado, de Abril a Dezembro de 1992.

apresentaram a mesma distribuição espacial e sazonal que a clorofila, com a localização dos seus máximos, nos meses de Verão, em particular nas zonas do Esteiro da Marateca e do Canal de Alcácer. A localização dos máximos nos meses de Verão (Fig. 83), contrariamente ao que se tinha verificado em anos anteriores, dever-se-á ao facto de 1992 ter sido um ano particularmente seco, com efeito na redução dos caudais do Rio Sado e na quantidade de detritos arrastados para o estuário.

Esta ausência de chuva teve como consequência a uniformização da produção de clorofila e de feopigmentos que apresentaram valores médios semelhantes nas três épocas do ano: Primavera, Outono e Inverno. Os máximos, que ocorreram no Verão, e o gradiente decrescente dos feopigmentos, de montante para jusante, a acompanhar o da clorofila, sugerem que nesta época do ano houve uma pressão da predação que nem sempre se verificou nos anos anteriores, em particular, no Canal de Alcácer (Fig. 83).

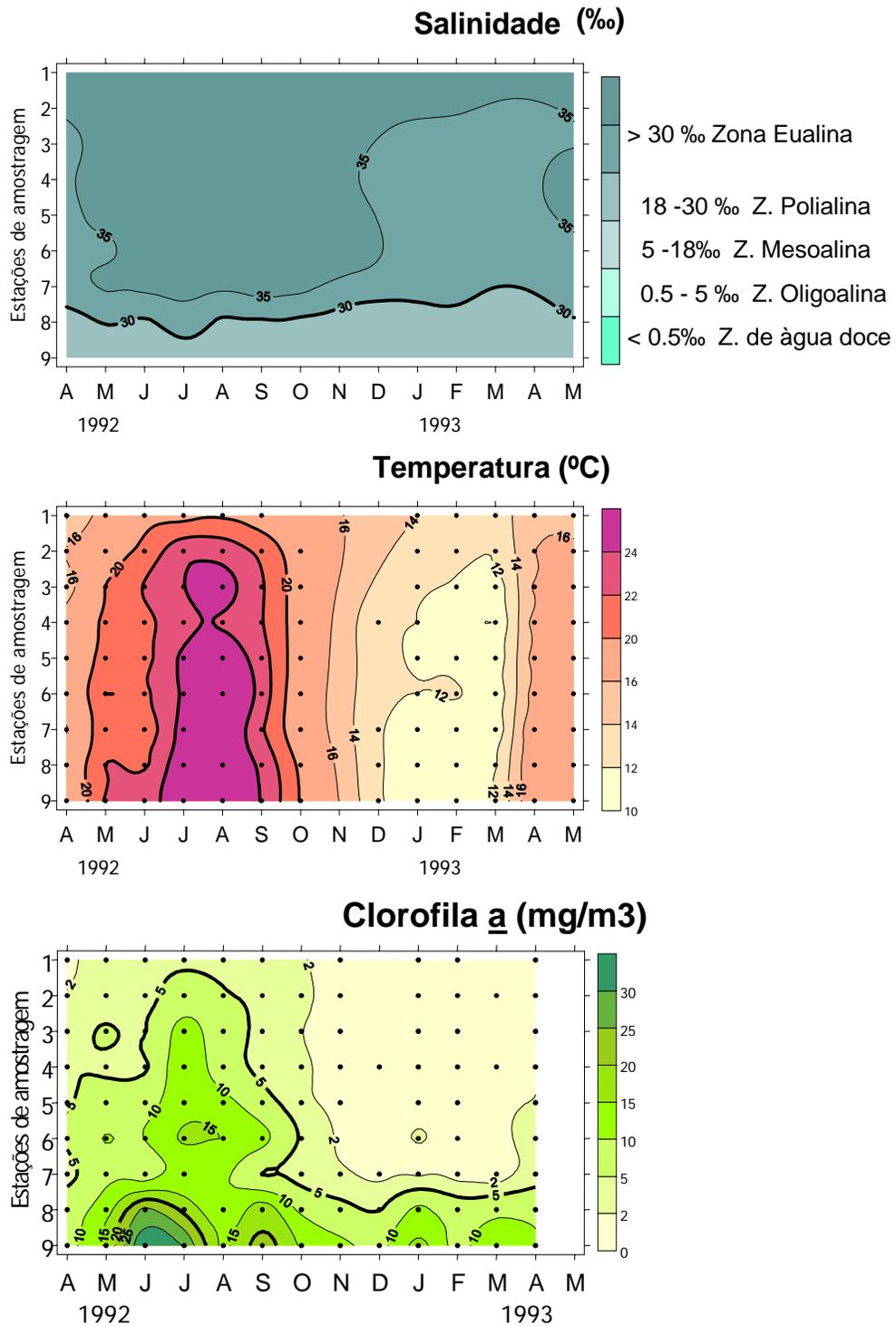


Figura 90 - Variação espacio-temporal da salinidade, temperatura, e clorofila a, no Estuário do Sado, em 1992-93.

De salientar, ainda, que grande parte dos valores de clorofila  $a$ , cerca de 76%, se encontram concentrados na zona eualina do estuário, que devido à ausência de chuvas, durante o ano de 1992, se estendeu para montante (Fig. 90). Apenas 24% das concentrações determinadas ocorreram na zona polialina. A análise de frequência indica que na Primavera, Outono e Inverno, em que se verificaram as temperaturas mais baixas, a maior percentagem (56% - 75%) dos valores de clorofila  $a$ , foram baixos ( $0 - 5 \text{ mg/m}^3$ ), e pertenceram à zona eualina.

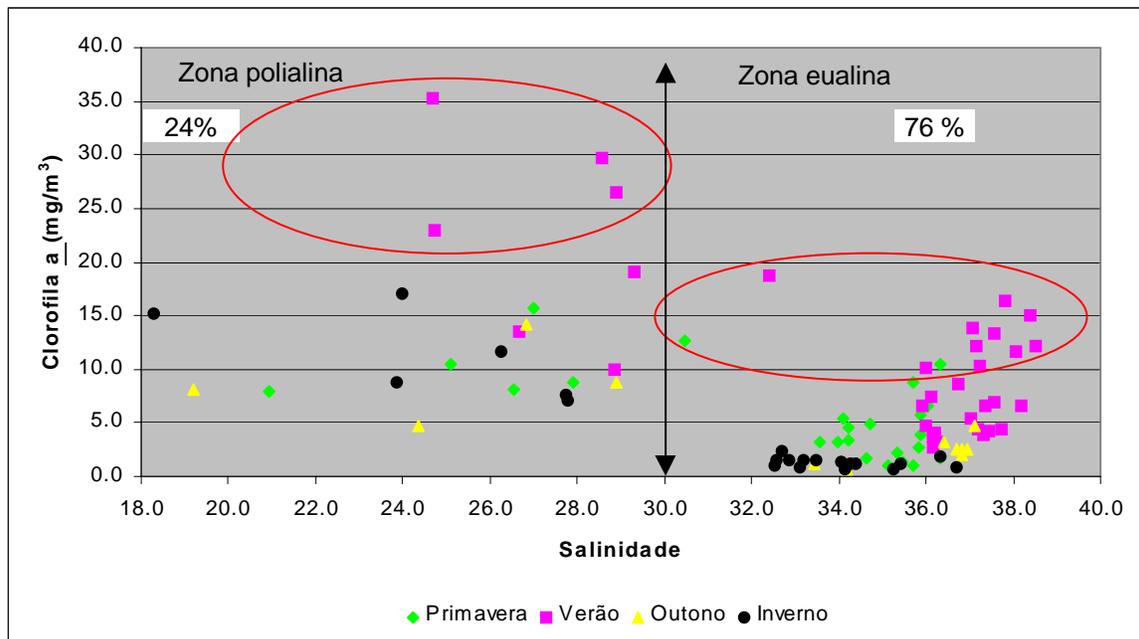


Figura 91 - Distribuição dos valores da clorofila  $a$  em função da salinidade. Estuário do Sado 1992-93.

Em relação ao Verão a percentagem mais elevada, cerca de 57%, foi superior a  $5 \text{ mg/m}^3$  e os valores localizaram-se, também, na zona eualina do estuário. Apenas 12% dos valores de Verão foram  $> 20 \text{ mg/m}^3$  e estiveram localizados, na zona polialina (Fig. 91).

#### 2.4.4 Comparação com estudos anteriores

##### Densidade

Comparando os resultados da densidade obtidos no presente estudo com os de 1967-68 (Sampayo, 1970), verificou-se, na zona inferior e média do estuário (E1, E2 e E7), um aumento acentuado da abundância fitoplanctónica, que foi cerca de três a quatro vezes superior à de 1967 (Fig. 92).

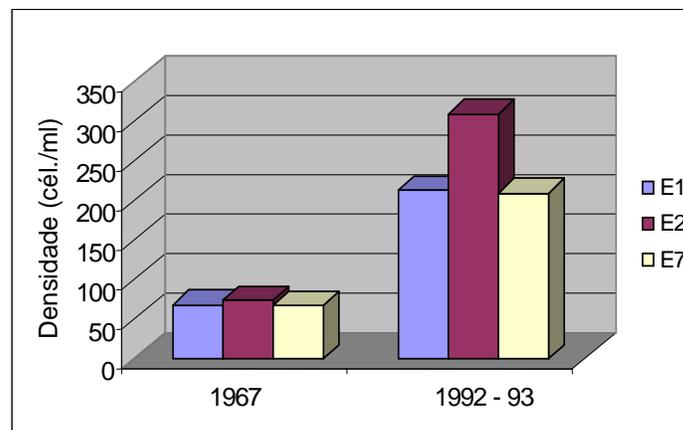


Figura 92- Densidade média anual do fitoplâncton total no Estuário do Sado, em 1967 e 1992-93.

No que se refere à dinâmica sazonal, em 1992-93 houve um aumento de produção na Primavera e no Verão, com um máximo de densidade em Setembro, e o prolongamento do período produtivo até Outubro. Nos meses de Inverno houve também um aumento da densidade que se estendeu de Janeiro a Março. Em 1967-68, ocorreram dois máximos de densidade, um em Agosto e outro em Fevereiro, mas a produção foi muito baixa nos restantes meses do ano. No mês de maior produção (Fig. 93), a densidade mais elevada, cerca de  $800 \times 10^3$  cél./l, foi três vezes superior à de 1967-68 ( $280 \times 10^3$  cél./l).

Também em 1992-93, *Thalassiosira* sp. ( $<12\mu\text{m}$ ) e *Plagioselmis* sp. foram as únicas espécies dominantes, nesta zona do estuário, numa percentagem superior a 50%, predominando alternadamente nos períodos de Verão e Inverno.

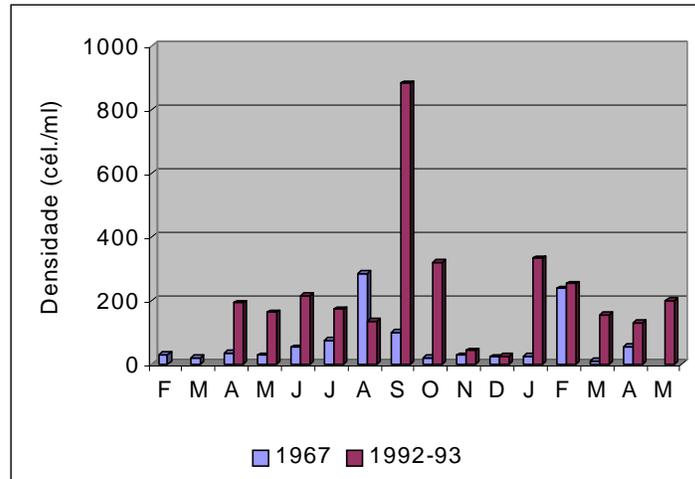


Figura 93- Variação sazonal do fitoplâncton total no Estuário do Sado, em 1967 e 1992-93.

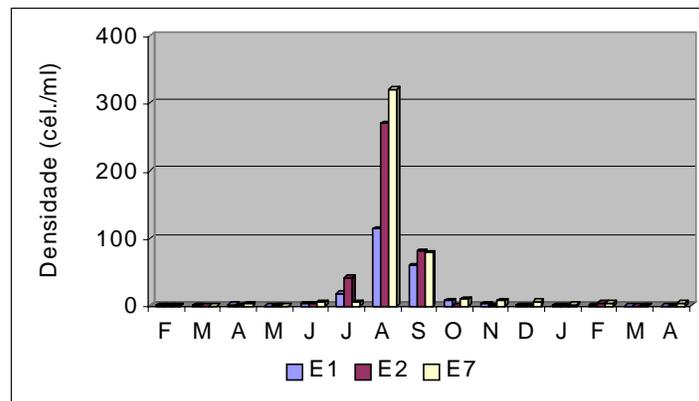


Figura 94 - Variação espacio-temporal da densidade de *Nitzschia delicatula* no Estuário do Sado em 1967-68.

Em 1967, houve apenas uma espécie dominante no fitoplâncton: *Nitzschia delicatula*, espécie marinha, frequente no estuário, que proliferou nos meses de Agosto e Setembro, nas três estações (Fig. 94) e constituiu mais de 70% do fitoplâncton. Do grupo de espécies responsável pela produção de Inverno, a espécie mais abundante, *Asterionella japonica*, foi dominante numa percentagem inferior a 30%.

Verificou-se ainda que as Bacillariophyceae, em 1992-93, embora tenham sido predominantes durante a maior parte do ano, foram pontualmente substituídas pelas Dinophyceae e pelas Cryptophyceae, enquanto que em 1967-68 as Bacillariophyceae predominaram ao longo de todo o ano (Fig. 95).

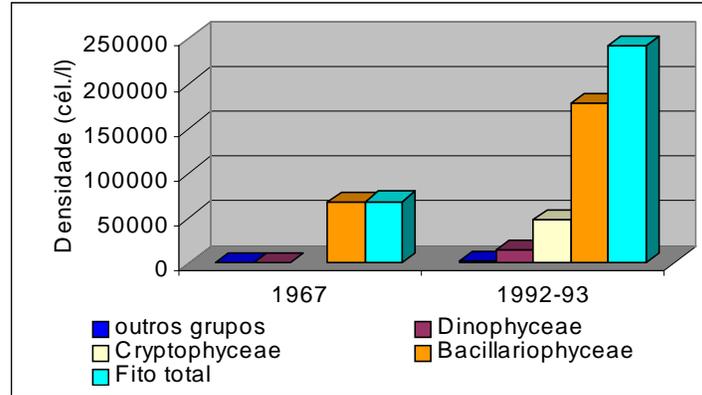


Figura 95 - Principais grupos do fitoplâncton do Estuário do Sado, em 1967 e 1992-93.

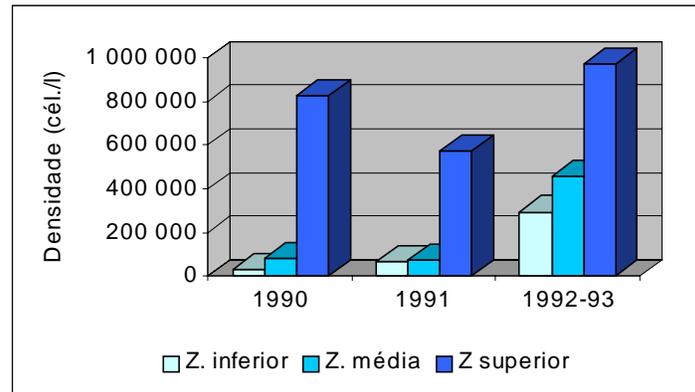


Figura 96 - Variação da densidade média anual do fitoplâncton nas três zonas do estuário do Sado nos anos de 1990, 1991 e 1992-93.

Os resultados obtidos em 1992-93 mostraram, também, que relativamente a 1990 a densidade média do fitoplâncton tinha aumentado substancialmente, principalmente nas zonas inferior e média do estuário (Fig. 96) e que este

aumento se devia principalmente, às Bacillariophyceae (Fig. 97).

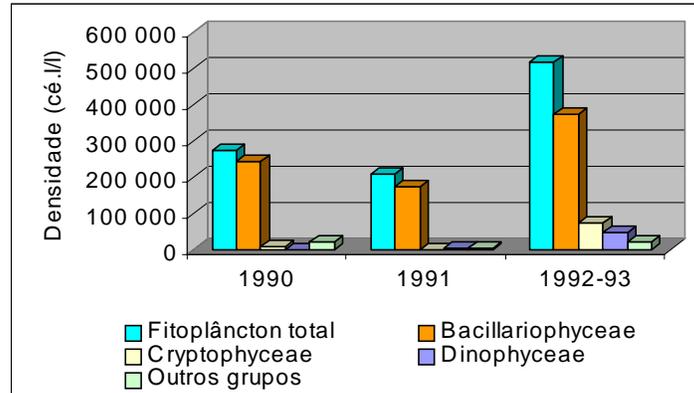


Figura 97 - Densidade média dos principais grupos do fitoplâncton do Estuário do Sado em 1990, 1991 e 1992-93.

Os resultados permitem assim considerar que o aumento dos picos de densidade e o alargamento do período produtivo aos meses de Inverno e Primavera, poderão ser devidos ao enriquecimento do estuário em nutrientes, face ao desenvolvimento urbano, agrícola e industrial verificado nos últimos trinta anos.

### Biomassa

Comparando os resultados expressos em clorofila  $a$ , obtidos no presente estudo com os de 1967 (Silva *et al*, 1969), verifica-se que o aumento de biomassa, em 1992-93, não foi significativo. A maior variação, de 2,4 para 3,5 mg/m<sup>3</sup> (Fig. 98), ocorreu na E2, e foi muito pequena, em relação ao grande aumento de densidade que ocorreu na mesma estação (Fig. 92). Esta disparidade resulta das espécies dominantes terem sido diferentes e por o conteúdo pigmentar de cada espécie depender, entre outros factores, do seu biovolume. A densidade e a correspondente clorofila do fitoplâncton depende por isso das espécies presentes. Assim, em 1967, a espécie dominante, *Nitzschia delicatula*

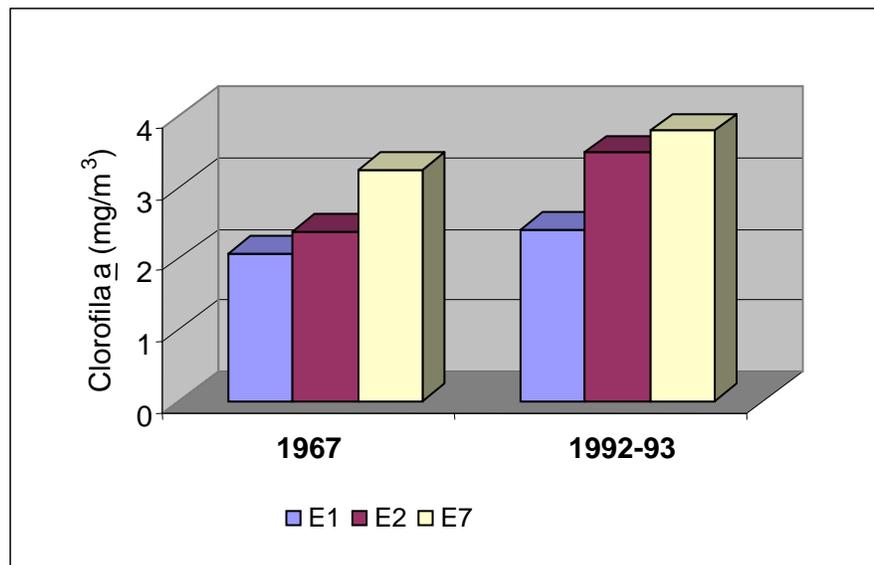


Figura 98 - Valores de concentração de clorofila a, no Estuário do Sado em 1967 e 1992-93.

(40-60 $\mu\text{m}$ ), com um biovolume de 360  $\mu\text{m}^3$ , teve uma forte contribuição para a biomassa, apesar de ter sido pouco abundante em relação a *Thalassiosira* sp. ( $D < 12 \mu\text{m}$ ), dominante em 1992. Esta espécie apresenta um pequeno biovolume, de 190  $\mu\text{m}^3$ , razão pela qual a elevada densidade atingida não se traduziu num aumento equivalente de clorofila a. Como já se referiu, existem outros factores, além do biovolume, que condicionam a quantidade de clorofila a existente nas células, como, por exemplo, a sazonalidade, (pelo efeito que a luz exerce sobre os pigmentos) e o estado fisiológico das células que, por sua vez, é, também, condicionado pela concentração de nutrientes na água (Harris, 1978; Falkowski, 1980).

É, ainda, de salientar que na metodologia empregue por Silva *et al.* (1969), na determinação da clorofila a, se utilizaram as equações espectrofotométricas do método de Jeffrey e Humphrey (1975). Este método não faz correção para a clorofila detritica, produzindo uma sobre-estimação da clorofila a (Lorenzen e Jeffrey, 1980).

## 2.5 Predomínio das Bacillariophyceae sobre as Dinophyceae

O predomínio das Bacillariophyceae está relacionado com as características de hidrodinâmica, morfologia e topografia do estuário, entre outros factores. Como foi referido, o estuário do Rio Sado é um estuário mesotidal, com uma profundidade média relativamente baixa, entre 5 m e 10 m e com um caudal de entrada de água doce relativamente fraco, em que a força principal de circulação da água se deve à influência da maré. Estas características fazem com que seja um estuário bem misturado, com estratificação térmica pontual nas zonas média e superior, de menor profundidade e mais abrigadas, e com estratificação halina em épocas de maior pluviosidade. Devido à ausência de flagelos, as Bacillariophyceae dependem da turbulência para se manterem em suspensão, encontrando por isso, na coluna de água bem misturada e relativamente bem iluminada do estuário o ambiente adequado ao seu desenvolvimento. As Dinophyceae, pelo contrário, estão normalmente associadas a uma maior estabilidade da coluna de água encontrando-se presentes em colunas de água com uma estratificação estável, térmica ou salina, suportando intensidades de luz fracas (Jones e Gowen, 1990). Só nestas condições estas microalgas competem com vantagem sobre as Bacillariophyceae, devido à capacidade de locomoção que lhes permite manter o nível de suspensão adequado, ao contrário das Bacillariophyceae que são arrastadas para fora da zona eufótica acabando por sedimentar no fundo. A existência de uma estratificação estável é, segundo Delmas *et al.* (1992) a razão principal para a formação de populações de *Dinophysis* spp. Estes autores estudaram a evolução das populações destes dinoflagelados em estações próximas e afastadas da costa e concluíram que, independentemente da existência, ou não, de nutrientes, o estabelecimento de uma estratificação térmica estável e durável, era o factor determinante do desenvolvimento das populações daqueles dinoflagelados. Smayda (1997) reconhece, também, que a turbulência actua como um factor lesivo da integridade física e da fisiologia da célula com efeitos negativos no comportamento dos dinoflagelados que, por perda do flagelo, perdem, também,

o poder de deslocação para o estrato mais adequado à captação da luz ou dos nutrientes. Como o Estuário do Sado se encontra predominantemente bem misturado, apenas o dinoflagelado *Prorocentrum minimum*, teve capacidade para se desenvolver na zona do Canal de Alcácer, junto à entrada de uma ribeira de fraco caudal, afluente do rio. As condições de relativa estabilidade da coluna de água (com uma amplitude de maré de apenas 1,3 m) e o efeito de um aumento do gradiente de salinidade juntamente com o aumento da radiação solar de Verão, terão favorecido o desenvolvimento desta espécie que, segundo Smayda e Reynolds (2001, 2003), apresenta uma estratégia de sobrevivência oportunista, caracterizada por um rápido crescimento com colonização da coluna de água num curto espaço de tempo. Grzebyk e Berland (1996) estudaram o comportamento de um clone desta espécie e concluíram que, apesar da grande plasticidade ecofisiológica que caracteriza este dinoflagelado, os óptimos de crescimento correspondem a temperaturas entre 18 °C e 26,5 °C e salinidades entre 15 ‰ e 35 ‰, intervalos nos quais se inserem os valores de temperatura (22,7 °C) e salinidade (27,9 ‰) a que ocorreram as maiores proliferações de *Prorocentrum minimum* no Canal de Alcácer. A dominância (48%) desta espécie, no entanto, foi breve, não tendo perdurado mais que duas semanas. Sucederam-lhe *Gymnodinium* spp., um conjunto de dinoflagelados nus com forma gimnodinioide, inferiores a 12 µm, a que Smayda e Reynolds (2001; 2003) atribuem, igualmente, uma estratégia oportunista. Segundo Furnas (1990) *Prorocentrum minimum* e as pequenas formas de *Gymnodinium* sp., contrariamente às formas microplanctónicas, podem atingir taxas de crescimento relativamente elevadas (2,0 e 1,5 duplicações/dia, respectivamente) próximas das das Bacillariophyceae, (cujas taxas de duplicação das populações podem atingir, consoante a espécie, 2-4 duplicações/dia). As taxas de crescimento mais elevadas constituem, também, uma das razões para o domínio das Bacillariophyceae sobre as Dinophyceae, que só conseguem predominar por breves períodos e quando existe um factor ambiental a seleccionar negativamente contra as Bacillariophyceae. Por exemplo a insuficiência da Si, ocorrida pontualmente no estuário, pode ter seleccionado contra as espécies

presentes, *Skeletonema costatum* e, principalmente, *Cylindrotheca closterium*, que necessita de concentrações de Si muito elevadas. A formação de estratificação halina, à superfície poderá ter sido, também, outro factor de selecção contra as Diatomáceas.

Ainda no que respeita os nutrientes, as Bacillariophyceae e as Dinophyceae possuem um comportamento diferente: As Bacillariophyceae utilizam como nutrientes principais, sílica, nitrato e fosfato, enquanto as Dinophyceae utilizam o nitrato e o fosfato. Segundo Officer e Ryther (1980), a sílica é o nutriente que controla o desenvolvimento das Bacillariophyceae, devido ao seu tempo de reciclagem muito mais longo do que o do fosfato e do nitrato, que reciclam rapidamente na coluna de água. A comparação das constantes de semi-saturação com as concentrações dos nutrientes determinadas *in situ* têm sido utilizadas como indicadores da limitação, do crescimento algal (Fisher *et al.* 1988; Del Amo *et al.*, 1997 a; Del Amo e Brzezinski, 1999). Segundo Officer e Ryther (1980), a constante de semi-saturação ( $K_m$ ) é igual à concentração do nutriente necessária para sustentar metade da capacidade máxima de captação de um nutriente pelas microalgas. No que se refere às Bacillariophyceae as constantes de semi-saturação determinadas para este grupo, em relação à sílica, podem atingir 2  $\mu\text{M}$  (Labry *et al.*, 2002), verificando-se no estuário, que durante o periodo produtivo Primavera-Verão, a concentração de sílica, na zona da Baía é, por vezes, inferior àquele valor, indicando limitação deste nutriente para o desenvolvimento das Bacillariophyceae, naquela zona. Relativamente ao nitrato, as constantes de semi-saturação encontradas na literatura para a maior parte das espécies deste grupo, presentes no estuário, variam de 0,1 a 2,1  $\mu\text{M}$  segundo Smayda (1997) e de 1 a 2  $\mu\text{M}$  segundo Fisher *et al.* (1988). As concentrações deste nutriente determinadas *in situ* são inferiores a 2,1  $\mu\text{M}$ , em todo o estuário, em particular durante o Verão, encontrando-se valores superiores apenas no início da Primavera e início do Verão na zona do Canal. Estes resultados indicariam limitação pelo nitrato. Em relação às Dinophyceae, as constantes de semi-saturação para o nitrato são superiores a 0,5  $\mu\text{M}$ ,

segundo Labry *et al.* (2002) e, frequentemente, superiores a 2  $\mu\text{M}$  segundo Smayda (1997), o que torna as Bacillariophyceae relativamente mais competitivas, especialmente em períodos de escassez de N, como acontece no Verão. Em relação às Dinophyceae, as constantes de semi-saturação para o fosfato variam entre 0,01 e 6,3  $\mu\text{M}$ , segundo Smayda (1997) e entre 0,0001 e 2  $\mu\text{M}$ , para o fitoplâncton em geral (Del Amo *et al.*, 1997 a). Tomando como referência aqueles autores, as concentrações de fosfato determinadas no estuário não terão sido limitantes, quer do desenvolvimento do fitoplâncton total, quer das Dinophyceae, durante o período da Primavera-Verão.

A referência aos valores da relação de Redfield (1963) e de Brzezinski (1985) (Si/N/P=16/16/1), calculados para as concentrações dos nutrientes *in situ*, é outro processo de avaliação da limitação dos nutrientes. Os resultados obtidos mostram que a razão Si/N variou, de 0,2-61,8 na zona inferior, apresentando valores <1 apenas em duas estações desta zona durante a Primavera - início de Verão, sugerindo limitação pela sílica. Estes baixos valores terão sido devidos ao gasto da sílica pelas proliferações de Primavera das Bacillariophyceae. No entanto, este nutriente é reciclável por dissolução da sílica biogénica na interface água-sedimento, a qual é arrastada para a zona eufótica, pelo processo de mistura da coluna de água, sob a influência do fluxo da maré, evitando-se a deposição permanente da sílica no sedimento, como acontece em sistemas de maior profundidade, sujeitos a estratificação (Del Amo *et al.* 1997 b). Estes factos são consistentes com o aumento das concentrações da sílica durante os meses de Verão em todas as estações e também com os máximos de densidade das Bacillariophyceae obtidos durante este período, em todo o estuário. A razão Si/N foi > 1 nas zonas média (1,0-71,0  $\mu\text{M}$ ) e superior (0,99-29,68  $\mu\text{M}$ ), indicando não haver limitação de sílica nestas zonas do estuário. Segundo Sommer (1994) razões de Si/N elevadas levam ao predomínio das Bacillariophyceae e é interessante verificar que uma das espécies predominantes é *Cylindrotheca closterium*, espécie em agulha, que segundo Sommer (1998), tem tendência a predominar em ambientes com uma razão Si/N

elevada. Relativamente à razão N/P (0,5-7,6 na z. inferior; 0,4-3,7 na z. média e 0,5-19,04 na zona superior) houve apenas um valor >16, na zona superior do estuário, o que indica que durante o período produtivo da Primavera-Verão o nitrato é limitativo para o crescimento algal. A discussão destes valores resultantes do quociente N/P não é, no entanto, conclusiva da limitação pelo nitrato. Existem factores como a composição específica, a capacidade de assimilação de cada espécie fitoplanctónica, e ainda a taxa de regeneração de cada nutriente, que determinam a limitação real de um nutriente (Del Amo *et al.* 1997 a). A capacidade de reciclagem de N e P através do zooplâncton é um processo interno do sistema, de enorme importância para a manutenção da produção primária, principalmente no Verão, quando o "input" externo de nutrientes é praticamente inexistente. Os nossos resultados não permitem, no entanto, conclusões com respeito a estes processos biogeoquímicos, extremamente rápidos, que implicam uma amostragem muito mais detalhada do que a que se efectuou para a determinação mensal da concentração de N e P. Relativamente à variação espacial deste último nutriente e segundo a relação de Redfield e Brzezinski a composição algal óptima obtem-se para  $Si/P > \text{ou} = 16$ . No estuário a razão Si/P variou entre: 0,7-32,0 na z. inferior; 1,0-57,9 na z. média e 4,0-27,9 na zona superior, apresentando valores inferiores a 16 na Primavera, o que dá indicação de limitação de Si em todo o estuário até ao início do Verão, como já tinha sido mencionado a propósito da razão Si/N. Durante o Verão, para as zonas média e superior, principalmente, as concentrações de Si aumentaram na coluna de água, em consequência da diluição provável das tecas de diatomáceas que tinham proliferado na Primavera, fazendo subir a razão Si/P. Este fenómeno da passagem da sílica biogénica dos estratos junto ao fundo para a coluna de água é característico de sistemas aquáticos de baixa profundidade, bem misturados, em que a sílica depositada no fundo, é fornecida para a zona eufótica, contrariando o efeito da limitação deste nutriente, gasto pelas proliferações do início da Primavera, e favorecendo o predomínio das Bacillariophyceae, em quase todo o ano (Del Amo *et al.*, 1997 b).

Quanto às Cryptophyceae, só pontualmente predominaram no estuário, pertencendo as populações mais abundantes aos meses de Inverno. Estes resultados estão de acordo com a capacidade de adaptação destas espécies a intensidades luminosas baixas (Del Amo *et al.*, 1997 b), como se verifica também para as espécies de água doce pertencentes a este grupo (Stewart e Wetzel, 1986). A fraca abundância que este grupo obteve ao longo do estuário durante os meses de Verão coincide, ainda, com a baixa relação N/P encontrada durante o período produtivo. Posteriormente, os máximos que obteve, localizados no Inverno, junto à entrada da Ribeira de S. Martinho, no Canal de Alcácer, sugere que o desenvolvimento destes nanoflagelados, está dependente da entrada de nutrientes, que ocorre no Inverno com o aumento dos caudais fluviais, e que o seu desenvolvimento no Verão está limitado pelo nitrato.

Do exposto poderemos concluir que: 1) a sílica é suficiente para o desenvolvimento das Bacillariophyceae, ao longo de quase todo o ano; 2) a baixa concentração do nitrato é um factor negativo do desenvolvimento do fitoplâncton, em geral, e das Cryptophyceae, em particular; 3) os fosfatos parecem ser suficientes para a manutenção da comunidade existente; 4) a turbulência induzida pelas correntes de maré, é o principal factor limitante do desenvolvimento das Dinophyceae, no estuário.

## 2.6 - Diversidade Específica, Riqueza Específica e Equitabilidade

### 2.6.1 *Considerações gerais*

Uma extensa revisão dos Índices de diversidade aplicados às comunidades aquáticas foi realizado por Washington (1984). Entre os Índices analisados refere o Índice de diversidade de Shannon como sendo um índice de estrutura de comunidades, aplicado pela primeira vez às comunidades biológicas por Good (1953), que o considerou como uma medida de heterogeneidade da população. Posteriormente, Margalef (1958) aplicou a teoria da informação e o Índice de Shannon à ecologia (vêr Washington, 1984) relacionando informação com a composição de comunidades naturais. Desde então, o Índice de Shannon tem sido largamente usado no estudo de comunidades aquáticas, nomeadamente de plâncton e bentos, como forma de avaliação de alterações de estrutura de comunidades sujeitas ao stresse ambiental, natural ou antropogénico. No presente trabalho utilizámos o Índice de Shannon-Wiener (1963) -H'- na avaliação da diversidade específica da comunidade fitoplanctónica do Estuário do Sado. Este índice foi considerado por Pielou, (1975) como sendo função de duas componentes: Riqueza específica e Equitabilidade. A Riqueza específica, ou número de espécies por amostra (S), mede a densidade específica duma população partindo do princípio que a amostra é representativa da população e que o número de espécies da amostra é igual ao número de espécies da população. A Equitabilidade (J') mede a distribuição dos indivíduos pelas espécies presentes na população. Deste modo, o Índice pode ser considerado como um Índice de estrutura, porque contém a informação sobre o número de espécies e sobre as proporções relativas dessas espécies na população. Uma das críticas de que tem sido objecto é o facto de não ser sensível às espécies raras, podendo aumentar mesmo que o número total de espécies diminua, se a Equitabilidade também aumentar. Esta crítica, no entanto, não tem fundamento teórico, uma vez que a presença de espécies raras

num ecossistema pode ser importante do ponto de vista funcional, mas não é relevante do ponto de vista estrutural. O Índice de Shannon mede a diversidade específica em bits/célula, que equivale ao grau de incerteza associado à identidade específica de cada indivíduo selecionado ao acaso. Embora o Índice, em teoria, possa atingir valores superiores a 5, não existem registos, na prática, de valores tão elevados. A Equitabilidade varia entre 0 e 1, verificando-se uma forte influência desta componente nos valores do Índice.

### 2.6.2 Variações espacio-temporais

A variação anual do Índice de Shannon e componentes nas zonas inferior, média e superior do estuário está expressa nas Figuras 99, 100 e 101.

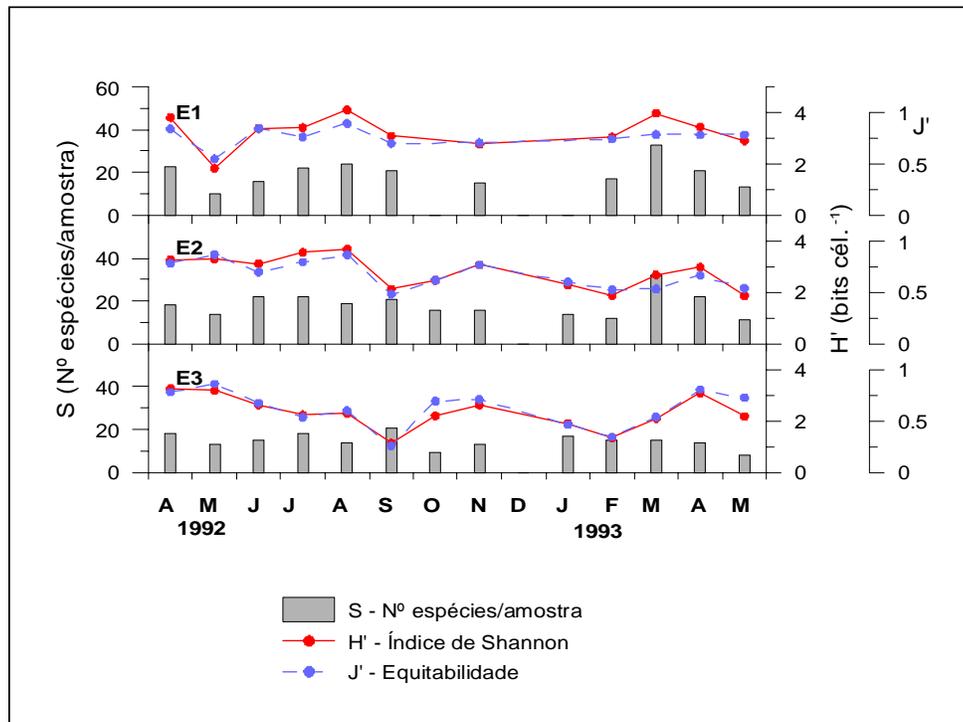


Figura 99 - Variação do índice de Shannon (H'), Equitabilidade (J') e Riqueza específica (S), na zona inferior do Estuário do Sado em 1992-93.

Verificou-se na zona inferior que a Riqueza específica S, variou entre um mínimo de 8 espécies em Maio, na E3, e um máximo de 33 espécies em Março, na E1

(Fig. 99). Os valores mais elevados corresponderam aos meses de Verão e ao início de Primavera, em especial na E1 que foi a estação que registou o número médio de espécies - 20 - mais elevado. As estações E2 e E3 apresentaram um número médio de 18 e 15 espécies, respectivamente. A análise de frequência dos valores de S indica que mais de 60% das amostras das estações 1 e 2 apresentaram um número de espécies compreendido entre 15 e 30 espécies, enquanto na E3 essa percentagem correspondeu a um número de espécies inferior a 15.

A Equitabilidade ( $J'$ , Fig. 99) variou entre um mínimo de 0,26 na E3 e um máximo de 0,89 na E1, respectivamente em Setembro e Agosto, apresentando um valor médio de 0,76, 0,67 e 0,62 entre as estações E1 e E3. A análise de frequência indica que mais de 45% das amostras apresentaram uma Equitabilidade compreendida entre 0,60 e 0,80 nas três estações da zona inferior. A estação E1, junto da boca do estuário, apresentou cerca de 27% de amostras com uma Equitabilidade mais elevada, superior a 0,80, enquanto nas restantes estações apenas 15% das amostras apresentaram valores de Equitabilidade desta ordem.

O Índice de Shannon ( $H'$  Fig. 99) seguiu o mesmo padrão de variação da Equitabilidade, apresentando tal como esta componente um mínimo de 1,10 bits/célula na E3, em Setembro, um máximo de 4,1 na E1, em Agosto, e uma média anual de 3,25, 2,79 e 2,32 bits/célula respectivamente nas estações E1 e E2 e E3. Os valores mais elevados de  $H'$  corresponderam aos meses de Primavera e Verão e os mais baixos ao fim de Verão e início de Inverno, verificando-se em todas as estações uma quebra acentuada do Índice em Setembro e Fevereiro, correspondente aos meses de densidade máxima do fitoplâncton. A análise de frequência aos valores de  $H'$  indica que a E1 foi a única estação que apresentou diversidades superiores a 4 bits/célula, em 10 % das amostras. Do total das amostras desta estação, cerca de 64% apresentaram diversidades compreendidas entre 3 e 4 bits/célula. Nas estações E2 e E3 os valores mais altos de  $H'$  estiveram compreendidos também entre 3 e 4

bits/célula, mas numa percentagem inferior, em 46 e 23% das amostras, respectivamente.

