

PUBLICAÇÕES AVULSAS DO IPIMAR

N.º1, 1994

SEMINÁRIO SOBRE RECURSOS HALIÊUTICOS, AMBIENTE, AQUACULTURA E QUALIDADE DO PESCADO DA PENÍNSULA DE SETÚBAL

(Setúbal, 26 - 27 Abril 1994)



INSTITUTO
PORTUGUÊS
DE
INVESTIGAÇÃO
MARÍTIMA



OPERAÇÃO
INTEGRADA DE
DESENVOLVIMENTO
DA PENÍNSULA
DE SETÚBAL

Instituto Português de Investigação Marítima



INSTITUTO PORTUGUÊS DE INVESTIGAÇÃO MARÍTIMA

Avenida de Brasília
1400 LISBOA
PORTUGAL

As **PUBLICAÇÕES AVULSAS DO IPIMAR** destinam-se à divulgação de trabalhos originais e de síntese que, pela sua natureza, se não enquadram nas outras séries do IPIMAR e ainda à reedição e tradução de obras de reconhecido interesse para as ciências aquáticas e as pescas.

Esta colecção substitui as anteriores «Publicações avulsas» do INIP.

Editores

Maria de Lourdes Paes da Franca
Maria do Rosário Leal de Oliveira
Lídia de Paiva Nunes

Grafismo e Impressão

Divisão de Relações Exteriores

Permuta e venda

Divisão de Informação e Documentação Científica e Técnica

Depósito Legal No. 81 409/94

ISSN 0872 - 914X

Tiragem: 1.000 exemplares

INSTITUTO PORTUGUÊS DE INVESTIGAÇÃO MARÍTIMA

PUBLICAÇÕES AVULSAS DO IPIMAR

No. 1

**SEMINÁRIO SOBRE RECURSOS HALIÊUTICOS,
AMBIENTE, AQUACULTURA E QUALIDADE DO
PESCADO DA PENÍNSULA DE SETÚBAL**

(Setúbal, 26 - 27 Abril 1994)

LISBOA

1994

NOTA

O trabalho **“Estudo de identificação de espécies de pescado em conserva por focagem isoelétrica”** da autoria de José Mendes e Rogério Mendes está apresentado em extra-texto em virtude de , por lapso, não ter sido incluído no corpo da publicação.

IPIMAR, 1994 - Seminário sobre Recursos Haliêuticos, Ambiente, Aquacultura e Qualidade do Pescado da Península de Setúbal (Setúbal, 26 - 27 Abril 1994) **Publicações Avulsas do IPIMAR**, 1, 272 p.

ÍNDICE

Comissão Organizadora	11
Projectos desenvolvidos no âmbito da Medida VI - Estudos da OID/PS.....	13
RECURSOS HALIÊUTICOS.....	15
Prospecção e avaliação de recursos vivos (peixes, moluscos e crustáceos) de interesse económico no Estuário do Tejo. Rogélia Martins; Aura Cascalho; Maria de Lourdes Paes da Franca	17
Estudo das capturas do tresmalho no Estuário do Sado Renato T. Morais	31
Actividade das pequenas cercadoras nas áreas adjacentes ao Estuário do Sado Maria Damásia Serrano Dias e Henrique Nogueira Cabral.....	35
Moluscos bivalves com importância económica nas áreas costeiras adjacentes aos estuários dos rios Tejo e Sado. Maria Damásia S. Dias; Maria José Gaudêncio; Miriam Tuaty Guerra.....	47
AMBIENTE.....	59
Os nutrientes no controle da produtividade primária do Estuário do Sado Graça Cabeçadas, Maria José Brogueira e Carlos Rocha.....	61
Esteiros do Estuário do Sado: Aspectos da sua influência na dinâmica de nutrientes Carlos Rocha, Graça Cabeçadas e Maria José Brogueira.....	71

Variação espaço -temporal do fitoplâncton no Estuário do Sado	
Maria Teresa Pereira Coutinho.....	79
Fitoplâncton tóxico e toxicidade em moluscos bivalves	
Maria Antónia. Sampayo.....	89
Povoamentos macrozoobentónicos das áreas costeiras adjacentes aos estuários dos rios	
Tejo e Sado (Portugal)	
Maria José Gaudêncio e Miriam Tuaty Guerra.....	99
Contaminação do Estuário do Sado por metais	
Carlota Cortesão e Carlos Vale.....	111
Acumulação de compostos organoclorados e metais em peixes provenientes de	
viveiros do Estuário do Sado	
Ana Maria Ferreira, Paula Costa, Miguel Caetano e Carlos Vale.....	121
Distribuição de PCB e DDT no Estuário do Sado	
Odete Castro, Maria José Pacheco e Carlos Vale.....	131
AQUACULTURA.....	143
A aquacultura no Estuário do Tejo: caracterização preliminar	
Belarmino Gonçalves Palma Brito.....	145
Contribuição para o conhecimento da Aquacultura no Estuário do Sado	
Maria Damásia Serrano Dias.....	155
Resultados sobre o crescimento do linguado em tanques de cultura	
no Estuário do Sado.	
Maria Ana de Castelo Branco, Maria Alice Ramos, Teresa Gama Pereira.....	167

Utilização de farinha de soja como fonte proteica em dietas para dourada (<i>Sparus aurata</i> L.) Teresa Gama Pereira, Aires Oliva Teles, Maria Alice Ramos.....	171
Doenças em peixes cultivados no Estuário do Sado e o seu controlo Jaime Menezes.....	175
Caracterização de populações bissexuadas de <i>Artemia</i> sp. de salinas do Estuário do Sado: biometria e características de eclosão Maria Helena Vilela; Maria Amália Menezes.....	187
Contribuição para o apoio à moluscicultura no Estuário do Sado e Lagoa de Albufeira Francisco Ruano M. Damásia Serrano Dias.....	195
Interações aquacultura-ambiente no Estuário do Sado Maria José Brogueira, Graça Cabeçadas e Carlos Rocha.....	207
Resposta da produção planctónica à utilização de alimento artificial em pisciculturas do Estuário do Sado Maria Teresa Monteiro; Maria do Rosário Leal de Oliveira.....	217
QUALIDADE DO PESCADO.....	227
Formação de aminas biogénicas durante a armazenagem em refrigerado de carapau branco e carapau negro irradiados. Rogério Mendes e Helena A. Silva.....	229
Estudos de aproveitamento e valorização do peixe espada-preto e da tainha. Jorge Dias, Helena M. Lourenço, Rogério Mendes, Maria Leonor Nunes....	239

Contaminação bacteriana de moluscos bivalves

Maria Damásia Serrano Dias; Maria Celeste Nunes..... 251

Contributo para o cumprimento do normativo comunitário

Maria Celeste Nunes; Maria Antónia Sampayo; Maria Damásia S.Dias..... 263

SEMINÁRIO SOBRE RECURSOS HALIÊUTICOS, AMBIENTE, AQUACULTURA E QUALIDADE DO PESCADO DA PENÍNSULA DE SETÚBAL

(Setúbal, 26-27 de Abril de 1994)

A Operação Integrada de Desenvolvimento da Península de Setúbal (OID/PS) englobou na Medida VI um programa constituído por onze projectos de investigação sobre os recursos da pesca, aquacultura, ambiente e tecnologia dos produtos aquáticos que foi promovido e executado pelo INIP/IPIMAR.

No desenvolvimento dos diversos projectos participaram os Departamentos de Aquacultura, Ambiente Marinho, Recursos Marinhos e Valorização dos Recursos Marinhos bem como a Delegação Regional de Setúbal do IPIMAR.

Este programa, com uma duração prevista de três anos (1990-1993), teve uma execução material de apenas dois para a maioria dos projectos devido a dificuldades várias. Este facto prejudicou o desenvolvimento de alguns estudos, em particular na área da aquacultura, que exigiriam períodos de experimentação no campo mais dilatados.

O desenvolvimento deste programa ocorreu, fundamentalmente, na área geográfica que engloba o Estuário do Sado, a margem esquerda do Tejo, a lagoa de Albufeira e toda a orla costeira adjacente a estes ecossistemas.

Os trabalhos incidiram na caracterização ambiental, nos estudos da cultura de espécies com interesse comercial, do ordenamento aquícola e dos recursos pesqueiros, bem como estudos de controlo de qualidade e de valorização de algumas espécies.

Neste período foram desenvolvidas actividades de campo e laboratoriais e estabelecidos contactos com o sector produtivo que culminaram com a apresentação pública dos resultados, em Seminário realizado em Setúbal nos dias 26 e 27 de Abril de 1994. A presente publicação é um repositório dos resultados obtidos, constituindo assim mais uma contribuição para o desenvolvimento da exploração racional dos recursos vivos aquáticos na área de influência da OID/PS.

SEMINAR ON THE FISHERY RESOURCES, ENVIRONMENT, AQUACULTURE AND QUALITY OF FISHERY PRODUCTS OF THE SETUBAL PENINSULA

(Setúbal, 26-27th April, 1994)

The programme referring to the Integrated Operation for the Development of Setúbal Peninsula (OID/PS) included, as Step VI, a Research Programme composed of 11 projects relating to fishery resources, aquaculture, environment and quality of fishery products. These projects were promoted and carried out by the former INIP (National Fisheries Research Institute), presently IPIMAR (Portuguese Institute of Marine Research) through its Departments of Aquaculture, Marine Environment, Marine Living Resources, Fish Processing and the Setúbal Center of IPIMAR.

This Programme was previously scheduled for a 3 years period (1990-1993), however, due to several hindrances it was shortened to approximately two years. This occurrence affected the normal development of some projects namely those in need of longer experimental field work.

The geographical area where this programme took place included, basically, the Sado Estuary, the left bank of Tagus Estuary, the Albufeira Lagoon and all the adjacent coastal areas.

Studies embrace environmental characterisation, farming of commercial important species and coastal management for aquaculture, fishery resources, upgrading of under-utilised species and quality control of sea-food products.

During this period, the field and laboratorial work developed and the contacts with producers led to a public presentation of the results obtained in a Seminar held in Setúbal on the 26-27th April 1994. The results achieved in the various projects are now presented in this publication and are a profitable tool for the development of an adequate exploitation of fishery and aquaculture resources in the area of OID/PS.

COMISSÃO ORGANIZADORA:

Jaime Menezes (IPIMAR) - coordenador da Medida VI

Ricardo Paiva (OID/PS) - coordenador , membro da Comissão Executiva

Irineu Batista (IPIMAR)

Aura Cascalho (IPIMAR)

Maria Teresa Monteiro (IPIMAR)

Francisco Ruano (IPIMAR)

PROJECTOS DESENVOLVIDOS NO ÂMBITO DA MEDIDA VI - ESTUDOS DA OID/PS

Projecto 1: Estudos da produção fitoplancónica e zooplancónica do Estuário do Sado- sua relação com o desenvolvimento da aquacultura

Projecto 2: Nutrientes: suas fontes e processos responsáveis pela produtividade primária do Estuário do Sado

Projecto 3: Distribuição de poluentes nos Estuários do Sado e Tejo e interacção com os recursos haliêuticos

Projecto 4: Recursos da pesca : estudos de abundância e ciclos de vida de espécies de peixes, crustáceos e moluscos com interesse económico para a região.
Prospecção de bancos de bivalves no Tejo, Sado e áreas costeiras adjacentes

Projecto 5: Cultura do linguado e robalo no Estuário do Sado e Tejo

Projecto 6 : Cultura intensiva de artemia

Projecto 7: Apoio à moluscicultura na Lagoa de Albufeira e Estuário do Sado

Projecto 8: Estudo do ordenamento aquícola dos Estuários do Sado e do Tejo

Projecto 9: Aproveitamento e valorização do peixe-espada-preto, *Aphanopus carbo* e da tainha *Mugil* sp.

Projecto 10: Apoio às indústrias de conservação, transformação e comercialização de pescado da Península de Setúbal

Projecto 11: Controlo de qualidade de moluscos bivalves destinados a comercialização

RECURSOS HALIÊUTICOS

Prospecção e avaliação de recursos vivos (peixes, moluscos e crustáceos) de interesse económico no Estuário do Tejo

Rogélia Martins; Aura Cascalho; Maria de Lourdes Paes da Franca.

Departamento de Recursos Marinhos

Resumo

Este estudo visa melhorar o conhecimento dos recursos vivos (peixes, moluscos e crustáceos) de interesse económico do Estuário do Tejo, e que são fonte de subsistência das comunidades ribeirinhas do rio.

Efectuaram-se 46 estações em 5 zonas do estuário, no período compreendido entre Abril e Novembro de 1993, usando um pequeno arrasto de vara.

Nestes ensaios as espécies mais abundantes foram o camarão-mouro (*Crangon crangon*) e o caranguejo-verde (*Carcinus maenas*), tendo sido identificadas, também, cerca de meia centena de espécies ícticas e outras.

Sempre que possível, procedeu-se à amostragem das espécies capturadas.

Fizeram-se também 10 lanços com arrasto de portas à saída do estuário com vista a comparar as capturas dentro e fora do rio.

Introdução

Os recursos haliêuticos do estuário do Tejo contribuem para a subsistência de várias comunidades piscatórias ribeirinhas das duas margens, tais como as da Póvoa de Stª Iria, Alhandra, V. Franca de Xira, Alcochete, Montijo, Seixal, entre outras (Franca e Costa, 1984).

A arte mais utilizada pelos pescadores da área marítima do Tejo é um pequeno arrasto de vara, cujo número licenciado para 1994 se aproxima das duas centenas.

Conquanto esta arte de arrasto capture as formas mais variadas da fauna que frequenta o estuário, pode dizer-se que há uma espécie-alvo, o camarão-mouro (*Crangon crangon*), que é substancialmente importante para a economia das populações locais.

Este facto foi levado em conta no Regulamento da Pesca nas Águas Interiores não Oceânicas do Rio Tejo que contempla o pequeno arrasto de vara, não obstante as reservas que o uso desta arte levanta quando actua em zonas de elevada produtividade e que são locais de protecção, crescimento e postura de muitas espécies, algumas de elevado valor comercial.

O conhecimento do comportamento biológico do camarão-mouro interessa também na medida em que este crustáceo é uma componente importante da alimentação de várias espécies ícticas do estuário do Tejo (Costa, 1988; Costa e Bruxelas, 1989).

Para além do camarão-mouro, são recursos a estudar o caranguejo-verde (*Carcinus maenas*) e alguns pleuronectiformes e esparídeos cuja presença e abundância importa conhecer.

O conhecimento da dinâmica do estuário, evidenciada pela movimentação dos recursos animais nos sentidos mar-rio e rio-mar, é um objectivo a atingir e que levou à realização de arrastos fora da barra.

Material e métodos

O trabalho desenvolvido consistiu na realização, a bordo do NI "Mestre Costeiro", de 46 operações de pesca com arrasto de vara em 5 locais do estuário do Tejo, definidos como zonas C,D,E,F e G (Fig. 1) ao longo de um período compreendido entre Abril e Novembro de 1993. Realizaram-se também durante esse período 10 lanços à saída do estuário em duas zonas (A e B) com arrasto de portas, a fim de possibilitar uma eventual comparação destas capturas com as efectuadas no interior do estuário.

O arrasto de vara usado nestes ensaios foi o normalmente utilizado para a pesca do camarão-mouro no estuário do Tejo; é constituído por uma vara de 3,10 metros, patins medindo 50 cm de altura e malha estirada do saco de 20 mm. A malhagem do saco do arrasto de portas também é de 20 mm.

A velocidade média dos lances foi de 1,5 nós.

A duração dos lanços foi, em média, de 30 minutos, tendo as profundidades variado entre 5 e 10 metros (arrasto de vara) e entre 20 e 35 metros (arrasto de portas).

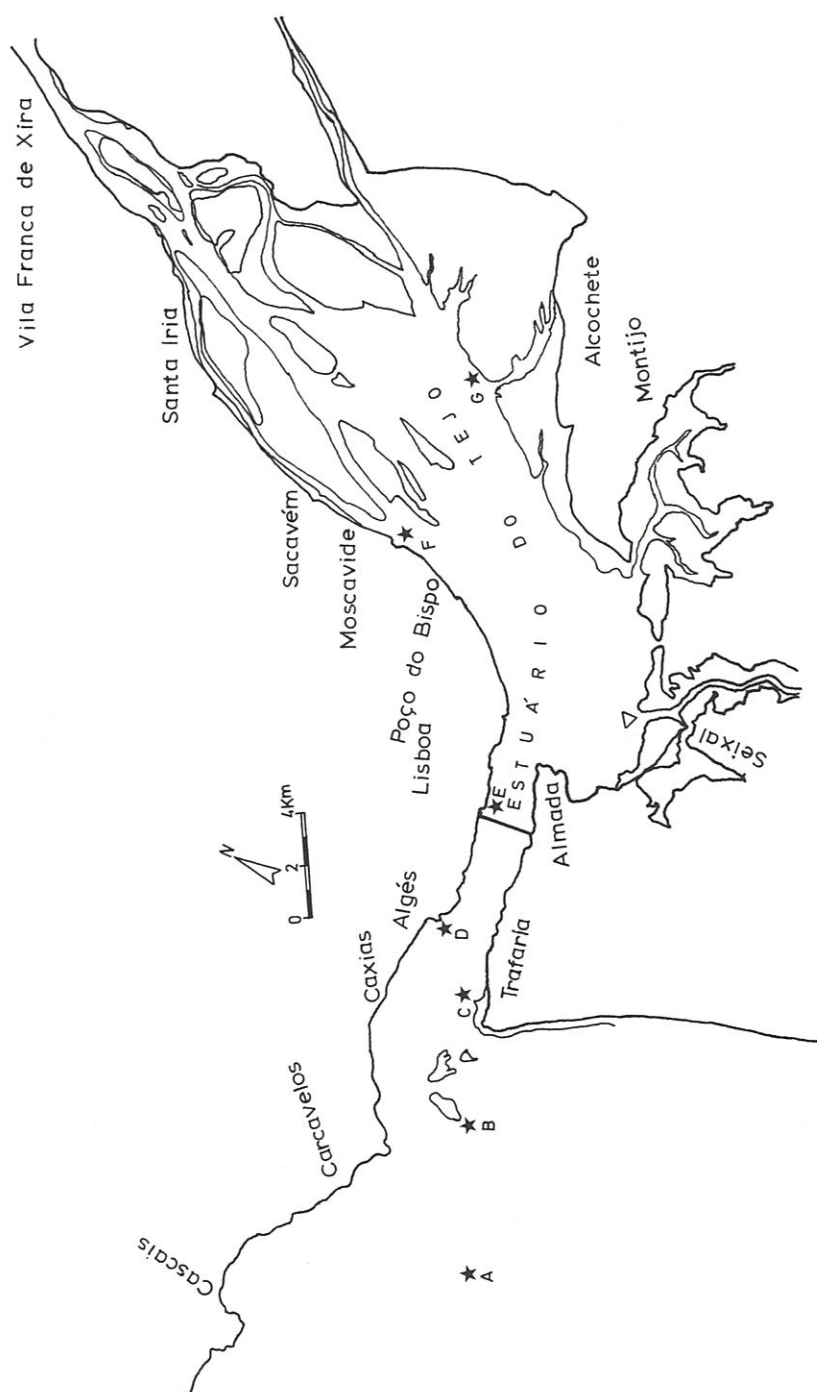


Figura 1 - Localização das áreas prospectadas.

Resultados

Analisando os dados verificou-se que as capturas de peixes, em quantidade e número de espécies, foram superiores nas zonas próximas da barra, enquanto que as espécies de crustáceos ocorreram principalmente nas zonas no interior do estuário (Fig. 2).

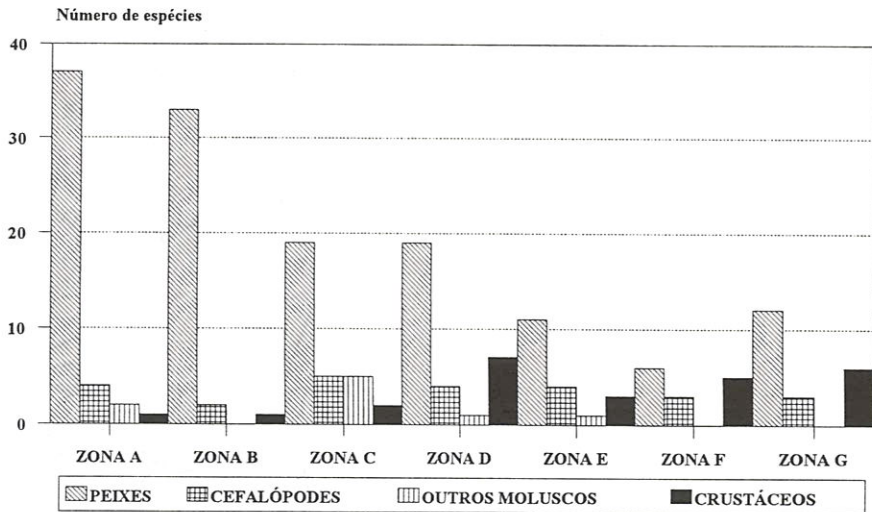


Figura 2 - Ocorrência de espécies por zona

Entre os peixes, o linguado (*Solea vulgaris*) foi a espécie que ocorreu em todas as zonas (Tabela 1), ainda que em pequenas quantidades (1-13 exemplares). Foram também muito frequentes espécies como o sargo-safia (*Diplodus vulgaris*) e o caboz da areia (*Pomatochistus minutus*), a mais abundante no conjunto das capturas no interior do estuário, tal como já foi referido por Costa (1986). Os cefalópodes choco-vulgar (*Sepia officinalis*), chopo-anão (*Sepiola rondeleti*) e lula-bicuda (*Alotheuthis subulata*, *Alotheuthis* spp.), ocorreram com certa frequência, mas abundância reduzida.

Tabela 1 -Lista de peixes, moluscos e crustáceos que ocorreram nas zonas prospectadas

Espécies	A	B	C	D	E	F	G
<i>Alosa fallax</i>							*
<i>Argyrosomus regius</i>							*
<i>Arnoglossus imperialis</i>			*				
<i>Arnoglossus laterna</i>	*	*	*				
<i>Atherina presbyter</i>				*	*		
<i>Blennius</i> sp		*	*				
<i>Boops boops</i>	*	*			*		
<i>Callionymus lyra</i>	*	*	*	*			
<i>Citharus linguatula</i>	*						
<i>Conger conger</i>		*		*		*	*
<i>Dicentrarchus labrax</i>				*			
<i>Dicologlossa cuneata</i>	*	*	*				
<i>Diplodus annularis</i>	*			*			
<i>Diplodus bellottii</i>	*	*					
<i>Diplodus sargus</i>				*			
<i>Diplodus vulgaris</i>	*	*	*	*	*	*	
<i>Engraulis encrasicolus</i>	*	*		*	*		*
<i>Gobius</i> sp.	*			*	*	*	

Espécies	A	B	C	D	E	F	G
<i>Gobius niger</i>			*	*	*		*
<i>Hippocampus</i> sp.			*				
<i>Lepidopus caudatus</i>	*	*					
<i>Lepidorhombus whiffiagonis</i>	*	*	*				
<i>Liza aurata</i>	*	*		*			
<i>Liza ramada</i>					*		
<i>Macrorhamphosus scolopax</i>	*	*	*				
<i>Merluccius merluccius</i>	*	*					
<i>Microchirus azevia</i>	*						
<i>Micromesistius poutassou</i>	*						
<i>Mullus barbatus</i>	*	*	*				
<i>Mullus surmuletus</i>	*	*					
<i>Myliobatis aquila</i>	*						
<i>Pagellus acarne</i>	*	*	*				
<i>Pagrus pagrus</i>		*					
<i>Platichthys flesus</i>	*			*	*		*
<i>Pomatoschistus minutus</i>		*	*	*	*	*	*
<i>Raja brachyura</i>		*					
<i>Raja clavata</i>	*				*		*
<i>Raja undulata</i>	*	*					

Espécies	A	B	C	D	E	F	G
<i>Sardina pilchardus</i>	*	*		*			
<i>Scomber japonicus</i>	*	*					
<i>Scomber scombrus</i>	*	*					
<i>Scophthalmus rhombus</i>				*			
<i>Scyliorhinus canicula</i>	*						
<i>Serranus hepatus</i>	*	*					
<i>Solea lascaris</i>			*				*
<i>Solea senegalensis</i>	*	*	*	*			*
<i>Solea vulgaris</i>	*	*	*	*	*	*	*
<i>Sparus aurata</i>			*				
<i>Spondyllosoma cantharus</i>	*	*					
<i>Trachinus draco</i>		*					
<i>Trachinus vipera</i>		*					
<i>Trachurus trachurus</i>	*	*	*	*			
<i>Trigla gurnardus</i>	*						
<i>Trigla lucerna</i>	*	*	*				
<i>Trisopterus luscus</i>	*	*		*		*	*
<i>Zeus faber</i>	*						
<i>Allotheuthis</i> sp.		*		*			*
<i>Allotheuthis subulata</i>	*		*	*	*		*

Espécies	A	B	C	D	E	F	G
<i>Eledone cirrhosa</i>	*						
<i>Loligo vulgaris</i>	*	*	*				
<i>Octopus vulgaris</i>			*				
<i>Sepia elegans</i>	*				*		
<i>Sepia officinalis</i>			*	*	*	*	
<i>Sepiola sp.</i>				*		*	*
<i>Sepiola rondeleti</i>			*	*	*	*	*
<i>Acanthocardia echinata</i>	*						
<i>Anomia sp.</i>			*				
<i>Modiolus modiolus</i>			*				
<i>Venerupis pullastra</i>			*				
<i>Cybium pappillatum</i>	*						
<i>Nassa sp.</i>			*	*			
<i>Chiton olivaceus</i>			*		*		
<i>Crangon crangon</i>				*	*	*	*
<i>Palaemon adspersus</i>						*	*
<i>Palaemon serratus</i>				*		*	*
<i>Atelecyclus sp.</i>				*			
<i>Carcinus maenas</i>				*	*	*	*

Espécies	A	B	C	D	E	F	G
<i>Liocarcinus depurator</i>	*		*				*
<i>Macropodia</i> sp.				*			
<i>Polybius henslowi</i>				*	*	*	*
<i>Pagurus prideauxi</i>			*				
Paguridae n.id.		*		*	*		

Quanto aos crustáceos, as espécies mais abundantes e frequentes foram o camarão-mouro (*Crangon crangon*) e o caranguejo-verde (*Carcinus maenas*) presentes em todas as zonas no interior do estuário, tendo-se registado capturas, por lanço, até 3 e 10 kg, respectivamente.

As zonas de maior riqueza em espécies ícticas, dentro do estuário, foram as C e D, tendo-se registado a presença de 19 espécies em cada uma delas. A zona mais pobre foi a F onde se capturaram apenas 6 espécies ictiológicas, admitindo-se que este facto possa estar relacionado com elevados índices de poluição (Vale, 1986). No entanto, a presença, nesta zona, de crustáceos com índices de ocorrência semelhantes aos das outras zonas do interior do estuário pode significar que as essas espécies estão melhor adaptadas a baixos teores de oxigénio do que as de peixes.

Na zona A, mais próxima do mar, verificou-se a maior riqueza específica em peixes (37 espécies), sendo o trombeteiro (*Macrorhamphosus scolopax*), a mais abundante (45-150 kg), com excepção do mês de Novembro em que a espécie não ocorreu; a pescada (*Merluccius merluccius*) e o carapau (*Trachurus trachurus*), espécies com maior interesse comercial, atingiram capturas de 27 e 10 kg, respectivamente.

Dos elementos recolhidos nas estações efectuadas, e relativamente a recursos importantes do estuário como sejam o camarão-mouro e o caranguejo-verde, apresentam-se nas Figuras 3 e 4, as suas distribuições de comprimentos, respectivamente.

Quanto ao camarão-mouro, a zona E foi aquela onde se registaram maiores capturas, principalmente em Abril/Junho, época que foi também a de maior abundância para todas as outras zonas de ocorrência desta espécie. Analisando, por zonas e épocas, a

evolução das suas distribuições de comprimentos observa-se que em todas as zonas houve uma deslocação das modas para as classes de comprimentos menores, a partir de Abril/Junho, o que indica um recrutamento à pescaria no início do Verão.

Relativamente ao caranguejo-verde, que foi entre os crustáceos a segunda espécie mais abundante, registou-se a maior captura (260 exemplares) no interior do estuário, na zona F, época de Abril/Junho. As distribuições de comprimentos, por época e por zona, desta espécie, não mostram diferenças que justifiquem a apresentação de dados individualizados, razão pela qual a Figura 4 se refere ao total capturado. O histograma mostra que os machos atingem tamanhos superiores aos das fêmeas.

Considerações finais

A análise dos dados obtidos não permite um desejável alargamento do conhecimento dos recursos ictiológicos estuarinos, tanto mais que foi amostrada apenas a fracção do povoamento acessível ao arrasto de vara e à embarcação disponível. Contudo, o facto de a diversidade específica nos peixes ser próxima da apontada em estudos anteriores (36 e 42 espécies, respectivamente) parece indicar uma estabilidade na ocorrência destes mananciais.

As observações sobre o camarão-mouro poderão, todavia, abrir perspectivas para um conhecimento mais aprofundado da biologia deste recurso importante pela sua posição na cadeia trófica e do qual depende, economicamente, a maior parte das comunidades piscatórias do Estuário do Tejo.

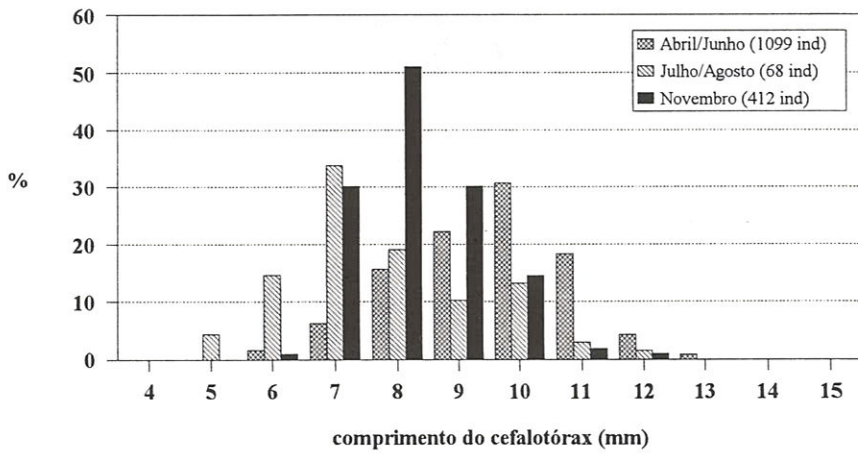


Figura 3a - Distribuição de comprimentos do camarão-mouro, por épocas, na Zona D.

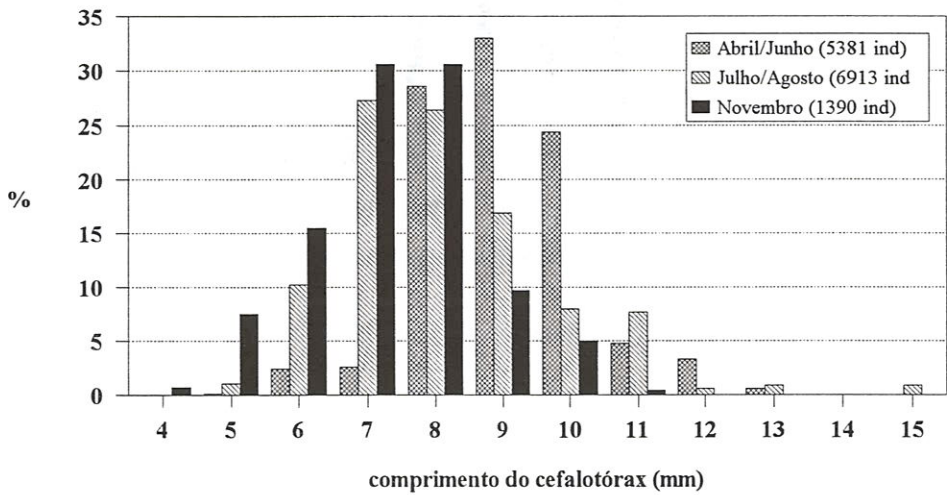


Figura 3b - Distribuição de comprimentos do camarão-mouro, por épocas, na Zona E.

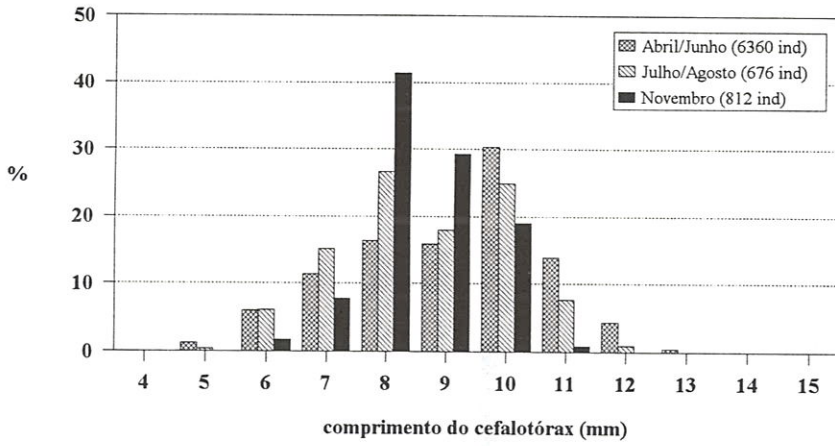


Figura 3c - Distribuição de comprimentos do camarão-mouro, por épocas, na Zona F.

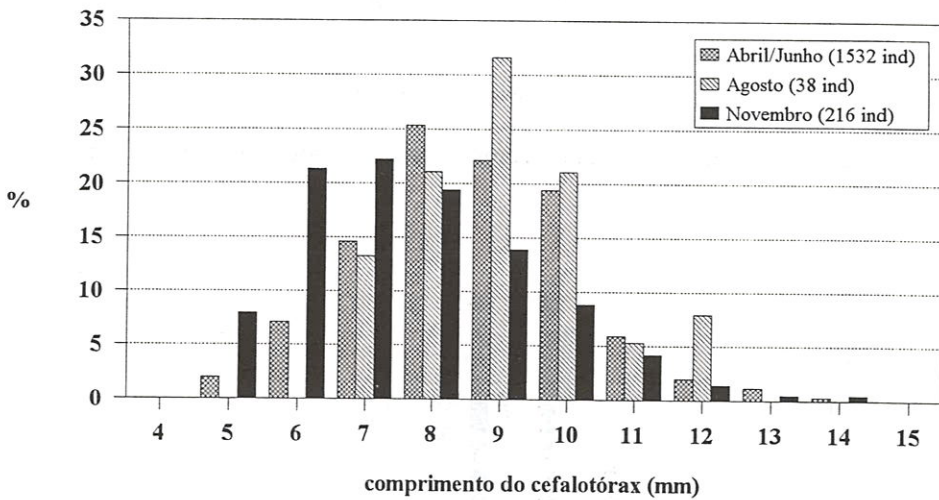


Figura 3d - Distribuição de comprimentos do camarão-mouro, por épocas, na Zona G.

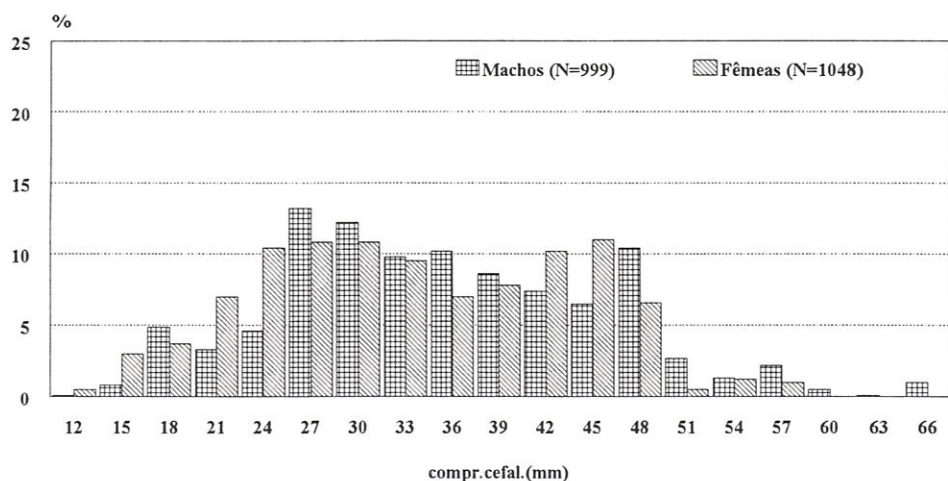


Figura 4 - Distribuição de comprimentos do caranguejo-verde.

Referências bibliográficas

- COSTA, M. J., 1986. Les poissons de l'Estuaire du Tage. *Cybium* 10 (1): 57-75.
- COSTA, M. J.; BRUXELAS, A., 1989. The structure of fish communities in the Tagus Estuary, Portugal, its role as a nursery for commercial fish species. *Topics Mar. Biol. Ros. J. D. (ED) Scient. Mar.* 53 (2-3): 561-566.
- FRANCA, M. L. P.; COSTA, F. C., 1984. Pesca Artesanal na Zona Centro da Costa Ocidental Portuguesa. Subsídio para o conhecimento de seu estado actual. Lisboa. *INIP, Publicações avulsas*. Nº 3: 100p.
- VALE, C., 1986. Distribuição de metais e matéria particulada em suspensão no sistema estuarino do Tejo - Dissertação apresentada para provas de acesso à categoria de Investigador Auxiliar. INIP, 183p.

Estudo das capturas do tresmalho no Estuário do Sado

Renato T. Morais
Delegação de Setúbal

Resumo

A pesca de tresmalho no Estuário do Sado, é feita por dois tipos de artes: branqueira e solheira.

O estudo pretende determinar qual a malhagem mais correcta para ambas as artes, já que a legal era contestada pelos pescadores.

No primeiro caso - branqueira - foi utilizada a rede com malha antiga de 65 mm.

Para a solheira foi iniciado um programa de selectividade com redes de 70, 80 e 100 mm.

Introdução

O Regulamento da Pesca no Rio Sado (Portaria 562/90 de 19 de Julho de 1990), prevê a utilização de dois tipos de redes de tresmalho: branqueira e solheira, ambas passando obrigatoriamente a ter 100mm como malhagem mínima do pano central (miúdo).

A contestação por parte dos pescadores quanto a esta malhagem levou ao estudo de que agora se apresentam algumas conclusões.

Branqueira

Rede de tresmalho fundeada, em fio de seda, cujo tempo de permanência na água é o de duração do lançamento dos aproximadamente 1.000 metros de comprimento, isto é, logo que termina o lançamento o pescador volta ao início e começa a levantar, operação que dura normalmente 40 - 60 minutos. Esta operação é repetida em média 3 a 4 vezes.

Esta arte é utilizada principalmente pelos pescadores das Fontainhas e actua normalmente na foz do estuário ou mesmo na faixa costeira, próximo de terra. Capturam essencialmente salmoneite (*Mullus surmuletus*), tainha-garrento (*Liza aurata*), choupa (*Spondylus cantharus*), robalo (*Dicentrarchus labrax*), dourada (*Sparus aurata*) e choco (*Sepia officinalis*).

Os quantitativos capturados são difíceis de avaliar, uma vez que o pescado é descarregado na lota de Setúbal juntamente com o de outras artes.

Um estudo feito em duas viagens, num total de 10 lançamentos, permitiu obter os resultados apresentados na Tabela 1, utilizando a malhagem tradicional de 65 mm (inferior portanto ao presentemente legislado).

Tabela 1 - Capturas obtidas usando malhagem tradicional de 65 mm

Espécie	Nº	Comprimento (cm)	Peso Total (g)
Ferreiras	86	14 - 19	7000
Alcorraz	61	13 - 16	2000
Salmonetes	18	20 - 26	3570
Bodião	165	13 - 18	13800
Linguado	1	23	120
Sargueta	11	17	1000
Boga	4	20	300
Chocos	25	13 - 15	6000
		Total	33790

Das espécies indicadas, cujo tamanho mínimo está regulamentado, nenhuma foi capturada com tamanho inferior ao legal (salmonete -15 cm; linguado -24 cm e choco -15 cm), resultados que levam a admitir que a malhagem do miúdo possa ser os 65mm tradicionais.

Solheira

Esta rede de tresmalho difere da anterior (a branqueira) por ser feita de fio de nylon e porque permanece na água durante um período médio de 5 horas até ser levantada.

A malha legal, tal como para a branqueira, é 100 mm.

Também neste aspecto os pescadores contestam este valor, o que levou a iniciar em 1993 um estudo de selectividade, cuja análise se fará adiante.

Os resultados obtidos e indicados neste trabalho dizem respeito a capturas com redes de 70mm.

Esta arte é utilizada apenas dentro do estuário durante um período que vai de Março a Setembro por duas comunidades piscatórias, bem definidas: Gâmbia e Carrasqueira.

As espécies capturadas são praticamente apenas duas: choco (*Sepia officinalis*) e lin-guado (*Solea senegalensis*).

A existência nestes locais de delegações da lota de Setúbal permite ter uma ideia correcta dos desembarques desde 1986 e sua evolução.

Assim, temos, para ambas as espécies, os seguintes valores, em quilogramas (Tabela 2):

Tabela 2 - Desembarques, em kg, de choco e linguado na lota de Setúbal

	1986/90	1991	1986/90	1991
	Choco		Linguado	
	(média)		(média)	
Março	10692	3158	716	99
Abril	29413	16955	1147	142
Maio	49334	25513	1664	622
Junho	32703	23169	3658	1332
Julho	14005	10498	2417	1307
Agosto	4665	5140	1764	854
Setembro	1377	3111	1542	592
	142189	87544	12908	4948

Como o esforço de pesca, considerando como tal o número de embarcações em acti-vidade, não variou nestes últimos anos, há que reconhecer ter havido depauperamento dos mananciais.

De facto, os números atrás referidos permitem-nos verificar em 1991 um decréscimo de 40% e 60%, respectivamente, para as capturas de choco e linguado, em relação à média do quinquénio anterior.

Quanto a tamanhos dos exemplares capturados, a distribuição por classes de comprimento permitiu chegar à conclusão que 80% dos chocos e 52% dos linguados têm comprimentos abaixo do mínimo legal (respectivamente 150 e 240 mm).

É de referir que para 1993 foi elaborado um projecto tendo em vista um estudo de selectividade da rede solheira.

Para o efeito foi utilizada uma rede de aproximadamente 1500 metros de comprimento, com 3 secções de malhagem diferente (500 metros cada), isto é, 70, 80 e 100 mm.

O projecto iniciou-se em Abril e prolongou-se até finais de Setembro do mesmo ano, período que corresponde à safra normal desta pescaria.

Resumidamente, as considerações que se podem fazer são as seguintes:

1 - O número total de exemplares de choco e de linguado capturados é insuficiente para definir qual a malhagem mais aconselhável.

2 - É contudo de admitir que com malha de 100 mm não há qualquer viabilidade económica para a exploração. Com esta malha, nos 11 lançamentos, capturaram-se apenas 11 exemplares de choco e 2 de linguado.

3 - As diferenças entre as capturas com malha de 70 e 80 mm são:

choco - 10% e 45%, respectivamente, de exemplares com tamanho legal.

linguado - 46% e 100%, respectivamente, de exemplares com tamanho legal.

Considerações finais:

A malhagem legal em vigor para os dois tipos de pesca com rede de tresmalho (branqueira e solheira) é manifestamente inadequada.

Com base nos elementos disponíveis, que convém reforçar com 1 ou 2 anos de estudos, admite-se que a malhagem indicada será de 65 mm para a branqueira e 80 mm para a solheira.

Referências bibliográficas

MORAIS, R., 1992. A pesca com rede de tresmalho («solheira») no estuário do Sado. *Relat. Técnico Científico* INIP, Lisboa (58) Julho 1992, 13p.

Actividade das pequenas cercadoras nas áreas adjacentes ao Estuário do Sado

Maria Damásia Serrano Dias* e Henrique Nogueira Cabral**

* Delegação de Setúbal

** Departamento de Recursos Marinhos

Resumo

As pequenas cercadoras assumem uma extrema importância no contexto da pesca, nas áreas costeiras adjacentes ao Estuário do Sado. Em 1993 as capturas desta arte representaram mais de 20% do total desembarcado na Lota de Setúbal.

Este trabalho pretende contribuir para o conhecimento da actividade deste tipo de embarcações, localmente designadas por "rapas". Os dados obtidos resultaram da amostragem efectuada a 65 desembarques, na Lota de Setúbal, incidindo particularmente no estudo das espécies capturadas, respectivas quantidades e dimensões dos indivíduos. As informações sobre as quantidades desembarcadas foram obtidas na Docapesca de Setúbal e na Direcção Geral das Pescas.

Foram identificadas nos desembarques cerca de 60 espécies.

O carapau (*Trachurus trachurus*) é a espécie mais capturada, com valores muito superiores aos das restantes (cerca de 50% do total dos desembarques), seguido pela cavala (*Scomber japonicus*), e pela sardinha (*Sardina pilchardus*), com valores também elevados. Os esparídeos são também um grupo importante, encontrando-se os sargos (*Diplodus* spp.), o besugo (*Pagellus acarne*), a boga (*Boops boops*), a salema (*Sarpa salpa*), a choupa (*Spondyliosoma cantharus*) e a dourada (*Sparus aurata*) entre as 10 espécies mais capturadas por esta arte.

São apresentados dados relativos à distribuição de comprimentos das espécies mais importantes e respectiva variação mensal nos desembarques.

Introdução

As pequenas cercadoras assumem grande importância no âmbito da pesca nas áreas adjacentes ao Estuário do Sado. As suas capturas, em 1993, representaram mais de 20% do total desembarcado na Lota de Setúbal.

A actividade deste tipo de embarcações reveste-se contudo de alguma preocupação, principalmente por exercerem uma forte pressão nos stocks de imaturos de várias espécies de peixes que habitam os pequenos fundos da orla marítima (Franca e Costa, 1984).

Pretende-se com este trabalho contribuir para o conhecimento da actividade deste tipo de embarcação, localmente designadas por "Rapas", particularmente no que se refere às espécies capturadas, respectivas quantidades e suas dimensões.

Metodologia

De Abril a Dezembro de 1993 foi efectuada amostragem biológica em 65 desembarques de pequenas cercadoras, na 'Lota de Setúbal, na qual eram identificadas as espécies desembarcadas. Para as espécies mais abundantes eram medidos alguns indivíduos de modo a conhecer a distribuição por classes de comprimento da captura.

Os dados relativos aos totais mensais desembarcados entre Janeiro e Dezembro de 1993, por espécie e por embarcação, foram fornecidos pela Docapesca de Setúbal.

A informação referente aos quantitativos por espécie e por arte de pesca, do Porto de Setúbal, bem como o movimento da frota (número de idas à lota por mês), foi obtida na Direcção Geral das Pescas.

Caracterização das embarcações e da arte

Apesar do conjunto das pequenas cercadoras apresentar um aspecto bastante homogéneo, relativamente à estrutura das embarcações, existem contudo grandes diferenças quanto às suas dimensões, TAB, e potência da máquina. Na Tabela 1 são apresentadas as principais características das pequenas cercadoras estudadas.

Tabela 1- Principais características das embarcações estudadas.

	TAB	Comprimento de sinal (m)	Potência da máquina (HP)
Mínimo	7,36	5,03	33
Máximo	16,70	34,22	188
Média	10,96	15,33	79,52
Desvio Padrão	2,05	7,52	38,38

Geralmente, além da arte de cerco que todas as embarcações possuem, algumas usam outras artes, nomeadamente redes de emalhar e aparelhos de anzol, as quais são utilizadas menos frequentemente.

As campanhas da pescaria são diárias. As embarcações deixam o porto das 14.00 horas em diante, sendo a hora de regresso relativamente variável, mas normalmente entre as 4.00 e as 8.00 horas do dia seguinte. Esta variabilidade está muito relacionada com o volume das capturas, dado que o número de lanços é função deste.

Em quase todas as embarcações é possível ver os candeios hasteados na mastreação que, são principalmente usados em noites escuras. A sonda é o principal auxiliar da pesca.

O cerco é feito quase sempre com o auxílio de uma chata. A rede fica muito próxima do fundo, variando a profundidade onde actua entre os 30 e os 60 metros conforme a dimensão da arte.

A área de pesca em que estas embarcações actuam situa-se entre o Cabo da Roca e Sines. Em regra, os desembarques das pequenas cercadoras são efectuados na Lota de Setúbal, mas no entanto, e numa pequena percentagem (1.4% do total de desembarques) os pescadores deslocam-se por vezes a outros portos, nomeadamente Sesimbra, Sines e Trafaria.

As pequenas cercadoras trabalham praticamente durante todo o ano, mas, geralmente durante os meses de Janeiro e Fevereiro, cessam a actividade para efectuar reparações nas embarcações.

Resultados

Análise dos desembarques

√ Espécies capturadas e desembarques

Esta análise baseou-se nos registos da Lota e na identificação das espécies durante as amostragens dos desembarques.

Foram identificadas cerca de 60 espécies, nos desembarques de pequenas cercadoras.

Na Tabela 2 são apresentados os valores dos desembarques por espécie (ou grupo de espécies) em quantidade (kg) e em valor (escudos), bem como a sua ordenação segundo estes parâmetros. Os números da primeira coluna representam a hierarquia da ordenação.

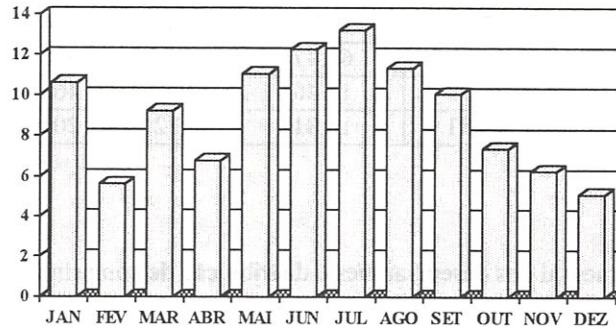
Tabela 2 - Ordenação das espécies em função das quantidades desembarcadas (em kg e escudos).

Nº	ORDENAÇÃO EM QUANTIDADE (kg)			ORDENAÇÃO EM VALOR (esc.)
	ESPÉCIES	kg	ESC	ESPÉCIES
1	CARAPAU	561 147.2	144 000 000	CARAPAU
2	CAVALA	150 962.8	5 089 268	BESUGO
3	SARDINHA	149 808.6	11 121 172	SARGOS
4	SARGOS	53 660.6	17 387 303	SARDINHA
5	BESUGO	32 601.6	24 740 547	CHOUPA
6	BOGA	28 147.6	1 514 031	DOURADA
7	SALEMA	21 353.9	2 616 390	CAVALA
8	CHOUPA	16 897.8	6 264 389	SALEMA
9	PEIXES DIVERSOS	10 621.2	1 685 868	PEIXES DIVERSOS
10	DOURADA	4 719.3	5 625 131	FERREIRA
11	PAMPO	4 493.3	267 600	BOGA
12	TAÍNHAS	4 373.0	198 250	SALMONETES
13	FERREIRA	2 485.1	1 649 920	PARGOS
14	SARDA	2 395.3	840 630	SARDA
15	CARAPÃO NEGRÃO	2 380.0	240 310	FANECA
16	FANECA	1 976.9	787 501	LULA
17	SAFIO	1 966.8	242 900	BICA
18	AGULHA	1 819.1	161 567	CHOCO
19	OUTRAS ESPÉCIES	6 510.9	4 605 763	
TOTAL		1 058 321	229 038 540	

√ Variação das capturas por embarcação

Na Figura 1 representa-se a variação do número médio de desembarques (número de descargas na Lota) por mês, das 19 embarcações estudadas.

Nº desembarques/mês



Meses

Figura 1 - Variação do número médio de desembarques durante o ano de 1993.

O número de desembarques por ano é muito variável consoante a embarcação, variando entre 27 e 196 , em 1993. O valor médio é de 109 desembarques por ano (desvio padrão - 46,0).

Para a análise da composição das capturas por embarcação, as espécies foram agrupadas em três grupos baseados nos valores das suas capturas. O carapau, a cavala e a sardinha, constituem o primeiro grupo, os esparídeos o segundo e as outras espécies o terceiro. Foram calculados os valores percentuais das capturas de cada um destes grupos. Os resultados são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Variação das capturas por embarcação (percentagens por grupos de espécies), das quantidades médias por desembarque (em kg e escudos).

	ESPÉCIES DESEMBARCADAS			Quant. méd. por desemb. (kg)	Quant. méd. por desemb. (escudos)
	Carapau, cavala e sardinha (%)	Esparídeos (%)	Outras espécies (%)		
Mínimo	37,73	1,58	0,64	254,77	53,944
Máximo	95,33	61,47	12,69	958,10	257,192
Média	78,98	17,40	3,55	468,35	102,346
Desvio padrão	14,81	14,81	3,32	203,33	48,625

√ Variação mensal dos desembarques e distribuição de comprimentos das espécies mais importantes

Apresenta-se, de seguida, e para as espécies mais importantes (carapau, cavala e sardinha), a variação mensal das capturas e a distribuição de comprimentos dos indivíduos, resultante da amostragem dos desembarques na Lota de Setúbal.

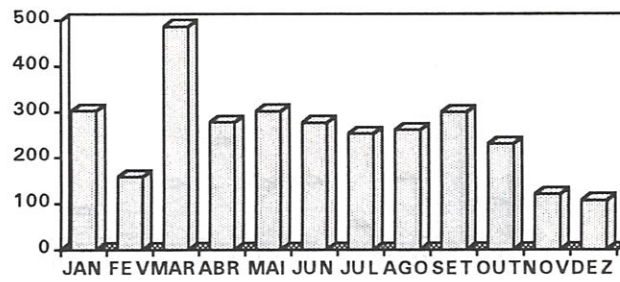


Figura 2 - Variação média mensal dos desembarques de carapau.

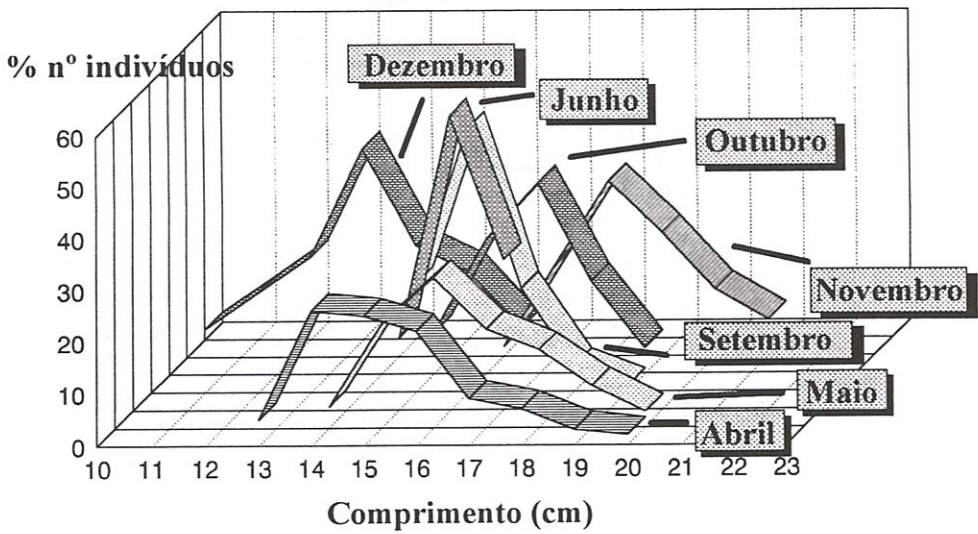


Figura 3 - Variação mensal da distribuição por classes de comprimento de carapau. (amostragem na lota de Setúbal - 4189 indivíduos)

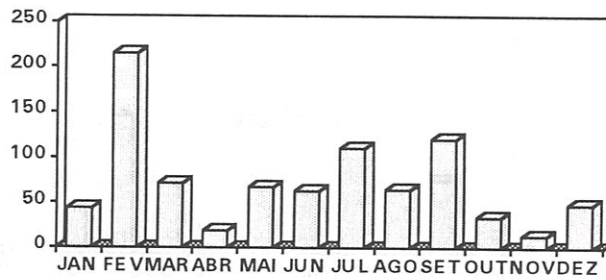


Figura 4 - Variação média mensal dos desembarques de cavala.

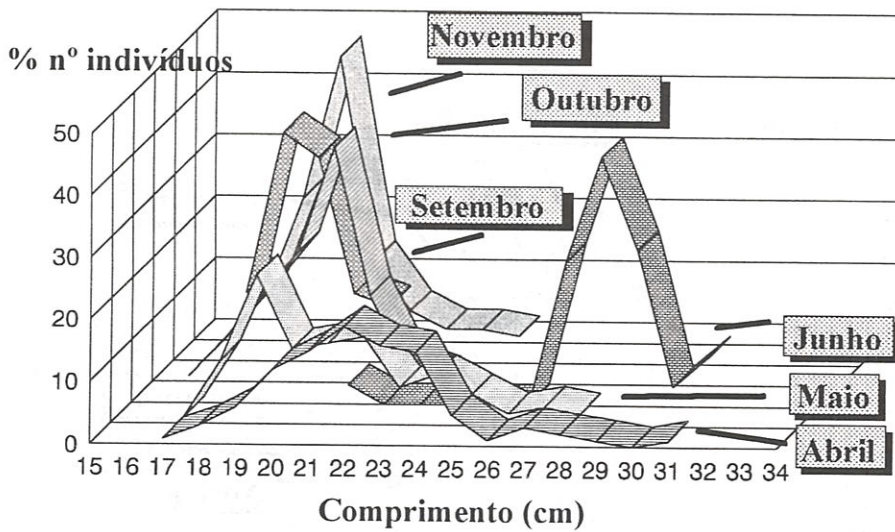


Figura 5 - Variação mensal da distribuição por classes de comprimento de Cavala. (amostragem na lota de Setúbal - 1045 indivíduos).

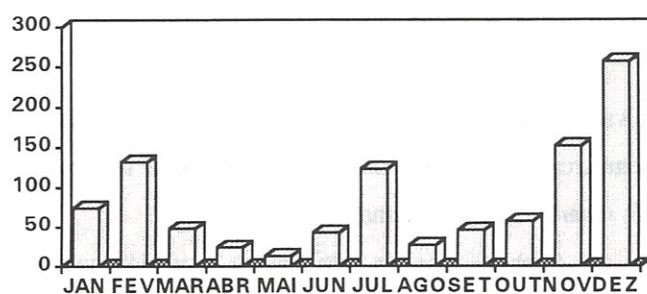


Figura 6 - Variação média mensal dos desembarques de sardinha.

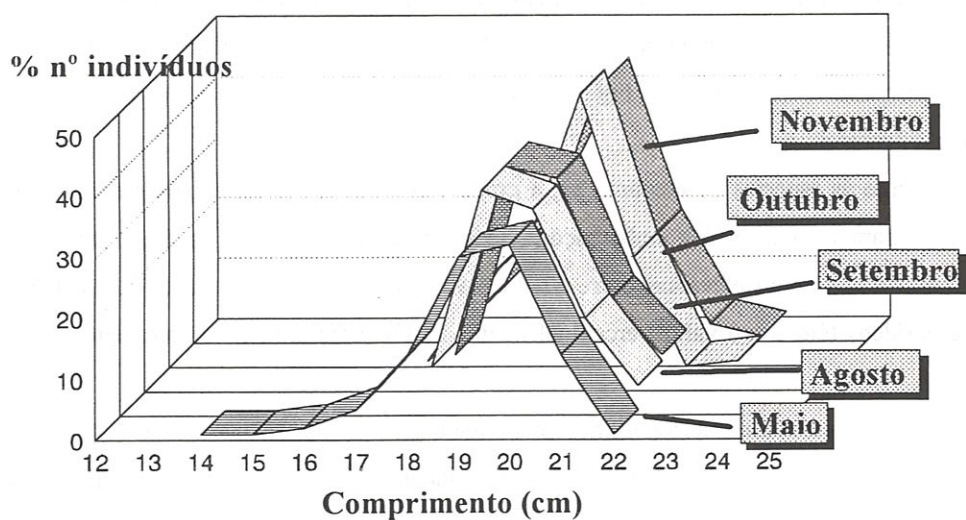


Figura 7 - Variação mensal da distribuição por classes de comprimento de Sardinha. (amostragem na lota de Setúbal - 708 indivíduos)

Discussão

Espécies capturadas

Apesar do elevado número de espécies capturadas pelas pequenas cercadoras, cerca de 80% de pescado desembarcado, em peso, diz respeito apenas a três espécies, o carapau (*T. trachurus*), a cavala (*S. scombrus*), e a sardinha (*S. pilchardus*).

Os esparídeos são também espécies importantes quer pela quantidade desembarcada (cerca de 17% do total), quer pelo elevado valor económico.

Todas as outras espécies capturadas apenas constituem cerca de 3% dos desembarques.

Padrão de actividade das pequenas cercadoras

Relativamente ao padrão de actividade das pequenas cercadoras, e durante o ano de 1993, notou-se um aumento do número médio de desembarques das 19 embarcações amostradas, durante o primeiro semestre do ano (Fig. 1), atingindo-se o máximo em Julho, ao qual se seguiu um gradual decréscimo.

Quanto às espécies desembarcadas, a proporção relativa dos principais grupos é muito semelhante, para a maioria das embarcações. O carapau, a cavala e a sardinha apresentam valores percentuais muito elevados, entre 37,7% e 95,3%, sendo 79,0% o valor médio (Tabela 3). Os esparídeos têm como valor percentual médio 17,4%, apresentando valores entre 1,6% e 61,5%.

Algumas cercadoras apresentam percentagens de captura diferentes, consequência de uma actuação em fundos rochosos, dirigida aos esparídeos que, embora acarrete um maior risco, é francamente mais compensadora em termos económicos.

Variação mensal das capturas e da distribuição de comprimentos das espécies mais importantes.

√ Carapau

O peso médio por desembarque apresenta um máximo em Março e permanece relativamente constante durante todos os meses, excepto em Novembro e Dezembro nos quais se dá um decréscimo das capturas (Fig. 2).

Quanto às dimensões dos indivíduos capturados, situam-se entre os 10 e os 23 cm de comprimento notando-se que de Abril a Novembro, nota-se que a classe modal vai sendo referente a um comprimento progressivamente maior. Em Dezembro, contudo, surgem indivíduos de dimensões muito pequenas - moda de 13 cm - (Fig. 3).

A captura de tamanhos inferiores ao estabelecidos pela lei (indivíduos com menos de 15 cm de comprimento), é particularmente signficante em Dezembro (82% do total de indivíduos).

√ Cavala

O peso médio por desembarque é máximo em Fevereiro, sendo este valor muito superior ao dos outros meses do ano (Fig. 4).

Os resultados da distribuição dos indivíduos por classes de comprimento, amostrados na lota de Setúbal, são pouco conclusivos, provavelmente devido ao mau dimensionamento da amostragem.

No entanto, nos registos de lota por tamanho de venda, verifica-se o aparecimento de indivíduos de menores dimensões em Fevereiro e dos de maiores dimensões em Novembro e Dezembro.

A presença nos desembarques de cavalas de tamanho ilegal (menores que 20 cm de comprimento) é uma constante durante todo o ano, variando a sua percentagem entre os 10% (Abril) e os 81% (Outubro) (Fig. 5).

√ Sardinha

Esta espécie apresenta quatro valores mensais muito elevados do peso médio por desembarque, respectivamente em Fevereiro, em Julho, em Novembro, e em Dezembro (sendo este bastante superior aos outros) (Fig. 6).

Relativamente à distribuição por classes de comprimento, a moda mantém-se sensivelmente constante ao longo do ano, entre os 19 e os 20 cm (Fig. 7).

Todos os indivíduos amostrados nos desembarques apresentavam tamanhos legais.

Considerações finais

Apesar do elevado número de espécies presentes nos desembarques das pequenas cercadoras, cerca de 80% da quantidade em peso, são referentes apenas a três espécies: o Carapau (50%), a cavala (14%) e a sardinha (14%).

Apenas para o carapau e para a cavala são capturadas percentagens relativamente elevadas de indivíduos com tamanho inferior ao estabelecido pela lei. Para o Carapau é particularmente elevada a percentagem no mês de Dezembro (82% do total de indivíduos) e para a cavala são vários os meses em que esta percentagem é alta, sendo o valor máximo atingido em Outubro (81%).

Referências bibliográficas

FRANCA, M. L. P.; COSTA, F. C., 1984. Pesca artesanal na zona centro da costa ocidental portuguesa - Subsídio para o conhecimento do seu estado actual. *INIP Publicações avulsas* Nº 3, 95 p.

Moluscos bivalves com importância económica nas áreas costeiras adjacentes aos estuários dos rios Tejo e Sado.

Maria Damásia Serrano Dias*; Maria José Gaudêncio**; Miriam Tuaty Guerra**.

IPIMAR - * Delegação de Setúbal; ** Departamento de Ambiente Marinho

Resumo

A exploração dos bancos de moluscos bivalves permanentemente submersos na área costeira adjacente ao estuário do Sado, assumiu grande importância sócio-económica a partir de 1984. A espécie alvo era *Spisula solida* (ameijoia-branca) que, na sua grande maioria, era exportada para Espanha. A enorme procura e uma sobre-exploração dos bancos conduziu a um esgotamento quase total, o que obrigou os pescadores a orientarem a sua actividade para a apanha de outras espécies, nomeadamente, *Ensis siliqua* (longueirão), *Callista chione* (ameijola), *Chamelea striatula* (pé-de-burrinho) e *Donax* spp. (conquilha), alargando mesmo a exploração aos bancos adjacentes ao estuário do Tejo.