Na zona média do estuário a Riqueza específica S variou (Fig. 100) entre um mínimo de 8 e um máximo de 35 espécies na E7, respectivamente em Maio e Fevereiro, apresentando valores médios de 14, 18, 19 e 16 espécies entre as estações E4 e E7. Os valores mais elevados corresponderam aos meses de Inverno e Verão e os valores mais baixos aos meses de fim de Primavera-início de Verão e Outono-início do Inverno. A análise de frequência indica que

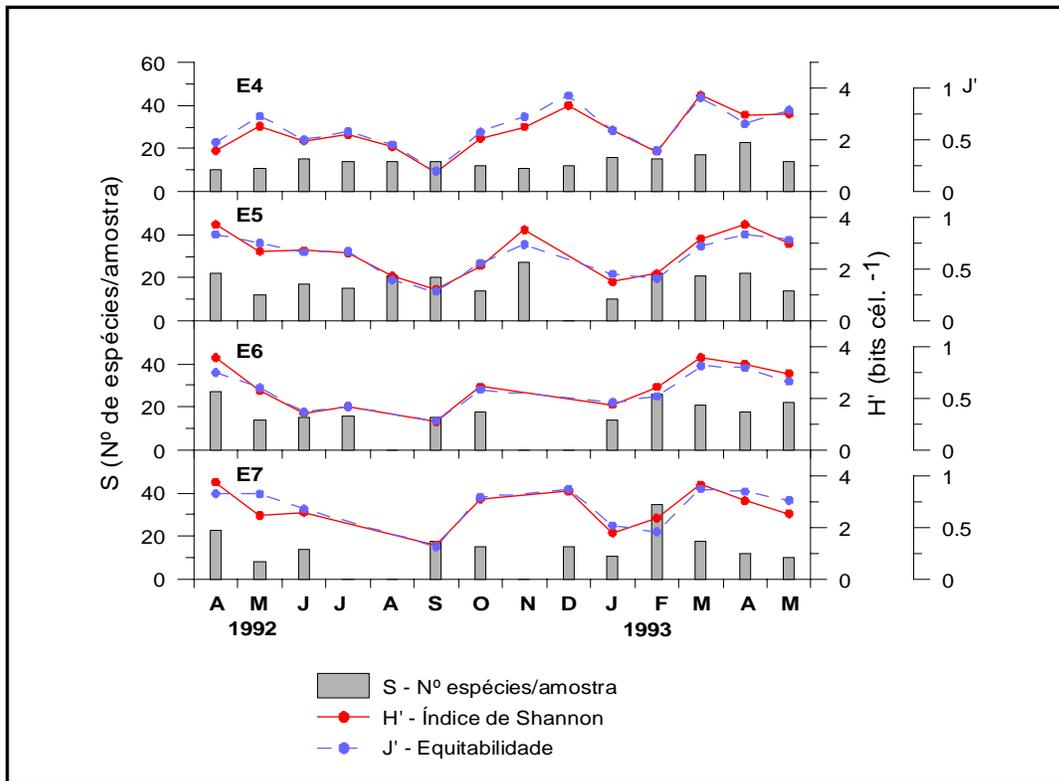


Figura 100 - Variação do Índice de Shannon (H'), Equitabilidade (J') e Riqueza específica (S), na zona média do Estuário do Sado em 1992-93.

na zona do Esteiro da Marateca - estações E5 e E6 - o número de espécies é superior a 15 e inferior a 30 em mais de 60% das amostras, enquanto nas E4 e E7 é inferior a 15, respectivamente em 79% e 64% das amostras.

A Equitabilidade variou entre o mínimo de 0,20 e o máximo de 0,93 na E4, em Setembro e Dezembro, apresentando valores médios de 0,61, 0,62, 0,57 e 0,71 entre as estações E4 e E7. Os valores de Equitabilidade mais elevados corresponderam aos meses de Primavera e início de Verão e os valores mais baixos corresponderam aos meses de Verão e Inverno, em que houve maiores proliferações de fitoplâncton. A análise de frequência indica que a E7 foi a estação que apresentou valores mais elevados de Equitabilidade - superiores a 0,80, em 46% das amostras, provavelmente devido a um efeito mais acentuado da turbulência na dispersão e na redistribuição das espécies presentes, uma vez que esta zona do estuário está no cruzamento de correntes de direcção contrária e sujeita a um sistema complexo de circulação da massa de água (Neves, 1985).

O Índice de diversidade ( $H'$ , Fig. 100) variou entre um mínimo de 0,77 bits/célula na E4, em Setembro e um máximo de 3,76 bits/célula na E7, em Abril. O Índice seguiu o mesmo padrão de variação da Equitabilidade fazendo corresponder os máximos e os mínimos às mesmas épocas do ano que essa componente. A análise de frequência indica que a diversidade não ultrapassou os 4 bits/célula em todas as estações e que E7 foi a estação que apresentou maior percentagem de amostras - 45% - com diversidade mais alta: 3-4 bits/célula. Esta percentagem diminuiu nas estações de jusante, em que a maior parte das amostras (36% - 43%) apresentaram valores de diversidade compreendidos entre 2 e 3 bits/célula.

Na zona superior, a Riqueza específica ( $S$ , Fig. 101) variou entre um mínimo de 13 espécies nas duas estações E8 e E10, em Maio, e um máximo de 58 espécies, na E12, em Janeiro. Apresentou um número médio de espécies de 24 nas estações E8 e E10 e de 26, 25 e 41, respectivamente nas estações E9, E11 e E12. Os valores mais elevados de  $S$  foram obtidos nos meses de Inverno e os mais baixos foram registados em meses de Verão e Primavera em todas as estações, excepto na E12, em que a Riqueza específica é elevada ao longo de todo o ano, apresentado apenas um valor relativamente baixo no mês de

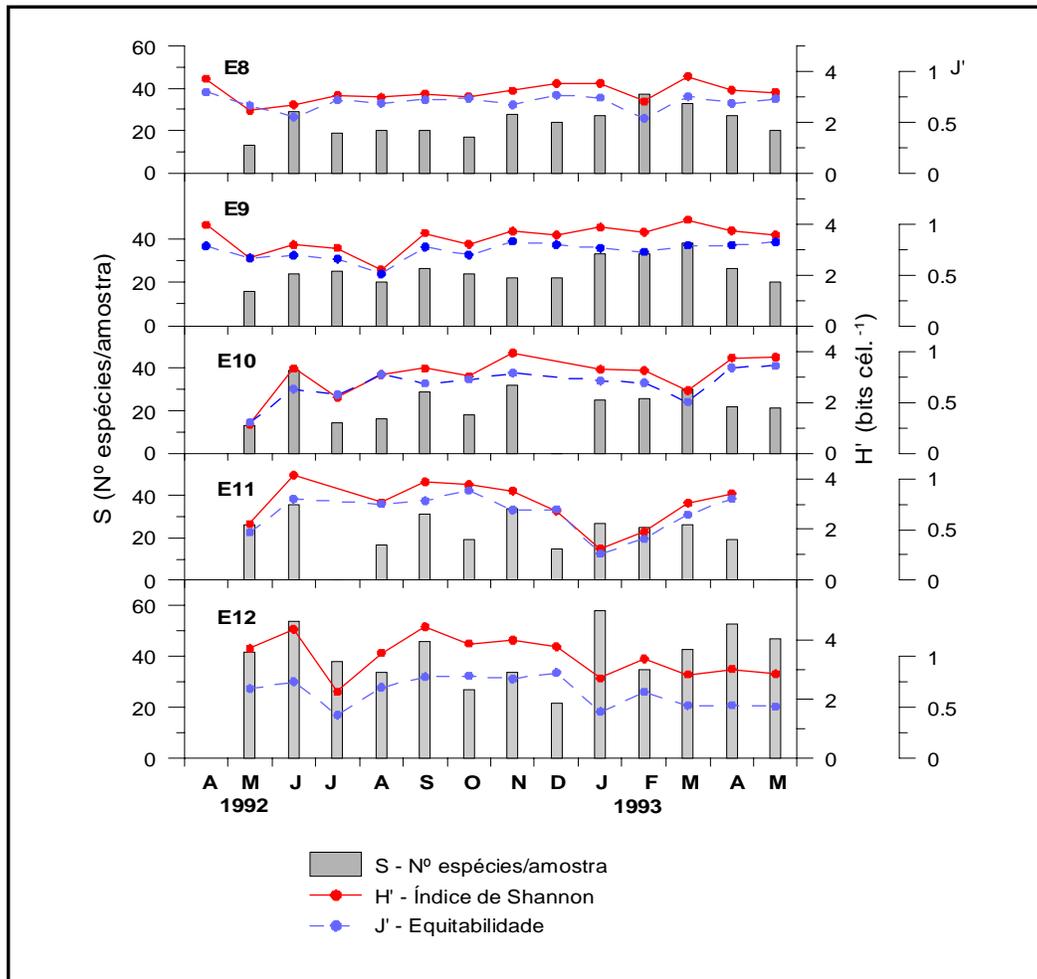


Figura 101 - Variação do Índice de Shannon (H'), Equitabilidade (J') e Riqueza específica (S), na zona superior do Estuário do Sado, em 1992-93.

Dezembro. A análise de frequência indica que mais de 64% das amostras apresentaram entre 15 a 30 espécies, e que só 14 a 29% apresentaram um número de espécies superior a 30. A estação 12 foi a única estação que apresentou um número de espécies superior a 45 em 38% das amostras.

A Equitabilidade variou entre um mínimo de 0,26 e um máximo de 0,88 na E11, respectivamente em Janeiro e Outubro, apresentando valores médios de 0,70, 0,74, 0,67, respectivamente nas estações E8, E9 e E10, e de 0,65 nas estações E11 e E12. A análise de frequência indica que a maior parte das amostras (55% a 86%) apresentam uma equitabilidade elevada, entre 0,60 e 0,80. A estação E8

é a única que não apresenta Equitabilidade superior a 0,80. Nas restantes estações, cerca de 17 a 23% das amostras registaram uma Equitabilidade superior a 0,80.

O Índice de diversidade ( $H'$ , Fig. 101) variou entre um mínimo de 1,12 bits/célula na E10, em Maio, e um máximo de 4,44 bits/célula na E12 em Setembro, apresentando valores médios de 3,20 e 3,50 bits/célula nas estações E8 e E9, de 3,00 nas estações E10 e E11 e de 3,40 na E12. Tal como nas zonas inferior e média do estuário, o Índice seguiu sensivelmente o mesmo padrão de variação da Equitabilidade. A análise de frequência indica que em todas as estações 54% a 79% das amostras apresentam valores de diversidade entre 3 e 4 bits/célula, e que nas estações E9, E11 e E12, 7% a 15% apresentam diversidades mais altas, de 4-5 bits/célula. Nas estações E8 e E10 a diversidade específica não ultrapassa os 4 bits/célula.

Verifica-se, assim, que as quebras de diversidade específica coincidem, de um modo geral, com os máximos de densidade do fitoplâncton e com a dominância de uma, ou de um pequeno número, das espécies presentes. Estes fenómenos acontecem quando existe competição por um recurso limitante, neste caso o nitrato ou a luz, em que uma ou duas espécies mais aptas para a captação do elemento limitante, como por exemplo *Plagioselmis* sp., ou *Prorocentrum minimum*, e/ou com uma taxa de reprodução mais elevada, como *Thalassiosira* sp., conseguem competir com vantagem, muitas vezes com exclusão de outras espécies. Na sequência do desenvolvimento das populações destas espécies o Índice de diversidade sofre uma quebra devido à redução da Equitabilidade e, por vezes, devido, também, à redução do número de espécies. Quando não existe limitação de recursos, os indivíduos encontram-se mais equitativamente distribuídos pelas espécies presentes e os valores do Índice de diversidade e da Equitabilidade ficam mais elevados.

Na zona inferior do estuário do Sado, a diversidade e Equitabilidade baixas dos meses de Maio e Setembro corresponderam à dominância de *Guinardia delicatula* (que atingiu 66% do fitoplâncton total na E1) e de *Thalassiosira* sp. (60

a 85% nas E2 e E3) e as quebras de diversidade e Equitabilidade dos meses de Janeiro e Fevereiro de 1993 corresponderam à dominância da Cryptophyceae *Plagioselmis* sp. (44 a 75% em E1 e E3).

Os valores máximos do índice estiveram, pelo contrário, associados a um decréscimo da produção fitoplanctónica na E2 e E3, em Abril, e também a um aumento do número de espécies nas estações E1 e E2, em Março de 1993.

Na zona média verifica-se o mesmo padrão de comportamento, isto é, quebras de diversidade associadas a densidades elevadas de fitoplâncton, (como acontece no mês de Setembro) e à dominância alternada de *Cylindrotheca closterium*, que chega a atingir 69% do fitoplâncton na E6, e de *Thalassiosira* sp. que constituiu 90% do fitoplâncton na E4. Também nesta zona as quebras verificadas em Janeiro ou Fevereiro se deveram à proliferação de *Plagioselmis* sp. que dominou o fitoplâncton total numa percentagem que variou de 63% a 75%. Os valores mais elevados de diversidade deveram-se a uma produção fitoplanctónica baixa, em particular nos meses de Novembro e Dezembro, associada a uma dispersão da dominância por um grupo mais alargado de espécies e, por vezes, também a um aumento do número de espécies, como aconteceu em Novembro, na E5.

Relativamente à zona superior, nas estações do Canal, as quebras acentuadas de Maio e de Agosto nas estações E8 e E9 (Fig. 101), foram devidas às proliferações de *Prorocentrum minimum* e de *Cylindrotheca closterium* que dominaram em cerca de 48% e 61% o fitoplâncton total. O máximo de densidade do fitoplâncton, em Fevereiro, associado à dominância de *Thalassiosira* sp., que atingiu 50% do fitoplâncton na E8, provocaram, também, uma quebra de diversidade, mais evidente nesta estação. Para montante, as quebras do Índice verificadas em Maio e em Julho deveram-se à dominância de *Melosira moniliformis* (67-84 % nas estações E10 e E11) e de *Chaethoceros subtilis* e *Aulacoseira granulata* (61% e 68% em E10 e E12). As quebras de Janeiro, na E11, e de Março, na E10, coincidiram com máximos de densidade nestas estações, associados à dominância de *Chrysococcus minutus* (82%) e à

dominância partilhada de *Melosira moniliformis* (37%) e de *Stephanodiscus hantzschii* (37%). Na E12, a quebra de Janeiro correspondeu à dominância conjunta de *Chrysococcus minutus* e *Monoraphidium contortum*, que contribuíram com 30 e 42% para o total do fitoplâncton. O pico de densidade máxima nesta estação, em Março, deu origem a um decréscimo de diversidade pouco acentuado compensado pelo aumento do número de espécies **S** e pela dispersão da dominância por *Chrysococcus minutus* (25%) e *Monoraphidium contortum* (35%), entre outras espécies.

Os valores mais elevados do Índice nem sempre estiveram associados a uma produção fitoplanctónica baixa, como se pode verificar na E9, em Março, e nas estações E10, E11 e E12, em Junho, (Fig. 101) em que o aumento da diversidade terá correspondido ao aumento da Equitabilidade na distribuição dos indivíduos pelas espécies presentes e também ao aumento da Riqueza específica. Em Setembro e Novembro os valores de diversidade relativamente elevados estiveram associados a uma produção fitoplanctónica baixa e ao aumento do número de espécies, que contrabalançaram a redução na Equitabilidade.

A comparação dos valores médios de H' e componentes, nas três zonas do estuário, mostrou que a Diversidade e a Riqueza específica das zonas inferior e média são semelhantes entre si mas são estatisticamente diferentes de H' e S da zona superior (Teste de Student,  $P < 0,001$ ). Estes resultados parecem indicar a existência, do ponto de vista estrutural, de apenas duas zonas diferentes entre si: uma de características estuarinas que abrange o Canal de Alcácer e zona de montante; outra de características marinhas que abrange toda a zona inferior até à Ilha do Cavalo e ainda os Esteiros da Comporta e da Marateca.

Relativamente à relação existente entre H' e componentes e os parâmetros ambientais, verifica-se também, a existência de uma correlação negativa forte entre a salinidade e a diversidade da zona média ( $r = -0,428$   $P < 0,01$   $n=40$ ) e da zona superior ( $r = -0,680$   $P < 0,001$   $n=24$ ), o que salienta o efeito do rio como factor de enriquecimento da comunidade nas zonas superior e média do

estuário. Não se verificou correlação entre a salinidade e a diversidade, na zona inferior, o que estará relacionado com uma menor entrada no estuário de espécies marinhas provenientes da zona costeira. Quando se comparam os espectros de frequência de cada uma das zonas com o espectro correspondente para o total das estações do estuário (Fig. 102) verifica-se que o espectro da zona superior é semelhante ao espectro do estuário total para a Riqueza específica (S) e para o Índice de Shannon (H'), evidenciando o efeito do rio na entrada de espécies e de nutrientes, influenciando a Riqueza específica e a estrutura da comunidade. Relativamente à Equitabilidade, verifica-se que a zona inferior tem uma maior influência, no padrão de variação desta componente para a totalidade do estuário, pondo em evidência o efeito da circulação da massa de água, como factor de turbulência, na redistribuição dos factores de produção e dos indivíduos pelas espécies presentes.

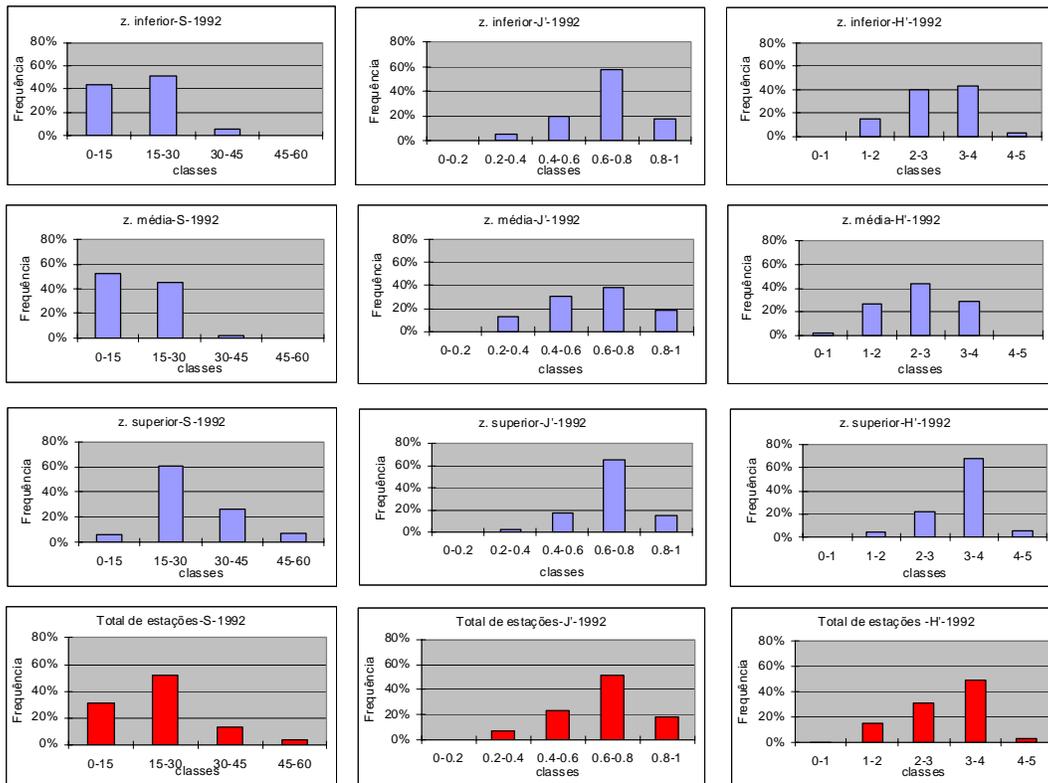


Figura 102 - Comparação dos espectros de frequência do Índice de diversidade (H') e componentes (S e J) das zonas inferior, média e superior e do total das estações do Estuário.

### 2.6.3 Comparação com outros sistemas aquáticos

Os valores do Índice de Shannon, Equitabilidade e Riqueza específica de alguns ecossistemas aquáticos estão indicados na Tabela 4. Da análise desta tabela verifica-se que o estuário apresenta uma Equitabilidade superior à dos outros dois sistemas aquáticos da mesma zona geográfica, Lagoa de Albufeira e

Tabela 4 - Valores do Índice de Shannon (H'), Riqueza específica (S) e Equitabilidade (J') de sistemas aquáticos da mesma região geográfica (Albufeira do Pego do Altar e Lagoa de Albufeira), do Estuário do Sado e do Mediterrâneo Ocidental e Adriático Norte.

Local (ano de estudo)	H' mínimo-máximo	H' média anual	J' média anual	S média anual	Referência Bibliográfica
Pego do Altar (1982 - 83)	2,4 - 3,9	3,2	0,59	47	Coutinho, M.T.P. (Dados não publicados)
Zona inferior	1,13 - 4,10	2,76	0,68	15	Este estudo
Est. Sado { Zona média	1,11 - 3,76	2,51	0,63	15	
Zona superior	1,12 - 3,94	3,18	0,69	27	
Estuário Sado total (1992-93)	1,12 - 4,44*	2,88	0,67	20	
Lagoa Albufeira (1995-96)	0,32 - 3,81	1,6	0,33	26	Coutinho, M.T.P. (1998)
Mediterrâneo Ocidental	0,5 - 3,9				Margalef (1970)
Adriático Norte	0,11 - 3,58				Revelante e Gilmartin, (1980)

\*valor referente à E12 (Fig. 101).

Albufeira do Pego do Altar, o que sugere uma estrutura mais equilibrada, mais liberta de tensões que, provavelmente, terá a ver com o facto de o estuário funcionar como um sistema aberto em permanência, ao contrário do que acontece na Lagoa em que o sistema fica fechado periodicamente, e na albufeira, em que a coluna de água estratificada estabiliza por um período relativamente alargado, e em que as espécies presentes ficam sujeitas à pressão da competição por determinado recurso, que se vai esgotando ou deteriorando, no epilímnio. No que respeita à Riqueza específica, verifica-se que é inferior ao número de espécies obtido no sistema de água doce, o que estará, provavelmente, relacionado com o facto de o estuário receber menos nutrientes

que a albufeira, sistema mais produtivo e, por isso, com uma Riqueza específica mais elevada. Relativamente aos valores de  $H'$ , o Estuário do Sado apresenta, de um modo geral, uma diversidade mínima nitidamente mais elevada que a da Lagoa de Albufeira e as dos mares Adriático e Mediterrâneo, e uma diversidade máxima apenas um pouco superior à obtida na Albufeira do Pego do Altar e também naqueles sistemas.

#### 2.6.4 Evolução da diversidade e suas componentes no estuário

Com o objectivo de avaliar possíveis alterações de estrutura da comunidade fitoplanctónica ocorridas num período de 25 anos, determinámos os valores do Índice de Shannon e componentes para as Bacillariophyceae, (grupo dominante) com base no trabalho realizado em 1967, por Sampayo (1970) e que teve como principal objectivo o estudo deste grupo. Para o efeito, escolhemos as estações E1, E2 e E7 com localização equivalente às estudadas em 1967. Os valores médios anuais de  $H'$ ,  $J'$  e  $S$  determinados para os três locais nos anos de 1967-

Tabela 5 - Valores do Índice de Shannon ( $H'$ ), Riqueza específica ( $n^{\circ}$  espécies/amostra  $S$ ) e Equitabilidade ( $J'$ ) das Bacillariophyceae no Estuário do Sado (E1,E2 e E7) em 1967e 1992-93.

Local (ano de estudo)	$H'$ mínimo-máximo	$H'$ média anual	$J'$ média anual	$S$ média anual	Referência Bibliográfica
Estuário Sado (1992-93)					
E1	0,97-3,65	3,06	0,79	15	Este estudo
E2	1,97-3,46	2,65	0,74	14	
E7	1,03-3,59	2,73	0,78	12	
E1, E2, e E7	0,97-3,65	2,80	0,77	14	
Estuário Sado (1967-68)					Resultados determinados com base em Sampayo, M.A.M. (1970)
E1	1,59-4,23	3,37	0,68	32	
E2	1,15-4,97	3,65	0,69	37	
E7	1,00-4,92	3,89	0,74	40	
E1+E2+E7	1,00-4,97	3,64	0,70	37	

68 e 1992-93 estão expressos na Tabela 5. A análise destes resultados indica que houve, em 25 anos, uma redução acentuada da Riqueza específica e do Índice de diversidade das Bacillariophyceae, cujos valores médios decresceram,

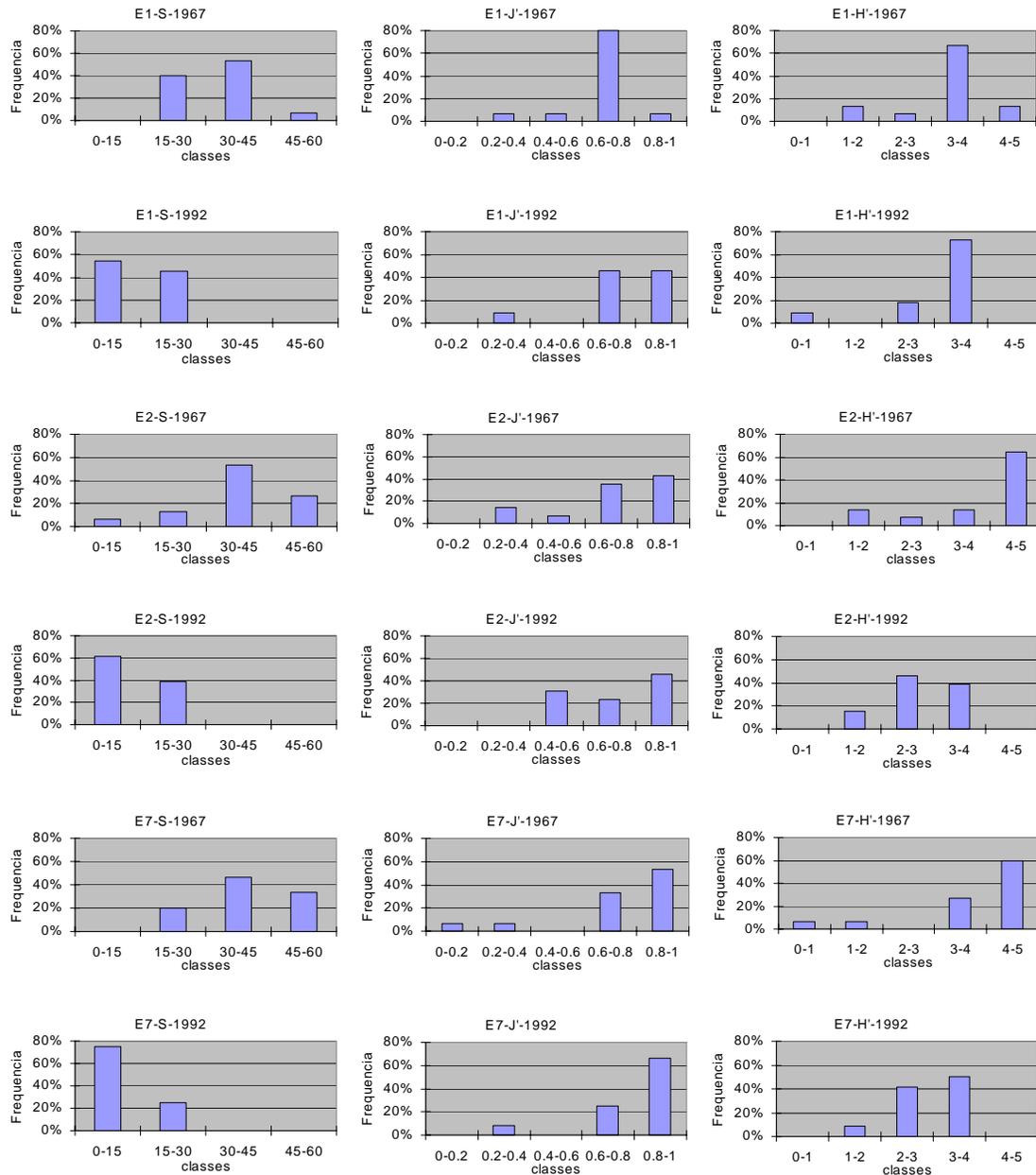


Figura 103 - Distribuição de frequências do Índice de diversidade (H'), da Riqueza específica (S) e da Equitabilidade (J), das Bacillariophyceae, nas estações E1, E2 e E7 do Estuário do Sado em 1967 e 1992-93.

respectivamente, de 37 para 14 espécies e de 3,64 para 2,80 bits/célula, enquanto a Equitabilidade se manteve semelhante: 0,70-0,77.

No que se refere a  $H'$ , o decréscimo foi mais acentuado não ultrapassando o valor máximo de 3,65, enquanto em 1967 atingiu os 4,97 bits/célula. Relativamente à Riqueza específica, a redução do número de espécies, em 1992, ocorreu em todos os locais e foi 2 a 3 vezes mais baixa que a de 1967.

A aplicação do teste  $t$  de Student mostra que existem diferenças significativas, ao nível dos 5%, entre os valores de  $S$  e de  $H'$  de ambos os anos. No que se refere a  $J'$ , as diferenças dos valores médios de ambos os anos não são significativas.

A análise da distribuição de frequências dos valores obtidos em ambos os anos (Fig. 103) revela que, enquanto em 1992 não existiram amostras com valores de  $S$  superiores a 30, em 1967 mais de 47% das amostras apresentavam uma Riqueza específica entre 30 e 57 nas três estações.

Relativamente à Equitabilidade, verifica-se que esta componente aumentou ao longo de 25 anos. Assim, em 1992, mais de 45% das amostras apresentaram uma Equitabilidade superior a 0,80 em todas as estações. Em 1967, apenas na E1 e unicamente em 7% das amostras foi atingido aquele valor.

No que respeita ao Índice de Shannon, a distribuição de frequências mostra que, em 1992, não se registaram valores do Índice superiores a 4, enquanto em 1967,  $H'$  atingiu valores superiores, em todas as estações, principalmente, nas localizadas na zona média, onde mais de 60% das amostras registaram diversidades superiores a 4 bits/célula.

Na Figura 104 é comparada a densidade do fitoplâncton com a variação do Índice de diversidade e componentes em 1992-93 e 1967-68. Verifica-se pela comparação dos resultados, que a Equitabilidade e o Índice de diversidade, em 1992-93, apresentam um padrão de variação mais irregular que em 1967-68. Com efeito, enquanto em 1992 se verificaram quebras acentuadas do Índice de diversidade e da Equitabilidade várias vezes ao longo do ano (como na E2), em

1967, a quebra do Índice de Shannon e da Equitabilidade, mais acentuada, ocorreu apenas uma vez. Em 1992 as quebras da diversidade corresponderam à dominância intermitente de várias espécies, como *Guinardia delicatula* (83%), na E1, em Maio, *Thalassiosira* sp. (>59%) na E2, em Setembro, Janeiro e Março de 1993 e na E3 em Setembro, e ainda, de *Asterionellopsis glacialis* (57%), na E2,

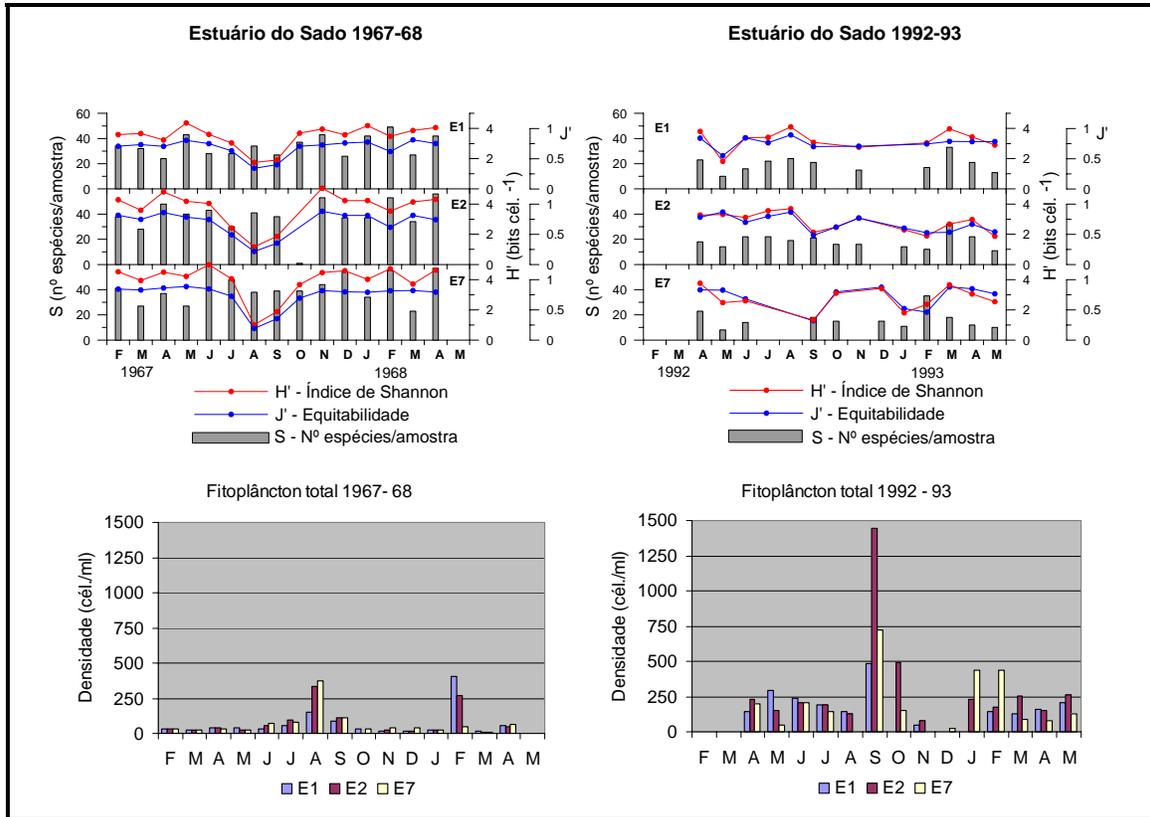


Figura 104 - Relação entre o Índice de Shannon e componentes e as densidades do fitoplâncton nas zonas inferior (E1+E2) e média (E7) do Estuário do Sado nos anos de 1967 e 1992-93.

em Outubro. Em 1967 a quebra mais acentuada do Índice e da Equitabilidade ocorreu em todas as estações e apenas no mês de Agosto, e foi devida à dominância forte (76%-86%) de uma só espécie, *Nitzschia delicatula*, (actualmente designada por *Pseudo-nitzschia delicatissima*).

Verifica-se, também, que em 1992 as maiores quebras de diversidade são coincidentes com os picos de densidade do fitoplâncton, o que nem sempre se verifica em 1967, em que o máximo de produção de Fevereiro não deu origem a

quebras de diversidade muito acentuadas. Este aumento de densidade em Fevereiro terá sido devido à entrada de nutrientes que terá ocorrido na sequência das chuvas de grande intensidade (400 mm) que se registaram durante aquele mês. Este aumento de produção sem quebra de diversidade aponta para uma coexistência e complementaridade que terá levado ao desenvolvimento das espécies sem competição, com equidade e sem tensões. Também o aumento da Riqueza específica parece indicar provável diversificação de nichos, em que os factores de seleção ambiental actuam favorecendo a comunidade no seu conjunto.

Em 1992-93 a perda de diversidade pode sugerir, pelo contrário, um ambiente com alguma limitação de recursos para a população existente e em que, quando um factor ambiental promove o desenvolvimento de uma espécie, esse desenvolvimento se faz em competição, com exclusão de outras espécies presentes.

## 2.7 - Dinâmica do Fitoplâncton em Dois Ciclos de Maré

Estudos sobre a dinâmica do zooplâncton, nutrientes e matéria em suspensão, durante ciclos de maré, têm sido efectuados no Estuário do Sado (Santos, 1991; Cabeçadas e Brogueira, 1991; Vale *et al.*, 1993), mas o comportamento das partículas orgânicas correspondentes às espécies fitoplanctónicas ao longo de um ciclo de maré não era conhecido, facto que nos levou a estudar a dinâmica e composição do fitoplâncton durante dois ciclos, na época de maior produção (Primavera e Verão).

O local escolhido foi a entrada do Esteiro da Marateca (E5) devido às suas características intermédias entre a zona da Baía e a do Canal de Alcácer, no que respeita à profundidade, produção algológica e influência da água doce e da oceânica. Acresce, ainda, que a zona do esteiro é uma área de « nursery » para várias espécies piscícolas (Bruxelas *et al.*, 1992), dependentes, nos primeiros estados de desenvolvimento, da qualidade e quantidade do fitoplâncton, além de ser o local do estuário onde se têm vindo a desenvolver mais pisciculturas.

### 2.7.1 Ciclo de maré de Primavera

Este ciclo efectuou-se a 15 de Maio de 1991, na E5 (Esteiro da Marateca), com início às 9h, cerca de uma hora antes da baixa-mar e terminou às 20h, três horas depois da preia-mar.

#### Características físicas e químicas da coluna de água

Temperatura - Variou entre um mínimo de 18,2 °C, registado junto ao fundo, em preia-mar (PM), e um máximo de 20,0 °C obtido à superfície, duas horas após a baixa-mar (BM). A coluna de água apresentou-se bem misturada verificando-se que as maiores diferenças de temperatura entre a superfície e o fundo, ocorreram em vazante, na 2<sup>a</sup> e 3<sup>a</sup> horas após a PM, e não excederam os 0,9 °C (Fig. 105). A maior amplitude térmica à superfície ocorreu durante o período de

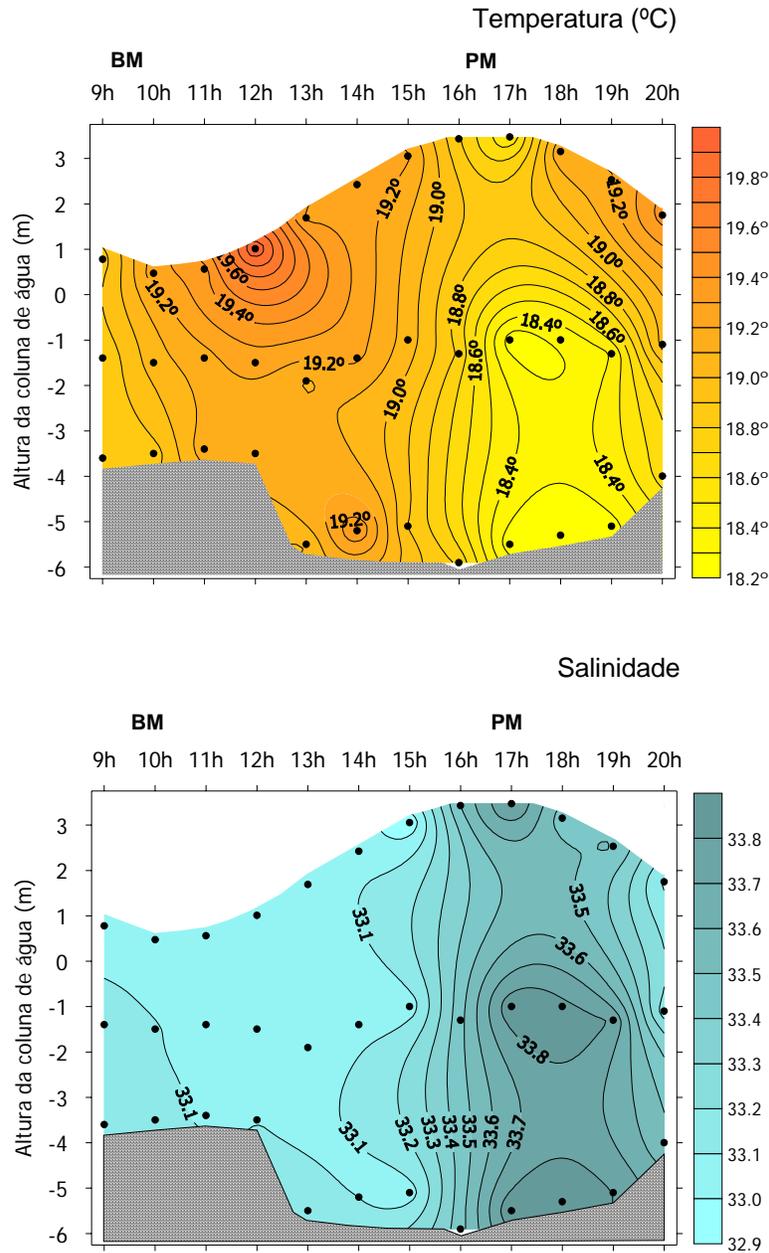


Figura 105 - Variação da temperatura e da salinidade na coluna de água, durante um ciclo de maré no Estuário do Sado (Esteiro da Marateca), em Maio de 1991.

enchente e correspondeu a um aumento de 0,7 °C entre a 1ª e a 2ª hora após a baixa-mar.

Transparência - A transparência da coluna de água aumentou com a elevação da maré, variando entre 0,4 m, na baixa-mar e 1,0 m em preia-mar,

provavelmente devido ao efeito de diluição da matéria particulada em suspensão.

Salinidade - Variou entre um mínimo de 33,0, registado à superfície em baixa-mar e um máximo de 33,9, que ocorreu perto do fundo, em preia-mar. A coluna de água manteve-se bem misturada ao longo do ciclo, com valores ligeiramente mais elevados junto ao fundo, ocorrendo as maiores variações em vazante, após a PM, sendo de 0,5, a diferença entre os valores de superfície e fundo (Fig. 105).

### Dinâmica dos grupos algológicos e da abundância do fitoplâncton

A abundância do fitoplâncton foi, de um modo geral, baixa e apresentou um padrão de variação ligeiramente mais irregular à superfície do que nos outros estratos da coluna de água. Verificou-se, no entanto, uma tendência para um aumento da densidade com a subida da maré, nas primeiras horas do ciclo, até atingir um máximo,  $278 \times 10^3$  cél./l, 5 horas depois da BM, após o que decresceu abruptamente até valores mínimos,  $44 \times 10^3$  cél./l, na preia-mar. Na 1ª hora a seguir à PM, a densidade voltou a aumentar para  $164 \times 10^3$  cél./l, devido à proliferação das Cryptophyceae, decrescendo nas duas horas seguintes para valores próximos dos da PM (Fig. 106). Nos estratos intermédios e de fundo a variação da densidade do fitoplâncton foi bastante mais regular verificando-se, também, um aumento da densidade com a subida da maré, e a localização do máximo nas primeiras duas horas após a BM, de cerca de  $300 \times 10^3$  cél./l, a que se seguiu um decréscimo regular da densidade até à PM, para valores de  $60-80 \times 10^3$  cél./l, que se mantiveram nas duas horas seguintes. As Bacillariophyceae e as Penales, principais constituintes do fitoplâncton, apresentaram sensivelmente a mesma distribuição na coluna de água (Fig. 107). A espécie dominante, *Cylindrotheca closterium* mostrou, à superfície, uma variação mais regular, com um máximo de densidade,  $78 \times 10^3$  cél./l, duas horas após a BM, e os mínimos localizados na PM. As Centrales apresentaram valores muito baixos e variações

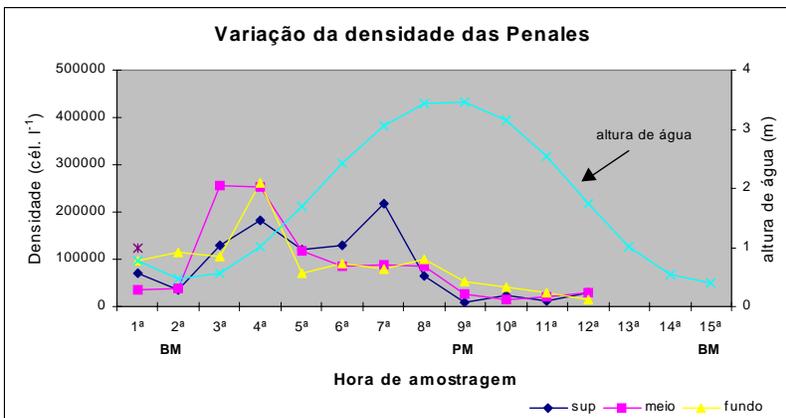
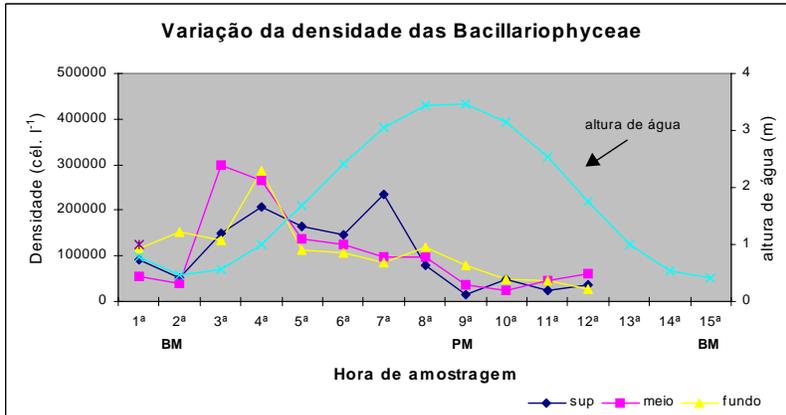
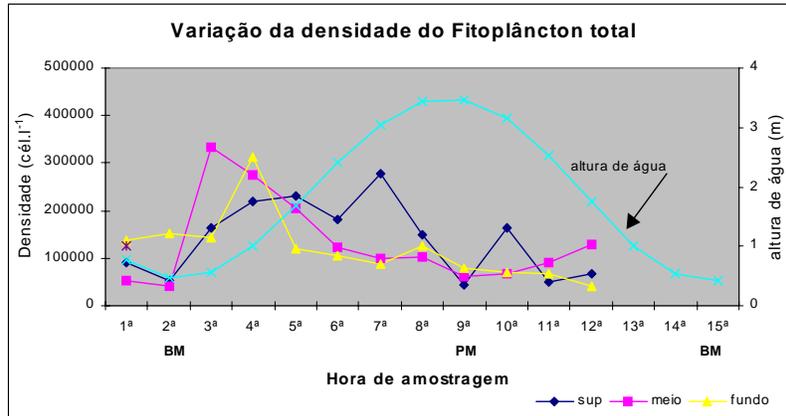


Figura 106 - Variação da densidade do fitoplâncton total, das Bacillariophyceae, e das Penales à superfície, meio e fundo da coluna de água, durante um ciclo de maré, no Estuário do Sado (Esteiro da Marateca), em Maio de 1991.

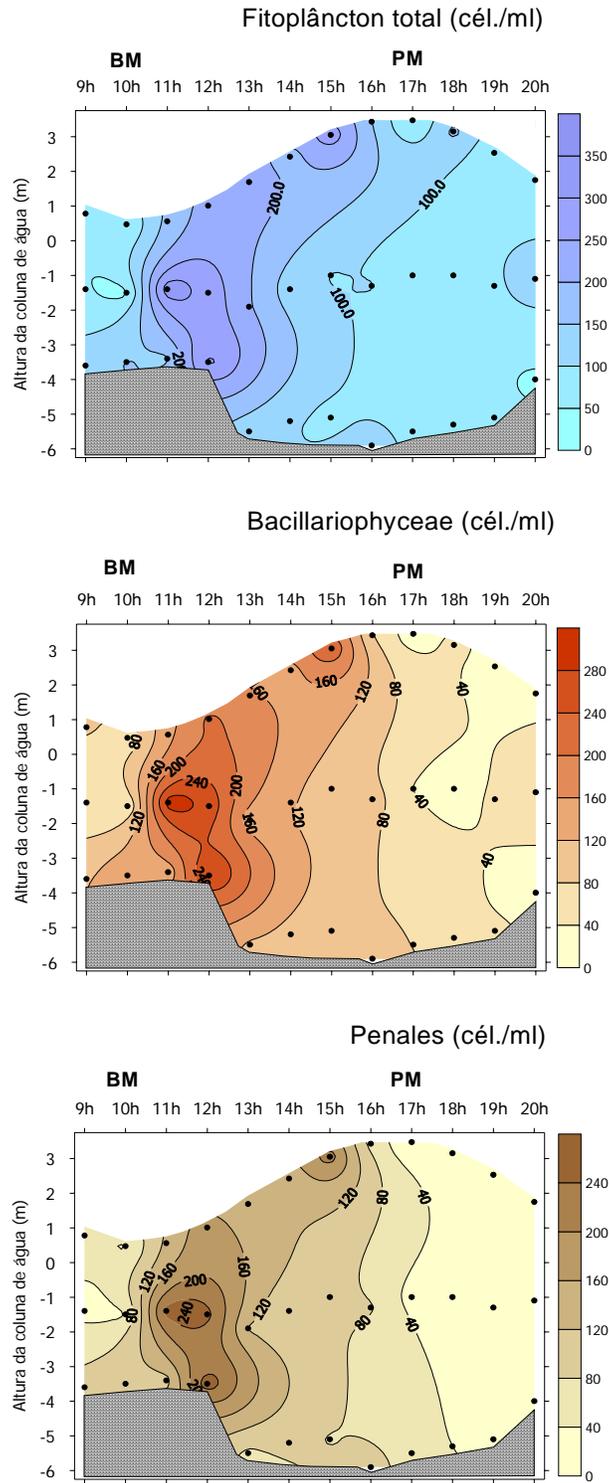


Figura 107 - Distribuição da densidade do fitoplâncton total, das Bacillariophyceae e das Penales na coluna de água, durante um ciclo de maré, no Estuário do Sado (Esteiro da Marateca), em Maio de 1991.

pequenas ao longo do ciclo. As Cryptophyceae apresentaram, também, tendência para aumentar com a subidade da maré, verificando-se, no entanto, as densidades mais elevadas junto da PM,  $70-112 \times 10^3$  cél./l, (uma hora antes e depois da PM), contrariamente ao grupo das Bacillariophyceae (Fig. 108).

As Bacillariophyceae dominaram o fitoplâncton (>50%) desde a baixa-mar (BM) até uma hora antes da preia-mar (PM), e as Cryptophyceae dominaram na preia-mar. Nas 2ª e 3ª horas após a PM a comunidade foi constituída, essencialmente, por uma associação destes dois grupos. Nas camadas intermédias a comunidade foi dominada também pelas Bacillariophyceae, desde a BM até à PM. Nas três horas seguintes o fitoplâncton foi constituído por uma associação de Bacillariophyceae e Cryptophyceae, tendo estas últimas chegado, mesmo, a dominar (62%) na 1ª hora a seguir à PM, tal como já se tinha observado nas camadas de superfície. Nos estratos de fundo, as Bacillariophyceae dominaram ao longo de todo o ciclo, notando-se, no entanto, um aumento das Cryptophyceae nas 3 horas a seguir à preia-mar.

#### Dinâmica das principais espécies

*Cylindrotheca closterium* foi a espécie dominante à superfície durante o período estudado do ciclo de maré de Maio. Da 1ª à 4ª hora esteve acompanhada por espécies bênticas estuarinas (*Nitzschia subtilis*, *N. punctata*, *N. sigma*) mas, também, por espécies marinhas (*Odontella mobiliensis*, *Gyrosigma balticum*, *Paralia sulcata*, *Actinoptycus senarius*, *Coscinodiscus oculus-iridis*). A partir de 5ª hora e até à 12ª, *Cylindrotheca closterium* apareceu associada a *Hilea fusiformis*, *Plagioselmis* sp. e *Cryptomonas* sp., espécies que devido aos seus flagelos não dependem da turbulência para se manterem em suspensão na coluna de água, beneficiando da relativa acalmia da coluna de água, em situação de vazante. Outras espécies presentes, como *Chaetoceros* sp., *Odontella aurita*, *Gyrosigma acuminatum* e *Scropsiella* spp. conseguem também manter a suspensão na coluna de água devido à sua morfologia, que lhes confere uma relação elevada da superfície/volume celular, ou que possibilita a

## 2.7 Dinâmica do Fitoplâncton em Dois Ciclos de Maré

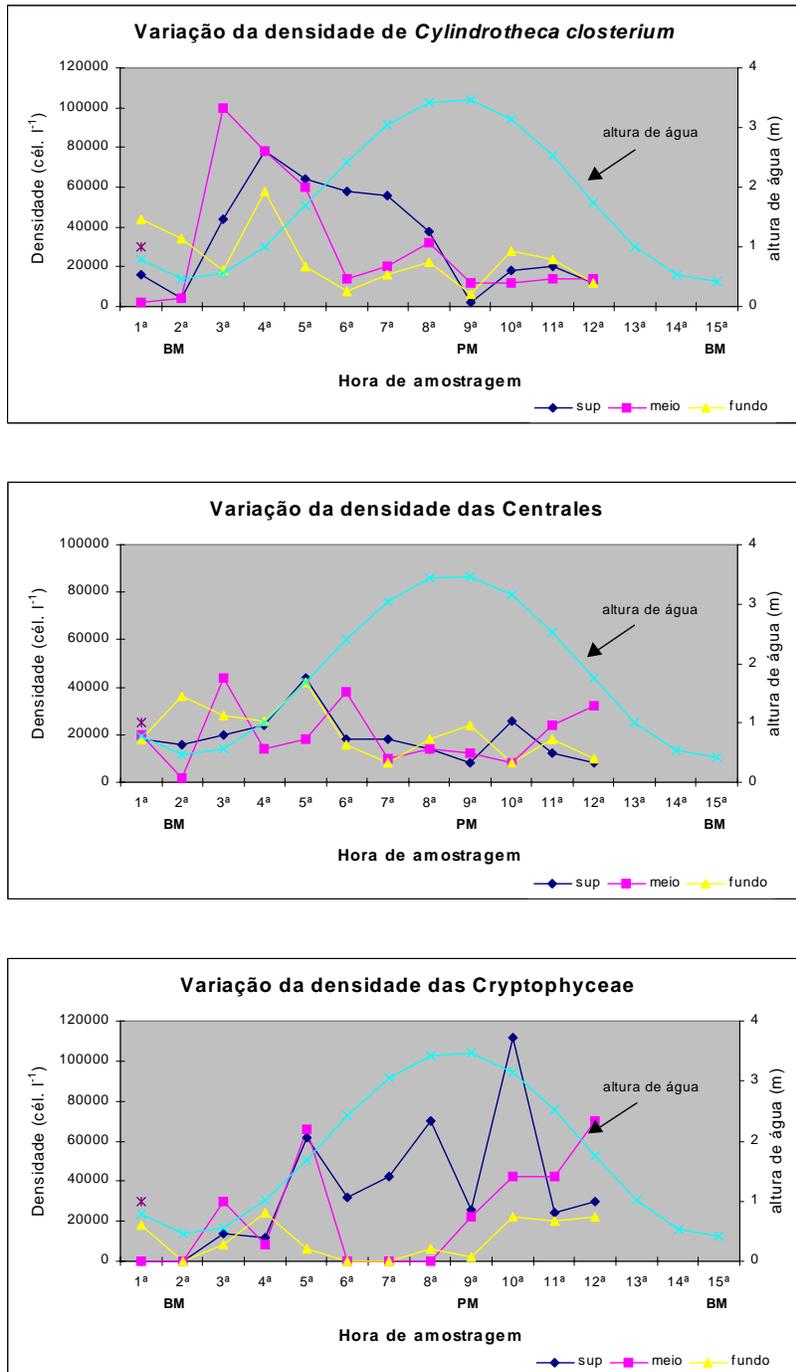


Figura 108 - Variação da densidade de *Cyndrotheca closterium*, das Centrales e das Cryptophyceae à superfície, meio e fundo da coluna de água, durante um ciclo de maré, no Estuário do Sado (Esteiro da Marateca), no Estuário do Sado (Esteiro da Marateca), em Maio de 1991.

formação de cadeias de células, ou capacidade de locomoção, permitindo uma certa resistência à sedimentação, mesmo quando a turbulência diminui. Devido a uma Primavera sem chuvas, as espécies de água doce estiveram praticamente ausentes. De notar, no entanto, na 11<sup>a</sup> hora, o aparecimento de uma espécie límnic, *Aulacoseira granulata*, proveniente da Ribeira da Marateca, situada a montante do local de amostragem. As camadas intermédias da coluna de água foram caracterizadas, junto da baixa-mar, pela dominância de espécies como *Nitzschia subtilis*, *N. sigma* e *Coscinodiscus* spp. Durante a enchente, o fitoplâncton foi dominado por *Cylindrotheca closterium*. Na preia-mar e durante as 3 primeiras horas da vazante, *Plagioselmis* sp. passou a ser a espécie mais importante, acompanhada de Bacillariophyceae marinhas que não proliferam no estuário, como as Centrais *Coscinodiscus oculus iridis*, *Paralia sulcata* e algumas espécies de *Chaetoceros*.

Nos estratos de fundo, *Cylindrotheca closterium* voltou a ser a espécie dominante ao longo de todo o ciclo. Das taxa acompanhantes destacaram-se, nas primeiras duas horas da enchente, espécies estuarinas bênticas de *Navicula* e *Nitzschia* e, posteriormente, até à PM, espécies de origem costeira, como *Paralia sulcata*, *Odontella mobiliensis* e *Chaetoceros curvisetus* e ainda as estuarinas *Melosira jurgensii* e *Grammatophora oceanica*. Nas primeiras horas da vazante, a espécie mais importante associada a *Cylindrotheca* foi *Plagioselmis* sp. que, na última hora, passou a dominar a comunidade. De notar que, enquanto as espécies de Bacillariophyceae, presentes na coluna de água, como *Nitzschia* spp., *Navicula* spp. e *Paralia sulcata*, estão dependentes da turbulência para se manterem em suspensão, a espécie *Plagioselmis* sp., devido à capacidade de locomoção e à sua adaptação a fracas intensidades luminosas (Reynolds, 2001) pode manter-se, em suspensão à superfície, durante as horas de menor turbulência, junto à PM, ou proliferar, nas camadas de fundo, onde se encontram maiores concentrações de nutrientes.

### Clorofila a e Feopigmentos

A clorofila a variou à superfície, entre um máximo de 6,1 mg/m<sup>3</sup>, em baixa-mar e um mínimo de 3,5 mg/m<sup>3</sup> em preia-mar (Fig. 109). Junto ao fundo as concentrações mais elevadas variaram entre um máximo de 8,7 mg/m<sup>3</sup> em PM e um mínimo de 3,1 mg/m<sup>3</sup> registado duas horas após a PM. As concentrações na coluna de água variaram pouco durante o ciclo e as maiores diferenças foram observadas entre os valores de superfície e do fundo, nas 2 horas antes da PM, coincidindo com a mudança das espécies acompanhantes, que passaram de Bacillariophyceae de grandes dimensões, como *Nitzschia sigma*, *Odontella mobiliensis*, *Coscinodiscus* spp., *Paralia sulcata*, *Gyrosigma* spp., que acompanham *Cylindrotheca closterium*, para espécies de Cryptophyceae nanoplanctónicas, como *Plagiosemis* spp., abundante nas camadas intermédias e de superfície da coluna de água, na preia-mar. Pelo contrário, nos estratos de fundo, as espécies de grandes dimensões, como *Paralia sulcata*, *Melosira jurguensii*, *Odontella mobiliensis*, acompanharam a dominante, *Cylindrotheca closterium*, até à PM, e terão contribuído para a concentração máxima de clorofila atrás referida. Estas espécies foram substituídas por *Plagioselmis*, já na vazante, o que coincide com um novo decréscimo de clorofila. Verifica-se também que o padrão de variação da clorofila não é síncrono com o padrão de variação da densidade do fitoplâncton (Fig. 110) tendo-se registado algumas discrepâncias, como, por exemplo, densidades de fitoplâncton de 90 cél/ml e de 278 cél/ml correspondentes ao mesmo valor de clorofila a de 4,4 mg/m<sup>3</sup>. Estas diferenças não se devem apenas a uma alteração da composição específica, como atrás ficou referido, mas também, muito provavelmente, a alterações do estado fisiológico das células, que determinaram uma redução no conteúdo em clorofila a.

Os feopigmentos variaram entre um mínimo de 0,1 mg/m<sup>3</sup> à superfície, no início da vazante, e um máximo de 10,3 mg/m<sup>3</sup>, registado junto ao fundo em preia-mar. Com excepção de alguns valores de concentração mais elevados, junto ao fundo, provavelmente devidos à resuspensão de material detrítico proveniente

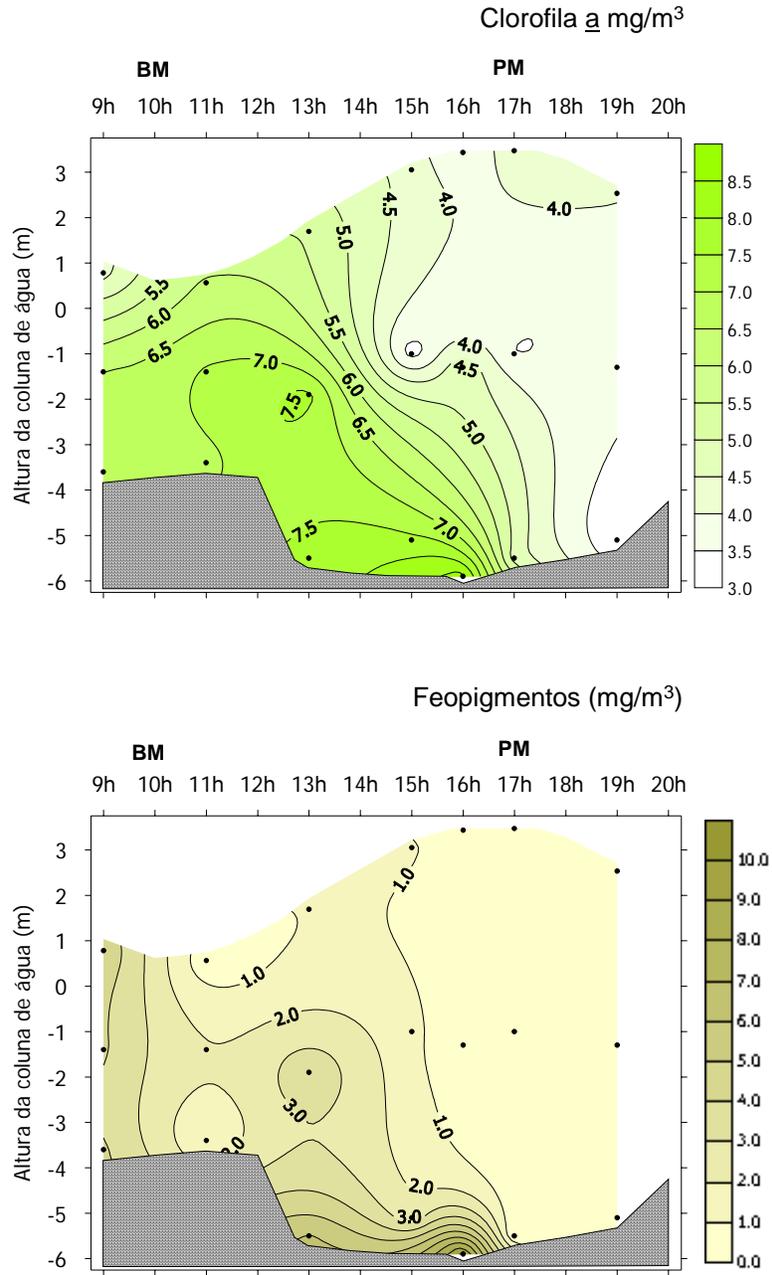


Figura 109 - Variação da concentração da clorofila a e dos feopigmentos na coluna de água, durante um ciclo de maré, no Estuário do Sado (Esteiro da Marateca), em Maio de 1991.

do sedimento, a concentração em feopigmentos, na coluna de água manteve-se baixa, com valores de superfície de 4,8 mg/m<sup>3</sup>, perto da baixa-mar e inferiores a

## 2.7 Dinâmica do Fitoplâncton em Dois Ciclos de Maré

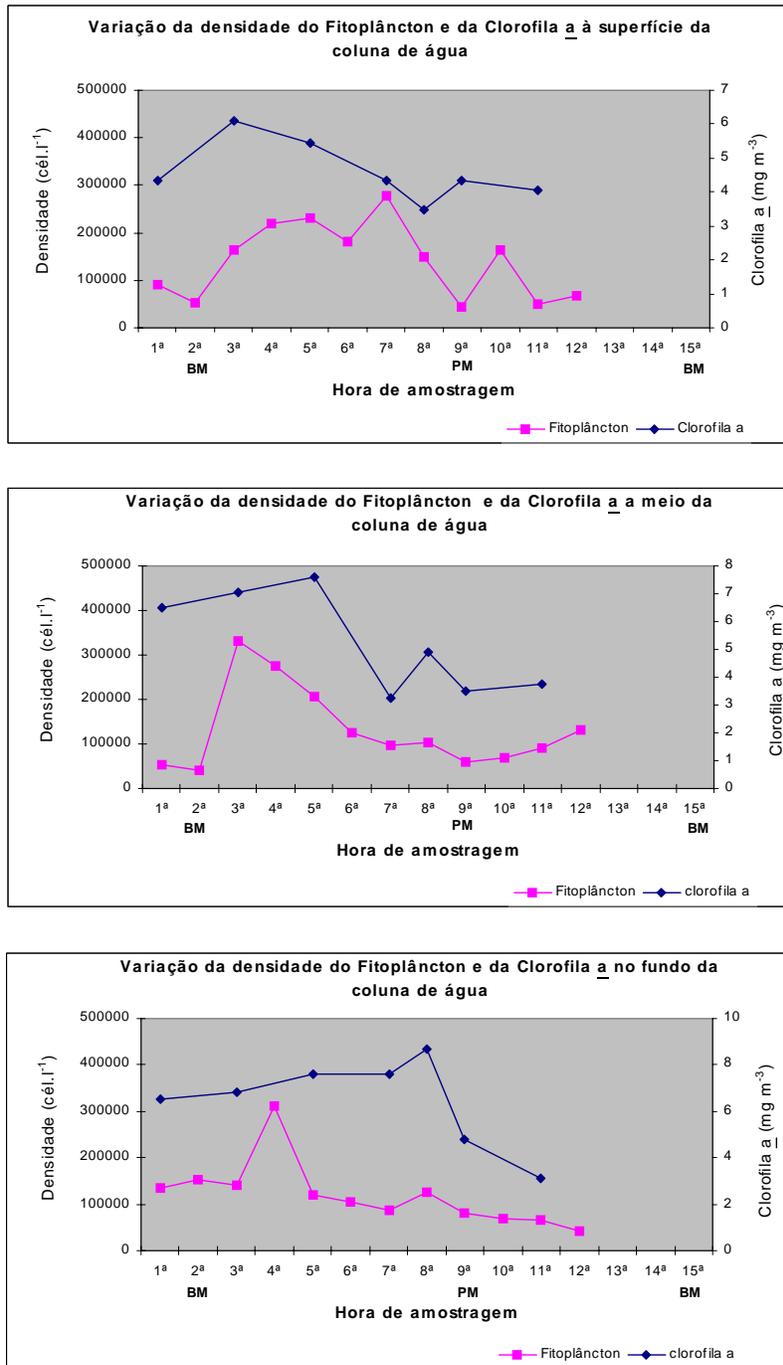


Figura 110 - Variação da densidade do fitoplâncton total e da concentração da clorofila a, na coluna de água, durante um ciclo de maré, no Estuário do Sado (Esteiro da Marateca), em Maio de 1991.

1,1 mg/m<sup>3</sup>, durante a maior parte do ciclo (Fig. 109). A percentagem de feopigmentos na coluna de água foi mais elevada na enchente, nas camadas intermédia e de fundo, junto da baixa-mar, o que indica que a maior parte da clorofila detritica na coluna de água, provem da ressuspensão, no início da enchente.

### **2.7.2 Ciclo de maré de Verão**

Este ciclo de maré foi efectuado em 8 de Agosto, na E5 (Esteiro da Marateca), teve início às 8h, em baixa-mar e terminou às 21h em baixa mar.

#### Características físicas e químicas da coluna de água

Temperatura - Variou entre um mínimo de 24,2 °C, junto ao fundo, em preia-mar e um máximo de 25,9 °C em baixa-mar. A coluna de água apresentou-se bem misturada, verificando-se que as maiores diferenças de temperatura entre a superfície e o fundo se registaram junto à preia-mar, não ultrapassando 0,7 °C. A maior amplitude termica à superfície, foi de 0,8 °C e ocorreu 2 horas após a preia-mar (Fig. 111).

Transparência - Foi praticamente constante durante a 1<sup>a</sup> metade do ciclo variando de 1,0 m a 0,9 m, durante o período de enchente.

Salinidade - A salinidade da coluna de água variou pouco ao longo deste ciclo de maré, tendo-se registado valores mínimos de 36,2, em preia-mar, e máximos de 36,9, em baixa-mar. Salienta-se que o Esteiro da Marateca, devido à sua baixa profundidade, apresenta, principalmente durante o Verão, quando a evaporação é mais acentuada, tendência para valores de salinidade ligeiramente mais elevados que a zona da Baía (Fig. 111). Acresce, ainda, o facto de que durante esta época do ano os fracos caudais da Ribeira da Marateca não chegam a ter influência na salinidade do esteiro.

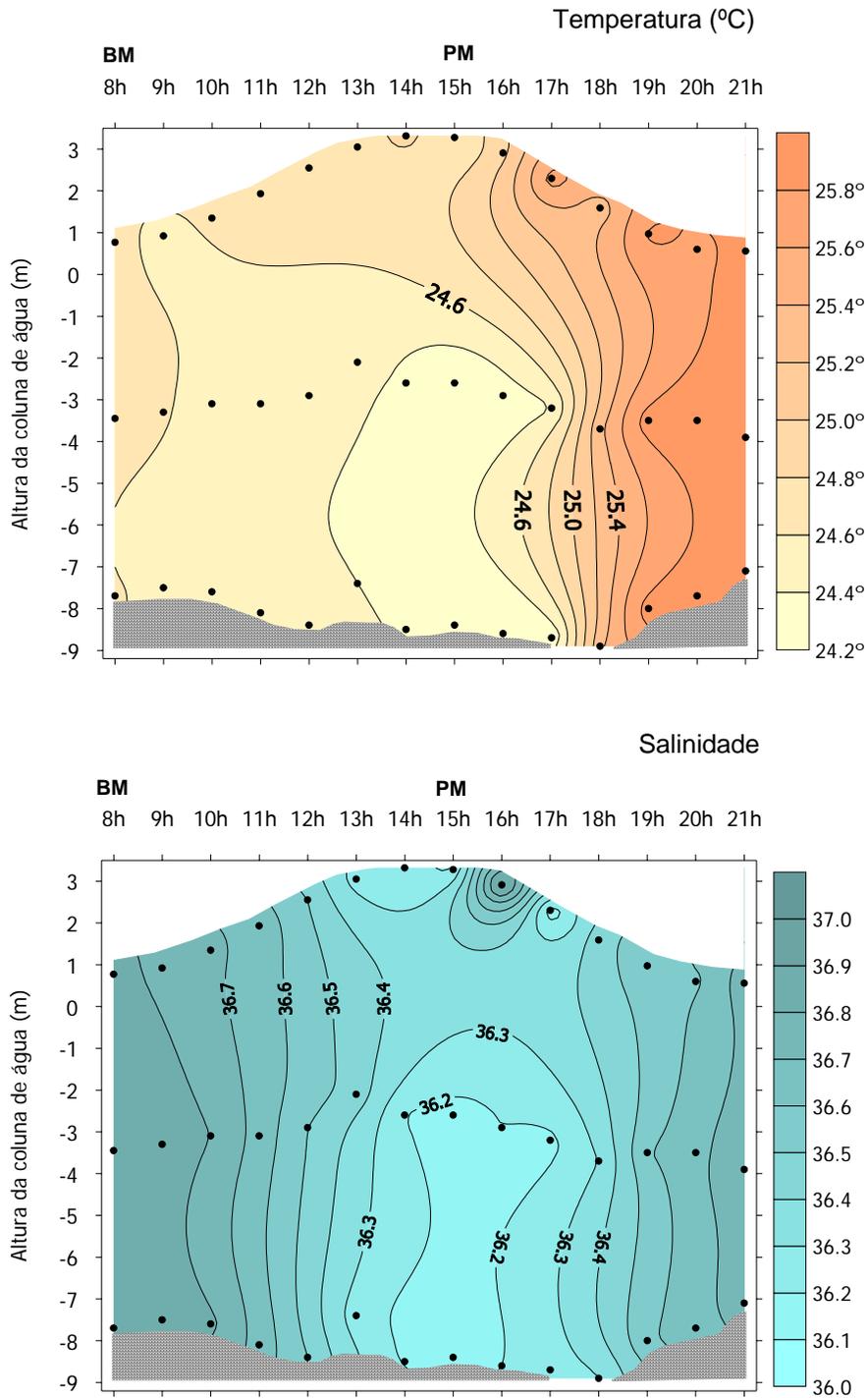


Figura 111 - Variação da temperatura e da salinidade na coluna de água, durante um ciclo de maré, no Estuário do Sado (Esteiro da Marateca), em Agosto de 1991.

Dinâmica dos grupos algológicos e da abundância do fitoplâncton

A densidade do fitoplâncton ao longo do ciclo de Agosto apresenta um padrão de variação ligeiramente mais regular à superfície que nos outros estratos da coluna de água. Verifica-se, no entanto, nos estratos de superfície e intermédios, a mesma tendência para um aumento de densidade, com formação à superfície, de um máximo,  $1470 \times 10^3$  cél./l, nas duas primeiras horas da enchente, seguindo-se um decréscimo acentuado (mais irregular nos estratos intermédios) para valores que se mantêm baixos, de cerca de  $500 \times 10^3$  cél./l, até à preia-mar (Fig. 112). O decréscimo acentuado do fitoplâncton nos estratos de superfície e intermédios coincidiu com o aumento da densidade dos Copepoda na coluna de água (M. T. Monteiro, com. pessoal). Posteriormente, o aumento da densidade do fitoplâncton origina um segundo máximo, de  $1300 \times 10^3$  cél./l, que coincide com o mínimo de Copepoda, duas horas após a preia-mar, seguindo-se um decréscimo para valores semelhantes, ou inferiores, aos encontrados no início do ciclo, em BM, cerca de  $330 \times 10^3$  cél./l. Nos estratos de fundo a densidade do fitoplâncton mantém-se igualmente baixa, durante as primeiras horas do ciclo, aumentando abruptamente, quatro horas depois da baixa-mar, para cerca de  $1600 \times 10^3$  cél./l (Fig. 112). As Bacillariophyceae, as Penales e a espécie dominante *Cylindrotheca closterium*, apresentam sensivelmente a mesma distribuição do fitoplâncton total na coluna de água (Fig.113). As Centrales apresentam tendência para formar densidades mais elevadas na preia-mar e menos elevadas em baixa-mar, indicando a sua proveniência pelágica. Na 1ª hora após a PM verificou-se um aumento súbito, para  $1000 \times 10^3$  cél./l, nos estratos de fundo, que pode ser devido à assimetria da corrente nas diferentes profundidades, provocando ressuspensão de material do sedimento. As Cryptophyceae apresentam uma densidade variável, com valores mínimos na baixa-mar, densidades máximas a meio da enchente e um decréscimo na preia-mar, que se mantem nas duas horas seguintes. As Dinophyceae apresentam densidades relativamente baixas, com pequenas variações ao longo do ciclo. A sua máxima densidade verificou-se três horas

## 2.7 Dinâmica do Fitoplâncton em Dois Ciclos de Maré

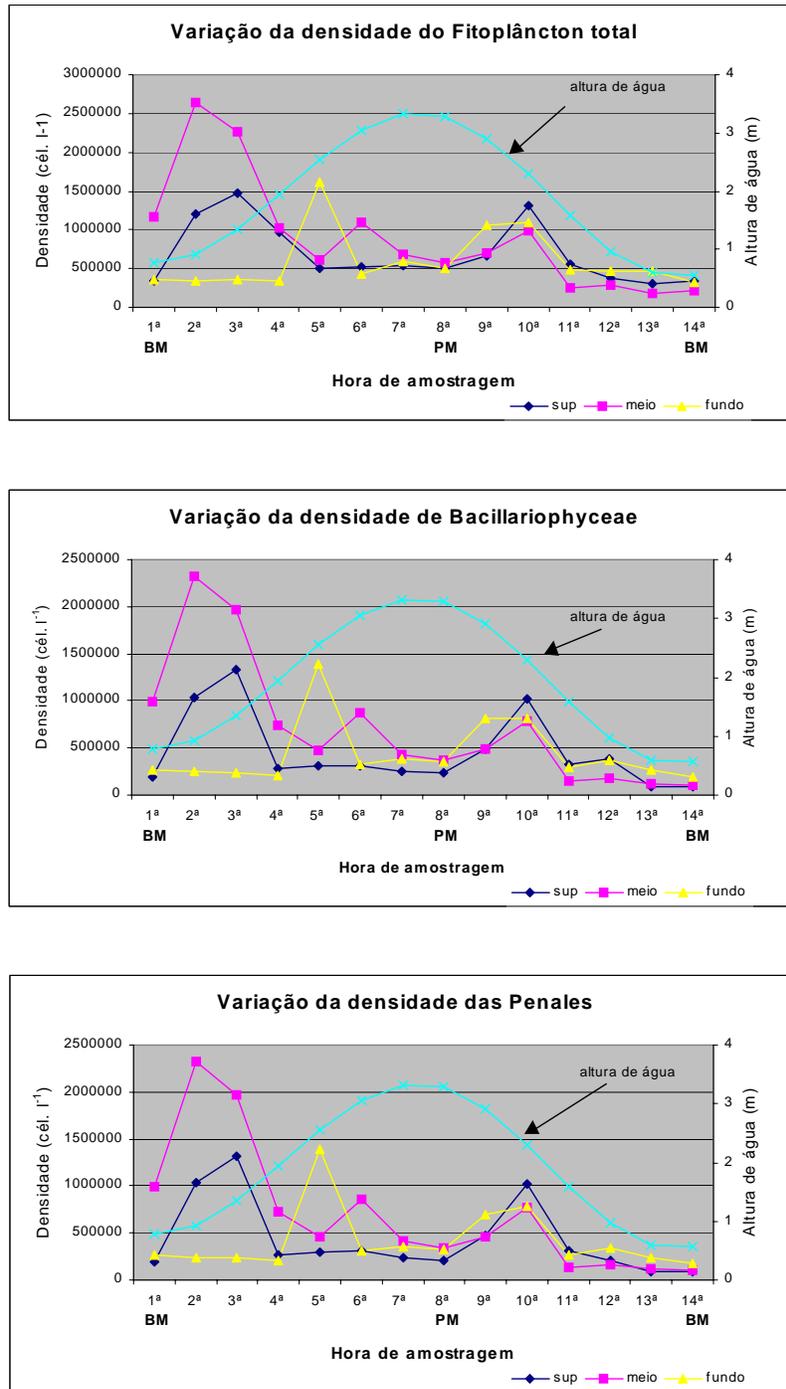


Figura 112 - Variação da densidade do fitoplâncton total, das Bacillariophyceae e das Penales à superfície, meio e fundo da coluna de água, no Estuário do Sado (Esteiro da Marateca), durante um ciclo de maré, em Agosto de 1991.

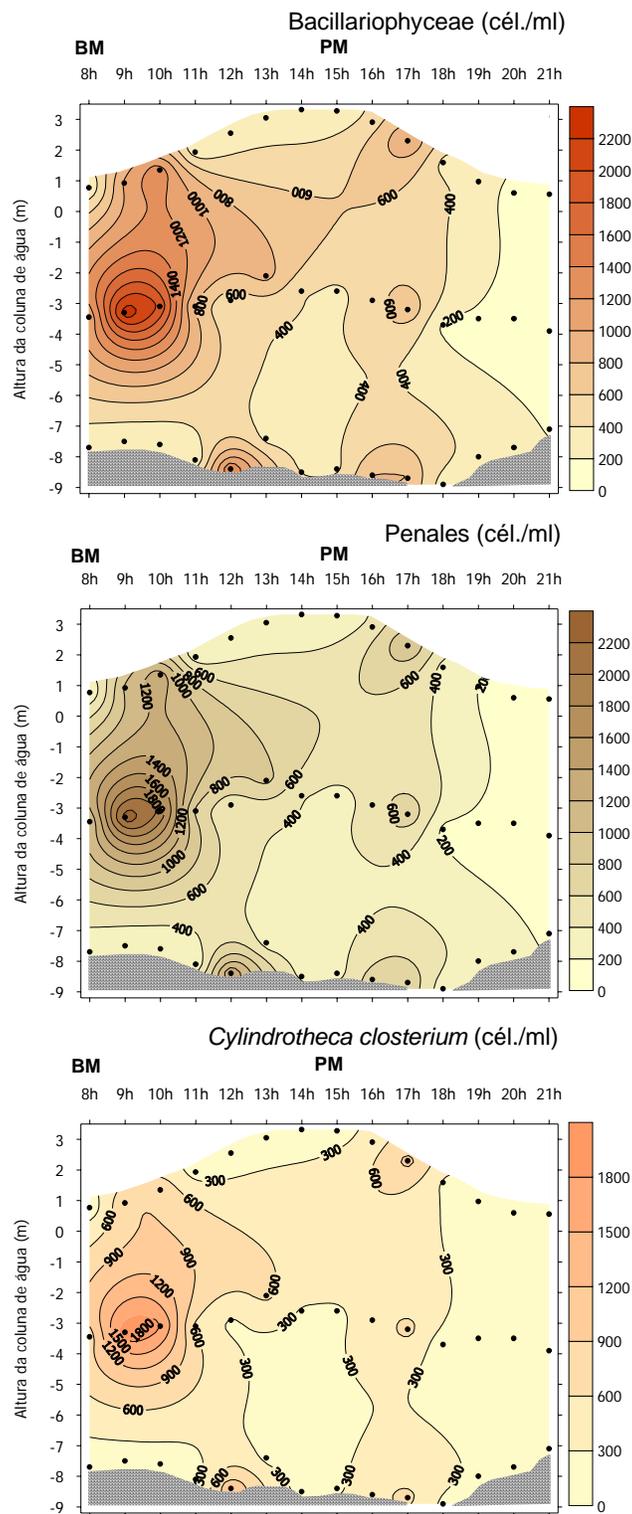


Figura 113 - Variação da densidade das Bacillariophyceae, das Penales e de *Cylindrotheca closterium* na coluna de água, durante um ciclo de maré, no Estuário do Sado (Esteiro da Marateca), em Agosto de 1991.

após a BM e foi devido à proliferação de *Gymnodinium* spp. (Fig. 114).