Com o objectivo de manter actualizado o conhecimento da distribuição dos moluscos bivalves nas áreas referidas e de contribuir para uma melhor gestão das respectivas pescarias foram realizadas campanhas de prospecção nas áreas acima referidas.

As espécies mais representadas nas capturas foram: *Ensis siliqua*, *Callista chione*, e *Chamelea striatula*, na área costeira adjacente ao estuário do Sado e *Ensis siliqua* e *Donax* spp. na área costeira adjacente ao estuário do Tejo.

A composição de comprimentos das espécies permitiu concluir da necessidade de reduzir o esforço de pesca sobre alguns bancos de longueirão e de pé-de-burrinho.

Introdução

A apanha de moluscos bivalves nos bancos naturais intertidais é uma actividade tradicional que se perde no tempo (desde o homem recolector) e exerce-se preferencialmente nos estuários, rias e lagoas costeiras.

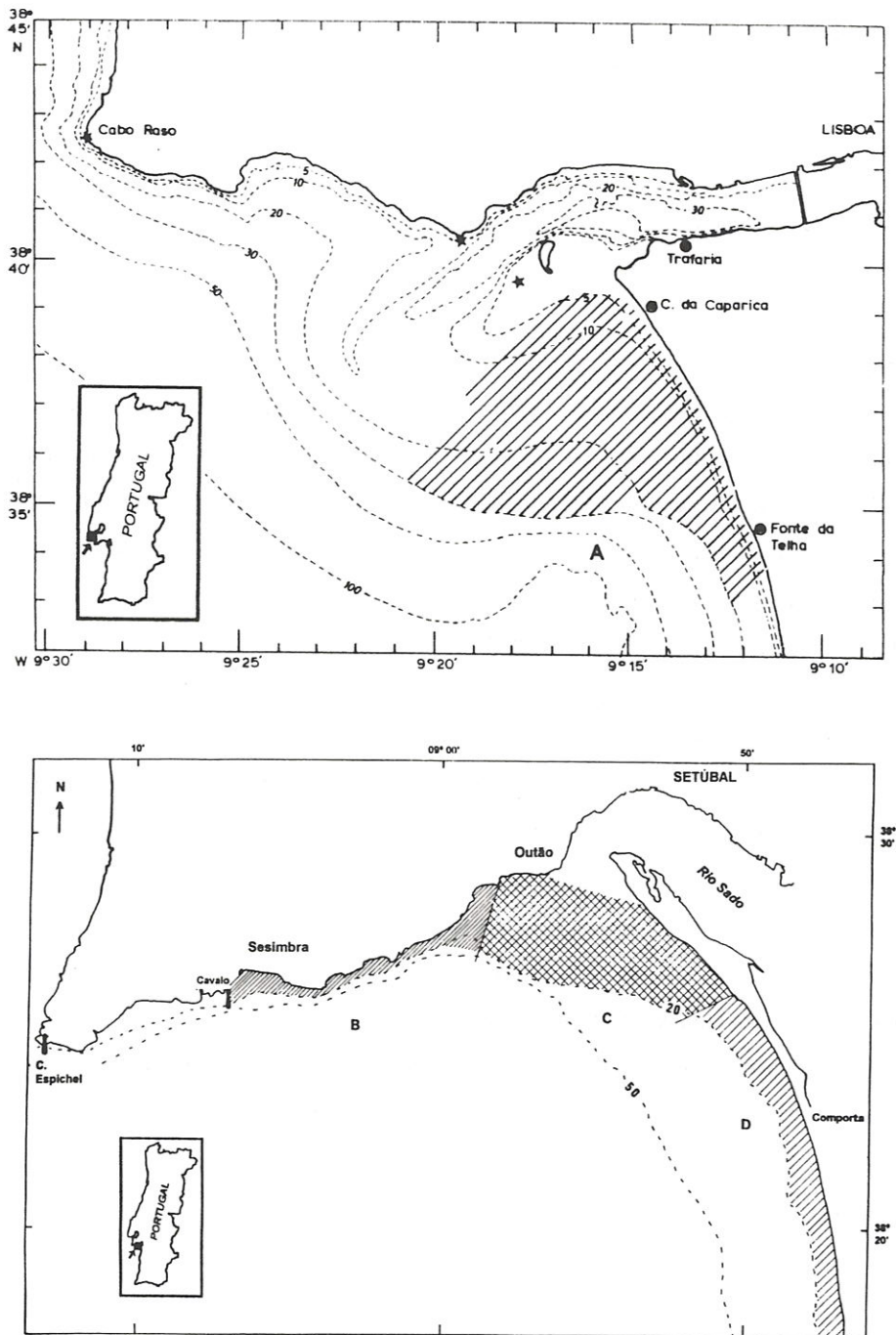


Figura 1 - Litoral costeiro adjacente aos estuários dos rios Tejo e Sado - áreas prospectadas:
 A - sub-área Tejo; B - sub-área Serra; C - sub-área Cambalhão; D - sub-área Galé.

A exploração de bivalves em bancos permanentemente submersos do litoral costeiro, com carácter de actividade industrial, é, porém, relativamente recente e na sua base esteve a grande procura do mercado externo, sobretudo o espanhol.

No litoral costeiro da região de Setúbal esta pesca começou a ter significado em 1984 e dirigia-se fundamentalmente à espécie *Spisula solida* (Linné) (amêijoia branca) que, na sua maioria é exportada para o país vizinho (Sobral *et al.*, 1989).

A enorme pressão da procura e a sobreexploração dos bancos conduziu ao esgotamento daquela espécie. Este facto obrigou os pescadores a orientarem a sua actividade para a apanha de outros bivalves, nomeadamente *Ensis siliqua* (Linné) (longueirão), *Callista chione* (Linné) (ameijola), *Chamelea striatula* (Da Costa) (pé-de-burrinho) e *Donax* spp. (conquilha) e a alargarem mesmo a sua área de actuação a bancos costeiros próximos do estuário do Tejo.

Estas pescarias assumem actualmente grande importância sócio-económica. O maior esforço de pesca exerce-se sobre o longueirão que, em consequência, já apresenta também, em alguns dos seus bancos, os efeitos negativos de um tal esforço.

Assim, torna-se necessário e urgente dispor de uma actualizada informação que fundamente a tomada de medidas de gestão adequadas no sentido de evitar que estes importantes recursos sejam explorados até à exaustão.

Com esse objectivo foram efectuados alguns cruzeiros cujos resultados nos permitem, desde já, avançar algumas recomendações que consideramos de utilidade.

Metodologia

A área prospectada abrangeu no litoral costeiro das proximidades do estuário do Tejo, os bancos localizados entre as coordenadas 9° 12' W e 38° 33' N e 9° 21' W e 38° 39' N e no litoral costeiro da região de Setúbal os bancos entre 9° 07' W e 38° 26' N e 8° 47' W e 38° 18' N (Fig. 1).

Na primeira das áreas referidas a cobertura foi efectuada pelo N.I. "Mestre Costeiro" e na segunda pelos N.I. "Mestre Costeiro" e "Donax" que, embora possuindo meios idênticos de posicionamento, apresentam características diferentes.

A rede de estações foi definida por perfis perpendiculares à costa, distanciados entre si de uma milha, em que cada estação ocupava o vértice de um quadrado com uma milha de

lado. Esta metodologia foi alterada sempre que entre duas estações se verificou grande diferença de profundidade, procedendo-se nesses casos a uma recolha intermédia. A estação de menor profundidade foi definida pela operacionalidade do navio enquanto a mais profunda foi determinada em função da ocorrência de espécies comerciais.

Utilizaram-se ganchorras diferentes no comprimento dos dentes (30 e 50 cm) e da barra (40 e 125 cm) e isto por força do emprego de duas embarcações com características diferentes o que, de algum modo, dificulta a comparação entre os rendimentos das áreas prospectadas.

Os arrastos tiveram duração de dois minutos.

O processamento das capturas, triagem e determinação da biomassa de cada espécie, assim como a recolha de sub-amostras de cada espécie de valor comercial para determinação da composição de comprimentos, foram efectuados separadamente para cada arrasto.

Para a identificação das espécies foram adoptadas as classificações de Tebble (1966) e de Mosquera *et al.* (1989).

Resultados

Por razões de ordem geográfica e de certa homogeneidade na composição das capturas por espécies dividiu-se a área prospectada em 4 sub-áreas: Tejo, Serra, Cambalhão e Galé (Fig. 1).

1 - Sub-área Serra

1.1 - Ameijola

Esta espécie encontrou-se entre os 7 e os 20 metros de profundidade, apresentando as maiores densidades por volta dos 10/12 metros.

O rendimento da pesca, traduzido em quilogramas por 2 minutos de arrasto, variou substancialmente ao longo desta sub-área com estações a atingirem os 7,3 kg.

A distribuição de comprimentos das capturas está representada na Figura 2.

Embora não exista legislação condicionante do tamanho mínimo de captura, considera-se que, face aos tamanhos observados, os quais se têm mantido constantes nos últimos anos, esta população parece estar em condições de ser explorada. Contudo, é

necessária a concretização de estudos que permitam conhecer melhor a biologia da espécie e que conduzam ao estabelecimento do tamanho mínimo de captura.

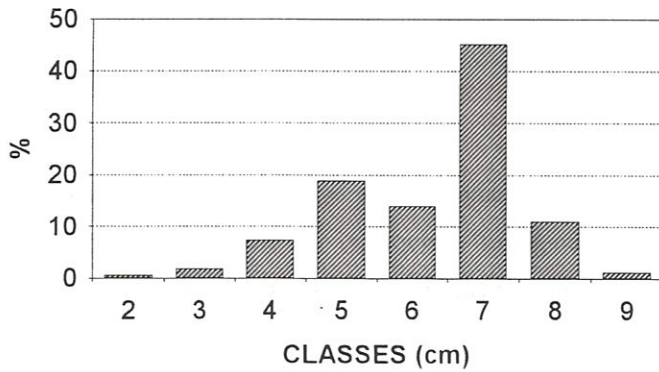


Figura 2 - Distribuição de comprimentos da ameijola na sub-área Serra

1.2 - Pé de burrinho

Esta espécie encontrou-se entre os 10 e os 12 metros de profundidade. Os maiores rendimentos foram obtidos a 12 metros com 1,26 kg em 2 minutos de arrasto.

A distribuição de comprimentos encontra-se representada na Figura 3.

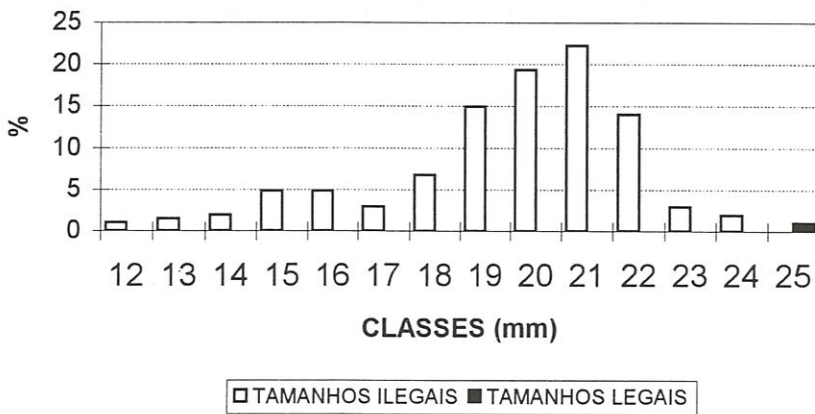


Figura 3 - Distribuição de comprimentos do pé de burrinho na sub-área Serra.

Havendo um tamanho mínimo de captura estabelecido (25 mm), aquela distribuição parece indicar o subdimensionamento dos exemplares capturados nesta zona. No entanto, apenas o estudo da biologia da espécie permitirá tirar conclusões sobre esta questão. Contudo, como medida preventiva, será de desaconselhar a exploração imediata do banco.

2 - Sub-área Galé

2.1 - Ameijola

Esta espécie aparece entre os 10 e os 19 metros com o maior rendimento aos 19 metros (4 kg). Os exemplares capturados, tal como na sub-área Serra, têm grandes dimensões, o que leva a admitir encontrar-se o banco em condições de ser explorado.

2.2 - Longueirão

Como referido, as ganchorras utilizadas tinham comprimentos de dentes diferentes (30 e 50 cm), pelo que os rendimentos obtidos foram vistos apenas como indicadores da riqueza dos bancos. As capturas seriam certamente maiores se tivesse sido apenas utilizada a ganchorra com dentes de 50 cm de comprimento.

O maior rendimento (arrasto de 2 minutos) atingiu cerca de 11 kg.

A espécie distribui-se entre 3 e 19 metros de profundidade apresentando as maiores densidades entre 6 e 12 metros.

A distribuição de comprimentos representa-se na Figura 4.

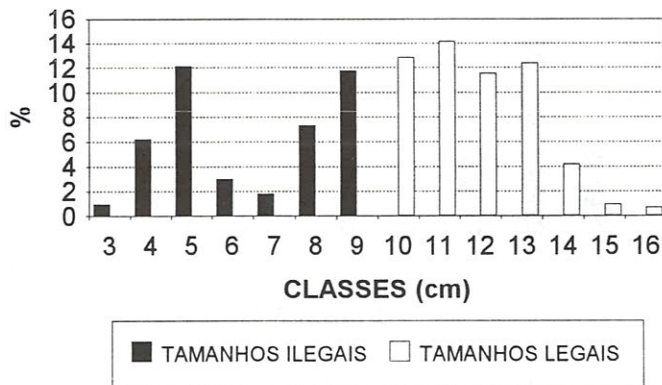


Figura 4 - Distribuição de comprimentos do longueirão na sub-área Galé

De acordo com os dados obtidos 43,2 % dos exemplares capturados têm tamanho inferior ao mínimo legal e 56,8 % têm tamanho superior. Assim, a exploração dos bancos deverá ter em conta a implementação de medidas cautelares traduzidas na diminuição do esforço de pesca e no lançamento ao mar, no local de captura, dos exemplares subdimensionados.

3 - Sub-área Cambalhão

3.1 - Longueirão

Os bancos desta espécie situam-se a pequena profundidade sendo mesmo fácil a sua apanha, à mão, em maré baixa.

O calado da embarcação só permitiu operar a partir dos 3 metros. Embora a distribuição da espécie se estenda até aos 12 metros, as maiores densidades foram observadas entre 3 e 6 metros de profundidade.

O histograma referente à composição dos comprimentos representado na Figura 5 mostra que 61% das capturas são constituídas por exemplares de tamanho inferior ao mínimo legal e 39% por exemplares de tamanho superior.

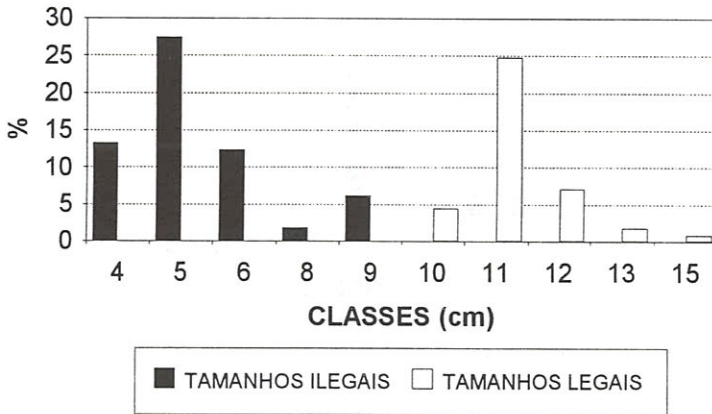


Figura 5 - Distribuição de comprimentos de longueirão na sub-área Cambalhão.

Os dados obtidos, a que não é alheio o mais fácil acesso ao banco e consequentemente a maior pressão de pesca, desaconselham por agora a sua exploração.

4 - Sub-área Tejo

4.1 - Longueirão

A espécie foi encontrada entre 0,5 e 15 metros de profundidade e preferencialmente entre 6 e 10 metros.

O melhor rendimento de pesca encontrou-se aos 8 metros com 12 kg por 2 minutos de arrasto, valor substancialmente superior ao das outras colheitas das quais a mais elevada apenas atingiu 6,3 kg.

O histograma referente à composição dos comprimentos (Fig. 6) revela que 48,3% dos exemplares capturados são subdimensionados e 51,7% têm tamanho superior ao mínimo legal.

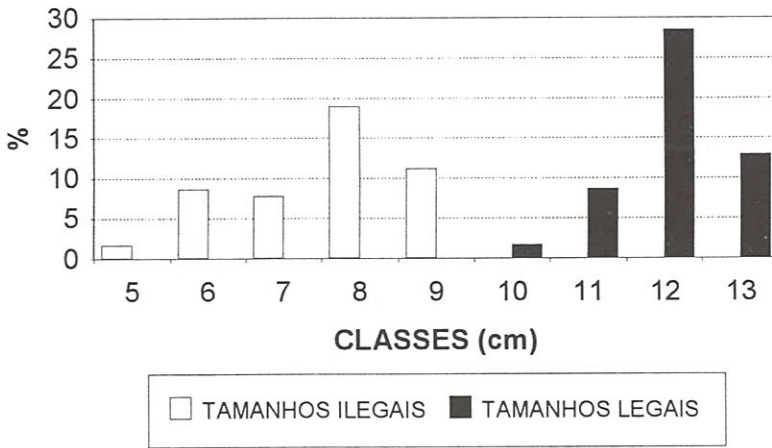


Figura 6 - Distribuição de comprimentos de longueirão na sub-área Tejo.

Estes valores indicam a necessidade de existência de medidas cautelares como a diminuição do esforço de pesca e a devolução ao mar, no local de pesca, dos indivíduos mais pequenos.

4.2 - Pé-de-burrinho

A espécie distribuiu-se entre os 0,5 e 35 metros de profundidade apresentando as maiores densidades entre os 10 e 20 metros com rendimentos que, em alguns casos, chegam a rondar os 3,6 kg por 2 minutos de arrasto.

A distribuição de comprimentos das capturas de pé-de-burrinho nesta zona, representada na Figura 7 mostra que só 4% dos indivíduos capturados apresentam valor igual ou superior ao mínimo legal sendo os restantes 96 % subdimensionados. Tal facto desaconselha a exploração do banco, sendo necessário o estudo da biologia da espécie por forma a confirmar, ou não, o tamanho mínimo legal de apanha.

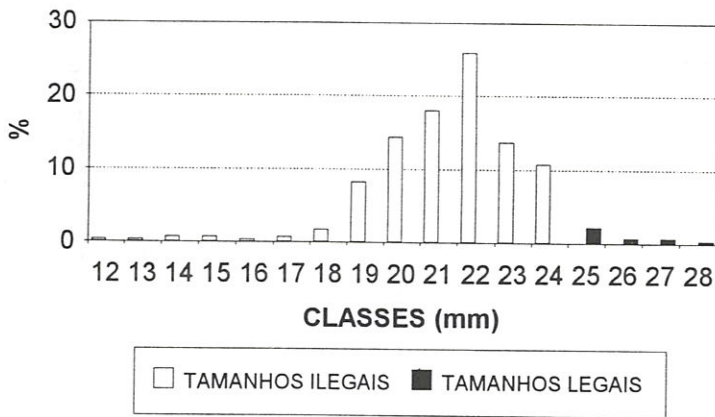


Figura 7 - Distribuição de comprimentos do pé de burrinho na sub-área Tejo.

4.3 - Conquilha

Na área prospectada esta espécie foi observada entre 0,5 e 10 metros de profundidade. Contudo, as amostras cujos rendimentos foram maiores situaram-se entre 0,5 e 2 metros de profundidade (4 kg a 1 metro de profundidade).

A distribuição de comprimentos das capturas está representada na Figura. 8.

Da análise destes dados verificou-se que 1,3% dos indivíduos tem valor inferior ao mínimo legal e os restantes 98,7 % tem valor superior.

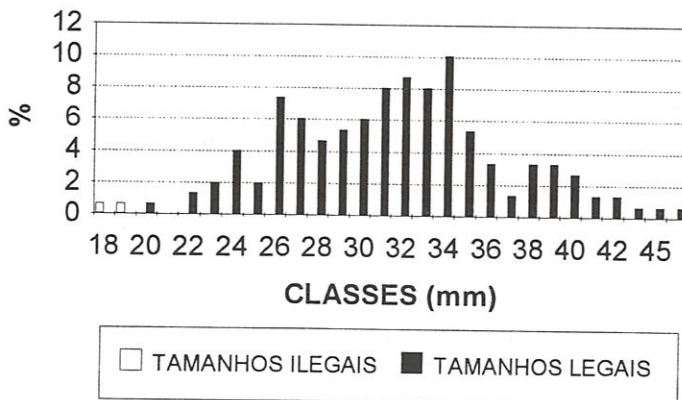


Figura 8 - Distribuição de comprimentos da conquilha na sub-área Tejo.

Conclusões e recomendações

De acordo com os resultados obtidos podem adiantar-se as conclusões e recomendações seguintes:

- A ameijola é abundante nas sub-áreas Serra e Galé e aparece em pequena quantidade na do Cambalhão. Os seus bancos estão em fase explorável.
- O longueirão está presente nas sub-áreas Cambalhão, Galé e Tejo sendo abundante nas duas últimas. Não está presente na sub-área Serra. Destes bancos, apenas os da Galé e Tejo suportam a exploração e, mesmo nestes, torna-se necessária a promoção de medidas como a diminuição do esforço de pesca e a devolução ao mar, no local de captura, dos exemplares subdimensionados.
- O pé-de-burrinho, que se encontra nas sub-áreas Serra e Tejo, aparece em pequenas quantidades nas sub-áreas Cambalhão e Galé. Atendendo às suas dimensões, relativamente ao tamanho mínimo legal (25 mm) os bancos não se encontram em fase explorável. É no entanto necessário o estudo da biologia da espécie a fim de confirmar, ou não, o tamanho mínimo legal de captura.
- O banco de conquilha localizado na sub-área Tejo encontra-se na fase explorável.

Agradecimentos

Aos técnicos do IPIMAR - Sede, António Manuel Pereira, António Manuel Correia e António Pedro da Conceição pela forma empenhada e competente como desenvolveram o trabalho a bordo, nomeadamente, as observações e colheitas em mergulho.

Aos técnicos do IPIMAR - delegação de Setúbal, António Carlos Laranjo e Luz Maria Abreu, pelo empenho e competência, tanto no trabalho a bordo como no processamento dos dados.

Referências bibliográficas

SOBRAL, M.P.; CARVALHO, M.; SOBRAL, M.; MONTEIRO, C. C.; DIAS, D. 1989. Breve referência à exploração de moluscos bivalves na zona litoral da costa continental portuguesa. *Açoreana*, 7 (1): 175-207.

TEBBLE, N., 1966. *British bivalve seashells. A handbook for identification*. Ed. Trustees of the British Museum (Nat. Hist.), 212 p., 110 il..

MOSQUERA, E. R.; SCHMITT, J. O.; ALVAREZ, E. R., 1989. Moluscos de la Ria de Vigo. 2. Poliplacóforos. Bivalvos. Escafópodos. Cefalópodos. *Thalassas: Revista de Ciencias del Mar*. Anexo 2, 276 p.

AMBIENTE

Os nutrientes no controle da produtividade primária do Estuário do Sado

Graça Cabeçadas, Maria José Brogueira e Carlos Rocha
Departamento de Ambiente Marinho

Resumo

O Estuário do Sado foi objecto de um estudo que incidiu sobre o comportamento dos nutrientes e o conhecimento dos processos responsáveis pela produtividade primária do sistema. Os resultados obtidos revelaram que o azoto (N) e o fósforo (P) introduzidos no estuário provêm essencialmente do rio Sado e em menor escala da ribeira da Marateca. Contudo, o sedimento do estuário revelou funcionar como fonte interna de azoto (fluxos de $3160 \mu\text{mole/m}^2/\text{d}$ no esteiro da Marateca, $570 \mu\text{mole/m}^2/\text{d}$ no Canal de Alcácer e $4395 \mu\text{mole/m}^2/\text{d}$ no esteiro da Comporta) em certas alturas do ano. Na interface água doce/água salina, zona em que se desenvolve uma turbidez acentuada, constatou-se que determinados processos geoquímicos - desadsorção de amónia, adsorção e desadsorção de P e floculação/precipitação de matéria orgânica dissolvida - contribuem para uma permanente introdução de N para a coluna de água assim como para a retenção de uma fracção significativa do P e de matéria orgânica transportados pelos rios. Relacionando a disponibilidade dos nutrientes com a produção primária, verificou-se que o desenvolvimento da biomassa fitoplanctónica no início do período produtivo ($5\text{-}10 \text{ mg cl}_2/\text{m}^3$ no esteiro da Marateca e $2\text{-}3 \text{ mg cl}_2/\text{m}^3$ na zona central e inferior do estuário) provoca uma quase depleção das formas de N inorgânico dissolvido em quase toda a extensão do estuário, indicando que a produtividade primária é limitada pelo N. No entanto, na zona do Canal de Alcácer observaram-se condições diferentes em termos de ocorrência de níveis sempre elevados de N associados a uma biomassa fitoplanctónica de cerca de $20\text{-}40 \text{ mg cl}_2/\text{m}^3$. Finalmente conclui-se que este estuário apresenta, no geral, uma produtividade primária moderada e uma boa capacidade assimilativa.

Objectivos

No âmbito do Programa OID/Península de Setúbal, Projecto N°2 "Nutrientes: suas fontes e processos responsáveis pela produtividade primária do estuário do Sado", foi realizado trabalho no Estuário do Sado, ao longo de três anos, com os seguintes objectivos: 1) identificação das fontes de nutrientes para o estuário, quantificação das respectivas cargas e estabelecimento dos padrões de distribuição desses elementos e 2) identificação e conhecimento dos processos responsáveis pela produtividade primária do ecossistema.

Características do Estuário do Sado

O Estuário do Sado apresenta uma geometria complexa e batimetria irregular (Fig. 1). Trata-se de um estuário do tipo lagunar dominado por uma baía com cerca de 5 km de largura, 20 km de comprimento e profundidade média de 10 m, e por um canal estreito, Canal de Alcácer, com 700 m de largura, 35 km de comprimento e 5 m de profundidade média. A contribuição mais significativa de água doce para o estuário é efectuada através do rio Sado (80-90%), cujas descargas variam entre 1 m³/s (valor médio de Verão) e 60 m³/s (valor médio de Inverno). As marés são semidiurnas, com amplitudes entre 1 m e 3,5 m e

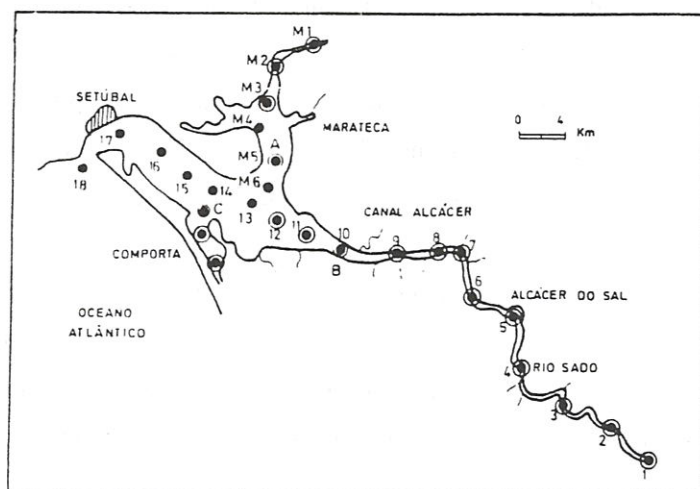


Figura 1 - Estuário do Sado - estações de amostragem de água (•) e sedimento (○).

o limite da intrusão salina localiza-se cerca de 10 km a montante de Alcácer do Sal enquanto o efeito de maré se estende até 25 km dessa localidade.

A bacia hidrográfica do Sado ocupa uma área de 7640 km² e extensas zonas de sapal cobrem os esteiros da Marateca, Comporta e Carrasqueira. Actividades industriais e municipais, incluindo a aquacultura, têm-se estabelecido essencialmente ao longo da margem norte do estuário enquanto a agricultura domina toda a bacia hidrográfica. Certas zonas na margem sul são utilizadas para fins recreativos, suportando uma indústria de turismo relativamente importante. Neste contexto o estuário tem um impacte considerável, em termos económicos e sociais, na região de Setúbal.

Métodos

Foram efectuadas amostragens sazonais de água e sedimento ao longo do estuário em diferentes condições de maré e de caudal dos cursos de água. As metodologias utilizadas para determinações *in situ* e determinações analíticas no laboratório encontram-se descritas nos trabalhos publicados durante este período de três anos (Cabeçadas e Brogueira, 1991; Brogueira e Cabeçadas, 1992; Cabeçadas e Brogueira, 1993; Cabeçadas *et al.*, 1994; Lima, 1992; Nunes, 1992).

Resultados e discussão

Condições gerais do estuário

O Estuário do Sado apresentou durante o período de estudo as seguintes condições: as temperaturas variaram entre 10 e 24°C, o oxigénio dissolvido entre 78 e 95% sat. e o pH entre 7,5 e 7,9. Relativamente à distribuição da salinidade, observou-se que, durante o período de caudais consideráveis de água doce, se estabelecem duas zonas bem diferenciadas no estuário: a zona superior, Canal de Alcácer, em que ocorre uma intrusão salina pronunciada responsável por uma estratificação vertical, chegando a observar-se gradientes de salinidade superiores a 16 ups durante um ciclo de maré, e a zona central e inferior do estuário que exhibe grande homogeneidade de valores.

Relações entre a disponibilidade de nutrientes e a biomassa fitoplanctónica

Relativamente à distribuição dos nutrientes e da biomassa fitoplanctónica no estuário ao longo do ano verificou-se que as concentrações mais elevadas de N, P e Si foram observadas no Inverno, altura em que os caudais dos cursos de água são consideráveis e a produtividade biológica é reduzida. Contudo, no início do período produtivo, as concentrações de N nas formas de NO_3^- e de NH_4^+ apresentaram-se praticamente negligenciáveis, contrastando com a situação na zona superior do estuário - Canal de Alcácer - em que concentrações destas formas se mantiveram sempre relativamente elevadas ($> 25 \mu\text{M}$ de NO_3^- e $> 3 \mu\text{M}$ de NH_4^+) apesar da biomassa fitoplanctónica atingir valores entre $20 - 40 \text{ mg cl}_a/\text{m}^3$, condições que se prolongaram até ao fim do Verão.

Considerando os níveis de sílica, observaram-se decréscimos consideráveis durante o período produtivo, não tendo sido, no entanto, atingidos valores susceptíveis de limitarem o desenvolvimento das comunidades de fitoplâncton presentes no sistema. Já o nutriente fósforo na forma de fosfato apresentou concentrações quase constantes ao longo do estuário, com valores não superiores a $2,0 \mu\text{M}$, independentemente da época do ano.

A distribuição dos nutrientes ao longo do estuário e os níveis de clorofila *a* determinados nas diferentes zonas permitem caracterizar este sistema como **moderadamente produtivo** e indicam que, no geral, **o N é o nutriente limitativo da produtividade primária deste estuário**. No entanto, na zona superior do estuário - Canal de Alcácer - a presença de factores físicos específicos, nomeadamente acentuada turbidez, parece interferir nos processos de fotossíntese, funcionando estes factores, em última instância, como limitativos da produtividade primária que se desenvolve nesta zona restrita do estuário.

Fontes de Nutrientes

Cargas Externas de Azoto e Fósforo

Na Tabela 1 apresentam-se valores de cargas de N e P introduzidas no estuário do Sado através do rio Sado e ribeira da Marateca relativos aos anos de 1989 (Verão) e 1990, 1991 e 1992 (Inverno).

Verifica-se que o fornecimento de cargas de P e N para o estuário é muito variável ao longo do ano e que ocorre, sobretudo, através do rio Sado nas épocas de maior caudal. A ribeira da Marateca, embora frequentemente apresente concentrações de N e P mais elevadas que o rio Sado, contribui, no entanto, com cargas muito inferiores destes elementos, dado o seu reduzido caudal.

Tabela 1 - Cargas de N e P (ton/mês) introduzidas no estuário

Nutrientes	Rio Sado		Ribeira da Marateca	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
P total	70	8	7	0
N total	300-500	5	60	0

Cargas externas de N e P provenientes de outras fontes pontuais, especificamente do efluente industrial da SAPEC e do esgoto urbano da cidade de Setúbal, revelaram-se pouco significativas, na medida em que se verificaram apenas efeitos pontuais em termos de ligeiros aumentos de concentração de amónia e nitrato na coluna de água, de matéria orgânica e fósforo na camada superficial do sedimento e indícios de desoxigenação nas camadas mais profundas da coluna de água em certas alturas de maré. Eventuais cargas de N e P provenientes de explorações aquícolas foram também investigadas, não tendo sido detectado, no entanto, qualquer impacte negativo no estuário.

Processos Geoquímicos

Foram investigados os processos geoquímicos que ocorrem na **zona superior do estuário**, zona em que a biomassa fitoplanctónica é relativamente elevada e os níveis de NO_3^- e NH_4^+ se mantêm altos durante todo o ano, sugerindo a presença de fontes internas de nutrientes. Nesse sentido procedeu-se à análise das variações dos níveis e formas de N e de P presentes na coluna de água, assim como da matéria orgânica na **zona específica de interface água doce/água salina** durante o **período não-productivo**, a fim de se isolarem os mecanismos geoquímicos dos efeitos resultantes de actividade biológica.

Verificou-se que na zona de interface, simultaneamente com o desenvolvimento de um máximo de turbidez, ocorre um aumento sistemático da concentração de amónia na coluna de água independentemente do caudal do rio e das condições de maré (Fig. 2). Este enriquecimento da coluna de água em amónia é atribuído à desadsorção do N presente nas partículas de origem fluvial logo que estas interactivam com a água salina, mecanismo que é favorecido pela troca e emparelhamento dos iões NH_4^+ com os iões presentes na água do mar. (Cabeçadas *et al.*, 1994) (Fig.2).

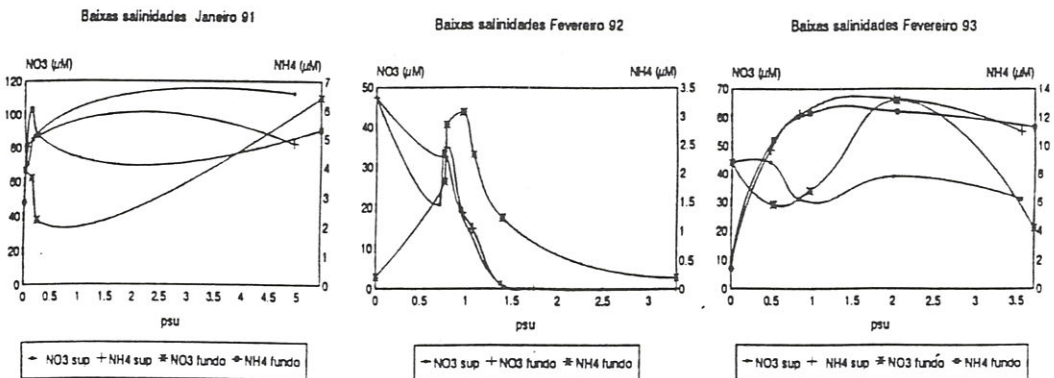


Figura 2 - Variação de NH_4^+ e NO_3^- na zona de baixas salinidades do Canal de Alcácer.

Contrastando com o comportamento do N, uma fracção significativa do P introduzido no estuário na forma dissolvida fica retido nessa zona através de processos de adsorção sendo transferido para a forma particulada. Da ocorrência simultânea de mecanismos de adsorção/desadsorção e de ressuspensão do material sedimentado resulta um equilíbrio das diferentes formas de P e níveis quase constantes de fosfato nas áreas do estuário localizadas a jusante dessas zonas de interface água doce/salina (Cabeçadas e Brogueira, 1993) (Fig. 3).

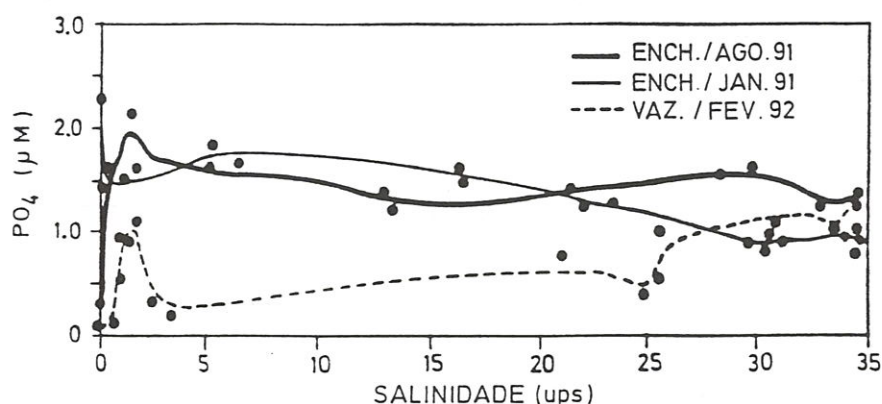


Figura 3 - Concentrações de fosfato dissolvido ao longo do transecto principal.

Precisamente também nesta zona, quantidades consideráveis de matéria orgânica dissolvida de origem alóctone são transferidas para a forma particulada através de mecanismos de floculação/precipitação induzidos por trocas iónicas que ocorrem logo que se inicia o processo de mistura estuarina (Brogueira e Cabeçadas, 1992).

Conclui-se que os mecanismos que ocorrem na coluna de água nesta zona de baixas salinidades contribuem, por um lado para o enriquecimento de formas biodisponíveis de N e, por outro, para a retenção de uma fracção do P e de parte da matéria orgânica introduzidos através do rio, desempenhando um papel importante no desenvolvimento da biomassa fitoplanctónica observada no Canal de Alcácer e, em última instância, na produtividade do estuário.

Também recorrendo à determinação dos teores de P e N no sedimento e das respectivas fracções potencialmente mobilizáveis, assim como ao cálculo dos fluxos difusivos destes nutrientes do sedimento para a coluna de água e do coeficiente de adsorção da amónia (Tabela 2) (Cabeçadas *et al.*, 1994), verificou-se que o sedimento apresenta grande heterogeneidade em termos de enriquecimento em matéria orgânica, P, N e ainda de capacidade de libertação de N para a coluna de água. Os resultados obtidos indicam que, pelo menos em determinadas épocas do ano, o sedimento do estuário funciona como fonte de N, eventualmente fornecendo este nutriente para a zona eufótica e contribuindo, portanto, para a manutenção da produtividade primária moderada do estuário.

Tabela 2 - Matéria orgânica, N e P no sedimento superficial e fluxos de NH_4^+ e PO_4^{3-}

S	MO	Nt	NH_4^+ Mobilizável	Pt	PO_4^{3-} Mobilizável	FLUXOS NH_4^+	FLUXOS PO_4^{3-}
	%ps	$\mu\text{mole/gps}$	$\mu\text{mole/gps}$	$\mu\text{mole/gps}$	$\mu\text{mole/gps}$	$\mu\text{mole/m}^2/\text{d}$	$\mu\text{mole/m}^2/\text{d}$
MARATECA	2,18	14,3	0,38	3,46	0,03	3160	0
CANAL DE ALCÁCER	7,52	21,4	0,99	18,39	0,01	570	0,12
ZONA INFERIOR/ COMPORTA	8,80	178,6	1,99	10,13	0,03	4395	1,15

Conclusões e recomendações

- A análise dos níveis e da distribuição dos nutrientes N e P na coluna de água assim como da razão N/P indicam que o N é o factor limitativo da produtividade primária do estuário.

- **Mecanismos geoquímicos** operando nas zonas de mistura de água doce/água salina **controlam**, em larga medida, **os níveis de P e N** presentes no estuário nas suas formas biologicamente assimiláveis.
- **A zona do Canal de Alcácer** - zona sujeita a forças intensas tidais e fluviais - **funciona como um reservatório de N**, injectando continuamente este nutriente numa forma biodisponível para a zona inferior do estuário.
- **O sedimento funciona**, pelo menos em certas épocas do ano, **como uma fonte de N**, contribuindo para o prolongamento do período produtivo do sistema.
- A dinâmica dos nutrientes e os valores da biomassa fitoplanctónica atingidos durante o período produtivo indicam que **os nutrientes estão a ser eficientemente utilizados** e que o **sistema apresenta uma boa capacidade assimilativa**.
- As condições que este estuário apresenta - produtividade primária moderada e boa capacidade assimilativa - são de extrema importância numa perspectiva de desenvolvimento da região de Setúbal, na medida em que **este ecossistema tem capacidade para assimilar cargas extra de N e P** que nele, eventualmente, venham a ser introduzidas. Recomenda-se, contudo, que **qualquer incremento da exploração aquícola, ou implementação de outras actividades** susceptíveis de alterar as condições de eutrofização do estuário, **seja acompanhado de uma adequada monitorização** dos parâmetros indicadores da qualidade da água.

Agradecimentos

Este Projecto foi cofinanciado pela CE/OID Península de Setúbal.

Os autores agradecem a A. Palhares, A.M. Correia, L. Palma de Oliveira e C. Araújo pelo trabalho de campo e laboratorial que realizaram.

Referências bibliográficas

- BROGUEIRA, M.J.; CABEÇADAS, G., 1992. Fluorescência natural no estuário do Sado. *Bol. Inst. Nac. Invest. Pescas.*, Nº17:89-96.
- CABEÇADAS, G.; BROGUEIRA, M.J., 1991. The Sado estuary, Portugal: eutrophication in areas of aquacultural activities. *Environmental Pollution*. Interscience Enterprises, Geneve. 2: 810-820.
- CABEÇADAS, G.; BROGUEIRA, M.J., 1993. The behaviour of Phosphorus in the Sado estuary. *Environmental Pollution*. European Centre for Pollution Research, London. 1: 345-352.
- CABEÇADAS, G. ; BROGUEIRA, M.J. ; FERRONHA H., 1994. A importância do azoto na produtividade primária do estuário do Sado. *4ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente*, Vol. I: I 181-I 190.
- LIMA, I.M.D.P., 1992. Condições ambientais de uma aquacultura em regime extensivo no estuário do Sado. *Relatório de Estágio Profissionalizante Lic. Química Tec. FCL, INIP*. 150 p.
- NUNES, T.M.S.F., 1992. Estudo dos parâmetros ambientais ao longo de diferentes escalas de tempo num sistema de aquacultura em regime intensivo. *Relatório de Estágio Profissionalizante Lic. Química Tec. FCL, INIP*. 65 p.

Esteiros do Estuário do Sado: Aspectos da sua influência na dinâmica de nutrientes

Carlos Rocha, Graça Cabeçadas e Maria José Brogueira
Departamento de Ambiente Marinho

Resumo

Com o objectivo de avaliar, no Estuário do Sado, a importância dos esteiros e respectivas áreas intertidais no ciclo de nutrientes estudou-se a variação ao longo do tempo das suas concentrações na coluna de água. Mediram-se também, numa estação intertidal do esteiro da Comporta, fluxos de Amónia (NH_4^+), Nitrato ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$), Silicato ($\text{Si}(\text{OH})_4$) e Fosfato (PO_4^{3-}) no sedimento. Estes indicam um *apport* elevado de nutrientes da zona intertidal, no Inverno (269,5 kg/h N- NO_3 ; 323,4 kg/h Si- $\text{Si}(\text{OH})_4$; 64,7 kg/h de N- NH_4 e 23,9 kg/h de P), indiciando a importância destas zonas na regeneração química de nutrientes. O efeito da temperatura na mineralização da matéria orgânica, particularmente no que respeita à libertação de fosfato para a água intersticial, foi estudado em condições controladas.

Introdução

A avaliação do comportamento dos nutrientes e dos principais efeitos que o condicionam em estuários e zonas húmidas salobras é crucial para a compreensão da produtividade nas áreas costeiras adjacentes. Este facto é de especial relevância para Portugal, dada a reduzida área relativa de plataforma continental, e portanto a previsível influência dos estuários de grandes rios na produtividade das áreas costeiras próximas. É reconhecido na literatura o papel que áreas de baixa profundidade média em estuários (esteiros, rias, sapais) podem desempenhar na reciclagem de nutrientes, com efeitos importantes no local (Dankers *et al.*, 1984). O presente trabalho apresenta alguns resultados preliminares da avaliação dos

mecanismos reguladores do ciclo de nutrientes em zonas intertidais, com particular incidência nos factores abióticos, como sejam a temperatura e as marés.

Área de estudo

O Estuário do Sado possui uma morfologia complexa, já descrita em diversos estudos (Vale *et al.*, 1993; Cabeçadas e Brogueira, 1991). O rio Sado, principal fonte de água doce, mostra um regime de descarga torrencial (Ambar *et al.*, 1980) e a circulação em função do ciclo de maré na Baía e esteiro da Marateca é já conhecida (Ribeiro e Neves, 1982). As amplitudes de maré observadas (3,5 m em vivas e 1,0 m em mortas) criam em zonas de baixa profundidade média (esteiros da Marateca e Comporta e sapais da Carrasqueira) elevadas áreas de zona intertidal. Estas representam cerca de 50% da área de zona húmida da Reserva Natural do Rio Sado. O esteiro da Comporta, localizado no interior do Estuário do Sado, a Sul de Setúbal entre a Península de Tróia e a Carrasqueira, tem uma área total de cerca de 11 km², dos quais cerca de 7,5 km² (aprox. 70 %) são área intertidal.

Metodologias

As concentrações de nitrato ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$), silicato (Si(OH)_4) e fosfato (PO_4^{3-}) na coluna de água foram determinadas num auto-analisador “Technicon II”. A amónia (NH_4^+), Clorofila a, Matéria Particulada em Suspensão (M.P.S.), Azoto total (NT) e Fósforo total (PT) foram determinados de acordo com os métodos citados em Rocha (1991). Fluxos *in situ* foram medidos em cilindros (core-liners) de PVC acrílico (secção = 23,8 cm²) enterrados 30 cm no sedimento exposto, aos quais foi adicionada uma quantidade fixa de água do estuário e na qual se seguiu a evolução da concentração de nutrientes. A água intersticial foi obtida por centrifugação (15 min a 3000 rpm) e filtração (Whatman GF/C 0,45 µm). As concentrações em nutrientes foram depois determinadas, incluindo a amónia, num sistema auto-analisador “Alliance Integral”. Perfis de temperatura na coluna de sedimento foram obtidos com uma sonda

termopar (cromel-constantan) em agulha, ligada a um multímetro de alta resolução (Fluke 45 DDM).

Resultados e discussão

A variação da salinidade, temperatura e M.P.S. na coluna de água do esteiro da Comporta durante ciclos de maré em Março e Agosto de 1990 revela pouca diferença entre o fundo e a superfície, indicando uma boa mistura da coluna de água (Rocha, 1994). A comparação de transectos longitudinais de concentração em Fósforo total, Azoto total e Silicato dissolvido, obtidos em diferentes situações de maré (Fig. 1), evidencia a influência que o ciclo tidal exerce sobre as concentrações destes nutrientes, mostrando efeitos de diluição (Silicato) e alterações de concentração (Azoto total) associados a mecanismos de resuspensão e fluxos advectivos do sedimento (Rocha *et al.*, 1994a). A análise de resultados relativos a este tipo de efeitos obtidos no tempo de duração do projecto mostra a existência em escalas de tempo muito curtas (um ciclo de maré), de ciclos de produção-consumo que se sobrepõem ao efeito sazonal, usualmente dominante em áreas mais profundas (Rocha *et al.*, 1994a).

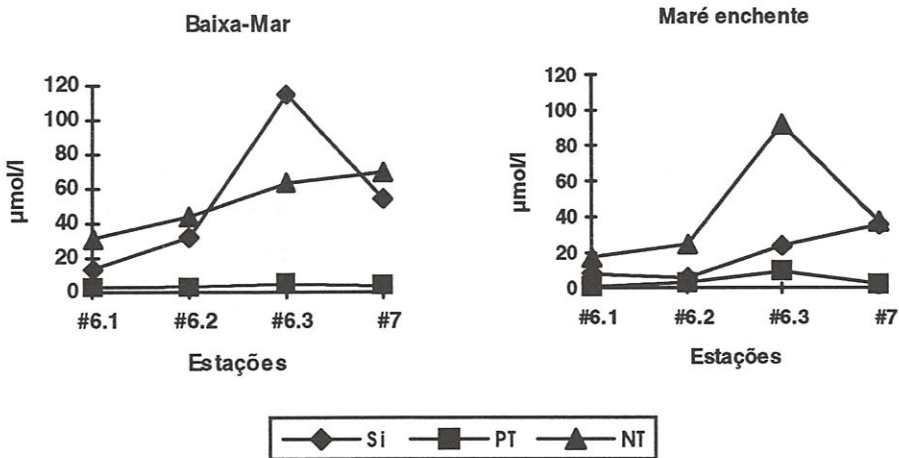


Figura 1. Fósforo Total (PT), Azoto Total (NT) e Silicato dissolvido em transectos longitudinais do esteiro da Comporta, obtidos em diferentes situações de maré, em Maio de 1990 (a estação #7 corresponde ao extremo interior do esteiro).

Os fluxos de P, N e Si obtidos no sedimento intertidal são muito elevados, relativamente aos fluxos calculados para o sedimento subtidal em várias zonas do estuário por outros autores (Cabeçadas e Brogueira, 1991). A comparação de fluxos intertidais medidos *in situ* e subtidais (Tabela 1) permite-nos avaliar a grande importância das zonas intertidais na dinâmica de nutrientes do estuário, face à área que ocupam. Cálculos realizados para a área total do esteiro permitem-nos estimar a ordem de grandeza das cargas internas provenientes destas zonas (Tabela 2).

Tabela 1. Fluxos de nutrientes estimados por difusão molecular na zona subtidal e fluxos medidos *in situ*, na zona intertidal do esteiro da Comporta. Valores em $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$

Espécie Química	Comporta, intertidal	Comporta, subtidal*	Marateca, subtidal*	Canal de Alcácer, subtidal*
N ($\text{NO}+\text{NH}_4$)	74400	4404	3178	577
P (PO_4)	2472	1,15	0	0,12
Si ($\text{Si}(\text{OH})_4$)	36000	189	240	210

(*) calculados pela Lei de Fick, com base no gradiente de concentração de nutrientes entre a água sobrenadante e a água intersticial (Cabeçadas e Brogueira, 1991).

Tabela 2- Fluxo intertidal do esteiro da Comporta e as cargas de nutrientes introduzidos no estuário pelo rio Sado.

Espécie Química	Fluxo intertidal (Comporta) kg/h	Cargas fluvial do Rio Sado** kg/h
P	24 (PO_4^{3-})	97 (PT)
N	335 ($\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4$)	417-694 (NT)
Si ($\text{Si}(\text{OH})_4$)	323,4	-

(**) Cabeçadas e Brogueira, 1991

Em Agosto de 1993, foram medidas temperaturas à superfície do sedimento intertidal que atingiram os 45 °C. Em Outubro desse ano, num dia semi-coberto, foram medidas no mesmo local temperaturas da ordem dos 30-35 °C na superfície do sedimento. O elevado grau de incidência solar contribui para elevar a temperatura da superfície exposta, propagando-se o calor rapidamente pelo interior do sedimento devido à elevada capacidade calorífica da água (Fig. 2).

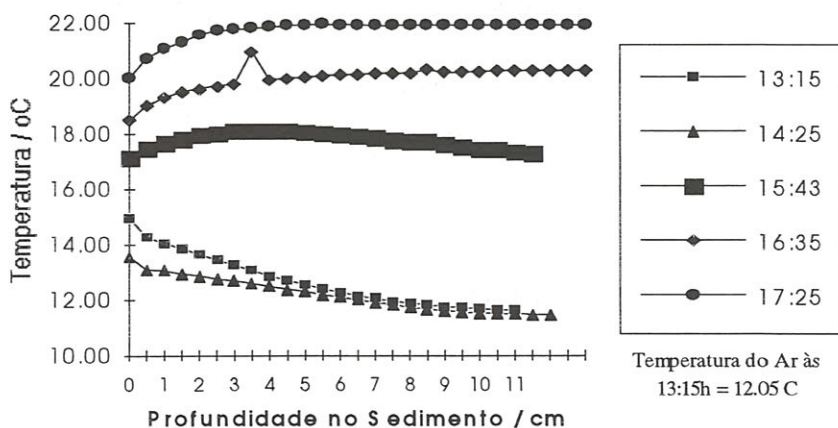


Figura 2. Variação da Temperatura da coluna de sedimento intertidal exposto, ao longo do tempo (Dados de 17.01.1994, no esteiro da Comporta).

Foram estudados em laboratório, numa série de experiências controladas, os efeitos de temperaturas elevadas, da ordem dos 30 a 40 °C, sobre o mecanismo de libertação do fósforo para a água intersticial, no sedimento intertidal, particularmente na camada superficial. Os detalhes das condições experimentais e os resultados completos encontram-se em Rocha *et al.* (1994b). Um dos objectivos deste trabalho foi verificar se ocorriam alterações importantes nas concentrações de fosfato na água intersticial de sedimento sujeito a elevadas temperaturas, num período inferior ao tempo máximo de exposição de um sedimento intertidal. Os resultados (Fig.3) mostram inequivocamente que o efeito da temperatura é importante e que este se começa

a manifestar numa escala de tempo curta, inferior ao tempo de exposição médio de um sedimento intertidal.

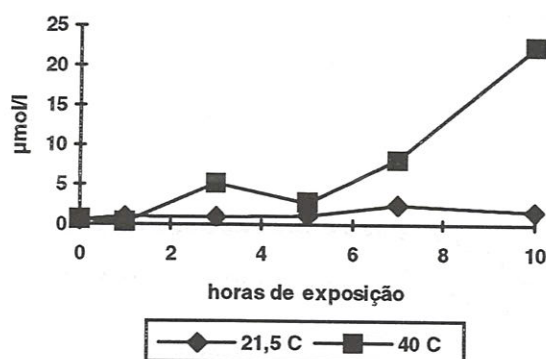


Figura 3. Variação da concentração de Fosfato (PO_4^{3-}) na água intersticial de sedimento intertidal incubado a diferentes temperaturas.

Conclusões

- Os fluxos de nutrientes medidos na zona intertidal indicam que estas áreas são zonas privilegiadas de regeneração de matéria orgânica, e, consequentemente, fontes importantes de nutrientes para o estuário.

- Experiências laboratoriais mostram que aumentos de temperatura do sedimento intertidal, como os medidos *in situ*, no Verão, podem contribuir para que o sedimento constitua uma fonte adicional de fosfato para a água intersticial, em apenas algumas horas.

Agradecimentos

Este trabalho foi co-financiado pela Junta Nacional de Investigação Científica e Tecnológica, através da Bolsa de Doutoramento atribuída a C. Rocha, através do Programa

Ciência, ref^o 2169/IG/92 e pelo Projecto n^o2 da O.I.D./P.S., projecto "Nutrientes: suas fontes e processos responsáveis pela produtividade primária do Estuário do Sado".

Referências bibliográficas

- AMBAR, I.; FIÚZA, A.F.G.; SOUSA, F.M.; LOURENÇO, I.R., 1980. General circulation in the lower Sado River Estuary under drought conditions. Proceedings of Actual Problems of Oceanography in Portugal, JNICT/NATO, Lisboa.
- CABEÇADAS, G.; BROGUEIRA, M.J., 1991. The Sado Estuary, Portugal: Eutrophication conditions in areas of aquacultural activities. *Environmental Pollution*. Interscience Enterprises, Geneve. 2. 810-820.
- DANKERS, N.; BINSBERGEN, M.; ZEGERS, K.; LAANE, R.; RUTGERS VAN DER LOEFF., 1984. Transportation of Water, Particulate and Dissolved Organic and Inorganic Matter between a Salt Marsh and the Ems-Dollard Estuary, the Netherlands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **19**, 143-165.
- RIBEIRO, M.M.C. ; NEVES, R.J.J., 1982. Caracterização Hidrográfica do Rio Sado. SEOA/SEA (2 vols.). Lisboa.
- ROCHA, C.S., 1991. Estudo e Caracterização Química do Estuário do Sado - Esteiro da Comporta e Baía de Setúbal. Relatório de Estágio Profissionalizante, Lic. Química Tecnológica. FCUL/INIP. 249 p.
- ROCHA, C.S., 1994. Escalas de Variabilidade de Nutrientes em Esteiros: Importância do Intervalo de Amostragem: Actas da 4^a Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente, Lisboa, 6-8 Abril, **III**: 116-120.
- ROCHA, C.S.; CABEÇADAS, G; BROGUEIRA, M.J., 1994a. Nutrient Dynamics in the Sado Estuary, Southern Portugal: Fast Production-Consumption Cycles linked to Intertidal Areas: *Northern and Southern European Estuaries and Coastal Areas, 24th Symposium of ECSA, Joint Symposium of ECSA and University of Aveiro, Universidade de Aveiro, 5-9 de Setembro*.

- ROCHA, C.S.; MADUREIRA, M.J.; CAETANO, M., 1994b. Rapid response of microorganisms to high temperature in intertidal areas: Implications on P-liberation. *Northern and Southern European Estuaries and Coastal Areas, 24th Symposium of ECSA*, Joint Symposium of ECSA and University of Aveiro, Universidade de Aveiro, 5-9 de Setembro.
- VALE, C.; CORTESÃO, C.; CASTRO, O.; FERREIRA, A.M., 1993. Suspended sediment response to pulses in river flow and semi-diurnal and fortnightly tidal variations in a mesotidal estuary. *Marine Chemistry*. **43**: 21-31.

Variação espaço-temporal do fitoplâncton no Estuário do Sado

Maria Teresa Pereira Coutinho
Departamento de Ambiente Marinho

Resumo

O presente trabalho incide sobre parte dos resultados obtidos nos estudos que têm vindo a ser desenvolvidos no estuário do Sado, no âmbito do Projecto I - "Produção planctónica do Estuário do Sado - sua relação com o desenvolvimento da aquacultura." - Programa OID/PS/ Medida Estudos. Teve como objectivo determinar a variação sazonal e espacial da composição específica, densidade e biomassa do fitoplâncton ao longo do estuário e avaliar as possíveis alterações, relativamente a estudos de anos anteriores, no que diz respeito ao estado trófico e à produção planctónica. Foram efectuadas amostragens sazonais, durante 1991, em 18 estações de amostragem, localizadas nas zonas superior, média e inferior do estuário. Os resultados obtidos indicam valores médios de densidade e biomassa, respectivamente de $208,8 \times 10^3$ cél/l e $7,6 \text{ mg/m}^3$, semelhantes aos encontrados no ano anterior e em estuários medianamente produtivos. Não foram detectados "blooms" de algas ou espécies tóxicas em densidade lesiva da salubridade dos moluscos bivalves, em nenhum dos locais amostrados. O esteiro da Marateca, onde está concentrada grande parte das pisciculturas do estuário, apresentou uma produção planctónica baixa, semelhante à do ano anterior.

Introdução

As pisciculturas do Estuário do Sado estão autorizadas a utilizarem o regime de produção extensivo, com recurso unicamente ao alimento natural. Os piscicultores têm vindo a solicitar, insistentemente, autorização de mudança para um regime de exploração semi-intensiva, de modo a tornar rentável a produção piscícola. As expectativas, neste sentido, não foram até ao momento satisfeitas, devido ao receio por parte da Secretaria de Estado do Ambiente, da degradação da qualidade da água do estuário. Este estudo, integrado na Medida Estudos da Operação Integrada de Desenvolvimento da Península de Setúbal, teve como objectivos avaliar a produção planctónica do estuário como alimento natural para as explorações piscícolas e determinar o estado trófico do estuário e sua evolução, face ao aumento de carga orgânica, relacionada com a passagem a um regime de produção semi-intensivo.

Material e métodos

As amostras foram colhidas sazonalmente nos meses de Janeiro, Março, Maio, Agosto e Novembro de 1991 ao longo do estuário, em 18 estações localizadas nas zonas inferior, média e superior (Fig. 1), nos mesmos locais do estudo realizado no ano anterior (Oliveira e Coutinho, 1992).

As condições de amostragem e os métodos de análise dos parâmetros estudados (temperatura, salinidade, transparência, nutrientes, clorofila *a* e fitoplâncton) estão descritos em Oliveira e Coutinho (1992).

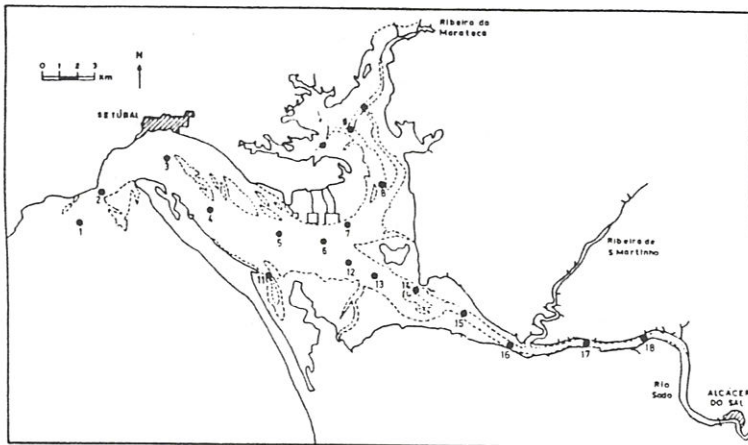


Figura 1 - Estuário do Sado. Localização das estações de amostragem.

Resultados

Os resultados obtidos para a temperatura, salinidade e transparência referem-se aos meses de Março, Maio, Agosto e Novembro. Relativamente aos nutrientes os resultados dizem respeito a Março, Agosto e Novembro (Gourgel, resultados não publicados).

Temperatura

A temperatura da água mais baixa, 14,6°C, foi registada em Março na estação 2 e a mais elevada, 26,1°C, em Agosto na estação 18, verificando-se, tal como no ano anterior, um aumento da temperatura, ao longo do estuário de jusante para montante, mais acentuado nas estações da zona inferior do estuário e nos meses de Maio (15,9 - 22°C) e Agosto (19,6 - 26,1°C). No mês de Novembro verificou-se, como no ano anterior (Oliveira e Coutinho, 1992), isoterмия no estuário. As temperaturas médias variaram entre 15,3 e 22,6°C na zona inferior, entre 14,9 e 24,2°C na zona média e entre 15,4 e 25,5°C na zona superior. A coluna

de água manteve-se bem misturada, não se tendo registado estratificação térmica em nenhum dos locais de amostragem.

Transparência

A transparência da água (medida pelo Disco de Secchi), foi mais elevada na zona inferior do estuário diminuindo gradualmente de jusante para montante, tal como se verificou no estudo anterior. O valor mais baixo, de 0,2m, foi registado em Março na zona superior, nas estações 16 e 17 e o mais elevado, de 2,3m, foi registado também no mês de Março na estação 2. Os valores mínimos foram obtidos na zona superior e esteiro da Marateca (estações 8, 9 e 10) e incidiram no mês de Março, o que estará relacionado com a época de maior caudal proveniente do Rio Sado e Ribeira da Marateca. Quanto à zona inferior e zona média do estuário, os valores mínimos incidiram no mês de Agosto coincidindo com a época de maior produção fitoplanctónica. Os valores mais elevados de transparência foram observados em Novembro o que estará relacionado com uma época de pouca pluviosidade e menor produção fitoplanctónica. Os valores médios foram de 1.4m na zona inferior, 0.8m na zona média e 0,4m na zona superior.

Salinidade

As salinidades mais elevadas foram registadas nas zonas inferior (36‰) e média do estuário (37‰) em Agosto e as mais baixas na zona superior (12.4 - 0,5‰), no mês de Março, verificando-se um gradiente decrescente de salinidades que se estabelece de jusante para montante e que é mais acentuado nas estações da zona superior, directamente sob influência do caudal de água doce proveniente do rio Sado. Em Março o gradiente é de 31,2‰ diminuindo para 20‰ em Agosto. De um modo geral, as salinidades foram mais elevadas que no ano anterior originando condições eualinas (37 - 31,5‰), em quase todos os meses (excepto em Março), nas zonas inferior e média do estuário até à estação 14. Para montante, começa a notar-se a influência da água doce que origina condições polialinas (18,0 - 28,5‰), da estação 14 até à estação 16. Nas estações 17 e 18 as salinidades pertencem ao grupo mesoalino (16,6 - 13,1‰). As salinidades médias variaram entre 27,7 a 36,1‰ na zona inferior, de 21 a 36,4‰ na zona média e de 6 a 27,1‰ na zona superior. Em Março verificou-se estratificação halina na zona superior, nas estações de menor profundidade (3,5m) desde a estação 13 (16,8 - 21,1‰) até à estação 15 (6,0 - 10,6‰). Em Agosto foi também detectada estratificação à superfície, na estação 16 (24,5 - 29,4‰), que está situada directamente sob influência da Ribeira de S. Martinho.

Nutrientes

Os valores da relação N/P mais baixos ocorreram em Agosto, coincidindo com a época de maior produção e os valores mais elevados foram observados em Março, variando em média entre 1,3 e 15,3 na zona inferior, entre 1,3 e 17,8 na zona média e entre 0,9 e 18,0 na zona superior. Os valores de Si/P mais baixos ocorreram em Novembro e os mais altos em Agosto variando em média entre 10,0 e 35,3 na zona inferior, entre 16,6 e 43,5 na zona média e entre 14,1 e 75,4 na zona superior.

Caracterização geral da comunidade fitoplanctónica

Identificaram-se 146 espécies das quais 96 pertencem às Bacillariophyceae e são na sua grande parte espécies marinhas e de água salobra. Identificaram-se ainda 20 espécies de Chlorophyceae, 13 de Euglenophyceae e 3 de Cyanophyceae todas elas de água doce. As Dinophyceae distribuídas por 7 géneros são, na maioria, de origem marinha. Das Cryptophyceae a espécie mais frequente pertence ao grupo das espécies adaptadas a água

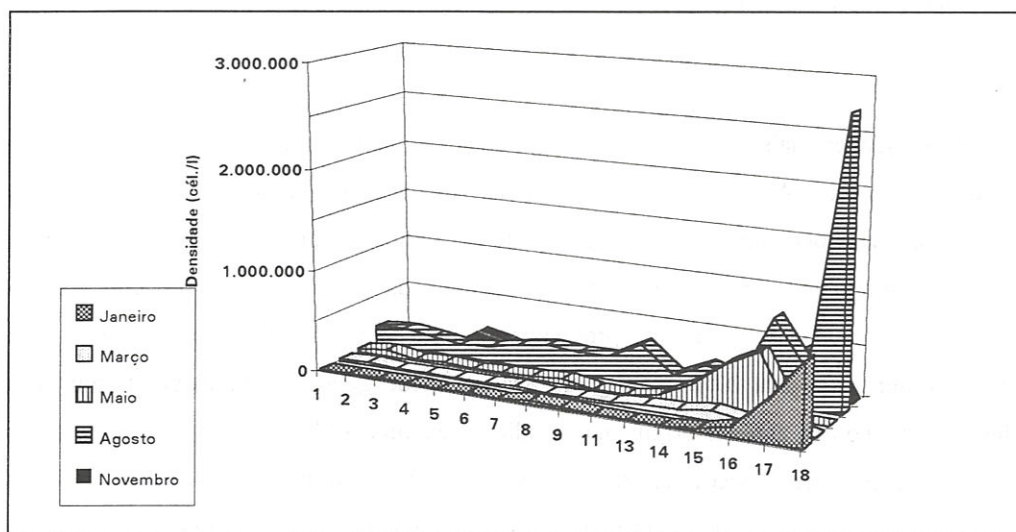


Figura 2 - Variação sazonal da densidade do Fitoplâncton ao longo do estuário do Sado (1991).

salobra. O fitoplâncton ($>10\mu$) apresentou uma densidade média anual de $208,8 \times 10^3$ cél./l, com um máximo em Agosto de $2759,4 \times 10^3$ cél./l na estação 18 e um mínimo em Janeiro de $4,48 \times 10^3$ cél./l, na estação 1 (Fig. 2). De um modo geral verificou-se que a densidade do fitoplâncton aumenta de jusante para montante apresentando uma densidade média na zona

superior do estuário cerca de oito vezes superior às das zonas média e inferior (Fig. 3), respectivamente $71,9 \times 10^3$ e $66,2 \times 10^3$ cél./l. A clorofila *a* apresentou uma média anual de $7,6 \text{ mg/m}^3$ com um mínimo em Março de $0,6 \text{ mg/m}^3$ nas estações 1 e 2 e um máximo em Agosto de $33,7 \text{ mg/m}^3$ na estação 18 correspondente ao máximo de densidade do fitoplâncton. De um modo geral a clorofila *a* segue a distribuição espacial do fitoplâncton (Fig. 4), aumentando de jusante para montante, apresentando um valor médio, na zona superior, duas vezes superior ao da zona média e três vezes maior que o da zona inferior do estuário. A fracção

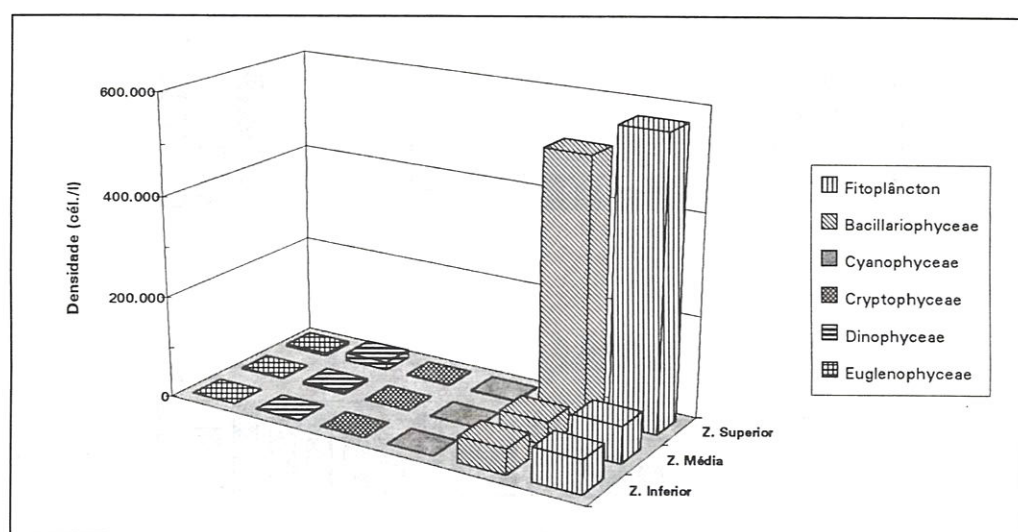


Figura 3 - Produção média anual do Fitoplâncton e dos grupos algológicos que o constituem nas zonas superior, média e inferior do Estuário do Sado (1991).

nanoplânctónica ($10\text{--}60\mu$) foi predominante em todo o estuário, contribuindo em média com 70 a 95% para a densidade da comunidade fitoplânctónica, excepto no mês de Maio em que o microplâncton predominou na zona inferior até à estação 14, constituindo em média mais de 70% da densidade do fitoplâncton daquela zona. A comunidade fitoplânctónica foi constituída essencialmente pelo grupo das Bacillariophyceae (Fig. 3), que contribuíram em média com mais de 80% para a densidade do fitoplâncton total. *Melosira moniliformis* foi a espécie que apresentou densidades médias mais elevadas em todas as épocas do ano. Foi responsável pelo máximo de fitoplâncton, e pelo predomínio do nanoplâncton, juntamente com *Nitzschia closterium* e *Chroomonas* sp.

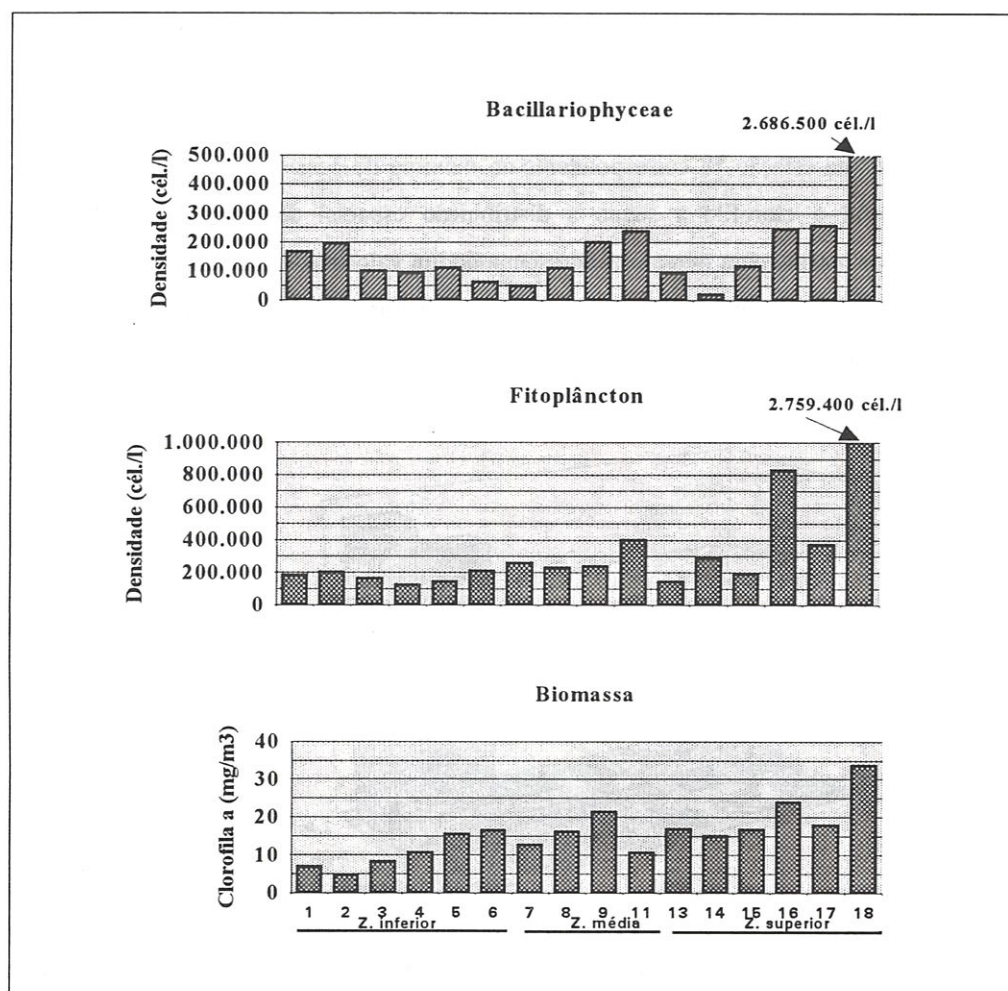


Figura 4 - Variação espacial da biomassa e da densidade média do Fitoplâncton e Bacillariophyceae, no Estuário do Sado em 1991.

Caracterização das zonas do estuário

Os resultados obtidos permitem identificar 3 zonas com as seguintes características:

Zona inferior - Estende-se desde a embocadura do estuário (estação 1) até jusante do cais de Eurominas (estação 6). Caracterizou-se por uma temperatura entre 14,6 e 24,7°C, uma salinidade compreendida entre 23,2 e 36,2‰ e uma transparência entre 0,7 e 2,3m. A densidade média do fitoplâncton variou entre 15 660 cél./l no início da Primavera e 170 950 cél./l no Verão a que correspondeu uma biomassa média, em clorofila *a*, respectivamente de 0,63 e 11mg/m³. A produtividade média anual desta zona foi relativamente baixa, cerca de 66 000 cél./l, equivalente à da zona média e cerca de oito vezes menor que a da zona superior. As estações amostradas apresentaram uma produção

média anual semelhante, que variou entre 58 000 cél./l, na estação 1, e 83 000 cél./l na estação 2. O fitoplâncton foi constituído essencialmente por Bacillariophyceae em mais de 75% da sua densidade média. O nanoplâncton ($<60\mu$) foi predominante em quase todo o ano, excepto no mês de Maio, em que o microplâncton predominou até à estação 6 em mais de 68% da densidade do fitoplâncton, devido ao aparecimento de espécies marinhas de elevado biovolume, como *Coscinodiscus* spp, *Chaetoceros* spp *Nitzschia longuissima* e *N. pungens*. As espécies que apresentaram densidades médias mais elevadas nesta zona foram *Thalassiosira* sp, *Rhizosolenia setigera*, *Thalassionema nitzschioides*, *Skeletonema costatum* e *Nitzschia pungens*.

Zona média - Compreendida entre as estações 7 e 13, abrange toda a região desde a Comporta (estação 11) ao Cais de Eurominas (estação 7), incluindo o esteiro da Marateca, até Ilha do Cavalo (estação 13). Caracterizou-se por uma variação de temperatura entre 14,3 e 24,6°C, uma salinidade compreendida entre 16,9 e 37‰ e uma transparência entre 0,3 e 1,3m. A densidade média do fitoplâncton apresentou um mínimo de 30 180 cél./l e um máximo de 253 260 cél./l o que correspondeu a uma biomassa média de 2,93 mg/m³ e de 16,76 mg/m³. A produtividade média anual desta zona foi de cerca de 71 000 cél./l, equivalente à da zona inferior e cerca de oito vezes menor que a da zona superior. Os locais amostrados apresentaram uma produção média anual que variou entre 57 000 cél./l na Ilha do Cavalo e 123 000 cél./l no esteiro da Comporta. O esteiro da Marateca teve uma produção média de 83 000 cél./l. O fitoplâncton esteve constituído essencialmente por Bacillariophyceae em mais de 60% da sua densidade média. A fracção nanoplanctónica foi predominante em mais de 60% da densidade do fitoplâncton, excepto em Maio e Novembro, nas estações 7 e 9, devido à presença das espécies *Coscinodiscus eccentricus* e *Nitzschia sigma* e ainda ao desenvolvimento de *N. paradoxa*. Esta zona foi caracterizada pela dominância de *Chroomonas* sp no Inverno pelo aparecimento de *Skeletonema subsalsum* no início da Primavera e de *Nitzschia sigma* e *N. closterium* no fim de Maio. No Verão, que foi a época mais produtiva, é de salientar o desenvolvimento de *N. closterium* e de *N. longuissima*, que atingiram nesta zona do estuário densidades médias mais elevadas, e a dominância de *Chroomonas* em toda a zona que se estende desde o cais de Eurominas, para montante, no esteiro da Marateca. No Outono destacam-se como espécies mais abundantes *N. closterium* e *Thalassionema nitzschioides*.

Zona superior - Compreende as estações 14 a 18, para montante da Ilha do Cavalo, no canal de Alcácer. Foi caracterizada por uma temperatura entre 15,4 e 26,1°C, uma salinidade compreendida entre 0,47 e 33,3‰ e uma transparência que variou entre 0,2 e 0,9m. A razão

N/P mediou entre um máximo de 18,0 em Março e um mínimo de 0,9 em Agosto e a Si/P variou entre 75,4 em Agosto e 14,1 em Novembro. A densidade média do fitoplâncton apresentou um mínimo de 68 505 cél./l no início da Primavera e um máximo de 887 220 cél./l no Verão, a que correspondeu uma biomassa média em clorofila *a* de 4,6 mg/m³ e de 21,4 mg/m³ respectivamente. A produção média anual desta zona foi de 571 000 cél./l o que corresponde a oito vezes a produção da zona média e inferior do estuário. Os locais amostrados apresentaram uma produção média que variou entre 124 000 cél./l, na estação 14, e 1 774 000 cél./l, na estação 18. As Bacillariophyceae contribuíram com 89% para a densidade do fitoplâncton, sendo o grupo predominante do fitoplâncton. O nanoplâncton constituiu a fracção dominante no fitoplâncton, excepto em Maio, na estação 14, devido à espécie dominante *Coscinodiscus excentricus* que atingiu o máximo de densidade neste local. Esta zona esteve caracterizada pela predominância de *Melosira moniliformis*, que apresentou médias mais elevadas em todas as épocas do ano e foi dominante em mais de 57% da densidade do fitoplâncton. De salientar, ainda, a dominância de *Chroomonas* no Verão, na estação 14, em mais de 80% do fitoplâncton.

Discussão

Os resultados referentes à densidade média anual do fitoplâncton e da clorofila *a* indicam para o Estuário do Sado uma produtividade relativamente baixa.

Estes resultados são idênticos aos obtidos no ano de 1990 em que a densidade média anual variou entre 33 000 cél./l na zona inferior e 516 000 cél./l na zona superior, a que correspondeu, respectivamente, uma clorofila *a* média de 2,6 mg/m³ e 13,4 mg/m³ (Oliveira e Coutinho, 1992).

Estudos de outros autores referem em estuários medianamente produtivos densidades médias de fitoplâncton da ordem de 2×10^6 cél./l. Valores superiores a 10×10^6 cél./l são referidos para estuários com problemas de eutrofização (Anderson, 1986; Mallin *et al.*, 1991). Densidades médias de 2×10^6 cél./l foram encontradas, apenas em locais restritos, que não são representativos das três grandes zonas do estuário do Sado (Coutinho, resultados não publicados). As densidades médias mais elevadas, quer de 1990, quer de 1991, são inferiores a 600 000 cél./l e ocorrem apenas na zona superior do estuário onde só ocasionalmente se verificam picos de abundância próximos de 2 milhões cél./l e apenas durante a época do ano de maior produção fitoplanctónica.

Também no que diz respeito à clorofila *a* os valores médios obtidos, quer em 1990, quer em 1991, para a zona mais produtiva do estuário, são da ordem dos encontrados em estuários medianamente produtivos.

No que diz respeito à composição específica, não foram encontradas espécies tóxicas, ou não tóxicas, em densidade significativa para a detecção de situações de eutrofização.

A diatomácea com densidade média mais elevada em todas as épocas do ano, e responsável pelo máximo de fitoplâncton no estuário, *Melosira moniliformis*, apresenta uma densidade máxima que não ultrapassa os 2,6 milhões cél./l. O desenvolvimento preferencial desta espécie na zona superior é devido às condições ambientais desta zona. Por um lado é uma zona de regeneração dos nutrientes, com características específicas, (Cabeçadas *et al*, 1994) que possibilita, por um período de tempo alargado, um desenvolvimento sustentado da comunidade fitoplancónica, particularmente no que diz respeito ao azoto, nas suas formas biodisponíveis, e à sílica que é um nutriente fundamental para o desenvolvimento das diatomáceas. Assim o pico máximo de densidade registado para *Melosira*, no mês de Agosto, confirma a utilização rápida e eficiente do azoto regenerado e a existência de sílica em concentração suficiente para o desenvolvimento desta diatomácea. Com efeito, os resultados para os nutrientes, no mês de Agosto, revelam uma razão N/P muito baixa (0,9) e um aumento da razão Si/P (75,0). Por outro lado, a deficiência de luz numa coluna de água bem misturada, ao criar uma zona eufótica inferior à zona de mistura, vai obrigar as espécies, em suspensão na coluna de água, a variações bruscas de intensidade luminosa, permitindo a *Melosira* competir com vantagem sobre outras espécies, pior adaptadas à variabilidade da intensidade de luz.

A baixa produção nas zonas média e inferior do estuário é devida fundamentalmente à limitação do azoto, logo no início do período produtivo (Cabeçadas e Brogueira, 1991) e a uma regeneração dos nutrientes insuficiente para o crescimento do fitoplâncton, nestas duas zonas do estuário. Assim, na zona média, mesmo as espécies mais abundantes, *Chroomonas* sp. e *Nitzschia closterium*, apresentam densidades muito baixas, inferiores a 250 000 cél./l. Também na zona inferior do estuário, as espécies características apresentam sempre um fraco desenvolvimento. As mais abundantes, pertencentes aos géneros *Coscinodiscus*, *Thalassiosira*, *Chaetoceros* e *Rhizosolenia*, são de proveniência marinha e a sua densidade não ultrapassa as 110 000 cél./l..

No que diz respeito à presença de espécies tóxicas no estuário, a única espécie detectada na amostragem a que se refere este estudo, *Nitzschia pungens*, apresentou uma concentração, inferior a 16 000 cél./l., que não é lesiva da salubridade dos moluscos bivalves.

Conclusões

A produção primária no Estuário do Sado é baixa a moderada, comparável à dos estuários medianamente produtivos do Atlântico Norte.

O esteiro da Marateca, onde está concentrada a grande parte das pisciculturas do Estuário do Sado, apresenta uma produção planctónica baixa, pelo que a implementação controlada, de um regime de produção semi-intensivo das pisciculturas, desde que acompanhado por uma monitorização adequada, poderá ser considerada sem risco para a qualidade da água do estuário.

Referências bibliográficas

- ANDERSON, G. F., 1986. Silica, Diatoms and a Freshwater Productivity Maximum in Atlantic Coastal Plain Estuaries, Chesapeake Bay. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 22: 183-197.
- CABEÇADAS, G.; BROGUEIRA, M. J., 1991. The Sado estuary, Portugal: eutrophication conditions in areas of aquaculture activities. *Environmental Pollution*. Inderscience Enterprises, Geneve, Vol. 2, p. 810-820.
- CABEÇADAS, G.; BROGUEIRA, M. J.; FERRONHA, M. H., 1994. 4ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente, Vol. I, p. I 181-I 190.
- 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.
- OLIVEIRA, M. R. L.; 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*, Lisboa, 59, 34 p.

Fitoplâncton tóxico e toxicidade em moluscos bivalves

Maria Antónia. Sampayo
Departamento de Ambiente Marinho

Resumo

É reconhecida a importância económica dos moluscos bivalves no sector das pescas na região designada como Península de Setúbal.

Este recurso haliêutico está sujeito esporadicamente à acumulação de biotoxinas produzidas por algumas espécies fitoplantónicas como os dinoflagelados *Dinophysis* spp. e *Prorocentrum lima* que produzem toxinas que provocam DSP (Diarrhetic Shellfish Poisoning) nos bivalves e *Gymnodinium catenatum* ou *Alexandrium* spp cujas toxinas provocam PSP (Paralytic Shellfish Poisoning).

É pois indispensável controlar o fitoplâncton nas zonas de produção de moluscos bivalves e nas áreas que as influenciam e analisar os bivalves quanto à presença destas toxinas sempre que as espécies produtoras sejam detectadas.

No presente trabalho, que cobre o período entre Maio de 1991 e Dezembro de 1993, apresentamos os dados da presença das espécies potencialmente tóxicas e de toxicidade detectada nas várias espécies de bivalves analisadas.

Em 1991 o problema detectado foi exclusivamente DSP associado à presença de *Dinophysis acuminata* e *D. sacculus* que afectaram os bivalves dos estuários do Sado e Tejo e ainda, mas mais levemente, os do litoral adjacente de ambos os estuários.

Em 1992 não detectámos valores elevados de DSP e houve problemas com PSP principalmente na zona litoral do Sado e no interior da Lagoa de Albufeira, o que pela primeira vez aconteceu nesta zona do país. Este problema foi devido à ocorrência de *Gymnodinium catenatum*.

Em 1993 os problemas com PSP foram bastante mais graves tendo sido afectadas as mesmas zonas que no ano anterior e ainda o litoral de Lisboa com valores muito mais elevados e sendo maior o número de espécies de bivalves afectadas.

Introdução

Na comunidade fitoplanctónica da Costa Portuguesa ,incluindo zonas lagunares e estuarinas, ocorrem esporadicamente espécies que produzem biotoxinas susceptíveis de serem acumuladas pelos moluscos bivalves e outros animais aquáticos que são fitoplanctívoros.

Os moluscos bivalves portadores desta toxinas ao serem ingeridos pelo homem podem afectá-lo gravemente causando sintomas como formigueiros nas mãos e pés, paralisia do sistema respiratório, dores de cabeça, tonturas, diarreias e vómitos entre outros.

Estas sintomatologias deram o nome aos complexos de toxinas que mais vêm ocorrendo em Portugal PSP (Paralytic Shellfish Poisoning) e DSP (Diarrhetic Shellfish Poisoning).

O PSP que vem ocorrendo no nosso país desde 1986, tem sido causado pelo dinoflagelado *Gymnodinium catenatum* (Franca e Almeida 1989 e Sampayo, 1989) enquanto o DSP tem sido causado principalmente pelos também dinoflagelados *Dinophysis* spp e *Prorocentrum lima* (Alvito *et al.*, 1990, Sampayo *et al.*, 1990) .

Atendendo a que estas toxicidades podem ser letais para o homem a curto prazo ,que pode não ultrapassar 1 hora, caso do PSP, tendo um efeito espectacular, podem também ter efeitos cumulativos de destruição do fígado ou até efeitos cancerígenos de longa duração, caso do DSP, que quando presente, ainda que se não manifestando os clássicos efeitos de vómitos e/ou diarreias no consumidor, é sempre lesivo . É pois indispensável controlar nas zonas de exploração de moluscos bivalves o fitoplâncton presente e a toxicidade acumulada pelos bivalves quando se detectam as espécies tóxicas.

Este controlo tem não só a finalidade de proteger a Saúde Pública mas também a de salvaguardar o recurso, isto é evitar que os consumidores nacionais ou estrangeiros sofram problemas que os levem a rejeitar o consumo dos bivalves, fazendo com que uma indústria que tem um valor sócio-económico tão importante seja altamente prejudicada.

Não há dúvida que é preferível controlar e interditar a sua apanha e comercialização por períodos tão curtos quanto possível, do que ignorar os factos e acontecer um desastre.

Material e métodos

De Maio de 1991 a Dezembro de 1993 foram recolhidas à superfície, amostras de água para análise qualito-quantitativa do fitoplâncton em 14 estações distribuídas pela Lagoa

de Albufeira, estuários do Sado e Tejo e litoral costeiro de Setúbal e Sul de Lisboa. A amostragem foi no mínimo quinzenal, com maior frequência semanal ou até mais frequente.

As amostras recolhidas em frascos de 250 ml foram sempre fixadas no local de colheita com 10 ml de uma mistura de formol comercial e ácido acético (3/1). No Laboratório foram concentradas por centrifugação e analisadas ao microscópio com contraste de fase em câmaras de contagem “Palmer-Maloney” (Guillard, 1978). Foram analisadas 584 amostras.

Dos locais de desembarque de moluscos bivalves para comercialização foram recolhidas amostras das várias espécies: mexilhão (*Mytilus edulis*) da Lagoa de Albufeira; lamujinha (*Scrobicularia plana*), berbigão (*Cerastoderma edule*) e amêijoia-macha (*Venerupis pullastra*) dos estuários do Sado e Tejo; navalha (*Ensis siliqua*) e conculha (*Donax trunculus*) do litoral de Setúbal e Lisboa; e ainda ameijola (*Callista chione*), pé-de-burrinho (*Chamalea striatula*) e pé-de-burro (*Venus verrucosa*) do litoral de Setúbal. Estes bivalves foram analisados quanto à presença de biotoxinas dos tipo DSP pelo método de Yasumoto (1980), sempre que no fitoplâncton se detectaram espécies produtoras destas toxinas e quando os resultados deram positivos, até pelo menos se obterem dois resultados negativos consecutivos, tendo sido realizado um total de 352 análises deste tipo.

Para a detecção de biotoxinas do tipo PSP seguiu-se o método da A.O.A.C. (1984), com pelo menos uma análise quinzenal para cada estação de amostragem. Quando os resultados começavam a acusar vestígios, valores inferiores a 80 µg/100g de carne (valor limite de tolerância), ou quando se detectava no fitoplâncton a espécie causadora, a amostragem foi sempre intensificada, passando a semanal. Assim que se atingiam valores iguais ou superiores ao limite de tolerância, a amostragem passava a bi e tri-semanal até se obterem de novo resultados inferiores ao limite de tolerância em duas análises consecutivas; foram realizadas 603 análises no período considerado.

No presente trabalho apenas se apresentam os resultados em que se detectaram espécies tóxicas no fitoplâncton e a sua relação com a toxicidade encontrada nos bivalves.

Resultados e discussão

Os resultados estão apresentados nas Figuras 1 a 6, por regiões e por anos tendo-se optado por fazer médias semanais.

Durante 1991, nas águas provenientes da zona abrangida pelo projecto, praticamente não encontramos dinoflagelados produtores de biotoxinas do tipo PSP, como *Gymnodinium catenatum* ou *Alexandrium* spp. e este tipo de toxicidade não ultrapassou o limite de tolerância nos moluscos bivalves da região.

Neste ano encontramos por vezes espécies causadoras de DSP, espécies do género *Dinophysis* e este tipo de toxicidade, que não é quantificável pelo bioensaio, método utilizado na pesquisa por ser o recomendado pela Organização Mundial de Saúde, foi detectado nos bivalves dos estuários do Tejo e Sado, afectando ainda os do litoral de Setúbal e Lisboa embora por menos tempo.

A distribuição de *Dinophysis* spp. ao longo deste ano está representada nas Figuras 1-3 e coincidiu muitas vezes com os valores positivos de detecção de toxicidade do tipo DSP nos bivalves analisados, o que levou ao encerramento da sua apanha e comercialização (Nunes *et al.*, neste volume).

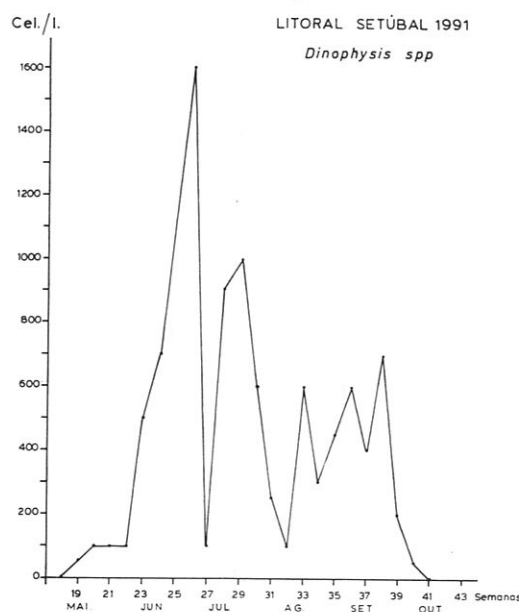


Figura 1- Distribuição de *Dinohysis* spp. no Litoral de Setúbal 1991.

Em 1992 detectámos pela primeira vez, para a zona, valores de toxicidades do tipo PSP que chegaram a ultrapassar o limite de $80\mu\text{g}/100\text{g}$, na ameijola do litoral de Setúbal e

no Mexilhão da Lagoa de Albufeira, obrigando ao seu encerramento (Nunes *et al.*, neste volume).

Até este ano, em Portugal, a toxicidade do tipo PSP só ultrapassara este valor na costa Norte acima do Cabo da Roca (Sampayo e Vilarinho, 1993).

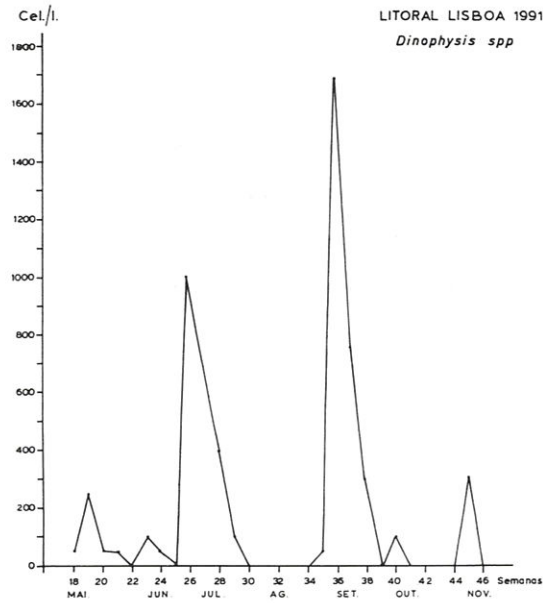


Figura 2 - Distribuição de *Dinophysis spp.* no litoral de Lisboa 1991.

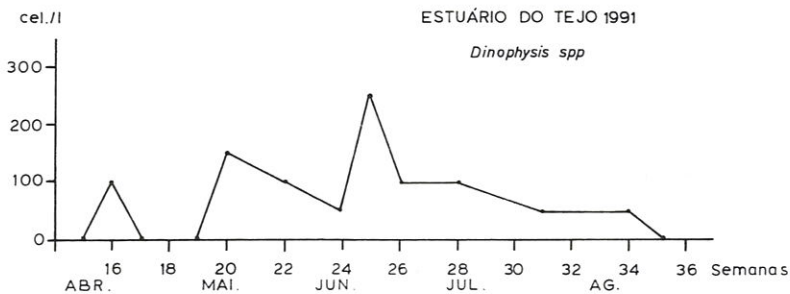


Figura 3 - Distribuição de *Dinophysis spp.* no Estuário do Tejo 1991.

Durante 1992 não detectámos DSP nos bivalves da região em estudo o mesmo sucedendo em 1993, ocorrendo o género *Dinophysis* muito mais raramente e com ainda menor abundância..

Em 1993, Figuras 4-6, o problema da ocorrência de PSP com valores acima do limite de tolerância agravou-se. Todas as espécies de bivalves exploradas no litoral de Setúbal e Lisboa foram afectadas e até mesmo a amêijoia-macha do estuário do Tejo ultrapassou largamente as $80\mu\text{g}/100\text{g}$. Neste ano o problema não só se iniciou muito mais cedo, Janeiro na Lagoa de Albufeira e região de Setúbal e Fevereiro no litoral de Lisboa, Figuras 4 e 6, como os valores de toxicidade foram os mais elevados até hoje já detectados no nosso país desde 1986. A conquinha proveniente da zona da Caparica chegou a atingir valores da ordem das $8000\mu\text{g}/100\text{g}$, tendo também a navalha ultrapassado as $1000\mu\text{g}/100\text{g}$ em Julho. Estes grandes valores estão associados a picos máximos de concentração no fitoplâncton de *Gymnodinium catenatum* (Fig. 6).

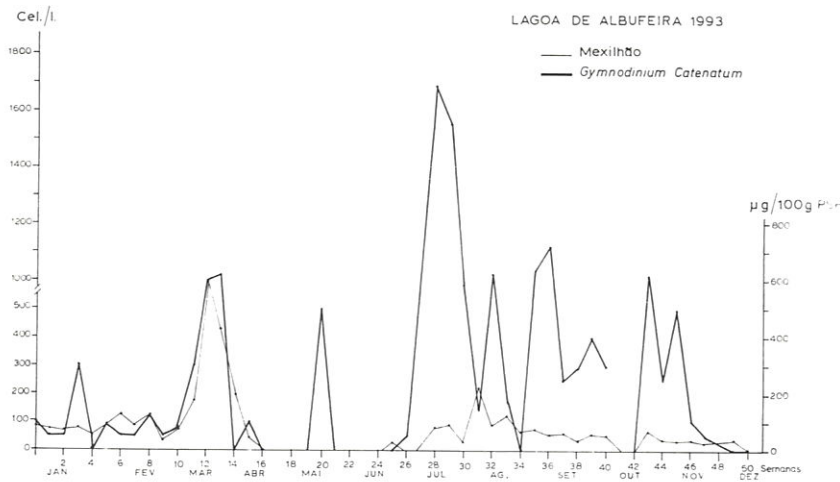


Figura 4 - Distribuição de *Gymnodinium catenatum* e valores de PSP detectados no mexilhão da Lagoa de Albufeira, 1993.

Na região litoral de Setúbal o valor mais elevado de toxicidade foi também detectado na conquinha, tendo este valor ocorrido em Março (Fig. 5).

Durante o Verão de 1993 o valor mais elevado de toxicidade detectado na região de Setúbal foi na ameijola, sendo este bivalve o que permaneceu tóxico por mais tempo, como também se verificara em 1992 (Sampayo e Vilarinho, 1993).

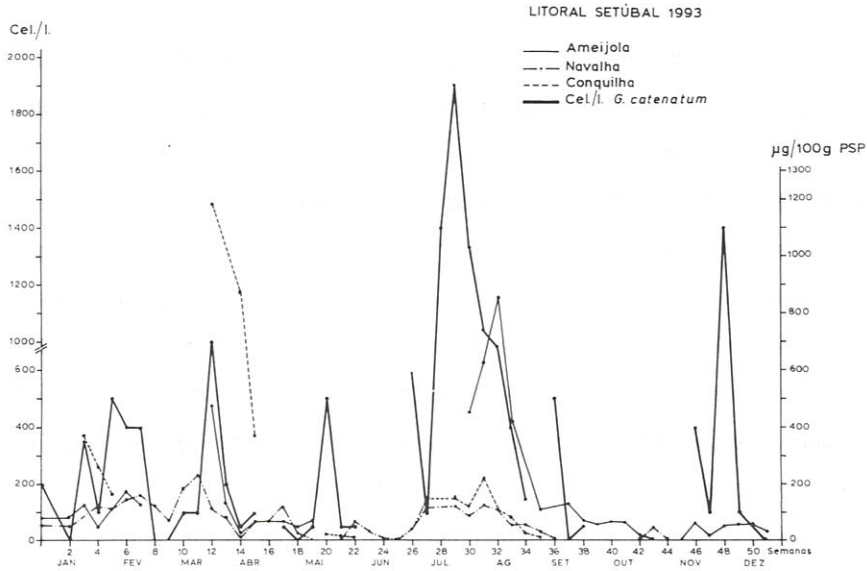


Figura 5 - Distribuição de *Gymnodinium catenatum* e valores de PSP detectados nos principais bivalves explorados no litoral oceânico de Setúbal, 1993.

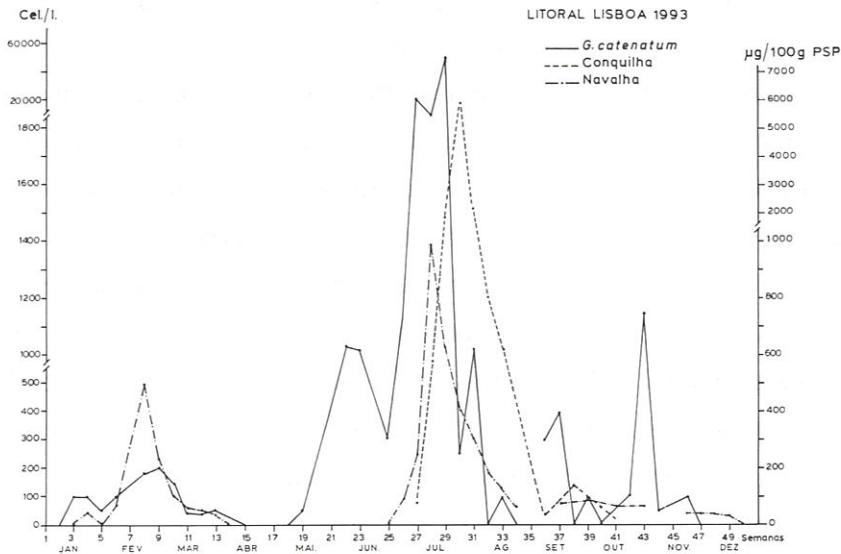


Figura 6 - Distribuição de *Gymnodinium catenatum* e de PSP nos bivalves analisados do litoral de Lisboa, 1993.

Conclusões

Nos vários anos abrangidos pelo presente estudo, 1991, 1992 e 1993, os moluscos bivalves explorados na Península de Setúbal apresentaram problemas de toxicidade devidos à presença no fitoplâncton local de espécies produtoras de biotoxinas.

Em 1991 o problema foi DSP e deveu-se à presença do género *Dinophysis* quer nos estuários quer no litoral costeiro em concentrações susceptíveis de intoxicar os bivalves.

Em 1992 não detectámos DSP em toda a região, mas no interior da Lagoa de Albufeira os valores de PSP no mexilhão ultrapassaram por vezes o limite de tolerância (80µg/100g de carne de bivalve) e muito embora os valores obtidos fossem em regra pouco acima deste limite o problema arrastou-se intermitentemente desde o verão a Dezembro. A ameijola do litoral de Setúbal também ultrapassou o limite de tolerância e esteve tóxica por mais tempo em contínuo. Estes factos coincidiram com a ocorrência no fitoplâncton do dinoflagelado *Gymnodinium catenatum*. Os outros bivalves ou não apresentaram toxicidade ou os valores detectados foram abaixo do limite de tolerância.

Em 1993 *Gymnodinium catenatum* apareceu na região desde Janeiro e afectou todo o litoral oceânico, a Lagoa de Albufeira e mesmo a parte mais terminal do Estuário do Tejo durante praticamente todo o ano, embora de forma intermitente. Os valores de toxicidade determinados foram por vezes muito elevados.

É pois indispensável fazer o estudo permanente e intenso da região, para proteger o recurso, moluscos bivalves, e salvaguardar a Saúde Pública.

A fim de se poder tentar fazer uma previsão das ocorrências deste tipo será mesmo necessário levar a cabo na região um programa completo de estudo da sua oceanografia física, química e biológica, não esquecendo o estudo dos seus sedimentos para detecção de possíveis zonas de concentração de quistos das espécies envolvidas.

A previsão baseada nos estudos referidos permitirá uma gestão mais racional dos recursos de moluscos bivalves, auxiliando a que se possa não só reduzir os tempos de interdição, como também indicar quando se deverá intensificar a apanha dos bivalves, porque ainda estão salubres e uma época perigosa pode estar eminente. Esta forma de actuar poderá contribuir para uma redução nos prejuízos económicos.

Este programa que se propõe não invalida a necessidade constante de acompanhamento do fitoplâncton nas áreas de exploração e cultura dos bivalves, bem como a sua análise quanto à presença e quantificação das biotoxinas.

Agradecimentos

Queremos apresentar os nossos agradecimentos a todos os Técnicos do IPIMAR que de alguma forma contribuíram para a realização do presente trabalho e em especial a Maria de Lurdes Pires e Maria de São João Fronteira pelas análises de DSP e PSP.

Referências bibliográficas

- ALVITO, P.; SOUSA, I.; FRANCA, S.; SAMPAYO, M.A.M., 1990. Diarrhetic Shellfish Toxins Along the Coast of Portugal. In :Toxic Marine Phytoplankton, E.Graneli, B.Sundstrom, L.Edler and D.Anderson, eds., Elsevier,New York p.443-448.
- A.O.A.C., 1984.Official Methods of Analysis, 63. 14th ed. p. 1336-1343.
- FRANCA, S.; ALMEIDA, J. F., 1989. Paralytic Shellfish Poisons in Bivalve Molluscs on the Portuguese Coast Caused by a Bloom of the Dinoflagellate *Gymnodinium catenatum*.In :Red Tides Biology, Environmental Science,and Toxicology, T.Okaichi,D.Anderson and T.Nemoto eds. Elsevier,New York:93-96.
- GUILLARD, R.R.L.,1978. Counting Slides. In:: Phytoplankton Manual, A.Sournia ed., UNESCO,Paris p. 182-189.
- NUNES, M.C.; DIAS, M.D.S.; SAMPAYO, M.A.M., 1994. Contribuição para o Cumprimento do Normativo Comunitário. Neste Volume.
- SAMPAYO, M.A.M., 1989. Red Tides Off the Portuguese Coast. In : Red Tides Biology, Environmental Science, and Toxicology, T.Okaichi,D.Anderson and T.Nemoto eds. Elsevier, New York p. 89-92.
- SAMPAYO, M.A.M.; ALVITO,P.; FRANCA,S.; SOUSA I., 1990. *Dinophysis* spp Toxicity and relation to accompanying species. In Toxic Marine Phytoplankton, E.Graneli, B.Sundstrom, L.Edler and D.Anderson, eds., Elsevier,New York p. 215-220.
- SAMPAYO, M.A.M.;VILARINHO, M.G.,1993. Paralytic-Shellfish Poisonig in Portugal 1992.Presented at the 6th International Conference on Toxic Marine Phytoplankton.Nantes Nov.1993 9p.

Povoamentos macrozoobentónicos das áreas costeiras adjacentes aos estuários dos rios Tejo e Sado (Portugal)

Maria José Gaudêncio e Miriam Tuaty Guerra

Departamento de Ambiente Marinho

Resumo

Os organismos bentónicos constituem um elemento chave nos ecossistemas litorais, pois devido à sua estabilidade espaço-temporal reflectem rapidamente a variabilidade do meio, através de alterações na sua estrutura. Constituem um elo fundamental da cadeia trófica em estuários e oceanos, uma vez que deles se alimentam várias espécies que são objecto de pesca comercial. Alguns são também directamente consumidos pelo Homem.

Foi efectuado o estudo dos povoamentos bentónicos na plataforma continental portuguesa adjacente aos estuários dos rios Tejo (entre 38° 39' N e 38° 33' N) e Sado (entre 38° 27' N e 38° 18' N). Foram realizadas colheitas com draga e ganchorra, em fundos arenosos, entre 0,5 e 45 metros de profundidade.

O presente trabalho apresenta os resultados relativos à estrutura dos povoamentos macrozoobentónicos com base na análise da abundância, riqueza específica e biomassa dos organismos recolhidos. É comparada a estrutura dos povoamentos nas duas áreas estudadas e discutida a influência dos estuários na riqueza dos povoamentos observados.

Introdução

Os ecossistemas costeiros situados na interface continente-oceano são o local privilegiado de uma grande produção biológica e de reprodução, "nursérie" e alimentação de numerosas espécies aquáticas. Este aspecto associado às potencialidades de exploração dos recursos haliêuticos confere-lhes um interesse económico indiscutível. A macrofauna bentónica ocupa uma posição intermédia nestes ecossistemas. O seu papel na cadeia trófica é fundamental dado o consumo quase directo pelos predadores (peixes e cefalópodes) e até o consumo directo de algumas espécies pelo homem (moluscos bivalves, principalmente). A macrofauna bentónica é na sua maioria sedentária, pelo que reflecte as variações do ambiente que habita e que a rodeia, isto é, o sedimento e a massa de água. A biomassa bentónica

traduz assim, por um lado, a disponibilidade de alimento e, por outro lado, a variabilidade do meio, quer natural, quer provocada pelos tributários de origem continental. O estudo da estrutura e do funcionamento dos povoamentos bentónicos é pois essencial para a compreensão da dinâmica dos ecossistemas costeiros.

No âmbito da Operação Integrada de Desenvolvimento da Península de Setúbal realizaram-se três campanhas dirigidas ao estudo dos bivalves de interesse comercial, nas áreas costeiras adjacentes aos estuários do Tejo e do Sado, a bordo dos navios de investigação do IPIMAR, "Mestre Costeiro" e "Donax" (Fig. 1). O presente trabalho analisa a macrofauna bentónica recolhida nessas campanhas.

Material e Métodos

A rede de estações foi estabelecida segundo radiais perpendiculares à costa, distanciadas entre si de 1 milha. Em cada radial as estações foram fixadas de acordo com as profundidades (entre 0,5 e 45 metros).

Foram utilizados dois tipos de engenhos para colheita dos sedimentos: draga tipo "Van Veen" (modelo S. R.) e draga "Smith McIntyre", abrangendo cada uma delas uma superfície de 0,05 m² e 0,10 m², respectivamente. A caracterização granulométrica dos sedimentos foi feita com base em critérios simples, tais como, dimensões dos grãos e percentagem de cascalho, areias e vasa (Chassé & Glémarec, 1976; Davoult *et al.*, 1988; Larssonneur, 1977). As amostras (100g cada) foram secas a 60 °C, lavadas em água doce e passadas através de um crivo de 0,063 mm de malha para determinação da fracção fina. O restante sedimento foi novamente seco e passado através de uma coluna de 14 crivos (de 0,063 a 16 mm) do tipo "AFNOR". As fracções de sedimento retidas em cada crivo foram pesadas individualmente. A classificação das fracções componentes do sedimento foi feita de acordo com as seguintes classes granulométricas: cascalho (2 a 10 mm), areia grossa (0,5 a 1 mm), areia média (0,25 a 0,315 mm), areia fina (0,063 a 0,125 mm) e vasa (< 0,063 mm). Foram efectuadas as curvas cumulativas daqueles pesos de modo a calcular o diâmetro dos grãos de sedimento correspondentes ao peso de 50% da amostra (mediana-M) e o coeficiente de triagem de Trask: $Q_g = \sqrt{Q_3 / Q_1}$, em que $Q_1 = 25\%$ e $Q_3 = 75\%$. O traçado das curvas granulométricas cumulativas permitiu a definição de unidades sedimentares nas áreas prospectadas.

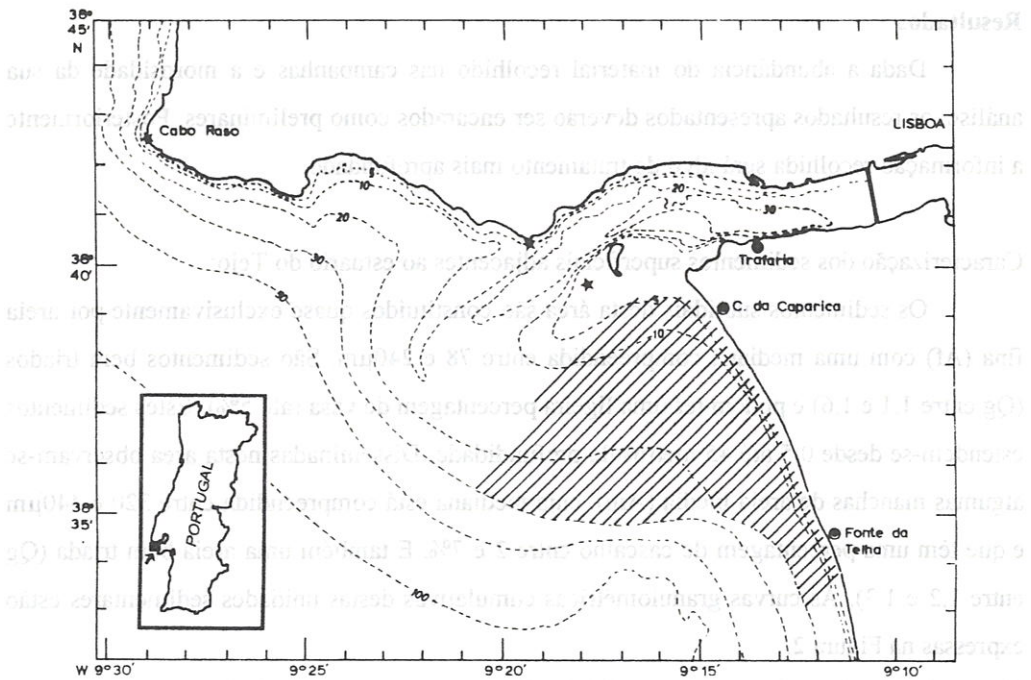
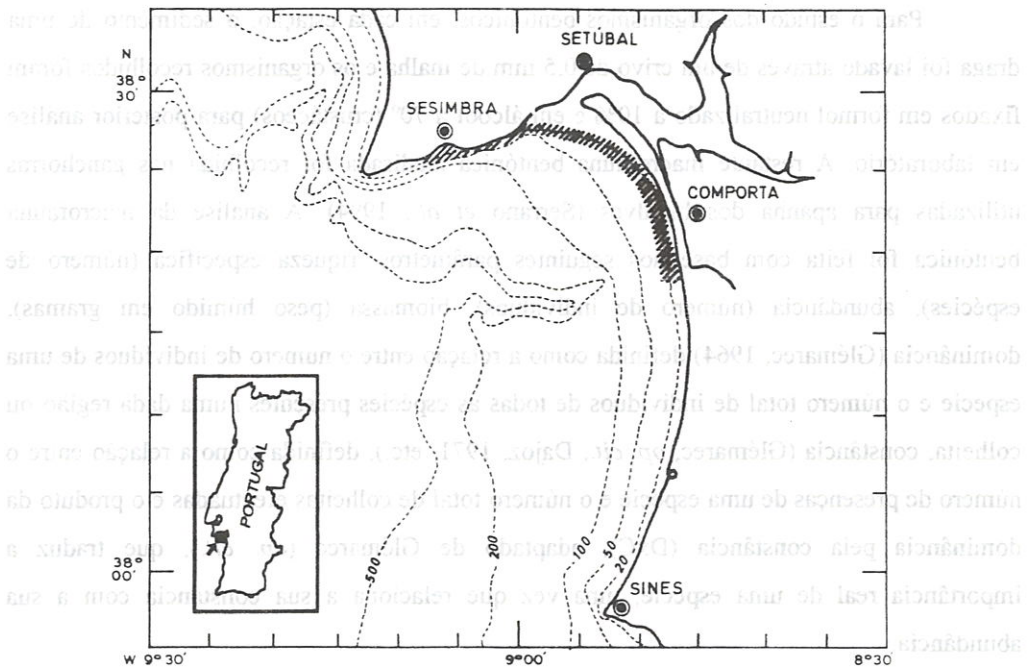


Figura 1 - Localização das zonas prospectadas nas áreas costeiras adjacentes aos estuários dos rios Sado (em cima) e Tejo (em baixo).

Para o estudo dos organismos bentónicos, em cada estação, o sedimento de uma draga foi lavado através de um crivo de 0,5 mm de malha e os organismos recolhidos foram fixados em formol neutralizado a 10% e em álcool a 70° (crustáceos) para posterior análise em laboratório. A restante macrofauna bentónica analisada foi recolhida nas ganchorras utilizadas para apanha dos bivalves (Serrano *et al.*, 1994). A análise da macrofauna bentónica foi feita com base nos seguintes parâmetros: riqueza específica (número de espécies), abundância (número de indivíduos), biomassa (peso húmido em gramas), dominância (Glémarec, 1964) definida como a relação entre o número de indivíduos de uma espécie e o número total de indivíduos de todas as espécies presentes numa dada região ou colheita, constância (Glémarec, *op. cit.*, Dajoz, 1971, etc.), definida como a relação entre o número de presenças de uma espécie e o número total de colheitas efectuadas e o produto da dominância pela constância (DxC), adaptado de Glémarec (*op. cit.*), que traduz a importância real de uma espécie, uma vez que relaciona a sua constância com a sua abundância.

Resultados

Dada a abundância do material recolhido nas campanhas e a morosidade da sua análise, os resultados apresentados deverão ser encarados como preliminares. Posteriormente a informação recolhida será alvo de tratamento mais aprofundado.

Caracterização dos sedimentos superficiais adjacentes ao estuário do Tejo:

Os sedimentos subtidais desta área são constituídos quase exclusivamente por areia fina (Af) com uma mediana compreendida entre 78 e 240µm. São sedimentos bem triados (Qg entre 1,1 e 1,6) e podem ter uma ligeira percentagem de vasa (até 5%). Estes sedimentos estendem-se desde 0,5 até 45 metros de profundidade. Disseminadas nesta área observam-se algumas manchas de areia média (Am), cuja mediana está compreendida entre 320 e 440µm e que têm uma percentagem de cascalho entre 2 e 7%. É também uma areia bem triada (Qg entre 1,2 e 1,3). As curvas granulométricas cumulativas destas unidades sedimentares estão expressas na Figura 2.

Caracterização dos sedimentos superficiais adjacentes ao estuário do Sado:

Nesta área os sedimentos subtidais são constituídos por areia fina (Af), areia média (Am) e areia grossa (Ag). A areia fina distribui-se numa faixa entre 7 e 20 metros de profundidade, entre 38° 25' 6" e 38° 27' N (costa da Galé) e entre 38° 25' 6" e 38° 18' N

(costa de Sesimbra). É bem triada (Qg entre 1,2 e 1,8) e limpa, com excepção de uma estação junto ao Forte do Cavalo (Sesimbra), a 10 metros de profundidade, cuja percentagem de vasa é de 10%. A mediana está compreendida entre 96 e 255 μm . A areia média distribui-se em manchas ao longo de toda a área estudada, concentrando-se especialmente em frente à embocadura do estuário, dos 3 aos 14 metros. É uma areia bem triada (Qg entre 1,1 e 1,6), sem contaminação pelítica, cuja mediana vai de 270 a 500 μm . A percentagem de cascalho atinge 10%. A areia grossa, com elevada percentagem de cascalho (13 a 56%), tem uma mediana compreendida entre 440 e 1230 μm e pode ser bem ou mal triada (Qg entre 1,2 e 2,6). A sua distribuição acompanha a da areia média, embora seja menos frequente. As curvas granulométricas cumulativas destas unidades sedimentares estão expressas na Figura 2.

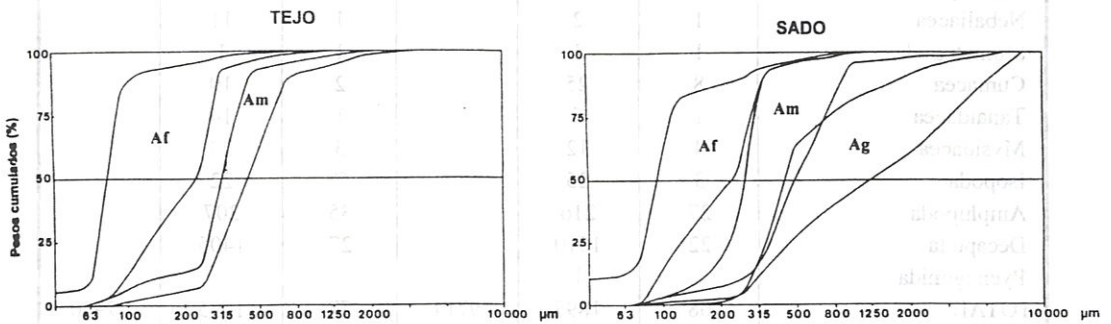


Figura 2 - Curvas cumulativas (mínimo e máximo) das areias finas (Af), médias (Am) e grossas (Ag) nas áreas costeiras adjacentes aos estuários do Tejo (esquerda) e do Sado (direita).

Caracterização da macrofauna bentónica:

No conjunto das 122 estações de colheita foram colhidos 21186 indivíduos repartidos por 253 espécies cuja presença nas três unidades sedimentares é apresentada na lista faunística anexa. Do número de indivíduos referido exceptuam-se os bivalves comerciais que foram objecto de outro trabalho (Serrano *et al.*, 1994). A distribuição dos grupos taxonómicos nas áreas estudadas é apresentada na Tabela 1.

Tabela 1 - Riqueza específica (S), abundância (A) e biomassa em gramas (B) da macrofauna bentônica; (n - nº estações de colheita).

TAXA	TEJO (n = 52)			SADO (n = 70)		
	S	A	B	S	A	B
Turbellaria	1	3	0,5	1	4	1
Annelida						
Polychaeta	35	882	441	53	2091	989
Sipuncula	1	8	133	1	38	665
Mollusca						
Scaphopoda	1	10		1	1	
Polyplocophora	1	1		1	1	
Gastropoda	6	316		10	335	
Bivalvia	38	2010		44	6776	
TOTAL	46	2337	127000	56	7113	135855
Arthropoda						
Nebaliacea	1	2		1	11	
Stomatopoda	1	1		1	1	
Cumacea	8	25		2	10	
Tanaidacea	1	5		1	14	
Mysidacea	4	12		3	23	
Isopoda	3	25		7	22	
Amphipoda	27	216		35	207	
Decapoda	22	1610		27	1405	
Pycnogonida	1	1				
TOTAL	68	1897	9714	77	1693	27900
Echinodermata						
Asteroidea	2	92		2	39	
Ophiuroidea	2	2197		3	1034	
Echinoidea	2	54		2	1621	
TOTAL	6	2343	13627	7	2694	54187
Chordata						
Cephalochordata				1	14	
Vertebrata	9	66		3	3	
TOTAL	9	66	2277	4	17	23

Em relação à distribuição dos grupos faunísticos nas unidades sedimentares identificadas, apenas será feita referência detalhada aos grupos mais importantes, quer em número de espécies, quer em abundância, isto é, Anelídeos, Moluscos, Artrópodes e Equinodermes. Dentro destes grupos apenas se fará referência às espécies constantes ($\geq 50\%$ de presença nas colheitas).

1. Areia Fina:

A distribuição dos grupos faunísticos está representada na Tabela 2. As espécies mais importantes ordenadas segundo o seu coeficiente DxC são as seguintes:

Tejo: *Ophiura albida*, *Diogenes pugilator*, *Chamelea striatula*, *Hyalinoecia bilineata*, *Mactra stultorum*, *Liocarcinus vernalis*, *Polybius henslowi*, *Ensis siliqua*, *Astropecten irregularis* e *Donax vittatus*. Esta última espécie, embora não sendo constante, é capturada em areia fina em grande quantidade. Também *C. striatula* é capturada nas ganchorras em grande abundância até cerca de 45 m.de profundidade. Se se entrasse em linha de conta com o número de exemplares capturados por aquelas artes, a espécie seria dominante nesta unidade sedimentar.

Sado: *Echinocardium cordatum*, *Polybius henslowi*, *Acrocnida brachiata*, *Diogenes pugilator*, *Ophiura albida*, *Donacilla cornea*, *Tellina tenuis*, *Paracentrotus lividus* e *Nephtys hombergii*. *P. lividus*, embora não sendo constante foi capturado em número suficientemente elevado (4673 indivíduos) para justificar a sua inclusão neste conjunto de espécies.

Tabela 2 - Riqueza específica (S), abundância (A) e biomassa em gramas (B) dos grupos mais representativos em areia fina.

	TEJO			SADO		
TAXA	S	A	B	S	A	B
Annelida						
Polychaeta	44	1400	428	47	1307	346
Mollusca			125740			62994
Scaphopoda				1	1	
Polyplacophora	1	1				
Gastropoda	6	302		6	180	
Bivalvia	38	2666		43	555	
Arthropoda			9307			12370
Nebaliacea	1	2		1	1	
Stomatopoda	1	1				
Cumacea	8	25		2	8	
Tanaidacea	1	5		1	2	
Mysidacea	4	11		3	12	
Isopoda	3	21		4	11	
Amphipoda	26	216		15	90	
Decapoda	21	1479		24	1128	
Pycnogonida	1	1				
Echinodermata			12751			17044
Asteroidea	2	85		2	18	
Ophiuroidea	2	2173		3	710	
Echinoidea	2	45		2	639	

2. Areia média:

A distribuição dos grupos faunísticos está expressa na Tabela 3. As espécies mais importantes segundo o seu coeficiente DxC encontram-se assim ordenadas:

Tejo: *Mactra stultorum*, *Donacilla cornea*, *Diogenes pugilator*, *Liocarcinus vernalis*, *Donax vittatus* e *Ophiura albida*.

Sado: *Donacilla cornea*, *Echinocardium cordatum*, *Nephtys cirrosa*, *Sigalion mathildae* e *Nephtys hombergii*.

Salienta-se a presença de *Donacilla cornea*, espécie de pequenas dimensões (2-8 mm) que foi capturada em grande quantidade e que é citada, entre outros, por Mosquera *et al* (1989) como um escavador activo nas areias grossas da Ria de Vigo.

Tabela 3 - Riqueza específica (S), abundância (A) e biomassa em gramas (B) dos grupos mais representativos em areia média.

TAXA	TEJO			SADO		
	S	A	B	S	A	B
Annelida			13			584
Polychaeta	10	24		40	712	
Mollusca			12660			33509
Scaphopoda	1	10				
Polyplocophora				1	1	
Gastropoda	2	12		7		
Bivalvia	21	555		20	5815	
Arthropoda			407			15482
Cumacea				1	1	
Tanaidacea				1	12	
Mysidacea	1	1		2	10	
Isopoda	1	4		4	5	
Amphipoda	1	1		14	49	
Decapoda	6	146		13	280	
Echinodermata			876			35423
Asteroidea	2	4		2	17	
Ophiuroidea	1	30		2	367	
Echinoidea	2	10		2	973	

3. Areia grossa:

Nesta unidade sedimentar, apenas observada na área costeira adjacente ao estuário do Sado, as espécies mais importantes por ordem decrescente do seu coeficiente DxC são: *Goodallia triangularis*, *Donacilla cornea* e *Sigalion mathildae*. *G. triangularis*, espécie de

reduzidas dimensões (2-3 mm) substitui *D. cornea* em abundância. Salienta-se ainda a presença, tanto em areia grossa como em areia média, de *Amphioxus lanceolatus*, espécie que aparece sempre associada a areias com elevada percentagem de cascalho (Glémarec, 1964; Davoult *et al.*, 1988). A Tabela 4 refere a distribuição dos grupos faunísticos mais representativos.

Tabela 4 - Riqueza específica (S), abundância (A) e biomassa em gramas (B) dos grupos mais representativos em areia grossa.

TAXA	SADO		
	S	A	B
Annelida			59
Polychaeta	13	59	
Mollusca			343
Gastropoda	5	40	
Bivalvia	7	490	
Arthropoda			48
Nebaliacea	1	10	
Cumacea	1	2	
Isopoda	2	3	
Amphipoda	8	37	
Decapoda	6	10	
Echinodermata			1720
Asteroidea	2	3	
Ophiuroidea	2	18	
Echinoidea	2	44	

Discussão

A estrutura dos sedimentos superficiais, assim como da macrofauna bentónica das áreas costeiras adjacentes aos estuários dos rios Tejo e Sado, reflecte as condições hidrodinâmicas daquelas áreas. Os sedimentos superficiais, mais grosseiros no Sado do que no Tejo, são constituídos por areia e apresentam-se em continuidade com os sedimentos das embocaduras dos dois estuários. As areias finas observadas na área adjacente ao estuário do Tejo constituem o prolongamento das areias finas e muito finas ($M < 100 \mu m$) da embocadura (Gaudêncio *et al.*, 1991). As areias médias e grossas observadas na embocadura do estuário do Sado (Rodrigues, 1992) estendem-se pela área adjacente até cerca de 15 metros de profundidade.

A macrofauna bentónica reflecte a granulometria dos sedimentos e o forte hidrodinamismo das duas áreas. Tal como observado na embocadura do Sado por Rodrigues (1992), os povoamentos da área adjacente também têm afinidade com os povoamentos das areias médias e grosseiras observados no Mediterrâneo em áreas de forte hidrodinamismo (Pérès & Picard, 1964). Os povoamentos da área adjacente ao estuário do Tejo têm afinidade com os povoamentos das areias finas infralitorais identificados por Glémarec (1969).

As areias finas têm como espécies mais importantes *Ophiura albida* no Tejo e *Echinocardium cordatum* no Sado. Ambas são equinodermes, grupo extremamente sensível a alterações ambientais, quer naturais (Quintino, 1988), quer antropogénicas (Pearson, 1975), sendo dos primeiros a desaparecer ao longo de um gradiente crescente de enriquecimento orgânico. Esta distribuição foi observada por Rodrigues (1992) no estuário do Sado e por Gaudêncio & Guerra no estuário do Tejo (dados não publicados), segundo um eixo povoamento marinho típico $\Rightarrow$ povoamento estuarino em desequilíbrio. A dominância de *C. striatula* nos fundos de areia fina adjacentes ao Tejo identifica este povoamento com os povoamentos de *C. striatula* característicos das areias finas das plataformas continentais de norte a sul da Europa (Mancha, Mar da Irlanda, Escócia, Norte da Gasconha) referidos por Glémarec (*op. cit.*).