No que diz respeito à dominância dos grupos ao longo do ciclo, as Bacillariophyceae dominaram fortemente o fitoplâncton das camadas superficiais, nas primeiras horas da enchente e na 1ª hora a seguir à preia-mar (Fig. 115). Nas horas seguintes observou-se uma codominância de Bacillariophyceae e Dinophyceae e, no fim da vazante (13ª e 14ª horas), dominou este último grupo, o que poderá estar eventualmente relacionado com o factor concentração e com uma maior capacidade para se manterem em suspensão na coluna de água, enquanto as Bacillariophyceae terão tendência para sedimentar com maior facilidade.

Nos estratos médios da coluna de água as Bacillariophyceae continuaram a ser o grupo dominante e as Dinophyceae (Fig. 116) tiveram um comportamento semelhante ao que apresentaram nas camadas superficiais, apresentando um valor próximo do das Bacillariophyceae, no fim da vazante (14ª hora). É, ainda, de salientar, em relação à superfície, a maior frequência e abundância das Cryptophyceae (Fig. 116), sobretudo a partir da 6ª hora.

Nas camadas junto ao fundo, as Bacillariophyceae mantiveram-se como grupo dominante. As Dinophyceae estiveram presentes ao longo de todo o ciclo, foram menos abundantes que nos outros níveis da coluna de água e mantiveram a tendência para um aumento de densidade, a seguir à PM, no fim do ciclo. As Cryptophyceae tiveram sempre populações muito reduzidas, e apenas na 8ª hora atingiram 10% da abundância do fitoplâncton.

### Dinâmica das principais espécies

Durante todo o ciclo de Verão verificou-se a dominância de *Cylindrotheca closterium*, associada a espécies nanoplanctónicas (10-15 µm) de *Gymnodinium* e às Cryptophyceae *Leucocryptus* sp. e *Plagioselmis* sp. Durante a enchente, (da 1ª à 6ª h) estas espécies foram acompanhadas por espécies de *Navicula* e *Nitzschia*, frequentes sobre os sedimentos de fundo e ressuspensas na coluna

de água, pertencentes, quer ao nanoplâncton (10-20  $\mu\text{m}$ ) como *Navicula lanceolata* var. *minima*, *N. gregaria*, *Nitzschia angustata*, quer ao microplâncton

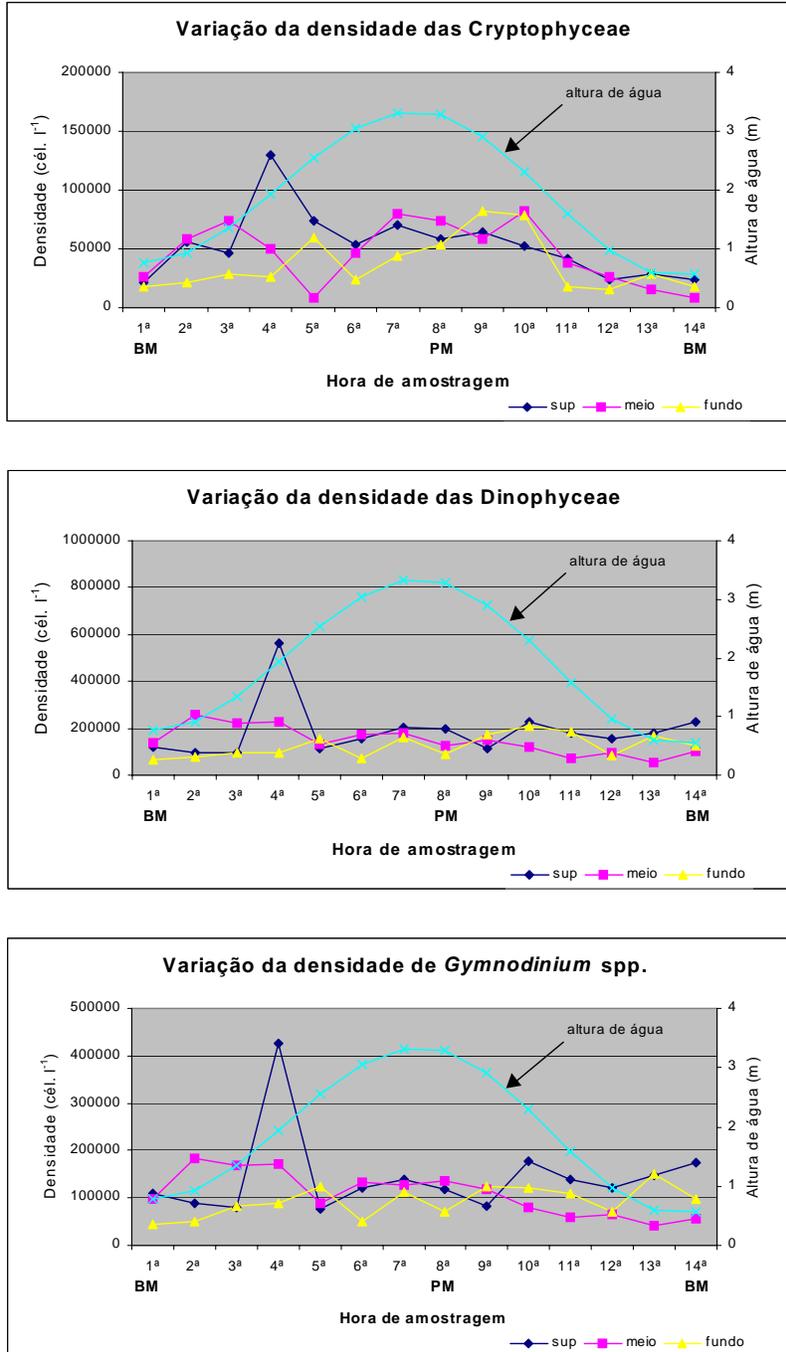


Figura 114 - Variação da densidade das Cryptophyceae, das Dinophyceae e de Gymnodinium spp. à superfície, meio e fundo da coluna de água, durante um ciclo de maré, no Estuário do Sado (Esteiro da Marateca), em Agosto de 1991.

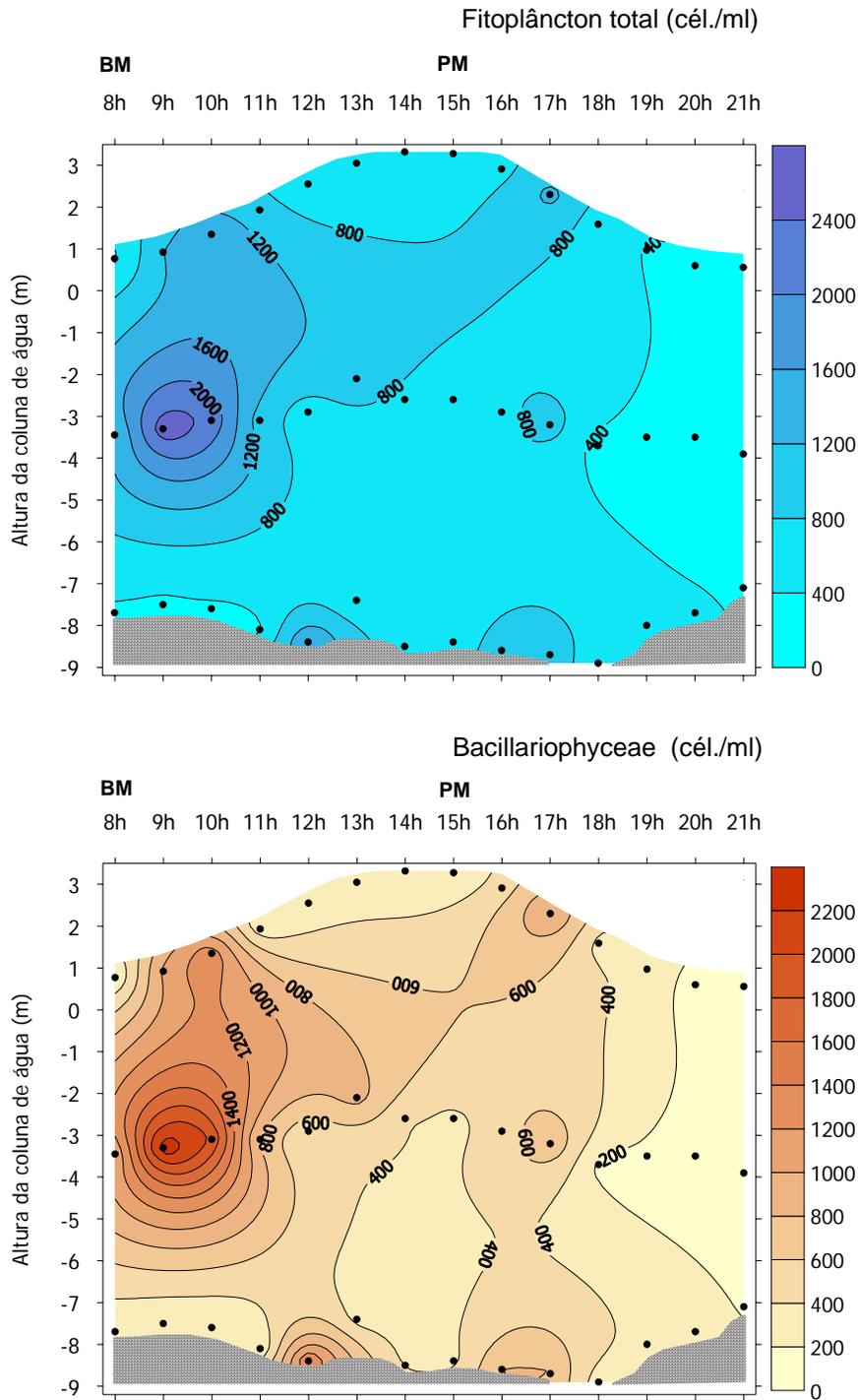


Figura 115 - Distribuição da densidade do fitoplâncton total e das Bacillariophyceae na coluna de água, durante um ciclo de maré, no Estuário do Sado (Esteiro da Marateca), em Agosto de 1991.

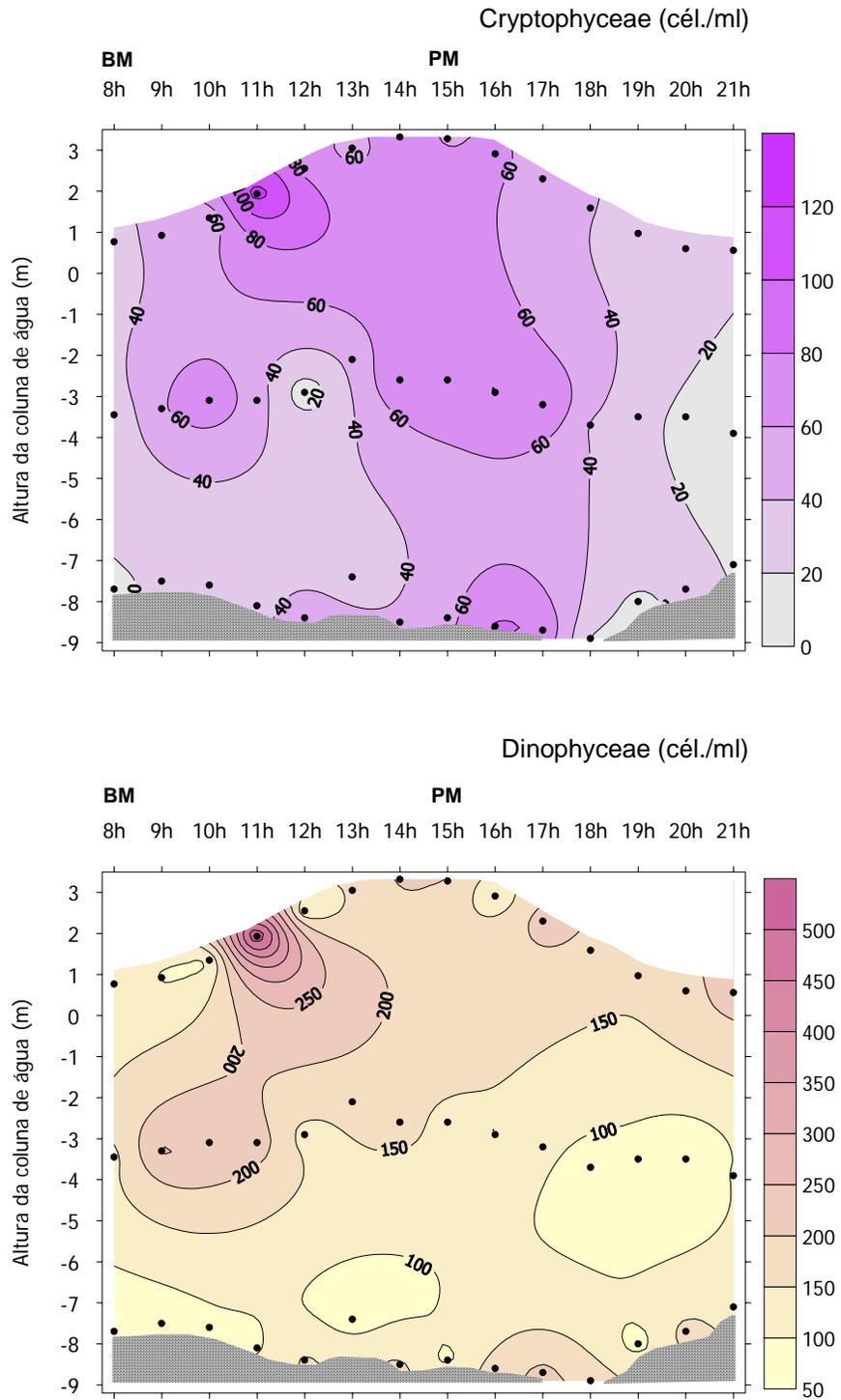


Figura 116 - Distribuição da densidade das Cryptophyceae e das Dinophyceae na coluna de água, durante um ciclo de maré, no Estuário do Sado (Esteiro da Marateca), em Agosto de 1991.

(> 50 µm), como *Nitzschia longissima*, *N. punctata*, ou *N. subtilis*. Durante a PM e até 3 horas depois, observou-se uma mudança nas espécies acompanhantes, que passaram a ser predominantemente marinhas e das quais se destacaram *Pleurosigma elongatum*, *P. aestuarii*, *P. delicatulum*, *Guinardia delicatula*, *Rhizosolenia hebetata*, *R. setigera* e *Thalassiosira rotula*. Da 12<sup>a</sup> à 14<sup>a</sup> hora apareceu, juntamente com as dominantes (*Cylindrotheca* e *Gymnodinium*), um conjunto de espécies em que se encontravam formas marinhas (*Actinoptycus senarius*, *Paralia sulcata*) e formas bem adaptadas ao ambiente estuarino (*Nitzschia sigma*, *Thalassionema nitzschioides*, *Navicula parva*, *N. cryptocephala*, *Diploneis bombus* e as Dinophyceae *Scrippsiella* spp., *Prorocentrum minimum* e *Eutreptiella marina*).

A comunidade fitoplanctónica das camadas intermédias continuou a ter *Cylindrotheca closterium* e *Gymnodinium* sp. como espécies dominantes, verificando-se, no entanto, uma redução acentuada das Cryptophyceae *Plagioselmis* sp. e *Leucocryptus* sp. Esta redução acentuada estará relacionada com o aumento abrupto da concentração de *nauplii* de Copepoda na 5<sup>a</sup> hora do ciclo (M. T. Monteiro, com. pessoal). A pressão do "grazing" terá actuado principalmente nos estratos superficiais e intermédios, onde as espécies de Cryptophyceae eram mais abundantes. No que respeita às espécies acompanhantes, a tendência foi a mesma observada à superfície, ou seja, um predomínio de espécies estuarinas, sendo algumas de origem bêntica, nas primeiras horas da enchente e nas últimas da vazante, e um aumento das espécies marinhas na fase de maior altura da coluna de água (da 6<sup>a</sup> à 10<sup>a</sup> hora), em que foram frequentes, por exemplo, *Pseudo-nitzschia* do grupo *seriata*, *Rhizosolenia hebetata*, *Pleurosigma delicatulum*, *Bidulphia alternans* e *Protoperidinium pellucidum*.

A composição específica dos estratos junto ao fundo foi bastante semelhante em todas as horas do ciclo, revelando uma maior estabilidade relativamente à comunidade dos estratos intermédios. A espécie dominante foi, também, *Cylindrotheca closterium*, acompanhada por espécies nanoplânctónicas de

*Navicula* e *Nitzschia* (mais abundantes durante as primeiras horas da enchente), por *Gymnodinium* sp. e *Plagioselmis* sp. (que atingiram o máximo a seguir à PM) e, ainda, por *Nitzschia sigma*. À excepção de *Cylindrotheca* e *Gymnodinium*, todas as outras espécies apresentaram populações muito baixas. De notar, apenas, o aparecimento de algumas espécies marinhas, durante as últimas horas do ciclo, como *Pseudo-nitzschia* do grupo *seriata*, *Protoperidinium pellucidum*, *Paralia sulcata* e *Dictyocha fibula*.

### Clorofila a e Feopigmentos

A clorofila a (Fig. 117) variou entre um mínimo de 10,1 mg/m<sup>3</sup>, registado junto ao fundo, em preia-mar, e um máximo de 23,6 mg/m<sup>3</sup>, detectado na camada intermédia da coluna de água, a meio do período da enchente. Com excepção deste máximo verificado a meio da coluna de água, e que correspondeu a um aumento, em relação ao valor da superfície, de 7,4 mg/m<sup>3</sup>, a clorofila a na coluna de água manteve-se com poucas alterações, quer no período de enchente, quer no período de vazante, verificando-se maiores concentrações, 14-17 mg/m<sup>3</sup>, em baixa-mar e menores, 10-13 mg/m<sup>3</sup>, em preia-mar. Os valores de clorofila a não corresponderam ao número de células determinado para o fitoplâncton (Fig. 118). Tal como já se tinha verificado, durante o ciclo de Maio, a discrepância de valores ocorreu sobretudo durante a enchente, quando a força da corrente é maior e mais eficaz na ressuspensão do material proveniente do sedimento. A redução da clorofila activa das microalgas provenientes do sedimento, com conteúdo possivelmente deficitário em pigmentos, terá levado a que, a um mesmo valor de clorofila determinado em duas amostras distintas, correspondessem valores de densidade separados entre si por um factor de 10.

Os feopigmentos variaram entre valores mínimos de 1,0-1,4 mg/m<sup>3</sup> registados à superfície, em preia-mar, e máximos de 3,0-3,6 mg/m<sup>3</sup> determinados em baixa-mar (Fig. 117). Verifica-se uma concentração bastante semelhante em toda a coluna de água com tendência para a ocorrência de valores mais elevados junto ao fundo, em baixa-mar, e valores mais baixos, perto da superfície, em preia-

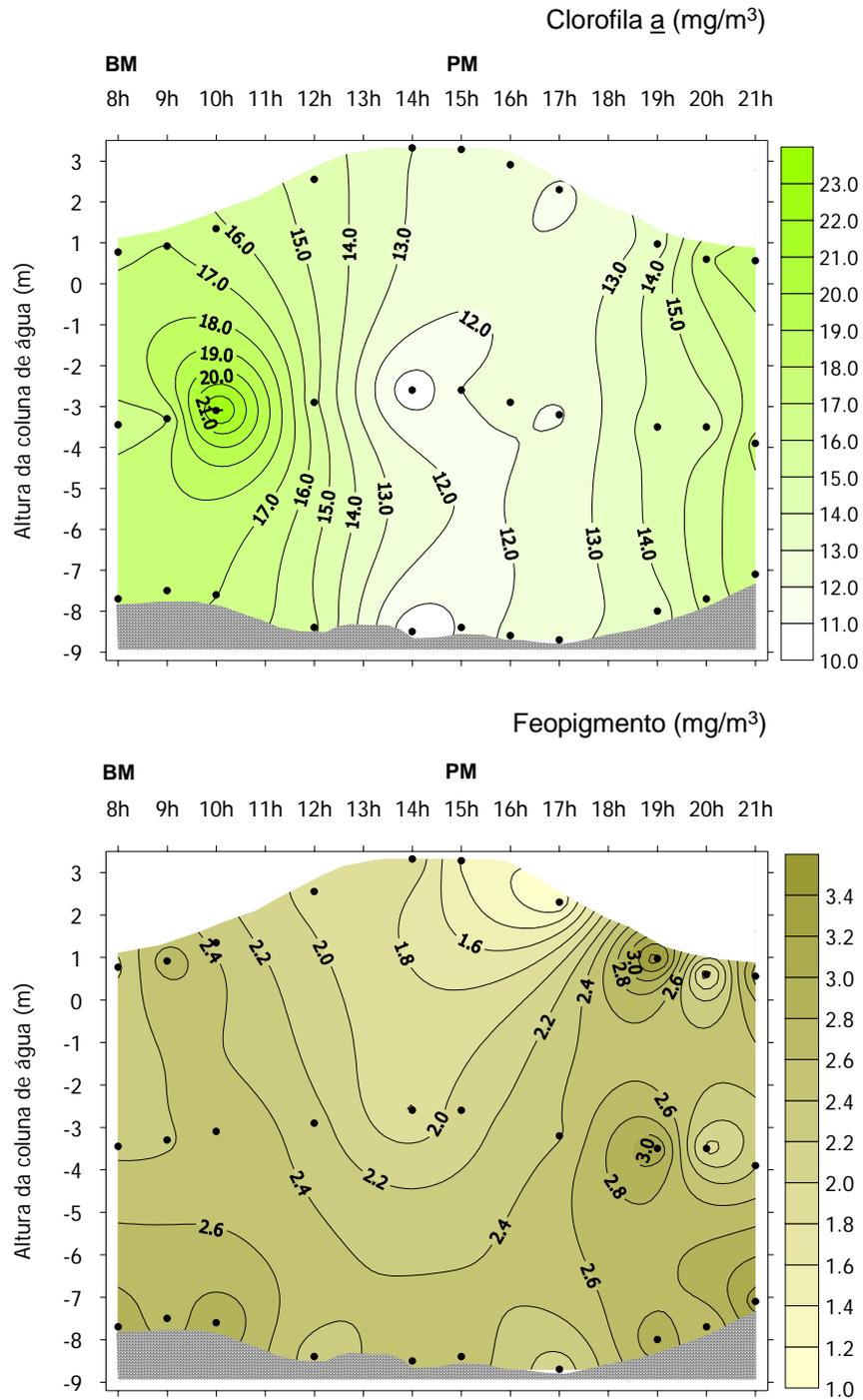


Figura 117 - Variação das concentrações da clorofila a e feopigmentos na coluna de água, durante um ciclo de maré, no Estuário do Sado (Esteiro da Marateca), em Agosto de 1991.

mar. A maior concentração de feopigmentos junto ao fundo indica a acumulação nestes estratos de maior quantidade de clorofila degradada, proveniente de

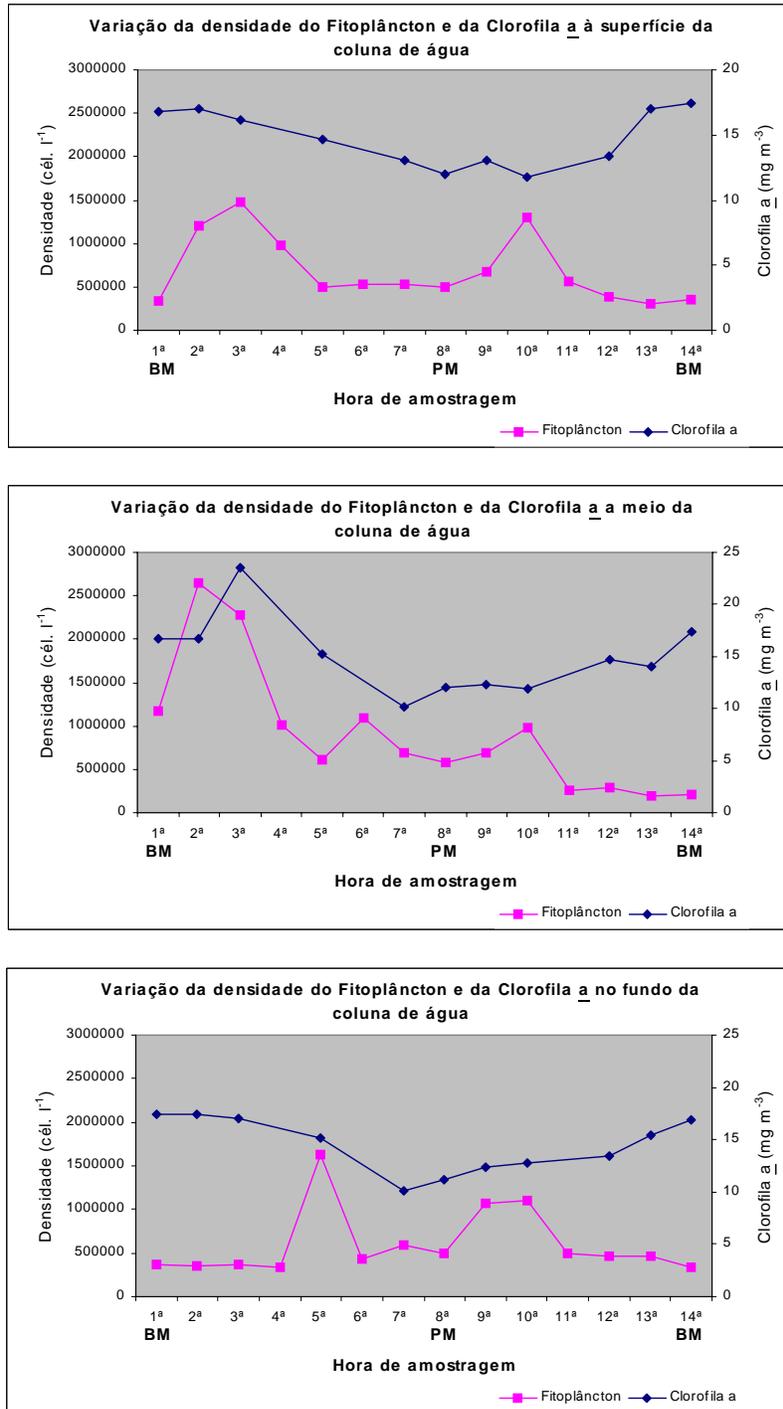


Figura 118 - Variação da densidade do fitoplâncton total e da concentração da clorofila a, na coluna de água, durante um ciclo de maré, no Estuário do Sado (Esteiro da Marateca), em Agosto de 1991.

células mortas de fitoplâncton e fitobentos, de dejectos de zooplâncton e de detritos vegetais.

Do exposto poderemos concluir que o fitoplâncton apresentou comportamentos diferentes durante os ciclos de maré estudados nos períodos de Primavera e Verão.

No ciclo de maré de Maio, as populações foram pobres ao longo de todo o ciclo e em todos os estratos e a maior densidade do fitoplâncton foi cerca de dez vezes inferior à do máximo de Verão. No ciclo de Agosto, registaram-se variações de abundância mais acentuadas que as de Maio: uma delas correspondeu à 2ª hora a seguir à preia-mar e ocorreu nos estratos da superfície, meio e fundo e outras verificaram-se na 2ª e 3ª horas do início da enchente, à superfície e nas camadas intermédias; outra, ainda, foi detectada na 5ª hora da enchente nas camadas de fundo (Fig. 118). Estas diferenças podem ser devidas a factores relacionados com a sazonalidade, (temperatura, luz, nutrientes) e/ou factores físicos, como a amplitude de maré, mais elevada no ciclo de Maio, velocidade da corrente, topografia complexa, que influenciam a produtividade do sistema, mesmo a uma escala temporal reduzida.

Em ambos os ciclos, o grupo dominante foi o das Bacillariophyceae que atingiram a sua densidade máxima durante o período de enchente quando se verifica maior corrente e um maior arrastamento das espécies de fundo para a coluna de água. As Bacillariophyceae mais frequentes e abundantes, na enchente pertenceram às Penales, o que está de acordo com a adaptação deste grupo a turbulências elevadas. Este facto salienta a contribuição das microalgas bentónicas para o pico de fitoplâncton, em ambos os ciclos, e a predominância da ressuspensão sobre a entrada de espécies alóctones de origem costeira na produtividade desta zona do estuário.

As Cryptophyceae foram o segundo grupo mais importante em Maio e apareceram, principalmente, no início do período de vazante.

As Dinophyceae foram mais abundantes durante o ciclo de Agosto, tendo atingido a maior abundância à superfície e na 4ª hora. As suas espécies são quase totalmente formas nanoplanctónicas residentes no estuário e não dependem da estabilidade da coluna de água para a sua manutenção. Dos restantes grupos algológicos presentes no estuário, as Euglenophyceae e Prasinophyceae só esporadicamente apareceram durante os ciclos.

Em relação à importância das espécies dominantes que servem de alimento para os primeiros elos da teia trófica fitoplâncton - zooplâncton - estados larvares e juvenis da ictiofauna, que utilizam o estuário como «nursery», verificou-se que, embora *Cylindrotheca closterium*, pela sua morfologia e dimensões (microplanctónica e extremidades em agulha longa) não constitua uma espécie edível para o zooplâncton (Monteiro, 1995), existem em abundância espécies nanoplanctónicas, residentes no estuário, que constituem um bom alimento. Destacam-se, particularmente, as Cryptophyceae (Stewart e Wetzel, 1986; Monteiro, 1995; 2001; Meyer-Harms e Bodungen, 1997), como *Plagioselmis*, e a Dinophyceae *Gymnodinium* sp., sempre presentes na coluna de água, a par das pequenas *Nitzschia* e *Navicula* ressuspensas do sedimento de fundo nas horas dos ciclos de maré em que a turbulência é mais forte. Das espécies alóctones que entram no estuário durante a preia-mar, apenas algumas Prasinophyceae e Cryptophyceae (*Leucocryptus*) são facilmente edíveis, dado que a maioria são Bacillariophyceae microplanctónicas, com frústulas bem silicificadas e, por vezes, com formações que dificultam ainda mais a sua digestibilidade (*Chaetoceros*, *Rhizosolenia*, *Odontella*).

Apesar da proximidade das explorações piscícolas que se concentram no Esteiro da Marateca, não se verificou, no estudo do fitoplancton da coluna de água, ao longo dos ciclos de maré, valores elevados de produção planctónica, o que aponta para um efeito, por enquanto, não lesivo dos efluentes das pisciculturas, como factor de enriquecimento do meio. No entanto *Cylindrotheca closterium*, espécie dominante ao longo dos ciclos estudados, atingiu, recentemente, nos tanques de produção piscícola, alimentados com água do esteiro, proliferações maciças coincidentes com a morte de peixe (M. A. Castelo Branco e M. T. G. Pereira, com. pessoal).

## 2.8 - Análise em Componentes Principais

A Análise em Componentes Principais (ACP) é uma das técnicas usadas em estatística no tratamento de quadros multidimensionais de grandes dimensões, onde estão registados valores numéricos resultantes de um conjunto de observações. Basicamente, o que se pretende com este tipo de análise é reduzir um espaço multidimensional a um espaço mais simplificado que permita a interpretação dos dados do quadro de partida, com uma perda mínima de informação. Essa redução do espaço faz-se à custa da diagonalização de uma matriz de correlações entre as variáveis a explicar, que conduz à extração de um conjunto de vectores, ou variáveis independentes, que contêm em si a explicação de grande parte da informação do quadro de partida. A projecção das variáveis a explicar, no novo espaço definido pelos vectores ou componentes, permite fazer sobressair uma estrutura que não era visível no quadro de partida. Cada componente, eixo, ou vector, contém em si uma percentagem da informação global, independente da que está contida em cada uma das outras componentes, e que é máxima para o primeiro vector, decrescendo sucessivamente nas outras componentes.

Esta técnica de análise foi primeiramente usada em ecologia por Gooddall (1954) e actualmente constitui um dos métodos mais utilizados na ordenação de comunidades planctónicas (Estrada e Blasco, 1979; Devaux, 1980; Rossaro, 1981, Oliveira, 1987; Monteiro, 1988; Sabater *et al.*, 1990; Moita, 2001).

No presente trabalho aplicámos a Análise em Componentes Principais à matriz de abundância das espécies do fitoplâncton do Estuário do Sado, obtidas em 12 estações de amostragem durante o ano de 1992-93. Para o efeito foram seleccionadas 51 taxa que considerámos as variáveis activas, segundo dois critérios:

- um critério de frequência, que seleccionou as espécies que apresentaram uma frequência superior a 35%, em pelo menos duas estações.

- Um critério de densidade que seleccionou as espécies com uma densidade média anual superior ou igual a 1%.

Algumas das espécies pertencentes ao mesmo género foram somadas, quer porque houvesse dúvida na identificação, como no caso dos *Coscinodiscus* spp. e dos *Chaethoceros* spp., quer porque tivessem o mesmo tipo de comportamento, como no caso de algumas das espécies de água doce, como *Trachelomonas* spp. e *Pediastrum* spp., conseguindo-se, assim, uma maior concentração da variância.

Decidiu-se aplicar a ACP a três matrizes, de modo a evitar lacunas por falta de parâmetros, uma vez que, ao longo das amostragens, nem sempre foi possível obter o registo, ou as análises, de todos os parâmetros químicos e físicos, como aconteceu com os nutrientes, que dizem respeito, apenas, a cinco meses de amostragens:

- Uma matriz de abundâncias referente a 51 espécies (seleccionadas como espécies activas) e 142 amostras obtidas durante o ano de amostragens em 12 estações de colheita (E1 à E12). Nesta análise considerou-se a salinidade como variável suplementar.
- Uma matriz de abundâncias de 39 espécies activas e 109 amostras obtidas durante o ano de amostragens em 9 estações de colheita (E1 à E9). Projectaram-se como variáveis suplementares, a temperatura, a transparência e a salinidade.
- Uma matriz de abundâncias de 36 espécies activas e 44 amostras obtidas durante cinco meses de amostragem (Abril a Agosto) em 9 estações de colheita (E1 à E9). Projectaram-se, em suplementar, os parâmetros referentes aos nitratos, e silicatos, à clorofila a, temperatura, salinidade e transparência.

Após a constituição das matrizes procedeu-se à normalização dos resultados, isto é, cada valor da matriz foi transformado segundo a fórmula  $[\log_{10} (x+1.1)]$ . A transformação  $[\log_{10} (x+a)]$  reduz a variância (Legendre e Legendre, 1979),

introduzida devido à heterogeneidade dos valores de abundância das espécies. Neste caso adicionou-se 1,1 para eliminar os zeros da matriz.

Após a normalização dos resultados obteve-se uma matriz de correlações inter-específicas e a partir da diagonalização desta matriz foram extraídos os eixos factoriais, vectores e componentes, que contêm uma percentagem da variância global.

A ordenação das espécies e amostras no espaço definido pelas componentes é concretizada pelas projecções das variáveis nos planos definidos pelas componentes. A posição de cada amostra e espécie é dada pelas coordenadas das projecções nos eixos ou vectores. No caso das espécies, as coordenadas são também as medidas da correlação entre espécies e componentes. No caso das amostras, cada coordenada é obtida do produto da matriz transposta pelo respectivo vector.

A qualidade de representação das espécies é dada pelas coordenadas nos eixos: quanto mais elevada for a correlação (coordenada) mais definida é a sua representação. A qualidade de representação das amostras é também medida pela sua coordenada.

As variáveis suplementares não contribuem para a definição do espaço factorial. As coordenadas da sua projecção são o resultado de uma correlação linear simples com cada uma das componentes e indicam a sua posição relativamente à estrutura definida.

A análise da proximidade, ou oposição entre as projecções das espécies é feita em termos de correlação  $r$  (coeficiente de correlação de Pearson). O grau de significância de  $r$  foi obtido com base na tabela de Fisher e Yates (Bailey, 1981) utilizando um número de graus de liberdade igual a  $n-2$ . O nível de significância adoptado foi o de 5%. A proximidade ou afastamento das amostras exprime uma relação de similaridade entre elas.

O programa utilizado para execução da ACP, ANDAD (versão 7.11), foi desenvolvido no CVRM - Centro de Geosistemas do IST (Instituto Superior Técnico) por Sousa e Sousa (2000).

### 2.8.1 ACP no fitoplâncton de todo o estuário

A primeira ACP foi aplicada à matriz de 142 amostras x 51 espécies ou variáveis activas. A salinidade entra na análise como variável suplementar. Na Tabela 6 estão indicados 7 dos vectores ou componentes e a respectiva variância associada a cada um deles, verificando-se que os três primeiros vectores acumulam uma fração da variância total de 41%.

Tabela 6 - 1ª ACP: Eixos factoriais. Valores próprios e variância.

Eixos	Val.prop.	Variância (%)	Variância acumulada (%)	HISTOGRAMA DOS VALORES
1	12.47230	23.99	23.99	.....
2	4.93138	9.48	33.47	.....
3	3.89550	7.49	40.96	.....
4	2.56935	4.94	45.90	.....
5	2.11696	4.07	49.97	.....
6	1.97410	3.80	53.77	.....
7	1.48078	2.85	56.62	.....

A Tabela 7 inclui a lista de espécies activas, seleccionadas para integrarem a 1ª ACP, e respectivos coeficientes de correlação com as 4 primeiras componentes.

Tabela 7 - 1ª ACP: Coeficiente de correlação das espécies do fitoplâncton e da salinidade (variável suplementar) com as 4 primeiras componentes.

Variáveis activas e suplementar	Código	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	AS	0.3534	0.0162	0.612	-0.1473
<i>Aulacoseira ambigua</i>	Ma	-0.5163	0.0729	0.0769	-0.1638
<i>Aulacoseira distans</i>	Md	-0.5197	0.0224	0.0793	0.0537
<i>Chaetoceros</i> spp.	C1	0.382	0.4112	0.4975	0.1332
<i>Chaetoceros subtilis</i>	C2	-0.2472	-0.397	0.5045	0.2475
<i>Coscinodiscus</i> spp.	CO	0.497	-0.3369	0.0035	-0.1279
<i>Cyclotella kutzingiana</i>	Ck	0.1238	-0.3883	0.6005	0.1862
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Cm	-0.7366	-0.0185	0.1075	-0.1594
<i>Cylindrotheca closterium</i>	CY	0.7791	-0.2314	-0.0656	-0.1053
<i>Detonula pumila</i>	DE	0.3716	0.3043	0.5452	-0.1241
<i>Diatoma elongatum</i>	DI	0.147	0.2172	0.0119	0.121
<i>Dimmerogramma minor</i>	DM	0.2079	-0.5596	0.0775	-0.1808
<i>Diploneis bombus</i>	Db	-0.1972	-0.6458	0.0871	0.0892
<i>Ditylum brightwellii</i>	DT	0.335	0.1956	0.6185	-0.0766
<i>Guinardia delicatula</i>	GU	0.2884	0.4538	0.1723	-0.099
<i>Melosira moniliformis</i>	Mm	-0.3023	-0.6625	0.1791	0.0556

Tabela 7 - 1ª ACP: Coeficiente de correlação das espécies do fitoplâncton e da salinidade (variável suplementar) com as 4 primeiras componentes (Cont.).