Os povoamentos das areias médias e grossas são dominados por bivalves, na sua maior parte, de pequenas dimensões: *D. cornea*, escavador activo, em areia média, que dá lugar a *G. triangularis* em areia grossa, espécie ubíqua que se distribui desde as Ilhas Britânicas até à costa atlântica de Marrocos (Tebble, 1976).

Em relação à organização trófica os povoamentos são essencialmente constituídos por espécies carnívoras, depositívoras e filtradoras. Estas espécies são constituintes essenciais na alimentação de predadores com interesse económico que frequentam os dois estuários: *Dicentrarchus labrax* (robalo), *Trisopterus luscus* (faneca), *Platytythys flesus* (solha) e *Solea vulgaris* (linguado) no Tejo (Costa, 1982) e *Solea senegalensis* e *S. vulgaris* (linguado) e *Sepia officinalis* (choco) no Sado (Serrano, *com. pes.*).

Agradecimentos

Aos técnicos António Carlos Laranjo, António Manuel Correia, António Manuel Pereira, António Pedro da Conceição, , João Manuel Oliveira e Luz Maria Abreu pelo

excelente trabalho realizado a bordo. António Manuel Pereira prestou ainda importante colaboração nos trabalhos de laboratório.

Referências bibliográficas

- COSTA, M. J., 1982. *Contribution à l'étude de l'écologie des poissons de l'estuaire du Tage (Portugal)*. Thèse Doct. Etat, Univ. Paris 7, 256 p.
- DAJOZ, 1971. *Précis d'écologie*. Ed. Dunot, Paris, 434 p.
- DAVOULT, D.; DEWARUMEZ, J.-M.; PRYGIEL, J.; RICHARD, A., 1988. Carte des peuplements benthiques de la partie française de la Mer du Nord. *IFREMER - Station Marine Wimereux. Notice explicative*, 30 p.
- GAUDÊNCIO, M. J.; GUERRA, M. T.; GLEMAREC, M., 1991. Recherches biosédimentaires sur la zone maritime de l'estuaire du Tage, Portugal: données sédimentaires préliminaires. *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons. ECSA 19 Symposium*. Ed. Michael Elliott & Jean-Paul Ducrotoy: 11-16.
- GLEMAREC, M., 1964. Bionomie benthique de la partie orientale du Golfe du Morbihan. *Cah. Biol. Mar.*, 5: 33-96.
- GLEMAREC, 1969. *Les peuplements benthiques du plateau continental Nord-Gascogne*. Thèse Doct. Etat, Sci. Nat., Univ. Paris, 167 p.
- LARSONNEUR, C., 1977. La cartographie des dépôts meubles sur le plateau continental français. Méthode mise au point et utilisée en Manche. *J. Rech. Océanogr.*, 2 (2): 33-39.
- MOSQUERA, E. R.; SCHMITT, J. O.; ALVAREZ, E. R., (1989). Moluscos de la Ria de Vigo. 2. Poliplacoforos, bivalvos, escafopodos, cefalopodos. *Thalassas: Revista de Ciencias del Mar*, 2, 276 p.
- PEARSON, T., 1975. The benthic ecology of Loch Linnhe and Loch Eil, a sea-loch system on the west coast of Scotland. 4. Changes in the benthic fauna attributable to organic enrichment. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 20: 1-41.
- PERES, J. M. & PICARD, J., 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stn. mar. Endoume*, 31, 137 p.
- QUINTINO, V., 1988. *Structure et cinétique comparées des communautés de macrofaune benthique de deux systèmes lagunaires de la côte ouest du Portugal: Óbidos et Albufeira*. Thèse Doct. Etat, Océanol. Biol., Univ. Paris 6, 333 p.

RODRIGUES, A. M., 1992. *Environmental status of a multiple use estuary, through the analysis of benthic communities: the Sado estuary, Portugal.* Thesis Doct. Phil., Univ. Stirling, 364 p.

SERRANO, M. D.; GAUDÊNCIO, M. J.; GUERRA, M. T., 1994. Moluscos Bivalves com importância económica nas áreas costeiras adjacentes aos estuários dos rios Tejo e Sado. Neste volume.

TEBBLE, N., 1976. *British bivalve seashells. A handbook for identification.* Ed. Trustees of the British Museum. (Nat. Hist.), 212 p.

Contaminação do Estuário do Sado por metais

Carlota Cortesão e Carlos Vale

Departamento de Ambiente Marinho

Resumo

Neste trabalho são apresentados os níveis de vários metais em sedimentos de superfície, matéria particulada em suspensão e água do rio e do Estuário do Sado, assim como em ostras provenientes do Canal de Alcácer. Os resultados obtidos apontam para a existência de duas fontes antropogénicas no estuário, apresentando o chumbo, cobalto, crómio, e níquel uma maior influência das descargas provenientes da zona industrial, enquanto que a origem do cádmio e zinco é principalmente fluvial; a modificação dos teores de cádmio ao longo do Canal de Alcácer; a ocorrência de elevadas acumulações de zinco, cobre e cádmio em ostras provenientes deste Canal; a dispersão de metais associados à fase particulada do Canal Norte para o restante estuário inferior; níveis no esteiro da Marateca relativamente baixos.

Introdução

Um conjunto de trabalhos anteriormente realizados mostrou a existência de uma contaminação por metais no Estuário do Sado: em algumas zonas a incorporação de metais em sedimentos é relativamente elevada (Vale e Sundby, 1982; Quevauviller, 1987); os teores em zinco, cobre e cádmio na ostra *Crassostrea angulata* proveniente de bancos naturais do Canal de Alcácer podem ser considerados extremamente elevados (Assis e Nunes, 1972; Vale e Cortesão, 1989). Estes trabalhos apontam, ainda, para a existência de duas fontes antropogénicas de metais no estuário: a zona industrial de Setúbal e as minas de pirites localizadas na bacia de drenagem do rio Sado. Nestas circunstâncias, a pesca no estuário e a aquicultura praticada principalmente no esteiro da Marateca podem ser prejudicadas por esta contaminação.

Para melhor avaliar a possibilidade da co-existência da pesca e da expansão da aquicultura com o crescente número de indústrias localizadas na margem do estuário tornou-se pertinente a realização de um estudo mais aprofundado. Procedeu-se à determinação da contaminação por metais dos sedimentos, matéria particulada em suspensão e água do Estuário e do rio Sado, assim como dos níveis existentes em ostras provenientes de bancos naturais do Canal de Alcácer.

Amostragem e métodos

Na realização deste trabalho procedeu-se à recolha de diferentes tipos de amostras no Sado (Fig. 1): sedimentos superficiais colhidos com uma draga "Van Veen" em 50 estações do estuário; água e partículas em suspensão obtidas em diversas condições de maré em 17 estações utilizando garrafas "Niskin"; água e sedimentos superficiais colhidos directamente em 5 estações ao longo do rio Sado; ostras provenientes de um banco natural do Canal de Alcácer. As amostras de sedimento foram congeladas, liofilizadas e homogeneizadas antes de serem analisadas. As amostras de água foram filtradas através de membranas "Nuclepore", com $0,4\ \mu\text{m}$ de porosidade, pré-descontaminadas e pré-pesadas, sendo a fracção filtrada acidificada com HNO_3 a $\text{pH}=2$. A fracção particulada retida nos filtros, após lavagem com água "Milli-Q", foi seca a 40°C durante 24 horas e pesada novamente. Nesta fracção, bem como nos sedimentos, foi determinada a quantidade total de Al, Si, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu, Cd, Pb, Cr, Co, Ni e Ag de acordo com o método descrito por Rantala e Loring (1977) e os resultados expressos em peso seco. Nas amostras do rio correspondentes à fracção filtrada (metais dissolvidos) empregou-se o método de adição padrão e a leitura directa por espectrofotometria de absorção atómica. Para as amostras com salinidade superior a 1‰ recorreu-se ao método de Danielson *et al* (1981). Para garantir a precisão do processo de determinação recorreu-se a materiais de referência, designadamente para os sedimentos rochas-padrão (URGS e NRCC) e NASS-1 para a fracção dissolvida. Foram ainda analisadas amostras compostas de ostra, num total de 25 indivíduos com o tamanho médio de 5 cm. A parte edível foi retirada, homogeneizada e liofilizada. Procedeu-se à digestão destas amostras seguindo o método referido em Ferreira *et al.* (1990). Todas as amostras foram determinadas por espectrofotometria de absorção atómica à chama ou com câmara de grafite.

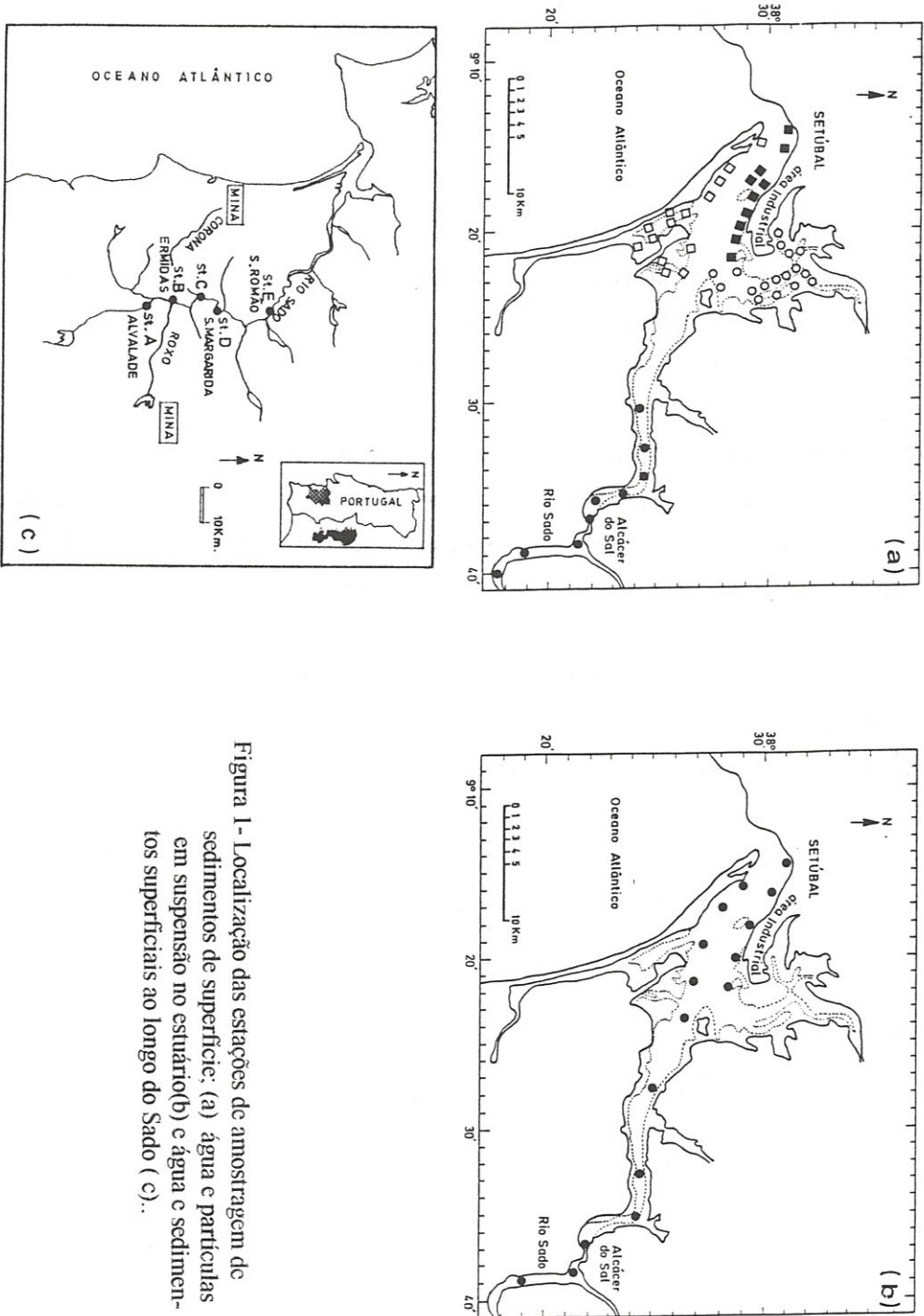


Figura 1 - Localização das estações de amostragem de sedimentos de superfície; (a) água e partículas em suspensão no estuário(b) e água e sedimentos superficiais ao longo do Sado (c)..

Resultados e discussão

Os resultados apresentados neste trabalho ilustram resumidamente a distribuição de metais em diversos compartimentos do Estuário e do rio Sado.

Metais em sedimentos de superfície

Num estuário, a localização das fontes de poluição, o grau de contaminação por metais e a área da sua maior influência podem ser avaliados através das concentrações destes elementos nos sedimentos superficiais (Forstner e Wittmann, 1981). Os níveis de metais nos sedimentos do Estuário do Sado aumentam significativamente em certas áreas, evidenciando a presença de fontes antropogénicas e diferentes graus de contaminação. Na figura 2 estão representadas as razões Cu/Al e Cd/Al em sedimentos do estuário, sendo a normalização para o Al feita a fim de minorar as diferenças granulométricas existentes entre as amostras (Din, 1992). O cobre apresenta razões mais elevadas na zona industrial, enquanto que o cádmio regista valores maiores no Canal de Alcácer. A diferença nestas distribuições sugere uma maior proveniência de cobre da zona industrial, contrariamente ao cádmio, cujo “input” parece ser mais importante através das descargas fluviais. Distribuições semelhantes à do cobre foram encontradas para outros elementos, como sejam o ferro, chumbo, crómio, níquel e cobalto sugerindo, portanto, importantes descargas industriais destes metais no estuário. O zinco e o manganês revelaram, tal como o cádmio, valores mais elevados nos sedimentos do Canal de Alcácer, resultado da maior influência fluvial. Em geral, os sedimentos do esteiro da Marateca apresentaram os teores mais baixos de metais do estuário.

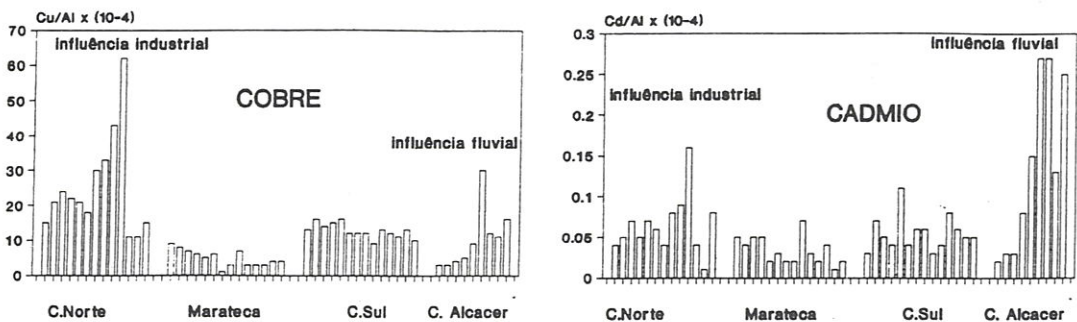


Figura 2- Valores das razões de Cu/Al e de Cd/Al em sedimentos de superfície no estuário do Sado.

Importância do rio Sado como fonte de metais

De acordo com diversos estudos, a carga sólida fluvial representa a principal fonte dos materiais de origem continental transportados para o oceano (Jouanneau, 1982; Quevauviller, 1987; Vale *et al.*, 1993). Elementos de origem antropogénica são igualmente transportados por muitos rios. Aqueles autores mostraram, ainda, a existência de uma relação directa entre a quantidade de material sólido transportado e o caudal do rio. O rio Sado apresenta frequentemente cheias no Inverno em que o caudal atinge duas ordens de grandeza superiores à média do restante ano. Isto implica que o transporte anual de sedimentos é quase exclusivamente controlado pelo número e intensidade de cheias ocorridas no Inverno (Vale *et al.*, 1993).

Dada a existência de explorações mineiras na bacia de drenagem do rio, a ocorrência de aumentos episódicos de caudal, e em especial cheias, tem uma importância acrescida no impacto de metais para o estuário superior. A situação do ano hidrológico de 1987/88 é paradigmática do que ocorre no Sado: durante a maior parte do ano o caudal fluvial variou entre 0.5 e 5 m³.s⁻¹, mas no Inverno atingiu um máximo 250 m³.s⁻¹. Ao aumento drástico do caudal correspondeu um acentuado incremento dos níveis de zinco (1150 µg.l⁻¹), cobre (15 µg.l⁻¹) e cádmio (2.1 µg.l⁻¹) na água que desagua no estuário (Fig. 3). Por outro lado, neste período, o rio arrastou para o estuário partículas com baixos teores em alguns metais (Zn, Cu e Cd), o que pode ser atribuído a uma contribuição substancial de material resultante da erosão ocorrida na bacia de drenagem durante as cheias (Fig. 3).

Cádmio dissolvido no Canal de Alcácer

Dada a configuração do estuário superior do Sado a influência do rio é aqui relativamente importante. Em geral os metais, dissolvidos e associados às fases particuladas, ao chegarem à interface rio-estuário podem sofrer várias reacções alterando a proporção das concentrações entre estas duas fases (Regnier e Wollast, 1993). O cádmio apresenta normalmente acentuados perfis longitudinais (Joanneau *et al.*, 1990). Na Figura 4 são apresentados os perfis da concentração de cádmio dissolvido em função da salinidade ao longo do Canal de Alcácer. As determinações foram realizadas em amostras colhidas em baixa-mar e preia-mar de uma maré média (2,5 m de amplitude). Para além de máximos

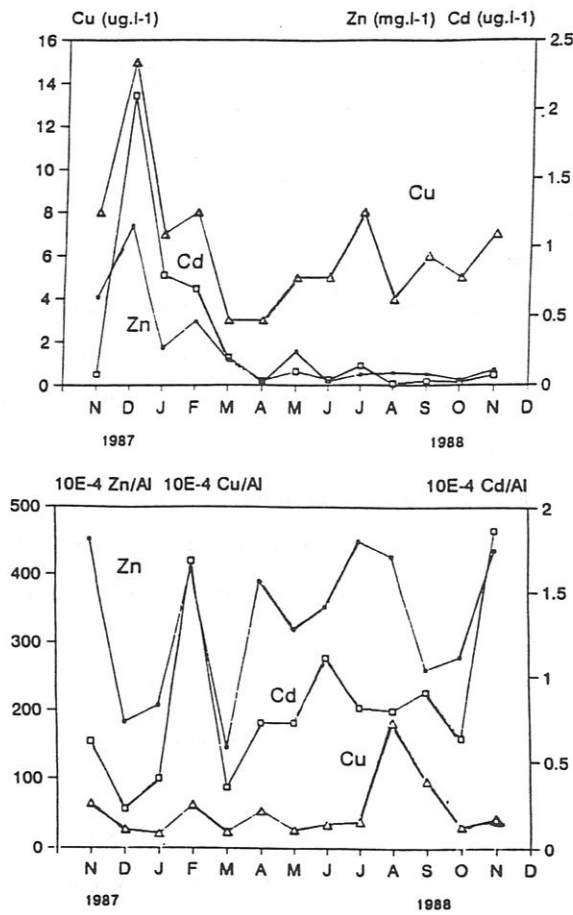


Figura 3 - Perfil das flutuações das concentrações de Zn (mg.L-1), Cu (ug.L-1) e Cd (ug.L-1) na água e das razões de Zn/Al, Cu/Al e Cd/Al na matéria particulada colhidas na estação E do Rio Sado (1987/1988).

pouco acentuados a 20% e 30% de salinidade, respectivamente em baixa-mar e preia-mar, normalmente observados em outros estuários e atribuídos à formação de cloro-complexos (Duinker, 1986), os valores decresceram na parte jusante do Canal para salinidades mais elevadas. Isto pode ser, provavelmente, devido a um efeito de diluição com água proveniente do estuário inferior que apresenta níveis mais baixos.

Cádmio dissolvido Canal de Alcácer

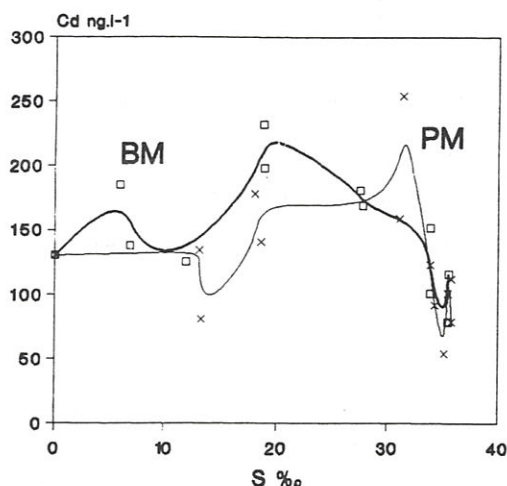


Figura 4- Concentração de Cd dissolvido (ng.L-1) em função da salinidade ao longo do Canal de Alcacer, em baixa-mar (BM) e preia-mar (PM), campanha de Maio de 1992 com 2.5 m de amplitude de maré; a salinidade 0 ‰ é a concentração no rio.

Níveis de metais em ostras

Teores elevados de metais nesta parte do estuário podem afectar negativamente alguns organismos e a sua comercialização, como é o caso da ostra *Crassostrea angulata*. Dada a capacidade deste bivalve em amplificar os níveis existentes no ambiente, as quantidades de zinco, cobre e cádmio acumuladas na parte edível podem atingir valores extremamente elevados (respectivamente 2.4 %, 0.2% e $29 \mu\text{g.g}^{-1}$) inviabilizando a sua comercialização directa (Vale e Cortesão, 1988). Estudos posteriores mostraram que apenas após uma depuração prolongada os níveis baixam substancialmente (Cortesão e Vale, em impressão).

Metais particulados no estuário inferior do Sado

Os metais que atravessam o Canal de Alcácer, quer dissolvidos quer na fase particulada, entram no estuário inferior juntando-se, assim, à contaminação proveniente da zona industrial. A contaminação desta zona do estuário e a sua dispersão é ilustrada na

Figura 5, onde é representada a distribuição da razão Pb/Al na matéria particulada em suspensão colhida à superfície e ao fundo em baixa-mar e preia-mar. A situação escolhida foi uma maré morta, com uma amplitude 1,1 m, em que dispersão tende a ser menor. Esta figura mostra a existência de uma massa de partículas contaminadas por chumbo na zona central da baía que se movimentam para montante e para a zona da Península de Tróia com a enchente. Este exemplo indica que, apesar dos sedimentos contaminados estarem confinados a zonas delimitadas (em geral no canal norte), a contaminação associada à fase particulada em suspensão pode expandir-se por quase todo o estuário inferior. A maré parece ter um papel determinante nesta dispersão.

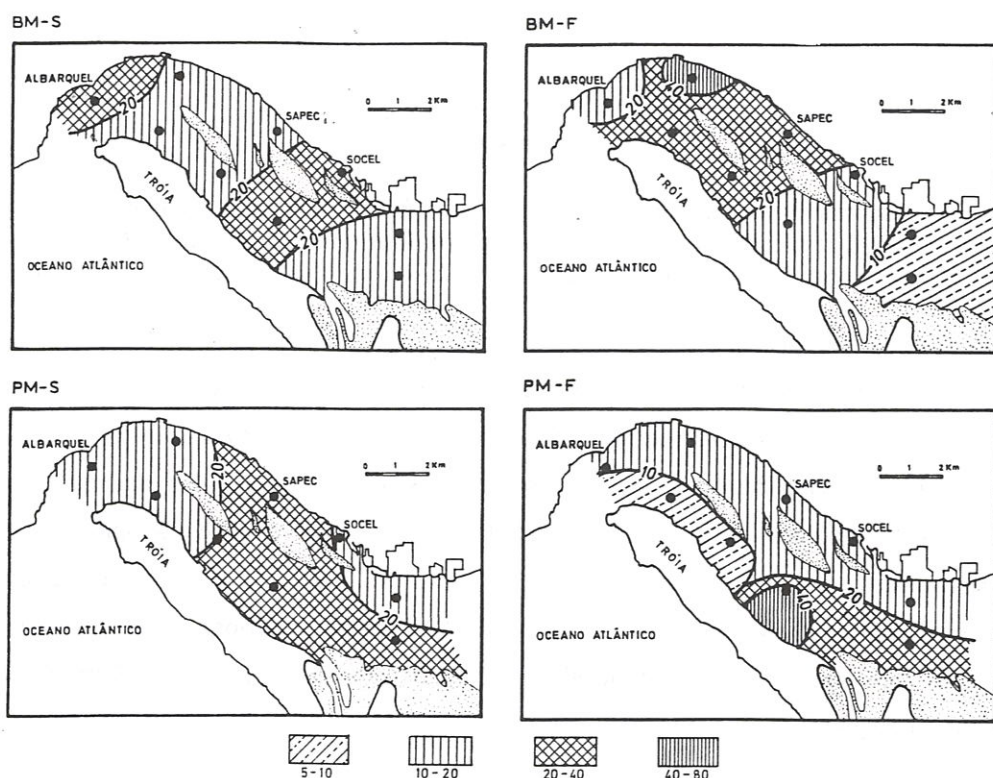


Figura 5- Distribuição da razão Pb/Al na matéria em suspensão no estuário inferior do Sado em baixa-mar (BM) e preia-mar (PM), à superfície (S) e junto ao fundo (F) numa campanha de Setembro de 1992 (1.1 m de amplitude de maré).

Conclusões

Os resultados obtidos neste estudo confirmam a existência de duas fontes antropogénicas de metais no estuário: a zona industrial e o rio Sado. As concentrações dos poluentes, de proveniência fluvial, são modificadas no Canal de Alcácer por reacções diversas e, no estuário inferior, os metais de origem industrial são dispersos pela acção da maré. A zona da Marateca apresenta níveis baixos relativamente ao resto do estuário. As ostras existentes em bancos naturais no Canal de Alcácer contêm elevados níveis de alguns metais.

Agradecimentos

Este estudo foi realizado no âmbito do Projecto 3 financiado pela Operação Integrada de Desenvolvimento da Península de Setúbal, Medida VI. Agradecemos o apoio dado por Isabelina Gomes, Fernanda Fernandes pelo trabalho laboratorial e a António M. Correia pelo trabalho de campo.

Referências bibliográficas

- ASSIS M.E.; NUNES, C.M., 1972. Teor em cobre e ferro de ostras do Tejo e Sado (1965-1972); *Bol. Inform. Inst. Biol. Marít.* 9 : 1-11.
- BEWERS, J.M ; YEATS, P.A., 1989. Transport of river-derived trace metals through the coastal zone. *Neth. J. Sea Res.* 23: 359-368.
- CORTESÃO C; VALE C., Descontaminação de metais na ostra *Crassostrea angulata* na Ria Formosa. Boletim Univ. Algarve (em impressão).
- DANIELSON L-G.; MAGNUSSON B.; WESTERLUND, S.; ZHANG, K., 1981. Determination of trace metals in natural waters by atomic absorption spectrometry. In Magnusson B; Tese de Doutoramento; Chalmers University of Technology of Goteborg. 162 p.
- DIN, Z., 1992. Use of Aluminium to normalize heavy metals data from the estuaire and coastal sediments of straits of Melaka. *Mar. Poll. Bull.*, 24, 10: 484-491
- DUINKER, J. C., 1986. Formation and transformation of element species in estuaries. In: *The importance of Chemical "speciation" in Environmental Processes*, . M. BERNHARD, F.E. BRINCKMAN, E P.J. SADLER , eds, p 365-384.

- 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 estuaire, Portugal. *Sci. Total Environ.* 97/98 : 627-639.
- FORSTNER V.; WITTMAN G.T.M., 1981. Metal pollution in the aquatic environment, 1981, 486 p.
- JOUANNEAU, J.M.; BOUTIER, B.; CHIFFFOLEAU, J-F; LATOUCHE, C.; PHILIPPS, C., 1990. Cadmium in the Gironde fluvioestuarine system: behaviour and flow. *Sci. Total Environ.* 97/98 : 465-479.
- QUEVAUVILLIER P., 1988. Étude géomorphologique, sédimentologique et géochimique du littoral de la Galé et de l'estuaire du Sado (Portugal). Thèse, Université de Bordeaux, 225 p.
- RANTALA, R.R.T.; LORING D.H., 1977. A rapid determination of 10 elements in marines suspended particulate matter by atomic spectrophotometry. *At. Absorp. Newslett.* 16: 51-52.
- REGNIER P.; WOLLAST R., 1993. Distribution of trace metals in suspended matter of the Scheldt estuary. *Mar. Chem.* 43 : 3 - 19.
- VALE C. ; SUNDBY B., 1982. A survey of elemental composition of bottom sediments in the Sado estuary. In: Actual problems of Oceanography in Portugal. Ed. JNICT, 189-200.
- VALE C; CORTESÃO C., 1988. Zinc, copper and cadmium in the oyster *Crassostrea angulata* from the Sado estuary (Portugal). In M. Astruc and J.N. Lester (Eds). Heavy metals in the hydrological Cycle. Selper Ltd, London, pp 257-264.

Acumulação de compostos organoclorados e metais em peixes provenientes de viveiros do Estuário do Sado

Ana Maria Ferreira, Paula Costa, Miguel Caetano e Carlos Vale

Departamento de Ambiente Marinho

Resumo

Com vista a avaliar o grau de contaminação de peixes estabulados em viveiros do estuário inferior do Sado, determinaram-se os teores de organoclorados (congêneres de PCB, DDT e seus metabolitos), metais pesados (Zn, Cu, Cd e Pb) e as percentagens de lípidos na pele, fígado, músculo, brânquias e vísceras da tainha *Chelon labrosus*, do linguado *Solea senegalensis* e da enguia *Anguilla anguilla*. O músculo registou nas três espécies os teores mais baixos de todos os contaminantes. Para os compostos organoclorados os teores mais elevados registaram-se na pele e/ou no fígado, enquanto que os teores máximos de Zn se observaram no fígado ou nas vísceras. O Cu e o Cd registaram na tainha valores elevados no fígado. Os resultados obtidos neste estudo mostram que a presença destes contaminantes não acarreta problemas quanto à comercialização destes peixes. A aplicação da análise em componentes principais às concentrações de metais e às de organoclorados nos vários órgãos e tecidos das três espécies permitiu-nos avaliar: a capacidade relativa de bioacumulação das várias espécies; a repartição de organoclorados e metais pelos órgãos e tecidos das várias espécies; e a relação entre a acumulação dos compostos organoclorados nos órgãos e tecidos de tainhas, linguados e enguias e os teores em lípidos.

Introdução

Os compostos organoclorados e metais encontram-se largamente dispersos nos ecossistemas aquáticos, em consequência da sua ampla utilização na indústria e agricultura durante décadas (Colombo *et al.*, 1990). Os organoclorados são compostos persistentes não naturais e, nos organismos marinhos, acumulam-se preferencialmente nos lípidos enquanto que os metais são componentes naturais do ecossistema marinho que se acumulam na matéria viva, designadamente em proteínas (Addison, 1982; Noel-Lambot *et al.*, 1980). Consequentemente, estes poluentes encontram-se no biota, qualquer que seja o seu nível trófico, por vezes, em concentrações superiores às observadas no meio abiótico (Thome,

1986). Os peixes em estuários tendem a apresentar níveis mais elevados de poluentes devido principalmente à contaminação ambiental para além de factores fisiológicos relacionados essencialmente com o seu ciclo sexual (Giouranovits-Psyllidou *et al.*, 1994).

Com vista a avaliar o grau de contaminação de peixes estabulados em viveiros do estuário inferior do Sado, bem como a repartição dos organoclorados e metais pelos seus órgãos e tecidos, amostraram-se tainhas *Chelon labrosus*, linguados *Solea senegalensis* e enguias *Anguilla anguilla*, de duas classes de comprimento e provenientes de dois viveiros localizados no estuário inferior do Sado (zona da Marateca). Determinaram-se os teores de organoclorados (congéneres de PCB, DDT e seus metabolitos), de metais pesados (Zn, Cu, Cd e Pb) e de lípidos na pele, fígado, músculo, brânquias e vísceras dos indivíduos das várias espécies.

Material e métodos

Em Dezembro de 1991, foram recolhidas tainhas, linguados e enguias de duas classes de comprimento, provenientes dos dois viveiros. No laboratório, os peixes foram medidos, pesados, dissecados e separados músculo, brânquias, fígado, vísceras e pele. Foram preparadas amostras compostas de cada uma das partes obtidas em indivíduos da mesma classe de comprimento. As amostras depois de homogeneizadas foram congeladas até análise de organoclorados, metais e lípidos. Para a determinação de compostos organoclorados, seguiu-se o procedimento analítico descrito por Ferreira e Vale (1992). Os lípidos extraídos pelo n-hexano foram determinados gravimetricamente. Para a análise de metais pesados procedeu-se de acordo com o descrito por Caetano *et al.* (1994).

Neste trabalho, designa-se por tPCB a soma das concentrações de 18 congéneres de PCB identificados com os números IUPAC: 18, 26, 44, 49, 52, 101, 105, 118, 128, 138, 149, 151, 153, 170, 180, 183, 187 e 194 (Balschmiter e Zell, 1980). A soma do p,p'-DDT, do p,p'-DDD e do p,p'-DDE designa-se por tDDT. Todos os resultados são expressos em peso seco e as concentrações de organoclorados também na base dos lípidos.

Tratamento de dados

Para o tratamento matemático dos dados recorreu-se à análise em componentes principais (Arfi *et al.*, 1983). Neste método estatístico, cada amostra analisada correspondeu a um ponto num espaço multidimensional definido pelos vários parâmetros determinados e a distância entre os pontos foi proporcional às discrepâncias da composição química das amostras correspondentes. Os vectores multidimensionais foram projectados num plano. A fim de facilitar a interpretação dos resultados, agruparam-se nos diagramas, os pontos representativos das concentrações de organoclorados e metais nas tainhas, linguados e enguias em dois subconjuntos: um, distinguindo os teores nas três espécies e, outro, evidenciando a distribuição dos contaminantes pelos órgãos e tecidos. Para melhor visualização os subconjuntos encontram-se delimitados por linhas traçadas manualmente.

Resultados

Níveis de organoclorados e metais e teores de lípidos

Na Figura 1 apresentam-se as médias e os desvios padrão dos teores de organoclorados (tPCB e tDDT) e de metais pesados (Zn, Cu, Cd e Pb) no músculo, brânquias, fígado, vísceras e pele das tainhas, linguados e enguias. As médias foram calculadas para valores correspondentes aos indivíduos das duas classes de comprimento e provenientes dos dois locais. A repartição dos poluentes pelas várias partes analisadas foi variável com a espécie. Nas tainhas os níveis de tPCB e tDDT mais elevados foram registados na pele; nos linguados as maiores concentrações destes compostos observaram-se no fígado e nas enguias os tPCB no fígado e os tDDT na pele. Em relação aos metais, as tainhas registaram os níveis mais elevados de Cu, Cd e Pb nas vísceras e no fígado, enquanto os teores de Zn foram maiores no fígado e na pele. O músculo apresentou as concentrações mais baixas de todos os contaminantes nas três espécies estudadas. Saliente-se ainda que, para cada espécie, foi no músculo onde os valores de poluentes foram mais uniformes.

A percentagem média de lípidos no músculo, brânquias, fígado, vísceras e pele das tainhas, linguados e enguias amostradas está representada na Figura 2. No linguado, os níveis mais elevados de lípidos observam-se no fígado, na enguia na pele, enquanto que na tainha os valores no fígado, vísceras, pele e brânquias são relativamente próximos. Observaram-se correlações lineares entre os teores de organoclorados e as percentagens de

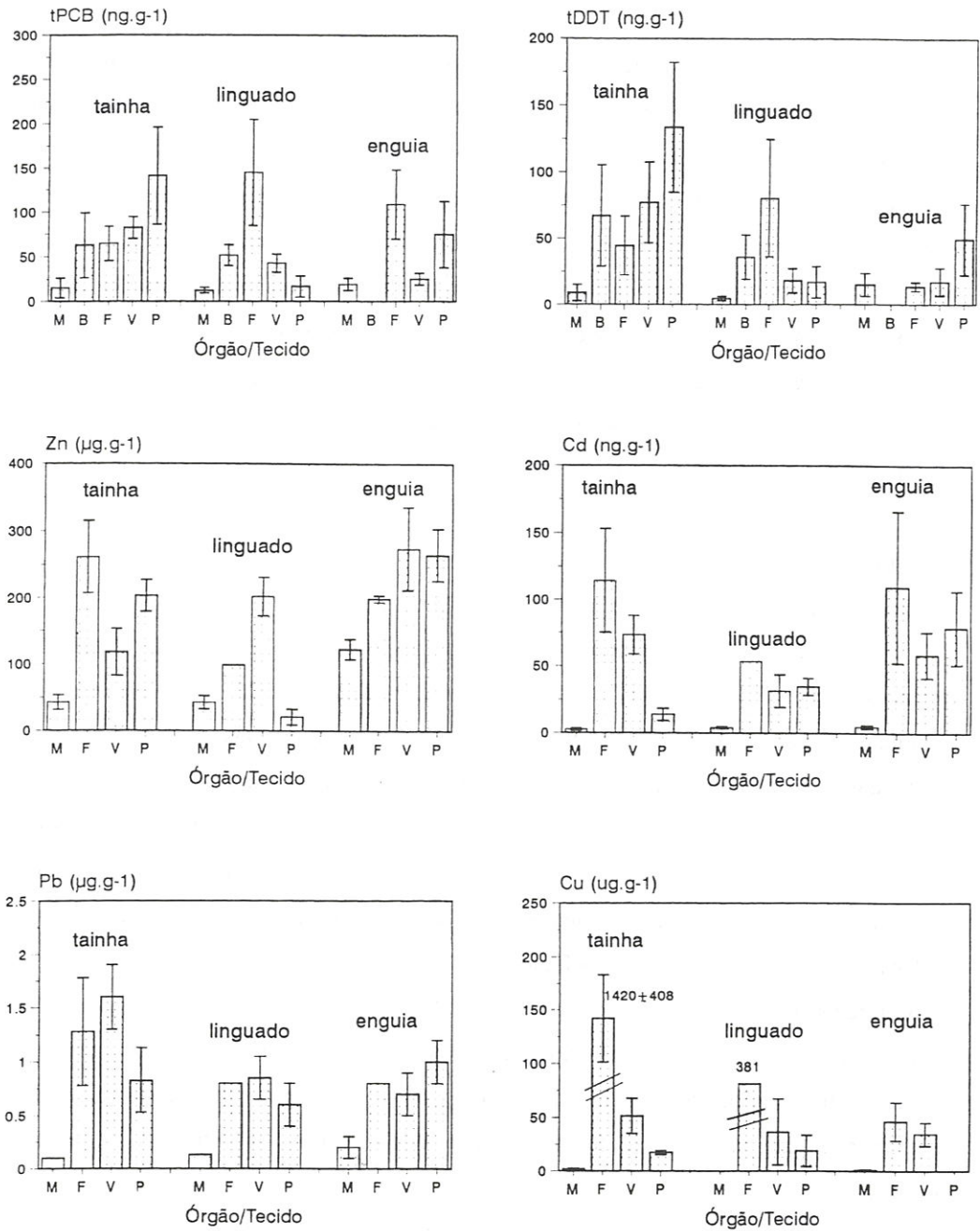


Figura 1 - Concentrações médias e desvio padrão de tPCB, tDDT e Cd, expressos em ng.g⁻¹ e Zn, Cu e Pb, em µg.g⁻¹ no músculo (M), brânquias (B), fígado (F), vísceras (V) e pele (P) de tainhas, linguados e enguias dos dois viveiros do estuário inferior do Sado.

lípidos nos diferentes órgãos e tecidos para as três espécies de peixes estudadas ($r=0,57$, $r=0,96$ e $r=0,63$ para a tainha, linguado e enguia, respectivamente). Para o linguado as correlações apresentaram um grau de significância de 99,9%, enquanto que para os restantes organismos foi de 98%.

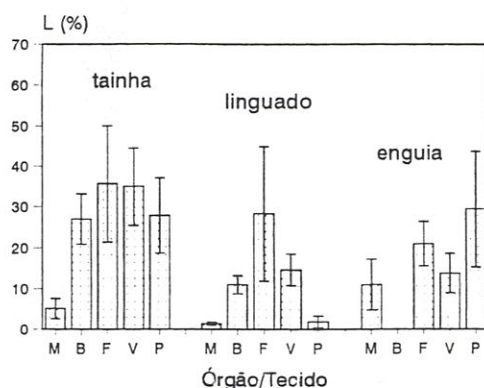


Figura 2 - Percentagens médias de lipídios e desvio padrão no músculo (M), brânquias (B), fígado (F), visceras (V) e pele (P) de tainhas, linguados e enguias estabuladas em viveiros da zona da Marateca.

Distribuição dos contaminantes por espécie e órgãos/tecidos

A análise em componentes principais foi aplicada às concentrações dos congêneres de PCB e às de DDT e metabolitos, expressas em peso seco e na base dos lípidos, encontradas no músculo, brânquias, fígado, visceras e pele das três espécies. Aplicou-se, também esta análise às concentrações de metais, expressas em peso seco, nas mesmas amostras com excepção das brânquias. Para todas as situações os dois primeiros eixos (E_1 e E_2) explicam cerca de 70% da inércia total, com particular relevo para o eixo E_1 , tendo sido, por isso, consideradas apenas as projecções no plano definido pelos eixos E_1 - E_2 . Nos diagramas representados agruparam-se as amostras em dois subconjuntos: espécie e órgãos/tecidos.

Nas Figuras 3 e 4 estão representados os diagramas referentes às concentrações de congêneres de PCB e DDT e seus metabolitos, para a globalidade das amostras, com a identificação, respectivamente, das espécies e órgãos/tecidos. As concentrações foram expressas em peso seco (Figs. 3a e 4a) e na base dos lípidos (Figs. 3b e 4b). Na Figura 3, as espécies distribuem-se ao longo do eixo E_1 e os poluentes ao longo de E_2 , e na Figura 3a observa-se que as amostras de tainha (•) são as mais associadas aos organoclorados,

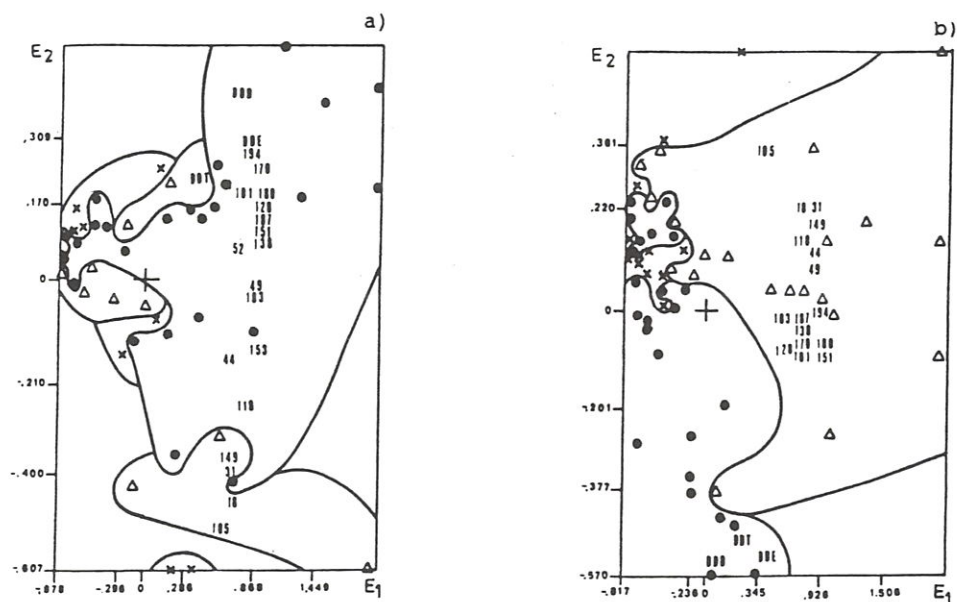


Figura 3 - Projecção no plano factorial E1-E2 da globalidade das amostras com identificação das espécies - tainha (●), linguado (Δ) e enguia (x): (a) Concentrações de congêneres de PCB, DDT e metabolitos expressas em peso seco; (b) Teores de organoclorados expressos na base dos lípidos.

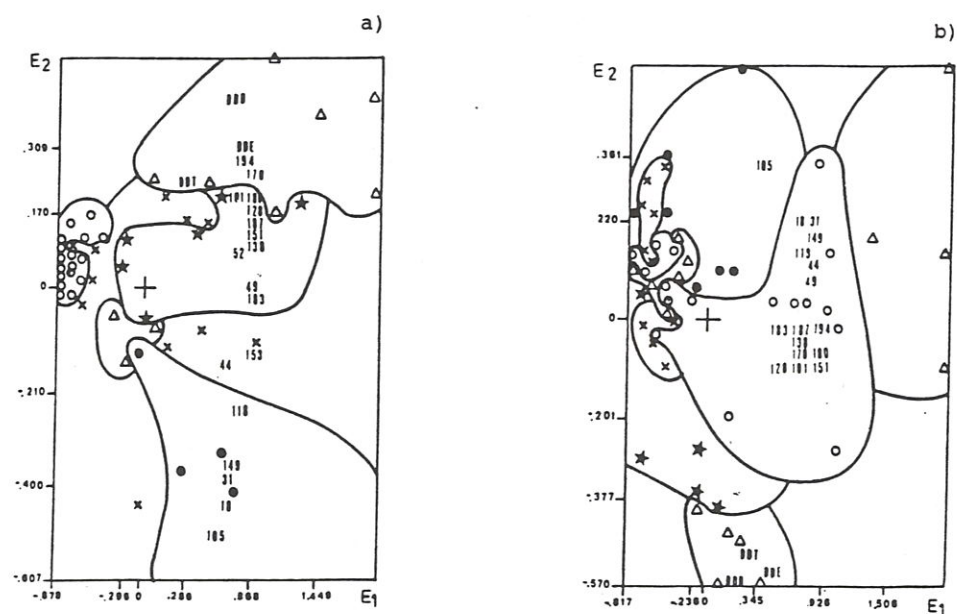


Figura 4 - Projecção no plano factorial E1-E2 da globalidade das amostras com identificação dos órgãos/tecidos - músculo (o), brânquias (*), fígado (●), vísceras (x) e pele (Δ): (a) Níveis de clorobifenilos, DDT e metabolitos expressos em peso seco; (b) Concentrações dos compostos organoclorados na base dos lípidos.

enquanto que as amostras de linguado (Δ) e enguias (x) apresentam-se dispersas ao longo de E_2 . No entanto, quando se representam estes teores na base dos lípidos (Fig. 3b), observa-se uma distribuição diferente: as amostras de linguado são agora as mais associadas aos congêneres de PCB e as tainhas mantêm-se ligadas ao DDT e metabolitos. Na Figura 4a, as amostras de músculo (o), estão em oposição às restantes partes analisadas não se encontrando ligadas a nenhum dos organoclorados. Os pontos relativos às vísceras (x) encontram-se dispersos por todo o diagrama e algumas amostras associadas aos congêneres 44 e 153; as brânquias ($\star$) estão preferencialmente associadas aos congêneres 101, 151, 138, 187, 128 e 180; a pele (Δ) aos clorobifenilos 170 e 194 e ao DDT e metabolitos; e o fígado ($\bullet$) aos congêneres 18, 31, 149, 118 e 105. Na representação na base dos lípidos (Fig. 4b) observa-se uma diferente redistribuição: a quase totalidade das amostras de músculo (o), situadas na zona central do diagrama, apresentando-se associadas à globalidade dos congêneres de PCB. Mantém-se, no entanto, a associação preferencial do grupo dos DDT às amostras de pele.

Na Figura 5 estão representados os diagramas referentes às concentrações de metais, para a globalidade das amostras, com a identificação da espécie (Fig. 5a) e dos órgão/ tecidos (Fig. 5b). Na Figura 5a, o Cd e o Zn encontram-se associados à enguia (*), as amostras de tainha (⊞) dispersas por todo o diagrama, enquanto que as de linguado (Δ) estão mais afastadas dos metais. A Figura 5b mostra que o músculo (o) se encontra dissociado dos metais, o fígado ($\bullet$) na proximidade do Zn, Cu e Cd e a pele (Δ) e vísceras (x) dispersas no diagrama. No entanto, as vísceras da tainha encontram-se associadas ao Pb.

Discussão

Com o esquema de amostragem seguido neste estudo, obteve-se um conjunto numeroso de dados: 25 contaminantes x 3 espécies de peixes x 5 órgãos/tecidos x 2 tamanhos x 2 locais = 1500 valores. A análise em componentes principais permitiu-nos comparar os resultados, principalmente no que se refere à diferente capacidade de bioacumulação pelas várias espécies e à repartição dos dois grupos de contaminantes pelos diferentes órgãos e tecidos. As tainhas apresentaram os teores mais elevados de organoclorados, seguidas das enguias e dos linguados. O músculo em todas as espécies apresentou as concentrações mais baixas de organoclorados. Quando as concentrações são expressas na base dos lípidos, constata-se que o músculo e linguado são os que apresentam

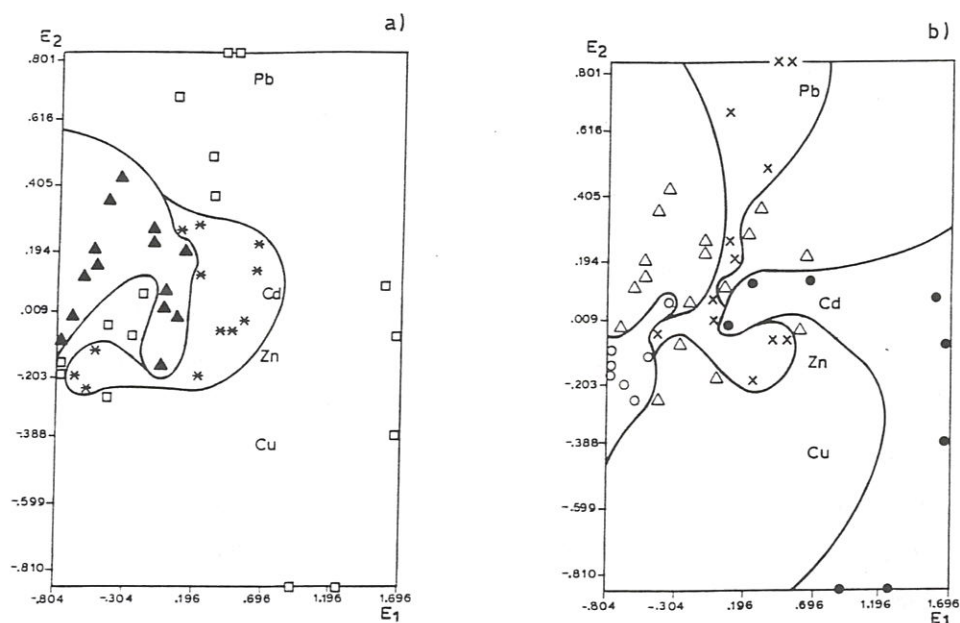


Figura. 5 - Diagrama das projecções das concentrações de Zn, Cu, Cd e Pb da globalidade das amostras com identificação: (a) espécies - tainha ($\square$), linguado (Δ) e enguia ($*$) e (b) órgãos/tecidos - músculo ($\circ$), fígado ($\bullet$), vísceras ($\times$) e pele (Δ).

os teores mais elevados. Tal facto sugere que a diferença dos níveis de organoclorados nas várias espécies pode ser explicada pelos diferentes teores em lípidos, e também que a repartição pelos vários órgãos é grandemente influenciada pelos lípidos. Estas observações estão de acordo com a literatura, que atribui aos lípidos um papel relevante na acumulação de organoclorados podendo explicar diferenças entre organismos e entre os vários órgãos dum mesmo indivíduo (Phillips, 1986; Boon *et al.*, 1984). A influência dos lípidos nas três espécies não é a mesma, uma vez que as correlações observadas entre os teores de organoclorados e as percentagens de lípidos nos vários órgãos e tecidos de cada espécie apresentam diferentes coeficientes de correlação. Isto pode ser resultante dos diferentes hábitos alimentares e da influência ambiental na acumulação destes compostos. A análise efectuada para os metais indica que a enguia acumula preferencialmente o Cd e o Zn, enquanto que tainha e o linguado não evidenciam uma acumulação preferencial por nenhum metal. O músculo contém os níveis mais baixos de metais independentemente da espécie e o Zn, Cu e Cd acumulam-se mais eficientemente no fígado. Observa-se, ainda, uma associação entre o Pb e as amostras de vísceras da tainha, o que poderá estar associado ao seu tipo de alimentação.

A presença de compostos organoclorados (tPCB e tDDT) e de metais (Cu, Zn, Cd e Pb) em concentrações elevadas nos peixes podem ser prejudiciais à saúde humana. Os níveis permitidos de PCB, DDT, Zn, Cu, Cd e Pb (peso seco) adoptados pela FAO são, respectivamente, 5-25 $\mu\text{g.g}^{-1}$; 10-25 $\mu\text{g.g}^{-1}$; 200-750 $\mu\text{g.g}^{-1}$; 50-150 $\mu\text{g.g}^{-1}$; 0.25-10 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e 2.5-30 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (FAO Fish. Circ., 1983). Deste estudo conclui-se que o músculo da tainha, linguado e enguia apresenta teores muito abaixo dos máximos admitidos, enquanto que o fígado da tainha e linguado excedem os limites recomendados para o cobre. A presença destes contaminantes não acarreta, portanto, problemas quanto à comercialização destes peixes.

Agradecimentos

Agradecemos aos aquacultores o fornecimento dos exemplares de peixes. À Dolores, Regina, Fernanda e Isabelina pelo apoio dado no trabalho experimental. Este estudo foi realizado no âmbito do Projecto 3 financiado pela Operação Integrada de Desenvolvimento da Península de Setúbal, Medida VI.

Referências bibliográficas

- ADDISON, R.F., 1982. Organochlorine compounds and marine lipids. *Prog. Lipid Res.*, 21: 47-71.
- ARFI, R.; BLANC, F.; CALMET, D., 1983. Étude d'impact en milieu marin: échantillonnage et traitement des données. In: S. FRONTIER (Ed.), *Stratégies d'échantillonnage en ecologie*, Masson, pp.343-364.
- BALLSCHMITER, K.; ZELL, M., 1980. Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary gas chromatography. *Z. Analyt. Chem.*, 302: 20-31.
- BOON, J.P.; OUDEJANS, R.C.H.M.; DUINKER, J.C., 1984. Kinetics of individual polychlorinated biphenyl (PCB) components in juvenile sole (*Solea solea*) in relation to their concentrations in food and to lipid metabolism. *Comp. Biochem. Physiol.*, 79 C: 131-142.
- CAETANO, M.; CASTRO, O.; VALE, C., 1994. Níveis de compostos organoclorados e metais pesados nos compartimentos abiótico e biótico de um sistema de aquacultura. In: SANTANA, F.; ANTUNES, M.; RODRIGUES, A.; FARINHA J.; PERES, I. (Eds.) 4ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente; 1: 191-199.

COLOMBO, J.C.; KHALIL, M.F.; ARNAC, M.; HORTH, A.C., 1990. Distribution of chlorinated pesticides and individual polychlorinated biphenyls in biotic and abiotic compartments of the Rio de la Plata, Argentina. *Environ. Sci. Technol.*, 24: 498-505.

FAO Fisheries Circular n° 764, 1983. Compilations of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products, CORNELIA E. NAUEN, Food and Agriculture Organization of United States, Roma, 58 p.

FERREIRA, A.M.; VALE, C., 1992. Flutuação sazonal de PCB na ostra *Crassostrea angulata*: influência dos lípidos. In: A. ROSA PIRES, C. PIO, C. BOIA & T. NOGUEIRA (Eds), 3ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente, Aveiro, 1: 315-324.

GIOURANOVITS-PSYLLIDOU, R.; GEORGAKOPOULOS-GREGORIADES, E.; VASSILOPOULOU, V., 1994. Monitoring of organochlorine residues in Red Mullet (*Mullus barbatus*) from Greek Waters. *Marine Pollution Bulletin*, 28: 121-123.

NOEL-LAMBOT, F.; BOUQUEGNEAU, J. M.; DISTECHE, A., 1980. Some mechanisms promoting or limiting bioaccumulation in marine organisms, In NIHOUL; J. C. J., Actions de recherches concertées-action interuniversitaire, Oceanologie, Rapports des journées d'études, Services du Premier Ministre-Programation de la Politique Scientifique, Bruxelles, 183-208.

PHILLIPS, D.J.H., 1986. Use of organisms to quantify PCBs in marine and estuarine environments. In: J.S. WAID (Ed), *PCBs and the Environment*, CRC Press, Inc., Florida, 2: 127-181.

THOME, J.P., 1986. Les PCB dans l'environnement: bioaccumulation et éco-toxicité. *Cm. Chimie*, 5: 27-32.

Distribuição de PCB e DDT no Estuário do Sado

Odete Castro, Maria José Pacheco e Carlos Vale

Departamento de Ambiente Marinho

Resumo

No Estuário do Sado determinaram-se as concentrações de PCB e DDT em amostras de sedimento de superfície colhidas ao longo do estuário inferior e em amostras de água (fase particulada e fase dissolvida) colhidas em diferentes situações de maré, na Primavera, Verão e Outono/Inverno. A distribuição geográfica obtida nos sedimentos de superfície evidencia a localização das fontes de PCB e DDT principalmente no Canal Norte do estuário inferior. As partículas mais ricas em PCB encontraram-se no estuário inferior. A fase dissolvida apresentou no geral concentrações mais elevadas em maré viva do que em maré morta. As concentrações da fase particulada não variaram significativamente com a maré.

Introdução

A utilização de PCBs na indústria transformadora, como componentes de plastificantes, tintas, fluidos hidráulicos e condensadores, e de DDT como insecticida, principalmente a partir da Segunda Guerra Mundial (Duursma *et al.*, 1989), levou a uma ampla distribuição destes compostos no ambiente (Boon e Duinker, 1986). Apesar da cessação da aplicação de DDT na década de 70 e da redução recente do uso de PCB em muitos países, a lenta degradabilidade destes compostos (Addison, 1982) dá origem a que eles se mantenham activos no meio aquático por prolongados períodos de tempo. A entrada destes poluentes nos estuários faz-se através da descarga de efluentes industriais e urbanos (directamente ou através dos rios), do lixiviamento e erosão dos solos e da deposição atmosférica (Bates *et al.*, 1983; Larsson e Soderghem, 1987). A distribuição destes compostos em vários compartimentos de um estuário - água, partículas em suspensão, sedimentos e organismos - é fortemente influenciada pelas suas propriedades físico-químicas e pela hidrodinâmica do sistema (Colombo *et al.*, 1990).

O objectivo deste trabalho é identificar as fontes de contaminação destes compostos no estuário do Sado, determinar os níveis de PCB e DDT na água, partículas em suspensão e sedimentos e analisar a influência da maré na dispersão desta contaminação.

Material e métodos

Amostragem

Em 1991 foram colhidas, ao longo do estuário do Sado, amostras de sedimento superficial (camadas de 5 a 10 cm) com um colhedor Van Veen. Os sedimentos foram separados em duas fracções, por via húmida, através de um peneiro em teflon de $63\ \mu\text{m}$. Em 1993, foram colhidas amostras de água em 10 estações do estuário (Fig. 1) em situações de baixa-mar e preia-mar de maré morta e de maré viva. A água foi colhida à superfície e junto ao fundo em três épocas do ano (Primavera, Verão e Outono/Inverno). As amostras de superfície foram colhidas directamente e as de fundo através de uma bomba peristáltica portátil Masterflex com tubo de colheita em teflon. As amostras foram filtradas utilizando filtros de 142 mm de fibra de vidro Gelman tipo A/E ($\sim 1\ \mu\text{m}$ de porosidade) para separação das fases dissolvida e particulada. As amostras de superfície foram filtradas sob pressão de

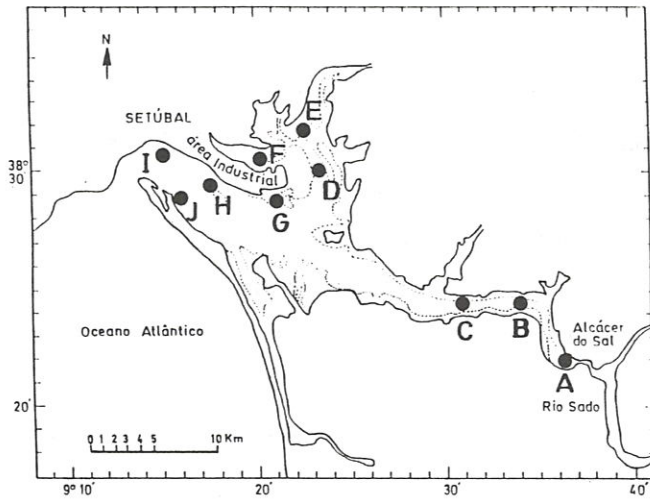


Figura 1 - Localização das estações de colheita das amostras de água.

azoto e as de fundo directamente com a bomba peristáltica. Os filtros foram previamente lavados com hexano e mantidos na mufla a 350 °C durante 17 horas. A quantidade de água colhida variou com a quantidade de partículas em suspensão, entre 2,5 e 150 litros de água. Foram retiradas amostras de água filtrada da superfície (2,5 a 10 l) para frascos de vidro de 5 litros que continham 300 ml de hexano. Os filtros com as partículas em suspensão foram secos a 40 °C e guardados no congelador até análise.

Métodos Analíticos

O modo de extração dos compostos organoclorados dos diferentes tipos de amostras e os métodos analíticos para análise dos compostos organoclorados encontram-se descritos em Caetano (1992). Resumidamente, os organoclorados foram extraídos da água por uma extração líquido-líquido com três volumes de hexano, da matéria particulada e dos sedimentos por extração em Soxhlet com hexano durante 16 horas e com hexano/acetona 1/1 durante 24 horas respectivamente. A identificação e quantificação destes compostos foi efectuada num cromatografo gás-líquido Hewlett-Packard 5880 A equipado com um detector de captura de electrões e uma coluna capilar DB5 (J&W Scientific) com 60 m de comprimento. Analisaram-se 17 congéneres de PCB identificados com os números: 18, 26, 52, 49, 44, 101, 151, 149, 118, 153, 138, 187, 183, 128, 180, 170, 194, segundo a nomenclatura de Ballschmiter e Zell (1980), p,p'-DDE, p,p'-DDD e p,p'-DDT. Nos resultados designa-se por PCB a soma das concentrações dos congéneres de PCB e por DDT a soma das concentrações de p,p'-DDE, p,p'-DDD e p,p'-DDT.

Resultados e discussão

As concentrações de organoclorados obtidas nos três compartimentos estudados - sedimentos, fase particulada e fase dissolvida - são sumariamente apresentados.