Variáveis activas e suplementar	Código	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4
<i>Leptocylindrus minimus</i>	LE	0.2919	0.5204	0.2743	-0.1627
<i>Lithodesmium undulatum</i>	LI	0.3429	-0.0622	-0.0547	-0.4333
<i>Navicula cryptocephala</i>	Nc	-0.2847	-0.6154	0.0507	-0.0915
<i>Nitzschia</i> spp. (pequenas até 20 µm)	Np	0.1274	-0.4911	0.0965	0.0453
<i>Nitzschia acicularis</i>	Na	-0.6893	0.0864	0.0927	-0.309
<i>Nitzschia frustulum</i>	Nf	0.1479	-0.5669	-0.0383	-0.4458
<i>Nitzschia lanceolata</i>	NI	0.2048	-0.4316	-0.3102	-0.3928
<i>Nitzschia longissima</i>	No	0.7263	-0.1686	0.0708	-0.1698
<i>Nitzschia sigma</i>	Ns	0.2711	-0.2189	-0.0664	-0.0983
<i>Nitzschia subtilis</i>	Nu	0.3223	-0.4232	-0.0008	-0.4043
<i>Pseudonitzschia seriata</i>	Ps	0.4196	0.5198	0.2393	-0.2849
<i>Pseudonitzschia delicatissima</i>	Pd	0.1971	0.2744	-0.009	-0.2559
<i>Rhizosolenia setigera</i>	RH	0.3406	0.2347	-0.1263	-0.4159
<i>Skeletonema costatum</i>	SK	0.4584	-0.1334	0.3781	0.0733
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	ST	-0.6823	-0.3091	0.3754	-0.0831
<i>Synedra ulna</i>	SY	-0.6395	0.1418	0.0378	-0.3406
<i>Thalassiosira</i> sp. (pequena D-12 µm)	Ts	0.7519	-0.0776	0.1462	-0.055
<i>Thalassiosira eccentrica</i>	Te	-0.2715	-0.3467	0.0204	0.0636
<i>Thalassiosira gravida</i>	Tg	0.2557	-0.0995	0.4928	0.3668
<i>Thalassiosira rotula</i>	Tr	0.3044	0.1079	0.5998	0.0652
<i>Gymnodinium</i> spp. (pequenos)	GY	0.5029	-0.2097	0.0249	-0.4335
<i>Prorocentrum minimum</i>	Pm	0.3496	-0.3632	0.155	-0.0411
<i>Protoperdinium</i> spp.	PR	0.515	-0.0023	0.354	-0.0962
<i>Scrippsiella</i> spp.	SC	0.3257	0.2089	0.0479	-0.3781
<i>Plagioselmis</i> sp. (e outros)	PL	0.6472	-0.1063	0.1646	-0.0166
<i>Chlamidomonas</i> spp.	CH	-0.7045	0.115	0.1125	-0.1337
<i>Coelastrum microporum</i>	COE	-0.5986	0.1128	0.1134	-0.317
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	CR	-0.6576	0.1031	0.2029	-0.3029
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	Dp	-0.5931	0.0427	0.2989	-0.2131
<i>Monoraphidium</i> spp.	MO	-0.7345	-0.131	0.3935	0.0066
<i>Oocystis parva</i>	OO	-0.5962	0.0491	0.126	-0.1554
<i>Pediastrum</i> spp.	PE	-0.6737	0.1583	0.062	-0.2821
<i>Scenedesmus</i> spp.	Ss	-0.8052	-0.1547	0.387	-0.0198
<i>Euglenales</i>	EU	0.3985	-0.184	0.0991	-0.2721
<i>Trachelomonas</i> spp.	TR	-0.819	0.0914	0.1294	-0.1309
<i>Crysooccus minutus</i>	CRY	-0.5251	-0.0186	0.0052	-0.0107
Salinidade	S	0.9231	0.1524	-0.1262	0.0421

Estão também indicados os códigos com que aparecem representadas na Figura 119 (A e B). Nesta figura estão representadas as projecções das espécies e das colheitas no espaço definido pelas duas primeiras componentes. A primeira componente tem uma correlação positiva forte com a salinidade ( $r=0,92$   $P<0,001$ ) e a sua interpretação ecológica está portanto relacionada com este parâmetro. Esta componente bipolar separa, na parte positiva do eixo, as espécies marinhas e estuarinas, opondo-as às espécies de água doce, que apresentam correlação negativa com F1. A projecção das amostras no espaço das duas componentes revela, também, a individualização das amostras da zona a montante de Alcácer do Sal (de água doce), das amostras das restantes zonas do estuário.

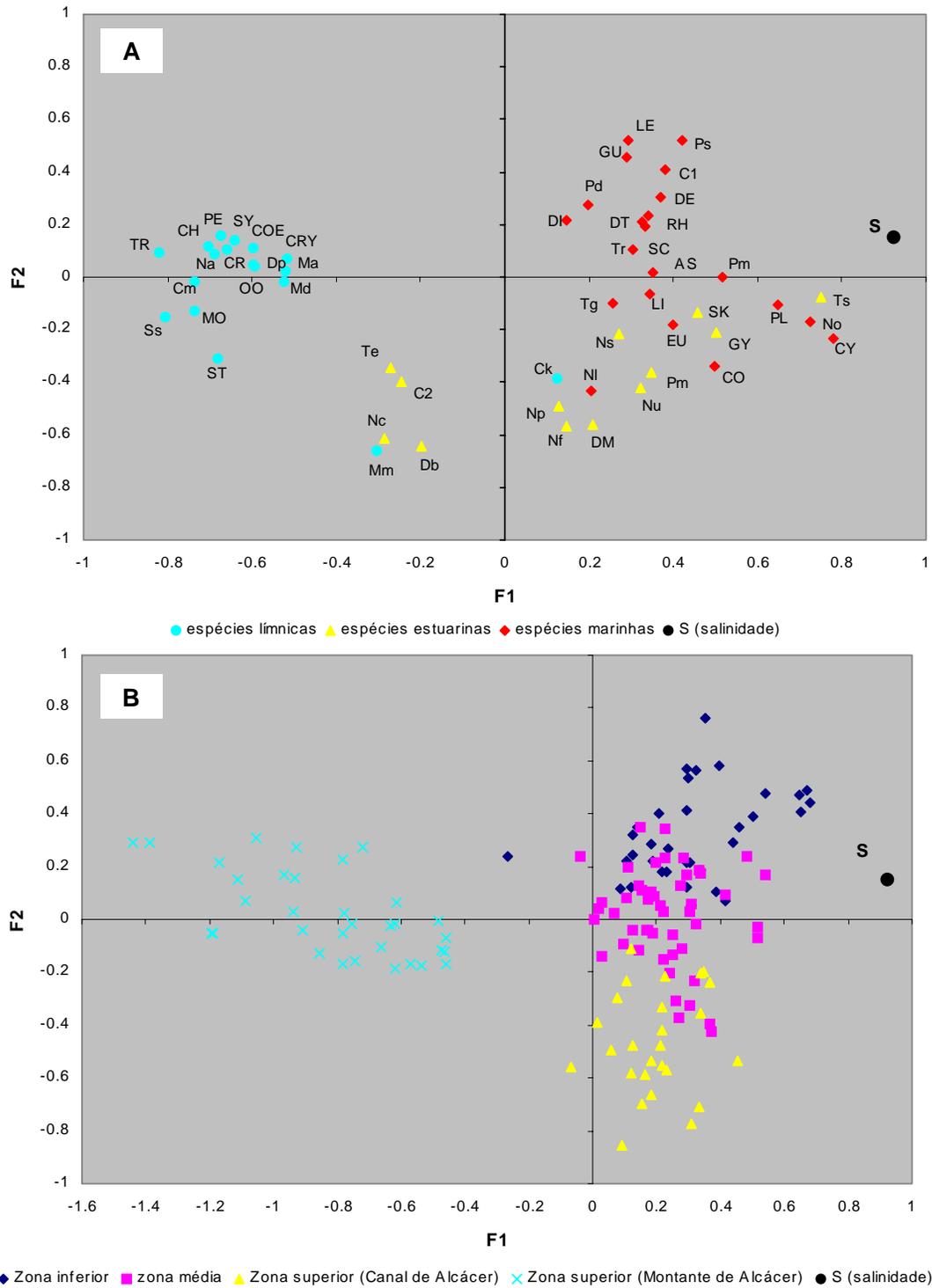


Figura 119 - Ordenação das espécies do fitoplâncton, marinhas, estuarinas e límnicas (A) no espaço definido pelas Componentes F1 e F2 resultantes da Análise em Componentes Principais (1ª ACP). Projecção das amostras e da salinidade -S- no espaço definido pelas duas componentes (B).

A componente F2 separa a comunidade de Bacillariophyceae marinhas de origem costeira, relacionadas com o afloramento (Moita, 2000) composta, entre outras, pelas espécies *Leptocylindrus danicus* (LE) *Pseudonitzschia* spp. (Ps+Pd), *Guinardia* spp. (GU), *Detonula pumila* (DE), presentes principalmente na zona inferior do estuário, da comunidade das espécies estuarinas, grande parte delas de natureza bentónica, como *Thalassiosira eccentrica* (Te), *Diploneis bombus* (Db), *Navicula cryptocephala* (Nc), *Chaetoceros subtilis* (C2), *Dimeregramma minor* (DM), *Nitzschia* spp. (de pequenas dimensões - Np), que atingem densidades elevadas nas amostras das zonas média e superior- Canal de Alcácer.

### 2.8.2 ACP no fitoplâncton do estuário até Alcácer do Sal

A 2ª ACP foi aplicada à matriz 109 amostras x 39 espécies activas em que a temperatura, salinidade e Disco de Sechii entram como variáveis suplementares. Esta análise incidiu sobre as amostras de todo estuário, com exclusão das da zona a montante de Alcácer. A percentagem da variância acumulada nas quatro primeiras componentes foi de 42,5 % (Tab. 8).

Esta 2ª ACP foi efectuada com o objectivo de identificar a estrutura da comunidade fitoplanctónica ao longo do estuário, pelo que foram eliminadas da ACP as amostras da zona a montante de Alcácer, que são representativas da zona de rio. As três variáveis, temperatura, salinidade e transparência (DS) entram na análise como variáveis suplementares e a sua projecção dá uma

Tabela 8 - 2ª ACP: Eixos Factoriais, Valores próprios e Variância.

Eixos	Val.Propr.	Variância (%)	Variância acumulada (%)	HISTOGRAMA DOS VALORES
1	6.38553	16.37	16.37	.....
2	4.80130	12.31	28.68	.....
3	3.28797	8.43	37.11	.....
4	2.10639	5.40	42.52	.....
5	1.73643	4.45	46.97	....
6	1.57984	4.05	51.02	....
7	1.48536	3.81	54.83	....

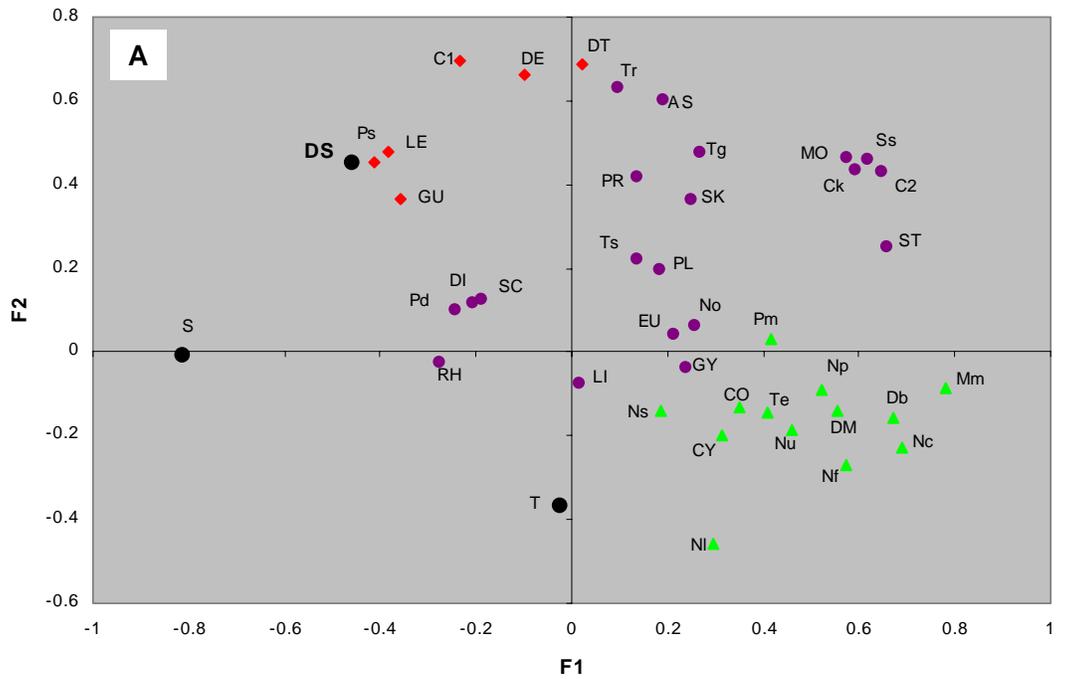
medida das relações existentes entre estes parâmetros e as componentes principais.

Na Tabela 9 estão indicadas as espécies que integraram a 2ª ACP com os respectivos códigos de representação nas figuras e coeficientes de correlação com as 4 primeiras componentes.

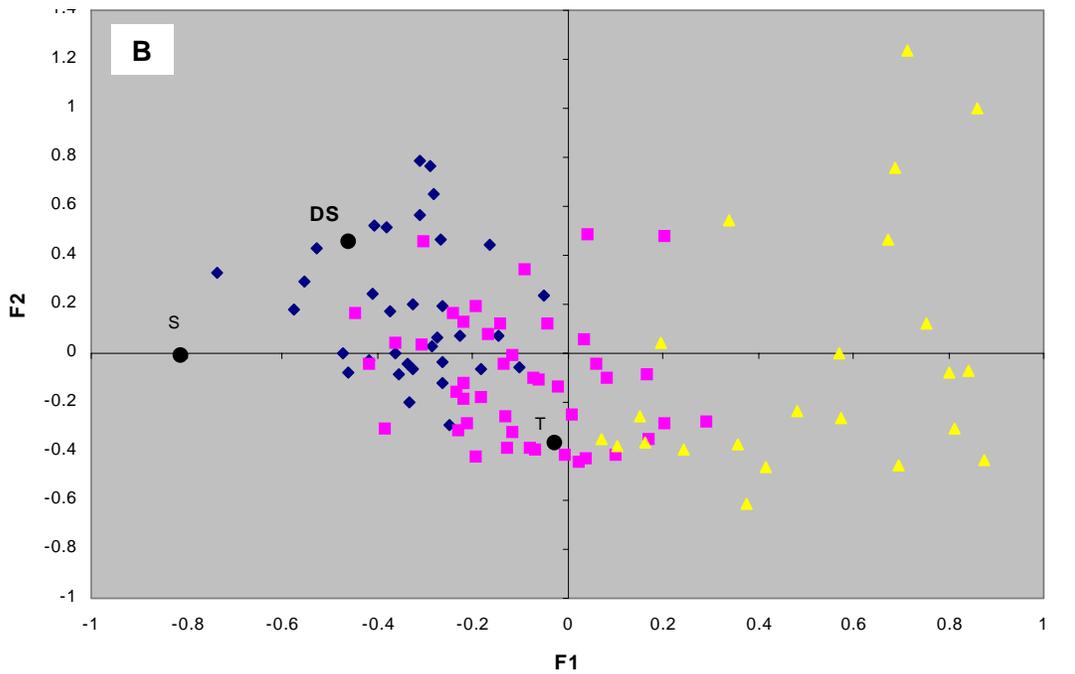
Tabela 9 - 2ª ACP: Coeficiente de correlação das espécies do fitoplâncton e dos parâmetros físico-químicos (variáveis suplementares) com as 4 primeiras componentes.

Variáveis activas e suplementares	Código	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	AS	0.1885	0.6042	-0.2583	0.1279
<i>Chaetoceros</i> spp.	C1	-0.2338	0.6942	0.0488	-0.1879
<i>Chaetoceros subtilis</i>	C2	0.6445	0.4341	0.1718	0.0019
<i>Coscinodiscus</i> spp.	CO	0.349	-0.131	-0.1815	0.4842
<i>Cyclotella kutzingiana</i>	Ck	0.5929	0.4344	0.2184	-0.1363
<i>Cylindrotheca closterium</i>	CY	0.315	-0.1997	-0.4192	-0.0788
<i>Detonula pumila</i>	DE	-0.0999	0.6601	-0.2848	-0.0343
<i>Diatoma elongatum</i>	DI	-0.2091	0.1199	0.0924	0.3216
<i>Dimmerograma minor</i>	DM	0.5534	-0.1391	-0.1639	-0.0913
<i>Diploneis bombus</i>	Db	0.6702	-0.156	-0.0696	-0.1463
<i>Ditylum brightwellii</i>	DT	0.0215	0.6861	-0.1853	0.1417
<i>Guinardia delicatula</i>	GU	-0.356	0.3665	-0.1969	-0.4569
<i>Leptocylindrus minimus</i>	LE	-0.3834	0.4778	-0.2926	-0.4277
<i>Lithodesmium undulatum</i>	LI	0.0162	-0.0716	-0.5237	0.0419
<i>Melosira moniliformis</i>	Mm	0.782	-0.0856	-0.0952	-0.2913
<i>Navicula cryptocephala</i>	Nc	0.6916	-0.2285	-0.1223	-0.1786
<i>Nitzschia</i> spp. (pequenas até 20 µm)	Np	0.521	-0.0909	0.1851	-0.1038
<i>Nitzschia frustulum</i>	Nf	0.5724	-0.2695	-0.3696	-0.1709
<i>Nitzschia lanceolata</i>	NI	0.2961	-0.4587	-0.3415	-0.0211
<i>Nitzschia longissima</i>	No	0.2545	0.0634	-0.3859	0.3377
<i>Nitzschia sigma</i>	Ns	0.1854	-0.1393	-0.1437	0.4285
<i>Nitzschia subtilis</i>	Nu	0.4589	-0.186	-0.3888	0.2548
<i>Pseudonitzschia seriata</i>	Ps	-0.4114	0.4532	-0.5062	0.0275
<i>Pseudonitzschia delicatissima</i>	Pd	-0.2441	0.1025	-0.3253	-0.1922
<i>Rhizosolenia setigera</i>	RH	-0.2774	-0.022	-0.4784	-0.2446
<i>Skeletonema costatum</i>	SK	0.2481	0.3662	-0.014	0.2351
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	ST	0.6567	0.2538	0.0466	-0.2811
<i>Thalassiosira</i> sp. (pequena D-12 µm)	Ts	0.1352	0.2218	-0.2326	0.4582
<i>Thalassiosira eccentrica</i>	Te	0.4072	-0.1434	0.0753	-0.0834
<i>Thalassiosira gravida</i>	Tg	0.266	0.4773	0.3853	0.3496
<i>Thalassiosira rotula</i>	Tr	0.0963	0.6315	0.0049	0.147
<i>Gymnodinium</i> spp. (pequenos)	GY	0.2375	-0.034	-0.6219	-0.0146
<i>Prorocentrum minimum</i>	Pm	0.4174	0.0322	-0.0762	0.0703
<i>Protoperdinium</i> spp.	PR	0.1355	0.4185	-0.2186	0.1477
<i>Scrippsiella</i> spp.	SC	-0.1888	0.1277	-0.5042	0.1331
<i>Plagioselmis</i> sp. (e outros)	PL	0.1836	0.1999	-0.0896	-0.2655
<i>Monoraphidium</i> spp.	MO	0.5745	0.4676	0.2954	-0.0321
<i>Scenedesmus</i> spp.	Ss	0.6182	0.4619	0.2146	-0.1227
<i>Euglenales</i>	EU	0.2104	0.0445	-0.3297	-0.0642
Temperatura	T	-0.0257	-0.3672	-0.6714	0.024
Salinidade	S	-0.8137	-0.008	-0.174	0.2125
Disco de Sechii	DS	-0.4596	0.4547	0.1535	-0.3145

Os resultados indicam (Figura 120A) que as duas primeiras componentes estão correlacionadas com a transparência (DS:  $r = -0,45$   $P < 0,001$  com F1 e  $r = 0,45$   $P < 0,001$  com F2) e com a salinidade ( $r = -0,81$   $P < 0,001$ ). No quadrante definido pelas componentes F1(-) e F2(+), assinalaram-se a vermelho as espécies com.



◆ espécies com correlação positiva com DS ( $0,20 < r < 0,56$ )    ▲ espécies com correlação negativa com DS ( $-0,42 < r < -0,20$ )  
 ● T (Temperatura); S (Salinidade); DS (Disco Sechii)  
 ● espécies sem correlação com DS



◆ zona inferior    ■ zona media    ▲ zona superior (Canal de Alcácer)    ● DS (Disco Sechii); T (Temperatura); S (Salinidade)

Figura 120 - Projecção das espécies do fitoplankton, com e sem correlação significativa com DS, no espaço definido pelas componentes F1 e F2 resultantes da 2ª ACP (A). Projecção das amostras e dos parâmetros temperatura - T, salinidade - S e Disco Sechii - DS, no espaço definido pelas duas componentes (B).

correlação positiva com o DS. Estas espécies estão associadas a valores de transparência elevados. As do quadrante oposto F1(+) e F2(-) caracterizam-se por estarem adaptadas a menor transparência. Do grupo das "dependentes da transparência", fazem parte, entre outras, *Leptocylindrus danicus* (LE) e *Guinardia delicatula* (GU), com correlação positiva com o DS (respectivamente,  $r=0,53$  e  $r=0,47$   $P<0,001$ ). No quadrante oposto estão assinaladas a verde as espécies com correlação negativa com o DS. Deste grupo de espécies "adaptadas à pouca transparência", fazem parte *Nitzschia sigma* (Ns) e *N. subtilis* (Nu) que apresentam correlações negativas com o DS ( $r=-0,42$  e  $r=-0,41$   $P<0,001$ ). Apenas foram consideradas as espécies que apresentaram correlação significativa com o DS ( $n=109$   $P<0,05$ ). As que não têm correlação com o DS estão assinaladas a roxo e, neste caso, consideraram-se como "espécies independentes" da transparência.

A projecção das amostras no espaço definido pelas duas componentes (Figura 120 B) mostra que a componente F1 separa as amostras da zona superior (Canal de Alcácer) de menor salinidade (S) e menor transparência (DS) das amostras da zona inferior e média onde os valores de DS e S são mais elevados.

A componente F2 separa a maior parte das amostras da zona média e superior, onde as temperaturas da água são mais elevadas, das amostras da zona inferior de águas mais frias, mas o seu significado sazonal fica mais explícito, quando projectada juntamente com a componente F3.

No plano definido pelas componentes F2 e F3 (Fig. 121 A), as projecções das espécies de Verão, com correlação positiva com a temperatura como *Gymnodinium* spp. (GY) e *Lithodesmium undulatum* (LI), respectivamente com  $r=0,52$  e  $r=0,44$ , ( $n=109$   $P<0,001$ ), opõem-se às espécies de Inverno, com correlação negativa com a temperatura, como *Thalassiosira gravida* (Tg) e *Monoraphidium* spp. (MO) ( $r=-0,41$  e  $r=-0,35$   $n=109$  e  $P<0,001$ ) entre outras. No plano de projecção das amostras (Figura 121B) verifica-se que a componente F3 separa as amostras de Verão das de Inverno e Primavera.

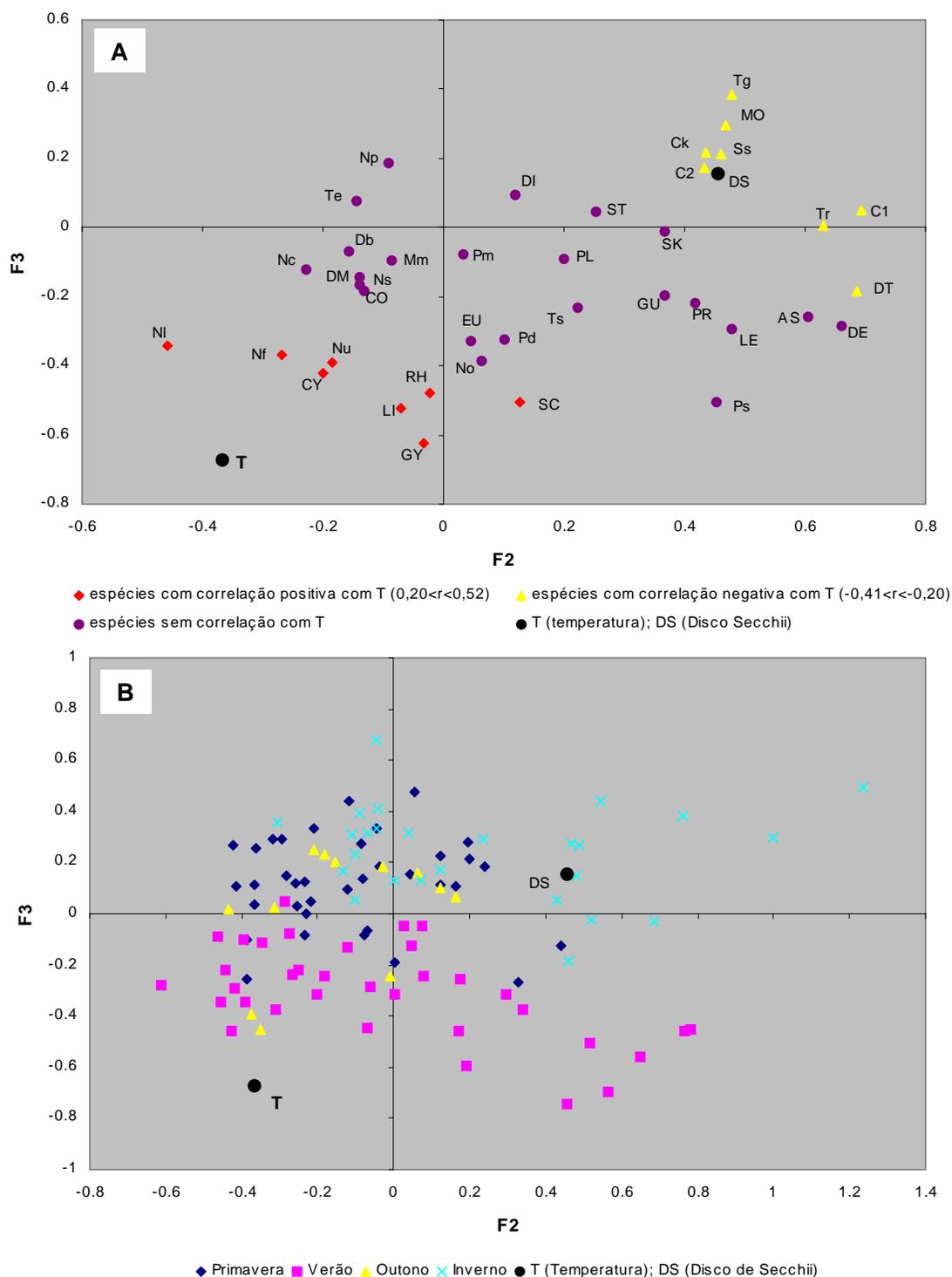


Figura 121 - Distribuição das espécies do fitoplâncton, com e sem correlação significativa com T, no espaço definido pelas componentes F2 e F3 resultantes da 2ª ACP (A). Projecção das amostras e dos parâmetros temperatura (T) e Disco Secchii (DS) no espaço definido pelas duas componentes (B).

### 2.8.3 ACP no fitoplâncton do estuário até Alcácer do Sal nos meses de Abril a Agosto

A 3ª ACP foi aplicada com o objectivo de aprofundar a análise das relações entre as espécies da comunidade fitoplânctónica e um conjunto de parâmetros físico-químicos mais alargado.

Foi aplicada a uma matriz mais reduzida de 44 amostras x 36 espécies ou variáveis activas, em que seis parâmetros físico-químicos foram incluídos como variáveis suplementares. A análise abrangeu assim um total de 44 amostras colhidas nas mesmas 9 estações (desde a E1 à E9) nos meses de Abril a Agosto de 1992. O universo inicial ficou reduzido à comunidade fitoplânctónica de Primavera-Verão.

Com esta ACP obteve-se uma percentagem da variância acumulada nos 4 primeiros vectores de 47% (Tab. 10).

Tabela 10 - 3ª ACP: Eixos Factoriais, Valores próprios e Variância.

Eixos	Val.Prop.	Variância %	Variância acumulada (%)	HISTOGRAMA DOS VALORES
1	6.75585	18.77	18.77	.....
2	4.02463	11.18	29.95	.....
3	3.45890	9.61	39.55	.....
4	2.67412	7.43	46.98	.....
5	2.06646	5.74	52.72	.....
6	1.77886	4.94	57.66	.....
7	1.59019	4.42	62.08	....

Foram consideradas 36 espécies como variáveis activas e os 6 parâmetros físico-químicos: temperatura, salinidade, transparência (DS), nitratos, silicatos e clorofila *a*, foram projectados como variáveis suplementares.

Na Tabela 11 estão indicadas as espécies activas e as variáveis suplementares com os respectivos códigos e coeficientes de correlação com as 4 primeiras componentes.

Como se tinha verificado nas ACP anteriores, a componente F1 separa, as amostras da zona inferior, de salinidade mais elevada e maior transparência - parte positiva do eixo - das amostras da zona superior de salinidade mais baixa

e maior turbidez, colocando na parte positiva do eixo as projecções da salinidade (S), do Disco Sechii (DS) e das amostras da zona inferior, em oposição às projecções das amostras da zona superior, que se localizam na parte negativa do eixo (Figura 122 A). As projecções das espécies marinhas, como *Rhizosolenia* sp (RH), *Scrippsiella* sp.(SC) e *Pseudo-nitzschia* grupo *seriata* (Ps), que apresentam correlação positiva com a salinidade ( $0,29 < r < 0,38$   $n=44$   $P < 0,05$ ) e das espécies com correlação positiva com o DS ( $0,31 < r < 0,73$   $n=44$   $P < 0,05$ ), características da zona inferior, como *Chaetoceros* spp.(CHa), *Guinardia* spp.(GU), e *Leptocylindrus danicus* (LE), opõem-se às espécies que

Tabela 11 - Factores de correlação das espécies do fitoplâncton e dos parâmetros físico-químicos (variáveis suplementares).

Variáveis activas e suplementares	Código	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	AS	0.0595	-0.8064	-0.0853	-0.0112
<i>Chaetoceros subtilis</i>	CHb	-0.3502	-0.4852	0.0731	0.1866
<i>Coscinodiscus</i> spp.	CO	-0.2261	-0.1746	-0.5114	-0.39
<i>Cylindrotheca closterium</i>	CY	-0.3428	-0.0116	0.5436	-0.1931
<i>Detonula pumila</i>	DE	0.0754	-0.7937	0.0227	-0.0442
<i>Diatoma elongatum</i>	DI	0.29	-0.2248	-0.7032	0.2023
<i>Dimmerogramma minor</i>	DM	-0.7593	-0.3002	0.044	-0.0022
<i>Diploneis bombus</i>	Db	-0.7489	0.0187	-0.0489	-0.0394
<i>Ditylum brightwellii</i>	DT	0.3618	-0.4734	-0.0306	-0.2152
<i>Guinardia delicatula</i>	GU	0.558	-0.0658	0.4593	0.3634
<i>Leptocylindrus minimus</i>	LE	0.5585	-0.2351	0.4527	-0.0414
<i>Lithodesmium undulatum</i>	LI	0.0117	-0.3845	0.0326	-0.1026
<i>Melosira moniliformis</i>	Mm	-0.749	-0.2	0.1949	0.2414
<i>Navicula cryptocephala</i>	Nc	-0.7485	-0.1906	0.0312	-0.0667
<i>Nitzschia</i> spp. (pequenas até 20 µm)	Np	-0.4042	0.2976	0.0246	-0.0496
<i>Nitzschia frustulum</i>	Nf	-0.7613	-0.181	0.2127	-0.021
<i>Nitzschia lanceolata</i>	NI	-0.518	0.3208	-0.0326	-0.3166
<i>Nitzschia longissima</i>	No	-0.1375	-0.2309	-0.1646	-0.6178
<i>Nitzschia sigma</i>	Ns	-0.2294	0.3939	-0.2449	-0.5599
<i>Nitzschia subtilis</i>	Nu	-0.3653	-0.2726	-0.4267	-0.2068
<i>Pseudonitzschia seriata</i>	Ps	0.6294	-0.319	0.1716	-0.2054
<i>Pseudonitzschia delicatissima</i>	Pd	0.3489	-0.0911	0.2086	-0.2745
<i>Rhizosolenia setigera</i>	Rh	0.3048	0.1528	0.3946	-0.1133
<i>Skeletonema costatum</i>	SK	-0.1113	-0.329	-0.5176	0.268
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	ST	-0.6373	-0.2995	0.218	0.1693
<i>Thalassiosira</i> sp. (pequena D-12 µm)	Ts	0.0173	-0.1707	-0.446	-0.062
<i>Thalassiosira eccentrica</i>	Te	-0.4316	-0.0431	0.0356	0.0706
<i>Thalassiosira gravida</i>	Tg	0.1487	-0.0973	-0.7363	0.1403
<i>Thalassiosira rotula</i>	Tr	0.2897	-0.4144	0.0048	-0.4119
<i>Gymnodinium</i> spp.(pequenos)	GY	-0.2513	-0.1808	0.452	-0.4403
<i>Prorocentrum minimum</i>	Pm	-0.4585	-0.3164	0.1506	0.0111
<i>Protoperidinium</i> spp.	PR	0.134	-0.3551	0.0453	-0.3835
<i>Scrippsiella</i> spp.	SC	0.2622	-0.0365	0.1084	-0.6212
<i>Plagioselmis</i> sp. (e outros)	PL	-0.184	-0.3194	0.2611	0.1959
<i>Euglenales</i>	EU	-0.1156	-0.4935	0.1449	0.3205
Temperatura	T	-0.2301	0.122	0.4963	-0.3964
Salinidade	S	0.7328	0.314	-0.0962	-0.296
Nitratos	N	-0.4013	-0.2848	-0.2247	0.2051
Silicatos	Si	-0.0721	0.1621	0.1602	-0.5777
Clorofila <i>a</i>	Ca	-0.6454	-0.1507	0.2583	-0.0507
Disco Sechii	DS	0.6639	-0.3063	0.0614	0.0667

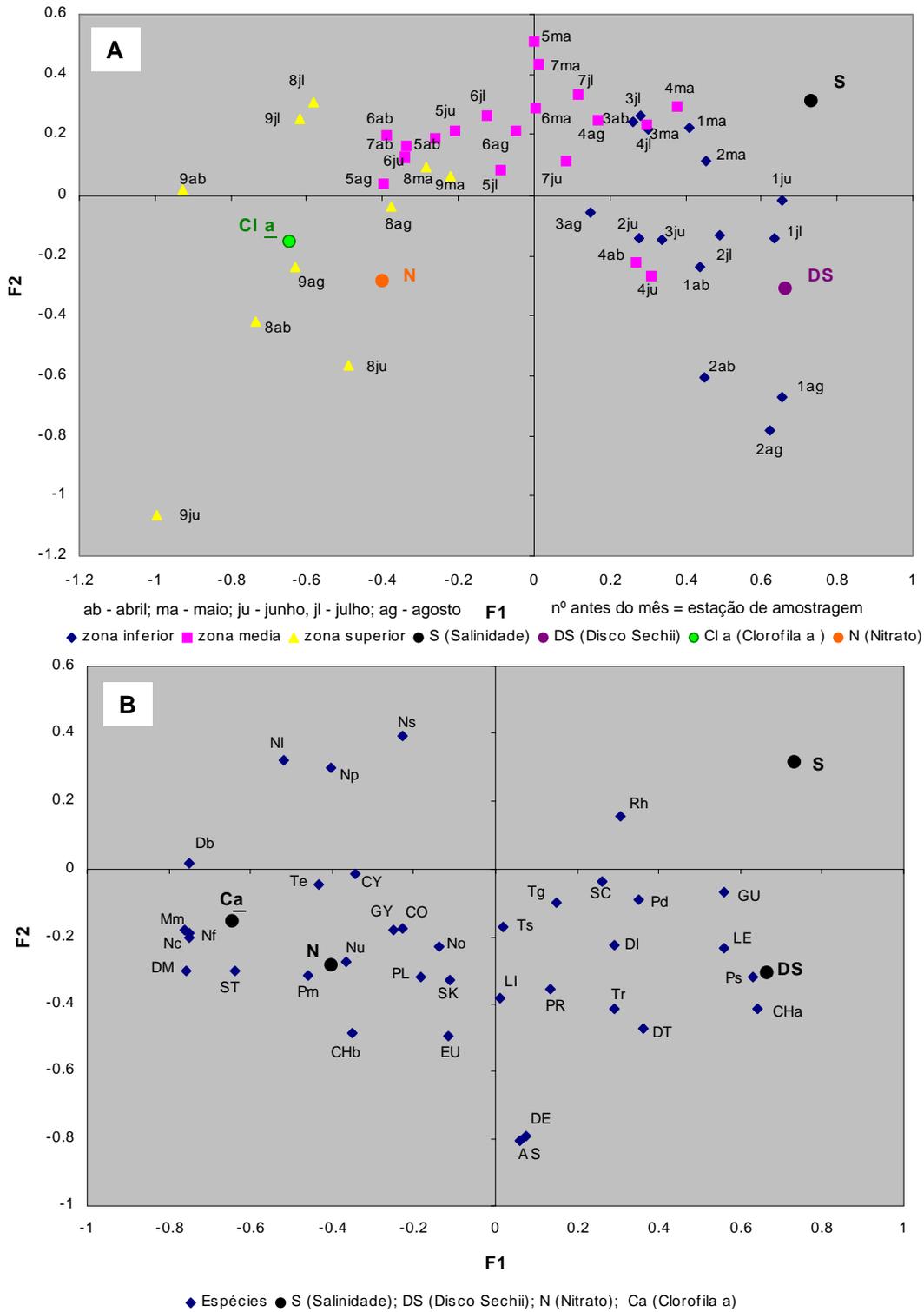


Figura 122 - Projecção das amostras e das variáveis suplementares salinidade - S, Disco Sechii - DS, nitrato - N, e clorofila a - cl a, no espaço definido pelas componentes F1 e F2 resultantes da 3ª ACP (A). Projecção das espécies do fitoplâncton no espaço definido pelas duas componentes (B).

estão adaptadas à turbidez do Canal, como *Nitzschia sigma* (Ns), *Diploneis bombus* (Db), e *Melosira moniliformis* (Mm) que apresentam correlação negativa com o DS ( $-0,45 < r < -0,34$   $P < 0,05$ ). A componente F1 separa, também, as amostras do Canal com maiores teores em clorofila  $\underline{a}$  (Figura 122B), agregando na parte negativa do eixo as espécies com correlação positiva com a clorofila  $\underline{a}$  ( $0,30 < r < 0,60$   $n=44$   $P < 0,05$ ), como *Chaetoceros subtilis* (CHb), *Melosira moniliformis* (Mm) e *Navicula cryptocephala* (Nc), que atingem populações mais abundantes nesta zona do estuário, onde a clorofila  $\underline{a}$  atingiu concentrações mais elevadas, opondo-as às espécies com correlação negativa com a clorofila  $\underline{a}$ , como *Guinardia* spp. e *Chaetoceros* spp., presentes na zona inferior do estuário, onde se registaram baixos teores de clorofila  $\underline{a}$ .

As componentes F1 e F2 separam as amostras do Canal com teores de nitrato mais elevados, das amostras da baía e zona média com menores concentrações daquele nutriente. O sector definido pelos semi-eixos negativos das duas componentes, agrega as espécies com correlação positiva com o nitrato ( $0,43 < r < 0,48$   $P < 0,01$ ) como *Prorocentrum minimum* (Pm), *Dimeregramma minor* (Dm) e *Melosira moniliformis* (Mm), que apresentaram proliferações nas estações 8 e 9 nos meses de Junho, quando as concentrações em nitrato ainda eram elevadas. No sector positivo definido pelas duas componentes, em oposição às amostras de Junho, situam-se as amostras de Maio da zona média do estuário, das estações E4, E5 e E7, onde se registaram os valores mínimos do nitrato.

As componentes F3 e F4 têm um significado sazonal: F4 separa as amostras de Verão das de Primavera. F3 separa as amostras de Abril das de Maio, da zona inferior do estuário (Fig. 123). No quadrante definido por F3 (+) e F4 (-) situam-se as espécies com correlação positiva com a temperatura como *Gymnodinium* spp. (GY), *Cylindroteca closterium* (CY) e *Scripsiella* sp. (SC), que apresentam picos de densidade em Julho e Agosto, opondo-as às espécies com correlação

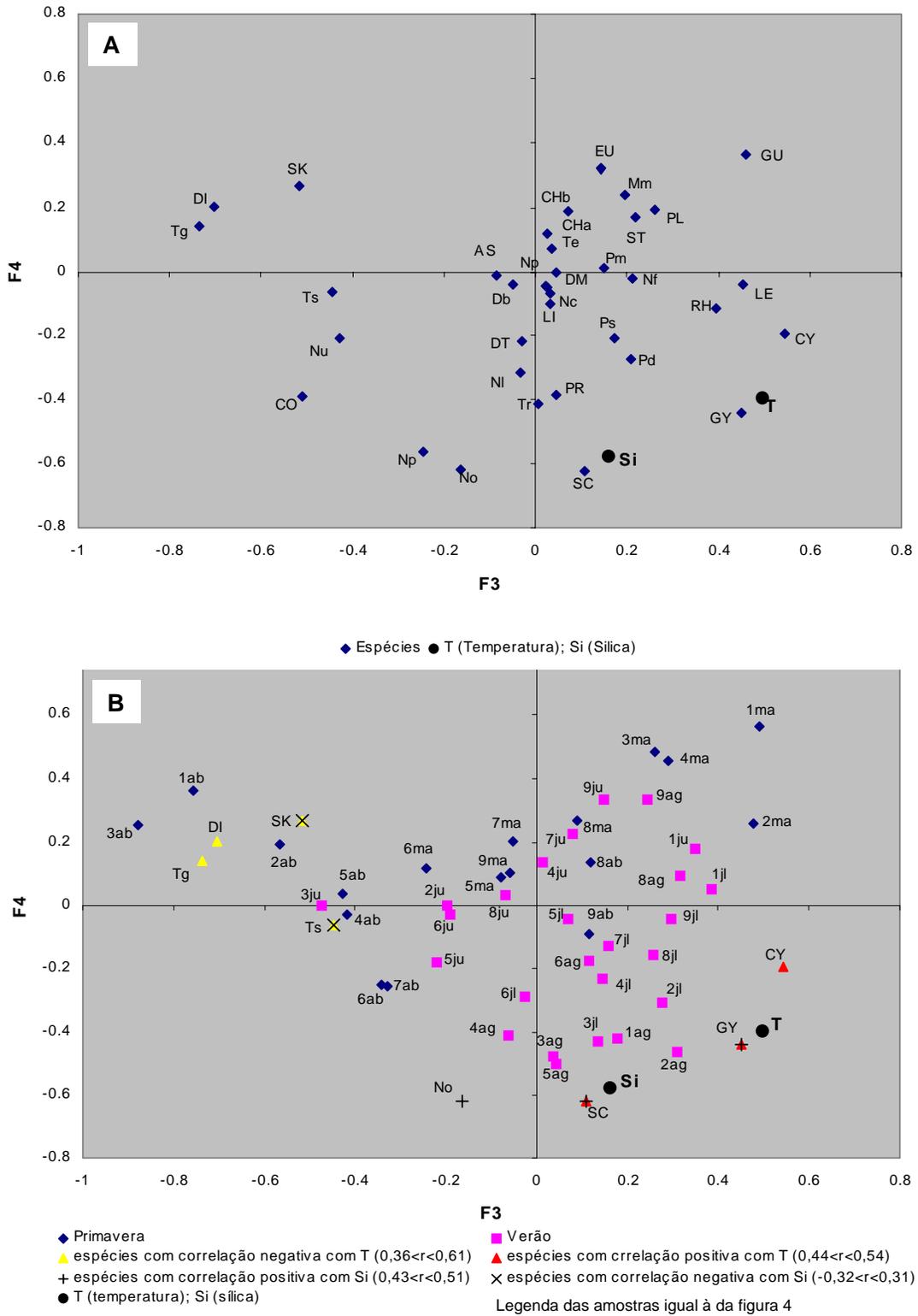


Figura 123 - Localização das espécies do fitoplâncton no espaço definido pelas componentes F3 e F4 resultantes da 3ª ACP (A). Projecção das amostras e das espécies com correlação com a sílica - Si e com a temperatura - T no espaço definido pelas duas componentes (B).

negativa, como *Skeletonema costatum* (SK), *Thalassiosira* sp. (Ts), *Diatoma elongatum* (DI) e *Thalassiosira gravida* (Tg) que apresentaram proliferações em Abril. A componente F4 explica, também, a relação destas espécies com a sílica: separa as espécies com correlação positiva com a sílica, como *Scropsiella* sp., com proliferação na estação E2 em Julho, e *Nitzschia longuissima* (No), com proliferação na estação E4 em Agosto, das espécies com correlação negativa, como *Skeletonema costatum* (SK) e *Thalassiosira* sp. (Ts), que apresentaram densidades relativamente elevadas, em Abril, nas estações E1 e E2, com baixas concentrações de sílica. Estas componentes separam, também, as amostras de Primavera com menos sílica devido às proliferações do fitoplâncton (como por exemplo, as estações E1, E2, e E3, que em Maio apresentaram 0,48-1,6  $\mu\text{M}$ ), das amostras de Verão, mais ricas em sílica (como por exemplo nas estações E2, E3 e E4 que nos meses de Julho e Agosto apresentaram concentrações de 3,8-37,5  $\mu\text{M}$  de sílica), devido à regeneração deste nutriente.