Sedimentos

A distribuição geográfica dos teores de PCB e DDT das fracções < 63 µm e > 63 µm dos sedimentos de superfície colhidos ao longo do estuário inferior está representada na Figura 2. Verificaram-se diferenças nos níveis destes compostos entre as duas fracções

granulométricas. Embora na fracção $< 63\mu\text{m}$ se tenha observado maior número de amostras com teores mais elevados, as maiores concentrações foram registadas pontualmente na fracção $> 63\mu\text{m}$ de amostras do Canal Norte. Resíduos mais elevados de poluentes podem ser atribuídos à maior área específica das partículas de menores dimensões, ou aos diferentes teores em matéria orgânica (Calvo *et al.*, 1991; Evans *et al.*, 1990; Pacheco, 1992). O registo de quantidades mais elevadas de PCB e DDT na fracção grosseira de algumas amostras do Canal Norte e da Comporta pode ser atribuído à eventual presença de detritos vegetais contaminados. Os sedimentos da Comporta apresentaram níveis de PCB e DDT intermédios entre os do Canal Norte e do restante estuário inferior. Esta situação foi

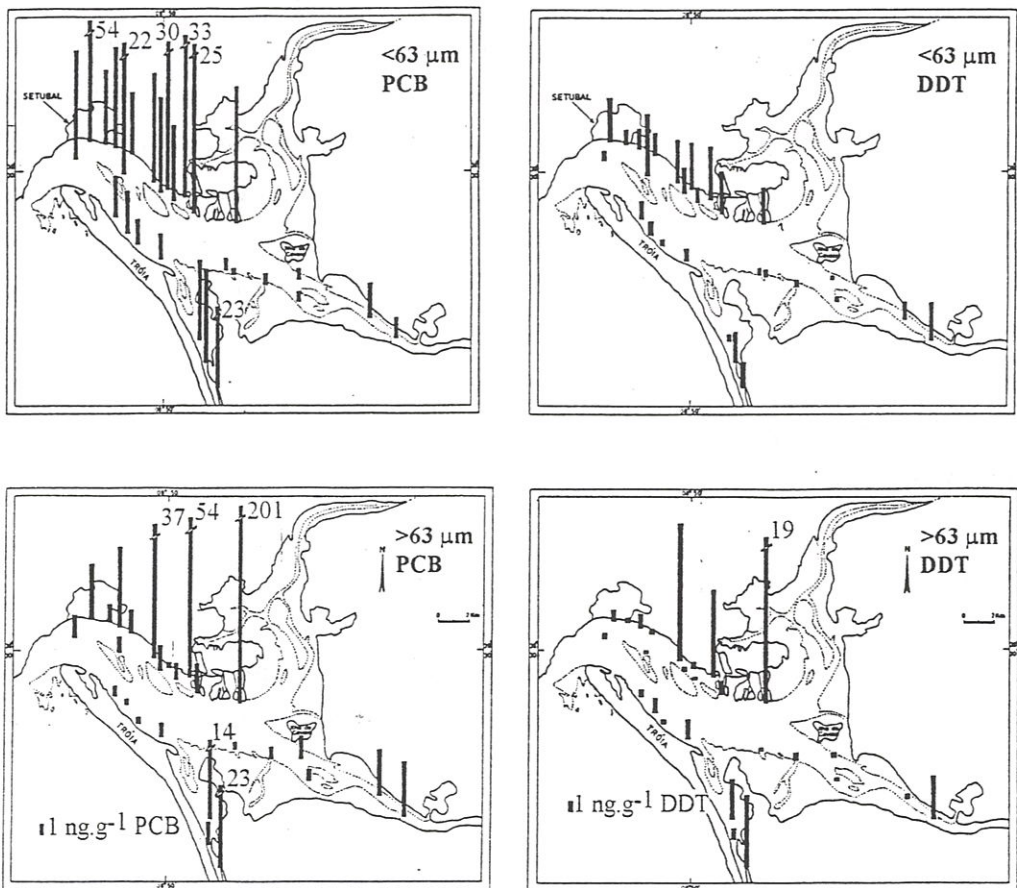


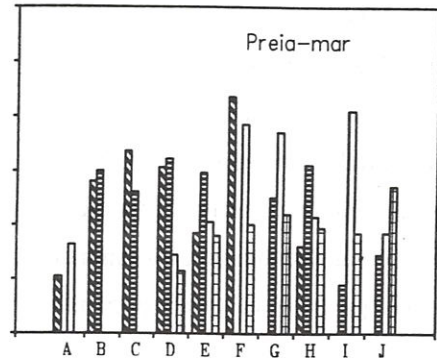
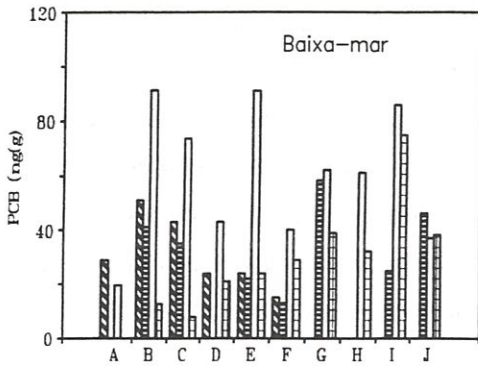
Figura 2 - Distribuição geográfica dos resíduos de PCB e DDT nas fracções $< 63\mu\text{m}$ e $> 63\mu\text{m}$ dos sedimentos de superfície do estuário inferior do Sado.

observada nas duas fracções analisadas. Os sedimentos da parte juzante do Canal de Alcácer apresentaram resíduos superiores aos do Canal Sul. A observação de correlações lineares significativas ($p < 0.001$) entre os teores de PCB e DDT ($r=0.91$ na fracção $> 63 \mu\text{m}$ e $r=0.70$ na fracção $< 63 \mu\text{m}$), confirma a semelhança das distribuições geográficas encontradas para estes compostos no estuário inferior. A distribuição obtida aponta para a localização das principais fontes de PCB e DDT permanentes ou episódicas no estuário. Para o DDT, dados anteriores mostraram que o rio Sado é igualmente uma fonte (Castro e Vale, 1991) que pode ter uma importância maior em período de cheia (Vale *et al.*, 1993).

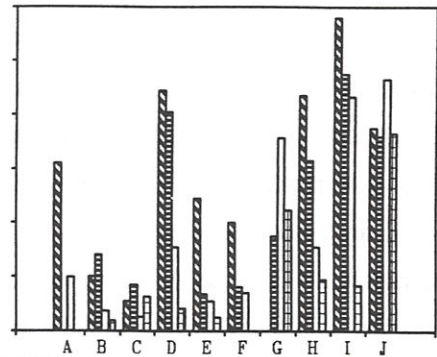
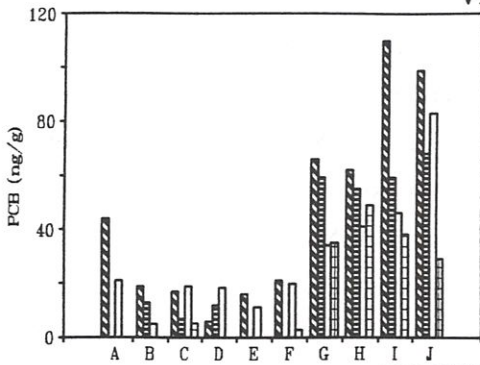
Organoclorados na fase particulada

Nas Figuras 3 e 4 estão representados os resíduos de PCB e DDT nas partículas em suspensão, colhidas à superfície e junto ao fundo em 10 estações do Estuário do Sado (Fig. 1), em situações distintas de maré, na Primavera, Verão e Outono/ Inverno. No Verão e Outono as partículas mais ricas em PCB encontraram-se no estuário inferior (estações G, H, I e J) atingindo por vezes valores superiores a 80 ng.g^{-1} . Normalmente as partículas em suspensão no Canal de Alcácer e na Marateca apresentaram níveis mais baixos de PCB. No entanto, na Primavera as partículas ao longo de todo o estuário mostraram níveis mais semelhantes destes compostos. Uma distribuição diferente foi observada para o DDT. Os resíduos mais elevados foram encontrados no Verão, em particular na maré morta, atingindo por vezes valores superiores a 30 ng.g^{-1} . Nos restantes períodos as concentrações de DDT na matéria em suspensão raramente ultrapassaram os 10 ng.g^{-1} . Para ambos os grupos de compostos as variações dos resíduos das partículas mantidas em suspensão nos vários tipos de maré foram não significativas. Os níveis de PCB na matéria em suspensão apresentaram uma distribuição geográfica, que em algumas épocas, está de acordo com as dos sedimentos o que confirma que no Canal Norte se situam as principais fontes activas destes compostos. Outros factores parecem, no entanto, ter importância na distribuição destes compostos dada a maior uniformidade encontrada na Primavera, eventualmente a natureza das partículas e descargas acidentais. A pequena variação geográfica verificada para o DDT na matéria particulada em suspensão indica, por outro lado, que as fontes estão menos localizadas. O incremento verificado no Verão não tem igualmente uma explicação plausível.

PRIMAVERA



VERÃO



OUTONO/INVERNO

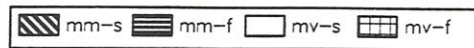
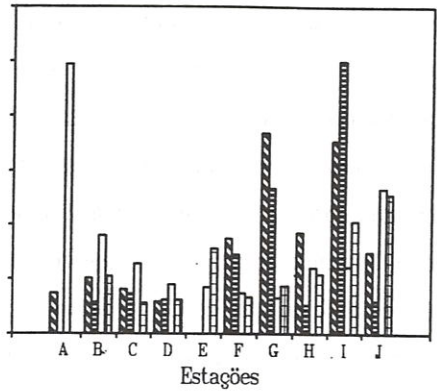
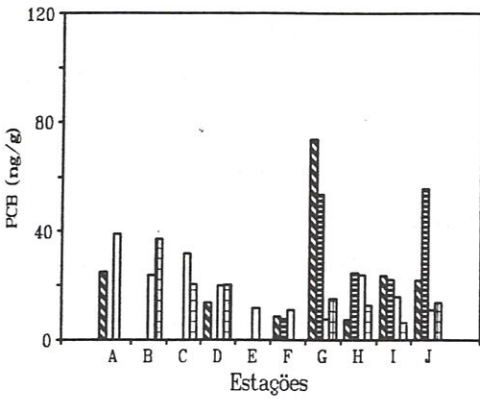
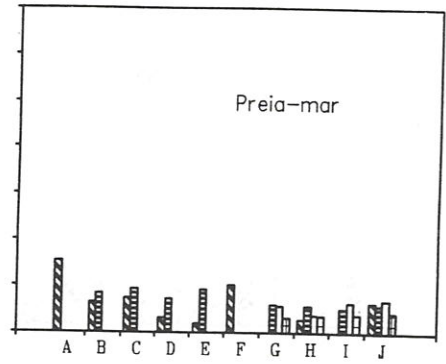
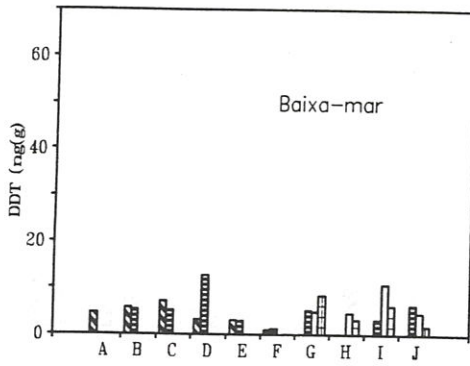
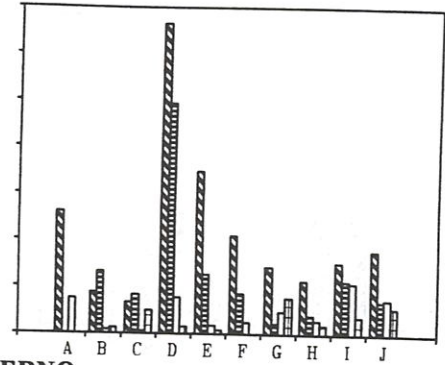
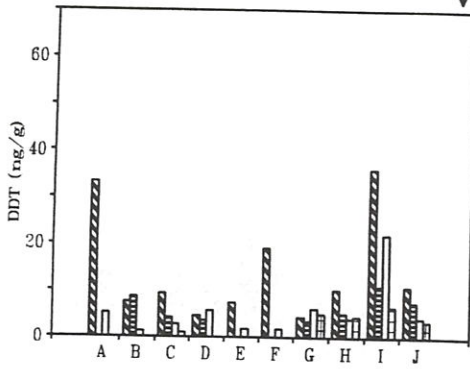


Figura 3 - Concentração de PCB (ng. g^{-1}) nas partículas em suspensão colhidas em 10 estações do estuário do Sado em baixa-mar e preia-mar de maré morta (mm) e maré viva (mv) à superfície (s) e no fundo (f), na Primavera, Verão e Outono/Inverno.

PRIMAVERA



VERÃO



OUTONO/INVERNO

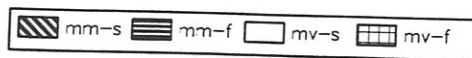
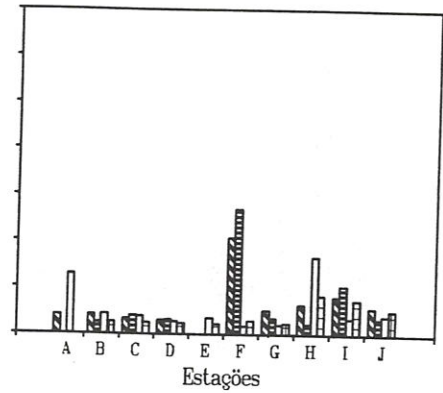
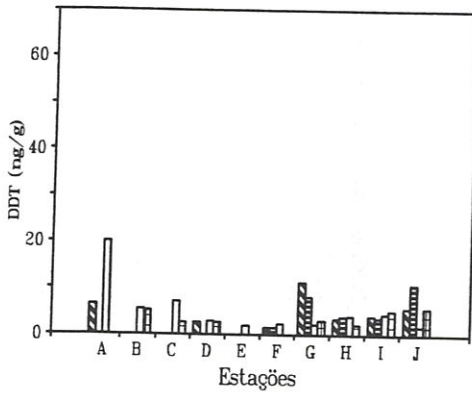
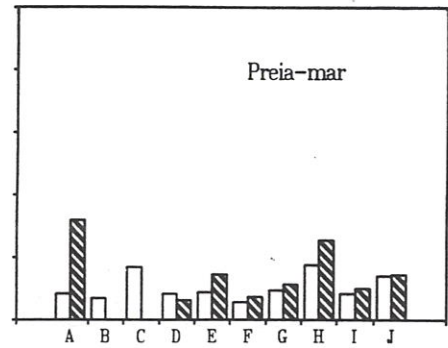
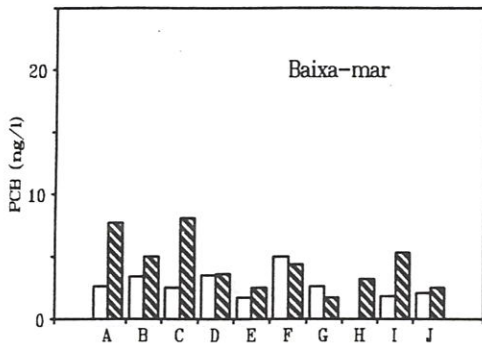
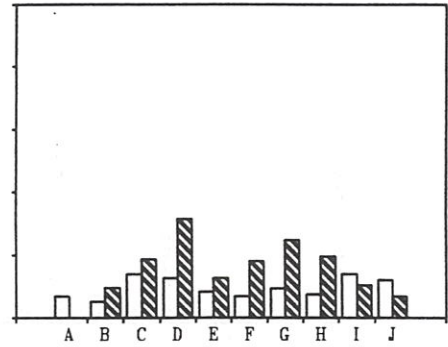
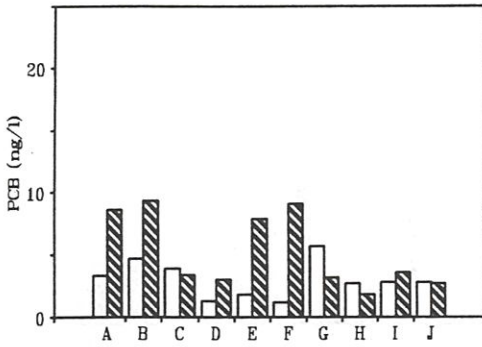


Figura 4 - Concentração de DDT ($\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$) nas partículas em suspensão (loais, condições de maré e período de amostragem indicados na Figura 3).

PRIMAVERA



VERÃO



OUTONO/INVERNO

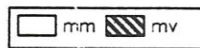
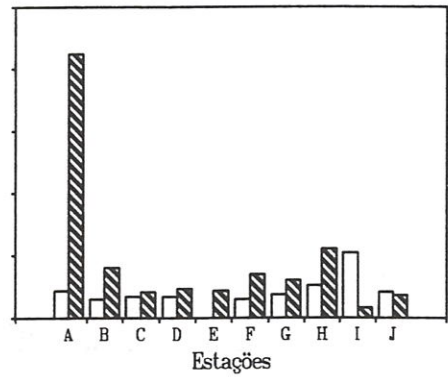
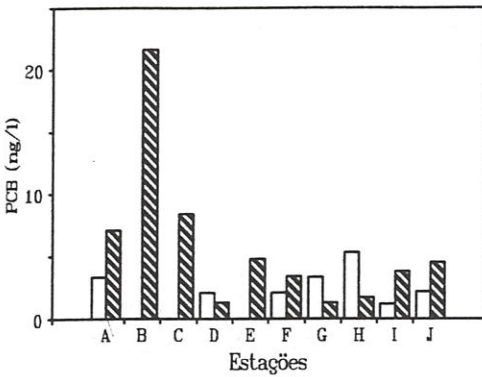
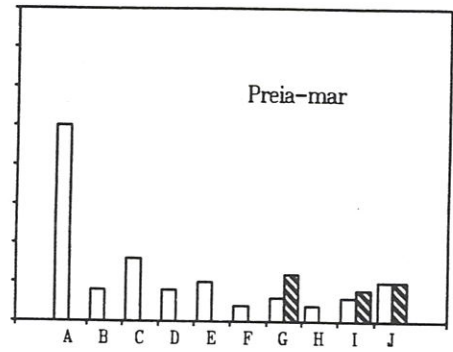
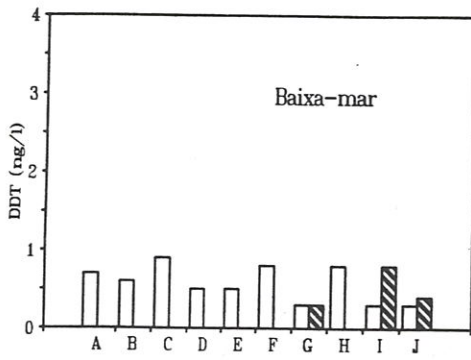
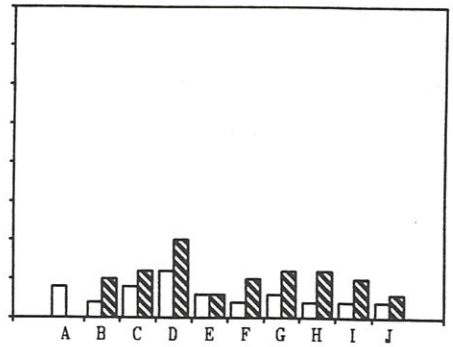
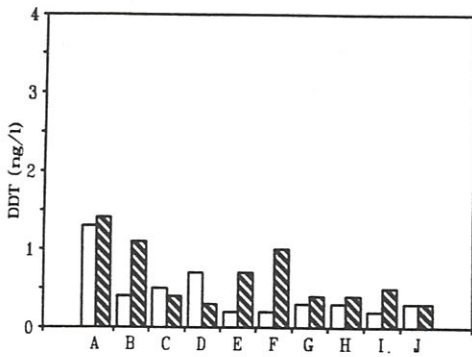


Figura 5 - Concentração de PCB (ng.l⁻¹) na fase dissolvida (loais, condições de maré e período de amostragem indicados na Figura 3).

PRIMAVERA



VERÃO



OUTONO/INVERNO

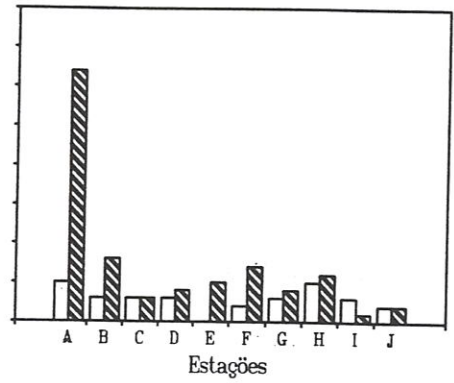
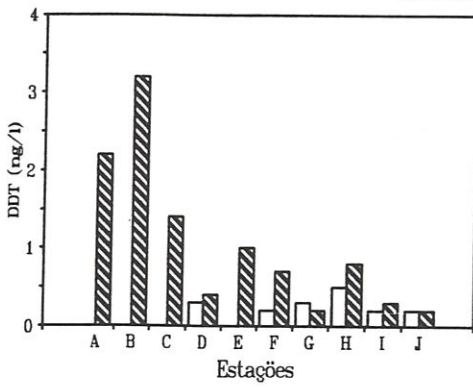


Figura 6 - Concentração de DDT (ng.l⁻¹) na fase dissolvida (locais, condições de maré e período de amostragem indicados na Figura 3).

Organoclorados na fase dissolvida

Nas Figuras 5 e 6 estão representados os níveis de PCB e DDT na fase dissolvida. Estes valores referem-se a colheitas à superfície realizadas nas mesmas estações da fase particulada, situação de maré e período de amostragem. As concentrações mais elevadas foram registadas no Canal de Alcácer em maré viva. Estes incrementos podem ser atribuídos à presença de um maior número de partículas de reduzidas dimensões ($< 1 \mu\text{m}$) que passaram através dos filtros para a fase dissolvida (Duinker *et al.*, 1986), em maior quantidade nos locais de maior concentração de partículas em suspensão. Em estudos anteriores observou-se que a maior concentração de partículas em suspensão ocorre no Canal de Alcácer durante os períodos de maré viva (Vale *et al.*, 1993). Saliente-se, ainda, que os teores mais elevados foram registados no Outono/Inverno o que pode reflectir um "input" associado ao período das chuvas. Em todo o estuário quer os níveis de PCB quer de DDT foram mais elevados em maré viva do que em maré morta. Isto pode estar relacionado com a maior dispersão destes poluentes a partir do Canal Norte naquelas situações de maré. De um modo geral não se observaram diferenças entre a baixa-mar e a preia-mar ao longo do estuário.

Agradecimentos

Agradecemos ao António Manuel Correia e a todos que tornaram possível efectuar o trabalho de campo e a Dolores Guadalupe e Regina Granja pelo apoio dado no trabalho experimental. Este trabalho foi financiado pela OID-Setúbal e efectuado no âmbito do projecto 3.

Referências bibliográficas

- ADDISON, R. F., 1982. Organochlorine compounds and marine lipids. *Prog. Lipid Res.*, 21: 47p.
- BATES, T. S., HAMILTON, S. E., CLINE, J. D., 1983. Collection of suspended particulate matter for hydrocarbon analyses. Continuous flow centrifugation vs filtration. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 16: 107-112.
- BALLSCHMITER, K., ZELL, M., 1980. Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary gas chromatography. *Fresenius Z. Analyt. Chem.*, 302: 20-31.

- BOON, J. P.; DUINKER, J. C., 1986. Monitoring of cyclic organochlorines in the marine environment. *Environmental Monitoring Assessment*, 7: 189-208.
- CAETANO, M. 1992. Distribuição de organoclorados e metais em dois sistemas de aquacultura. Relatório de Estágio da F.C.U.L. 166 p.
- CALVO, C.; GRASSO, M.; GARDENGHI, G., 1991. Organic Carbon and nitrogen in sediments and resuspended sediments of Venice Lagoon: relationship with PCB contamination. *Mar. Pollut. Bull.*, 22: 543-547.
- CASTRO, O.; VALE, C., 1991. Distribuição de PCB e DDT nos sedimentos do estuário do Sado. Seminário - Alterações ambientais e repercussões no biota. INIP, Lisboa (Resumo).
- COLOMBO, J. C.; KHALIL, M. F.; HORTH, A. C., 1990. Distribution of chlorinated pesticides and individual polychlorinated pesticides in biotic and abiotic compartments in the Rio de la Plata, Argentina. *Environ. Sci. Technol.*, 4: 498-633.
- DUINKER, J. C., 1986. The role of small, low density particles on the partition of selected PCB congeners between water and suspended matter (North Sea Area). *Neth. J. Sea Res.*, 20: 229-238.
- DUURSMA, E. K.; NIEUWENHUIZE, J.; VAN LIERE, J. M., 1989. Polychlorinated biphenyl equilibria in a estuarine system. *The Science of the total Environment*, 79: 141-155.
- EVANS, K. M.; GILL, R. A.; ROBOTHAM, 1990. The PAH and organic content of sediment particle size. *Water, Air and Soil Pollution*, 51: 13-32.
- LARSSON, P.; SODERGREN, A., 1987. Transport of polychlorinated biphenyls (PCBs) in freshwater mesocosms from sediment to water and air. *Water, Air, and Soil Pollution*, 36: 33-46.
- PACHECO, M. J. A., 1992. Estudo dos níveis de metais e compostos organoclorados em sedimentos de superfície do estuário do Sado. Relatório de Estágio da F.C.U.L., 121 p.
- VALE, C.; CORTESÃO, C.; CASTRO, O.; FERREIRA, A. M., 1993. Suspended-sediment response to pulses in river flow and semidiurnal and fortnightly tidal variations in a mesotidal estuary. *Marine Chemistry*, 43: 21-31.

AQUACULTURA

A aquacultura no Estuário do Tejo: caracterização preliminar

Belarmino Gonçalves Palma Brito

Departamento de Aquacultura

Resumo

Após breve introdução, o autor descreve a metodologia usada na execução do trabalho, fazendo, em seguida, sucinta alusão ao binómio exploração salineira-aquacultura artesanal. Analisa, depois, com algum detalhe, o estado actual da aquacultura no Estuário do Tejo e termina tecendo algumas considerações sobre o seu presumível desenvolvimento futuro.

Introdução

No Estuário do Tejo (incluindo a sua periferia) têm lugar inúmeras actividades, dentre as quais se destacam a pesca, a agro-pecuária, a produção de sal, a indústria, a navegação, o urbanismo, o lazer e a aquacultura. Uma boa parte do estuário constitui também área de reserva natural. Para ser correcta, esta múltipla utilização necessita de uma adequada integração de todas estas actividades, o que pressupõe o prévio conhecimento aprofundado de cada uma delas.

O presente trabalho constitui, para além de uma referência histórica à actividade, um levantamento da situação aquícola actual do estuário, bem como uma perspetivação do seu desenvolvimento futuro. Houve, no entanto, o deliberado propósito de considerar para a produção aquícola apenas áreas já objecto de prévia intervenção humana, com exclusão de quaisquer áreas naturais, nomeadamente de sapal.

Metodologia de trabalho

Para a execução deste trabalho foram levadas a cabo tarefas de gabinete e de campo.

As primeiras consistiram, essencialmente, na identificação, com auxílio das cartas corográfica (Instituto Geográfico e Cadastral, 1957 e 1966) e militar (Serviço Cartográfico do Exército, 1961 a 1966), de eventuais áreas com aptidão aquícola, bem como, após reconhecimento das mesmas no terreno, na elaboração da respectiva cartografia.

As segundas foram desenvolvidas da seguinte forma: reconhecimento geral do estuário; identificação e reconhecimento de grandes áreas com aptidão aquícola; reconhecimento de áreas licenciadas e aguardando licenciamento; identificação e reconhecimento de salinas inactivas e de caldeiras de moinhos de maré e identificação e reconhecimento de áreas de salinas activas.

Foi ainda efectuada uma consulta às autarquias confinantes com o estuário, no sentido de conhecer o tratamento dispensado a esta actividade, mormente na elaboração dos respectivos planos directores municipais.

Fase artesanal tradicional

De um modo geral, pode dizer-se que a aquacultura é tão antiga quanto a actividade salineira.

Na realidade, sempre se criou (e, aliás, ainda hoje se cria), peixe nos primeiros compartimentos das salinas, chamados viveiros ou tejos.

Quando do abastecimento de água à salina, entram também formas juvenis, que são depois objecto de recria nos viveiros.

Muitas vezes, esta entrada de juvenis é mesmo controlada através da interposição de uma armadilha de rede junto da comporta de admissão de água, chamada butirão, a qual permite povoar o viveiro apenas com as espécies e, dentro destas, com o número de espécimens desejados.

Os viveiros são, em geral, pescados de dois em dois anos, o tempo necessário para que os animais, neste regime tipicamente extensivo, atinjam o tamanho apropriado ao consumo.

Neste estuário existem marinhas, pelo menos, desde o século XV (Lobo, 1790); nos anos 50 funcionavam mais de 200 (Lopes, 1954; Silva, 1958); actualmente estão menos de 10 em actividade.

Estado actual

As áreas com aptidão aquícola distribuem-se pelos concelhos de Vila Franca de Xira (22 ha), Benavente (452 ha), Alcochete (571 ha), Montijo (127 ha), Moita (253 ha), Barreiro (27 ha) e Seixal (55 ha) (Figs. 1, 2 e 4).

A área total com aptidão aquícola no estuário é de 1.507 hectares, dos quais 568 estão licenciados, 32 aguardam licenciamento, 421 são salinas inactivas (a maior parte mesmo abandonadas), 28 são caldeiras de moinhos de maré e 458 são salinas activas (Figs. 2 e 3).

As áreas licenciadas situam-se em todos os concelhos citados, excepto no de Vila Franca de Xira (Figs. 2 e 5); as que aguardam licenciamento, nos concelhos de Vila Franca de Xira e Seixal (Figs. 2 e 6); as salinas inactivas, nos concelhos de Alcochete, Montijo e Moita (Figs. 2 e 7); as caldeiras de moinhos, nos concelhos do Barreiro e Seixal (Figs. 2 e 8); as salinas activas, nos concelhos de Benavente e Alcochete (Figs. 2 e 9).

Actualmente, a área em produção aquícola é de cerca de 116 hectares, repartida por sete explorações, situadas nos concelhos de Vila Franca de Xira (uma, com 22 ha), Benavente (uma, com 35 ha), Alcochete (três, com 37 ha), Barreiro (uma, com 6 ha) e Seixal (uma, com 16 ha) (Figs. 2 e 10).

Destas sete explorações, apenas uma (a que se situa no concelho do Seixal) produz peixe em regime semi-intensivo, limitando-se, das restantes seis, cinco à produção de peixe em regime extensivo e uma à simples estabulação de lagostim de água doce.

Forçoso é, pois, reconhecer que, para uma superfície total com aptidão para a aquacultura de cerca de 1.500 hectares, a área de exploração neste sector é ainda significativamente baixa (menor que 8%), tendo, sobretudo, em atenção que já vão passados oito anos de disponibilidade de ajudas, a fundo perdido, à implantação de explorações aquícolas.

A esta situação não serão certamente alheias, por um lado, uma certa "fama" de que o estuário "está poluído" e, por outro, determinadas condicionantes de natureza proteccionista.

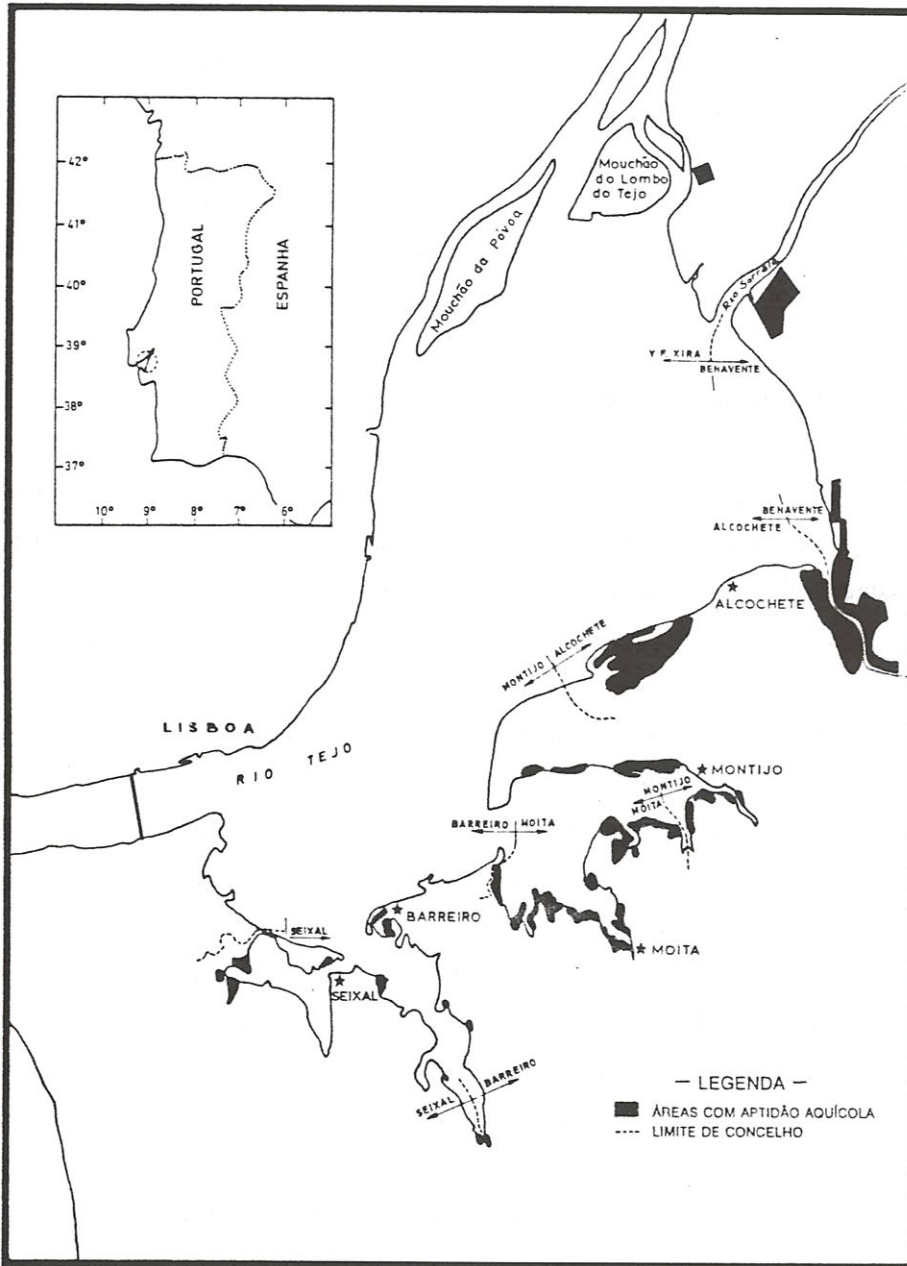


Figura 1 - Áreas com aptidão aquícola no estuário do Tejo: sua localização.

CONCELHOS	LICENCIADAS	AGUARDANDO LICENCIAMENTO	SALINAS INACTIVAS	CALDEIRAS DE MOINHOS	SALINAS ACTIVAS	TOTAIS	EM PRODUÇÃO
V.F. DE XIRA	0	22	0	0	0	22	22
BENAVENTE	195	0	0	0	257	452	35
ALCOCHETE	192	0	178	0	201	571	37
MONTIJO	11	0	116	0	0	127	0
MOITA	126	0	127	0	0	253	0
BARREIRO	6	0	0	21	0	27	6
SEIXAL	38	10	0	7	0	55	16
TOTAIS	568	32	421	28	458	1507	116

Figura 2 - Áreas com aptidão aquícola no estuário do Tejo: valores em hectares (Março de 1994).

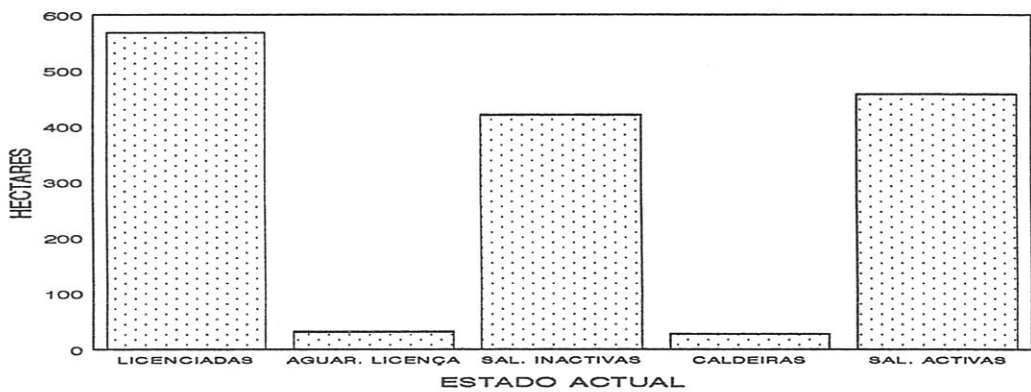


Figura 3 - Áreas com aptidão aquícola no estuário do Tejo: totais por estado (Março de 1994).

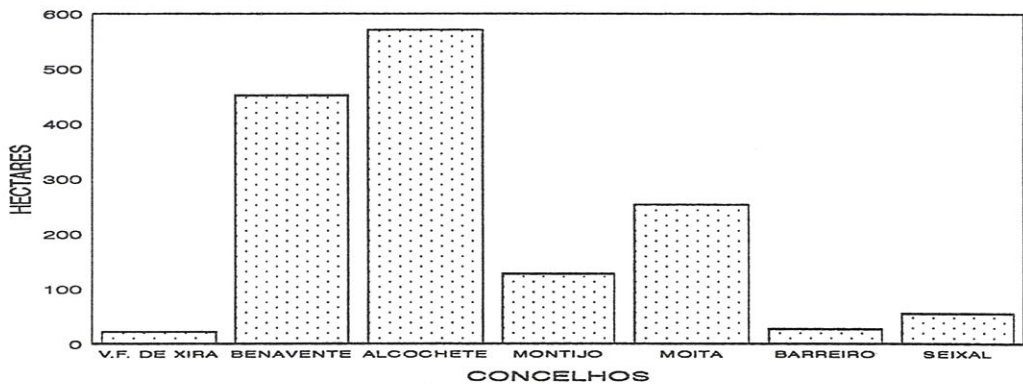


Figura 4 - Áreas com aptidão aquícola no estuário do Tejo: totais por concelho.

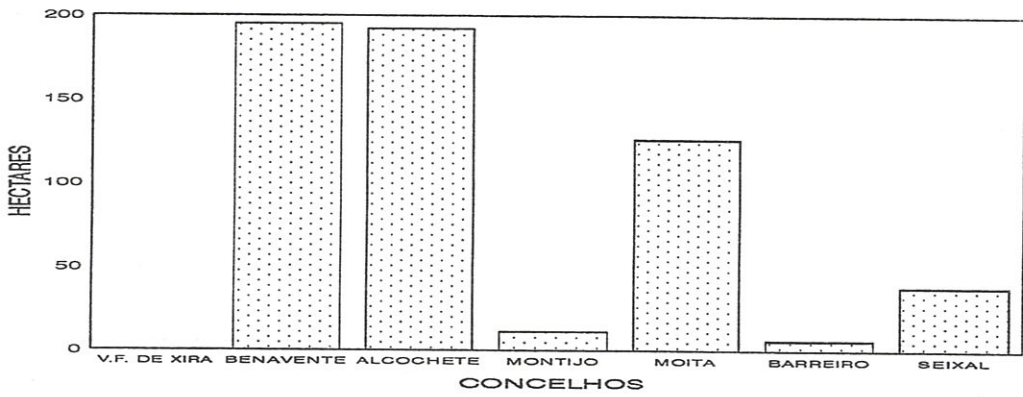


Figura 5 - Áreas com aptidão aquícola no estuário do Tejo: licenciadas (Março de 1994).

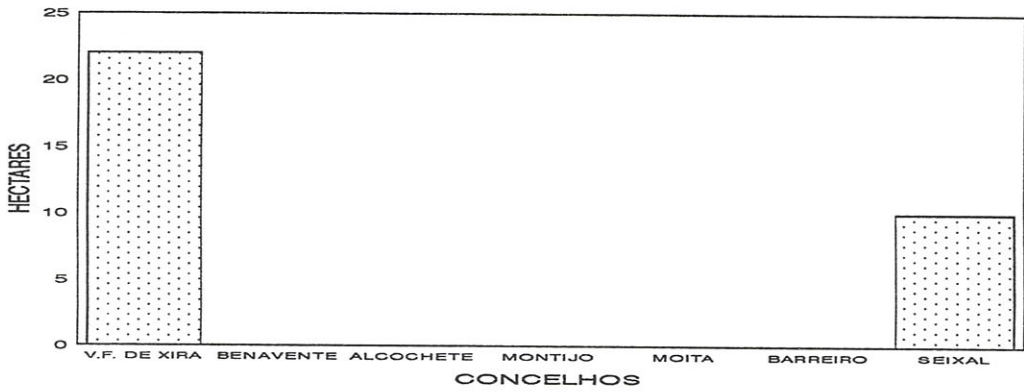


Figura 6 - Áreas com aptidão aquícola no estuário do Tejo: aguardando licença (Março de 1994).

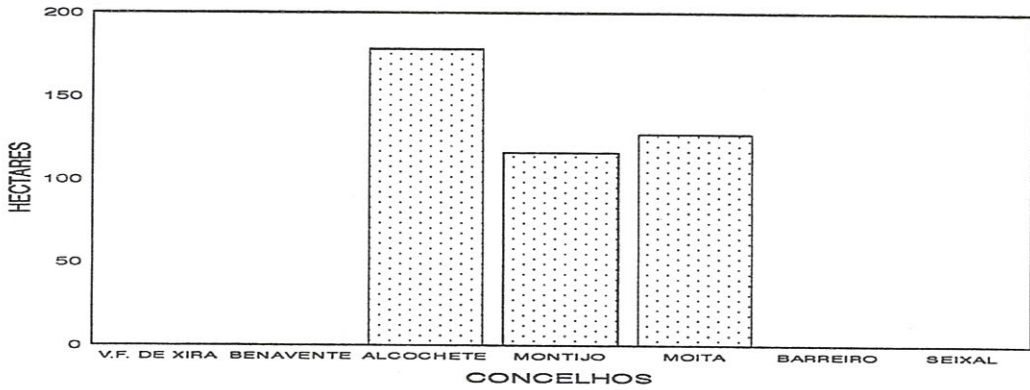


Figura 7 - Áreas com aptidão aquícola no estuário do Tejo: salinas inactivas (Março de 1994).

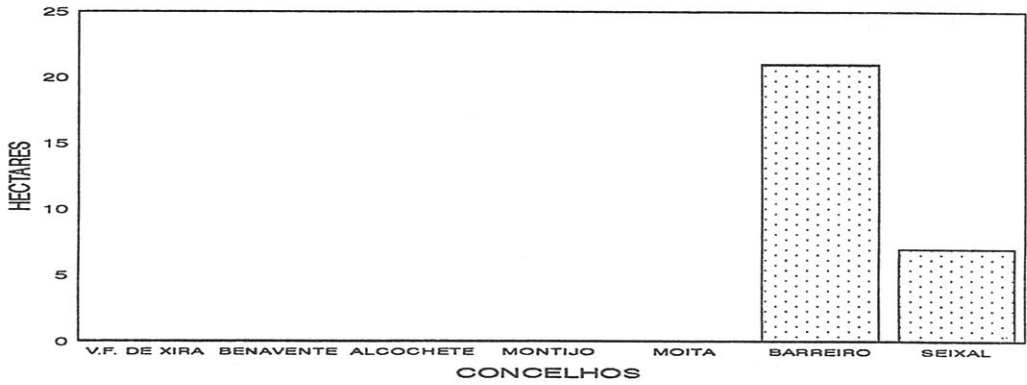


Figura 8 - Áreas com aptidão aquícola no estuário do Tejo: caldeiras de moinhos (Março de 1994).

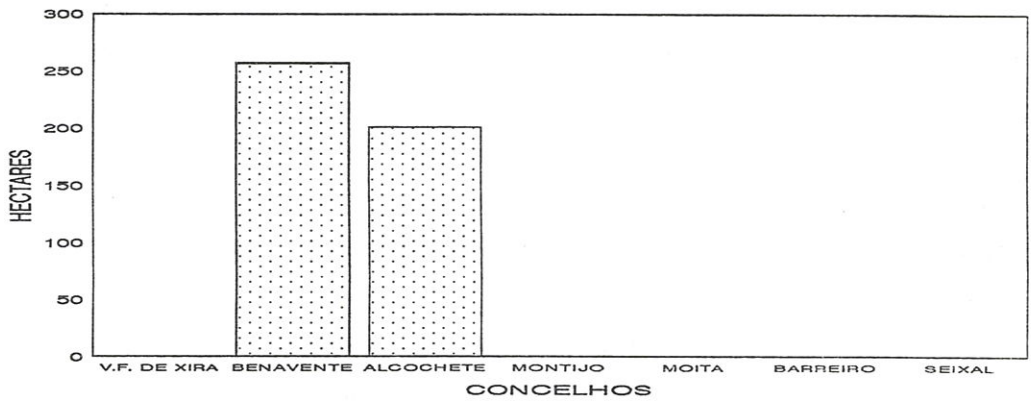


Figura 9 - Áreas com aptidão aquícola no estuário do Tejo: salinas activas (Março de 1994).

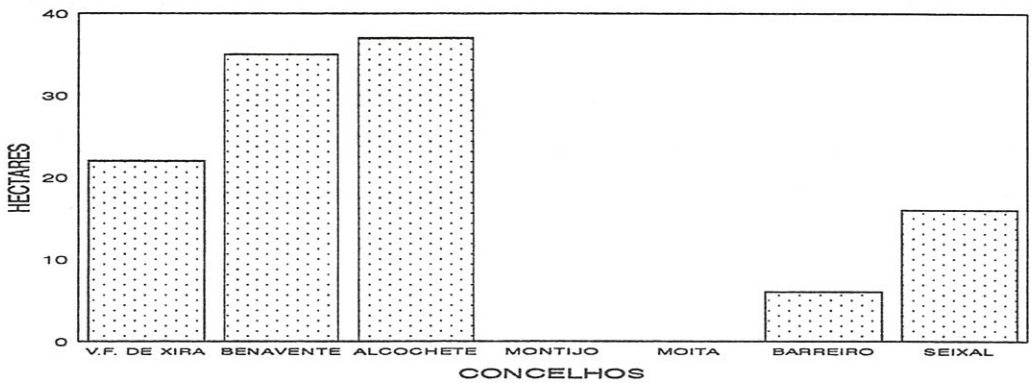


Figura 10 - Áreas com aptidão aquícola no estuário do Tejo: em produção aquícola (Março de 1994).

Perspectivas de desenvolvimento

O quadro que acabámos de descrever permite-nos, de certo modo, perspectivar o desenvolvimento futuro desta actividade.

Assim, num prazo relativamente curto (2 a 3 anos), poderão estar em fase de produção cerca 600 hectares (568 de áreas licenciadas e 32 de áreas aguardando licenciamento).

Num prazo já mais dilatado (entre 3 a 5 anos), cerca de 450 hectares (421 de salinas inactivas e 28 de caldeiras de moinhos de maré) poderão igualmente estar consignados à produção aquícola.

Quanto aos restantes cerca de 460 hectares, votados ainda à produção salineira, apenas a longo prazo (mais de 5 anos) se poderá descortinar a sua possível utilização aquícola.

O tipo de exploração mais indicado para estas áreas é o semi-industrial, consequência da reconversão de salinas e de caldeiras de moinhos; já o são bastante menos, respectivamente pela baixa rentabilidade e pelo elevado investimento que implicam, os tipos artesanal e industrial.

O regime de produção mais provável de vir a implantar-se é o semi-intensivo de níveis baixo e médio, os quais poderão, no entanto, evoluir, no futuro, para níveis mais altos.

Pelo que atrás se disse, o sistema de produção de eleição para a zona é o de tanques de terra.

Parece, pois, razoável admitir que, pelos finais desta década, possam vir a estar ocupados no estuário do Tejo, com a aquacultura, uns 1.000 hectares, com uma produção estimada de 2.000 toneladas por ano, à qual corresponde, ao preço actual, um valor da ordem dos 4 milhões de contos.

Agradecimentos

A todos quantos contribuíram para a elaboração deste trabalho a nossa melhor gratidão.

Um agradecimento especial à Direcção-Geral das Pescas e aos Senhores Álvaro Costa, Francisco Rei, Luis Barata e Manuel Vitória.

Referências bibliográficas

- INSTITUTO GEOGRÁFICO E CADASTRAL, 1957. Carta Corográfica de Portugal, Escala 1:50.000, Lisboa, N°34-B.
- INSTITUTO GEOGRÁFICO E CADASTRAL, 1966. Carta Corográfica de Portugal, Escala 1:50.000, Lisboa, N°34-D.
- LOBO, C.B.L., 1790. Memórias sobre as marinhas de Portugal. Mem.Econ.Acad.Real Ciên., Lisboa, Vols.II e IV. Cit. em LEPIERRE, C., 1936. Inquérito à indústria do sal em Portugal. Univ.Téc.Lisb., Lisboa, 404 p.
- LOPES, L. A., 1954. Inquérito à indústria do sal. Com.Reg. Prod.Quím.Farm., Lisboa, 292 p.
- SERVIÇO CARTOGRÁFICO DO EXÉRCITO, 1961. Carta Militar de Portugal, Escala 1:25.000, Lisboa, N°442.
- SERVIÇO CARTOGRÁFICO DO EXÉRCITO, 1961. Carta Militar de Portugal, Escala 1:25.000, Lisboa, N°443.
- SERVIÇO CARTOGRÁFICO DO EXÉRCITO, 1962. Carta Militar de Portugal, Escala 1:25.000, Lisboa, N°403.
- SERVIÇO CARTOGRÁFICO DO EXÉRCITO, 1962. Carta Militar de Portugal, Escala 1:25.000, Lisboa, N°432.
- SERVIÇO CARTOGRÁFICO DO EXÉRCITO, 1965. Carta Militar de Portugal, Escala 1:25.000, Lisboa, N°390.
- SERVIÇO CARTOGRÁFICO DO EXÉRCITO, 1965. Carta Militar de Portugal, Escala 1:25.000, Lisboa, N°417.
- SERVIÇO CARTOGRÁFICO DO EXÉRCITO, 1966. Carta Militar de Portugal, Escala 1:25.000, Lisboa, N°404.
- SERVIÇO CARTOGRÁFICO DO EXÉRCITO, 1966. Carta Militar de Portugal, Escala 1:25.000, Lisboa, N°418.
- SILVA, J. F, 1958. Inquérito à indústria do sal. Com.Reg. Prod. Quím. Farm., Lisboa, 475 p.

Contribuição para o conhecimento da Aquacultura no Estuário do Sado

Maria Damásia Serrano Dias
IPIMAR - Setúbal

Resumo

A aquacultura no Estuário do Sado desenvolveu-se até há cerca de duas décadas com grande significado sócio-económico na vertente da ostreicultura.

Efectivamente a existência de uma verdadeira indústria ostreícola, com a constituição e laboração de várias empresas a quem foram concessionados 2394,5 ha de terrenos do Domínio Público Marítimo (D.P.M.), garantiu trabalho a cerca de 4000 trabalhadores permanentes e sazonais, tendo sido exportadas, entre 1964 e 1972, mais de 50.000 toneladas de ostras.

As mortalidades maciças ocorridas em 1973 e 1974 conduziram ao desaparecimento desta indústria, mantendo-se apenas alguns exemplares nos bancos mais a montante, com indícios claros de alterações graves no metabolismo do cálcio.

A piscicultura, praticada de forma tradicional, com utilização do primeiro reservatório das salinas (o de nível de água mais elevado) é outra vertente. Teve sempre, porém, significado muito limitado, funcionando essencialmente como complemento da actividade salineira.

Na década de 80, potenciada por fortes apoios comunitários, surge uma piscicultura de tipo independente que começa agora a dar os primeiros passos.

Igualmente se assistiu a um crescente interesse pela cultura de moluscos bivalves com afectação de parcelas de terrenos do D. P. M.

Face ao aumento do interesse pela aquacultura, procedeu-se ao levantamento das áreas afectadas a esta actividade como contributo válido, em nossa opinião, para o ordenamento do território. Fez-se também o reconhecimento, localização e área, das salinas activas e inactivas.

Não se fez o levantamento das áreas de sapal por se considerarem indispensáveis à manutenção do ecossistema.

Introdução

A aquacultura no Estuário do Sado, através da vertente ostréicultura, assumiu, até há cerca de duas décadas atrás, grande significado sócio-económico.

A abundância de ostras, bem manifesta na pujança e extensão dos seus bancos naturais, é prova evidente de que o estuário tem condições ecológicas muito favoráveis ao desenvolvimento destes bivalves.

Efectivamente a exploração ostréicola atingiu, na década de 60, as características de uma verdadeira indústria pois que se criam várias firmas, se concretiza a concessão de 2.394,5 hectares de terrenos do D.P.M. para além de se criar com carácter permanente ou sazonal um elevado número de postos de trabalho (cerca de 4000).

Portugal exporta deste estuário, entre 1964 e 1972, mais de 55.000 toneladas de ostras e o valor correspondente a um tal volume de transações com a França, o principal país importador, assume mesmo peso e significado nas trocas comerciais entre os dois países.

Mas mortalidades maciças de ostras, ocorridas em 1973 e 1974, a que seguramente não são alheias a conhecida doença das brânquias e a aplicação, nos estaleiros navais, de tintas de fundo com componentes organo-estânicos (T.B.T.), dariam um profundo golpe na indústria ostréicola nacional. A produção decaiu para quantitativos sem significado e os poucos exemplares sobreviventes, ainda assim com indícios claros de debilidade e de malformações graves na concha, são os oriundos dos bancos mais afastados, para montante, do polo industrial do estuário onde se encontra o grande estaleiro naval da agora Solisnor (antiga Setenave).

Parece assistir-se actualmente a uma muito ligeira recuperação das ostras do Canal de Alcácer com alguma melhoria nas características organolépticas dos bivalves.

A piscicultura praticada de forma tradicional, com a utilização do 1º reservatório das salinas (o de nível de água mais elevado) é uma actividade que se perde no tempo. O seu significado, não sendo grande, complementava o rendimento da actividade salineira.

Aos juvenis selvagens abundantes no estuário era fácil permitir a sua entrada no pejo, quando da enchente, e impedir depois a sua saída. Sobre esta matéria existia já alguma legislação, concretizada no "Regulamento para a Exploração de Instalações Permanentes de Pesca, Estabelecimentos de Piscicultura e Viveiros de Peixe na Parte Marítima das Águas Públicas" datado de 1895 e que se manteve em vigor até há poucos anos.

Na década de 80, potenciada por fortes apoios comunitários a que se associavam vários problemas da exploração salineira, surgiu uma piscicultura de tipo independente.

A sua produção, destinada quase exclusivamente ao mercado externo, começa agora a sentir dificuldades de escoamento e isto em resultado da concorrência desencadeada pela produção de outros países, pelo que começa a voltar-se para o mercado interno.

A exploração salineira tem vindo a sofrer de vários problemas (não existência de apoios financeiros e tecnológicos, baixo preço do sal, etc.) que têm contribuído para o seu declínio, assistindo-se presentemente à inactividade de grandes áreas de salinas.

Para um conhecimento mais adequado deste estuário e para uma melhor fundamentação do seu ordenamento e gestão achou-se de conveniência proceder ao levantamento dos estabelecimentos aquícolas existentes bem como do número de salinas, localização, respectivas áreas e estado de actividade (Fig. 1).

Metodologia

Foram considerados estabelecimentos aquícolas não só os que se encontram licenciados como tal, mas também aqueles que, estando embora em tramitação processual, obtiveram parecer favorável da comissão de vistorias.

O seu levantamento fez-se recorrendo aos processos de licenciamento com recolha de informação sobre localização, área, salinas que ocupam, etc..

O levantamento das salinas teve como base, não só ortofotomapas cedidos pela Direcção Regional de Agricultura do Ribatejo e Oeste, como também fotografia aérea (ACEL,1990) e ainda informação cedida por alguns proprietários (cadernetas prediais, mapas do cadastro, etc.).

Igualmente se recorreu ao inquérito a arrendatários de salinas e a conhecedores da actividade e das zonas.

Quanto a salinas consideram-se:

- Activas todas aquelas que os proprietários as referenciavam como tais mesmo que, em alguns casos, a sua função fosse unicamente fornecer água a outras salinas do conjunto;
- Inactivas as que assim eram indicadas pelos seus proprietários, ainda que algumas, pudessem estar parcialmente activas.



Figura 1 - Localização dos principais estabelecimentos aquícolas no Estuário do Sado.

Este grupo inclui ainda todas as salinas que, sem licenciamento, estavam a funcionar como estabelecimentos de piscicultura.

As salinas que sofreram adaptações por forma a produzir peixe em alguns dos seus compartimentos e sal noutros foram integradas em estabelecimentos de piscicultura e salinas activas, de acordo com as áreas que os seus proprietários indicavam.

Os estabelecimentos de piscicultura, bem como as salinas (activas e inactivas), foram agrupados de acordo com o método referido na publicação Inquérito à Indústria do Sal da autoria da Comissão Reguladora dos Produtos Químicos e Farmacêuticos (1957).

Resultados

1 - Piscicultura

É de 55 o conjunto dos estabelecimentos de piscicultura, licenciados e em tramitação para licenciamento, que ocupa uma área de 512 ha pertencentes ou ao D.P.M. ou resultantes da transformação de salinas (Tabela 1).

Tabela 1 - Estabelecimentos de Piscicultura do Estuário do Sado

GRUPO	NOME	ÁREA PRIV.	ÁREA D.P.M.	SALINAS
BOCAS DE PALMA	SILVEIRAS	3.24		Silveiras
CACHOPOS	GRUPO CACHOPOS	20.00		Cachopos ou do meio e José Augusto Pessanha ou Bodilhos
ENXARROQUEIRA	MOUSINHA	2.75		Mousinha
FAIAS	MONIZ	8.02		Moniz
FARALHÃO	ALFINETES	8.50		Alfinetes Barrada dos Alfinetes Palmelo e Ordem Terceira
	CRUZEIRO DO SUL	6.41	1.81	Painha Grande ou Capitão de Cavalos
	D. JOÃO DE ALMEIDA	7.03		D. João de Almeida e Menezes
	ISABELINHA		22.50	

GRUPO	NOME	ÁREA PRIV.	ÁREA D.P.M.	SALINAS
FARALHÃO	MARE CLAUSUM	21.65		Dotos Canim Singela dos Boinos Misericórdia de Évora João Freire e Gualdinos
	RIO GRANDE	7.96		Cruz
	RUCANO	3.80		Rucano
	TENTATIVA III	8.86		Perdigão e Frades do Carmo
GÂMBIA	CANIÇO D. ANTÓNIA	4.00		Caníço de D. Antónia
	GRUPO COIMBRA	11.00		Coimbra ou Botado e Lavra
	GRUPO PATAS	19.00		Comprida ou Patas Compridas e Grande ou Patas Grandes
	LARANJEIRA	6.00		Laranjeira
	MARVEDRO		8.30	
	MISERICÓRDIA	15.34		1ª e 2ª de Misericórdia e/ou Grande ou Terceira Pato ou Pequena ou Quarta D. Antónia de Fora ou D Isabel
	MUSGOS I		2.60	
	MUSGOS II	9.50		Segunda de Musgos
	PESCAD. AMIGOS	2.75	14.00	Jorge de Aquino (anexada)
	SANTO ANTÓNIO		1.49	
	V. DA MARATECA	16.20		Cascoa e Taborda
MITRENA	APÓSTOLOS	6.5		Apóstolos ou Cesária e Misericórdia Velha ou Motrena
	BOCAGE	9.36		Mosinha e parte da Cesária ou Apóstolos
	LONGA	8.84		Longa
	NEVES		7.72	
MONTE DE CABRAS	FRANC. S. CARNEIRO	3.00	0.24	
	P. VALÉRIO GRANDE	2.50		Padre Valério Grande
MOURISCAS	CANAS		4.30	
	MOINHO	4.78		Moinho
	PATRIARCAL	3.10		Patriarcas
PINHEIRO TORTO	DEUS ASSIM O QUIS	4.55	0.87	Gracianos
	VIDAIS	4.00		Vidaís
PRAIAS DO SADO	PAÍNHA DO ASILO	3.61		Paínha do Asilo
	PEIXE-REI	11.50		Peixe-Rei Foios Parola e Parolinha

GRUPO	NOME	ÁREA PRIV.	ÁREA D.P.M.	SALINAS
PRAIAS DO SADO	PORTAL DE PEDRA	4.60		Pontal de Pedra Agachadiça ou Ganadiça e Lourenço Martins
	RIO FRIO	2.27		Rio Frio
	SANTO OVÍDEO		1.80	
	SARAIVA GRANDE	3.46		Saraiva Grande
	V. FAM. RODRIGUES	8.98		José Augusto Pardieiro e Volta ou Grande
SACHOLA	FRADES DO CARMO	7.00		Frades do Carmo ou Frades de S. Domingos
	ORDEM TERCEIRA	11.10	4.56	Ordem Terceira
	S. LOURENÇO		24.90	
	SALGUEIRO		23.00	
	VALE DE SOEIROS		25.00	
	ZAMBUJAL		23.71	
VAIA	ATLANTISADO	10.60	0.28	Moitas e Fedores
	ATLANTISADO II	3.50		Gualdinos
	BANDEIRA	9.90		Bandeira e Condinho
	BONITA	2.40		Bonita
	GRUPO FEIA	20.00		Barreto Armão na Cotovia Bonfim Pelágio ou D. Apolónia Feia Almas ou Bogalhota e/ou Abadessa das Almas
VALE DE JUDEUS	ALÇAÇARENHA	5.69		Alçaçarenha e Cabelos
	CANES	6.88		Canes ou Telhas
	TURINOS	5.02		Turinos ou Trinos

TOTAL ESTABELEC.

55

ÁREA TOTAL PRIVADA

345.15 ha

ÁREA TOTAL D. P. M.

167.08 ha

A grande maioria destes estabelecimentos encontra-se já em funcionamento, um pequeno número (perfazendo aproximadamente 60 ha) está em obras de adaptação e somente os correspondentes a 50 ha se apresentam ainda inactivos.

Todos estão licenciados para funcionarem em regime de policultura extensiva. Mas enquanto uns foram concebidos de maneira que os tanques fossem grandes e aproveitassem ao máximo a configuração natural do terreno, não possuindo reservatório de água nem tanque de decantação, outros há que dispõem de reservatório de admissão de água, tanques de decantação e áreas de cultura de menores dimensões, o que lhes permite uma melhor e mais correcta circulação de água, por vezes recorrendo ainda à bombagem e arejamento da água dos tanques.

As espécies produzidas são, em ambos os casos, a dourada, o linguado, o robalo e a enguia.

Em termos de localização, a maior área de estabelecimentos situa-se em Gâmbia, 110,18 ha, seguindo-se a zona do Faralhão com 88,5 ha.

Finalmente refere-se que 32,6% da área dos estabelecimentos de piscicultura existentes se situa no D.P.M. e 67,4% resultou da transformação de salinas.

2 - Exploração salineira

Como já foi dito a exploração salineira tem vindo a sofrer de vários problemas, como sejam a não existência de apoios comunitários nem tecnológicos, baixo preço do sal, etc., aspectos que têm contribuído inequivocamente para o declínio e abandono progressivo de uma actividade económica de importância para o país.

Efectivamente, se compararmos a área total de salinas activas no conselho de Setúbal (203,32 ha), com a referida no Programa de Desenvolvimento Agrícola Regional de Setúbal, de 1988 (578,40 ha), constata-se que só 31,6% daquela área se encontra hoje em actividade.

Do mesmo modo, no concelho de Alcácer do Sal, se verifica uma desmotivação pela extracção de sal, pelo que muitas das salinas referidas em 1957 pela Comissão Reguladora dos Produtos Químicos e Farmacêuticos no Inquérito à Indústria do Sal ou estão inactivas, ou transformadas em arrozais, ou naturalizadas.

Os salgados de Alcácer do Sal e Setúbal incluem actualmente, no seu conjunto, cerca de 385,83 ha de salinas activas e 449,76 ha de salinas inactivas (Tabela 2).

Tabela 2 - Ocupação actual do salgado de Setúbal e Alcácer do Sal

GRUPOS	SAL		PISCICULTURAS	
	ACTIVAS	INACTIVAS	PRIVADAS	D.P.HIDRICO
FARALHAO	15,43	24,07	64,21	24,31
GÂMBIA	35,56	25,12	83,79	26,39
MITRENA		21,88	24,70	7,72
MONTE DE CABRAS		94,62	5,50	0,24
MOURISCAS	31,41	20,88	7,88	4,30
PINHEIRO TORTO	5,10	13,40	8,55	0,87
PRAIAS DO SADO	60,38	37,01	34,42	1,80
SACHOLA			18,10	101,17
VAIA	23,26	46,40	46,40	0,28
VALE DE JUDEUS	11,37	10,04	17,58	
BATALHA	87,00	12,60		
BOCAS DE PALMA	49,07	30,44	3,24	
CACHOPOS			20,00	
COMPORTA		7,50		
ENXARROQUEIRA	13,35	20,28	2,75	
FAIAS	13,00		8,02	
MONTE DA PEDRA		58,02		
TORRINHA	40,90	27,50		
E CASAS NOVAS				
TOTAIS (ha)	385,83	449,76	345,14	167,08

Como se pode verificar é o grupo Batalha que apresenta maior área de salinas em actividade, com 87 ha, pertencentes na sua totalidade a um único proprietário, a que se segue o grupo Praias do Sado com 60,4 ha, depois o de Bocas de Palma com 49 ha e o da Torrinha com 41 ha.

É no Grupo de Gâmbia que maior área de salinas foi transformada em piscicultura (83,79 ha) a que correspondem 58% da área total do grupo, seguindo-se-lhe o grupo do Faralhão com 64,21 ha, correspondendo a 61,9% da sua área total.

Concluiremos dizendo que dos 787,0 ha que compunham o salgado de Setúbal, 23,2% são salinas activas, 37,3% são salinas inactivas e 39,5% foram transformadas em piscicultura (Fig. 2).

Relativamente aos 393,6 ha que compõem o salgado de Alcácer do Sal, 51,6% são salinas activas, 39,7% são salinas inactivas e 8,7% são salinas transformadas para piscicultura.

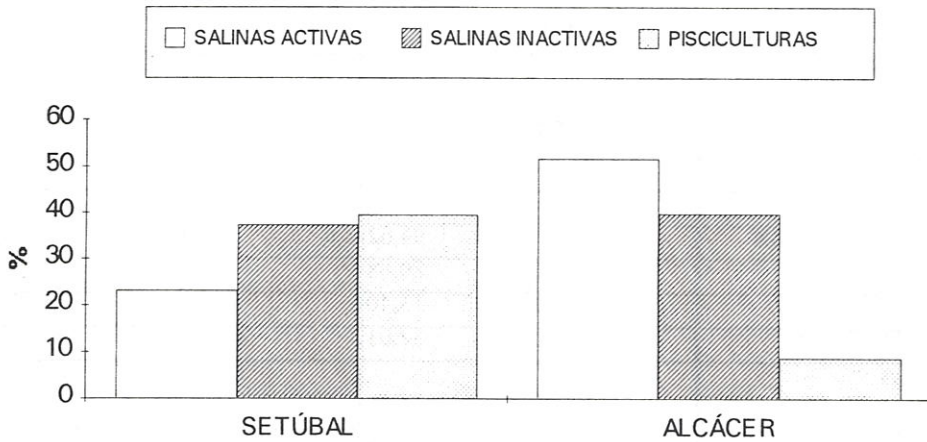


Figura 2 - Ocupação do salgado do Rio Sado

3 - Moluscos bivalves

Este estuário tem, como já foi dito, uma vocação natural ostreícola.

A degradação ambiental eliminou os bancos outrora pujantes da Comporta, Carrasqueira, Ilha do Cavalo, Sachola, Longa, etc., mantendo-se apenas alguns do Canal de Alcaçer (local mais afastado do polo industrial). São estes bancos que produzem ostras cuja falta de qualidade exige a sua afinação noutro local (Algarve).