Poderemos dizer, em resumo que:

1. A Análise em Componentes Principais exprimiu com fiabilidade as relações entre as espécies fitoplanctónicas e os parâmetros físico-químicos considerados.
2. A 1ª ACP efectuada no conjunto de todas as amostras, (desde a zona a montante de Alcácer até à foz do estuário) permitiu fazer a ordenação das espécies no espaço definido pelas componentes F1 e F2, segundo a salinidade, individualizando o grupo das espécies de água doce dos grupos das espécies marinhas e estuarinas. Permitiu também a individualização do conjunto das amostras da zona a montante de Alcácer, correspondente ao troço de rio, dos conjuntos das amostras da zona do Canal e do estuário inferior. Estas componentes não individualizam, no entanto, as amostras relativas à zona média do estuário devido ao facto desta possuir características hidrologicas intermédias, relativamente às zonas de montante e jusante.

3. Na 2ª ACP efectuada no conjunto das amostras que abrange o estuário até jusante de Alcácer, as componentes F1 e F2 ordenam as espécies segundo a sua diferente dependência da transparência, individualizando as amostras da zona do Canal, onde a turbidez é mais elevada. As componentes F2 e F3 evidenciam o comportamento das espécies face à temperatura e separam as amostras de Verão das amostras de Inverno e Primavera, pouco individualizadas no seu conjunto, devido à ocorrência de um Inverno seco e com temperaturas relativamente elevadas para a época.
4. Na 3ª ACP efectuada no conjunto das amostras de Primavera e Verão, na mesma zona acima mencionada, a componente F1 põe em evidência a maior produtividade do Canal, mediante a correlação elevada que apresenta com a clorofila a, que se localiza no mesmo espaço de projecção das amostras correspondentes às estações mais produtivas do Canal. As componentes F1 e F2 expressam, também, a limitação da produção fitoplânctónica pelo nitrato que ocorre na zona da Baía, em oposição à zona do Canal em que esta limitação não se verifica. A componente F4 salienta a regeneração da sílica durante o Verão, por oposição à Primavera, em que este nutriente ocorre em menor concentração, devido ao consumo pelas proliferações do fitoplâncton.

### 3. Estado Trófico do Estuário

#### 3.1 Considerações Gerais

A eutrofização consiste basicamente no enriquecimento de um ecossistema aquático em matéria orgânica, devido à entrada de nutrientes, fundamentalmente de N e P, através da sua bacia de drenagem. A intensificação das diversas formas de actividade humana, como da agricultura, da indústria, e o aumento da urbanização ao longo do tempo, têm tido, como consequência, o aumento do "input" de nutrientes. Estes entram no ecossistema de uma forma difusa, com os caudais fluviais, ou com as descargas de águas residuais, de origem industrial, doméstica, ou proveniente de explorações de pecuária e pisciculturas, que entram, com ou sem tratamento, directamente nos estuários. Os impactos da eutrofização são variados e, no caso dos estuários, têm como resultado a degradação da qualidade da água e dos seus recursos naturais, particularmente da fauna piscícola e também a deterioração do ecossistema a nível paisagístico. A monitorização deste impacto é, por isso, fundamental para o controle e previsão da sua evolução. No caso do estuário do Sado, os nutrientes são, principalmente, de origem difusa e a sua entrada está, principalmente, relacionada com os caudais provenientes do rio Sado (Cabeçadas *et al.* 1994 a, b).

A avaliação do estado trófico de um ecossistema aquático pode ser efectuada através das duas componentes, química e biológica, isto é, por determinação das concentrações de azoto e fósforo, nas suas formas biodisponíveis, durante o período não produtivo, e, também, da concentração do oxigénio e da determinação da concentração da clorofila *a*, no período produtivo. Esta avaliação, deve, no entanto, ser complementada, no que respeita à componente biológica, pelo estudo da estrutura das comunidades. Um dos efeitos mais visíveis da eutrofização, a nível da comunidade fitoplanctónica, consiste no aumento da densidade, na mudança de dominância das Bacillariophyceae para as Dinophyceae e na redução da diversidade específica. A formação de "blooms" é outro dos sintomas, e a sua duração, frequência e extensão, são, também, indicadores do grau de eutrofização.

### 3.2 Evolução dos Indicadores Biológicos de Eutrofização

Analisa-se, seguidamente, a evolução nos últimos 25 anos, dos indicadores biológicos de eutrofização por comparação com os resultados obtidos em 1967-68 (Silva *et al.*, 1969; Sampayo, 1970). Esta comparação não abrangeu a zona superior do estuário, dada a ausência de resultados daqueles autores naquela zona.

No que diz respeito à composição do fitoplâncton no estuário médio e inferior, observou-se, tal como em 1967, o predomínio do grupo Bacillariophyceae fundamentalmente constituído por espécies marinhas, de proveniência costeira e oceânica, não se tendo verificado, a substituição deste grupo pelas Dinophyceae, como acontece em sistemas eutrofizados.

Relativamente à densidade do fitoplâncton, os resultados de 1992-93 mostram que, na zona inferior do estuário, a densidade do fitoplâncton total aumentou, em 25 anos, 3 a 4 vezes. Estudos mais recentes indicam que, até 2000, esse aumento foi de 4 a 5 vezes mais (M. R. Oliveira, com. pessoal). A E2, em frente a Setubal, foi a estação que registou primeiro um maior enriquecimento, tendo a E1 (na embocadura do estuário), nos últimos 8 anos, atingido densidades equivalentes. A estação E7 (Ilha do Cavalo), onde seria de esperar uma maior produção, dada a sua localização perto do Canal de Alcácer, que é a zona mais produtiva do estuário, apresentou um aumento de densidade inferior ao das outras duas estações (Fig. 124). Este facto estará relacionado com um efeito de dispersão sobre as células das espécies algológicas, provavelmente devido à morfometria dos fundos e à circulação da massa de água, naquela zona.

Relativamente ao predomínio das Bacillariophyceae, já referido, verificou-se que este ocorreu ao longo de todo o ano de 1967-68, enquanto que em 1992-93 isso nem sempre aconteceu, dado que em alguns períodos do Outono e Inverno a predominância pertenceu às Cryptophyceae (Fig. 125). Os resultados disponíveis em 2000-01 confirmam a dominância das Bacillariophyceae no total do fitoplâncton, mas os de 2001-02, indicam já a substituição das Bacillariophyceae

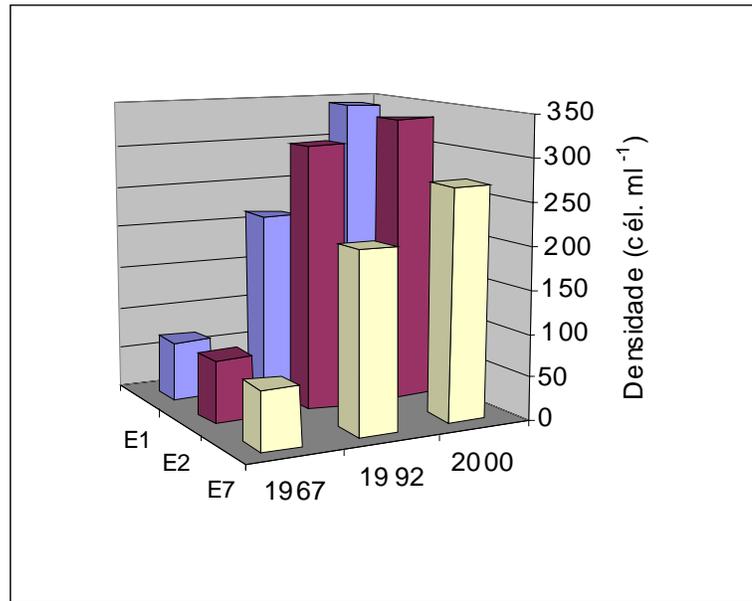


Figura 124 - Densidade média anual do fitoplâncton do Estuário do Sado (zonas inferior e média) nos anos de 1967-68, 1992-93 e 2000).

pelas Cryptophyceae, durante os meses de Verão, na zona inferior do estuário, (M. R. Oliveira, com. pessoal) como já acontecera em 1992-93. Esta substituição parece indicar uma possível limitação pela sílica e, por outro lado, parece ser indicadora da alteração do funcionamento do ecossistema, possivelmente mais dependente dos processos de regeneração-difusão dos nutrientes.

Em relação à dinâmica sazonal do fitoplâncton observou-se, quer em 1967, quer em 1992-93, um máximo de densidade no Verão. No entanto em 1992, o máximo atingido foi cerca de 4 vezes superior ao de 1967 (Fig. 126). O pico de Verão, em Agosto de 1967, foi devido à dominância de *Nitzschia delicatula*, (actualmente designada por *Pseudo-nitzschia delicatissima*), espécie marinha frequente naquele ano no estuário e dominante em mais de 70% do fitoplâncton. Em Setembro de 1992 o pico foi devido a *Thalassiosira* sp., espécie que foi, durante este ano, muito frequente em todo o estuário e dominante, também, numa percentagem muito elevada (60-80%).

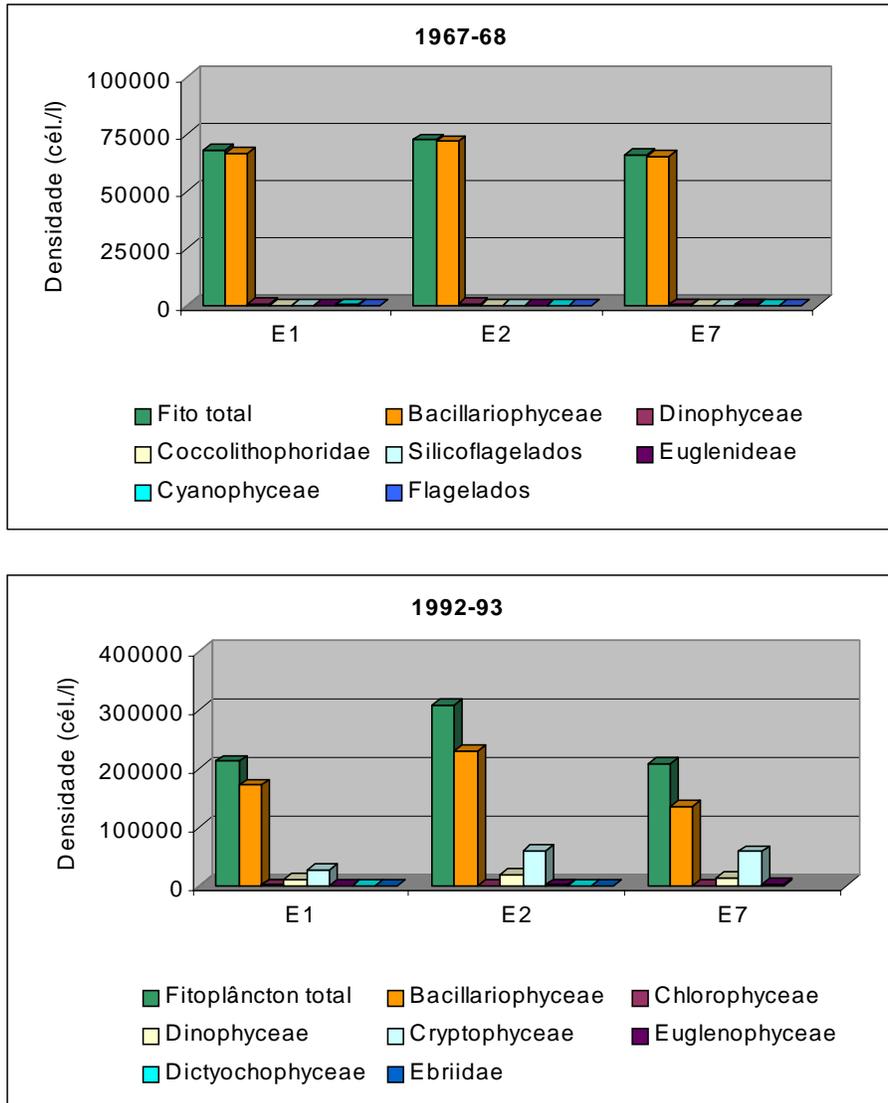


Figura 125 - Densidade média anual do fitoplâncton total e principais grupos que o constituem. Comparação dos resultados obtidos em 1967-68 e em 1992-93, na zona inferior e média do Estuário do Sado

O segundo período de produção, em 1967-68, compreendeu apenas o mês de Fevereiro e foi devido à proliferação de um grupo de espécies, cujas densidades não representaram mais de 30 % do fitoplâncton. Em 1992-93 a produção de Inverno estendeu-se de Janeiro a Março, e o seu máximo deveu-se principalmente, a *Plagioselmis* sp., espécie que dominou 57 a 64% do fitoplâncton

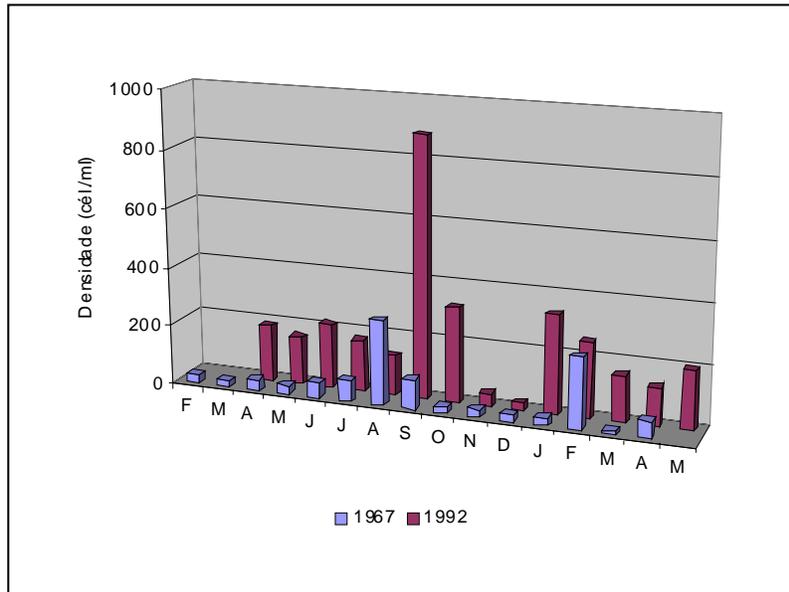


Figura 126 - Variação da densidade média do fitoplâncton total no Estuário do Sado nos anos de 1967-68 e 1992-93.

Este fenómeno da concentração da dominância numa espécie, ou num número reduzido de espécies é, normalmente, característico de ambientes mais ricos, enquanto a dispersão da dominância por um número de espécies mais alargado ocorre em ecossistemas mais pobres.

Quanto à diversidade da comunidade, verificou-se que o aumento da densidade em 1992-93 foi acompanhado, por uma redução acentuada da Riqueza específica e dos valores do Índice de diversidade das Bacillariophyceae, cujos valores médios decresceram, respectivamente, de 37 para 14 espécies e de 3,64 para 2,80 bits/célula, como se determinou neste estudo ( ver 2.6.4), a partir dos resultados de Sampayo (1970).

Quando se compara o número total de espécies que, ao longo do ano de 1967-68, foram dominantes, pelo menos uma vez, na comunidade do fitoplâncton da zona estudada (estações E1, E2 e E7), com o número de dominantes em 1992-93 (Tab. 12), verifica-se que houve um decrescimo, embora pequeno, de 23 para 19 espécies. No entanto, ao longo de 25 anos houve uma alteração da

dominância, marcada pela substituição de 43% das espécies, inicialmente presentes, por outras que passaram a ter uma contribuição relativamente importante na comunidade. Esta alteração da dominância, no entanto, não se traduz numa substituição por espécies de Dinophyceae, uma vez que as dominantes continuam a pertencer às Bacillariophyceae. A sua proveniência marinha sugere, no entanto, a sua progressiva adaptação às condições estuarinas. É de notar, que seis das espécies que se mantiveram apresentaram uma alteração da dinâmica sazonal, passando a registar as maiores abundâncias no Verão e Primavera. O prologamento do período de crescimento algal é uma alteração que terá sido, devida ao enriquecimento progressivo em nutrientes, ao longo de 25 anos. Estudos recentes, reforçam esta hipótese indicando que a limitação pelo azoto da produção primária, principalmente na zona inferior, do estuário, que ocorre durante o Verão, é colmatada pela existência de "inputs" intermitentes deste nutriente, sob a forma de nitrato e amónia, provenientes da sua regeneração a nível do sedimento (Cabeçadas *et al.*, 1999).

Do ponto de vista ecológico, as alterações observadas sugerem que as espécies mais características da zona inferior e média terão sido favorecidas pelas condições estuarinas actuais, no que se refere ao enriquecimento em nutrientes, o qual se traduziu no aumento das suas populações, conforme se pode verificar na Tabela 12. Observou-se, ainda, que os máximos de densidade em 1992 corresponderam, quase sempre, a temperaturas mais elevadas, sugerindo que essa adaptação progressiva das espécies poderá, também, ter sido favorecida por aquelas condições de temperatura.

Parece ter havido, ao longo dos anos, uma alteração no funcionamento do ecossistema, cuja produção passou a estar dependente, durante o período produtivo, dos processos de regeneração-difusão dos nutrientes a partir do sedimento. Este tipo de funcionamento é comum em ecossistemas aquáticos sujeitos a eutrofização (Harris, 1988). A adaptação das espécies a esta mudança de funcionamento e a um aumento da temperatura estará, assim, na origem

### 3.2 Evolução dos Indicadores Biológicos de Eutrofização

Tabela 12 – Espécies dominantes<sup>1</sup> no fitoplâncton, nas estações E1, E2 e E7 do Estuário do Sado, em 1967-1968 e 1992-1993. Temperatura (°C) e salinidade a que se obtiveram os máximos de densidade.

	1967-68			1992-93		
	Densidade <sup>2</sup>	Salinidade	Temp.	Densidade	Salinidade	Temp.
<i>Actinopticus senarius</i>	6800	29,7	15,0			
<i>Asterionella japonica (Asterionellopsis glacialis)</i>	108500	35,2	12,0	146000	36,8	18,7
<i>Bacteriastrium delicatulum</i>				20000	36,5	24,0
<i>Bidulphia aurita (Odontella aurita)</i>	2600	33,7	10,0			
<i>Bidulphia mobiliensis (Odontella mobiliensis)</i>	8500	30,8	14,5			
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	67500	35,2	12,0	38000	?	15,7
<i>Chaetoceros didymus</i>	20000	33,9	10,5	10000	36,2	20,2
<i>Chaetoceros socialis</i>	13500	35,2	12,0	16000	36,7	13,6
<i>Cocconeis scutellum</i>	7500	34,7	19,0			
<i>Diatoma elongatum</i>				238000	35,2	14,5
<i>Dimeregramma minor</i>				8000	?	18,1
<i>Diploneis bombus</i>	4400	32,3	13,0			
<i>Ditylum brightwellii</i>				32000	36,0	19,1
<i>Gramatophora oceanica</i>				13000	34,0	15,7
<i>Lithodesmium undulatum</i>	9500	35,0	22,0	60000	35,7	21,5
<i>Melosira jurgensii</i>	4000	34,8	12,5			
<i>Melosira moniliformis</i>	4000	33,1	13,5			
<i>Melosira numuloides</i>	3000	34,8	12,5			
<i>Nitzschia closterium (Cylindrotheca closterium)</i>	26000	31,8	9,0	34000	36,8	23,5
<i>Nitzschia delicatula (Pseudo-nitzschia delicatissima)</i>	320000	34,8	22,5	28000	36,2	19,2
<i>Nitzschia longissima</i>	33000	35,0	22,0	28000	35,7	12,8
<i>Nitzschia sigma</i>	4000	32,3	13,0			
<i>Paralia sulcata</i>	5000	30,0	14,5			
<i>Pseudo-nitzschia grupo seriata</i>				45000	36,3	18,3
<i>Rhabdoderma adriaticum</i>	7000	34,0	17,5			
<i>Rhizosolenia delicatula (Guinardia delicatula)</i>				196000	35,9	17,0
<i>Rhizosolenia fragilissima (Dactyliosolen fragilissimus)</i>	7000	34,4	15,0			
<i>Rhizosolenia stolterfothii (Guinardia striata)</i>	18500	33,2	15,0			
<i>Schroderella delicatula (Detonula pumilla)</i>	40000	31,5	14,0	100000	37,3	21,2
<i>Skeletonema costatum</i>				66000	37,3	21,2
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	33500	33,9	10,5	34000	35,2	14,5
<i>Thalassiosira rotula</i>				28000	36,8	23,5
<i>Thalassiosira sp. (&lt;12 µm)</i>				496000	37,3	21,2

<sup>1</sup> Espécies dominantes: aquelas que atingiram, uma ou mais vezes, densidades >10% do fitoplâncton. Densidade em cél./l.

do aumento de produção e na alteração da dominância das principais espécies do fitoplâncton do Estuário do Sado.

A clorofila a é outro dos parâmetros utilizados para avaliação do estado trófico, pelo que incluímos na Tabela 13 os resultados obtidos no estuário, ao longo dos vários anos de estudo e, também, os valores registados em ecossistemas aquáticos da Europa e da América do Norte e a respectiva classificação do grau trófico. Verifica-se que os valores de clorofila a por nós obtidos, na zona inferior do estuário, foram superiores aos de Silva *et al.* (1969) e semelhantes aos dos estuários oligotróficos da costa oeste dos Estados Unidos. Por outro lado, os valores de referência adoptados nos mares Báltico e Egeu (Wasmund, *et al.* 2001; Moncheva *et al.*, 2001) colocam o estuário inferior na classe da mesotrofia.

Em relação à zona média, os resultados da clorofila a são inferiores aos do estuário mesotrófico do Rio Neuse, mas superiores aos dos estuários e zona costeira do Báltico e Mar Egeu pertencentes à classe da mesotrofia (Tab. 13).

Relativamente à zona superior, os valores por nós determinados, são duas vezes superiores aos de 1986-87, obtidos por Cabeçadas (1993). Este autor classificou a zona superior dentro da classe da mesotrofia, que é a mesma classificação que Wasmund, *et al.* (2001) atribui para zonas com valores de semelhantes aos determinados. Segundo os limites estabelecidos por estes últimos autores, os resultados de clorofila a por nós obtidos, neste estudo, colocariam a zona superior do estuário do Sado na classe da politrofia, num grau superior ao do Estuário do Rio Pamlico que, por sua vez, foi classificado por Stanley (1987) como eutrófico (conforme está referido em Mallin *et al.*, 1991) e que apresenta uma clorofila média superior à do estuário do Sado, nesta zona. Os valores de referência são, portanto, contraditórios, o que leva a considerar que uma classificação unicamente baseada nos valores de clorofila a é insuficiente e poderá induzir a uma avaliação errónea do grau de eutrofização do estuário.

### 3.2 Evolução dos Indicadores Biológicos de Eutrofização

Tabela 13 - Comparação dos valores de clorofila *a* (mg/m<sup>3</sup>) no Estuário do Sado com valores encontrados em estuários e zonas costeiras da América do Norte e da Europa.

Estuários	Clorofila <i>a</i> mín. - máx.	Clorofila <i>a</i> média	Metodologia	Referência	Grau trófico	
Neuse River Estuary	2,2 - 23,0	11,8	Strickland e Parsons (1963)	Mallin <i>et al.</i> (1991)	Mesotrófico	
Beaufort Estuary	1,6 - 9,4	3,8		Thayer, 1971 *	Oligotrófico	
Beaufort Channel	2,0 - 9,3			Williams e Murdock (1966)*	Oligotrófico	
Pamlico River Estuary	0,8 - 184,2	17,3		Stanley, (1987)*	Eutrófico	
Calico Creek	6,0 - 140,0			Saunders e Kunzlei, (1979)*	Eutrófico	
Mar Baltico- Zonas costeiras e estuários		< 0,8	Lorenzen, (1967) Jeffrey e Humphrey (1975)	Wasmund, <i>et al.</i> (2001)	Oligotrófico	
		0,8 - 4,0	"	"	Mesotrófico	
		4,0 - 10,0	"	"	Eutrófico	
		> 10,0	"	"	Politrófico	
Mar Negro (Baía de Varna)	máx. - 55,9	13,7	Lorenzen (1967) Jeffrey e Humphrey (1975)	Moncheva <i>et al.</i> (2001)	Politrófico	
Mar Egeu (Golfo Thermaikos)	máx. - 13,0	4,2		"	Eutrófico	
Sado	Zona inferior	0,7 - 12,2	3,5	Lorenzen (1967)	Este estudo	Oligo-Mesotrófico
		0,8 - 8,3	2,5	"	Oliveira e Coutinho (1992)	Oligotrófico
		0,1 - 5,1	1,6	SCOR -UNESCO (1966)	Cabeçadas (1980)	"
		0,9 - 5,5	2,3	"	Silva <i>et al.</i> (1969)	"
	Zona média	0,7 - 16,3	5,6	Lorenzen, 1967	Este estudo	Oligo-Mesotrófico
		0,9 - 8,4	4,3	"	Oliveira e Coutinho, (1992)	"
	Zona superior	4,7 - 44,9	14,7	Lorenzen (1967)	Este estudo	Meso-Eutrófico
		0,5 - 21,3	4,0	"	Cabeçadas, (1993)	Mesotrófico
		4,3 - 31,9	13,4	"	Oliveira e Coutinho, (1992)	"
	* In Mallin <i>et al.</i> , 1991					

### 3.3 Aplicação dos Modelos de Eutrofização TRIX e NOAA

#### Índice de eutrofização TRIX

Devido à necessidade da uniformização dos critérios de classificação do estado de enriquecimento de ecossistemas marinhos e estuarinos, que evitasse ambiguidades de terminologia, foi criado um sistema de avaliação com base num índice calculado a partir das determinações efectuadas para um conjunto de parâmetros, que são expressão de factores nutricionais e de produtividade. Este Índice de eutrofização, denominado TRIX, foi proposto por Wollenweider *et al.* (1998) e baseia-se na formula geral:

$$X_c = \frac{1}{n} \sum_1^{i=n} [(M - L)/(U - L)]_i$$

Esta fórmula aplica-se a um conjunto  $n$  de parâmetros: clorofila  $a$ , oxigénio (valor absoluto do desvio para a saturação em  $O_2$ ) e azoto e fósforo inorgânicos e totais, em que  $M$  é a medida de cada um dos parâmetros, e  $U$  e  $L$  os limites de confiança (superior e inferior) de cada parâmetro, determinados do seguinte modo:  $U$  e  $L =$  média  $\pm 2,5$  x desvio padrão. Os valores podem ser transformados (aplicando logaritmos) de modo a normalizar a distribuição, e no caso de se pretender o índice diferenciado em graus (0, 1, 2, ...,  $K$ ), em vez de um valor entre 0 e 1, então  $1/n$ , poderá ser substituído por  $K/n$ . Neste caso a fórmula transforma-se em

$$\text{TRIX} = (K/n) \sum_1^{i=n} [(\log M - \log L)/(\log U - \log L)]_i \text{ que foi a que adoptámos.}$$

Na tentativa de caracterizar o estado trófico do estuário do Sado, aplicou-se este índice de eutrofização TRIX. O factor que se empregou como expressão directa da produtividade foi a clorofila  $a$  ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ). Os parâmetros empregues como factores causadores de eutrofização foram as concentrações de nitrato e de fosfato na forma inorgânica dissolvida ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ). O número de parâmetros ( $n$ ) no caso presente foi igual a 3.

Os valores do TRIX encontrados para o estuário estão indicados nas Tabelas 14 a 16:

Tabela 14 - Limites e intervalos dos logaritmos dos três parâmetros considerados

Limites e intervalos	log. mín.	log. máx.	(log.máx-log.mín)
clorofila a (mg/m <sup>3</sup> )	-0,53	1,81	2,34
N-NO3 (mg/m <sup>3</sup> )	-0,07	3,3	3,37
P-PO4 (mg/m <sup>3</sup> )	0,79	2,01	1,22

Tabela 15 - Cálculo do TRIX para cada parâmetro.

(log C- log mín. C)/intervaloC	E1	E2	E3	E5	E6	E4	E7	E8	E9
Abril	0,27	0,37	0,45	0,51	0,54	0,52	0,45	0,62	0,61
Maio	0,48	0,41	0,55	0,57	0,66	0,51	0,63	0,70	0,74
Junho	0,46	0,41	0,51	0,60	0,66	0,49	0,58	0,83	0,89
Julho	0,48	0,63	0,69	0,71	0,74	0,71	0,66	0,77	0,86
Agosto	0,44	0,54	0,58	0,68	0,73	0,57	0,23	0,23	0,71
(log N- log mín. N)/intervaloN	E1	E2	E3	E5	E6	E4	E7	E8	E9
Abril	0,58	0,55	0,55	0,55	0,52	0,47	0,51	0,65	0,70
Maio	0,49	0,44	0,42	0,34	0,23	0,18	0,30	0,49	0,63
Junho	0,43	0,55	0,34	0,46	0,33	0,35	0,42	0,58	0,57
Julho	0,47	0,46	0,26	0,36	0,37	0,24	0,40	0,35	0,21
Agosto	0,33	0,33	0,21	0,34	0,36	0,36	0,02	0,25	0,38
(log P-log mín. P)/intervaloP	E1	E2	E3	E5	E6	E4	E7	E8	E9
Abril	0,47	0,56	0,63	0,65	0,67	0,47	0,51	0,41	0,46
Maio	0,43	0,42	0,46	0,43	0,49	0,42	0,40	0,43	0,50
Junho	0,41	0,62	0,43	0,67	0,54	0,67	0,51	0,42	0,36
Julho	0,68	0,85	0,42	0,58	0,56	0,32	0,74	0,57	0,41
Agosto	0,19	0,48	0,40	0,55	0,60	0,57		0,38	0,42
TRIX TOTAL	E1	E2	E3	E5	E6	E4	E7	E8	E9
Abril	4,40	4,94	5,44	5,70	5,76	4,87	4,87	5,59	5,90
Maio	4,68	4,22	4,78	4,51	4,60	3,73	4,41	5,39	6,24
Junho	4,33	5,29	4,31	5,75	5,12	5,03	5,03	6,12	6,06
Julho	5,41	6,43	4,56	5,49	5,57	4,27	6,02	5,65	4,91
Agosto	3,20	4,49	3,98	5,25	5,61	5,02	1,24	2,87	5,05

Verifica-se que os valores do modelo são, de um modo geral, semelhantes em todo o estuário, variando entre um mínimo de 2,8 e um máximo de 6,4, com valores médios de 4,7, na zona inferior, 4,9 na zona média, 5,4 na zona superior

e de 4,9, no estuário total (Tabela 16). Estes resultados são inferiores aos encontrados para a zona costeira do mar Adriático, junto ao delta do rio Po, em que este índice apresentou uma variação costa-largo de 6 a 3,6. É de salientar, no entanto, que a aplicação do índice ao Estuário do Sado esteve limitada aos três parâmetros e aos resultados de apenas 5 meses, do período de Verão. Por este facto, o valor de 4,9 poderá estar sobre-estimado e terá de ser apreciado em conjunto com os outros parâmetros biológicos, de modo a ser possível

Tabela 16 - Cálculo do TRIX e dos seus valores médios para cada zona e para todo o Estuário do Sado.

TRIX TOTAL	zona inferior	zona média	zona superior	Estuário
Abril	4,93	5,30	5,75	
Mai	4,56	4,31	5,81	
Junho	4,64	5,23	6,09	
Julho	5,47	5,34	5,28	
Agosto	3,89	4,28	3,96	
Média sazonal	4,70	4,89	5,38	4,93

caracterizar correctamente o estado trófico do estuário. Por essa razão, utilizámos também, o sistema de avaliação NOAA, que seguidamente se expõe.

#### Modelo de eutrofização da NOAA

A Administração Nacional Oceânica e Atmosférica Americana (NOAA) implementou recentemente um sistema de avaliação de eutrofização (Bricker *et al.*, 1999) que aplicou a 138 estuários daquele País. Este método define um conjunto de sintomas primários e secundários e atribui a cada sintoma uma categoria (Baixa, Moderada ou Alta), a que agrega um determinado valor que exprime, assim, o nível global das condições de eutrofização do estuário. Define, primeiramente, um conjunto de seis parâmetros mais directamente relacionados com o enriquecimento em nutrientes dos estuários e considera como sintomas primários: 1) a abundância algal, usando a clorofila *a* como indicador, 2) a abundância dos epífitos e 3) a abundância das macroalgas que, segundo este modelo, representam, quando em excesso, o primeiro estágio de degradação da qualidade de água relacionado com a eutrofização. As concentrações de azoto e

fósforo não foram considerados como sintomas primários, neste modelo, visto que existem processos, biológicos e químicos que interferem e influenciam as respectivas concentrações, mascarando o seu significado.

Para cada parâmetro são avaliadas as condições existentes, mediante níveis ou limites de concentração, correspondentes às categorias de Alta, Média ou Baixa concentração, como no caso da clorofila. Assim, por exemplo, para a avaliação das condições existentes da clorofila a, são consideradas as suas concentrações máximas determinadas durante um ciclo anual típico. Informação adicional sobre a periodicidade, duração e época da ocorrência é também registada, bem como a cobertura espacial em termos de percentagem da zona do estuário em que se fez a determinação deste parâmetro. De modo a tornar os resultados dos diferentes parâmetros comparáveis nos vários estuários são estabelecidas três zonas consoante as salinidades: zona de água doce sujeita à influência de maré, com salinidade compreendida entre 0 e 0,5 ppm; zona de mistura, de salinidade compreendida entre 0,5 e 25 ppm e zona de água salgada, com salinidade superior a 25 ppm. Este modelo contempla, ainda, a avaliação de sintomas secundários, que podem ter origem nos sintomas primários, e que são: 1) Perda de vegetação aquática submersa, 2) Presença de "blooms" tóxicos ou nocivos e 3) Deficiência de oxigénio dissolvido na água.

Aplicação do Modelo da NOAA à Avaliação das Condições de Eutrofização do Estuário do Sado - O modelo aplicou-se segundo três fases:

1ª Fase - O modelo tem como objectivo, nesta fase, a avaliação do nível de expressão dos sintomas primários: concentração da clorofila a, abundância excessiva de epífitos e das macroalgas em cada zona do estuário. Para tal, e em relação à clorofila a, avaliou-se a concentração máxima, a cobertura espacial e a frequência da ocorrência. Em relação aos epífitos e macroalgas avaliou-se a respectiva presença em condições problemáticas e, ainda, a frequência com que essas condições ocorrem.

Procedeu-se aos seguintes passos:

A - Determinação das zonas em que ocorre a avaliação dos sintomas:

Área de água salgada, de salinidade  $>25$  - Dado que o Estuário do Sado compreende uma extensa área com salinidade superior a 25 resolvemos dividi-la em 3 zonas:

1 - Zona da Embocadura, na entrada do estuário (E1).

2 - Zona inferior, frente à cidade de Setubal e até à zona do complexo industrial de Eurominas (E2 e E3).

3 - Zona média, compreendendo os Esteiros da Marateca e Comporta e a zona da Ilha do Cavalo (E4 a E7).

Área de mistura, de salinidade  $>0,5 < 25$  - Compreendeu o Canal de Alcácer (E8 e E9).

Não foi possível considerar o troço de água doce, uma vez que não dispomos de dados de clorofila a montante de Alcácer do Sal.

B - Estabelecimento dos níveis ou limites de referência dos sintomas de eutrofização. - A avaliação das condições existentes e classificação das zonas do estuário segundo os valores determinados para cada parâmetro consta do Quadro1. Neste quadro considerámos todos os possíveis factores de eutrofização de que dispunhamos.

C - Determinação do nível de expressão dos sintomas primários em cada zona do estuário. Para esse efeito foram consideradas:

1 - As concentrações máximas da clorofila a, à superfície, em cada uma das zonas.

2 - A classificação atribuída pela percentagem da área coberta, de cada zona, na determinação do parâmetro: Alta, se as determinações cobriram 50 a 100% da zona de salinidade que se está a avaliar; Média, se cobriram entre 25 e 50 % da

### 3.3 Aplicação dos Modelos de Eutrofização TRIX e NOAA

Quadro 1 - Sintomas de Eutrofização no Estuário do Sado. Atribuição de classificação mediante os níveis definidos pela NOAA (USA).

Parâmetros	Valores de referência	Valores determinados	Classificação
<b>Clorofila <i>a</i></b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Concentrações máximas de superfície:</li> <li>Hipereutrófico - (&gt;60 mg/m<sup>3</sup>)</li> <li>Alto - (&gt;20≤60mg/m<sup>3</sup>)</li> <li>Médio - (&gt;5≤20 mg/m<sup>3</sup>)</li> <li>Baixo - (&gt;0≤5 mg/m<sup>3</sup>)</li> <li>Factores limitantes (N, P, Si, luz e outros)</li> <li>Cobertura espacial; Meses da ocorrência; Frequência da ocorrência.</li> </ul>	<p><i>Zona da embocadura</i> - 4 mg/m<sup>3</sup></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Ocorrência periódica</li> <li>Verão - 3 - 4 meses</li> </ul> <p><i>Zona inferior</i> - 12,2 mg/m<sup>3</sup></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Ocorrência periódica</li> <li>Verão - 2 a 4 meses</li> </ul> <p><i>Zona média</i> - 16,3 mg/m<sup>3</sup></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Ocorrência periódica</li> <li>Primavera - Verão 4-7meses</li> </ul> <p><i>Zona superior</i> - 35,3 mg/m<sup>3</sup></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Ocorrência periódica</li> <li>Verão - 3 meses</li> </ul>	<p><i>Zona da embocadura</i> <u>Clorofila Baixa</u></p> <p><i>Zona inferior</i> <u>Clorofila Média</u></p> <p><i>Zona média</i> <u>Clorofila Média</u></p> <p><i>Zona superior</i> <u>Clorofila Alta</u></p>
<b>Algas nocivas e / ou Algas tóxicas</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Ocorrência</li> <li>Problemática (impacto significativo sobre os recursos biológicos)</li> <li>Não problemática (sem impacto significativo)</li> <li>Espécies dominantes</li> <li>Duração da ocorrência (Horas, dias, semanas, sazonal, outra).</li> <li>Meses da ocorrência; Frequência da ocorrência</li> </ul>	<p>Alga potencialmente tóxica:</p> <p><i>Zona superior</i> - sem impacto significativo</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Espécie dominante: <i>Prorocentrum minimum</i> (680x10<sup>3</sup> cél./l)</li> <li>Duração de semanas</li> <li>Ocorrência episódica Verão</li> </ul>	<p><i>Zona superior</i> <u>Impacto nível Baixo</u></p>
<b>Macroalgas Epífitos</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Abundância</li> <li>Problemática (impacto significativo sobre os recursos biológicos)</li> <li>Não problemática (sem impacto significativo)</li> <li>Meses da ocorrência; Frequência da ocorrência</li> </ul>	<p>Problemas relacionados com o crescimento excessivo de macroalgas ou epífitos, desconhecidos para o Estuário do Sado.</p>	
<b>Turbidez</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Profundidade do Disco Secchi:</li> <li>Alta - (&lt;1m)</li> <li>Média - (&gt;1m&lt;3m)</li> <li>Baixa - (&gt;3m)</li> <li>Cobertura espacial; Meses da ocorrência; Frequência da ocorrência.</li> </ul>	<p><i>Zona da embocadura</i> - 6m</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Ocorrência periódica</li> <li>Inverno - 1 mes</li> </ul> <p><i>Zona inferior</i> - 4 m</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Ocorrência periódica</li> <li>Inverno - 1-2 meses</li> </ul> <p><i>Zona média</i> - 4m</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Ocorrência periódica</li> <li>Inverno - 1-2 meses</li> </ul> <p><i>Zona superior</i> - 1,9 m</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Ocorrência periódica</li> <li>Inverno - 1 mes</li> </ul>	<p><i>Zona da embocadura</i> <u>Turbidez Baixa</u></p> <p><i>Zona inferior</i> <u>Turbidez Baixa</u></p> <p><i>Zona média</i> <u>Turbidez Baixa</u></p> <p><i>Zona superior</i> <u>Turbidez Média</u></p>

Quadro 1 - Sintomas de Eutrofização no Estuário do Sado (Cont.).