Presentemente a área ocupada pela cultura de moluscos bivalves (ostras, amêijoas, etc.) abrange 172,84 ha que pertencem ao Domínio Público Marítimo. Destes, 116,3 ha destinam-se exclusivamente à ostreicultura.

4 - Poliquetas

A actividade de apanha, que teve início em 1987, dirige-se à espécie *Marphysa sanguinea*, designada localmente por minhocão ou ganço.

Decorrente do enquadramento legislativo da exploração deste recurso, surgiram no estuário 17 estabelecimentos licenciados, ocupando no seu conjunto uma área total de 115,3 ha e distribuídos por 7 detentores de licenças.

Na prática, porém, não tem havido cumprimento das disposições legislativas quer digam respeito às áreas permitidas à apanha, quer aos instrumentos admitidos para recolha.

Assim, em maré baixa, grande número de mariscadores revolvem vastas extensões de lamas, com consequências graves para o ecossistema estuarino como sejam:

- a) Diminuição substancial de um componente importante da cadeia trófica dos peixes como são os poliquetas;
- b) Destruição de microalgas que se encontram sobre o substrato e bivalves que se produzem nestas áreas;
- c) Aumento da turbidez da água com decréscimo da produção fitoplanctónica decorrente da menor penetração da luz solar;
- d) Inversão da posição das camadas do substrato (oxigenada e redutora) determinante na decomposição e reciclagem dos organismos mortos.

Estima-se, actualmente, a existência de 500 mariscadores, distribuídos respectivamente pelos núcleos de Praias do Sado/Faralhão (200) e da Carrasqueira (300), como aponta o inquérito levado a cabo pelo Instituto Nacional de Investigação das Pescas e Direcção Geral das Pescas em 1990.

Em termos de quantitativos anuais de apanha, só o núcleo Praias do Sado/Faralhão, através dos sete possuidores de licenças de estabelecimentos de minhocão, tem feito declaração dos mesmos junto da entidade oficial competente. Prevendo-se que o núcleo da Carrasqueira, atendendo ao seu maior número de mariscadores, recolherá pelo menos, quantitativos da mesma grandeza, é possível traduzir o esforço de apanha de minhocão, no estuário, durante os últimos anos, do seguinte modo:

ANO	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989
Litros	66 806	65 364	73 532	80 798	65 940	68 100	40 608
Esc.	58 365 700	45 195 600	58 791 550	68 779 500	59 834 000	75 472 000	54 728 800

Conclusões

- a) Em termos de área, no Estuário do Sado há actualmente:
 - 512,22 ha de estabelecimentos de piscicultura.
 - 172,84 ha de estabelecimentos de moluscicultura.
 - 114,40 ha de estabelecimentos de cultura de poliquetas.
 - 385,83 ha de salinas activas.
 - 449,76 ha de salinas inactivas.

b) Estes dados, associados à respectiva localização poderão ser um contributo válido para o ordenamento e gestão desta zona húmida.

Agradecimentos

À Direcção Regional de Agricultura do Ribatejo e Oeste, na pessoa do Senhor José Rebocho, que nos facilitou o acesso aos ortofotomapas e ao P.D.A.R. de Setúbal.

À Divisão de Habitats e Ecossistemas do ICN, na pessoa do ornitólogo Renato Neves, pela disponibilidade e prontidão manifestadas na revisão conjunta da área de salinas do salgado do Sado.

A António Laranjo e Luz Abreu da Delegação de Setúbal do IPIMAR, pela excelente colaboração prestada na recolha e processamento de dados.

À desenhadora Conceição Almeida do IPIMAR, pela dedicação e empenho postos na elaboração do mapa dos estabelecimentos do Estuário do Sado.

Referências bibliográficas

Plano de Desenvolvimento Agrícola Regional de Setúbal, 1988.

SILVA, J. F., 1957. Inquérito à Indústria do Sal, Comissão Reguladora dos Produtos Químicos e Farmacêuticos Vol. V, 646 p.

VIRGOLINO, F. B. M., 1957. Inquérito à Indústria do Sal, Comissão Reguladora dos Produtos Químicos e Farmacêuticos. Vol. VI, 555 p.

Resultados sobre o crescimento do linguado em tanques de cultura no Estuário do Sado.

Maria Ana de Castelo Branco, Maria Alice Ramos, Teresa Gama Pereira

Departamento de Aquicultura

Resumo

O presente trabalho incide sobre parte dos resultados obtidos num estudo sobre o comportamento do linguado em regime de monocultura e em associação com robalos num estabelecimento de piscicultura no estuário do Sado.

Foram utilizados três tanques com 0,52 hectares cada. Em dois tanques introduziram-se 2000 juvenis de linguados selvagens (*Solea senegalensis*, Kaup) com 9,5 cm de comprimento médio tendo sido fornecido a um dos tanques alimento artificial. No terceiro tanque foram introduzidos 2000 robalos (6,5 cm de comprimento) adquiridos numa maternidade juntamente com 3000 linguados do meio natural. Procedeu-se à amostragem do peixe, controlo da qualidade da água, avaliação da matéria orgânica e granulometria dos sedimentos.

Ao fim de 9 meses (de Julho de 1993 a Março de 1994) os linguados atingiram 19 cm e os robalos 17 cm de comprimento.

Introdução

O linguado é um peixe de elevado valor comercial que tem sido objecto de exploração na aquacultura tradicional do nosso país. Estudos feitos por Dinis (1986) mostraram que a cultura de *Solea senegalensis*, da eclosão à engorda de juvenis, é tecnicamente possível. O crescimento em viveiro teve resultados bastante animadores no que se refere à cultura extensiva (Ramos *et al.*, 1989).

O seguimento do desenvolvimento do peixe no local de cultura, bem como dos respectivos factores ambientais pode permitir à identificação e quantificação das variáveis que têm maior impacto no seu crescimento em cativeiro. Neste contexto propusemo-nos a desenvolver um estudo comparativo do comportamento do linguado em regime de monocultura, com e sem alimento suplementar e em associação com robalos focando os seguintes aspectos:

- Crescimento
- Comportamento alimentar do linguado :
 - * avaliação da dieta a partir da composição alimentar no tubo digestivo;
 - * identificação e evolução do alimento disponível nos tanques ao longo do ciclo de produção;
 - * determinação da actividade das enzimas digestivas.

O ensaio a que diz respeito este estudo teve início em 1993 e ainda está a decorrer. Assim, o presente trabalho refere-se a parte dos dados obtidos até Março de 1994.

Material e métodos

A experiência de crescimento de linguado e robalo foi desenvolvida no estabelecimento de piscicultura denominado "Tentativa Três", localizado no Faralhão, estuário do Sado. A entrada de água é feita por gravidade, sendo também possível efectuar o escoamento por esse mesmo processo. A renovação da água é bimensal (nas marés vivas), permanecendo retida durante cerca de dez dias no interior dos tanques.

Foram utilizados três tanques (tanque 5, 6 e 7) de 0,52 hectares cada um e com altura média de água de cerca de 60 cm. Antes da introdução do peixe os tanques tiveram 15 dias (Abril) em regime de vai e vem e 30 dias (Maio) com água.

Tabela 1 - Dados sobre o povoamento dos tanques.

Tanques	Data de povoamento	Densidade (nº de peixes/ha)	Biomassa inicial (kg/ha)
5 (robalos)	1-6-93	3846	10
(linguados)	24-6 a 29-7-93	5137	58
6	17-6 a 2-7-93	3961	33
7	12-7 a 19-7-93	4162	21

O tanque 5 foi iniciado com 2000 robalos adquiridos numa unidade de produção industrial com comprimento e peso médio de 6,5 cm e 2,6 g, respectivamente. Os juvenis de linguados

selvagens tinham um comprimento médio de 10,9 cm e peso de 11,03 g. Os robalos foram alimentados com granulado comercial contendo 48% de proteína. Foi instalado um alimentador automático para distribuição do alimento e a quantidade fornecida diariamente foi, no início, 10%, em Agosto 4%, em Setembro 2% e em Outubro 1,5% do peso do peixe. Suspendeu-se a alimentação de Novembro de 1993 a Janeiro de 1994.

Foram introduzidos 2052 linguados selvagens no tanque 6 com um comprimento de 9,91 cm e peso médio de cerca de 8,4 g.

No tanque 7 introduziram-se 2156 linguados selvagens com 7,68 cm de comprimento e 5,02 g de peso. Foi administrado alimento suplementar constituído por uma farinha própria para linguado oferecida em pasta húmida com 50% de proteína. De início a percentagem da ração distribuída foi de 4%. Após 30 dias passou para 3% e parou de se fornecer em Janeiro.

Tem sido feita uma amostragem mensal de comprimentos desde a introdução dos peixes nos tanques e acompanhada da determinação dos parâmetros físico-químicos da água. Desde o início da experiência efectuaram-se colheitas mensais do sedimento para avaliação da fauna bentónica, matéria orgânica e granulometria.

Resultados e discussão

O valor máximo da amónia foi de 0,05 mg/l, valor este que se situa abaixo do limite de tolerância do linguado. Este peixe suporta concentrações de azoto na forma de amoníaco próximas de 0,06 mg/l. O pH da água dos tanques variou entre 8 e 8,7 ou seja, manteve-se alcalino - sinal de uma elevada actividade fotossintética - encontrando-se, contudo, dentro do intervalo de tolerância das espécies piscícolas. Registaram-se valores de oxigénio dissolvido entre 6,7 e 10,9 ppm e de temperatura média da água entre 10,4 (Fevereiro) e 24,6°C (Julho). Os juvenis de linguado têm um crescimento óptimo a temperaturas de 20 e 22°C (Fonds e Saksena, 1977).

Segundo a classificação dos sedimentos em termos de matéria orgânica (MO) (Hussenot 1988), o tanque 6 (<12%) apresenta um tipo de sedimento bem equilibrado permitindo um rápido desenvolvimento da fauna bentónica. Os outros 2 tanques (>12%) correspondem a situações muito redutoras sob uma pequena camada oxidada de sedimento, que é desaconselhada para fins produtivos.

Os resultados relativos à granulometria (>90% de vasa) indicam que o sedimento dos 3 tanques é nitidamente vasoso.

Tabela 2 - Resultados do crescimento dos peixes nos três tanques (comprimento em cm).

	Tanque 5		Tanque 6	Tanque 7
	robalos		linguados	
Introd.	6,5	10,9	9,9	7,7
15-9-93	15,4	19,1	20,2	16,6
28-3-94	17,2	19,8	20,2	16,7

Como podemos observar na tabela 2, independentemente do comprimento inicial e do tipo de tanque, os linguados duplicaram o seu comprimento entre Julho, Agosto e Setembro registando-se uma descida drástica da taxa de crescimento a partir de Outubro.

Referências bibliográficas

- DINIS, M.T. Quatre soleidae de l'Estuaire du Tage: reproduction et croissance: essai d'élevage de *Solea senegalensis* Kaup/ Brest: Université de Brest Occidentale, 1986. 348, /10/ p.: il.; 30cm - Tese de doutoramento. Bibliografia. (Mimeografado).
- FONDS M.; SAKSENA, V.P., 1977. The daily food intake of young soles (*Solea solea*) in relation to their size and the water temperature. 3rd meeting of the ICES working group on mariculture Brest France, 10-13 de mai 1977, 51-58.
- HUSSENOT, J.; FEULLET-GIRARD, M.; 1988. Crevettes et Sédiment. *Aquarevue*, 17, 25-28.
- RAMOS, M.A.; DIAS, M.D.S.; PEREIRA, T.G.; DUARTE, A.C.L., 1989. Monocultura de *Solea senegalensis* Kaup (Linguado) num viveiro do estuário do Sado. Colóq. Conservação dos Recursos Vivos Marinhos - INIP/LPN.

Utilização de farinha de soja como fonte proteica em dietas para dourada (*Sparus aurata* L.)

Teresa Gama Pereira*, Aires Oliva Teles**, Maria Alice Ramos*

*Instituto Português de Investigação Marítima, Av. Brasília, 1400 Lisboa.

** Instituto de Zoologia, Faculdade de Ciências do Porto, 4000 Porto.

Resumo

Juvenis de dourada (*Sparus aurata* L.) com peso médio de 12g foram alimentadas, durante 9 semanas, com dietas incorporando diferentes níveis de proteína de soja como substituto parcial da proteína de peixe.

O crescimento e a utilização do alimento apresentam valores similares, excepto os da dieta 4 (com 60% de proteína de soja). Poderá concluir-se que a farinha de soja pode substituir até 40% da proteína da farinha de peixe em dietas para dourada.

Introdução

A farinha de peixe e os óleos de peixe são as principais fontes de proteínas e de lípidos utilizados em dietas para peixes. Contudo, o custo elevado e a qualidade não constante da farinha de peixe conduz a uma procura de fontes proteicas alternativas. A utilização de farinha de soja, como substituto parcial ou total da farinha de peixe em dietas, já foi testada em várias espécies. Os resultados obtidos conduzem a conclusões diversas (Alexis, 1990; Pongmaneeret *et al.*, 1990; Pongmaneeret *et al.*, 1993 a) e b); Viola *et al.* 1983; Watanabe *et al.* 1992).

A utilização de farinha de soja na alimentação de peixes marinhos em condições intensivas é limitada. No caso da dourada há pouca informação sobre o assunto (Millan *et al.*, 1989).

Neste trabalho testamos o efeito da substituição parcial da proteína da farinha de peixe (única fonte proteica da dieta controlo) por 20, 40 e 60 % de proteína de soja.

Material e métodos

Para esse efeito estabeleceram-se 12 grupos de 99 douradas com um peso médio de 12 g. Os peixes foram estabulados no circuito experimental (água recirculada, temperatura ambiente) em tanques rectangulares de 800 l de capacidade. A triplicados desses grupos forneceu-se uma das 4 dietas experimentais cuja composição se indica na tabela 1. O ensaio teve uma duração de 9 semanas, tendo os animais sido alimentados diariamente, duas vezes ao dia, à saciedade. Durante o ensaio os animais foram pesados todas as três semanas. A temperatura da água durante o ensaio variou entre os 17,5 e os 21,5 °C e a salinidade média da água foi de 35 ‰.

Tabela 1 - Composição das dietas experimentais

	1	2	3	4
<u>Componentes (g/kg dieta)</u>				
Farinha de peixe	619	495.2	371.4	247.6
Farinha de soja	-	172.7	345.5	518.2
Dextrina	304	245.1	186.4	127.6
Minerais	10	10	10	10
Vitaminas	5	5	5	5
Colina	5	5	5	5
Alginato de sódio	30	30	30	30
Óleo de fígado de bacalhau	24.4	35.3	45.8	56.6
Óleo de soja	0.23	0.17	0.09	
<u>Composição química</u>				
Humidade (%)	6.5	6.6	6.6	4.2
Proteínas (%)	46.2	46.1	47.2	47.7
Lípidos (%)	7.9	8.0	8.1	8.4
Cinzas (%)	11.5	10.6	9.7	9.1

Resultados e discussão

Os resultados deste ensaio mostraram que o crescimento e utilização do alimento foram piores nas douradas alimentadas com a dieta 4, que incorporava 60 % de proteína de soja, do que nos outros grupos experimentais (tabela 2). Porém, as diferenças entre os 4 grupos experimentais não foram estatisticamente significativas ($P>0,05$). A mortalidade das douradas foi bastante elevada neste ensaio, essencialmente devido a uma infestação do sistema por ciliados *Syphidea*, *Apiosoma* e *Epistylis* que provocou a morte dos animais por asfixia. A mortalidade mostrou uma tendência para aumentar com o nível de incorporação de farinha de soja nas dietas.

Em face destes resultados parece poder concluir-se que a farinha de soja pode substituir 20 a 40 % da proteína da farinha de peixe em dietas para dourada.

Tabela 2 - Crescimento e utilização do alimento das douradas alimentadas com as dietas experimentais

	1	2	3	4
Peso inicial (g)	12.96	11.58	12.15	12.07
Peso final (g)	29.21	28.87	29.84	28.54
Mortalidade (%)	4.3	16.7	19.7	28.3
Ganho de peso diário (g. kg ⁻¹ .dia ⁻¹)	19.11	20.84	19.29	15.81
Índice de crescimento específico (1)	1.31	1.45	1.43	1.37
Índice de conversão (2)	1.48	1.46	1.51	1.73
Índice de eficiência proteica (3)	1.38	1.4	1.32	1.19

Todos os valores representam a média de três réplicas

Os valores apresentados não são significativamente diferentes ($P>0.05$)

(1) $(\ln \text{pi} - \ln \text{pf}/t) \times 100$

(2) Alimento consumido(BS) / Ganho de peso(BH)

(3) Ganho de peso(BH) / Proteínas ingeridas

Referências bibliográficas

- ALEXIS, M. N., 1990. Comparative evaluation of soybean meal and carob seed germ meal as dietary ingredients for rainbow trout fingerlings. *Aquatic Living Resources*, 3: 235-241.
- MILLAN, L. M.; ORTEGA, A.; GARCIA ALCAZAR, A.; LOVELL, R. T., 1989. Niveles optimos de substitucion de la harina de pescado con harina de soja, en dietas practicas para el crecimiento y el engorde de la dorada (*Sparus aurata*). In: ASOCIACION AMERICANA DE LA SOJA (Ed.), *Actualidades en Nutrición Animal*, Madrid, 1: 1-9.
- PONGMANEERET, J.; WATANABE, T., 1990. Utilisation of soybean meal as protein source in diets for rainbown trout. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 58(10): 1983-1990.
- PONGMANEERET, J.; WATANABE, T., 1993. Nutritional evaluation of soybean meal for rainbow trout and carp. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 59(1): 157-163.
- PONGMANEERET, J.; WATANABE, T.; TAKEUCHI, T.; SATOH, S., 1993. Use of different protein meals as partial or total substitution for fish meal in carp diets. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 59(7): 1249-1257.
- WATANABE, T.; VIYAKARN, V.; KIMURA, H.; OGAWA, K.; OKAMOTO, N., 1992. Utilisation of soybean meal as protein source in a newly developed soft-dry pellet for yellowtail. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 58 (9): 1761-1773.
- VIOLA, S.; ARIELI, Y., 1983. Nutrition studies with tilapia (*Sarotherodon*). 1. Replacement of fish meal by soybean meal in feeds for intensive tilapia culture. *Bamidgeh*, 35 (1): 9-17.

Doenças em peixes cultivados no Estuário do Sado e o seu controle

Jaime Menezes

Departamento de Aquacultura

Resumo

O A. faz referência a doenças parasitárias, bacterianas e a uma neoplasia de origem vírica, além de outras perturbações do estado sanitário, essencialmente de origem ambiental e por manejo deficiente, detectadas em linguado, robalo, dourada e tainhas cultivados no Estuário do Sado, em regime semi-intensivo.

O quadro clínico das entidades mórbidas referidas é descrito sucintamente e são apontadas medidas práticas de profilaxia sanitária.

Introdução

O simples confinamento dos animais, aquáticos ou não, reduzindo o seu espaço vital, obriga-os a adaptarem-se às novas condições. De facto, a aceitação do cativeiro pressupõe uma reacção adaptativa do organismo animal, durante a qual se rompe o equilíbrio do seu meio interno conduzindo à sua debilitação e concomitante vulnerabilidade aos agentes agressores, tanto de origem biológica (bactérias, parasitas, vírus, fungos) como de natureza ambiental (variação dos parâmetros físico-químicos da água ou a presença de contaminantes).

Neste contexto se enquadra a piscicultura, com a artificialização das condições de manutenção dos peixes que se acentua do regime extensivo para o semi-intensivo e deste para o intensivo. De facto, se o regime extensivo com carga animal que pode atingir 100 g/m^2 (ou 1 ton/ha) pressupõe uma aglomeração de peixes superior ao que existe no meio natural, no intensivo ela é muito maior, já que hoje se atingem cargas de 100 ou mais kg/m^2 , com os animais em contacto físico permanente, competindo pelo mesmo alimento, espaço e condições ambientais.

No caso concreto do Estuário do Sado a piscicultura é feita, em regra, em regime semi-intensivo fraco ou baixo, com cargas inferiores a 3 ton/ha ou seja 300 g/m^2 . Embora muito distantes das perdas relacionadas com os regimes superiores, em particular por doenças contagiosas que facilmente se propagam quando as cargas são elevadas, é possível a ocorrência de “doenças”, *sensum latum*, na piscicultura local, com repercussão nos efectivos cultivados, quase sempre com incidência económica, muito dependentes da concepção e

funcionamento dos tanques, da carga animal, do manejo da exploração, das condições ambientais.

Material e métodos

A observação clínica incidiu sobre linguado (*Solea senegalensis*), robalo (*Dicentrarchus labrax*), dourada (*Sparus aurata*) e tainha (*Mugil cephalus*), em reprodutores e peixes de diversos escalões etários, objecto de ensaios de piscicultura e de nutrição.

O material referido, por norma expedido vivo ou moribundo, foi sujeito a exames clínico e complementares de diagnóstico laboratorial, nomeadamente histopatológico, bacteriológico, parasitológico, micológico e toxicológico, utilizando os métodos e técnicas usuais em Ictiopatologia (Menezes *et al.*, 1989).

Processos patológicos identificados

Diversos processos mórbidos foram detectados com a etiologia seguinte:

Agentes externos

De origem biológica:

Parasitas:

protozoários: *Amyloodinium ocellatum*

Trichodina sp

metazoários:

tremátodos monogénicos: *Diplectanum aequans*

Dactylogyrus sp.

Microcotyle sp.

tremátodos digénicos: metacercárias enquistadas

crustáceos isópodos: *Paragnathia formica*

Bactérias: *Vibrio damsela* e *V. vulnificus*, *Flavobacterium* sp.

Vírus: *Leucovirus* (?)

De origem química: pesticidas, metais pesados

Deficiências extrínsecas

Nutricionais: excesso ou oxidação de lípidos na ração

Ambientais: depleção do oxigénio dissolvido

Deficiências internas

Malformações esqueléticas

Os processos patológicos diagnosticados caracterizaram-se por um *quadro clínico* que a seguir se sumariza:

1. Parasitoses branquiais por protozoários e tremátodos monogénicos

A sintomatologia é característica de dificuldade respiratória, com os animais à superfície, de boca aberta e junto da tomada de água, apesar dos teores aceitáveis de oxigénio dissolvido (6-8 ppm). A perturbação da função branquial resulta da acção irritativa local dos parasitas, estimuladora da resposta do hospedeiro, com hipersecreção de muco e hiperplasia do epitélio branquial, conducente à fusão dos filetes e, por isso, à redução da área respiratória.

No caso de se tratar de *Amyloodinium ocellatum*, flagelado patogénico para todas as espécies estudadas, notam-se pontos negros ou brancos nas brânquias (Figs. 1 e 2), se observados em diascopia ou episcopia.

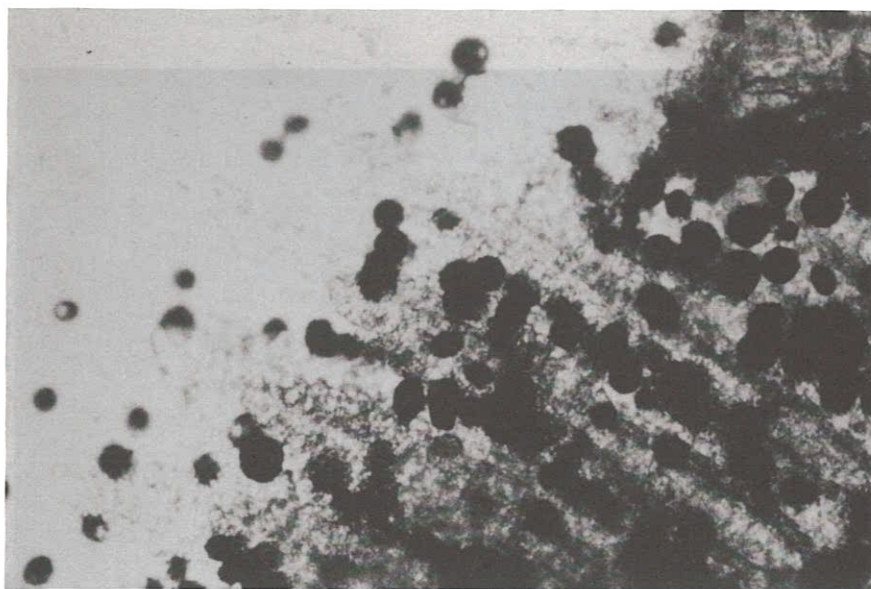


Figura 1 - *Amyloodinium ocellatum* (40x), infecção branquial, dourada, luz transmitida (diascopia).

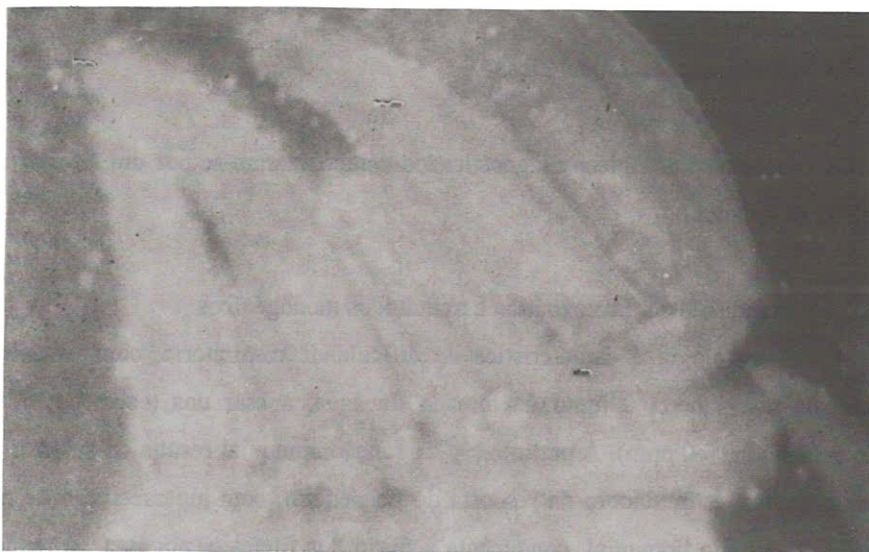


Figura 2 - *Amyloodinium ocellatum* (18x), idem Figura 1, luz reflectida (episcopia).

Se os agentes são tremátodos monogênicos, *Diplectanum* (Fig. 3) ou *Dactylogyrus* (em regra associados) no robalo e *Microcotyle* (Fig.4) na dourada, vermes de 1-5 mm de comprimento e dotados de movimentos contrácteis, são facilmente visíveis com pequena ampliação.

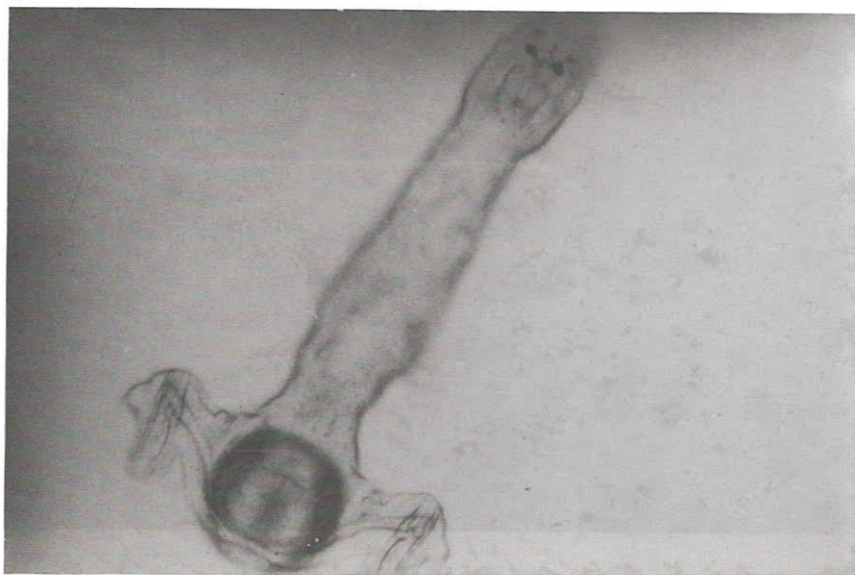


Figura 3 - *Diplectanum* sp. (100x).

2. Protoparasitoses cutâneas

Os peixes têm movimentos bruscos e, como sintoma característico, parecem

envolvidos numa atmosfera cinzento-esbranquiçada, devida à hipersecreção mucosa de defesa, idêntica à descrita nas brânquias.

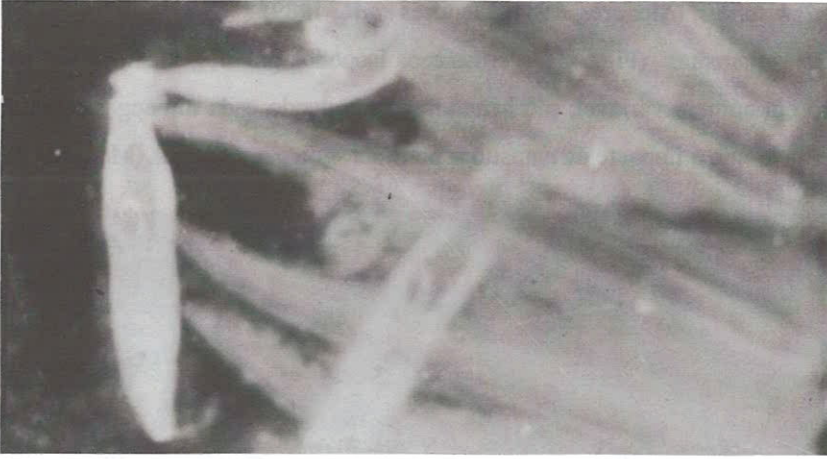


Figura 4 - *Microcotyle* sp. (40x), infecção branquial, dourada.

Com a evolução do processo há progressiva perda do apetite, emagrecimento, surgindo lesões congestivo-hemorrágicas na pele e barbatanas, com perda de tecidos e mortalidade rápida, em virtude da sua debilitação e infecção bacteriana secundária.

Este quadro é comum a todas as protoparasitoses cutâneas que afectam peixes marinhos e também de água doce, nomeadamente por *Trichodina* sp (Fig.5), detectada em infecções maciças.

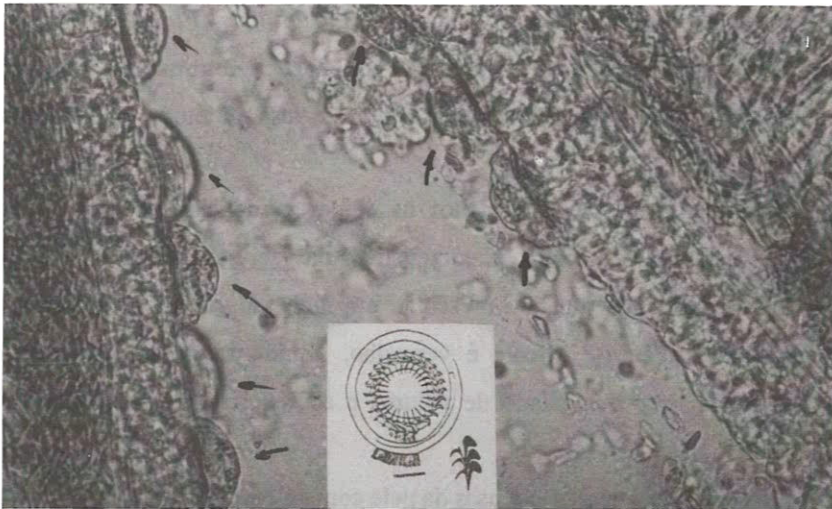


Figura5.-*Trichodina* sp. (400x) infecção branquial maciça, robalo.

3. Parasitose cutânea por *Paragnathia formica*

Observámo-la na tainha e em peixes chatos, nomeadamente em linguado e em *Monochirus hispidus* (Menezes, 1984; Menezes *et al.*, 1989).

Estes parasitas (Fig.6), são crustáceos isópodos grandes, localizam-se na pele do hospedeiro em número variável, são hematófagos, podendo cada um sugar cerca de 0,3 ml de sangue, pelo que o impacte da parasitose pode ser grave em juvenis (Menezes, 1984).

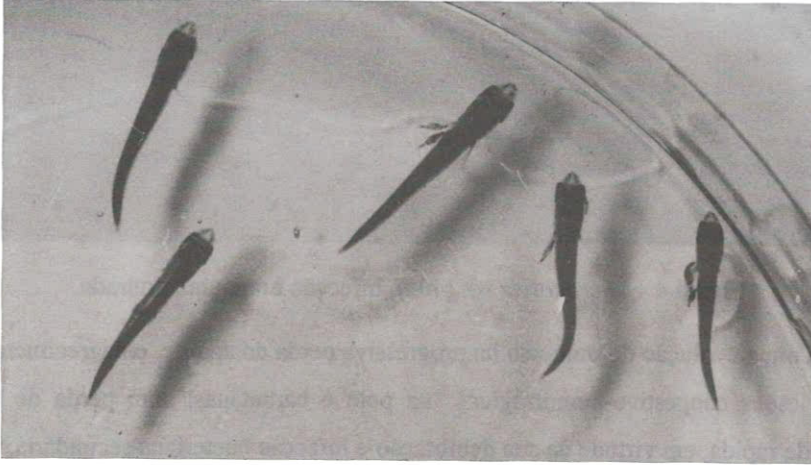


Figura 6 - *Paragnathia formica*, juvenis de tainha.

4. Bacterioses

As bactérias isoladas, *Vibrio damsela* e *V.vulnificus*, *Flavobacterium* sp, são responsabilizadas, na literatura especializada, por doença em peixes. São patogénios facultativos ou oportunistas que afectam peixes debilitados, sobretudo com lesões extensas da pele e/ou brânquias.

Em qualquer dos casos detectados os peixes evidenciavam mau aspecto, com erosões cutâneas e perda de tecidos. Características da vibriose são as úlceras grandes e profundas (Fig.7), atingindo o tecido muscular, e a fácil sangria das brânquias à pressão. Nalguns casos ascite, ânus saliente e vermelho, líquido sanguinolento à abertura da cavidade abdominal, baço aumentado de volume e aderências das vísceras entre si e ao peritoneu. .

Na flavobacteriose lesões extensas da pele com coloração amarelada característica.

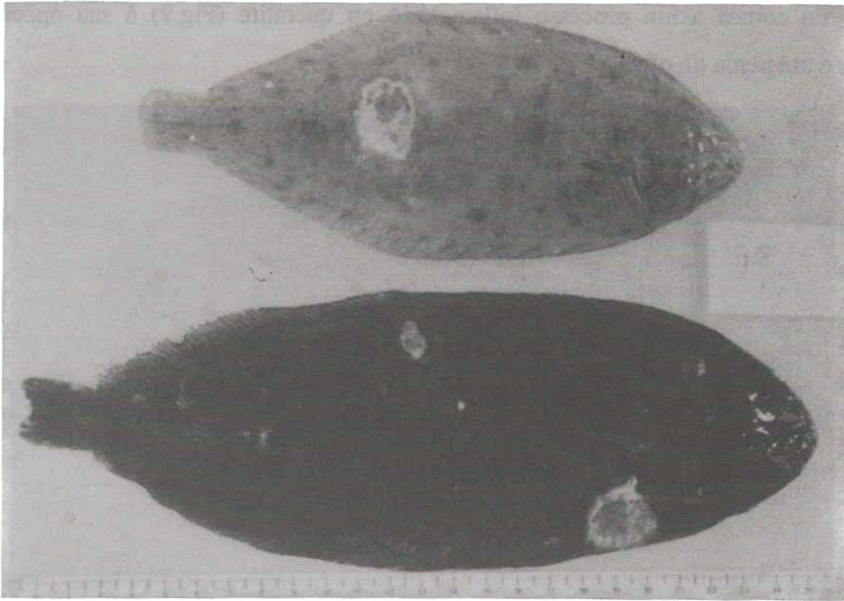


Figura 7 - Vibriose, linguado, úlceras cutâneas grandes e profundas.

5. Hiperplasia labial da dourada

Diversos casos foram registados (Fig.8), de provável etiologia vírica (leucovirus), segundo Gutierrez *et al.* (1977).



Figura 8 - Hiperplasia labial, dourada.

6. Lesões causadas por poluentes

Os casos observados, no Sado mas fora de pisciculturas, nomeadamente no canal de Alcácer, afectavam tainhas adultas com alterações oculares progressivas, desde a congestão

vascular da córnea a um processo inflamatório ou queratite (Fig.9) à sua opacificação, cegueira e até perda do olho.



Figura 9 - Queratite na tainha.

Trata-se de um processo de evolução lenta, de carácter crónico, provavelmente causado por concentrações subletais persistentes de pesticidas e/ou metais pesados, afectando as tainhas que se mantêm quase sempre à superfície.

7. Perturbações nutricionais

Observámos apenas em douradas de cor escura (melanose), magras, com ascite e fígado muito friável, de coloração amarelo-acastanhada a amarela muito clara. A imagem histológica era de sobrecarga adiposa do fígado reversível, ou de degenerescência gorda irreversível.

8. Asfixia

Diversos casos foram detectados, sobretudo no robalo, devidos à deplecção total do oxigénio dissolvido (OD) na água. São característicos a boca e opérculo totalmente abertos e brânquias pálidas (Fig.10).



Figura 10 - Morte por asfixia, juvenil de robalo.

9. Malformações esqueléticas

De origem não identificada, observaram-se alguns casos de escoliose, lordose e cifose no robalo (Fig.11).

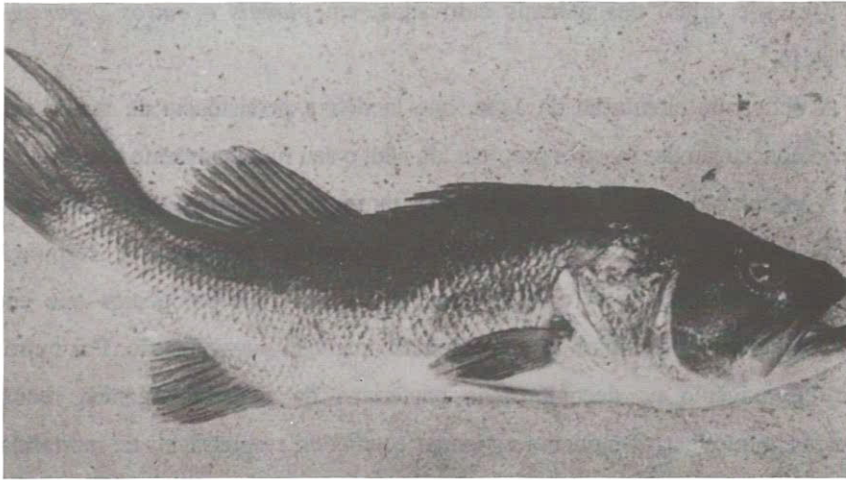


Figura 11 - Cifose, robalo adulto.

Discussão e medidas de controle

Para o controle das doenças na piscicultura semi-intensiva, dominante no Sado, convém recordar que os parasitas e as bactérias, seus causadores, são elementos das

microfauna e flora aquáticas normais, coabitam com os peixes no meio natural sem danos aparentes nos respectivos hospedeiros.

Perante esta constatação básica, há que identificar os outros factores que predispoem à eclosão destas doenças na piscicultura. Esses **factores predisponentes** são:

- a) *Presença de matéria orgânica na água ou nos sedimentos*
- b) *Funcionamento deficiente do circuito hidráulico*
- c) *Carga animal excessiva*
- d) *Maneio incorrecto*

A matéria orgânica que possibilita a multiplicação de parasitas, bactérias e outros organismos, poderá ser de origem exógena ou endógena. No primeiro caso, as fontes mais frequentes são os esgotos domésticos, da pecuária e das indústrias de produtos animais ou de pasta de papel. Gerada na piscicultura, tem origem no *alimento não consumido* quando administrado em excesso ou se é de má qualidade desfazendo-se rapidamente na água, nos *dejectos* (fezes e urina) dos animais cultivados, em *plantas e outros organismos* em decomposição.

A deficiente circulação da água, que facilita a persistência da matéria orgânica, depende da concepção dos tanques propícia, ou não, o seu funcionamento conveniente.

A articulação destes componentes pode ter impacte negativo sobre os peixes porque a matéria orgânica, colmatando a pele e brânquias, prejudica a respiração e a osmorregulação, debilitando-os e tornando-os presa fácil dos patogénios que encontram assim as condições óptimas para as suas rápidas infecção e propagação. Por outro lado, o consumo de oxigénio na decomposição bacteriana da matéria orgânica reduz a sua concentração, o que se agrava em determinadas condições, responsáveis de mortalidades que quase sempre ocorrem no Verão e pela madrugada:

- a) *Carga animal excessiva para a capacidade do sistema (tanques¹+qualidade da água+caudais disponíveis+ alimento²) que implica consumo acrescido de OD.*

¹ Conformação, dimensão, material de construção

² Natural ou artificial

O quadro seguinte é elucidativo:

Regime	Carga (kg/m ²)	Alimento	% Renovação	Área
extensivo	até 0,1	natural	20% semana	> 1 ha
intensivo	> 2 até > 100	artificial	horária	< 0,1 ha
semi-intensivo		<i>nat + art</i>		<i>0,1- 1 ha</i>
<i>fraco</i>	<i>0,2 - 0,5</i>	<i>+ nat</i>	<i>até 100% semana</i>	
<i>médio</i>	<i>0,6 - 0,9</i>	<i>aa.</i>	<i>idem/dia</i>	
<i>forte</i>	<i>1 - 2</i>	<i>+ art.</i>	<i>várias/dia</i>	

b) Presença de plantas aquáticas verdes que respiram durante a noite.

c) Menor concentração de oxigénio dissolvido, relacionada com a temperatura elevada da água na época.

O manejo correcto é pois essencial, nele se incluindo o controlo dos parâmetros normais da água (especialmente OD e temperatura) e a vigilância dos peixes³, seu transporte adequado, prevenção de manipulações traumáticas, selecção de alimento de qualidade (física e nutritiva) e a sua ministração nas quantidades correctas.

Outra medida relevante, preconizada por Gérard (1981), é a seguinte **intervenção no terreno**, findo o ciclo de produção, de 4 em 4 anos ou quando tenham ocorrido doenças infecto-contagiosas:

1. Esvaziamento e secagem (10 a 15 dias) dos tanques.
2. Entrada de água para humedecimento dos fundos e taludes.
3. Imediata aplicação homogénea de cal viva ou de cianamida cálcica, 2 a 5 ton/ha e 1,5 ton/ha, respectivamente.
4. Deixar actuar durante 2 dias.
5. Reenchimento dos tanques.
6. Esvaziamento total ao fim de 15 dias.

³ Evidenciando-se sintomatologia de dificuldade respiratória, apesar de valores normais de OD, dever-se-à activar brusca e abundantemente a circulação da água o que irá melhorar as condições ambientais.

As *perturbações nutricionais* detectadas, sem mortalidade, terão eventualmente repercussão nas taxas de conversão e crescimento dos peixes. A utilização sistemática de rações para truta arco-íris, com teor lipídico superior às exigências da dourada, a incorporação de gorduras oxidadas ou a oxidação das mesmas por armazenamento deficiente (sem refrigeração) particularmente no Verão, serão as causas dos processos hepáticos encontrados.

Por fim, quanto à **patologia relacionada com a poluição** também a prevenção é prioritária.

Referências bibliográficas

- GÉRARD, J-P, 1981. Traitements en pisciculture. Notes Techniques, *Bull.Fr.Pisc.*, Extraits des numéros 254, 263 et 280, 47p.
- GUTIERREZ, M.; PÉREZ CRESPO, J.; ARIAS, A., 1977. Partículas virus-like en un tumor em boca de dorado, *Sparus aurata* L. *Invest. Pesq.* 41:331-336.
- MENEZES, J., 1984. Larval paragnathiosis of mullets. *C.I.E.M. (I.C.E.S.) Fiches d'Identification des Maladies et Parasites des Poissons, Crustacés et Mollusques* nº 10, 4p.
- MENEZES, J.; DINIS, T.; NUNES, M.C.; MOLEDO, M.A.; CONCEIÇÃO, P., 1989. Aspectos sanitários da policultura marinha e medidas de profilaxia. *Relat. Téc. Cient. INIP*, Lisboa (15) Novembro 1989, 17p.

Caracterização de populações bissexuadas de *Artemia* sp. de salinas do Estuário do Sado: biometria e características de eclosão

Maria Helena Vilela; Maria Amália Menezes
Departamento de Aquacultura

Resumo

No âmbito do Programa da Operação Integrada de Desenvolvimento da Península de Setúbal (OID/PS) foram colhidos, ao longo de 1993, indivíduos adultos e quistos de populações bissexuadas de *Artemia* em salinas do estuário do Sado.

No laboratório procedeu-se ao tratamento dos quistos por método standardizado. Neste trabalho apresentamos características biométricas dos quistos, primeiro estágio naupliar e adultos, bem como algumas características de eclosão.

Os resultados obtidos indicam tratar-se de estirpes com boas potencialidades para utilização em Aquacultura, e sugerem a sua aplicação para incremento da produção de *Artemia* em salinas abandonadas desta área geográfica.

Introdução

Desde 1980 que o Instituto Nacional de Investigação das Pescas (INIP) veio procedendo ao levantamento de populações de *Artemia* existentes nos salgados portugueses, para estudo da sua distribuição, principais características dos quistos e modo de reprodução das estirpes (Narciso, 1982).

No âmbito do projecto Nutrição patrocinado pelo programa NATO Ciência para a Estabilidade (1984/1985), intensificou-se o estudo de caracterização das estirpes de *Artemia* dos salgados de Portugal (Vilela, 1985, 1986; Vilela e Castelo Branco, 1987; Castelo Branco, em publicação; Castelo Branco, 1988, 1990). No decorrer destes estudos têm sido apenas referenciadas estirpes partenogenéticas de *Artemia* nas salinas do Estuário do Sado.

Em 1993, no âmbito do Programa da Operação Integrada de Desenvolvimento da Península de Setúbal (OID/PS), foram colhidos indivíduos adultos e quistos de populações bissexuadas de *Artemia*, em salinas do Sado, cuja caracterização constitui o tema deste trabalho.

Material e métodos

Durante o ano de 1993 foram colhidos adultos e quistos de *Artemia* em 3 salinas de Praias do Sado (Olha Branca, Soeiros e Rio Frio) , e numa salina da localidade de Pontes (Calhariz), todas fazendo parte do salgado do Estuário do Sado.

Os adultos foram mantidos no laboratório, para observação do comportamento e medições. Os quistos foram processados segundo técnica de Sorgeloos *et al.* (1978).

Para medição dos adultos utilizámos um estereomicroscópio binocular Zeiss. Os quistos e náuplios I foram medidos num microscópio binocular Zeiss, usando , em qualquer dos casos , uma ocular micrométrica. Para estas determinações utilizámos quistos fixados em lugol, após duas horas de hidratação. Foram também medidos quistos descapsulados seguindo a técnica descrita por Bruggeman *et al.* (1980), para determinação da espessura do córion.

O volume médio dos quistos foi estimado a partir do diâmetro dos quistos não tratados (Vilela e Castelo Branco, 1987).

Os náuplios I de origem ovípara, foram obtidos a partir de quistos em incubação em água do mar que , próximo da eclosão, eram colocados em pequenas quantidades em cristalizadores. Em observação à lupa binocular, isolavam-se os náuplios vesiculados provenientes de quistos com rotura do córion, em caixas de Petry, onde se esperava o momento exacto da sua eclosão, como náuplios totalmente activos, sendo em seguida fixados em lugol (Amat, 1982).

Na determinação da eficiência de eclosão seguimos o método descrito por Sorgeloos *et al.* (1978). Para avaliar a percentagem de eclosão adoptámos a técnica de Bruggeman *et al.* (1980). A taxa de eclosão foi determinada segundo Vanhaecke e Sorgeloos (1980). A biomassa de eclosão foi estimada como referido em Vanhaecke e Sorgeloos (1983).

Todas as determinações foram realizadas com água do mar autoclavada, com salinidade de 30‰, à temperatura de 30°C e sob iluminação artificial contínua.

Resultados e discussão

As características biométricas dos quistos e náuplios I de populações bissexuadas de *Artemia* do estuário do Sado estão representadas na Tabela 1.

Os quistos provenientes das quatro salinas em estudo, têm um tamanho bastante pequeno e similar, com um diâmetro médio variando entre 214,9 μm em Soeiros e 220,5 μm em Olha Branca, correspondendo a um volume médio respectivamente de $5196 \times 10^3 \mu\text{m}^3$ e $5613 \times 10^3 \mu\text{m}^3$. Estirpes bissexuadas de *Artemia* apresentam, de uma maneira geral, quistos de menores dimensões em relação aos de estirpes partenogenéticas (Vanhaecke e Sorgeloos, 1980; Vilela e Castelo Branco, 1987). A espessura do córion varia entre 7,1 μm nos quistos de Calhariz e 9,6 μm nos de Olha Branca, apresentando valores muito próximos os de Soeiros e Rio Frio, repectivamente 8,1 μm e 8,2 μm .

Tabela 1 - Características biométricas dos quistos hidratados e náuplios I de populações bissexuadas de *Artemia* sp. provenientes de 4 salinas do Estuário do Sado

Salina	Quistos				Náuplios I
	Diâmetro (μm) não tratados ($X \pm \text{DP}$) N = 120	Diâmetro(μm) descapsulados ($X \pm \text{DP}$) N = 120	Córion espessura (μm)	Volume médio ($\times 10^3 \mu\text{m}^3$)	Comprimento(μm) ($X \pm \text{DP}$) N = 120
Olha Branca	220,5 $\pm$ 8,8	201,4 $\pm$ 7,5	9,6	5613	389,0 $\pm$ 13,9
Soeiros	214,9 $\pm$ 7,1	198,7 $\pm$ 6,5	8,1	5196	395,5 $\pm$ 15,8
Rio Frio	219,4 $\pm$ 7,8	203,0 $\pm$ 7,7	8,2	5529	391,3 $\pm$ 16,6
Calhariz	217,9 $\pm$ 9,1	203,7 $\pm$ 8,8	7,1	5417	386,8 $\pm$ 19,4

N - Número de determinações; X - Média; DP - Desvio Padrão

O estágio naupliar I tem também um tamanho pequeno, variando entre 386,8 μm em Calhariz e 395,5 μm em Soeiros. Este facto leva a admitir tratar-se de estirpes que podem ser utilizadas com sucesso em Aquacultura, principalmente como alimento para espécies de peixes e crustáceos em que o tamanho naupliar seja crítico para o mecanismo de

ingestão, e que podem melhorar o seu crescimento utilizando náuplios pequenos de *Artemia*, ou mesmo iniciar este tipo de dieta com idade larvar mais precoce.

Tabela 2 - Peso seco individual, peso orgânico e teor em cinzas do Náuplio I de populações bissexuadas de *Artemia* sp. provenientes de 3 salinas do Estuário do Sado

Salina	Peso seco (μg) ($\bar{X} \pm \text{DP}$) N = 3	Teor em cinzas(% do peso seco) ($\bar{X} \pm \text{DP}$) N = 3	Peso orgânico (μg) ($\bar{X} \pm \text{DP}$) N = 3
Olha Branca	1,65 $\pm$ 0,16	7,01 $\pm$ 0,10	1,53 $\pm$ 0,15
Soeiros	1,47 $\pm$ 0,10	6,83 $\pm$ 0,69	1,37 $\pm$ 0,08
Rio Frio	1,46 $\pm$ 0,09	6,85 $\pm$ 0,75	1,36 $\pm$ 0,08

N - Número de séries de 5 replicados; X - Média; DP - Desvio Padrão

Dados do peso seco individual, peso orgânico e teor em cinzas do estágio naupliar I de populações bissexuadas de *Artemia* provenientes de três salinas do Estuário do Sado, indicam-se na Tabela 2. O teor em cinzas varia entre 6,83 e 7,01 % do peso seco do náuplio I. Verifica-se que as diferenças encontradas no peso orgânico são proporcionais às diferenças do peso seco, apresentando valores muito semelhantes os náuplios I das salinas de Rio Frio e Soeiros, respectivamente com 1,36 e 1,37 μg de peso orgânico. Os náuplios I de *Artemia* de Olha Branca, embora tenham comprimento médio um pouco menor que os de Rio Frio e Soeiros, têm um peso orgânico individual superior (1,53 μg), o que pode ser benéfico para determinados organismos predadores de *Artemia* que conseguem atingir as suas necessidades alimentares com ingestão de menor número de náuplios, dispendendo menos energia.

Foram também medidos indivíduos adultos, fêmeas e machos, de populações bissexuadas de *Artemia*, colhidos em quatro salinas do Estuário do Sado (Tabela 3). Como habitualmente, as fêmeas apresentam em qualquer das populações tamanho superior ao dos machos. Esta diferença de tamanhos revelou-se mais acentuada na população de Calhariz, em que o comprimento total médio das fêmeas foi 8,66 mm e o dos machos 6,41 mm. Os adultos de *Artemia* de Olha Branca eram os de maior dimensão total, com fêmeas de 8,84 mm e machos de 7,48 mm de comprimento médio. As populações de *Artemia* de tamanho mais pequeno, em qualquer dos sexos, e com valores mais aproximados entre si, são as provenientes das salinas de Rio Frio e Soeiros.

Tabela 3 - Comprimento de fêmeas e machos adultos de populações bissexuadas de *Artemia* sp. provenientes de 4 salinas do Estuário do Sado

Salinas	Comprimento das Fêmeas (mm)	Comprimento dos Machos (mm)
	(X ± DP)	(X ± DP)
	N = 50	N = 50
Olha Branca	8,84 ± 0,78	7,48 ± 0,62
Soeiros	6,88 ± 0,83	5,78 ± 0,60
Rio Frio	7,32 ± 0,87	6,38 ± 0,87
Calhariz	8,66 ± 0,71	6,41 ± 0,53

N - Número de determinações; X - Média; DP - Desvio Padrão

As características de eclosão dos náuplios das populações bissexuadas de *Artemia* do Estuário do Sado, estão representadas na Tabela 4.

Os valores obtidos revelam uma boa eficiência de eclosão, com um número elevado de náuplios eclodidos nos períodos das 24 e 48 horas. Apresentaram a melhor eficiência de eclosão os quistos colhidos na salina Olha Branca, em que se verificou uma melhor semelhança de valores, obtendo-se por cada grama de quistos respectivamente 304.000 náuplios no período de 24 horas e 307.733 náuplios decorridas 48 horas.

De uma maneira geral com bons resultados de percentagem de eclosão (64,5-84,1%), foram também os quistos colhidos na Olha Branca os que apresentaram o valor mais elevado.

Relativamente às características de eclosão, há uma uniformidade nas populações estudadas quanto ao aparecimento do primeiro náuplio (T0), que demorou em qualquer delas cerca de 12 horas. O tempo decorrido para atingir 90% de eclosão (T90), variou entre 22 horas com os quistos de Olha Branca e 37 horas com os de Rio Frio. A taxa de eclosão não é específica das estirpes e depende, em certa medida, das condições ambientais em que os quistos foram produzidos (Bowen *et al.*, 1978; Vanhaecke and Sorgeloos, 1982).

Considerando o uso prático dos quistos em unidades de produção de aquacultura, são mais adequados os que necessitam de um período de incubação curto e simultaneamente asseguram uma elevada sincronia de eclosão (Vanhaecke and Sorgeloos, 1982). É o que se passa com os quistos de *Artemia* de estirpe bissexuada da salina de Rio Frio.

Tabela 4 - Características de eclosão dos náuplios de populações bissexuadas de *Artemia* sp. provenientes de 3 salinas do Estuário do Sado

Salina	Eficiência de eclosão (nº náuplios/g quistos) (X ± DP)		Porcentagem de eclosão (nº náuplios/100 quistos) (X ± DP)	Taxa de eclosão (horas)		Biomassa de eclosão (mg náuplios / g quistos)
	24 h	48 h		T0	T90	
O. Branca (N = 3)	304000 ± 8908	307733 ± 7215	84,1 ± 0,72	12	22	501,6
Soeiros (N = 3)	260267 ± 17108	282133 ± 8812	64,5 ± 0,64	12	27	382,6
Rio Frio (N = 4)	266800 ± 30898	284267 ± 32053	76,7 ± 2,58	12	37	389,5

N - Número de determinações; X - Média; DP - Desvio Padrão; T0 - Aparecimento do 1º náuplio; T90 - 90% de eclosão

A biomassa de eclosão (mg/g), segundo conceito sugerido por Vanhaecke e Sorgeloos (1983), apresenta um valor mais elevado com os quistos de *Artemia* de Olha Branca, que têm simultaneamente uma melhor eficiência de eclosão e um peso seco individual superior do 1º estágio naupliar (Tabela 4).

Conclusões

O pequeno tamanho do estágio naupliar I, aliado aos resultados favoráveis das características de eclosão apresentados pelas populações bissexuadas de *Artemia* de salinas do estuário do Sado, levam a considerar tratar-se de estirpes com boas potencialidades para utilização em Aquacultura.

Quistos com esta qualidade de eclosão, podem constituir um ótimo material para intensificar a produção de *Artemia* em salinas abandonadas desta área geográfica.

Agradecimentos

Desejamos expressar o nosso reconhecimento a todos que tornaram possível este nosso trabalho, com destaque para as colegas Maria do Carmo Marques, pela ajuda prestada na recolha do material de estudo nas salinas, Maria Margarida Muro e Maria de Lurdes Cardoso, pela preciosa colaboração no tratamento dos quistos de *Artemia* no laboratório.

Este estudo foi suportado pela OID/PS através do Projecto nº6 da Medida VI.

Referências bibliográficas

- AMAT, F., 1982. Diferenciación y distribución de las poblaciones de *Artemia* de España. IV. Biometria de quistes y nauplius. *Inv. Pesq.*, 46 (1) : 55-62.
- BOWEN, S. T.; DURKIN, J. P.; STERLING, G.; CLARK, L. S., 1978. *Artemia* hemoglobins: genetic variation in parthenogenetic and zygogenetic populations. *Biol. Bull.*, 155: 273-287.
- BRUGGEMAN, E.; SORGELOOS, P.; VANHAECKE, P., 1980. Improvements in the decapsulation technique of *Artemia* cysts. In: G. PERSOONE, P. SORGELOOS, O. ROELS and E. JASPERS (Eds.), *The Brine Shrimp Artemia*, vol. 3. Ecology, Culturing, Use in Aquaculture. Universa Press, Wetteren, Belgium, 261-269.
- CASTELO BRANCO, M. A., - . Estudo preliminar sobre algumas estirpes de *Artemia* portuguesa do centro e sul do país. Seminário de Aquacultura, APRH/ICBAS, Porto, 9-11 Abril, 1987 (em publicação).
- CASTELO BRANCO, M. A., 1988. Estudo da *Artemia* portuguesa no sotavento algarvio e sua utilização na Aquacultura local. In: 5º Congresso do Algarve, Faro, 1: 499-593.
- CASTELO BRANCO, M. A., 1990. Estudo da *Artemia* portuguesa. Trabalho de síntese elaborado em cumprimento do disposto no nº 52 do art. 16º do Decreto-Lei nº 68/88 de 3 de Março, INIP, Lisboa, 63 p. (mimeo).
- NARCISO, L., 1982. Estudo e processamento dos cistos de *Artemia* (Crustacea, Branchiopoda) de Portugal. Relatório de Estágio no INIP., 1981-1982, Lisboa, 102 p. (mimeo).
- SORGELOOS, P.; PERSOONE, G.; BAEZA-MESA, M.; BRUGGEMAN, E., 1978. The use of *Artemia* cysts in aquaculture. The concept of "hatching efficiency" and description of

- a new method for cysts processing. In: J. W. AVAULT (Ed.). Proc. 9th Annu. Meet. World Maricult. Soc. Louisiana State Univ., Baton Rouge, Louisiana, USA., 715-721.
- VANHAECKE, P.; SORGELOOS, P., 1980. International study on *Artemia*. IV. The biometrics of *Artemia* strains from different geographical origin. In: G. PERSOON, P. SORGELOOS, O. ROELS and E. JASPERS (Eds.). The Brine Shrimp *Artemia*. vol.3. Ecology, Culturing, Use in Aquaculture. Universa Press, Wetteren, Belgium, 393-405.
- VANHAECKE, P.; SORGELOOS, P., 1982. International Study on *Artemia*. XVIII. The hatching rate of *Artemia* cysts - a comparative study. *Aquacultural Engineering*, 1 : 263-273.
- VANHAECKE, P.; SORGELOOS, P., 1983. International study on *Artemia*. XIX. Hatching data for ten commercial sources of brine shrimp cysts and re-evaluation of the "hatching efficiency" concept. *Aquaculture* 30: 43-52.
- VILELA, M. H., 1985. *Artemia* - Características gerais, sua procura e importância económica. Perspectivas de produção intensiva nas salinas portuguesas. In : Câmara Municipal de Aveiro (Ed.). Recursos da Ria de Aveiro, II: 155-166.
- VILELA, M. H., 1986. Study of the portuguese *Artemia*. Final report 1985. Sub-Project Nutrition 2. NATO-PO-Fishes. Relatório interno INIP, Lisboa, 128, 7 pp..
- VILELA, M. H.; CASTELO BRANCO, M. A., 1987. Characterization of Portuguese *Artemia* strains. In : P. SORGELOOS, D. A. BENGSTON, W. DECLEIR and E. JASPERS (Eds.), *Artemia* research and its applications. vol.1. Morphology, Genetics, Strain characterization, Toxicology. Universa Press, Wetteren, Belgium, pp 211-217.

Contribuição para o apoio à moluscicultura no Estuário do Sado e Lagoa de Albufeira

Francisco Ruano*; M. Damásia Serrano Dias**

*Departamento de Aquicultura ** Delegação de Setúbal

Resumo

Neste trabalho foi feito um levantamento da situação da cultura de bivalves no Estuário do Sado e Lagoa de Albufeira, tendo sido caracterizadas as estruturas produtivas e acompanhados os principais parâmetros ambientais. Foram estudadas as populações de ostra portuguesa, *Crassostrea angulata*, e mexilhão, *Mytilus edulis*, relativamente aos seus parâmetros biológicos indicadores da sua capacidade produtiva e estado higiosanitário.

Avançaram-se medidas concretas, propondo-se soluções alternativas para alguns problemas. Contudo os factores de ordem ambiental, que exercem uma grande influência sobre os bancos naturais, parecem constituir um forte estrangulamento a uma plena recuperação e à sua expansão, tornando-se para tal necessário o recurso a acções conjuntas, envolvendo diversos sectores de actividade.

Na Lagoa de Albufeira a mitilicultura continua a ser uma actividade aquícola de algum relevo, pesem embora as limitações que advêm da precaridade da ligação com o oceano.

O Estuário do Sado

O Estuário do Sado ocupa uma área de aproximadamente 8 000 ha, com cerca de 30 km de comprimento por 20 km de largura máxima e 3 km de largura mínima, medidos no seu corpo central, mais largo, e mais profundo, que faz a comunicação directa com o Oceano. Tem uma orientação SE-NO bifurcando-se em dois esteiros distintos, o da Marateca com uma orientação para Norte e o da Comporta orientado a Sul, prolongando-se finalmente na direcção Leste, pelo canal de Alcácer que constitui a interface entre as zonas límnic e estuarina propriamente dita.

A sua profundidade média é da ordem dos 15 m, o caudal de renovação de água oceânica varia entre os 250 e os $300 \times 10^6 \text{ m}^3$ por maré. O caudal de água doce, proveniente da uma bacia hidrográfica com uma área de $7\,600 \text{ km}^2$, está mal determinado e tem sido alterado por obras de hidráulica efectuadas no seu leito e no de alguns dos principais afluentes. O seu regime torrencial, fortemente variável em termos sazonais, regista caudais

muito reduzidos durante a época estival e durante grande parte do ano, sendo de 1,5 a 3,8 m³/s respectivamente os limites inferior e superior dos valores médios de 9 meses do ano, contrastando com flutuações pontuais muito elevadas durante o Inverno como é o caso dos 35,3 m³/s, valor médio registado em Janeiro do ano de 1988.

Para além de uma importante actividade mineira localizada nas cabeceiras do Sado e em alguns dos seus afluentes, é de realçar uma ocupação agro-industrial e agro-pecuária intensa particularmente na margem norte do seu estuário onde, juntamente com uma forte presença de indústrias pesadas, se situa a cidade de Setúbal, terceiro centro populacional mais importante do País. Diversos autores com trabalhos desenvolvidos no campo da poluição, indicaram o estuário do Sado medianamente poluído quanto a contaminantes como o cobre e o cádmio e com um reduzido índice de poluição quanto à sua contaminação por pesticidas (Pera *et al.*, 1977). Em termos de contaminação bacteriana, as ostras provenientes dos bancos estudados (Monte da Pedra, Cachopos e Palma) apresentam valores de coliformes fecais inferiores aos máximos exigidos para zonas salubres. Quanto a parâmetros físicos da água nesses locais (Tabela 1) e que mais directamente têm a ver com o desenvolvimento das

Tabela 1 - Valores médios mensais dos parâmetros da água no Rio Sado - Monte da Pedra, ano de 1993.

MES	Temp (°C)	O.D. (mg/l)	pH	Salin.(‰)	S. Susp. (mg/l)
Janeiro	9,4	14,5	8,8	9,5	60
Fevereiro	13,6	9,6	8,0	16,2	30
Março	17,6	9,7	8,0	21,0	70
Abril	16,7	9,2	7,5	15,0	80
Mai	22,0	9,0	7,9	8,0	40
Junho	23,9	7,5	8,3	22,5	35
Julho	18,9	8,5	8,1	27,0	30
Agosto	26,5	6,8	7,6	10,0	50
Setembro	23,4	11,9	7,7	-	20
Outubro	16,8	9,7	7,7	-	20
Novembro	15,5	11,5	7,8	5,0	30
Dezembro	12,3	12,6	8,9	10,0	35

espécies conquícolas, nomeadamente Temperatura, Salinidade, pH, OD e sólidos em suspensão, mantêm uma variação anual normal para um rio com as características do Sado,

sendo de realçar contudo o abaixamento drástico e brusco da salinidade durante o Inverno e os valores elevados de sólidos em suspensão durante todo o ano .

Caracterização dos bancos

Os únicos bancos naturais de ostra portuguesa *Crassostrea angulata*, ainda activos no estuário, localizam-se na zona do Canal, a sua dispersão geográfica vai desde a zona de Cabeços de Murta (troço do canal mais a jusante) até próximo de Alcácer do Sal, situando-se os bancos mais importantes em : Cachopos ≈ 80 ha, Palma ≈ 50 ha e Monte da Pedra ≈ 50 ha, onde ocupam a zona intertidal de substrato vasoso ou vaso-arenoso, estendendo-se pelo centro do canal até profundidades próximas dos 10 m.

Trata-se dos únicos bancos onde é exercida uma exploração comercial contínua, obedecendo obviamente a períodos de defeso pré determinados pela Administração. No início da época de apanha, exclusivamente manual e que tem lugar em Setembro, observam-se densidades populacionais da ordem dos 40 a 50 ind./m² e uma grande variedade de classes de comprimento. Pelo contrário no final da safra, no início de Maio, a carga animal reduz-se para 5 a 10 ind. /m² ,aumentando o tamanho médio dos indivíduos para 15cm, sem valor comercial, devido ao seu exagerado tamanho, mas que constituem excelentes reprodutores pois estão bem adaptados às condições ambientais e possuem grande capacidade gametogénica pelo que se tornam essenciais à estratégia de recuperação dos próprios bancos, não sendo por isso permitida a sua apanha.

No decurso de 1993, observou-se uma boa captação natural na zona de Cachopos, correspondente a um período de desova ocorrido em Abril. Na experiência efectuada, na qual se obteve um fraco índice de captação, 80 indivíduos/m², pudemos detectar um segundo período de desova em finais de Maio a que corresponderam animais que atingiram um tamanho médio próximo dos 10 cm em Fevereiro de 94 e um terceiro período, provavelmente em Julho, originando animais com cerca de 5cm em Fevereiro de 1994 (Fig.1).

Caracterização dos animais

O estado geral dos animais evolui ao longo do ano sendo detectadas, a partir de finais do Outono, situações de debilidade extrema, com animais muito magros, forte coloração verde em todos os órgãos, grande incidência de ampolagem, descoloração da

glândula digestiva e, por vezes, com edema generalizado no manto, provocado pela persistência de salinidades muito baixas. No início da Primavera a situação altera-se, começando a observar-se indivíduos em recuperação, magros++ ou gordos, com índices

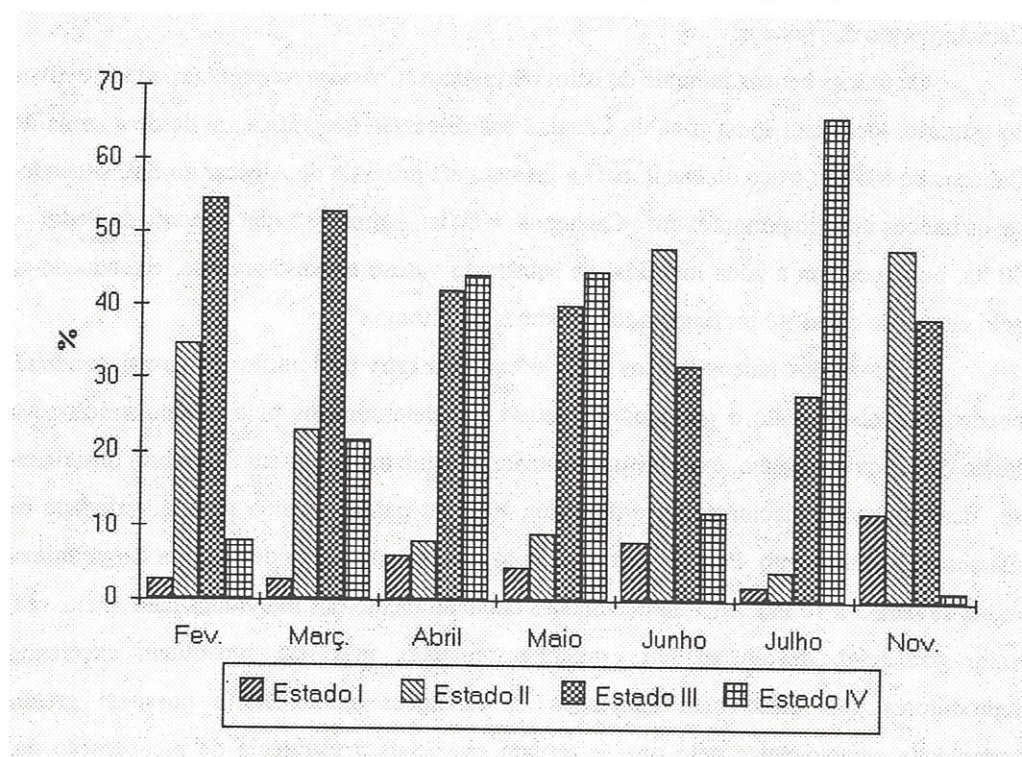


Figura. 1 - Evolução do estado de maturação da ostra no Estuário do Sado em 1993

de condição próximos de 50, cor creme, por vezes ainda com vestígios de cor verde na zona do manto e brânquias, diminuição de ampolagem, adquirindo a glândula digestiva a cor castanha escura característica.

Independentemente da variação sazonal do estado geral dos indivíduos, naturalmente agravada pelas condições ambientais, assistiu-se nos últimos anos a uma melhoria dos caracteres organolépticos das ostras oriundas dos bancos do canal de Alcácer. Por exemplo a ampolagem, que é devida aos índices elevados de materiais sólidos em suspensão da zona, e que atingia 100% das amostras efectuadas em 1986, situou-se em 1993 num valor médio de positividade de 31,06%, com variações entre os 12 e os 44,6%, nos meses de Julho e Março respectivamente. O mesmo se pode afirmar quanto ao carácter cor,

que apresentou durante o ano de 1993, um valor médio de 32,73% de positividade, em contraste com valores de 0% verificados em 1986.

A forte presença de incrustantes, nomeadamente cirrípedes e poliquetas, é uma das características do aspecto externo das conchas. Estes organismos exercem uma competição directa, tanto ao nível trófico como em termos de espaço vital para a fixação de larvas. A sua morfologia externa é também marcada por um grande polimorfismo que varia desde a concha típica da espécie - alongada, estreita e pouco espessa - vulgar entre animais de maior tamanho, até indivíduos com conchas quase esféricas - curtas, e muito espessas, «balling oysters» na expressão anglosaxónica, sendo ainda frequentes indivíduos com interrupções ou alterações de crescimento. Estas malformações estão, como se sabe, ligadas à presença de determinados poluentes que interferem directamente no metabolismo do cálcio, perturbando a actividade de enzimas, como as fosfatases, o que provoca uma disfunção ao nível das membranas celulares, inibindo os fluxos daquele elemento do meio exterior para o interior da célula. Por outro lado, um mecanismo igualmente essencial e complementar do anterior no processo de formação da concha, a síntese proteica, está igualmente perturbado, dificultando assim a formação da **conchinolina**, a escleroproteína constituinte da matriz orgânica sobre a qual a deposição de cristais de calcite se irá fazer. Nas alterações ao processo atrás referido, encontram-se envolvidos diversos elementos, como é o caso dos compostos estanoídes, vulgarmente designados por TBT^S (Alzieu, 1982), e de diversos iões metálicos como o Cu^{2+} , Zn^{2+} e Cd^{2+} (Mac Innes, 1981).

Pesem embora as melhorias verificadas nos últimos anos, e tendo em conta os seus efeitos nas populações ostreícolas estudadas, é marcante a influência dos factores ambientais, nomeadamente dos poluentes na sobrevivência da espécie. Para além dos efeitos directo sobre um órgão essencial à sobrevivência dos moluscos bivalves, como é a concha, estes poluentes, interferem negativamente tanto na gametogénese, diminuindo a quantidade de células viáveis produzidas, como na própria sobrevivência larvar e post larvar, produzindo indivíduos com malformações e provocando um aumento drástico na sua taxa de mortalidade (His e Robert, 1985). As capacidades imunitárias das diferentes fases do ciclo de vida da espécie e as características morfológicas e organolépticas dos indivíduos são igualmente afectadas.

Patologia

Quanto à presença de agentes patogénicos, foram diagnosticados os seguintes:

Doença das brânquias - Provocada por um *Iridovirus* que felizmente tem vindo a diminuir a sua incidência, passando de 50% em 1985 para menos de 5% em 93. Este agente, altamente patogénico, que foi corresponsável por mortalidades maciças ocorridas em França em Portugal, provoca lesões graves no tecido branquial, com perfurações e perdas de substância caracterizando-se as lesões histopatológicas pela presença de zonas necróticas muito extensas e granulomas nos epitélios branquial, do manto e palpos labiais.

Doença do pé - Esta doença, provocada pelo fungo *Monilia* sp., tem uma incidência < 10% na actual população de ostra. Começa por afectar a zona de inserção do músculo abdutor enxertando-se mais tarde, nessas lesões, bactérias patogénicas que provocam a necrose extensa do tecido muscular, levando à diminuição funcional progressiva do órgão e à consequente morte do animal devido à perda dos seus movimentos valvares.

Ciliados - A presença nas brânquias da ostra de diversas espécies de ciliados nomeadamente *Ancistrum* sp., *Trichodina* sp. e *Boveria* sp. com graus de infestação elevados, como os verificados entre os meses de Maio e Setembro, pode contribuir para perturbações graves na sua capacidade respiratória. A presença maciça de algumas destas espécies, *Ancistrum* sp por exemplo, no interior dos canais e túbulos da glândula digestiva é sinónimo de debilidade geral do indivíduo, pois permite uma migração passiva destes parasitas através do seu tracto digestivo superior.

Poliquetas - São vermes anelídeos, da família *Spionidae*, género *Polydora*, sendo as espécies *P. ciliata* e *P. hoplura*, as mais comuns na ostreicultura europeia (Martial *et al.*, 1990). Este comensal que chega a afectar cerca de 80% dos indivíduos no Sado, introduz-se na face interna das conchas, entre as duas valvas, acumula lodo e constroi galerias que são posteriormente cobertas pela concha, originando assim ampôlas de lodo mais ou menos extensas, contribuindo para a elevada incidência da ampolagem.

Lesões orgânicas - Na glândula digestiva é frequente (20% de incidência) a ocorrência de metaplasia nos túbulos, acompanhada da perda do seu epitélio ciliar e hipervacuolização celular generalizada, lesões que poderão estar relacionadas com a presença de determinados pesticidas - DDT e PCB (Meyers e Hendricks, 1982). Por outro lado, nas brânquias, a perda de cílios nas células da extremidade apical dos filamentos branquiais e a fusão de algumas destas estruturas, parece igualmente relacionada com a presença de outros poluentes como o cobre e o zinco por exemplo. A ocorrência de granulomas e infiltrações

hemocitárias de natureza atípica são também lesões frequentemente encontradas (incidência de 18%), bem como perturbações na circulação hemolinfática nomeadamente oclusões e infiltrações perivasculares. Alguns autores (Lowe *et al.*, 1971; Moore, 1985) atribuem estas lesões à presença de diversos contaminantes químicos, enquanto outros as relacionam concretamente com metais pesados (Farley, 1988).

Lagoa de Albufeira

Este acidente lagunar costeiro, localizado no vale de Apostiça ocupa uma área próxima de 1,3 km² e é formada por 2 zonas distintas:

- A Lagoa Grande que ocupa cerca de 2/3 daquela área, é mais comprida e mais profunda e encontra-se separada por um cordão dunar do oceano comunicando directamente com este, através de uma barra muito instável e pouco profunda.

- A Lagoa pequena, situada a montante, sofre uma forte influência de água doce (nomeadamente através das ribeiras da Ferraria e Apostiça) é mais estreita e menos profunda, e comunica com a anterior por um estreito e pouco profundo canal de natureza vaso/arenosa.

Estão referenciadas poucas fontes poluidoras na sua baía de recepção, e as condições ambientais são propícias à moluscicultura. A sua elevada produtividade, devida à pouca profundidade e à grande abundância de nutrientes das águas, é reflectida na diversidade e abundância de espécies bivalves encontradas, destacando-se a ostra plana, *Ostrea edulis*, a amêijoia boa *Ruditapes decussatus*, a amêijoia macha *Venerupis pulestris*, a vieira *Pecten maximus* e o mexilhão *Mytilus edulis*.

Mitilicultura

Por estas razões desenvolve-se, desde a década de 70 com assinalável sucesso, uma produção intensiva de mexilhão, usando uma técnica de cultura em suspensão, adaptada das rias galegas. A boa produtividade das águas tem como resultado directo as elevadas taxas de crescimento observadas nas populações de mexilhão, onde a maioria dos indivíduos atinge o seu tamanho comercial (≈ 7 cm e 40g de peso médio), em menos de 11 meses. Os índices de condição observados variaram entre 28 no mês de Outubro e 56 no mês de Fevereiro, sendo esta evolução coincidente com a época de desova, que tem lugar de Março a Maio com um pico pouco acentuado em Setembro-Outubro (Leal, 1986).

As jangadas, semelhantes às “bateas” galegas, são constituídas por uma plataforma central onde se situa o sistema de flutuação e de onde parte um conjunto de vigamentos em madeira disposto em quadrícula, suportado ou não por cabos metálicos que se ligam a um conjunto de 2 ou 4 mastros, fixos à plataforma central. É no vigamento de madeira que são suspensos os cabos de produção com altura máxima de 7 m. Das 22 unidades existentes, localizadas ao longo da parte central da laguna onde se verificam as maiores profundidades, 10 a 15 m, só aproximadamente 15 se encontram operativas, estando as restantes abandonadas ou em mau estado de conservação. As dimensões de cada unidade são variáveis possuindo alguns conjuntos mais de 2.000 cabos e outros menos de 200 com uma altura média de 4m. O seu maneo é em geral bastante fraco, sendo que muitas tarefas como a desdobra, limpeza de cabos, combate a predadores e competidores, manutenção da própria estrutura, são feitas deficientemente.

A capacidade produtiva instalada e em actividade, rondará as 450 TM/ano de biomassa de mexilhão, o que requiere, teoricamente, uma disponibilidade no meio de cerca de 2000 TM/ano de alimento, constituído por fitoplâncton, microorganismos e pequenos detritos orgânicos em suspensão na coluna da água. Por sua vez a quantidade de material que no decurso de um ciclo produtivo anual, é devolvido ao sistema ronda os 30% daquele valor, isto é 600 TM em detritos, 17% dos quais é matéria orgânica (Cabanas, 1979).

Convirá pois perguntar qual a capacidade do sistema receptor para suportar tal produção. Dado que os estudos não foram concluídos, não existem dados válidos para formular um juízo definitivo quanto à capacidade de carga deste ecossistema no tocante às espécies conquícolas. Julgamos contudo que a lagoa terá capacidade para produzir o alimento suficiente para uma biomassa de mexilhão superior à que está a ser produzida actualmente, sem por em risco as necessidades tróficas de outras espécies. A razão desta afirmação decorre do facto da localização das unidades ser feita ao longo do canal central da lagoa, e da técnica de cultura usada ser em suspensão, obrigando os animais a alimentarem-se exclusivamente na coluna de água. Não há assim uma competição trófica directa com as outras comunidades de bivalves existentes e que se localizam essencialmente nas zonas intertidal e bentónica das margens, com um empobrecimento faunístico progressivo para a zona mediana da lagoa. Por outro lado, os elevados índices de condição e as taxas de crescimento verificados no mexilhão ao longo de todo o ano, são prova do que atrás se defende. Já quanto à capacidade de autodepuração do sistema receptor, há que distinguir 2 situações distintas:

- Quando este se encontra em comunicação directa com o oceano, parece ser autosuficiente, mesmo em situações extremas (meses de Verão) como a verificada, por exemplo durante todo o ano de 93.

- Quando a barra se fecha, pelo contrário, as suas capacidades decrescem drasticamente, ocorrendo crises de anóxia frequentes, mais graves nos meses de Verão mas igualmente durante o Inverno. São exemplo destas duas situações, a verificada no verão de 86 quando ocorreram mortalidades maciças em todas as comunidades aquáticas existentes na lagoa, com especial relevo para o mexilhão atingindo-se valores próximas dos 90% e, mais recentemente, fins de Março de 94, após o fecho ocorrido em Janeiro, com registo de mortalidades em diversas comunidades bentónicas e no mexilhão.

Patologia

A população de mexilhão estudada, não apresenta um quadro nosológico tão carregado como o das ostras do Sado. Dos agentes patogénicos referenciados, é de realçar a presença, de *Marteilia* sp., pela primeira vez detectada no nosso país. Trata-se de um ascetosporídio de fraca patogenicidade para o mexilhão mas que provoca lesões de alguma gravidade no epitélio dos divertículos e ductos da glândula digestiva (Figs. 2 e 3).



Fig. 2 - Esporoquistos livres no lúmen de ductos e divertículos da glândula digestiva (➤).

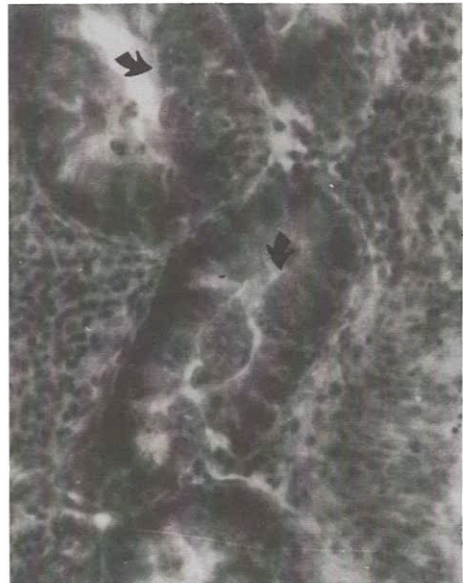


Fig.3 - Idem enquistados no epitélio dos mesmos órgãos (➤).

A gravidade da presença deste parasita é contudo, substancialmente superior para as populações de ostra plana, altamente susceptíveis ao agente.

Conclusões

Do que atrás se disse e do trabalho realizado, parece-nos importante:

- Ter em conta as limitações impostas pelos factores ambientais à recuperação da moluscicultura do Sado.

- Proceder a acções concretas de captação de semente nos bancos de ostra portuguesa do estuário do Sado, por forma a aumentar a sua produção e promover ensaios de repovoamento dos bancos abandonados, com semente e juvenis recrutados dos bancos activos, aproveitando a sua rusticidade intrínseca.

- Reduzir o esforço de apanha nos bancos.

- Aprofundar os conhecimentos sobre as comunidades de bivalves, de interesse comercial, da Lagoa de Albufeira, por forma a avaliar os limites da sua produção, equacionando sempre a precaridade da ligação ao oceano.

- Acompanhar a evolução epidemiológica da *Marteilia* sp., quando sabemos que existem no mesmo ecossistema bancos naturais de ostra plana, hospedeiro altamente sensível daquele patogéneo.

Agradecimentos

Este trabalho foi realizado no âmbito da OID/PS, fazendo parte do Projecto nº 7, integrado na MEDIDA -VI - ESTUDOS

Os autores agradecem a colaboração do pessoal técnico da Delegação de Setúbal, António Laranjo e Luz Abreu e do Laboratório de Patologia, Augusta Moledo e Graça Pita, bem como aos Sr^s. Hernâni e Inácio, mitilicultores da Lagoa de Albufeira e á estagiária Alexandra Piçarra.

Referências bibliográficas

ALZIEU, C.; HERAL, M.; THIBAUD, Y.; DARDIGNAC, M.; FEUILLET, M., 1982. Influence des pintures antisalissures à base d'organostanniques sur la calcification de la conque de l'huitre *C. gigas*. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.*, 45 (2), : 101-116.

- CABANAS, J.; GONZALEZ,J.; MARINO,J.; PEREZ,A.; ROMAN,G., 1979. Estudio del mejillon y de su epifauna en los cultivos flotantes de la ria de Arosa. III Observaciones previas sobre la retencion de particulas y la biodeposicion de una batea. *Bol.Inst. Esp. Ocean.* V (1), :43 -50.
- FARLEY, C.A., 1988. Histochemistery as a tool for examining possible pathological cause and effect relationships between heavy metal and inflametory lesions in oysters, *C. virginica*. *Marine Environ. Research*, 24: 271-275.
- HIS, E.; ROBERT,R.,1985.Development des Véligères de *C. gigas* dans le bassin d'Arcachon. Etude sur les mortalités larvaires. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.*, 47 (1,2) 63-89.
- LEAL,A.M., 1986. Culture of the european mussel *Mytilus edulis* L., in Portugal preliminary data. Comun. apresentada no Ist Inter - American Congress of Aquaculture, Salvador, Brasil.
- LOWE, J.; WILSON, P.; RICK, A. , 1971. Chronic exposure to pollutants. *Marine Pollut. Bull.* 61, 71-79.
- MAC INNES, J .R., 1981. Response of embryos of the american oyster, *C. virginica* to heavy metal mixtures. *Marine Environmental Research*, 4 , 217 - 227.
- MARTIAL,C.; BLATEAU,C.; MAZURIÉ,J.; LE BEC, C., 1990. Anomalies des conquilles d'huitres creuses *Crassostrea gigas*. *Equinoxe*, 31, : 24 - 32.
- MEYERS, T.; HENDRICK, J., 1982. A summary of tissue lesions in aquatic animals induced by controlled exposures to environmental contaminants, chemotherapeutic agents and potential carcinogens. *Marine Fisheries Revue*, 44 (12), 1-17.
- MOORE, M. N., 1985. Cellular response to pollutants. *Mar. Pollut. Bull.* 16, 134 - 139.
- PERA, T.; CUNHA, M.; BARROS, M.; DIAS, A., 1977. Concentração de metais pesados e pesticidas nos sedimentos das zonas do estuário do Sado usadas para cultivo de ostras. Comunic. Serv.Geol. de Portugal, tomo LXII, 85 -134.

Interacções aquacultura-ambiente no Estuário do Sado

Maria José Brogueira, Graça Cabeçadas e Carlos Rocha
IPIMAR, Departamento de Ambiente Marinho

Resumo

Resultados relativos à evolução das condições ambientais em duas aquaculturas, uma em regime extensivo e outra em regime semi-intensivo, localizadas no esteiro da Marateca, Estuário do Sado e no respectivo meio receptor, são apresentados e discutidos neste trabalho. Na aquacultura extensiva, embora não tenham sido observadas alterações significativas dos níveis de MO e NH_4^+ na coluna de água, verificou-se um aumento de concentração de PO_4^{3-} , SiO_2 e clorofila *a*. Pelo contrário, no sedimento observaram-se decréscimos de MO (2,3%), Pt (178 $\mu\text{g/gps}$), Fe-P (100 $\mu\text{g/gps}$) e NH_4^+ Mob (9,3 $\mu\text{g/gps}$), o que sugere a ocorrência de mineralização e libertação de nutrientes para a coluna de água, e consequente aumento de clorofila *a*. Os teores em MO, P, N e respectivas fracções nos sedimentos da piscicultura e do respectivo canal de saída foram semelhantes. Na aquacultura semi-intensiva a variação dos parâmetros apresentou, de um modo geral, uma tendência semelhante à observada na aquacultura extensiva, o que sugere que mecanismos similares operam nas duas pisciculturas. Os teores em N e P e as respectivas composições fraccionadas no alimento, por um lado, e o empobrecimento do sedimento na aquacultura semi-intensiva, por outro, indicam que o alimento não contribuiu para o enriquecimento em nutrientes e MO da piscicultura semi-intensiva. Conclui-se que os efeitos ambientais provocados pelas aquaculturas em estudo foram praticamente inexistentes.

Introdução

O Estuário do Sado é uma das áreas do nosso País com condições favoráveis para o desenvolvimento da aquacultura. Nos últimos anos tem aumentado a conversão de antigas salinas para a produção piscícola em regime extensivo, sendo o linguado, a dourada e o robalo as principais espécies cultivadas (Sobral *et al.*, 1991).

O tipo de cultura extensiva baseia-se no alimento natural disponível, ocorrendo por isso, em geral, uma remoção de nutrientes, particularmente azoto (N) e fósforo (P) e, por

consequência, uma diminuição da produtividade dos sistemas. No entanto, actualmente a cultura de várias espécies piscícolas de valor comercial só pode ter sucesso recorrendo a métodos intensivos, que conduzem, em geral, a um aumento da produtividade dos meios receptores, sendo esse aumento dependente, entre outros factores, da quantidade e do tipo de alimento fornecido e do seu maior ou menor aproveitamento. Nos últimos anos tem surgido uma crescente preocupação sobre o impacto ambiental da aquacultura. Numerosos trabalhos relativos a esta matéria têm sido realizados (Krom *et al.*, 1985; Enell, 1987; Mäkinen *et al.*, 1991; Pettersson, 1988), embora em Portugal sejam praticamente inexistentes. A perspectiva de intensificação da produção piscícola torna necessário compatibilizar esta actividade com a preservação da qualidade ambiental, considerando, em particular, o facto do desenvolvimento da aquacultura depender fundamentalmente da qualidade de água.

Os principais objectivos deste trabalho foram o estudo da evolução das condições ambientais em duas pisciculturas, uma extensiva e outra semi-intensiva, quantificação das fracções de N e P presentes no alimento e avaliação do seu aproveitamento, avaliação do papel dos sedimentos na produtividade primária destes sistemas e avaliação dos efeitos ambientais das aquaculturas no meio receptor.

Métodos

Foram seleccionados dois estabelecimentos de aquacultura, localizados no esteiro da Marateca, um em regime extensivo, dominante no estuário, de cultura de linguado (*Solea vulgaris* e *S. senegalensis*) e outro em regime semi-intensivo, com carácter experimental, de cultura de douradas (*Sparus aurata*). Nesta piscicultura, diariamente, foi adicionado alimento e procedeu-se ao bombeamento de água do esteiro para o tanque. No Verão procedeu-se ao arejamento do tanque por períodos de cerca de 4h durante a noite.

Efectuaram-se amostragens em três épocas do ano (1992), nos respectivos estabelecimentos piscícolas e nos canais de entrada e saída de água, para a determinação dos seguintes parâmetros: temperatura (T), salinidade (Sal), pH, oxigénio dissolvido (OD), nutrientes (nitratos, NO_3^- ; amónia total referida como NH_4^+ ; fosfatos, PO_4^{3-} ; fósforo total, Pt; sílica, SiO_2), matéria em suspensão (MS), matéria orgânica (MO) e clorofila *a* (Cla) na água (superfície e fundo) e do conteúdo em peso seco (ps), matéria orgânica (MO) e nutrientes no sedimento (0-1cm de profundidade) e no alimento artificial adicionado, assim como a

composição fraccionada do fósforo (P mobilizável, P-Ads; P ligado ao Fe e Al, P-Fe; P ligado ao Ca, P-Ca e fósforo residual/orgânico, P-Org) e azoto (nitrato e amónia mobilizáveis, NH_4^+ e NO_3^- Mob). No estabelecimento de produção semi-intensiva, no Verão, também se efectuaram determinações na coluna de água ao longo de um período de cerca de 24h. Os métodos de amostragem e analíticos utilizados foram descritos anteriormente por Cabeçadas e Brogueira (1991), Lima (1992) e Nunes (1992).

Resultados e discussão

Aquacultura extensiva

Apresentam-se na Tabela 1 os resultados obtidos no estabelecimento de aquacultura extensiva e no esteiro da Marateca, entre Fevereiro e Maio de 1992. Embora não tenham sido, em geral, observadas alterações significativas dos teores de NO_3^- , NH_4^+ e MO na coluna de água, entre Abril e Maio registou-se um aumento de concentrações de PO_4^{3-} e SiO_2 e também de clorofila *a*, que atingiram valores, respectivamente, de 1,77-2,58 μM ,

TABELA 1. Condições físicas, químicas e biológicas numa aquacultura extensiva, em Fevereiro, Abril e Maio de 1992.

	Sal ups	pH	T °C	OD mg/l	OD %Sat	NH_4^+ μM	NO_3^- μM	PO_4^{3-} μM	Pt μM	SiO_2 μM	MS mg/l	MO %MS	Cl <i>a</i> mg/m ³
FEVEREIRO													
Tanque	34,4		15,3	12,6	155,2	<0,2	<0,1	0,80	2,7	7,6	22,7	23,8	22,1
Entrada						<0,2	<0,1	0,96	2,7	5,3	9,6	33,3	15,3
Est. Ref.	33,7		13,7			<0,2	<0,1	0,51	1,8	14,0	4,7	19,3	
ABRIL													
Tanque	32,3	8,4		9,1		<0,2	<0,1	0,45	2,4	6,8	13,9	27,4	15,4
Entrada	32,2	8,1		11,6		<0,2	<0,1	0,41		5,0	27,4	16,6	18,8
MAIO													
Tanque	43,4	8,3	19,4	5,8	80,8	<0,2	0,6	1,77	10,2	68,1	24,4	27,4	50,3
Entrada	42,7	8,6	19,7	5,6	78,9	<0,2	1,5	2,58	8,1	26,8	32,2	19,5	40,7

26,8-68,1 μM e 40,7-50,3 mg/m³, quer no tanque de aquacultura quer na água de entrada. Embora a percentagem de saturação de oxigénio dissolvido tenha registado, em Maio, os valores mais baixos, o seu nível foi ainda de cerca de 81% no tanque de piscicultura. Em Fevereiro os níveis de nutrientes registados no esteiro da Marateca (Est. Ref.) foram da

mesma ordem dos observados no tanque de piscicultura. Relativamente ao sedimento, observaram-se, entre Fevereiro e Abril, decréscimos dos teores de MO (2,3 % ps), Pt (178 µg/g ps), Fe-P (100 µg/g ps) e NH_4^+ Mob (9,3 µg/g ps) (Tabela 2), o que sugere a libertação de nutrientes para a coluna de água.

TABELA 2. Características dos sedimentos numa piscicultura extensiva

	FEVEREIRO 92	ABRIL 92
ps (%)	28,4	39,6
MO (%ps)	10,2	7,9
P-Ads (µg/gps)	0,8	0,8
P-Fe (µg/gps)	228,9	128,6
P-Ca (µg/gps)	0,3	0,5
P-Org (µg/gps)	283,5	205,7
Pt (µg/gps)	513,5	335,6
NH_4^+ Mob(µg/gps)	11	1,7

Este fluxo de nutrientes e também, possivelmente, a dissolução de frústulas de diatomáceas, um dos principais componentes da comunidade planctónica nestes sistemas (Oliveira e Monteiro, para publicação), favoreceram o desenvolvimento fitoplanctónico nesta época do ano.

O estudo das características dos sedimentos ao longo do canal de saída de água do estabelecimento de aquacultura extensiva (Tabela 3) revelou que os níveis de MO, Pt, P-Ads e NH_4^+ Mob nas estações mais próximas da piscicultura são semelhantes ou inferiores aos observados no interior da piscicultura. Os teores mais elevados de P determinados nas estações mais afastadas da piscicultura sugerem a existência de outras fontes de nutrientes no esteiro de saída da piscicultura.

À semelhança do que se observa noutros sistemas, os nossos resultados indicam que **a cultura extensiva não tem impacto ambiental no meio receptor.**

TABELA 3. Características dos sedimentos ao longo do esteiro de saída, piscicultura extensiva, Abril 92*.

	EST1	EST2	EST3	EST4	EST5	EST6
ps (%)	53,5	43,3	43,4	48,4	60,1	60,3
MO (%ps)	4,8	9,3	7,1	6,4	4,8	5,1
P-Ads (µg/gps)	0,8	3,3	8,3	0,3	1	0,4
P-Fe (µg/gps)	167,4	111,4	105,7	207,5	255,9	174,8
P-Ca (µg/gps)	2,9	2,3	2	8,3	55,4	37
Pt (µg/gps)	330,9			435,1	490,2	1947,1
NH ₄ ⁺ Mob (µg/gps)	4,7	1,1	1,2	2	1,3	0,8
NO ₃ ⁻ Mob (µg/gps)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	1,4	1,6

*EST1 estação mais próxima da aquicultura e EST6 estação mais afastada.

Aquicultura semi-intensiva

No estabelecimento de produção semi-intensiva verificou-se entre Abril e Julho um aumento progressivo das concentrações de nutrientes (PO₄³⁻, Pt, NH₄⁺ e SiO₂) e Cla na coluna de água (Fig. 1).

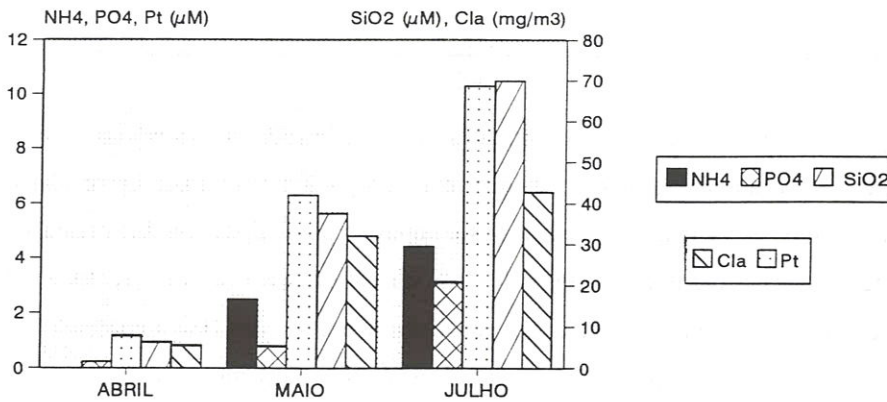


Figura 1. Variação das concentrações de NH₄⁺, PO₄³⁻, Pt, SiO₂ e Cla entre Abril e Julho.

No sedimento, pelo contrário, as concentrações de Pt e algumas das respectivas fracções (P-Ads e P-Org) diminuíram entre Abril e Maio (Tabela 4).

O fósforo sedimentar encontra-se sobretudo na fracção orgânica (73-59% Pt), estando o P inorgânico ligado, na sua quase totalidade, ao Fe e Al (26-40% de Pt) (Fig. 2). A diminuição da fracção de P-Ads, fracção mais facilmente mobilizável, e de P-Org e o

aumento da fracção P-Fe, entre Abril e Maio, indicam a ocorrência de mineralização de P-Org e a sua libertação para a coluna de água, provocando eventualmente o aumento dos teores de fósforo e clorofila *a* observado na água da piscicultura, água posteriormente lançada no esteiro. No entanto, quer os níveis de nutrientes, quer os níveis de clorofila *a* são consideravelmente inferiores aos registados em aquaculturas marinhas intensivas (Blackburn *et al.*, 1988; Erez *et al.*, 1990).

TABELA 4. Características do sedimento e alimento, piscicultura semi-intensiva, Abril e Maio 1992.

	SEDIMENTO		ALIMENTO	
	ABRIL 92	MAIO 92	1ª FASE	2ª FASE
ps%	73,4	74	91,6	68,8
MO (%ps)	2,8	2,1	97,3	88,4
P-Ads (µg/gps)	0,59	<0,08	2143	3365
P-Fe (µg/gps)	52	62,6	522	1078
P-Ca (µg/gps)	0,47	0,61	5326	10326
Pt (µg/gps)	199,9	155,5	11548	15648
P-Org (µg/gps)	146,8	92,2	3555	876
NH ₄ ⁺ Mob (µg/gps)	0,72	0,72	36,89	62,5
NO ₃ ⁻ Mob (µg/gps)	<0,1	<0,1	5,1	1,4

A quantificação das fracções de nutrientes mais facilmente biodisponíveis, isto é, as fracções de P e N inorgânico dissolvidas que, em parte, são directamente excretadas e que, em parte, se tornam disponíveis a partir dos compostos particulados ou dos orgânicos dissolvidos, tem especial interesse do ponto de vista da eutrofização do meio receptor. O tipo e composição do alimento utilizado em aquacultura é extremamente importante do ponto de vista ambiental, em particular, relativamente aos nutrientes e às respectivas fracções. Recentemente, Pettersson (1988) estudou a mobilidade do P presente em alimentos para peixe e nas respectivas fezes. Utilizando uma metodologia semelhante, verificámos que os alimentos adicionados na aquacultura semi-intensiva, em duas fases do crescimento do peixe, apresentaram teores de Pt entre 1,2% e 1,6%ps e matéria orgânica entre 97 e 88%ps (Tabela 4), sendo dominante a fracção ligada ao Ca (P-Ca) (45-66% Pt), a qual é dificilmente solúvel (Fig. 2). Quanto à fracção de P mais facilmente mobilizável, P-Ads, a sua proporção variou entre 19 e 22%. Pettersson (1988) determinou percentagens mais elevadas desta fracção em vários alimentos para peixe, tendo salientado a importância em

reduzir a sua proporção a fim de minimizar a libertação de PO_4^{3-} a partir de alimentos desperdiçados. Relativamente ao azoto, a fracção mobilizável deste elemento na forma de NH_4^+ Mob,

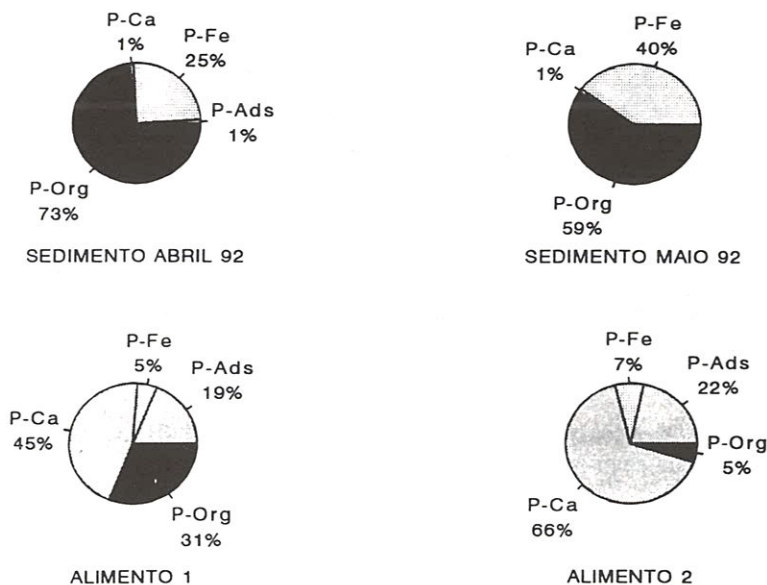


Figura 2 - Composição fraccionada do P no sedimento (Abril e Maio 1992) e no alimento adicionado na aquacultura semi-intensiva.

presente no alimento, variou entre 36,9-62,5 $\mu\text{g/g}$ ps (Tabela 4). O facto dos teores em Pt e respectivas fracções, bem como em MO e NH_4^+ Mob no alimento serem muito superiores aos determinados no sedimento inicialmente presente no tanque e, por outro lado, o facto das concentrações em Pt e das respectivas fracções terem sofrido um decréscimo e das concentrações de NH_4^+ Mob permanecerem constantes, durante o crescimento do peixe, mostram que o alimento adicionado foi doseado adequadamente e não contribuiu para o enriquecimento do sedimento, não tendo, portanto, impacte ambiental na piscicultura e no meio receptor.

As determinações dos parâmetros físicos, químicos e biológicos efectuadas ao longo de cerca de 24h no estabelecimento de piscicultura semi-intensivo mostraram a ocorrência de alterações significativas nos teores de OD (48-129 %sat) e NH_4^+ (0,1-8,0 μM) durante esse período de tempo (Fig. 3). Os níveis de clorofila *a* sofreram um decréscimo de cerca de 10 mg/m^3 entre as 17h e as 8h do dia seguinte. O valor mais elevado (46,5 mg/m^3)

coincidiu com o valor máximo de saturação de OD, o que mostra o papel da actividade fotossintética na manutenção dos níveis elevados do OD no tanque de aquacultura. Por outro lado, verifica-

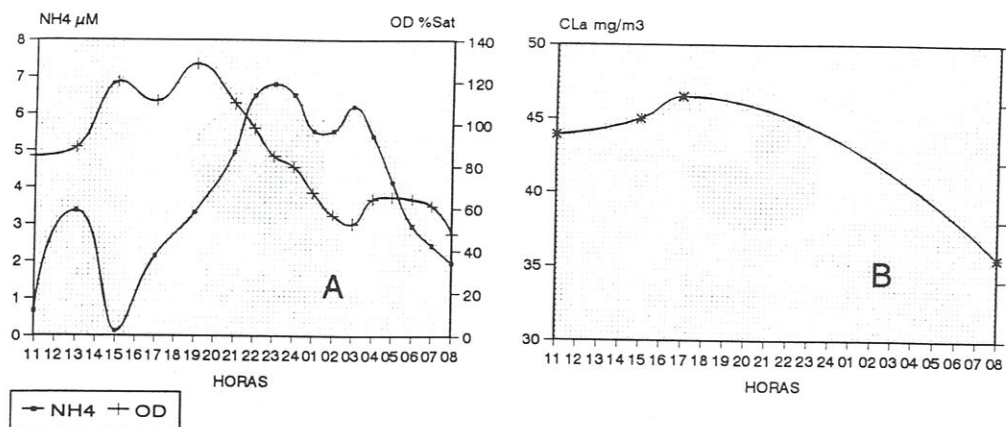


Figura 3 - Variação das concentrações de OD e NH_4^+ (A) e Cl^- (B) ao longo de um dia na piscicultura semi-intensiva.

-se que o aumento mais acentuado de amónia se registou a partir das 19h, tendo atingido os seus valores máximos (5,5-6,8 μM) entre as 23h e as 3h. Foi visível, quer a nível de percentagem de saturação de OD quer a nível de concentração de amónia, a recuperação do sistema devido ao arejamento do tanque efectuado entre as 3h e as 7h. No entanto, o arejamento não conseguiu elevar os níveis de percentagem de saturação de oxigénio acima dos 65%, e, imediatamente após a altura em que o arejador foi desligado, registou-se um decréscimo de OD, o que indica que o arejamento deveria ter sido prolongado por mais algum tempo. A taxa de respiração diária, calculada a partir da respiração observada durante a noite, foi de 15 mg/l/d. Este valor, que inclui a respiração dos organismos presentes quer na coluna de água quer nos sedimentos, é inferior aos calculados por outros autores para aquaculturas intensivas (Erez *et al.*, 1990), onde no entanto a contribuição do peixe (*Sparus aurata*) para a respiração total foi relativamente pequena (1-8%).

Os resultados obtidos indicam que o **impacte do efluente aquícola, correspondente a este tipo de exploração semi-intensivo é reduzido**, em termos de alteração do estado de eutrofização do meio receptor, esteiro da Marateca. No entanto, no caso de intensificação da aquacultura só o estabelecimento de balanços de massa e o conhecimento da hidrodinâmica do respectivo sistema possibilitarão a tomada de decisões

quanto ao dimensionamento das aquaculturas a estabelecer em cada área, de modo a que não ocorra eutrofização do meio receptor.

Conclusões

- Os sedimentos das aquaculturas estudadas têm um papel importante na libertação de nutrientes, N e P, para a coluna de água, contribuindo para o aumento da produtividade primária nos tanques, o que pode ter consequências positivas em sistemas de produção extensiva.
- O P presente nos alimentos adicionados encontra-se sobretudo na fracção ligada ao Ca, a qual é dificilmente mobilizável e tem menor impacte ambiental. Este estudo permite concluir que o alimento adicionado na piscicultura semi-intensiva foi doseado correctamente, não contribuindo para o enriquecimento do sedimento da piscicultura e do meio receptor.
- As alterações de concentração de oxigénio dissolvido e amónia observadas ao longo de cerca de 24h na piscicultura semi-intensiva mostraram que a actividade fotossintética foi suficiente para manter níveis elevados de OD durante o dia e que houve resposta imediata do sistema ao arejamento durante a noite.
- Os efeitos ambientais provocados no meio receptor pelas aquaculturas estudadas, a operar em regime extensivo e semi-intensivo, são praticamente inexistentes, não havendo diferenças significativas entre ambas.

Agradecimentos

Este trabalho foi desenvolvido no âmbito do Programa Estudos Medida VI, OID/PS, Projecto N°2, "Nutrientes: suas fontes e processos responsáveis pela produtividade do estuário do Sado". Agradecemos aos Aquacultores todo o apoio e facilidades que nos deram durante o decurso deste estudo. Ao A.M. Correia, L. Palma, A. Palhares e C. Araújo agradecemos o trabalho de campo e laboratorial que realizaram.

Referências bibliográficas

- BLACKBURN, T.H.; LUND, B.Aa; KROM, M., 1988. C- and N- mineralization in the sediments of earthen marine fishponds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 44: 221-227.
- CABEÇADAS, G.; BROGUEIRA, M., 1991. The Sado Estuary, Portugal: eutrophication conditions in areas of aquacultural activities. *Environmental Pollution*. Inderscience Enterprises, Geneve. 2: 810-820.
- ENELL, M., 1987. Environmental impact of cage fish farming with special reference to P and N loadings. Comm. Meet. Int. Coun. Explor. Sea, C.M. - ICES 1987/F:44, Ref. MEQC, 13p.
- EREZ, J.; KROM, M.D.; NEUWIRTH, J., 1990. Daily oxygen variations in marine fish ponds, Elat, Israel. *Aquaculture*, 84: 289-305.
- KROM, M.D.; PORTER, C.; GORDIN, H., 1985. Nutrient budget of a marine fish pond in Eilat, Israel. *Aquaculture*, 51:65-80.
- LIMA, I.M.D.P., 1992. Condições ambientais de uma aquacultura em regime extensivo no estuário do Sado. *Rel. Estágio Lic. FCL, INIP*, 150p.
- MÄKINEN, T.; HENRIKSSON, S.; HÅKANSON, L.; KUPKA-HANSEN, P.; LAURÉN-MÄÄTTÄ, C.; PERSSON, J.; UOTILA, J.; WALLIN, M., 1991. Marine aquaculture and environment. *Report Nord 1991: 22*. Nordic Council of Ministers, 126p.
- NUNES, T., 1992. Estudo dos parâmetros ambientais ao longo de diferentes escalas de tempo num sistema de aquacultura em regime semi-intensivo. *Rel. Estágio Lic. FCL, INIP*, 65p.
- PETTERSSON, K., 1988. The mobility of P in fish-foods and fecals. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23: 200-206.
- SOBRAL, A.M.; RUANO, F.; ARROBAS, I.; DIAS, M.D.S., 1991. Experiência de produção conjunta de peixe, camarão e sal no estuário do Sado. *Rel. Tec. Cient., INIP, Lisboa* (36), 22p.

Resposta da produção planctónica à utilização de alimento artificial em pisciculturas do Estuário do Sado

Maria Teresa Monteiro; Maria do Rosário Leal de Oliveira
Departamento de Ambiente Marinho

Resumo

O presente trabalho foi realizado no âmbito do Projecto «Produção planctónica do Estuário do Sado- seus efeitos na Aquacultura» (Programa OID/PS Medida Estudos). Teve como objectivo avaliar os efeitos da introdução de alimento artificial na produção planctónica de uma piscicultura em regime extensivo melhorado, assim como a sua contribuição para o eventual enriquecimento da zona do estuário (Esteiro da Marateca), em que se localiza. A experiência permitiu concluir que as quantidades de alimento artificial utilizadas nos tanques de piscicultura não foram susceptíveis de provocar alterações na produção fitoplanctónica e zooplanctónica do esteiro, tomando como referência as densidades obtidas nesta zona, em outros estudos deste Projecto.

Introdução

O presente trabalho foi realizado no âmbito do Programa OID/PS/Medida Estudos, subsidiado pelo FEDER, e situa-se na continuação do Projecto I, “Produção planctónica no Estuário do Sado-sua relação com a aquacultura”, iniciado em 1990. O seu objectivo foi a obtenção de dados que permitam conhecer os efeitos da utilização de alimento artificial nas comunidades fitoplanctónica e zooplanctónica, quer em pisciculturas, quer na zona do estuário onde se desenvolve a aquacultura. Dado que as abundâncias do fitoplâncton e zooplâncton constituem um indicador do estado trófico dos ecossistemas estuarinos, os resultados obtidos contribuirão para aconselhar qual o regime de exploração que, sendo economicamente rentável, não é lesivo para o ecossistema.

Material e métodos

Realizaram-se amostragens quinzenais, de 4 de Junho a 29 de Dezembro de 1993, em cinco tanques da Piscicultura “Tentativa Três”, localizada no Estuário do Sado, na zona do Faralhão. A água utilizada na Piscicultura provém de um braço do Esteiro da Marateca e é acumulada por gravidade num tanque reservatório, quando das marés vivas. A sua circulação

no sistema é assegurada por meio de comportas e o tempo de retenção nos tanques é, aproximadamente, de dez dias. O tanque de entrada e armazenagem da água (TE) tem uma área de 4164m². O tanque 1 (T1) tem 5280 m² e nele foram introduzidos 2000 linguados que receberam 400 cc de pasta de peixe por dia. O tanque 2 (T2) tem igual área, recebeu igual carga piscícola, mas funciona apenas com o alimento natural. O tanque 3 (T3) tem área idêntica e foi povoado com 2000 linguados e 2000 robalos, alimentados diariamente com 600 cc de alimento granulado. O tanque de saída da água (TS) tem 4165 m² de área e lança a água proveniente do sistema no braço do esteiro acima referido.

As amostras de água para estudo do fitoplâncton (2L) foram colhidas à superfície e foram conservadas no frio. O método de contagem utilizado encontra-se descrito em Oliveira e Coutinho(1992). As amostras de zooplâncton obtiveram-se em cada tanque pela filtração de 20 litros de água e a sua enumeração efectuou-se em sub-amostras, ou mesmo no total da amostra, dependendo o seu tamanho da abundância encontrada.

Resultados

Fitoplâncton

Composição específica - Os principais grupos algológicos que constituíram o fitoplâncton foram as Bacillariophyceae, Cryptophyceae e Dinophyceae, sendo os restantes grupos - Chlorophyceae, Euglenophyceae, Cyanophyceae e Chrysophyceae - qualitativa e quantitativamente pouco importantes. De salientar, em contraste, a abundância dos Flagelados de 3-10µ (não identificados). Entre as espécies mais frequentes e abundantes destacam-se, das Bacillariophyceae, *Cylindrotheca closterium*, *Nitzschia sigma*, *N. punctata*, *Navicula salinarum*, *N. digitoradiata*, *Pleurosigma elongatum*, *P. salinarum*, *Gyrosigma prolongatum*, *G. acuminatum* e *G. wansbeckii*; das Cryptophyceae, *Rhodomonas* spp., *Cryptomonas* spp. e *Hemiselmis* sp. e, das Dinophyceae, *Prorocentrum micans*, *P. gracile*, *P. minimum*, *Amphidinium longum*, *A. carterae*, *Protoperidinium* spp., *Diplosalis* sp., *Gymnodinium* sp., *G. fusus* e *G. splendens*. Pertencentes aos grupos menos representativos, são de referir, para as Volvocales, *Chlamydomonas* spp., *Brachiomonas simplex*, *Pyramidomonas* sp., e *Dunaliella* sp. ; para as Euglenophyceae, *Eutreptiella marina*; para as Cyanophyceae, *Oscillatoria limosa*; para as Chrysophyceae, *Ochromonas* spp. e, dentro dos Silicoflagelados, *Dictyocha fibula* e *Ebria tripartita*.

Riqueza específica -A riqueza específica (R), considerada como o número de espécies por amostra, variou entre 7 e 25 e apresentou valores médios bastante semelhantes em todos os tanques: TE, R=17; TS R=15; T2, com alimento natural, R=16 e T1 e T3, com quantidades diferentes de alimento artificial, R=14. A análise de frequência aplicada aos resultados obtidos mostrou que os valores mais frequentes de R se situaram entre 15 e 19 e que a percentagem destes valores se manteve idêntica no tanque de entrada (TE 31%) e no tanque de saída (33%), o que aponta para a inexistência de uma redução na diversidade ao longo do Sistema.

Produção fitoplanctónica -No que respeita à produção de algas consideraram-se duas fracções no fitoplâncton: a constituída por células de dimensão axial máxima de 10-500µ, correspondente ao nanoplâncton + microplâncton, e a fracção constituída por Flagelados de dimensões 3-10µ, que inclui, principalmente, o ultraplâncton. Como pode observar-se na Figura 1, o conjunto do nano e do microplâncton apresentou densidades médias semelhantes no tanque de entrada e no tanque com menos alimento artificial (TE, 203 células/ml e T1, 202 cél./ml), aumentou ligeiramente no tanque com alimento natural (T2, 386 cél./ml) e atingiu o máximo no tanque com maior carga animal e mais alimento artificial (T3, 740 cél./ml). Porém, no tanque de saída, a densidade das algas desceu mais de 50% (TS, 307 cél./ml), aproximando-se dos valores detectados na água do tanque de entrada.

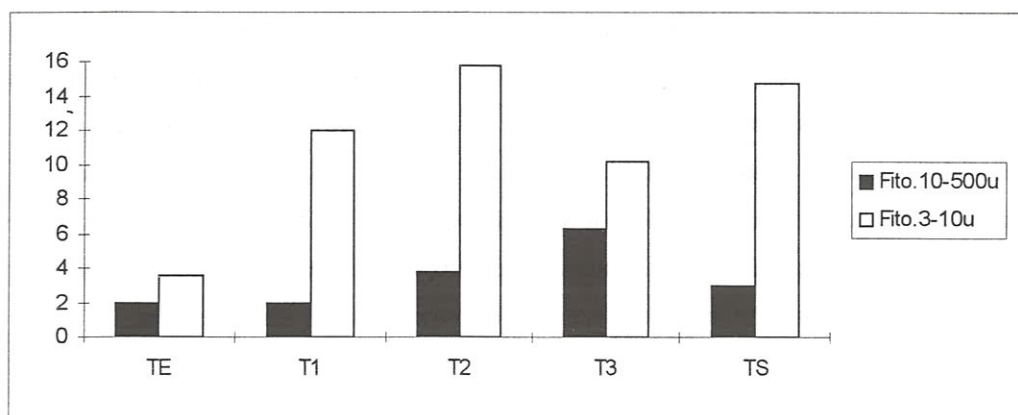


Figura 1 - Densidade média (10⁵ cel./l) do Fitoplâncton nos tanques estudados.

Em relação aos pequenos flagelados, o comportamento foi diferente: as densidades mais baixas foram observadas, igualmente, no tanque de entrada de água (TE, média 333 cél./ml),

mas os valores máximos corresponderam ao tanque com alimento natural (T2, média 1863 cél./ml) e ao tanque de saída da água (TS, média 1473 cél./ml). Comparativamente à da água captada, a abundância destes organismos à saída do sistema aumentou aproximadamente quatro vezes. É, no entanto, importante salientar que, devido às suas reduzidas dimensões, esta fracção não tem contribuição relevante para a biomassa total. Acresce, também, que as suas densidades máximas desenvolvidas dentro do sistema (5000-7000 cél./ml) são da mesma ordem de grandeza das encontradas noutras áreas do estuário (Oliveira e Coutinho, 1992).

Comportamento dos grupos algológicos dentro do sistema - A análise do comportamento dos grupos algológicos, no período do estudo, revelou que as Bacillariophyceae e Cryptophyceae foram as algas mais abundantes no sistema de tanques (densidades médias, respectivamente, 115 e 114 cél./ml), seguidas das Dinophyceae (102 cél./ml). As Bacillariophyceae apresentaram as suas densidades máximas nos tanques com alimento artificial (T3, 988 cél./ml e T1, 847cél./ml) e no tanque de saída (TS, 1114 cél./ml). Estes picos ocorreram em Setembro e foram provocados por *Cylindrotheca closterium*. As Cryptophyceae e Dinophyceae desenvolveram-se, sobretudo, no tanque com mais carga e mais alimento artificial. As primeiras deram origem, em Outubro, a um máximo de 2268 cél./ml, devido a *Rhodomonas* spp., e as segundas atingiram as maiores populações em Novembro (2087 cél./ml), sendo os taxa responsáveis *Gymnodinium* spp..

Dos grupos com pouca expressão quantitativa, as Euglenophyceae foram encontradas em 41% das amostras e as Chlorophyceae em 34%. Como a maioria das algas, estas últimas desenvolveram populações mais elevadas (30 cél./ml) no T3. As Euglenophyceae, pelo contrário, tiveram a maior abundância (49 cél./ml) no TE. As Cyanophyceae apareceram esporadicamente e apenas no Verão, não se tendo observado um desenvolvimento particular em nenhum dos tanques. Os seus efectivos numéricos foram extremamente baixos: 1-10 cél./ml. As Chrysophyceae foram bastante raras e com populações ainda menores.

Zooplâncton

Estrutura e dinâmica da comunidade - A estrutura do zooplâncton teve aspectos semelhantes em todos os tanques e caracterizou-se pelo forte predomínio de Copepoda (70-95 %), associado a uma muito menor contribuição de outros grupos, nomeadamente estados larvares de Polichaeta, Bivalvia, Gastropoda e Decapoda e de Mysidacea. Esta estrutura é

semelhante à verificada em estudos efectuados no âmbito do mesmo Projecto, na comunidade zooplancónica da zona central do Esteiro da Marateca.

As variações da abundância no interior dos tanques são apresentadas na Figura 2. Verifica-se que o desenvolvimento do zooplâncton aumentou dentro do Sistema, quer nos tanques que receberam alimento artificial (T1 e T3), quer no tanque que teve apenas alimento natural (T2). Contudo, as densidades médias mais elevadas ocorreram nos tanques que receberam alimento artificial e atingiram um máximo de 70818 Ind./m³ no tanque que recebeu maior quantidade de granulado (T3). No tanque de saída o desenvolvimento do zooplâncton foi pouco relevante e o valor médio da abundância, 21485 ind./m³, voltou a ser muito semelhante ao do tanque de entrada (19640 ind./m³).

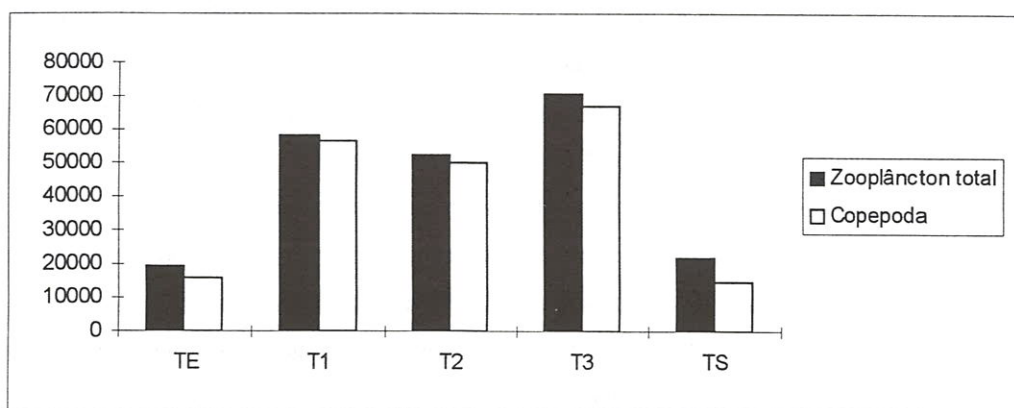


Figura 2 - Abundância média (ind. /m³) do Zooplâncton total e Copepoda nos tanques

A densidade do zooplâncton teve um aumento gradual ao longo do Verão e atingiu, em Agosto e Setembro, um máximo de 347800 ind./m³ no tanque com maior carga de alimento artificial (T3). No período posterior, a abundância diminuiu e teve um mínimo de 500 ind./m³, em Novembro, no tanque de saída.

Contribuição dos grupos zooplancónicos mais importantes -Os Copepoda foram o grupo zooplancónico mais abundante. A sua densidade ao longo do Sistema teve um valor médio de 40883 ind./m³. O seu maior desenvolvimento ocorreu no tanque com maior carga de alimento artificial (T3) e atingiu 331900 ind./m³, em Setembro. *Acartia tonsa* foi a espécie zooplancónica mais abundante e frequente em todos os tanques, como também é característico do zooplâncton na zona central do Esteiro da Marateca e, de uma forma geral, em todo o estuário do Sado. As maiores abundâncias de *Acartia bifilosa* var. *inermis*

ocorreram entre Julho e Setembro e alcançaram um máximo de 3333 ind./m³ no tanque T3. *Acartia grani* teve um máximo de 2500 ind./m³, em Agosto, no tanque de entrada. Os Harpacticoida foram muito pouco abundantes e representaram menos de 5% do total de Copepoda. *Euterpina acutifrons*, apesar de ser uma das espécies de Copepoda mais abundantes na parte central do estuário e de ter sido assinalada em 50% das colheitas no tanque de entrada, foi rara nos outros tanques. Observou-se neste grupo a presença de *Metis holothuriae*, *Amphiascus*, *Diosaccus*, *Paralaophonte*, *Longipedia rosea*. Os Cyclopoida foram muito pouco frequentes e abundantes. *Saphirella indica* foi identificada no tanque T3 e no tanque de saída. *Oithona nana* teve uma presença esporádica.

As larvas de Polichaeta representaram 3% da abundância do zooplâncton. No tanque de saída atingiram em Junho 25750 ind./m³ e em Julho 50700 ind./m³, devido à abundância de larvas de Spionida, nomeadamente dos géneros *Pygospio*, *Spio* e *Polydora*. No tanque que dispôs apenas de alimento natural (T2), a sua abundância média (92 ind./m³) foi três vezes inferior à dos tanques com alimento artificial, sugerindo a sua predação pelos peixes.

As larvas de Mollusca representaram 4% da abundância do zooplâncton. As larvas de Bivalvia surgiram a partir de Julho, a sua maior proliferação deu-se no tanque com mais alimento artificial (T3), atingiu um máximo de 12200 ind./m³ em Setembro, voltando a ser mais elevada em Outubro e Dezembro. O aparecimento de larvas de Gastropoda foi mais tardio, o seu desenvolvimento ocorreu a partir de Setembro e teve um máximo de 7400 ind./m³ no tanque de entrada.

As larvas de Cirripeda, nomeadamente de *Balanus improvisus*, fizeram parte do zooplâncton durante todo o ano. O seu maior desenvolvimento verificou-se entre Agosto e Setembro e atingiu um máximo de 2400 ind./m³ em T2.

As larvas de Decapoda foram mais abundantes no início do período de amostragem e tiveram uma densidade máxima de 4550 ind./m³ em T2, devido ao predomínio de larvas de *Palaemonetes*. O desenvolvimento alcançado por *Palaemonetes varians* (camarinha) nesta zona do estuário e, nomeadamente, a abundância de fêmeas ovadas verificada no interior do Sistema explica a presença de juvenis desta espécie no zooplâncton colhido na coluna de água.

Os Mysidacea estiveram presentes durante todo o período de colheitas. O predomínio de *Mesopodopsis slabberi*, relativamente à posição secundária de *Neomysis integer*, contrasta com o comportamento destas espécies na parte superior do estuário onde se desenvolvem.

Mesopodopsis slabberi alcançou um máximo de 4000 ind./m³ no tanque reservatório e voltou a ser abundante em Julho, Outubro e Dezembro. Esta espécie encontrou nesta piscicultura boas condições para o seu desenvolvimento, sendo comum a presença de fêmeas com as bolsas repletas de larvas.

Os outros grupos zooplancónicos foram pouco importantes no interior do Sistema. Os Tintinnida tiveram maior desenvolvimento em Setembro, devido à abundância de *Stenosemella nivalis*, *Tintinnopsis meneuri*, *Tintinnopsis undella* e *Tintinnopsis baltica* no tanque de entrada. Nos Rotífera assinalou-se o desenvolvimento de *Synchaeta litoralis* e de *Lophocaris salpina*, de Outubro a Dezembro.

Discussão

A densidade do fitoplâncton (fracção 10-500µ) variou entre 203 e 740 células/ml. Comparativamente ao tanque de entrada da água (considerado como controlo) verificou-se um aumento significativo ($t=2,28$ $P<0,05$) no fitoplâncton do tanque com maior carga piscícola e mais alimento artificial. No entanto, nos outros tanques, as densidades registadas não foram estatisticamente diferentes das do controlo. Em consequência, a densidade do fitoplâncton da água lançada no Esteiro (307 cél./ml) pouco difere da da água que entra na Piscicultura (203 cél./ml), não podendo, assim, afirmar-se que contribua para lesar aquela área do Estuário.

Estudos realizados em 1991, na zona do Esteiro da Marateca designada por Gâmbia (Coutinho, para publicação) mostraram a existência de populações de algas bastante superiores às que se desenvolveram no tanque com maior quantidade de alimento artificial. Populações também mais elevadas foram detectadas na parte superior do Estuário (Oliveira e Coutinho, 1992). Verifica-se, assim, que a composição qualitativa e quantitativa do fitoplâncton nos tanques da piscicultura “Tentativa Três”, durante o período em que se realizou o estudo, foi semelhante à que caracteriza as zonas média e inferior do Estuário do Sado, não se tendo detectado o aparecimento de quaisquer “blooms” de algas indicadores de fenómenos de eutrofização. É também de referir que as densidades médias do fitoplâncton, em estuários medianamente produtivos, ultrapassam 2000 cél./ml (Mallin *et al.*, 1991). A produção fitoplanctónica à saída da Piscicultura é 6,5 vezes inferior àquele valor.