<i>Parâmetros</i>	<i>Valores de referência</i>	<i>Valores determinados</i>	<i>Classificação</i>
<b>Azoto</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Concentração máxima de DIN à superfície:               <ul style="list-style-type: none"> <li>Alta (<math>\geq 1</math> mg/l)</li> <li>Média (<math>\geq 0,1 &lt; 1</math> mg/l)</li> <li>Baixa (<math>\geq 0 &lt; 0,1</math> mg/l)</li> </ul> </li> <li>Cobertura espacial; Meses da ocorrência.</li> </ul>	<p><i>Zona inferior</i> - 0,058</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Ocorrência periódica</li> <li>Inverno - Primavera - 3 meses</li> </ul> <p><i>Zona média</i> - 0,34</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Ocorrência periódica</li> <li>Inverno - Primavera - 1 mês</li> </ul> <p><i>Zona superior</i> - 0,56</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Ocorrência periódica</li> <li>Inverno - Primavera - 1 mês</li> </ul>	<p><i>Zona inferior</i> - <u>Baixa</u></p> <p><i>Zona média</i> - <u>Média</u></p> <p><i>Zona superior</i> - <u>Média</u></p>
<b>Fósforo</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Concentração máxima de PO<sub>4</sub> à superfície:               <ul style="list-style-type: none"> <li>Alta (<math>\geq 0,1</math> mg/l)</li> <li>Média (<math>\geq 0,01 &lt; 0,1</math> mg/l)</li> <li>Baixa (<math>\geq 0 &lt; 0,01</math> mg/l)</li> </ul> </li> <li>Cobertura espacial; Meses de ocorrência.</li> </ul>	<p><i>Zona inferior</i> - 0,069</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Ocorrência episódica</li> <li>Outono-Verão - 2 meses</li> </ul> <p><i>Zona média</i> - 0,050</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Ocorrência episódica</li> <li>Primavera-Verão - 3 meses</li> </ul> <p><i>Zona superior</i> - 0,06</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Ocorrência periódica</li> <li>Inverno - Primavera 1 mês</li> </ul>	<p><i>Zona inferior</i> - <u>Média</u></p> <p><i>Zona média</i> - <u>Média</u></p> <p><i>Zona superior</i> - <u>Média</u></p>
<b>Oxigenio</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Concentração de O<sub>2</sub> dissolvido               <ul style="list-style-type: none"> <li>Anóxia (0 mg/l)</li> <li>Hipóxia (<math>&gt; 0</math> mg/l <math>\leq 2</math> mg/l)</li> <li>Stress biológico (<math>&gt; 2 \leq 5</math> mg/l)</li> </ul> </li> <li>Influência da estratificação</li> <li>Profundidade da coluna de água</li> <li>Cobertura espacial; Meses da ocorrência; Freqüência da ocorrência</li> </ul>	<p><i>Zona superior</i> - Hipoxia</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Ocorrência episódica</li> <li>Fundo da coluna de água</li> <li>Verão</li> <li>Estratificação - Factor de Influência</li> </ul>	<p><i>Zona superior</i> - Ocorrência de desoxigenação episódica.</p>
<b>Comunidade planctónica</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Grupo taxonómico dominante</li> <li>Densidade</li> <li>Mudança de dominância de Bacillariophyceae para Dinophyceae</li> </ul>	<p><i>Zona inferior</i> - Bacillariophyceae</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>170-260 cél./ml</li> </ul> <p>Alteração pontual da dominância, com substituição das Bacillariophyceae pelas Cryptophyceae nos meses de Outubro, Janeiro, Fevereiro e Maio e pelas Dinophyceae em Julho.</p> <p><i>Zona média</i> - Bacillariophyceae</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>135-620 cél./ml</li> </ul> <p>Alteração pontual da dominância com substituição das Bacillariophyceae pelas Cryptophyceae nos meses de Janeiro e Fevereiro e pelas Dinophyceae em Julho.</p> <p><i>Zona superior</i> - Bacillariophyceae</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>220-660 cél./ml</li> </ul> <p>Alteração pontual da dominância com substituição das Bacillariophyceae pelas Dinophyceae em Maio e Junho e pelas Crysophyceae no Inverno.</p>	<p><i>Zona inferior</i> - Alteração da dominância temporal não problemática</p> <p><i>Zona média</i> - Alteração da dominância temporal não problemática</p> <p><i>Zona superior</i> - Alteração da dominância episódica não problemática</p>

área e Baixa se as determinações se efectuaram em apenas 10 a 25% da área de salinidade.

3 - A classificação atribuída pela frequência da ocorrência: Periódica - se a ocorrência se verificou anualmente, ou é previsível; Episódica - se a ocorrência se verificou ao acaso e Persistente - se a ocorrência se verificou continuamente ao longo do ano.

Determinou-se, assim, para a clorofila, um valor de expressão em cada uma das zonas do estuário, segundo as condições indicadas nos Quadros 1 e 2.

Quadro 2 - Condições para determinação do nível de expressão da concentração da clorofila para cada zona de salinidade do Estuário do Sado. (Adaptado do modelo da NOAA).

SE	E	E	ENTÃO	
A concentração é Hipereutrófica ou Alta	<i>Cobertura espacial</i>	<i>Frequência</i>	<i>Expressão</i>	<i>Valor</i>
	Alta	Periódica	Alta	1
	Moderada	Periódica	Alta	1
	Baixa	Periódica	Moderada	0,5
	Muito Baixa	Periódica	Moderada	0,5
	Alta	Episódica	Alta	1
	Moderada	Episódica	Moderada	0,5
	Baixa/Muito Baixa	Episódica	Baixa	0,25
Qualquer cobertura espacial	Desconhecida	"FLAG A"	0,5	
Desconhecida	Qualquer frequência	"FLAG A"	0,5	
A concentração é Média	<i>Cobertura espacial</i>	<i>Frequência</i>	<i>Expressão</i>	<i>Valor</i>
	Alta	Periódica	Alta	1
	Moderada	Periódica	Moderada	0,5
	Baixa/Muito Baixa	Periódica	Baixa	0,25
	Alta	Episódica	Moderada	0,5
	Moderada / Baixa / Muito Baixa	Episódica	Baixa	0,25
	Qualquer cobertura espacial	Desconhecida	"FLAG A"	0,5
Desconhecida	Qualquer frequência	"FLAG A"	0,5	
A concentração é Baixa	<i>Cobertura espacial</i>	<i>Frequência</i>	<i>Expressão</i>	<i>Valor</i>
	Qualquer cobertura espacial	Qualquer frequência	Baixa	0,25
A concentração é Desconhecida	<i>Cobertura espacial</i>	<i>Frequência</i>	Não se inclui nos calculos para a zona de salinidade	
	Desconhecida	Desconhecida		

Por exemplo, a clorofila  $a$ , na zona da embocadura, apresentou um valor compreendido entre 0 e 5 mg/m<sup>3</sup>, e portanto, pertence à categoria Baixa (Quadro 1).

Entrando no Quadro 2 com a concentração de 0-5 mg/m<sup>3</sup> obtém-se, para qualquer frequência e qualquer cobertura espacial, o nível de expressão Baixa com o valor de 0.25. Na zona média, a clorofila  $a$  apresentou um valor compreendido entre 5 e 20 mg/m<sup>3</sup> e, portanto, pertence à categoria Média (Quadro 1). Considerando que a cobertura do parâmetro abrangeu 50 a 100% daquela zona e que a frequência da ocorrência foi periódica, entrando no Quadro 2 com estes dados chega-se ao nível de expressão Alta com o valor 1.

Procedeu-se do mesmo modo para todas as restantes zonas.

Os resultados da determinação do nível de expressão para a clorofila  $a$  em cada uma das zonas consideradas e para o estuário total constam dos Quadros 3 e 4.

Quadro 3 - Determinação do nível de expressão da clorofila  $a$  para cada zona de salinidade do Estuário do Sado.

Zona	Salinidade	Concentração de clorofila $a$ (mg/m <sup>3</sup> )	Cobertura espacial	Frequência	Valor de expressão	
					Expressão	Valor
Embocadura	>25 ppm	>0≤5	Baixa >10≤25%	Persistente	Baixa	0.25
Z. inferior	>25 ppm	>5≤20	Média >25≤50%	Periódica	Moderado	0.5
Z. média	>25 ppm	>5≤20	Alta >50≤100%	Periódica	Alta	1
Z. superior -Canal-	>18<30 ppm	>20≤60	Média >25≤50%	Periódica	Alta	1

Os valores de expressão da clorofila  $\underline{a}$  em cada zona de salinidade (Quadro 3) foram agregados, para obtenção do valor de expressão do sintoma, para o estuário total, segundo a fórmula:

$$\sum_{i=1}^n \left( \frac{A_z}{A_t} \right) \times (\text{Valor de expressão}) = \text{Valor de expressão do sintoma para o estuário}$$

$A_z$  = superfície da área de uma zona

$A_t$  = area total do estuário

$n$  = nº total de zonas do estuário

Os resultados estão expressos no Quadro 4:

Quadro 4 - Determinação do valor de expressão do sintoma (clorofila  $\underline{a}$ ) para o estuário total.

Zona	Salinidade	Volume (m <sup>3</sup> )	Volume Zona / Volume total	Vol <sub>z</sub> / Vol <sub>tot</sub> x (Valor de expressão)
Embocadura	>25 ppm	84.911.884	0,126	0,126x0,25= <b>0,03</b>
Zona inferior	>25 ppm	340.798.076	0,508	0,508x0,5= <b>0,25</b>
Zona média	>25 ppm	191.487.360	0,285	0,285x1= <b>0,28</b>
Zona superior - Canal	>18<30	52.996.000	0,079	0,079x1= <b>0,079</b>
Estuário total		670.193.320		<b>0,64</b>

Por conveniência, as áreas foram substituídas pelos volumes de cada zona (Nunes, 1999). O valor final do nível da condição eutrófica, para a clorofila, é o somatório final dos valores de expressão do parâmetro em cada zona, que foi de 0,64.

Em relação aos problemas com o crescimento excessivo de epífitos e macroalgas, não encontramos localmente nada que indiciasse a ocorrência desses problemas. Também na literatura não foram encontradas referências relacionadas com aqueles factores primários. Por esse facto, o nível de expressão para esses factores primários é contabilizado como zero.

O nível de expressão dos sintomas primários para todo o estuário é determinado pela média dos valores de expressão encontrados, para cada um dos sintomas primários (clorofila, epífitos e macroalgas). Esse valor médio foi de 0.2 (Quadro 5):

Quadro 5 - Valores de expressão no estuário total.

Valor de expressão (Estuário total)	Clorofila <u>a</u>	epífitos	macroalgas	Média
Por sintoma	0.6	0	0	
Global				<b>0.21</b>

2ª Fase - Determinação do nível de expressão dos sintomas secundários: baixa concentração de oxigénio dissolvido na água, perda de vegetação aquática submersa e presença de "blooms" tóxicos e/ou nocivos em cada zona do estuário.

Em relação ao parâmetro oxigénio foram consideradas:

- 1 - A existência de situações de anóxia, hipóxia ou de stresse biológico em relação ao oxigénio dissolvido na água (Quadro 1).
- 2 - A classificação atribuída pela percentagem da área coberta de cada zona na determinação do parâmetro, nos termos atrás referidos.
- 3 - A classificação atribuída pela frequência da ocorrência, conforme os termos indicados anteriormente.

Para o oxigénio, o nível de expressão, em cada zona de salinidade, é determinado conforme as condições do Quadro 6 e seguindo o mesmo procedimento utilizado para a clorofila.

Relativamente a este parâmetro, considerámos os resultados compilados por Ferreira *et al.* (2002) que apenas relatam a ocorrência de stresse biológico na zona do Canal com frequência episódica, o que, seja qual for a percentagem da cobertura espacial da zona, corresponde a um valor de expressão Baixo, de 0.25 (Quadro 6).

Relativamente ao parâmetro vegetação aquática submersa, não temos referência, na literatura, de problemas relacionados com a perda dessa vegetação, pelo que se adopta o valor zero para todas as zonas do estuário.

Quadro 6 - Condições para a determinação do nível de expressão do oxigénio dissolvido na água, em cada zona de salinidade do Estuário do Sado. (Adaptado do modelo da NOAA).

SE	E		ENTÃO	
Anóxia Foi observada	<i>Cobertura espacial</i>		<i>Frequência</i>	
	Alta	Periódica	Expressão	Valor
	Moderada	Periódica	Alta	1
	Baixa	Periódica	Alta	1
	Muito Baixa	Periódica	Moderada	0,5
	Alta	Episódica	Baixa	0,25
	Moderada / Baixa / Muito Baixa	Episódica	Moderada	0,5
Hipóxia Foi observada	<i>Cobertura espacial</i>		<i>Frequência</i>	
	Alta	Periódica	Expressão	Valor
	Moderada	Periódica	Alta	1
	Baixa / Muito Baixa	Periódica	Moderada	0,5
	Alta	Episódica	Baixa	0,25
	Moderada / Baixa / Muito Baixa	Episódica	Moderada	0,5
	Desconhecida	Qualquer frequência	Baixa	0,25
Stresse Biológico Foi observado	<i>Cobertura espacial</i>		<i>Frequência</i>	
	Alta	Periódica	Expressão	Valor
	Moderada / Baixa / Muito Baixa	Periódica	Moderada	0,5
	Qualquer cobertura espacial	Episódica	Baixa	0,25
	Desconhecida	Qualquer frequência	Baixa	0,25

Em relação à ocorrência de "blooms" tóxicos, ou nocivos, foi determinado o valor de expressão segundo as condições expressas no Quadro 7:

Considerando o Quadro 1 verifica-se que as maiores densidades de *Prorocentrum minimum*, na zona de mistura (Canal) não chegam a  $1 \times 10^6$  cél./l, que é o limite de densidade que alguns autores consideram necessário para que se possa considerar que se está em presença de um "bloom" (Kim *et al.* 1993, citado por Smayda, 1997). No entanto, dado que se trata de uma espécie potencialmente tóxica, que ocorre na zona do Canal, uma das zonas mais sensíveis do estuário, foi resolvido considerar esta ocorrência como um

"problema", com a duração de semanas e uma frequência episódica, o que atribui, segundo o Quadro 7, o nível de expressão Baixo, com o valor de 0.25, para a zona do Canal.

Quadro 7 - Condições para a determinação do nível de expressão da presença de "blooms" tóxicos e/ou nocivos em cada zona de salinidade. (Adaptado do modelo da NOAA).

SE	E	E	ENTÃO	
	<i>Duração</i>	<i>Frequência</i>	<i>Expressão</i>	<i>Valor</i>
<i>"Blooms" nocivos</i>	M, WM, WS, S, PR	Periódica	Alta	1
	DW, V, W	Periódica	Moderada	0,5
	D	Periódica	Baixa	0,25
	M,WM, WS, S, PR	Episódica	Moderada	0,5
são	DW, V, W	Episódica	Baixa	0,25
	D	Episódica	Baixa	0,25
	Desconhecida	Qualquer frequência	"FLAG E"	0,25
<i>"Blooms" tóxicos</i>	<i>Duração</i>	<i>Frequência</i>	<i>Expressão</i>	<i>Valor</i>
	M, WM, WS, S, PR	Periódica	Alta	1
	DW, V, W	Periódica	Moderada	0,5
	D	Periódica	Baixa	0,25
Problema	M, WM, WS, S, PR	Episódica	Moderada	0,5
	DW, V, W	Episódica	Baixa	0,25
	D	Episódica	Baixa	0,25
	Desconhecida	Qualquer frequência	"FLAG F"	0,25

S=sazonal, M=mensal, V=variável, W=semanal, D=diário, WS=semanal a sazonal, WM=semanal a mensal, DW=diário a semanal.

Construiu-se, assim, o Quadro 8 com os níveis de expressão dos sintomas para cada zona de salinidade.

O nível de expressão dos sintomas secundários para o estuário foi determinado adoptando o valor mais alto do nível de expressão de cada sintoma. No caso presente, o Quadro 8 mostra que os valores correspondentes ao oxigénio e aos "blooms" tóxicos são igualmente baixos (0,02).

Quadro 8 - Determinação do nível de expressão dos sintomas secundários para cada zona de salinidade do Estuário.

Parâmetro		Zona embocadura	Zona inferior	Zona média	Zona superior
Oxigénio	Valor de expressão da deficiência do oxigénio	0	0	0	0.25
	$\text{Vol.}_z / \text{Vol.}_t$	0.126	0.508	0.285	0.079
	$(\text{Vol.}_z / \text{Vol.}_t) \times (\text{Valor expressão})$	0	0	0	<b>0.02</b>
Vegetação aquática submersa	Valor de expressão do declínio da vegetação aquática submersa	0	0	0	0
	$\text{Vol.}_z / \text{Vol.}_t$	0.126	0.508	0.285	0.079
	$(\text{Vol.}_z / \text{Vol.}_t) \times (\text{Valor expressão})$	0	0	0	0
"Blooms" tóxicos	Valor de expressão da presença de "blooms" tóxicos	0	0	0	0.25
	$\text{Vol.}_z / \text{Vol.}_t$	0.126	0.508	0.285	0.079
	$(\text{Vol.}_z / \text{Vol.}_t) \times (\text{Valor expressão})$	0	0	0	<b>0.02</b>

3ª Fase - Determinados os níveis globais de expressão dos sintomas primários e secundários para o estuário total, foi atribuída uma categoria à sua condição eutrófica, segundo os valores de expressão:

Valor de expressão	Categoria
$\geq 0$ a $\leq 0.3$	Baixa
$> 0.3$ a $\leq 0.6$	Moderada
$> 0.6$ a $\leq 1$	Alta

Os valores de expressão dos sintomas primários e secundários entram, depois, numa matriz de propriedades para determinação do nível global de expressão das condições eutróficas do estuário (Quadro 9). Segundo esta matriz, este nível global de expressão, para o Estuário do Sado é Baixo, o que indica que a expressão das condições de eutrofização é mínima. Estes resultados são consistentes com os determinados por Ferreira *et al.* (2002) que obteve para os

sintomas primários e secundários deste estuário os valores de expressão de 0,10 e 0,19.

Salienta-se que a avaliação do sintoma secundário, referente à ocorrência de "blooms" tóxicos ou nocivos, foi reforçada, no presente estudo, com resultados obtidos na zona do Canal de Alcácer (E8 e E9).

Quadro 9 - Nivel global de expressão das condições eutróficas. (Adaptado do modelo da NOAA, segundo Bricker *et al.* 1999).



### 3.4 Avaliação do Estado Trófico

Do exposto poder-se-á concluir que:

1. Não se verificou a ocorrência de espécies tóxicas, ou nocivas, em concentrações elevadas. Em relação às espécies mais abundantes, observou-se que:

*Cylindrotheca closterium* está relacionada com concentrações de matéria orgânica relativamente elevadas (Oliveira *et al.*, 2000), e também com águas ricas em N e P (Maestrini *et al.*, 1997). Na costa portuguesa esta espécie está associada com o afloramento costeiro e também com o aumento de nutrientes na coluna de água (Moita, 2001). No estuário, porém, a sua densidade máxima não atinge valores superiores a  $900 \times 10^3$  cél./l.

*Prorocentrum minimum* foi a única espécie potencialmente tóxica, que apareceu no estuário com densidades significativas. No entanto, ocorreu com uma frequência episódica e com uma densidade de  $700 \times 10^3$  cél./l.

Relativamente a *Plagioselmis* sp. e a *Thalassiosira* sp. (<12  $\mu$ m), pertencentes ao grupo das espécies mais abundantes no estuário, convém salientar que são espécies cuja proliferação está relacionada com pulsos de nutrientes. Não pertencem, no entanto, ao grupo das espécies tóxicas e as suas proliferações máximas, de  $1940 \times 10^3$  cél. /l, não chegam a causar fenómenos de desoxigenação da coluna de água.

2. Em relação às quebras verificadas de 1967 para 1993, no número de espécies e nos valores do Índice de Shannon, que poderiam indiciar situações de stresse no ecossistema, poderão ser atribuídas a diferenças nas metodologias adoptadas (hora de amostragem em relação ao ciclo de maré, diferentes locais de colheita).

3. Em relação à densidade, os resultados obtidos em 1992-93, na zona inferior e média do estuário, mostram que a densidade média do fitoplâncton total aumentou 3 a 4 vezes relativamente a 1967, mas os valores atingidos não indicam problemas de eutrofização.
4. No entanto, na zona mais a montante, no Canal de Alcácer, registaram-se máximos de  $2340 \times 10^3$  a  $5300 \times 10^3$  cél./l. Se compararmos estes valores com os obtidos na Primavera, em dois estuários europeus da costa Oeste Europeia, o Elbe (com valores da ordem de  $2380 \times 10^3$  -  $3190 \times 10^3$  cél./l) e o Schelde (com valores da ordem de  $3580 \times 10^3$  -  $5950 \times 10^3$  cél./l), que são considerados dois estuários com problemas de eutrofização, verifica-se que os máximos por nós registados não são muito inferiores aos encontrados naqueles estuários, em zonas de salinidade idêntica (Muylaert e Sabbe, 1999).
5. Em relação à clorofila *a*, se se adoptar para o estuário do Sado a classificação proposta para os mares Báltico, Egeu e Negro (Wasmund *et al.*, 2001; Moncheva *et. al.*, 2001) atribuir-se-á o grau mesotrófico para a zona inferior, o grau eutrófico para a zona média e o grau politrófico para a zona superior. No entanto, os valores médios de densidade do fitoplâncton e a ausência de grandes proliferações de espécies tóxicas, não permite adoptar para o Estuário do Sado a classificação proposta para aqueles ecossistemas.
6. A aplicação dos modelos TRIX e da NOAA confere ao Estuário do Sado um grau trófico moderado a baixo. Esta classificação é consistente com os resultados obtidos para os restantes indicadores biológicos.

É importante salientar que estudos recentes, realizados em 2000-2001, no Canal de Alcácer, mostraram a ocorrência de um "bloom" de Bacillariophyceae que atingiu, pela primeira vez, cerca de  $170 \times 10^6$  cél./l, em Fevereiro de 2000 (M. R. Oliveira, com. pessoal; M. T. P. Coutinho, dados não publicados).

Posteriormente, as densidades encontradas, naquela zona e imediatamente a jusante ( $780 \times 10^3$  -  $6000 \times 10^3$  cél./l), foram bastante mais baixas, o que indica que a eutrofização, no Canal de Alcácer, poderá estabelecer-se no futuro, de forma crónica, embora, actualmente, se manifeste, apenas, através da ocorrência episódica de "blooms" de curta duração.

## **CAPÍTULO VI**

---

### **CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS**

## CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

A hidrologia do estuário e o regime de caudais do rio determinam que o volume de água doce que entra no estuário seja de um modo geral relativamente fraco, face ao volume de entrada de água do mar, que é a principal força com influência nas zonas inferior e média do estuário. Por este facto, o estuário manteve-se bem misturado, não se verificando estratificação térmica a não ser, ocasionalmente, em zonas de baixa profundidade, nos Esteiros da Marateca, e Comporta. Dado que o estudo incidiu em anos de muito baixa pluviosidade, a estratificação halina ocorreu, apenas, em algumas situações, no Canal de Alcácer.

A variabilidade climática interanual determina uma grande variação dos caudais de água doce, que por sua vez vão condicionar os parâmetros ambientais como a salinidade e a transparência, entre outros. Assim, dado que a redução da transparência se deve, principalmente, à quantidade de matéria particulada em suspensão, conclui-se que, em anos de pouca chuva, como os do presente estudo, a transparência seja relativamente elevada no Inverno, com efeitos no aumento da produção do fitoplâncton.

A redução dos caudais de água doce determina, também, o aumento da salinidade no estuário fazendo avançar a zona mesoalina para montante de Alcácer do Sal, o que leva a zona polialina a estender-se ao Canal de Alcácer e a zona eualina a englobar as zonas inferior e média do estuário. Consequentemente ocorre o alargamento da distribuição espacial das espécies de origem marinha e estuarina, que são o principal constituinte do fitoplâncton, na zona do Canal de Alcácer. Esta influência chega até perto da zona oligoalina, onde as espécies marinhas e estuarinas constituem, ainda, cerca de 13% da comunidade.

A redução dos caudais de água doce, em anos secos, vai determinar, também, a redução do "input" de nutrientes no estuário, limitando a produção fitoplanctónica, em especial, durante os meses de Primavera-início de Verão.

Esta limitação da produção fitoplanctónica, em relação a N e P, ocorre em todo o estuário, em anos de pouca chuva. Nos anos de pluviosidade média, a limitação por N e P da produção fitoplanctónica pode ocorrer nas zonas inferior e média do estuário. No entanto, em certas zonas, como no Esteiro da Marateca, esta limitação pode ser contrariada pelo "input" de N e P, proveniente de fontes localizadas, dando origem a proliferações de microalgas, principalmente nas zonas de menor profundidade. A limitação por N e P é, no entanto, temporária, verificando-se que a biomassa algal é apenas limitada durante o período de tempo que leva a repor os nutrientes por reciclagem interna. Assim, os picos de densidade de Primavera, pouco elevados, dão origem a picos de densidade mais elevados, no fim do período produtivo, quase sempre em Setembro.

A regeneração de sílica biogénica constitui também, durante os períodos de limitação, no Verão, na zona inferior, uma fonte importante para a reposição deste nutriente na coluna de água. A circulação da coluna de água, durante todo o ano, aliada à profundidade média pouco elevada do estuário, são factores determinantes para esta reposição da sílica, contribuindo decisivamente para a dominância das Bacillariophyceae sobre os restantes agrupamentos fitoplanctónicos.

A influência do afloramento costeiro, como força de "input" de nutrientes, na zona costeira, parece estender-se também ao estuário, promovendo o desenvolvimento das espécies fitoplanctónicas, características da zona costeira, que entram no estuário e predominam no fitoplâncton da sua zona inferior. Este é pouco abundante e as suas espécies, predominantemente marinhas, pertencem ao grupo Centrales da classe das Bacillariophyceae e fazem parte das comunidades presentes ao longo da costa, características de águas com

turbulência elevada, como *Guinardia delicatula*, *Asterionellopsis glacialis*, *Detonula pumila*, *Pseudo-nitzschia* grupo *seriata*, *Ditylum brightwellii*, *Leptocylindrus danicus*. Estas microalgas são indicadoras da influência do afloramento costeiro, atingindo populações mais abundantes em períodos de afloramento.

O fitoplâncton da zona média, nomeadamente do esteiro da Marateca, apresenta uma densidade relativamente elevada e é predominantemente constituído pelas espécies marinhas e estuarinas, presentes na zona inferior, mas que desenvolveram populações mais abundantes no interior do estuário, como *Thalassiosira* sp., *Plagioselmis* sp., *Nitzschia longuissima*, *Cylindrotheca closterium*, *Nitzschia sigma*. Estas duas últimas espécies são também indicadoras da influência da componente bentónica, no fitoplâncton da coluna de água.

O fitoplâncton, na zona do Canal de Alcácer, é constituído por uma mistura de espécies de origem bentónica, como *Nitzschia* spp., de espécies de Bacillariophyceae de origem marinha, como *Nitzschia longuissima*, e de espécies adaptadas às condições estuarinas, como *Cylindrotheca closterium*, *Thalassiosira* sp., *Skeletonema costatum*, *Melosira moniliformis* e *Chaetoceros subtilis*. Estas últimas desenvolvem-se, predominantemente, nesta zona do estuário, de menor salinidade, associadas a fitoflagelados nanoplanctónicos, como *Plagioselmis* sp. e dinoflagelados (*Gymnodinium* spp. e *Prorocentrum minimum*), que encontram aqui as condições ecológicas de estratificação da coluna de água necessárias ao seu desenvolvimento.

A densidade do fitoplâncton aumenta de jusante para montante, sendo as zonas mais produtivas o Esteiro da Marateca, devido às menores profundidades, e o Canal de Alcácer, devido a condições (pontuais) de estratificação da coluna de água, e da concentração e regeneração de nutrientes. As épocas mais

produtivas foram a Primavera e o Verão, nas zonas inferior e média do estuário, e também o Inverno, no Canal de Alcácer.

As Bacillariophyceae constituíram o grupo dominante do fitoplâncton, durante quase todo o ano, numa percentagem que variou entre 62% e 84%, apresentando uma variação sazonal e espacial idêntica à do Fitoplâncton total. As espécies que atingiram maiores populações na Primavera e Verão foram *Diatoma elongatum*, *Guinardia delicatula*, *Pseudo-nitzschia* spp. (grupo *seriata*), *Lithodesmium undulatum*, *Chaetoceros* spp., *Detonula pumila*, *Nitzschia longuissima*, *Cylindrotheca closterium*, *Skeletonema costatum*, *Thalassiosira* sp., (<12 µm) nas zonas inferior e média do estuário. Na zona do Canal as espécies de Bacillariophyceae mais abundantes foram *Dimeregramma minor*, *Melosira moniliformis*, e ainda *Skeletonema costatum*, *Cylindrotheca closterium*, *Nitzschia longuissima* e *Thalassiosira* sp. (<12 µm). No Outono-Inverno, as espécies *Thalassiosira* sp. (<12 µm), *Chaetoceros subtilis*, *Thalassiosira eccentrica*, *Stephanodiscus hantzchii*, desenvolveram populações mais abundantes na zona do Canal de Alcácer.

As Cryptophyceae predominaram no Outono, Inverno e fim de Primavera, nas zonas inferior e média do estuário, numa percentagem que variou entre 50% e 90%. As populações mais abundantes ocorreram no Esteiro da Marateca e no Canal de Alcácer e a espécie responsável pelo máximo do grupo foi *Plagioselmis* sp.

As Dinophyceae estiveram representadas por espécies marinhas, que predominaram no fitoplâncton, brevemente, no fim de Primavera e início de Verão, em especial nas zonas média e superior numa percentagem que variou entre 52% e 86%. As espécies mais abundantes foram as formas gimnodinoides de pequenas dimensões e a espécie *Prorocentrum minimum*.

As Chlorophyceae e Chrysophyceae estiveram principalmente representadas por espécies de água doce, provenientes do troço superior do rio Sado, e a sua presença nas estações de jusante foi pouco significativa devido à pouca pluviosidade e consequente redução dos caudais, no ano de estudo. A sua distribuição esteve, por isso, limitada pela salinidade às estações da zona superior do estuário.

As Euglenophyceae foram mais abundantes na zona superior do estuário, em especial no Canal de Alcácer e no troço superior do rio Sado, onde estiveram representadas por espécies de água doce.

As Cyanophyceae identificadas são espécies de água doce e a sua distribuição foi limitada pela salinidade às estações do troço superior do estuário, sendo a sua densidade pouco elevada.

Dos restantes grupos, as Dictyochophyceae e Ebrideae tiveram, também, uma presença pouco significativa em todo o estuário, e as Prasinophyceae só esporadicamente atingiram a zona do Canal de Alcácer.

A sucessão sazonal das espécies dominantes mostrou, no estuário, um padrão diferente do encontrado noutros sistemas aquáticos da bacia hidrográfica do Rio Sado. Assim, nas três zonas do estuário, as espécies dominantes são de estratégia R. No rio, as C estratégias são dominantes sobre as espécies de estratégia R e, na albufeira do Pêgo do Altar, predominam as espécies de estratégia S.

As zonas mais produtivas do estuário, quer em densidade, quer em biomassa, localizam-se no Canal de Alcácer e também no Esteiro da Marateca. No entanto, o padrão de distribuição sazonal da densidade do fitoplâncton e da clorofila a não foram exactamente coincidentes.

A densidade do fitoplâncton apresenta a mesma variação das Bacillariophyceae, ressaltando a importância deste grupo como seu principal componente, mas a biomassa do fitoplâncton, expressa em clorofila *a*, segue a distribuição sazonal das Dinophyceae que, apesar da sua fraca expressão numérica, são uma componente importante da biomassa, devido aos seus biovolumes.

O Canal de Alcácer funciona como um importante veículo de exportação da produção fitoplanctónica para o estuário médio e inferior, quer em termos de biomassa, quer em termos de densidade do fitoplâncton. O esteiro da Marateca, funciona, também como uma zona de produção de biomassa fitoplanctónica, por incluir áreas de sapal, de baixa profundidade, que favorecem a ressuspensão e acumulação de microalgas.

A Diversidade específica do estuário é da mesma ordem da encontrada, quer noutros ecossistemas de água salgada, da mesma zona geográfica, como a Lagoa de Albufeira, quer noutros ecossistemas como os Mares Adriático e Mediterrânico. Os seus valores são, porém, inferiores aos de ecossistemas de água doce (Albufeira do Pego do Altar) da mesma bacia hidrográfica. A Equitabilidade mostrou-se mais elevada no estuário do que na Lagoa de Albufeira. A Riqueza específica foi mais baixa no estuário do que nos restantes ecossistemas considerados.

A zona superior do estuário apresentou uma Riqueza específica e também uma Diversidade específica mais elevadas que as restantes zonas do estuário, sendo a zona média a que teve valores mais baixos de diversidade específica.

Estatisticamente, as diferenças encontradas para  $H'$  e  $S$ , ao longo do estuário, parecem indicar a existência, do ponto de vista estrutural, de apenas duas zonas diferentes entre si: uma de características estuarinas, que abrange o Canal de Alcácer e a zona sob influência da maré; outra, de características marinhas, que

abrange o estuário inferior, até à Ilha do Cavalo, e, ainda, os esteiros da Marateca e Comporta.

Os resultados demonstram que o Índice de Shannon e as suas componentes são bons indicadores de alterações da estrutura da comunidade, sendo bastante sensíveis às condições ambientais, com uma boa resposta à variação intra-anual e inter-anual. O seu padrão de variação mostra que as quebras de diversidade estiveram associadas, em geral, a densidades elevadas do fitoplâncton e à dominância forte de uma das espécies presentes, enquanto os valores mais elevados corresponderam, quase sempre, a uma produção fitoplanctónica baixa e a uma dispersão da dominância e, por vezes, também, a um aumento do número de espécies.

Durante um ciclo de maré, as Bacillariophyceae predominam no fitoplâncton ao longo de todo o ciclo, em toda a coluna de água, exceptuando a superfície, nas primeiras horas da vazante, em que se encontram associadas com as Cryptophyceae ou com as Dinophyceae. A densidade aumenta com a subida da maré, atingindo o máximo a meio do período da enchente. Os mínimos de densidade localizam-se na Preia-mar e são da mesma ordem dos encontrados na baixa-mar. A comunidade bêntica tem uma contribuição importante, para a coluna de água, especialmente durante a enchente, verificando-se o predomínio da ressuspensão sobre a entrada de espécies marinhas, alóctones. Estas entram com o fluxo da enchente e atingem maior densidade em situação de preia-mar.

O padrão de variação sazonal da clorofila  $a$  mantém-se durante os ciclos de maré, com valores de Verão superiores aos da Primavera. O padrão de variação espaço-temporal da clorofila  $a$  ao longo de um ciclo de maré manteve-se semelhante em ambos os ciclos, com os valores mais elevados junto à baixa-mar e os valores mais baixos junto à preia-mar, em toda a coluna de água.

No ciclo de Maio, a baixa concentração de feopigmentos, à superfície, indica uma actividade de predação relativamente baixa na coluna de água. A maior concentração nos estratos intermédios e junto ao fundo, no início da enchente, indica a sua ressuspensão do sedimento. No ciclo de Agosto, a distribuição homogénea dos feopigmentos na coluna de água e a sua baixa concentração indica que a sua origem está principalmente no "grazing" do zooplâncton. Não se verificaram efeitos da ressuspensão tão acentuados como no ciclo de Maio, possivelmente devido a diferenças na interacção da topografia irregular dos fundos com a força da corrente.

A análise em Componentes Principais exprimiu com fiabilidade as relações entre as espécies fitoplanctónicas e os parâmetros físico-químicos considerados, individualizando as espécies e as zonas do estuário em relação aos parâmetros salinidade, temperatura, transparência, clorofila *a* e nutrientes. Assim, as componentes individualizam as espécies límnicas, das espécies marinhas e estuarinas. Opõem as espécies de Verão às espécies de Inverno e separam as espécies da zona inferior, mais sensíveis à redução da transparência, das adaptadas à maior turbidez, no Canal de Alcácer. Separam as amostras do Canal, com maior produção fitoplanctónica, e maior riqueza em nitrato, das amostras da zona média e inferior, com menores densidades e menores concentrações daquele nutriente. Põem, ainda, em evidência a regeneração da sílica, durante o Verão, na zona média e inferior do estuário, por oposição à Primavera, em que este nutriente ocorre em menor concentração.

A comparação dos resultados obtidos em 1967-68 com os do presente estudo revelou que nos últimos vinte e cinco anos, a comunidade fitoplanctónica sofreu alterações ao nível da composição específica, da densidade e da biomassa:

- Aumento da densidade das principais espécies do fitoplâncton, em 1992-93 e 2000-2001, o que aponta para um enriquecimento do estuário em nutrientes.

- Aumento da frequência e da amplitude dos picos de densidade fitoplanctónica, nomeadamente o aumento da densidade fitoplanctónica para valores cerca de três a quatro vezes superiores aos da densidade de 1967 e o alargamento do período de produção aos meses de Inverno e, também, de Primavera.
- Alteração do número e das espécies dominantes.

No entanto, apesar destas alterações, a avaliação do estado trófico do Estuário do Sado efectuada, no período de estudo, aponta para a existência no ecossistema de um estado trófico moderado, que se manteve ao longo de 25 anos. Os resultados indicam que a produção fitoplanctónica foi moderada. As Bacillariophyceae mantiveram-se como grupo dominante desde 1967 e não foram detectados "blooms" de espécies tóxicas, ou das dominantes na comunidade. Outros sintomas de eutrofização, como hipóxia e redução da transparência, só esporadicamente se manifestaram, e as concentrações de nutrientes foram baixas a moderadas. Os valores do Índice de diversidade e da Equitabilidade sugerem comunidades em equilíbrio. A aplicação do Índice de avaliação do estado trófico (TRIX) e do modelo da NOAA - permitiu chegar a conclusões idênticas. No entanto, estudos recentes (realizados em 2000) mostram uma tendência para o estabelecimento de condições de eutrofia na zona superior do estuário (Canal de Alcácer).

## **CAPÍTULO VII**

---

Referências bibliográficas

---

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMBAR, I.; FIUZA, A.; SOUZA, F.; LOURENÇO, I., 1982. General circulation in the lower Sado River Estuary under drought conditions. *In: Proceedings of Actual Problems of Oceanography in Portugal*, JNICT/NATO, Lisboa.

ANAGNOSTIDIS, K.; KOMÁREK, J., 1988. Modern approach to the classification system of cyanophytes. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 80: 327-472.

ANDRÉN, E., 1999. Changes in the composition of the diatom flora during the last century indicate increased eutrophication of the Oder Estuary, South-western Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48: 665-676.

BAILEY, N. T. J., 1981. *Statistical methods in biology*. The Chaucer Press, Suffolk, 216 p.

BAKUM, A., 1973. Coastal upwelling indices, West Coast of North America, 1946-71. *NOAA Tech. Rept. NMFS SSRF-671*, 103 p.

BLANCHEMAIN, A.; GRIZEAU, D.; GUARY, J. C., 1994. Effect of different organic buffers on the growth of *Skeletonema costatum* cultures; further evidence for an autoinhibitory effect. *Journal of Plankton Research*, 16: 1433-1440.

BOURRELLY, P., 1972. Les Algues d'Eau Douce. Tome I: Les algues vertes. Éditions N. Boubée & Cie, Paris-VI<sup>e</sup>, 572 p.

BRZEZINSKI, M. A., 1985. The Si:C:N ratio of marine diatoms: interspecific variability and the effect of some environmental variables. *J. Phycol.* 21: 347-357.

BRICKER, S. B.; CLEMENT, C. G.; PIRHALLA, D. E.; ORLANDO, S. P.; FARROW, D. R. G., 1999. National estuarine eutrophication assessment. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office *and the National Centers for Coastal Ocean Science*,

Silver Spring, MD: 71 pp. ([ftp://seaserver.nos.noaa.gov/publications/sea/1\\_SEA-99-13/99-13.pdf](ftp://seaserver.nos.noaa.gov/publications/sea/1_SEA-99-13/99-13.pdf)).

BROGUEIRA, M. J.; CABEÇADAS, G., 1992. Fluorescência no Estuário do Sado. *Bol. Inst. Nac. Invest. Pescas*, 17: 89-96.

BROGUEIRA, M. J.; CABEÇADAS, G.; ROCHA, C., 1994. Interações aquacultura-ambiente no estuário do Sado. *In: Seminário sobre Recursos Haliêuticos, Ambiente, Aquacultura e Qualidade do Pescado da Península de Setúbal* (Setúbal, 26-27 Abril 1994). *Publ. Avulsas do IPIMAR*. Nº 1, pp. 207-216.

BROTAS, V.; PLANTE-CUNY, M. R., 1996. Identification et quantification des pigments chlorophylliens et caroténoïdes des sédiments marins: un protocole d'analyse par HPLC. *Oceanologica Acta*: 19: 623-634.

BRUXELAS, A.; CABEÇADAS, L.; ROSADO, C., 1992. Recursos Marinhos e Poluição no Estuário do Sado. *Estudos de biologia e conservação da natureza*, SNPRCN. Nº 6, 20 p.

CABEÇADAS, G.; BROGUEIRA, M. J., 1991. The Sado Estuary, Portugal: eutrophication conditions in areas of aquacultural activities. *In: Environmental Pollution 1 - ICEP.I*, Interscience Enterprises, Ltd., London, Vol. 2, pp. 810-820.

CABEÇADAS, G.; BROGUEIRA, M. J., 1993. The behaviour of phosphorus in the Sado Estuary Portugal. *In: Environmental Pollution II*, European Centre For Pollution Research, London, Vol. 1, pp. 345-352.

CABEÇADAS, G.; BROGUEIRA, M. J.; FERRONHA, H., 1994 a. A importância do azoto na produtividade primária do Estuário do Sado. *4ª Conferência Nacional Sobre Qualidade do Ambiente*. Vol. I: 181-190.

CABEÇADAS, G.; BROGUEIRA, M. J.; ROCHA, C., 1994 b. Os nutrientes no controle da produtividade primária do estuário do Sado. *In: Seminário sobre Recursos Haliêuticos, Ambiente, Aquacultura e Qualidade do Pescado da*

*Península de Setúbal* (Setúbal, 26-27 Abril 1994). *Publ. Avulsas do IPIMAR*, N°1, pp. 61-70.

CABEÇADAS, G.; NOGUEIRA, M.; BROGUEIRA, M. J., 1999. Nutrient Dynamics and Productivity in three European Estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 12: 1092-1096.

CABEÇADAS, L., 1980. Contribuição para o estudo do ciclo anual do fitoplâncton do estuário do Sado. Relatório interno, Secretaria de Estado do Ambiente, 44 p.

CABEÇADAS, L., 1993. Ecologia do Fitoplâncton do Estuário do Sado: para uma estratégia de Conservação. *Estudos de biologia e conservação da natureza*, SNPRCN, N° 10, 40 p.

CABEÇADAS, L.; OVA, M. L., 1989. Particulate carbon and chlorophyll *a* distribution in the upper Sado Estuary. Poster, International Congress of Limnology, Munich, 1989.

CABRAL, A. P., 1995. Sedimentos intertidais no estuário do Sado: caracterização físico-química e potencial de nitrificação. *Tese de Licenciatura em Química Tecnológica*. FCUL/IPIMAR, 122 p.

CABRAL, A. P.; ROCHA, C.; CABEÇADAS, G.; BROGUEIRA, M. J., 1996. Caracterização físico-química dos sedimentos intertidais na Comporta do Sado. *5ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente*, Vol. 2, pp. 1575-1585.

CAMACHO, A; VICENTE, E.; MIRACLE, M. R., 2001. Ecology of *Cryptomonas* at the chemocline of a karstic sulfate-rich lake. *Mar. Freshwater Res.*, 52: 805-815.

CASTELO BRANCO, M. A.; RAMOS, M. A.; PEREIRA, T.G., 1994. Resultados sobre o crescimento do linguado em tanques de cultura no Estuário do Sado. *In: Seminário sobre Recursos Haliêuticos, Ambiente, Aquacultura e Qualidade do*

*Pescado da Península de Setúbal*. (Setúbal, 26-27 Abril 1994). *Publicações Avulsas do IPIMAR*, Nº 1, pp. 167-170.

CASTRO, J. J., 1990. Ecologia e exploração de recursos bentónicos do estuário do Sado. Quais os efeitos ecológicos da exploração comercial de anelídeos poliquetas? Vol. I, SNPRCN, 107 p.

CASTRO, M. O. C. S. G., 1997. Comportamento dos PCBs e DDTs no Estuário do Sado e Bioacumulação em Peixes. Dissertação para a obtenção do Grau de Doutor em Biotecnologia. U. T. L. / I. S. T., 226 p.

CASTRO, O.; FERREIRA, A. M.; VALE, C., 1990. Organochlorine compounds in the portuguese oyster: importance of seasonal variations. *Mar. Pollut. Bull.*, 21: 545-547.

CASTRO, O.; FERREIRA, A. M.; VALE, C., 1991. Transport and distribution of DDT and PCB in the upper Sado estuary, and accumulation in oysters: importance of runoff. In: G Angeletti and A. Bjørseth (Eds.), *Proceedings of Sixth European Symposium of Organic Micropollutants in the Aquatic Environment*. Kluwer Academic Publ., The Netherlands, pp. 80-88.

CASTRO, O.; PACHECO, M. J.; VALE, C., 1994. Distribuição de PCB e DDT no Estuário do Sado. In: *Seminário sobre Recursos Haliêuticos, Ambiente, Aquacultura e Qualidade do Pescado da Península de Setúbal* (Setúbal, 26-27 Abril 1994). *Publicações Avulsas do IPIMAR*, Nº 1, pp. 131-141.

CLEVE-EULER, A., 1968. Die Diatomeen von Schweden und Finnland, Vol. V, partes 1-5. J. Cramer, New York.

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

CORTESÃO, C.; VALE, C., 1994. Contaminação do estuário do Sado por metais. In: *Seminário sobre Recursos Haliêuticos, Ambiente, Aquacultura e*

*Qualidade do Pescado da Península de Setúbal* (Setúbal, 26-27 Abril 1994). *Publicações Avulsas do IPIMAR*, Nº 1, pp. 111-120.

CORTESÃO, C.; VALE, C., 1996. Seasonal and inter-annual variations of particulate metals in a river contaminated with mine drainage (Sado River, Portugal). *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.*, 47: 307-314.

COSTA, M. H.; OLIVEIRA, J. F. S.; BELLAN, G., 1990. Ecologia bêntica em substratos móveis intertidais do estuário do Sado. *In: Proceedings 2ª Conferência Nacional do Ambiente*. UNL (Ed.), 2: A225 - A235.

COUTINHO, M. T. P., 1990 a. Dinâmica dos nutrientes na Albufeira do Pego do Altar - Relação com a produção planctónica. *Relat. Téc. Cient. INIP*, 27, 18 p.

COUTINHO, M. T. P., 1990 b. Estrutura e dinâmica do fitoplâncton da Albufeira de Montargil. *Bol. Inst. Nac. Invest. Pescas*, 15: 45-62.

COUTINHO, M. T. P., 1994. Variação Espaço-Temporal do Fitoplâncton no Estuário do Sado. *In: Seminário sobre Recursos Haliêuticos, Ambiente, Aquacultura e Qualidade do Pescado da Península de Setúbal* (Setúbal, 26-27 Abril, 1994). *Publicações avulsas do IPIMAR*, Nº 1, pp. 217-226.

COUTINHO, M. T. P., 1998. Diversidade do fitoplâncton e comportamento do índice de Shannon numa lagoa costeira com cultivo de *Mytilus*. *Revista biol.* (Lisboa) 16: 17-30.

CUNHA, P. L.; ANTUNES M., 1991. Estudo do impacte dos efluentes urbano-industriais nas comunidades de peixes e crustáceos decápodes no estuário do Sado, 1987/88. *LNETI*, 73 p.

CUPP, E. E., 1943. Marine Plankton Diatoms of the West Coast of North America. *Bull. Scripps Inst. Ocean. of the Univ. Calif.*, 5 (1): 1-238.

DEL AMO, Y.; LE PAPE, O.; TRÉGUER, P.; QUÉGUINER, B., MÉNESGUEN A.; AMINOT, A., 1997 a. Impacts of high-nitrate freshwater inputs on macrotidal ecosystems. I. Seasonal evolution of nutrient limitation for the diatom-dominated phytoplankton of the Bay of Brest (France). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 161: 213-224.

DEL AMO, Y.; QUÉGUINER, B.; TRÉGUER, P.; BRETON, H.; LAMPERT, L., 1997 b. Impacts of high-nitrate freshwater inputs on macrotidal ecosystems. II. Specific role of the silicic acid pump in the year-round dominance of diatoms in the Bay of Brest (France). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 161: 225-237.

DEL AMO, Y.; BRZEZINSKI, M. A., 1999. The chemical form of dissolved Si taken up by marine diatoms. *J. Phycol.*, 35: 1162-1170.

DELMAS, D.; HERBLAND, A.; MAESTRINI, S. Y., 1992. Environmental conditions which lead to increase in cell density of the toxic dinoflagellates *Dinophysis* spp. in nutrient-rich and nutrient-poor waters of the French Atlantic coast. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 89: 53-61.

DEVAUX, J., 1980. Contribution a l'etude limnologique du Lac Pavin (France) I: Facteurs abiotiques et phytoplancton. *Hydrobiologia*, 68 (2):167-189.

DIAS, M. D. S.; GAUDÊNCIO, M. J.; GUERRA, M. T., 1994. Moluscos bivalves com importância económica nas áreas costeiras adjacentes aos estuários dos rios Tejo e Sado. In: *Seminário sobre Recursos Haliêuticos, Ambiente, Aquacultura e Qualidade do Pescado da Península de Setúbal* (Setúbal, 26-27 Abril 1994). *Publ. Avulsas do IPIMAR*, N° 1, pp. 47-58.

ESTRADA, M.; BLASCO, D., 1979. Two phases of the phytoplankton community in the Baja California upwelling. *Limnol. Oceanogr.*, 24: 1065-1080.

FALKOWSKY, P. G., 1980. Light-shade adaptation in marine phytoplankton. In: Paul G. Falkowski (Ed.), *Primary productivity in the sea*, Plenum Publishing Corporation, pp. 99-119.

FERREIRA, A. M. A., 1993. Bioacumulação de organoclorados na ostra *Crassostrea angulata* e na ameijoia *Ruditapes decussatus*. Dissertação para Investigador Auxiliar. IPIMAR, 268 p.

FERREIRA, A. M.; CASTRO, O. G.; VALE, C., 1989. Factors controlling PCB and DDT variations in the upper Sado estuary. *In: Int. Symp. on Integrated Approaches to water Pollution Problems*, 19-23 June, Lisbon, vol. 2, pp. 83-92.

FERREIRA, A. M.; CORTESÃO, C.; CASTRO, O. G.; VALE, C., 1990. Accumulation of metals and organochlorines in tissues of the oyster *Crassostrea angulata* from the Sado estuary, Portugal. *Sci. Total Environ.*, 97/98: 627 - 639.

FERREIRA, A. M.; COSTA, P.; CAETANO, M.; VALE, C., 1994. Acumulação de compostos organoclorados e metais em peixes provenientes de viveiros do estuário do Sado. *In: Seminário sobre Recursos Haliêuticos, Ambiente, Aquacultura e Qualidade do Pescado da Península de Setúbal* (Setúbal, 26-27 Abril 1994). *Publ. Avulsas do IPIMAR*, Nº 1, pp. 121-130.

FERREIRA, J. G.; SIMAS, T.; SHIFFEREGGER, K.; SILVA, J. L., 2002. Estuário do Sado. *In: Identificação de Áreas Sensíveis e Zonas Vulneráveis Em Quatro Estuários Portugueses. Aplicação da Avaliação Nacional de Eutrofização em Estuários dos Estados Unidos aos estuários do Mira, Mondego, Sado e Tejo*. IMAR, pp. 38-53.

FISHER, R. T.; LAWRENCE Jr., W. H.; STANLEY, D. W.; WARD, L. G., 1988. Phytoplankton, Nutrients and Turbidity in the Chesapeake, Delaware, and Hudson Estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 27: 61-93.

FIÚZA, A. F. G.; MACEDO, M. E.; GUERREIRO, M. R., 1982. Climatological space and time variation of the Portuguese coastal upwelling. *Oceanologica acta*, 5: 31-40.

FREIRE, M., 1984. Contribuição para o estudo do ictioplâncton do estuário do Sado. Relatório de estágio de licenciatura, Faculdade de Ciências de Lisboa, 109 p.

FURNAS, M. J., 1990. *In situ* growth rates of marine phytoplankton: approaches to measurement, community and species growth rates. *Journal of Plankton Research*, 12: 1117-1151.

GAUDÊNCIO, M. J.; GUERRA, M. T., 1994. Povoamentos macrozoobentónicos das áreas costeiras adjacentes aos estuários dos rios Tejo e Sado (Portugal). *In: Seminário sobre Recursos Haliêuticos, Ambiente, Aquacultura e Qualidade do Pescado da Península de Setúbal* (Setúbal, 26-27 Abril 1994). *Publ. Avulsas do IPIMAR*, Nº 1, pp 99-110.

GEITLER, L., 1932. Cyanophyceae. *In: Rabenhorst's Kryptogamen Flora von Deutschland, Osterreich und der Schweiz*. Akademische Verlagsgesellschaft m.b.H., Leipzig, 1196 p.

GERVAIS, F., 1997. Light-dependent growth, dark survival, and glucose uptake by cryptophytes isolated from a freshwater chemocline. *J. Phycol.*, 33: 18-25.

GOODALL, D. W., 1954. Objective methods for the classification of vegetation. III. An essay in the use of factor analysis. *Australian Journal of Botany*, 2: 304-324.

GRIME, J. P., 1979. Plant strategies and vegetation processes. Wiley Interscience, Chichester, 222 p.

GRZEBYK, D.; BERLAND, B., 1996. Influences of temperature, salinity and irradiance on growth of *Prorocentrum minimum* (Dinophyceae) from the Mediterranean Sea. *Journal of Plankton Research*, 18: 1837-1849.

HARDING, L., 1994. Long-term trends in the distribution of phytoplankton in Chesapeake Bay: roles of light, nutrients and streamflow. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 104: 267-291.

HARRIS, G. P., 1978. Photosynthesis, productivity and growth. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 10: 1-128.

HARRIS, G. P., 1988. Structural aspects of phytoplankton successions. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 23: 2221-2225.

HASLE, G. R., 1978. Diatoms. *In: Sournia, A. (E.d.), Phytoplankton Manual. Monographs on Oceanic Methodology.* Unesco, Paris, Vol. 6, pp. 136-142.

HASLE, G. R.; SYVERTSEN, E. E., 1996. Marine Diatoms. *In: C. R. Tomas (Ed.), Identifying Marine Diatoms and Dinoflagellates.* Academic Press Inc., New York, pp. 5-385.

HUBER-PESTALOZZI, G., 1938-1983. Das Phytoplankton des süßwassers. *In: Die Binnengewässer*, Vol. XVI, partes 1-7. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

JEFFREY, S. W.; HUMPHREY, G. F., 1975. New Spectrophotometric Equations for Determining Chlorophylls a, b, c<sub>1</sub> e c<sub>2</sub> in Higher Plants, Algae and Natural Phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanz. (BPP)*, 167: 191-194.

JEFFREY, S. W.; LORENZEN, C. J., 1980. Determination of chlorophyll in seawater. Report of intercalibration tests. Unesco technical papers in marine science, 35, 21 p.

JONES, K. J.; GOWEN, R. J., 1990. Influence of stratification and irradiance regime on summer phytoplankton composition in coastal and shelf seas of the British Isles. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 30: 557-567.

KÖRNER, C., 1993. Scaling from Species to Vegetation: The Usefulness of Functional Groups. *In: W. D. Billings, F. Golley, O. L. Lange, J. S. Olson, H. Remmert (Eds), Biodiversity and System Function*, Berlin, pp. 117-140.

LABRY, C.; HERBLAND, A.; DELMAS, D., 2002. The role of phosphorus on planktonic production of the Gironde plume waters in the bay of Biscay. *Journal of Plankton Research*, 24: 97-117.

LEAL, A. M. A., 1983. Estado actual das ostreiras do Tejo, do Sado, do Mira, da Lagoa de Albufeira. 1. Espécies existentes e sua distribuição. *In: Actas do Seminário sobre aquacultura (INIP/APRH)*, pp 71-85.

LEGENDRE, L.; LEGENDRE, P., 1979. *Ecologie Numérique*, Tome 1, Masson, Paris et les Presses de l' Université du Québec, 197 p.

LEHMAN, P.; SMITH, R. W., 1991. Environmental Factors Associated with Phytoplankton Succession for the Sacramento-San Joaquin Delta and Suisun Bay Estuary, California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 32: 105-128.

LIMA, C.; VALE, C., 1978. Poluição no Rio Sado. Impacto na fauna do rio. Relatório, INIP, 90 p.

LORENZEN, C. J., 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: Spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 12: 343-346.

LORENZEN, C. J.; JEFFREY, S. W., 1980. Determination of chlorophyll in seawater. Report of intercalibration tests. *Unesco technical papers in marine science*, 35, 21 p.

LOUREIRO, J. J. M.; NUNES, M. N. F.; BOTELHO, O. F., 1983. Monografia hidrológica do rio Sado. *Recursos Hídricos*, vol.4, nºs 1, 2, 3.

LUND, J. W.; KIPLING, C.; LE CREN, E. D., 1958. The Inverted Microscope Methods of Counting. *Hydrobiologia*, 11: 143-170.

MACEDO, M. F.; DUARTE P.; MENDES P.; FERREIRA, J. G., 2001. Annual variation of environmental variables, phytoplankton species composition and

photosynthetic parameters in a coastal lagoon. *Journal of Plankton Research*, 23: 719-732.

MAESTRINI, S. Y.; BERLAND, B. R.; BRÉRET, M.; BÉCHEMIN, C.; POLETTI, R.; RINALDI, A., 1997. Nutrients limiting the algal growth potential (AGP) in the Po river plume and an adjacent area, Northwest Adriatic sea: enrichment bioassays with the test algae *Nitzschia closterium*, and *Thalassiosira pseudonana*. *Estuaries*, 20: 416-429.

MALLIN, M. A.; PAERL, H. W.; RUDEK, J., 1991. Seasonal phytoplankton composition, productivity and biomass in the Neuse River Estuary, North Carolina. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 32: 609-623.

MARGALEF, R., 1970. Diversidad y productividad del fitoplancton en el Mediterráneo occidental. *Inv. Pesq.*, 34(2): 565-573.

MARGALEF, R., 1978. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica Acta*, 1: 493-509.

MARKER, A. F. H.; NUSCH, A.; RAI, H.; RIEMANN, B., 1980. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: Conclusions and recommendations. *Arch. Hydrobiol. Beih. (Ergebn. Limnol.)* 14: 91-106.

MENEZES, J., 1994. Doenças em peixes cultivados no Estuário do Sado e o seu controle. In: *Seminário sobre Recursos Haliêuticos, Ambiente, Aquacultura e Qualidade do Pescado da Península de Setúbal* (Setúbal, 26-27 Abril 1994). *Publ. Avulsas do IPIMAR*, Nº 1, pp. 175-186.

MEYER-HARMS, B.; BODUNGEN, B. von, 1997. Taxon-specific ingestion rates of natural phytoplankton by calanoid copepods in an estuarine environment (Pomeranian Bight, Baltic Sea) determined by cell count and HPLC analyses of marker pigments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 153: 181-190.

MOITA, M. T.; VILARINHO, M. G.; PALMA, A. S., 1998. On the variability of *Gymnodinium catenatum* Graham blooms in Portuguese waters. In: B. Reguera, J. Blanco, M. L. Fernández and T. Wyatt (Eds.), *Harmful Microalgae*, Xunta de Galicia and IOC of Unesco, pp. 118-121.

MOITA, M. T.; VILARINHO, M. G., 1999. Checklist of phytoplankton species of Portugal: 70 years of studies. *Portugaliae Acta Biol., Sér. B, Sist.* 18: 5-50.

MOITA, M. T., 2001. Estrutura, Variabilidade e Dinâmica do Fitoplâncton na Costa de Portugal Continental. Dissertação para obtenção do grau de Doutor em Biologia. FCUL, 272 p.

MONBET, Y., 1992. Control of phytoplankton biomass in estuaries: A comparative analysis of microtidal and macrotidal estuaries. *Estuaries*, 15: 563-571.

MONCHEVA, S.; GOTSIS-SKRETAS, O.; PAGOU, K.; KRASDEV, A., 2001. Phytoplankton blooms in Black Sea and Mediterranean coastal ecosystems subjected to anthropogenic eutrophication: similarities and differences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53: 281-295.

MONTEIRO, M. T., 1988. Comunidades zooplânctónicas de Albufeiras a Sul do Tejo. Dissertação para Investigador Auxiliar. INIP, 258 p.

MONTEIRO, M.T., 1995. Estrutura e dinâmica do zooplâncton nas zonas superior, média e inferior do Estuário do Sado. *Bol. Inst. Port. Invest. Marít.* 1: 49-63.

MONTEIRO, M. T., 1996 a. Resposta do zooplâncton à utilização de diferentes tipos de fertilização em tanques de cultura de *Solea senegalensis* Kaup. *Relat. Cient. Téc. Inst. Port. Invest. Marít.*, 24, 16p.

MONTEIRO, M. T., 1996 b. Resposta do zooplâncton à utilização de diferentes tipos de alimento em culturas de dourada, *Sparus aurata* L. *Relat. Cient. Téc.*

*Inst. Port. Invest. Marít.*, 26, 18 p.

MONTEIRO, M. T., 2001. Estrutura da comunidade zooplanctónica da Lagoa de Albufeira. *Relat. Cient. Téc. Inst. Invest. Pescas Mar*, 75, 27 p.

MONTEIRO, M. T.; OLIVEIRA, M. R., 1994. Resposta da produção planctónica face à utilização de alimento artificial em pisciculturas do Estuário do Sado. *In: Seminário sobre Recursos Haliêuticos, Ambiente, Aquacultura e Qualidade do Pescado da Península de Setúbal* (Setúbal, 26-27 Abril 1994). *Publicações Avulsas do IPIMAR*, Nº 1, pp. 217-226.

MONTEIRO, M. T.; OLIVEIRA, M. R., 2000. Estrutura e interações das comunidades planctónicas em tanques de cultura de *Dicentrarchus labrax* L. e *Solea senegalensis* KAUP. *Relat. Cient. Téc. Inst. Invest. Pescas Mar*, 54, 18 p.

MONTEIRO, M. T.; OLIVEIRA, M. R.; VALE, C., 1994. Responses of plankton communities to the metal contamination in the Sado River, Portugal. *Water Research*, 29: 695-701.

MOON, C.; DUNSTAN, W. M., 1990. Hydrodynamic trapping in the formation of the chlorophyll a peak in turbid, very low salinity waters of estuaries. *Journal of Plankton Research*, 12: 323-336.

MORAIS, R. T., 1994. Estudo das capturas do tresmalho no Estuário do Sado. *In: Seminário sobre Recursos Haliêuticos, Ambiente, Aquacultura e Qualidade do Pescado da Península de Setúbal* (Setúbal, 26-27 Abril 1994). *Publ. Avulsas do IPIMAR*, Nº 1, pp. 31-34.

MUYLAERT, K.; SABBE, K., 1999. Spring phytoplankton assemblages in and around the maximum turbidity zone of the estuaries of the Elbe (Germany), the Schelde (Belgium/The Netherlands) and the Gironde (France). *Journal of Marine Systems*, 22: 133-149.

NEVES, R., 1985. Étude Expérimentale et Modélisation Mathématique des Circulations Transitoire et Résiduelle dans l'Éstuaire du Sado. Tese de Doutoramento, Univ. Liège, Bélgica, 271 p.

NUNES, M. J., 1991. Avaliação do estado de eutrofização do esteiro da Marateca. Tese de Licenciatura em Química Tecnológica. FCL/IPIMAR, 121p.

NUNES, J. P., 1999. (<http://tejo.dcea.fct.unl.pt/gaes/proc.htm>).

OFFICER, C. B.; RYTHER, J. H., 1980. The possible importance of silicon in marine eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 3: 83-91.

OLIVEIRA, M. R., 1987. Estrutura de comunidades fitoplanctónicas em albufeiras portuguesas. Dissertação para Investigador Auxiliar. INIP, 307 p.

OLIVEIRA, M. R., 1991. Eutrofização do Rio Guadiana - «Blooms» de Cyanophyceae e influência na ictiofauna. *Relat. Téc. Cient. INIP*, 42, 24 p.

OLIVEIRA, M. R., 1998. Influência da utilização de fertilizantes no fitoplâncton de tanques de piscicultura de *Solea senegalensis* Kaup. *Relat. Cient. Téc. Inst. Invest. Pescas Mar*, 30, 11 p.

OLIVEIRA, M. R., 1999. Produção fitoplanctónica em tanques de cultura semi-intensiva de *Sparus aurata* L. *Relat. Cient. Téc. Inst. Invest. Pescas Mar*, 36, 17p.

OLIVEIRA, M. R.; COUTINHO, M. T. P., 1992. Estado trófico e dinâmica do fitoplâncton das zonas superior, média e inferior do Estuário do Sado. *Relat. Téc. Cient. INIP*, 59, 34 p.

OLIVEIRA, M. R.; MONTEIRO, M. T.; COUTINHO, M. T. P., 2000. Dynamics and evolution of plankton communities in a coastal lagoon affected by periods of isolation. 31 st Annual Symposium of the Estuarine and Coastal Sciences Association: Managing eutrophication of estuaries and nearshore waters; a challenge for the new millennium. Bilbao, 3-7 Julho, 2000. (Poster e Abstract).

ORIVE, E.; IRIARTE, A.; DE MADARIAGA, I.; REVILLA M., 1997. Phytoplankton blooms in the Urdaibai estuary during summer: physico-chemical conditions and taxa involved. *Oceanologica acta*, 21: 293-305.

PALMA, A. S.; VILARINHO, M. G.; MOITA, M. T., 1998. Interannual trends in the longshore distribution of *Dinophysis* off the Portuguese coast. In: B. Reguera, J. Blanco, M. L. Fernández and T. Wyatt (Eds.), *Harmful Microalgae*, Xunta de Galicia and IOC of Unesco, pp. 124-127.

PERAGALLO, H.; PERAGALLO, M., 1908. Diatomées Marines de France. M. J. Tempère, Grez-sur-Loing (S.-et-M.), 491 p.

PEREIRA, T. G.; TELES, A. O.; RAMOS, M. A., 1994. Utilização de farinha de soja como fonte proteica em dietas para dourada (*Sparus aurata* L.). In: *Seminário sobre Recursos Haliêuticos, Ambiente, Aquacultura e Qualidade do Pescado da Península de Setúbal* (Setúbal, 26-27 Abril 1994). *Publ. Avulsas do IPIMAR*, Nº 1, pp. 171-174.

PIELOU, E.C., 1975. Ecological diversity. Wiley Interscience, New York, 165 p.

PITÉ, M. T. R.; AVELAR, T.; MATOS, M., 1985. The "r - K Selection model" and Life - History Strategies. *Ciênc. Biol. Ecol. Syst.* (Portugal), 5: 269 - 297.

QUEVAUVILLER, P.; LAVIGNE, R.; CORTEZ, L., 1989 a. Impact of Industrial and Mine Drainage Wastes on the Heavy Metal Distribution in the Drainage Basin and Estuary of the Sado River (Portugal). *Environmental Pollution*, 59: 267-286.

QUEVAUVILLER, P.; LAVIGNE, R.; PINEL, R.; ASTRUC, M., 1989 b. Organotins in sediments and mussels from the Sado Estuarine System (Portugal). *Environmental Pollution*, 57: 149-166.

REDFIELD, A. C.; KETCHUM, B. H.; RICHARDS, F. A., 1963. The influence of organisms on composition of seawater. In: Hill M. N. (ed.), The sea, vol.II, J. Wiley, New York, pp. 26-77.

REVELANTE, N.; GILMARTIN, M., 1980. Microplankton Diversity Indices as Indicators of Eutrophication in the Northern Adriatic Sea. *Hydrobiologia*, 70: 277-286.

REYNOLDS, C. S., 1984 a. Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. *Freshwat. Biol.*, 14: 111-142.

REYNOLDS, C. S., 1984 b. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, 384 p.

REYNOLDS, C. S., 1986. Experimental manipulations of the phytoplankton periodicity in large limnetic enclosures in Blelham Tarn, English Lake District. *Hydrobiologia*, 138: 43-64.

REYNOLDS, C. S., 1987. The response of phytoplankton communities to changing lake environments. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 49: 220-236.

REYNOLDS, C. S., 1996. The plant life of the pelagic. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 97-113.

REYNOLDS, C. S., 2000. Defining sustainability in aquatic ecosystems: a thermodynamic approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 27: 107-117.

REYNOLDS, C. S., 2001. Emergence in pelagic communities. *Scientia Marina*, 65 (Supl. 2): 5-30.

REYNOLDS, C. S.; WISEMAN, S. W.; GODFREY, B. M.; BUTTERWICK, C., 1983. Some effects of artificial mixing on the dynamics of phytoplankton populations in large limnetic enclosures. *Journal of Plankton Research*, 5: 203-234.

RIAUX-GOBIN, C. 1987. Phytoplankton, tripton et microphytobenthos: échanges au cours de la marée, dans un estuaire du Nord- Finistère. *Cah. Biol. Mar.*, 28: 159-184.

RIEMANN, B., 1980. A note on the use of methanol as an extraction solvent for chlorophyll *a* determination: improvements in methodology. *Arch. Hydrobiol. Beih. (Ergebn. Limnol.)*, 14: 70-78.

ROCHA, C. 1991. Estudo e caracterização do Estuário do Sado - Esteiro da Comporta e Baía de Setúbal. Tese de Licenciatura em Química Tecnológica. FCUL/INIP, 249 p.

ROCHA, C.; CABEÇADAS, G.; BROGUEIRA, M. J., 1994. Esteiros do estuário do Sado: aspectos da sua influência na dinâmica de nutrientes. *In: Seminário sobre Recursos Haliêuticos, Ambiente, Aquacultura e Qualidade do Pescado da Península de Setúbal* (Setúbal, 26-27 Abril 1994). *Publ. Avulsas do IPIMAR*, Nº1, pp. 71-88.

ROCHA, C.; CABEÇADAS, G.; BROGUEIRA, M. J., 1995. Indications of the importance of sediment water exchange processes of ammonia to P production in shallow areas of the Sado estuary (Portugal). *Neth. J. Aquatic Ecol.*, 29 (3-4): 265-273.

RODRIGUES, A. M.; QUINTINO V., 1991. Diagnóstico do estado de qualidade das comunidades biosedimentares subtidais da Península da Mitrena, Estuário do rio Sado. Relatório, LNETI, DEII 13, 36 p.

ROSSARO, B. 1981. Il carico biologico del medio Po presso Caorso (Piacenza): La sua composizione specifica e le relazioni con le proprietà dell'acqua esaminate mediante l'analisi delle Componenti Principali. *Riv. Idrobiol.*, 20:153-163.

RUANO, F.; DIAS, M. D. S., 1994. Contribuição para o apoio à moluscicultura no Estuário do Sado e Lagoa de Albufeira. *In: Seminário sobre Recursos*

*Haliêuticos, Ambiente, Aquacultura e Qualidade do Pescado da Península de Setúbal* (Setúbal, 26-27 Abril 1994). *Publ. Avulsas do IPIMAR*, Nº 1, pp. 195-205.

RUZICKA, J., 1977-1981. Die Desmidiaceen Mitteleuropas, Vol. I, partes 1-2. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, parte 1, 291p, parte 2, 736p.

SABATER, S.; MUÑOZ, I., 1990. Successional dynamics of the phytoplankton in the lower part of the river Ebro. *Journal of Plankton Research*, 12: 573-592.

SAMPAYO, M. A. M., 1970. Diatomáceas do Estuário do Sado. Estudo Qualitativo e Quantitativo; Variações sazonais. *Notas e Estudos do Inst. Biol. Marit.* 39, 104 p.

SAMPAYO, M. A. M., 1989. Red tides of the Portuguese Coast. In: T. Okaichi, D. M. Anderson and T. Nemoto (Eds.), *Red Tides: Biology, Environmental Science, and Toxicology*, Elsevier, New York, pp. 89-92.

SAMPAYO, M. A. M., 1994. Fitoplâncton tóxico e toxicidade em moluscos bivalves. In: *Seminário sobre Recursos Haliêuticos, Ambiente, Aquacultura e Qualidade do Pescado da Península de Setúbal* (Setúbal, 26-27 Abril 1994). *Publ. Avulsas do IPIMAR*. Nº 1, pp. 89-97.

SAMPAYO, M. A. M.; VILARINHO, M. G., 1993. Paralytic-Shellfish poisoning in Portugal, 1992. In: J. Mariño & J. C. Maneiro (Eds.). *Actas da Tercera Reunión Ibérica sobre Fitoplâncton Tóxico y Biotoxinas*, Xunta de Galicia, Santiago, pp. 13-16.

SAMPAYO, M. A. M.; ALVITO, P.; FRANCA, S.; SOUSA, I., 1990. *Dinophysis* spp. toxicity and relation to accompanying species. In: E. Graneli, B. Sundstrom, L. Edler and D. Anderson (Eds.). *Toxic marine phytoplankton*, Elsevier, New York, pp. 215-220.

SANTOS, C., 1991. Repartição espaço-temporal do zooplâncton no estuário do Sado. Dissertação para Investigador Auxiliar, LNETI, 225 p.

SANTOS, M. E., 1985. Estudo preliminar da população sedentária de roazes, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) (Cetacea, Delphinidae) no estuário do rio Sado. Relatório de estágio de Licenciatura, Faculdade de Ciências de Lisboa.

SCHILLER, J., 1937. *Dinoflagellatae*. Akademische Verlagsgesellschaft M.B.H., Leipzig, Johnson Reprint Corporation, N. Y., Vol. I, 617 p., vol. II, 58 p.

SHANNON, C. E.; WIENER, N., 1963. The Mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press, London, 360 p.

SILVA, E. S.; ASSIS, M. E.; SAMPAYO, M. A. M., 1969. Primary Productivity in the Tagus and Sado Estuaries from May 1967 to May 1968. *Notas e Estudos Inst. Biol. Marit.*, Nº 37, 31 p.

SMAYDA, T. J., 1997. Harmful algal blooms: Their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. *Limnol. Oceanogr.*, 42: 1137-1153.

SMAYDA, T. J.; REYNOLDS, C. S., 2001. Community assembly in marine phytoplankton: application of recent models to harmful dinoflagellate blooms. *J. Plankton Res.*, 23: 447-461.

SMAYDA, T. J.; REYNOLDS, C. S., 2003. Strategies of marine dinoflagellate survival and some rules of assembly. *Journal of Sea Research*, 49: 95-106.

SNOW, G. C.; ADAMS, J. B.; BATE, G. C., 2000. Effect of river flow on estuarine microalgal biomass and distribution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51: 255-266.

SOMMER, U., 1994. The impact of light intensity and daylength on silicate and nitrate competition among marine phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 39: 1680-1688.

SOMMER, U., 1995. An experimental test of the intermediate disturbance hypothesis using cultures of marine phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 40: 1271-1277.

SOMMER, U., 1998. Silicate and the functional geometry of marine phytoplankton. *J. Plankton Res.*, 20: 1853-1859.

SOURNIA, A., 1986. Atlas du phytoplankton marin, Vol. I: Cyanophycées, Dictyochophycées, Dinophycées et Raphidophycées. Editions du Centre Nacional de la Recherche Scientifique, Paris, 219 p.

SOUSA, P.; SOUSA, J., 2000. Programa de Análise Multivariada - ANDAD, versão 7.11, Copyright (CVRM/IST).

STEIDINGER, K. A.; JANGEN, K., 1996. Dinoflagellates. *In*: C. R. Tomas (Ed.), *Identifying Marine Diatoms and Dinoflagellates*, Academic Press Inc., New York, pp. 387-584.

STEWART, A. J.; WETZEL, R. G., 1986. Cryptophytes and other microflagellates as couplers in planktonic community dynamics. *Arch. Hydrobiol.*, 106: 1-19.

TECHNICON, 1973. Orthophosphate in water and seawater: Industrial method. N° 155 - 71 W/Tentative. Technicon Industrial Systems, Tarrytown, New York, 4p.

TECHNICON, 1977 a). Nitrate and nitrite in water and seawater: Industrial method. N° 158 - 71 W/A+Tentative. Technicon Industrial Systems, Tarrytown, New York, 4 p.

TECHNICON, 1977 b). Silicates in water and seawater: Industrial method. N° 158 - 71 W/B+Tentative. Technicon Industrial Systems, Tarrytown, New York, 2p.

TILMAN, D.; KIESLING, R.; STERNER, R.; KILHAM, S. S., 1986. Green, bluegreen and diatom algae: Taxonomic differences in competitive ability for phosphorus, silicon and nitrogen. *Arch. Hydrobiol.*, 106: 473-485.

THRONDSSEN, J.; HEIMDAL, B. R., 1993. Marine Phytoplankton: A guide to naked flagellates and coccolithophorids. Academic Press Inc., New York, 263 p.

UTERMÖHL, H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodic. *Int. Ver. Theor. Limnol. Verh.*, 9: 1-39

VALE, C.; SUNDBY, B., 1982. A survey of the elemental composition of bottom sediments in the Sado estuary. *In: Proceedings of Actual Problems of Oceanography in Portugal*, JNICT/NATO, pp. 189-200.

VALE, C.; CORTESÃO, C., 1988. Zinc, copper and cadmium in the oyster *Crassostrea angulata* from the Sado estuary (Portugal). *In: M. Astruc e J. N. Lester (Eds.), Heavy metals in the hydrological cycle.*, Selper Ltd, London, pp. 257-264.

VALE, C.; CORTESÃO, C., 1989. Partitioning of Cd, Cu, Zn, Mn, and Fe to suspended solids of an upper estuary receiving a mine input (Sado river estuary). *In: J. P. Vernet (Ed.), Heavy Metals in the Environment*, CED Consultants Ltd, Edinburg, pp. 379 - 382.

VALE, C.; CORTESÃO, C.; CASTRO, O; FERREIRA, A. M., 1993. Suspended-sediment response to pulses in river flow and semidiurnal fortnightly tidal variations in a mesotidal estuary. *Marine Chemistry*, 43: 21-23.

VALE, P.; SAMPAYO, M. A. M., 2000. Dinophysistoxin-2: a rare diarrhetic toxin associated with *Dinophysis acuta*. *Toxicon*, 38: 1599-1606.

VALE, P.; SAMPAYO, M. A. M.; QUILLIAM M. A., 1998. DSP complex toxin profiles relation with *Dinophysis* spp.: occurrence and domoic acid confirmation by LC-MS in portuguese bivalves. *In: B. Reguera, J. Blanco, M. L. Fernández and T. Wyatt (Eds.), Proceedings/ International Conference on harmful algae, 8º*, Vigo, Spain, 25-29 June 1997, Xunta de Galicia and IOC of Unesco, pp. 503-506.

VAN HEURCK, H., 1963. *Traité des Diatomées*. J. R. Hansen, Bruxelles, 569 p., 35 estampas.

VILELA, M. H.; MENEZES, M. A., 1994. Caracterização de populações bissexuadas de *Artemia* sp. de salinas do Estuário do Sado: biometria e características de eclosão. *In: Seminário sobre Recursos Haliêuticos, Ambiente, Aquacultura e Qualidade do Pescado da Península de Setúbal* (Setúbal, 26-27 Abril 1994). *Publ. Avulsas do IPIMAR*, Nº 1, pp. 187-194.

VOLLENWEIDER, R. A.; GIOVANARDI, F.; MONTANARI, G.; RINALDI, A., 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9: 329-357.

WASHINGTON, H. G., 1984. Diversity, Biotic and Similarity Indices. *Water Res.*, 18: 653-694.

WASMUND, N.; ANDRUSHAITIS, A.; LYSIK-PASTUSZAK, E.; MÜLLER-KARULIS, B.; NAUSCH, G.; NEUMANN, T.; OJAVEER, H.; OLENINA, I.; POSTEL, L.; WITEK, Z., 2001. Trophic status of the South-Eastern Baltic Sea: a comparison of coastal and open areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53: 849-864.

WOLLAST, R., 1979. Rio Sado. Campagne de mesures, Avril 1979. Rapport Technique. Secretaria de Estado do Ambiente, Lisboa, 106 p.