Entre os grupos algológicos que constituem o fitoplâncton dos tanques existem especialmente dois - Dinophyceae e Cyanophyceae - que, quando em abundância, podem

causar efeitos nefastos na qualidade da água, nos peixes, bivalves, e, eventualmente, no homem. No que respeita às Dinophyceae presentes no Sistema de tanques, as espécies tóxicas foram muito raras: apenas alguns indivíduos de *Dinophysis acuta*, detectados só uma vez, em Outubro, no tanque com alimento natural, e em número não significativo: 160 células/litro. Quanto às Cyanophyceae, a espécie mais comum - *Oscillatoria limosa* - desenvolveu populações pouco numerosas (5 cél./ml) nalguns meses de Verão e não é considerada como produtora de toxinas.

A fraca produção fitoplanctónica observada na piscicultura “Tentativa Três” poderá estar relacionada, entre outros factores, com o baixo tempo de retenção da água nos tanques, com uma deficiência em nutrientes e, como veremos seguidamente, com a predação por parte do zooplâncton. No que respeita aos nutrientes, estudos realizados no Esteiro da Marateca (Cabeçadas e Brogueira, 1991) e num tanque daquela piscicultura em regime extensivo (Lima, 1992) revelaram a existência de teores moderados para os fosfatos, mas muito baixos para o azoto inorgânico. Os resultados obtidos em 1993, no Sistema de tanques (Castelo Branco, Pereira e Ramos, para publicação) confirmam que o azoto disponível para as algas (amónia 4-35 µg/l, nitritos 5-45 µg/l, nitratos 3-240 µg/l) funciona como factor limitante do crescimento do fitoplâncton durante a maior parte do ano.

Os resultados do zooplâncton indicam o nítido aumento da abundância nos tanques do interior do sistema. As diferenças entre os valores obtidos foram avaliadas estatisticamente. Tomando como termo de comparação os valores do tanque de entrada, verifica-se que há um aumento significativo da densidade do zooplâncton nos tanques T1 ($t=2,63$ $P=0,01$) e T2 ($t=1,75$ $P=0,05$), ocorrendo o maior desenvolvimento médio (70818 ind./m³) no tanque que recebe maior quantidade de alimento artificial. Relativamente ao tanque de saída, nota-se que o desenvolvimento de zooplâncton é significantemente inferior aos dos tanques com alimento artificial (T3 $t=1,80$ $P=0,04$; T1 $t=2,55$ $P=0,01$). Dado que a abundância do zooplâncton volta a ser muito semelhante à do tanque de entrada, é possível considerar que as descargas da piscicultura não alteraram o desenvolvimento do zooplâncton nesta zona do esteiro.

Tendo em conta os resultados do estudo da comunidade zooplanctónica no Esteiro da Marateca, em 1990-91, verifica-se que o valor médio da densidade nos tanques (44566 ind./m³) é muito semelhante ao daquela zona do estuário (34419 ind./m³). O nível de abundância na piscicultura é, também, semelhante ao de sistemas estuarinos medianamente produtivos, onde se registam densidades de 19840 a 52000 ind./m³ (Mallin, 1991).

O predomínio alcançado por *Acartia tonsa* no zooplâncton da piscicultura estudada concorda com a dominância desta espécie no estuário do Sado (Santos, 1990), a qual é também característica de estuários do Atlântico Norte (Day *et al.*, 1989).

É de salientar, que o maior desenvolvimento de *Acartia tonsa* foi registado durante o Verão, quando a salinidade atingiu os valores mais elevados, 40-48‰, (Castelo Branco, Pereira e Ramos, para publicação). Este tipo de comportamento é pouco frequente para esta espécie, dado que, apesar de *Acartia tonsa* ter capacidade de resistir a salinidades até 80‰, a sua proliferação ocorre, duma forma geral, com salinidades pouco elevadas (Day *et al.*, 1989). No Estuário do Sado, o máximo de *Acartia tonsa* (186949 ind./m³) verificou-se em Março e Abril de 1990-91, no Canal de Alcácer, com salinidades inferiores a 20‰. A proliferação de nauplios, com salinidades 40-48‰, contrasta com os resultados dos ensaios laboratoriais que têm demonstrado a brusca quebra da sua sobrevivência com valores superiores a 35 ‰ (Tester e Turner, 1991).

A análise das relações dos Copepoda com a qualidade e abundância dos recursos alimentares disponíveis permitiu verificar que os seus períodos de proliferação se reflectiram na quebra da densidade de Flagelados e Cryptophyceae, particularmente evidente nos tanques interiores, onde a abundância de náuplios foi dez vezes superior à do tanque de entrada. Estes resultados sugerem ter havido um consumo intenso de algas pelo zooplâncton, o que está de acordo com os resultados de outros autores que referem um consumo de mais de 45% da produção do fitoplâncton nos ambientes estuarinos (Day *et al.*, 1989).

Além dos Copepoda, merece atenção o desenvolvimento dos Mysidacea, dado que são, também, importantes na alimentação dos peixes de sistemas estuarinos (Day *et al.*, 1989). O desenvolvimento atingido por *Mesopodopsis slabberi* demonstrou a boa adaptação desta espécie a diferentes condições de salinidade, nomeadamente a tolerância a valores elevados (>40‰), muito superiores aos que habitualmente suporta no estuário. Estes resultados permitem considerar que será interessante tentar a criação deste Mysidacea em condições laboratoriais, de modo a que, num futuro, *Mesopodopsis* possa vir a ser um dos alimentos naturais a utilizar na criação de juvenis e em «hatcheries», neste estuário.

Conclusões

Diremos, em conclusão, que a quantidade de alimento artificial utilizado para melhorar o regime extensivo em alguns tanques da Piscicultura Tentativa Três, não foi susceptível de provocar alterações na produção planctónica da área do Esteiro da Marateca onde se

localizam. Os níveis de abundância das algas e zooplâncton desenvolvidos nos tanques são da ordem dos encontrados em ecossistemas medianamente produtivos. Estes factos apontam para a adopção de um regime semi-intensivo nas pisciculturas desta zona. Será, no entanto, aconselhável a prossecução dos estudos face à futura introdução de maior quantidade de alimento artificial e de cargas piscícolas mais elevadas.

Referências bibliográficas

- CABEÇADAS, G. ; BROGUEIRA, M. J., 1991. The Sado Estuary, Portugal: eutrophication conditions in areas of aquaculture activities. *In*: B. NATH e J. P. ROBINSON (Eds.), *Environmental Pollution*, Inderscience Enterprises Ltd., vol. 2, p. 810-820.
- DAY, J. W.; HALL, C.; KEMP, W. M.; YÁNEZ-ARANCIBIA, A., 1989. *Estuarine Ecology*. Wiley & Sons, Inc .N.Y. 558p.
- LIMA, I. D. P., 1992. Condições ambientais de uma aquacultura em regime extensivo no Estuário do Sado. Relatório de Estágio Profissionalizante, INIP/FCUL, 150 p.
- MALLIN, M. H., 1991. Zooplankton abundance and community structure in a mesohaline North Caroline estuary. *Estuaries*, 14: 481-488
- MALLIN, M. A.; PAERL, H. W. ,RUDEK, J. ,1991. Seasonal Phytoplankton Composition, Productivity and Biomass in the Neuse River, North Carolina. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 32:609-623.
- OLIVEIRA, M. R.; COUTINHO, M. T., 1992. Estado trófico e dinâmica sazonal do fitoplâncton das zonas superior, média e inferior do Estuário do Sado. *Relat. Téc. Cient.* INIP, Lisboa (59), Agosto 1992, 34 p.
- SANTOS, M.C., 1990. Repartição espaço-temporal do zooplâncton no estuário do rio Sado. Dissertação para provas de acesso à categoria de Investigador Auxiliar. LNETI.Lisboa.
- TESTER, P.A.; TURNER, J.T., 1991. Why is *Acartia tonsa* restricted to estuarine habitats. *Bull. Plankton Soc. Japan*, Spec. Vol.:603-611.

QUALIDADE DO PESCADO

Formação de aminas biogénicas durante a armazenagem em refrigerado de carapau branco e carapau negrão irradiados.

Rogério Mendes e Helena A. Silva

Departamento de Valorização dos Recursos Marinhos

Resumo

No sentido de contribuir para uma melhor caracterização dos efeitos do uso da irradiação na conservação do pescado, seguiu-se a evolução de alguns índices de qualidade. Assim, determinaram-se os níveis de formação de aminas biogénicas, histamina (Him), cadaverina (Cad), putrescina (Put) e tiramina (Tir), de azoto básico volátil total (ABVT) e de trimetilamina (TMA) e efectuou-se a contagem bacteriana (CVT) durante a armazenagem em refrigerado de carapau branco (*Trachurus trachurus*) e carapau negrão (*Trachurus picturatus*) sujeitos a diferentes níveis de irradiação (0, 1 e 3 kGy). Os teores destes compostos aumentaram no decurso da armazenagem, tendo a utilização de irradiação, mesmo ao nível mais baixo (1 kGy), reduzido de forma significativa o desenvolvimento da flora bacteriana bem como a formação de bases voláteis e de aminas biogénicas e, em particular de Him, Cad e Put que registaram valores abaixo do limite máximo admissível em pescado fresco. O carapau branco, por seu lado, apresentou em geral valores mais baixos para todos os indicadores estudados. Embora a amostra não irradiada não tenha atingido os valores máximos admissíveis, a irradiação nesta espécie diminuiu igualmente de forma significativa a formação de aminas biogénicas. Em face dos resultados obtidos, torna-se evidente que a utilização de irradiação no tratamento destas duas espécies prolonga o período útil de armazenagem ao mesmo tempo que reduz a formação de compostos tóxicos, contribuindo portanto de forma significativa para a salvaguarda da saúde pública.

Introdução

Desde sempre a rápida perecibilidade do pescado tem suscitado a procura de variados processos para a sua conservação, nomeadamente através da utilização de diversos conservantes químicos como os açúcares, sais, especiarias e fumo de madeira. A expansão do consumo de pescado a zonas interiores menos acessíveis, o aumento de exigência no grau de qualidade, assim como o aparecimento de novos produtos, vieram introduzir a necessidade de aumentar o tempo de duração destes alimentos e garantir uma maior protecção à degradação microbiológica. A utilização conjunta de doses baixas de radiação gama e de refrigeração tem vindo a ser considerada como método possível de conservação

de peixe e de outros produtos da pesca (Proctor *et al.*, 1960; Nickerson *et al.*, 1960; Piggott and Tucker, 1990). De acordo com Bruhn *et al.* (1986), o processo de conservação de alimentos por irradiação apresenta vantagens para o produtor e consumidor, aumentando o nível sanitário e o seu tempo de armazenagem sem que se verifiquem alterações organolépticas, desde que as doses utilizadas não sejam superiores a 3 kGy (Hobbs and Ley, 1985). Assim sendo, cerca de 36 países já reconheceram o valor deste processo e aprovaram a sua utilização para 49 produtos diferentes (Pszczola, 1990). A degradação do pescado está estreitamente relacionada com a actividade microbiana sobre o mesmo. A radiação gama elimina quantitativamente e qualitativamente a população microbiana do peixe e outros produtos marinhos, possibilitando um efectivo prolongamento da sua duração (Power *et al.*, 1967; Laycock and Regier, 1970), com a vantagem de não produzir o aumento da temperatura no material irradiado (Truelsen, 1963). Alguns dos índices de avaliação da degradação do pescado baseiam-se no facto das bactérias produzirem aminas a partir da descarboxilação dos aminoácidos livres (Morii *et al.*, 1988). Outros quantificam o teor em trimetilamina ou azoto básico volátil total, dada a estreita relação destes índices com as características organolépticas e a degradação microbiológica do pescado (Oehlenschläger, 1991). No sentido de contribuir para uma melhor caracterização dos efeitos do uso da irradiação na conservação do pescado realizou-se este trabalho em que se seguiu a evolução de alguns índices de qualidade. Assim, determinaram-se os níveis de formação de aminas biogénicas, histamina (Him), cadaverina (Cad), putrescina (Put) e tiramina (Tir), de azoto básico volátil total (ABVT) e de trimetilamina (TMA) e efectuou-se a contagem bacteriana (CVT) durante a armazenagem em refrigerado de carapau branco (*Trachurus trachurus*) e carapau negrão (*Trachurus picturatus*) sujeitos a diferentes níveis de irradiação (0, 1 e 3 kGy).

Material e métodos

As amostras de carapau negrão (*Trachurus picturatus*) e de carapau branco (*Trachurus trachurus*), originárias da costa portuguesa, foram adquiridas na lota de Lisboa e preservadas em gelo até ao laboratório. O peixe foi então embalado em sacos de poliestireno impermeáveis ao oxigénio com cerca de oito indivíduos cada e separado em quatro lotes. Três dos lotes foram irradiados na Unidade Tecnológica de Radioesterilização do INETI

com uma fonte de cobalto ⁶⁰ com doses médias de 1 e 3 kGy. O controlo (0 kGy) e os lotes irradiados foram depois colocados numa câmara de refrigeração (0 a +3°C) em caixas de plástico perfuradas e gelo que foi sendo acrescentado sempre que necessário. O armazenamento do peixe durou 25 dias e as amostras foram retiradas a intervalos regulares para análises químicas e bacteriológicas. Para as análises microbiológicas (CVT), determinação das aminas não voláteis por HPLC, determinação do azoto básico total (ABVT) e da trimetilamina (TMA) bem como para a análise estatística utilizaram-se os procedimentos descritos em Mendes *et al.* (1992).

Resultados e discussão

Contagens microbiológicas totais - Os resultados da pele e músculo de carapau branco e carapau negrão com e sem irradiação são apresentados na Figura 1. De acordo com a literatura, o limite de aceitabilidade para as contagens bacterianas de peixe irradiado é 1×10^6 bactérias por grama e o limite para o peixe não irradiado é 1×10^7 bactérias por grama (Hannesson e Dagbjartsson, 1970). No carapau branco o valor CVT na pele atingiu o valor máximo aceitável no dia 13 e nos lotes irradiados no dia 23. O valor CVT no músculo do carapau branco nunca atingiu o valor máximo nas três amostras, embora a não irradiada apresentasse um valor mais elevado que as irradiadas, para o mesmo período de tempo. Para o carapau negrão o limite foi atingido no dia 7 para lote 0 kGy e apenas no dia 19 para as amostras irradiadas. Verificou-se ainda que a irradiação das amostras produziu uma redução do número de bactérias que no dia 13 era cerca de cinco a dez vezes superior no lote de controlo. Este atraso no crescimento bacteriano foi sugerido como a principal causa para o aumento do tempo de duração da armazenagem do pescado irradiado, uma vez que, tal como foi afirmado por Laycock e Regier (1970), pode resultar da flora resistente à irradiação ser metabolicamente menos activa e portanto necessitar de um período mais alargado de tempo para produzir a mesma degradação.

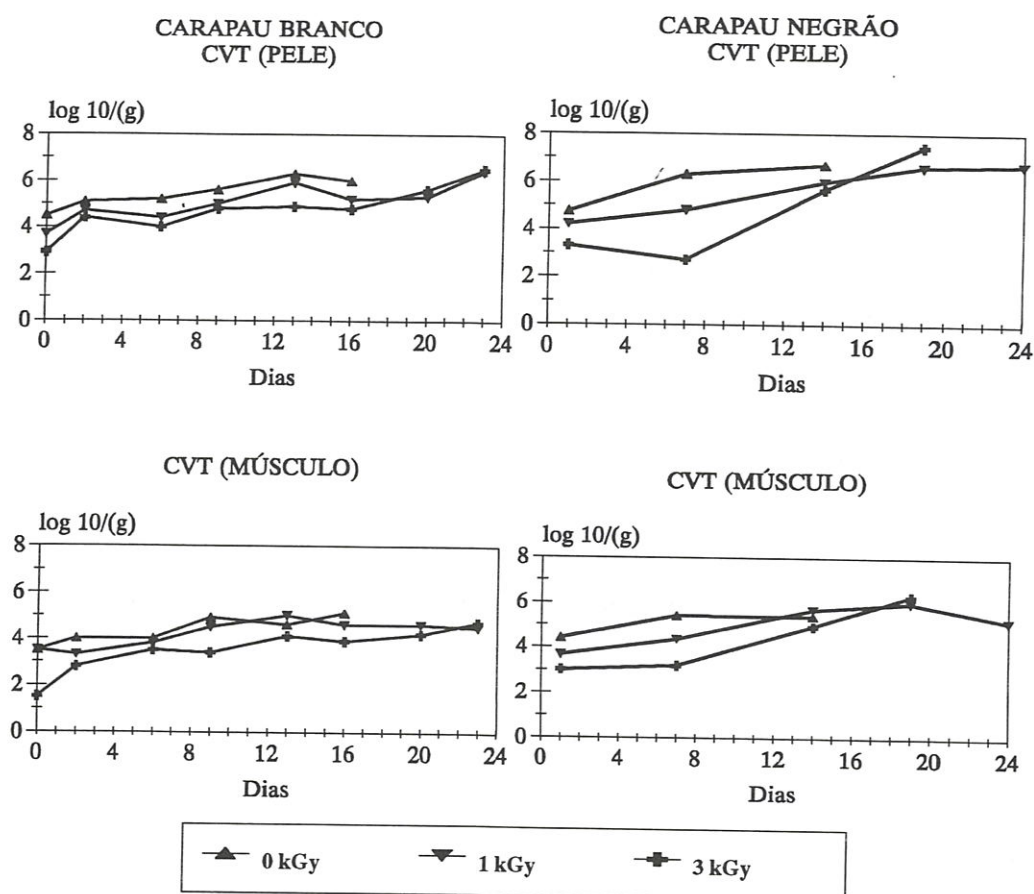


Figura 1 - Contagens microbiológicas totais em pele e músculo de carapau branco e de carapau negrão irradiados com 0, 1 e 3 kGy.

Azoto básico volátil e trimetilamina - A variação de concentração do ABVT e da TMA durante o período de armazenamento das amostras de carapau branco e carapau negrão com e sem irradiação é apresentada na Figura 2, respectivamente. No início do armazenamento as amostras não irradiadas de carapau branco tinham um valor de ABVT de 16,18 mg/100g. Este valor excedeu o limite considerado como aceitável de 30-40 mg/ 100 g (Connell, 1975) no dia 12. Logo após a irradiação os lotes tinham um teor de ABV de 13,62 e 12,66 respectivamente e o nível de rejeição só foi atingido no dia 20. Quanto às amostras de carapau negrão, o controle tinha um valor inicial de 19,44 mg/100 g e foi rejeitado no dia 4. Após a irradiação, as amostras com 1 kGy e 3 kGy apresentavam valores de 13,70 e 11,01 mg/100 g, respectivamente. As primeiras foram rejeitadas no dia 10, embora se tenham

verificado valores mais baixos nos dias seguintes até ao dia 21. Nas segundas, embora fosse evidente o avançado estado de degradação, apenas se registou um valor de 35,61 mg /100 g no final do período de armazenagem. As análises estatísticas mostram que existe uma diferença significativa ($P<0,05$) entre o controlo e as amostras irradiadas (1 e 3 kGy) numa e noutra espécie. Assim, parece haver uma indicação clara que a irradiação retarda a formação de ABV. Por outro lado, não se encontraram diferenças significativas no teor em ABVT entre as diferentes doses de irradiação ($P<0,05$).

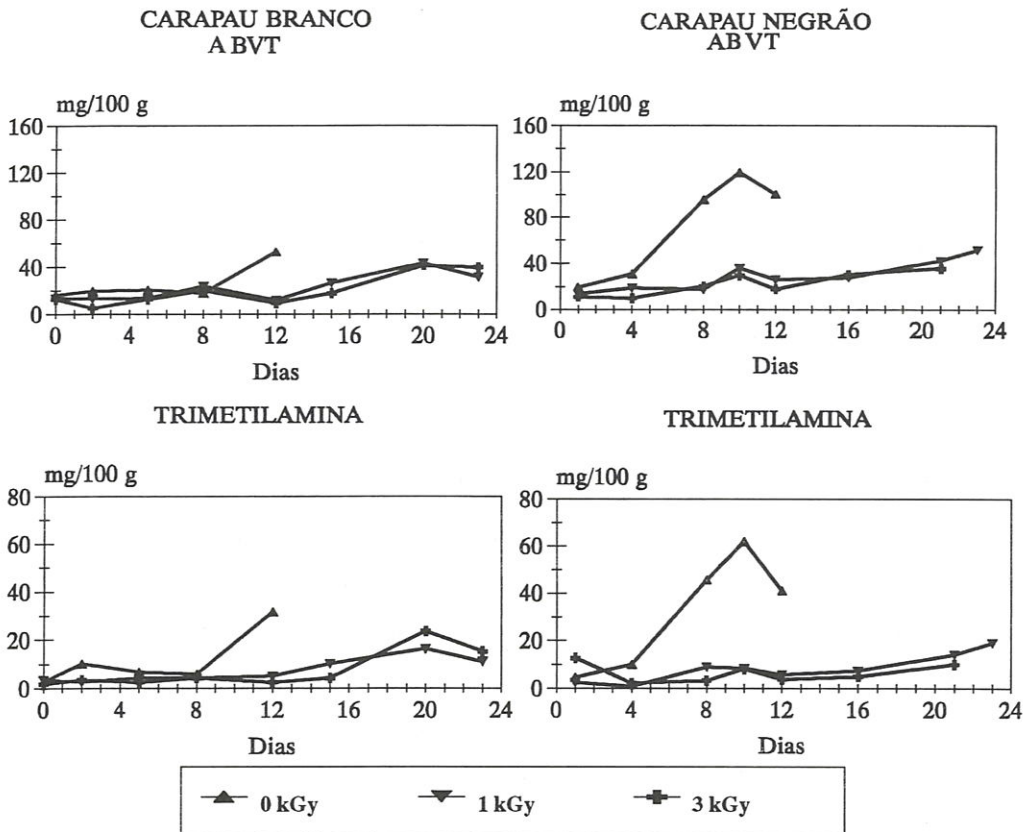


Figura 2 - Variação de azoto básico volátil (ABVT) e de trimetilamina (TMA) em carapau branco e carapau negrão irradiados com 0, 1 e 3 kGy.

A evolução dos teores em TMA no lote não irradiado de carapau branco sugere que, cerca do 10º dia de armazenagem, foi atingido o valor limite de aceitabilidade (10-15 mg/100g) (Connell, 1975). A irradiação provocou uma acentuada redução dos níveis desta amina, aumentando em cerca de oito dias o período ao fim do qual aquele limite foi

atingido. Na amostra de controlo de carapau negrão, a TMA aumentou rapidamente durante a armazenagem, ultrapassando o valor aceitável no dia 8. Nas amostras irradiadas ocorreu uma subida mais lenta dos níveis de TMA e, embora em decomposição evidente, apenas atingiram o valor limite no final da armazenagem. A análise dos resultados mostra que a irradiação das amostras diminuiu significativamente ($P < 0,05$) a concentração em TMA. Segundo Spinelli *et al.* (1965), este índice de frescura só é aplicável para valores de irradiação até 2 kGy dado que a flora sobrevivente no pescado irradiado é geralmente não proteolítica, sendo a produção de bases livres muito mais reduzida do que no pescado não irradiado.

Aminas não voláteis - As alterações dos teores das aminas biogénicas determinadas durante a armazenagem em refrigerado de carapau negrão e carapau branco irradiados (0, 1 e 3 kGy) encontram-se representadas na Figura 3 (Him e Cad) e Figura 4 (Put e Tir). A formação de aminas biogénicas foi bastante diferenciada entre as duas espécies, assim como entre as amostras sujeitas a diferentes níveis de irradiação. No início da armazenagem o carapau branco apresentou nos vários lotes, níveis não detectáveis de Him, Cad e Tyr e valores de Put próximos do limite de detecção. Pelo contrário, no carapau negrão todas estas aminas foram detectadas no início dos ensaios, apresentando os diversos lotes valores relativamente elevados para pescado fresco (Him 6,35-14,59 mg/kg; Cad 5,73-11,20 mg/kg; Put 5,37-6,84 mg/kg; Tir 5,07-6,90 mg/kg). Durante a armazenagem em refrigerado os níveis das aminas biogénicas aumentaram, em geral, à medida que a decomposição das amostras progredia. A formação de aminas biogénicas foi bastante moderada até ao 4º dia nas amostras de carapau negrão e até ao 8º dia nas de carapau branco. Após este período, a taxa de formação aumentou rapidamente, tendo os níveis mais elevados de Him, Cad, Put e Tir sido determinados nas amostras de carapau negrão não irradiadas (0 kGy) no final de doze dias de armazenagem, respectivamente 1016,57 mg/kg, 869,39 mg/kg, 160,98 mg/kg e 200,90 mg/kg. As amostras de carapau branco registaram nestas condições valores particularmente baixos de Him e Cad, respectivamente, 34,11 mg/kg e 261,51 mg/kg. Em contraste com as alterações registadas nas amostras não irradiadas (0 kGy), a variação dos níveis de aminas biogénicas nos lotes sujeitos a irradiação (1 e 3 kGy) foi pouco significativa, tendo todas as aminas atingido no final da armazenagem níveis consideravelmente inferiores aos das amostras não irradiadas. A acção positiva da irradiação na diminuição da formação das aminas biogénicas foi sobretudo evidente no caso da Him, tanto nas amostras de carapau

negrão, onde ocorreu uma redução dos teores das amostras irradiadas (1 e 3 kGy) para níveis em média 20 vezes inferiores aos das amostras de controlo (0 kGy), como no caso do carapau branco, no qual não se registou a formação de Him (Fig. 3). A diminuição da taxa de formação destes compostos poderá ser o resultado da diminuição verificada no número de bactérias descarboxilantes em actividade no seio da flora bacteriana de degradação (Wendakoon *et al.*, 1990).

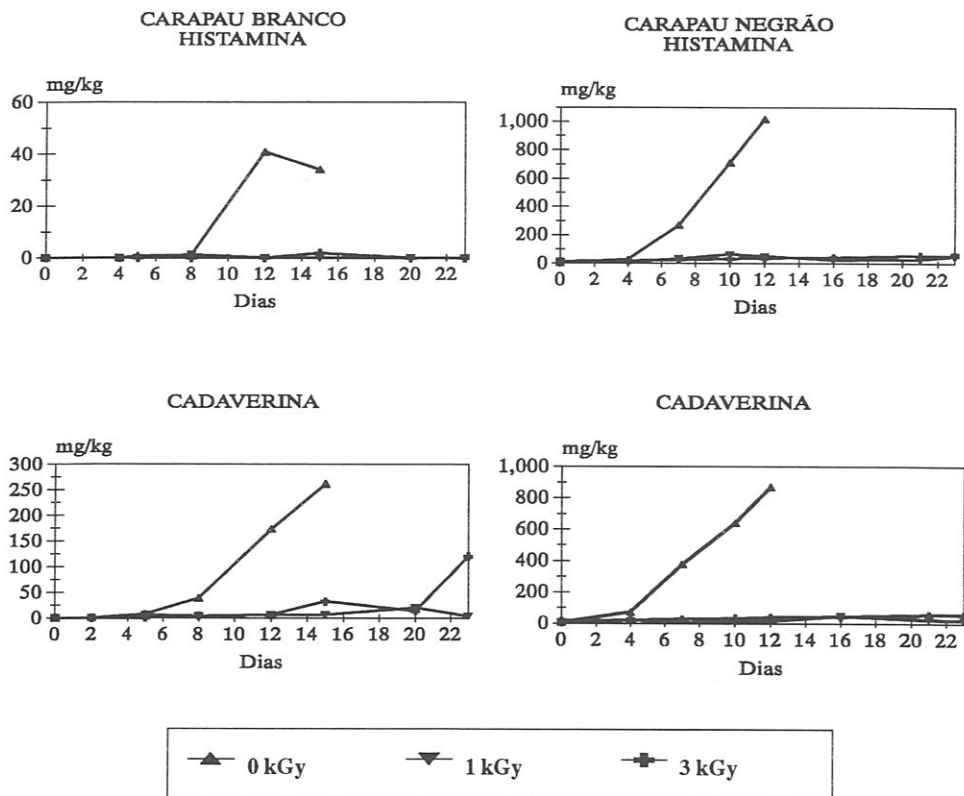


Figura 3 - Alteração dos teores de Him e Cad durante a armazenagem em refrigerado de carapau negrão e carapau branco irradiados (0, 1 e 3 kGy).

A análise em ambas as espécies dos resultados de amins biogénicas obtidos nas amostras sujeitas à irradiação com 1 kGy e 3 kGy não evidenciou a existência de diferenças significativas entre os dois lotes, pelo que se considera o nível mais baixo de irradiação como suficiente para diminuir a formação de amins biogénicas.

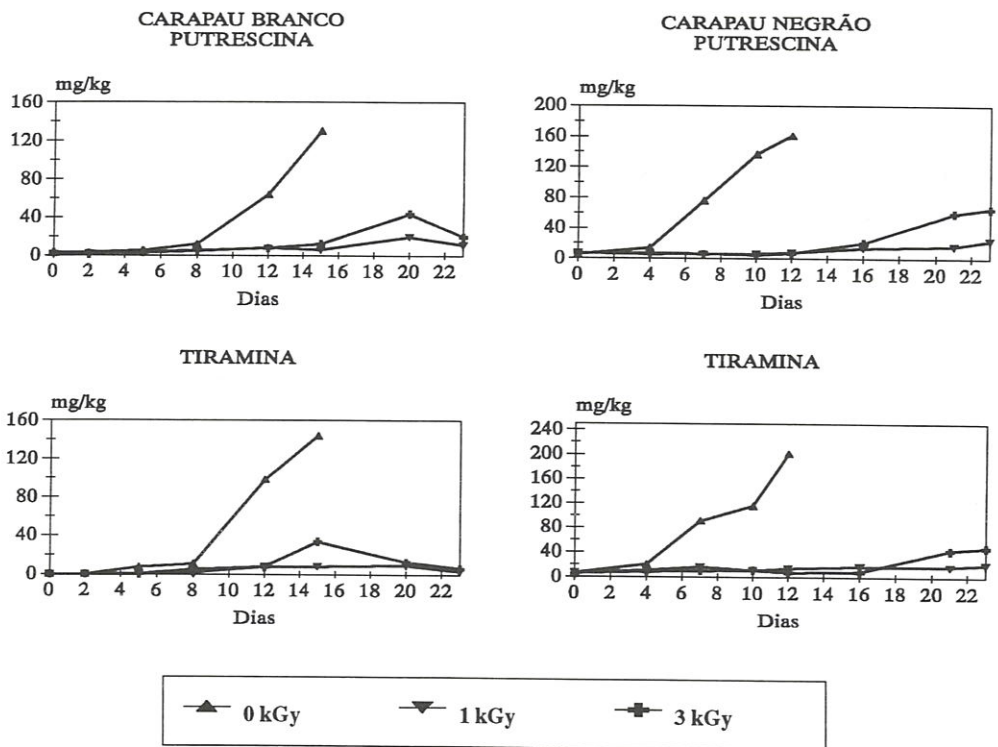


Figura 4 - Alteração dos teores de Him e Cad durante a armazenagem em refrigerado de carapau negro e carapau branco irradiados (0, 1 e 3 kGy).

Conclusões

A irradiação permite aumentar efectivamente a durabilidade do carapau branco e do carapau negro, respectivamente, três e duas vezes mais. Verifica-se uma degradação mais acelerada no carapau negro, que poderá estar associada ao teor mais elevado em lípidos desta espécie.

A dose de 1 kGy foi suficiente para obter esta extensão de tempo pois impediu a formação de ABVT e TMA através da redução da flora microbiana. A comparação das espécies estudadas permite verificar também que estas, quando armazenadas em refrigerado, apresentam comportamentos diferentes face à formação de amins biogénicas e amins voláteis. Assim, o carapau negro é uma espécie que se caracteriza por possuir condições propícias a uma elevada taxa de formação de amins, atingir o limite máximo permitido para a contaminação bacteriana (1×10^6) e Him (200 mg/kg) após quatro a cinco dias e apresentar uma boa correlação entre as amins e a evolução da degradação. O carapau

branco, pelo contrário, apresenta sempre níveis de contaminação bacteriana e de Hm inferiores aos máximos permitidos por lei mesmo quando ultrapassado o limite de edibilidade.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Dra. M.E. Andrade da UTR (INETI) pela assistência na irradiação das amostras e ao Sr.M.Pires e Sra.A.Margarida do DVRM(IPIMAR), pela sua valiosa contribuição nas determinações químicas e microbiológicas efectuadas.

Referências bibliográficas

- BRUHN, C.M.; SCHUTZ, H.G.; SOMMER, R., 1986. Attitude changes toward food irradiation among conventional and alternative consumers. *Food Technology*, **40**:86-91.
- COBB, F.; ALANEZ, I.; THOMPSON, C., 1973. Biochemical and microbial studies on shrimp: volatile nitrogen and amino nitrogen analysis. *J.Food Sci.*, **38**:431-436.
- CONNELL, J.J., 1975. Methods for assessing and selecting for quality. In: Control of fish quality. Fishing News (Books), Ltd., Surrey, England: 107-132.
- GOUYGOU, J.F.; MARTIN, C.; SINQUIN, C.; DURAND, P., 1989. Determination of biogenic amines in fish. *Océanis*, **15**:599-604.
- HANNESSON, G.; DAGBJARTSSON, B., 1970. Report on a survey project in Iceland on the use of radiation pasteurization of various seafoods. In: Preservation of Fish by Irradiation. Panel proceeding series, IAEA, Vienna: 49-64.
- LAYCOCK, A.; REGIER, L.W., 1970. The effect of gamma irradiation on the microbial spoilage patterns of fish, in relation to initial quality. In: Preservation of Fish by Irradiation. Panel proceeding series, IAEA, Vienna: 13-25.
- MARRAKCHI, A.; BENNOUR, M.; BOUCHRITI, M.; HAMAMA, A.; TAGAFAIT, H., 1990. Sensory, chemical and microbiological assessment of morroccan sardines (*Sardina pilchardus*) stored in ice. *J. Food Protection*, **52**(7): 600-605.
- MENDES, R.; SILVA, H.A.; NUNES, M.L.; EMPIS, J.M.A., 1992. Deteriorative changes during ice storage of irradiated bluejack mackerel (*Trachurus picturatus*). 22nd Annual WEFTA Meeting, 8-12 Sept., Lisbon.
- MIETZ, J.L.; KARMAS, E., 1978. Polyamine and histamine content of rockfish, salmon, lobster and shrimp as an indicator of decomposition *J. Assoc. Off. Anal. Chem.*, **61**:139-145.

- NICKERSON, J.T.R.; GOLDBLITH, S.A.; MILLER, S.A.; LICCIARDELLO, J.J.; KAREL, M., 1960. Outline of projects to determine the feasibility of radiation preservation of marine products. USAEC Rep. NYO-9183.
- OEHLENSCHLÄGER, J., 1991. Evaluation of some well established and some underrated indices for the determination of freshness and/or spoilage of ice stored wet fish. In: *Quality assurance in the fish industry*. H.H.Huss, M.Jakobsen e J.Liston (eds). Elsevier Science Publishers B.V., 587p.
- PIGGOTT, G.M.; TUCKER, B.W., 1990. Seafood: effects of technology on nutrition. Marcel Dekker, Inc., 362p.
- PROCTOR, B.E.; GOLDBLITH, S.A.; NICKERSON, J.R.T.; FARKAS, D.F., 1960. Evaluation of the technical, economic, and practical feasibility of radiation preservation of fish. USAEC Rep. NYO-9182.
- PSZCZOLA, D.E., 1990. Food irradiation: countering the tactics and claims of opponents. *Food Technol.*, **44**(6):92-97.
- RITCHIE, A.H.; MACKIE, I.M., 1980. The formation of diamines and polyamines during storage of mackerel (*Scombrus scombrus*). In: *Advances in Fish Science and Technology*. Ed. J.J. Connell. Published by Fishing News Books, Ltd. Farnham, Surrey, England. 489-494.
- SPINELLI, J; EKLUND, M.; STOLL, N; MIYAUCHI, D. 1965. Irradiation preservation of Pacific coast fish and shellfish. III. Storage life of petrale sole at 33° and 42° F. *Food Technol.*, **19**(1):126.
- TRUELSEN, T.A., 1963. Radiation pasteurization of fresh fruits and vegetables. *Food Technol.*, **17**(3): 336-339.
- WENDAKOON, C.N.; MICHIO, M.; SAKAGUCHI, M., 1990. Comparison of non-volatile amine formation between the dark and white muscles of mackerel during storage. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **56**(5):809-818.
- YAMANAKA, H.; SHIMAKURA, K.; SHIOMI, K.; KIKUCHI, T., 1986. Changes in non-volatile amine contents of the meats of sardine and saury pike during storage. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, **52**(1):127-130.
- YAMANAKA, H.; SHIOMI, K.; KIKUCHI, T.; OKUZUMI, M., 1984. Changes in histamine contents in red meat fish during storage at different temperatures. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, **50**(4):695-701.

Estudos de aproveitamento e valorização do peixe espada-preto e da tainha.

Jorge Dias, Helena M. Lourenço, Rogério Mendes, Maria Leonor Nunes.
Departamento de Valorização dos Recursos Marinhos

Resumo

O efeito da armazenagem em congelado a -18°C de postas despeladas de peixe espada-preto (*Aphanopus carbo*) e peixe espada-branco (*Lepidopus caudatus*) foi analisado durante oito semanas, em termos de estabilidade proteica e características reológicas. Procedeu-se ainda à caracterização química e ao cálculo de rendimentos durante as diversas fases de preparação de uma polpa de tainha (*Mugil* sp.). Ao longo do período de estudo e para ambas as espécies observou-se um decréscimo gradual da solubilidade proteica, facto este também reflectido no comportamento das diversas fracções proteicas, confirmando assim, a ocorrência de um processo de desnaturação das proteínas. Constatou-se ainda, a existência de uma correlação significativa ($P < 0,05$) entre a solubilidade proteica e os parâmetros de textura analisados. Este facto permitiu o cálculo de expressões estatísticas que possibilitam a previsão (com 95% de confiança) da qualidade textural dos peixes, com base apenas em determinações de proteína solúvel. O elevado teor em gordura observado na tainha permitiu caracteriza-la como uma espécie gorda. No entanto, após a sua transformação em polpa, verificou-se uma redução significativa deste constituinte, podendo o seu nível de gordura, ser considerado como aceitável para este tipo de produtos.

Introdução

Nos últimos anos, tem-se observado um crescimento acentuado dos desembarques de peixe espada-preto (*Aphanopus carbo*) na Costa Ocidental Portuguesa, com particular relevo para o porto de Sesimbra, onde são desembarcados aproximadamente 99% das capturas referentes a Portugal Continental (GEPP, 1991) (Tabela 1). No entanto, apesar deste aumento dos desembarques, a procura da espécie é ainda limitada, condicionando negativamente o seu preço.

Tabela 1. Desembarques totais e valores médios do peixe espada-preto e peixe espada-branco entre 1986 e 1991 em Portugal Continental.

Ano	Peixe espada-preto		Peixe espada-branco	
	Desembarques (Ton)	Valor médio (Esc/kg)	Desembarques (Ton)	Valor médio (Esc/kg)
1986	2831,3	125,0	3254,2	308,0
1987	3328,1	122,6	4249,8	304,7
1988	3314,8	135,7	4356,0	332,8
1989	3552,7	188,5	4531,7	376,3
1990	3330,1	211,7	4811,0	410,2
1991	4005,0	200,8	6158,0	397,0

Fonte: GEPP

Esta situação poderá ser explicada pelo aspecto exterior desagradável do peixe espada-preto aquando da sua comercialização, face à destruição parcial da pele preta durante o manuseamento do pescado, quer a bordo, quer em terra.

Numa tentativa de valorização desta espécie têm sido desenvolvidos estudos no sentido de preparar diversos produtos congelados (postas e filetes despelados), possibilitando assim uma maior diversificação da oferta. Assim, o objectivo deste trabalho foi o de contribuir para um melhor conhecimento e caracterização do comportamento (em termos de estabilidade das proteínas e características reológicas) do peixe espada-preto e do peixe espada-branco durante a armazenagem em congelado.

Com o intuito de aproveitar e valorizar espécies de baixo valor comercial provenientes das pisciculturas do estuário do Sado, procedeu-se também à caracterização química e preparação de polpas de tainha, visando a obtenção de dados de base para a sua utilização na indústria alimentar.

Material e métodos

Material Biológico

Os exemplares de peixe espada-preto (*Aphanopus carbo*) e peixe espada-branco (*Lepidopus caudatus*) utilizados neste estudo foram obtidos na lota de Sesimbra e transportados em caixas isotérmicas com gelo até ao laboratório. Os peixes foram descabeçados, despelados, eviscerados e cortados em postas de 10 cm. Em seguida, as

postas foram congeladas num congelador laboratorial de ar forçado a -75°C . e aleatoriamente, distribuídas em 12 amostras, que foram vidradas, embaladas sob vácuo e armazenadas a -18°C . O estudo teve uma duração de 2 meses, tendo as amostras sido analisadas semanalmente. Para análise, as postas foram descongeladas à temperatura ambiente e filetadas. Os filetes foram homogeneizados sob vácuo com a ajuda de um homogeneizador refrigerado Stephan. Simultaneamente foram comprados mensalmente, num mercado local, alguns exemplares de peixe espada-preto para análise da variação sazonal da composição química aproximada.

Nos estudos de caracterização química, cálculo de rendimentos e preparação de polpa da tainha (*Mugil* sp.), os exemplares utilizados foram obtidos numa piscicultura do estuário do Sado. Após a captura, os peixes foram transportados em caixas isotérmicas com gelo até ao laboratório, onde foram descabeçados, eviscerados, filetados e posteriormente transformados em polpa. No cálculo de rendimentos, face à grande heterogeneidade ponderal dos peixes capturados, foram constituídas três classes de peso:

- Classe a - exemplares com peso inferior a 100 g
- Classe b - exemplares com peso compreendido entre 100 e 500 g
- Classe c - exemplares com peso superior a 500 g

Parâmetros analisados (Peixe espada-preto e Peixe espada-branco)

- Composição Química Aproximada (AOAC, 1984).
- Composição em Ácidos Gordos (Metcalf & Schmitz, 1961).
- Solubilidade Proteica (EPN) (Dias *et al.*, 1993).
- Fraccionamento Proteico (Hashimoto *et al.*, 1979).
- Análise Electroforética (SIGMA, 1982).
- Análise de Textura (Johnson *et al.*, 1980; Dias *et al.*, 1993).

Parâmetros analisados (Tainha)

- Composição Química Aproximada (AOAC, 1984).
- Rendimento após descabeçamento, evisceração e filetagem.
- Preparação de polpas

Resultados e discussão

- Ensaios com Peixe espada-preto e Peixe espada-branco

Composição Química

Tal como se pode constatar, a composição química aproximada do peixe espada-preto foi praticamente constante ao longo do estudo, estando a ordem de grandeza dos valores, em concordância com os obtidos por Batista *et al.* (1989). A oscilação dos teores de gordura entre 0,6 e 4,4% permite-nos caracterizar o peixe espada-preto como uma espécie magra (Tabela 2).

Tabela 2. Variação sazonal da composição química aproximada do peixe espada-preto e peixe espada-branco.

(%)	Peixe espada-preto						Peixe espada-branco*
	Jan*	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	
Humidade	78,9	78,2	81,4	79,5	80,1	80,5	80,1
Proteína	15,4	17,4	16,4	16,9	17,1	16,7	17,0
Gordura	4,4	2,8	0,6	1,6	2,2	1,9	1,7
Cinzas	1,0	1,0	1,0	1,2	1,1	1,1	1,1

* exemplares obtidos na loja de Sesimbra, sendo os restantes provenientes de um mercado local.

Composição em Ácidos Gordos

Os perfis em ácidos gordos dos lípidos extraídos do peixe espada-preto e do peixe espada-branco são apresentados na Tabela 3. A análise destes valores demonstra que o peixe espada-preto apresenta um perfil em ácidos gordos pouco comum, do qual se realça o elevado teor em ácidos gordos monoinsaturados.

Tabela 3. Composição em ácidos gordos principais de peixe espada-preto e peixe espada-branco.

Ácidos Gordos*	Peixe espada-preto		Peixe espada-branco	
	a)	b)	a)	b)
14:0	28,1	1,4	68,7	1,2
16:0	162,0	8,1	195,9	3,3
18:0	32,7	1,6	44,2	0,8
16:1	45,3	2,3	37,8	0,6
18:1	372,9	18,7	269,6	4,6
20:1	49,0	2,5	44,8	0,8
22:1	19,2	0,1	12,7	0,2
24:1	20,2	1,0	19,0	0,3
20:5 ω 3	20,1	1,0	34,4	0,6
22:5 ω 3	8,9	0,4	17,9	0,3
22:6 ω 3	49,1	2,5	154,6	2,6
Σ Saturados	259,0	13,0	319,4	5,4
Σ Monoinsaturados	522,1	26,1	383,9	6,5
Σ Polinsaturados	144,4	7,2	254,5	4,3
Razão ω 3/ ω 6	32,7	1,6	111,2	1,9
Σ não identificados	74,5	3,7	42,0	0,7

* Apenas os ácidos gordos com mais de 5 g/kg⁻¹ de óleo são apresentados individualmente.

a) expresso em g/kg⁻¹ de óleo.

b) expresso em g/kg⁻¹ de amostra húmida.

Estabilidade Proteica

Durante a armazenagem em congelado, a deterioração das proteínas do peixe reflecte-se essencialmente através de uma redução da solubilidade proteica (Sikorski *et al.*, 1976). Os resultados referentes às determinações de EPN são apresentados na Figura 1 e demonstram um decréscimo da solubilidade proteica para ambas as espécies durante a armazenagem a -18°C.

De acordo com Jimenez-Colmenero *et al.* (1985) e Laird *et al.* (1980), e apesar de o período de armazenagem neste estudo ter sido relativamente curto, pode-se considerar que o comportamento da solubilidade proteica de ambas as espécies de peixe espada é intermédio entre o dos gadídeos (com acentuada redução de EPN) e o dos pequenos pelágicos.

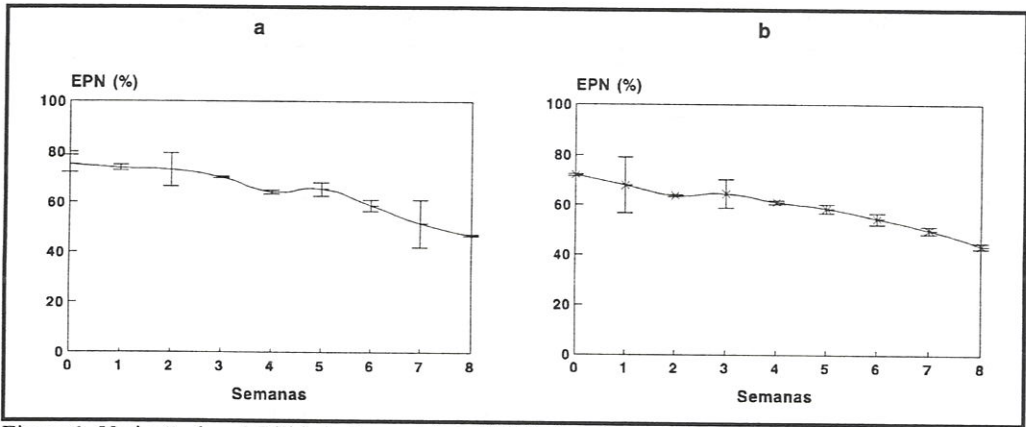


Figura 1. Variação da solubilidade das proteínas (EPN) do peixe espada-preto (a) e do peixe espada-branco (b) durante a armazenagem em congelado a -18°C .

Em ambas as espécies observou-se um decréscimo das fracções proteicas correspondentes às proteínas sarcoplásmicas (SAR) e miofibrilares (MIO). Esta alteração, associada ao aumento das fracções proteicas referentes às proteínas alcali-solúveis (AS) e do estroma (STR), é típica da ocorrência de um processo de desnaturação proteica durante a armazenagem em congelado (Shenouda, 1980; Sikorski *et al.*, 1976). Durante o período experimental, os valores de azoto não proteico (NPN) não apresentaram variações significativas (Fig. 2).

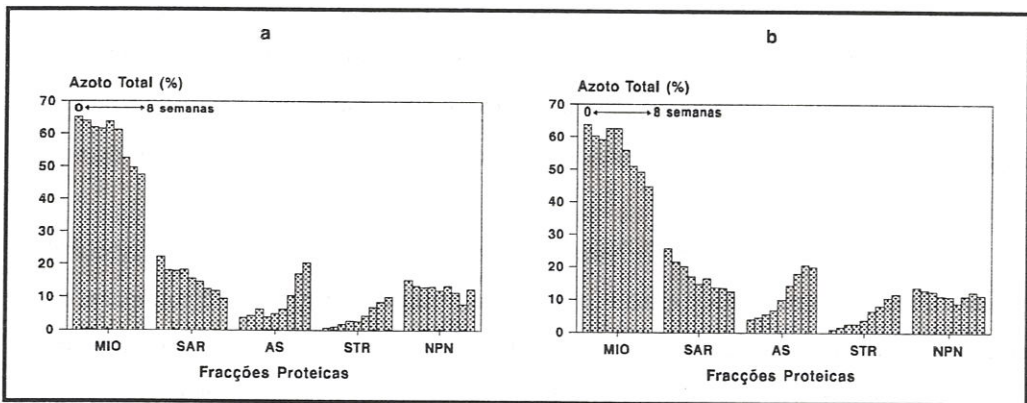


Figura 2. Variação das fracções proteicas do peixe espada-preto (a) e do peixe espada-branco (b) durante a armazenagem em congelado a -18°C .

Os resultados obtidos através do estudo electroforético das várias fracções proteicas ao longo da armazenagem em congelado vieram confirmar a ocorrência do referido processo de desnaturação proteica. Assim, observou-se uma diminuição gradual e em certos casos o desaparecimento de algumas bandas proteicas referentes às proteínas sarcoplásmicas e miofibrilares, não podendo, todavia, considerar-se estas alterações muito significativas.

O comportamento dos parâmetros de textura medidos (carga máxima e módulo de deformação) foi similar para ambas as espécies armazenadas a -18°C , apresentando os valores uma tendência crescente ao longo de todo o período de estudo (Fig. 3).

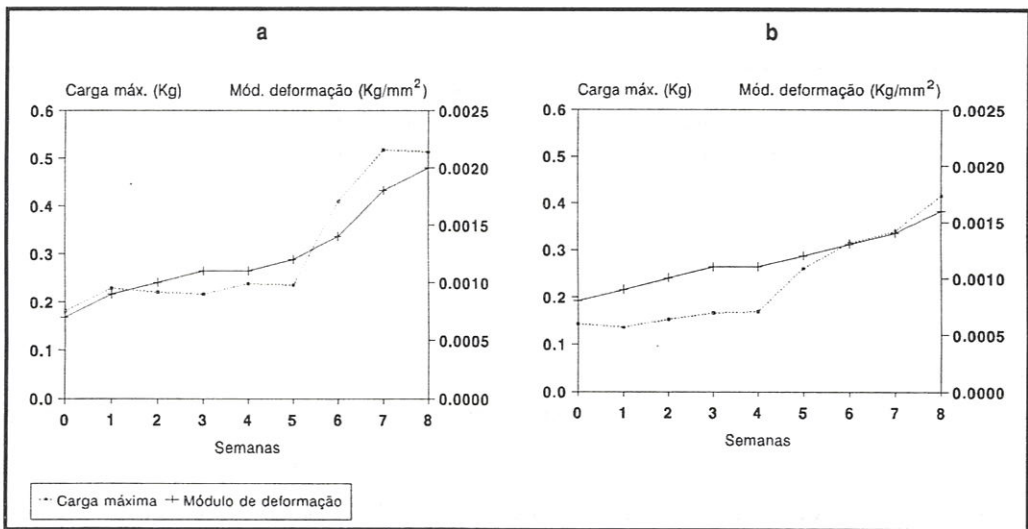


Figura 3. Variação da carga máxima e módulo de deformação do peixe espada-preto (a) e peixe espada-branco (b) durante a armazenagem em congelado a -18°C .

A análise conjunta dos resultados da textura com os da solubilidade proteica, permite-nos afirmar que o aumento gradual da força de deformação está inversamente relacionado com a solubilidade das proteínas e reflecte, de alguma forma, a insolubilização das proteínas miofibrilares.

Deste modo, constatou-se a existência de uma correlação significativa ($P < 0,05$) entre a proteína solúvel e os parâmetros de textura analisados (Fig.4). Este facto permitiu o cálculo de expressões estatísticas que possibilitam a previsão (com 95% de confiança) da qualidade do peixe espada-preto durante a armazenagem em congelado, em termos de textura com base apenas nas determinações de EPN.

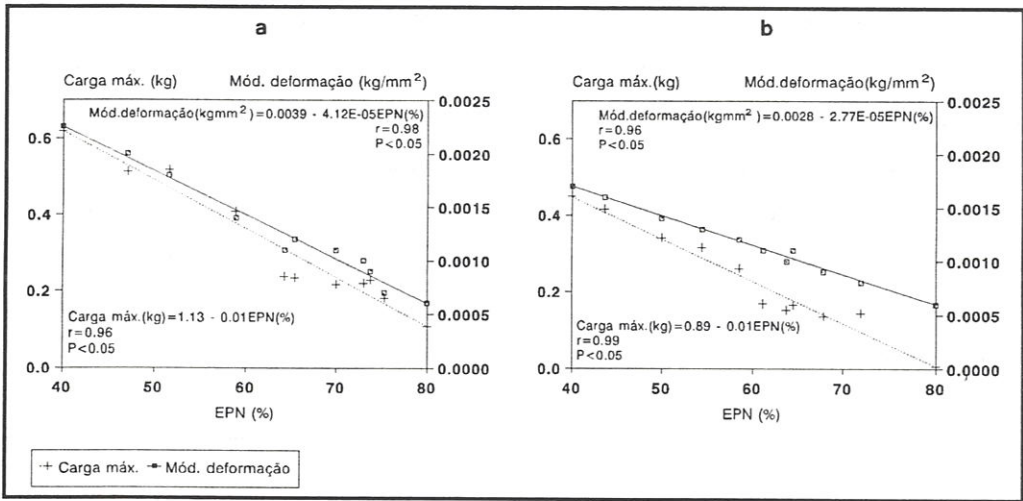


Figura 4. Representação gráfica das regressões lineares estabelecidas entre a proteína solúvel (EPN) e os parâmetros de textura (carga máxima e módulo de deformação) para o peixe espada-preto (a) e peixe espada-branco (b) durante a armazenagem em congelado a -18°C.

- Ensaio com Tainha

Composição Química

A composição química aproximada da parte edível da tainha e da polpa preparada apresenta-se na Tabela 4. Os valores referentes à parte edível da tainha (em base húmida) estão de acordo com os referenciados por Levanidov (1968), sendo de salientar o elevado teor em gordura (13,8%), que permite caracterizar este peixe como uma espécie gorda.

Verificou-se também que na preparação da polpa ocorreu uma redução substancial do teor em gordura (de 40,47 para 21,56% em base seca). Por seu turno, constatou-se um aumento (de 57,72 para 75,84% em base seca) do teor em proteína na polpa de tainha, sendo no entanto de realçar que estes valores expressam percentagens relativas entre os vários constituintes.

Tabela 4. Composição química aproximada da parte edível da tainha e da polpa.

%	Parte edível da tainha		Polpa de tainha	
	Base húmida	Base seca	Base húmida	Base seca
Humidade	65,9	-	73,1	-
Proteína	19,0	55,72	20,4	75,84
Gordura	13,8	40,47	5,8	21,56
Cinzas	1,2	3,52	0,4	1,49

Estas variações dever-se-ão essencialmente aos processos de homogeneização e lavagem efectuados durante a preparação da polpa, uma vez que durante a lavagem se observou a formação de uma emulsão (com a consistência de uma “mousse”) constituída por proteínas sarcoplásmicas e gordura, a qual, após ligeiro aquecimento é facilmente destruída, permitindo a recuperação do óleo. Este facto assume alguma importância pois que, para além de permitir um aproveitamento do óleo de tainha, possibilita a preparação de polpas com níveis baixos de gordura, o que implica uma melhor estabilidade da mesma durante a conservação em congelado.

Cálculo de Rendimentos

Os rendimentos obtidos nas diferentes fases de preparação da polpa de tainha são apresentados na Figura 5. Observa-se assim que, apesar de pouco significativa, existe uma redução dos valores de rendimento, quer após descabeçamento e evisceração, quer após filetagem, em função do aumento de peso dos exemplares.

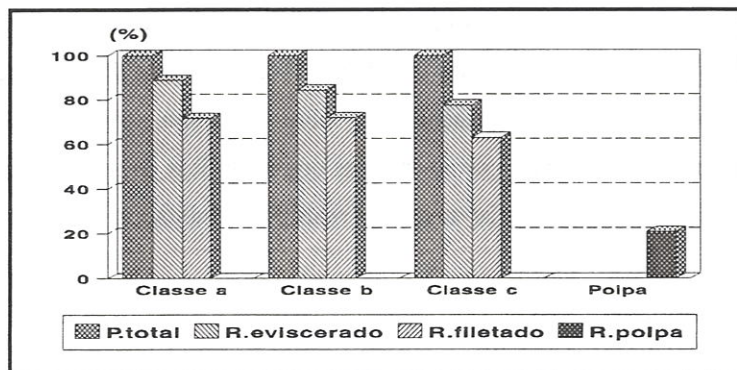


Figura 5. Rendimentos da tainha após descabeçamento e evisceração, filetagem e transformação em polpa.

Conclusões

A evolução da solubilidade proteica e das várias fracções proteicas demonstrou claramente a ocorrência de um processo de desnaturação das proteínas do peixe espada-preto e peixe espada-branco ao longo da armazenagem em congelado a -18°C , nomeadamente, após o primeiro mês. Os perfis electroforéticos das proteínas sarcoplásmicas e miofibrilares foram similares para ambas as espécies, não apresentando alterações significativas ao longo do período de estudo.

Foi possível observar-se a existência de uma correlação significativa ($P < 0,05$) entre a proteína solúvel e os parâmetros de textura (carga máxima e módulo de deformação). Deste modo, estabeleceram-se expressões estatísticas que permitem prever, durante a armazenagem em congelado, as condições de textura do peixe espada-preto com base apenas nas determinações de EPN, que são bastante menos trabalhosas que as medições de textura.

É importante referir que com o presente estudo se pretendeu fazer apenas uma primeira abordagem à estabilidade do peixe espada-preto durante a armazenagem em congelado. Todavia, os resultados obtidos indicam que esta espécie apresenta grandes potencialidades no mercado dos produtos congelados, sendo no entanto, de salientar a necessidade de estudos complementares, por forma a permitir uma caracterização mais aprofundada do comportamento desta espécie durante a armazenagem em congelado.

No que diz respeito à tainha, é importante salientar que, apesar de ser uma espécie gorda e como tal não apresentar grandes potencialidades de utilização sob a forma de polpa, se observou ao longo do processo de transformação em polpa uma redução muito acentuada do teor em gordura. Este facto assume alguma importância pois o teor de gordura obtido na polpa (5,8%) encontra-se dentro dos limites aceitáveis para este tipo de produto. No entanto, estudos mais detalhados, nomeadamente sobre a textura, cor, estabilidade durante a armazenagem em congelado e características organolépticas da polpa de tainha deverão ser desenvolvidos, de modo a avaliar-se as suas reais potencialidades.

Referências bibliográficas

AOAC, 1984. Official Methods of Analysis. Association of Official Analytical Chemistry, 14^a Ed., Washington, 1141 p.

- BATISTA, I., CAMPOS, R. & NUNES, M.L., 1989. Peixe espada-preto (*Aphanopus carbo*). Composição química e preparação de filetes. *Rel.Téc.Cient. INIP*, N°14: 14p
- DIAS, J., NUNES, M.L. & MENDES, R., 1993. Effect of frozen storage on the chemical and physical properties of Black scabbardfish (*Aphanopus carbo*) and Silver scabbardfish (*Lepidopus caudatus*). Comunicação apresentada na 23ª Reunião Anual da *Western European Food Technologist's Association*, Gotemburgo, Suécia, 1993.
- GEPP, 1991. Recursos da Pesca. *Série Estatística*, Vol. 5A-B, Gabinete de Estudos e Planeamento das Pescas. Secretaria de Estado das Pescas, Lisboa, 180 p.
- HASHIMOTO, K., WATABE, S., KONO, M. & SHIRO, K., 1979. Muscle protein composition of sardine and mackerel. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, 45: 1435-1441.
- JIMENEZ-COLMENERO, F., TEJADA, M. & BORDERIAS, A.J., 1985. Changes in protein functionality in fish muscle. In: *Storage Lives of Chilled and Frozen Fish and Fish Products*. International Institute of Refrigeration, Aberdeen. pp. 265-268.
- JOHNSON, E.A., SEGARS, R.A., KAPSALIS, J.G., NORMAND, M.D. & PELEG, M., 1980. Evaluation of the compressive deformability modulus of fresh and cooked fish flesh. *J. Food Sci.*, 45: 1318-1326.
- LAIRD, W.M. & MACKIE, I.M., 1981. Protein changes during frozen storage of cod. In: *Advances in the Refrigerated Treatment of Fish*. International Institute of Refrigeration, Paris, pp. 349-355.
- LEVANIDOV, I.P., 1968. Classification of fish according to the fat and protein contents of their meat. Tradução de *Rybnoe Khozyaistvo*, 44: 64-66.
- METCALFE, L. & SCHMITZ, A., 1961. The rapid preparation of fatty acids esters for gas chromatographic analysis. *Anal. Chem.*, 33: 363-364.
- SHENOUDA, S.Y., 1980. Theories of protein denaturation during frozen storage of fish flesh. In: *Advances in Food Research*, C.O. Chichester, E.M. Mark & G.F. Stewart Eds., Vol. 26: 275-311.
- SIGMA, 1982. SDS Molecular Weight Markers. *Sigma Tech. Bull.*, N° MWS-877L, 8 p.
- SIKORSKY, Z., OLLEY, J. & KOSTUCH, S., 1976. Protein changes in frozen fish. *CRC Critical Rev. in Food Sci. Nutr.*, 8: 97-125.

Contaminação bacteriana de moluscos bivalves

Maria Damásia Serrano Dias*; Maria Celeste Nunes**

* Delegação Setúbal; ** Departamento de Valorização dos Recursos Marinhos

Resumo

No âmbito do projecto nº 11 da OID/PS procurou-se conhecer a influência da actividade antropogénica em moluscos bivalves, recurso de elevada importância sócio-económica nesta região.

Com essa finalidade, no período compreendido entre Maio de 1991 e Dezembro de 1993, realizaram-se colheitas num total de 14 estações repartidas pelo interior dos estuários do Tejo (2) e do Sado (4), na Lagoa de Albufeira (2) e na zona litoral oceânica da Península de Setúbal (6). As espécies de moluscos em estudo foram, essencialmente: navalha (*Ensis siliqua*), lambujinha (*Scrobicularia plana*), mexilhão (*Mytilus edulis*), ostras (*Crassostrea angulata*) e ameijola (*Callista chione*). Esporadicamente foram analisadas outras espécies que pontualmente apresentavam interesse comercial.

As amostras, sempre que possível colhidas mensalmente, destinavam-se à pesquisa de um microrganismo patogénico (*Salmonella*) e à quantificação de microrganismos indicadores de contaminação de origem entérica (coliformes fecais).

No período em estudo, observou-se que os moluscos bivalves colhidos no interior do estuário do Tejo apresentaram valores de coliformes fecais muito elevados e presença de *Salmonella* em mais de 30% das amostras; no estuário do Sado, apenas em um local se encontrou *Salmonella* e algumas amostras apresentavam valores de coliformes fecais superiores aos permitidos a moluscos bivalves destinados a consumo humano directo; na lagoa de Albufeira os valores apresentavam variações entre <20 e 5.400 tendo sido isolado *Salmonella* numa amostra e, finalmente, os moluscos bivalves do litoral oceânico podem, em regra, ser considerados salubres.

Introdução

Por força das suas características naturais, a Península de Setúbal é uma zona de elevada atractibilidade e, como tal, está sujeita a fortes pressões demográficas, turísticas, industriais e de vários outros tipos.

A interface terra/mar originou um conjunto de ecossistemas de elevada produtividade e sensibilidade, onde figuram o litoral costeiro propriamente dito, uma zona lagunar (Lagoa de Albufeira) e os dois maiores estuários nacionais (do Tejo e do Sado). Estes ecossistemas apresentam enormes potencialidades e considerável diversidade de recursos naturais.

Desde há muitos anos, que em algumas destas zonas se mantêm importantes bancos de moluscos bivalves, de que tem resultado uma exploração comercial com grande significado sócio-económico na região. A título de exemplo, adiantar-se-à que a apanha anual de navalha (*Ensis siliqua*), na zona costeira, atinge um valor médio de 1000 ton. Igualmente existem zonas com apetência para a cultura de moluscos, como o caso da Lagoa de Albufeira, onde a produção de mexilhão (*Mytilus edulis*) se estima em cerca de 450 ton/ano.

Contudo estes ecossistemas são receptores fáceis de toda uma contaminação por efluentes industriais, agrícolas e águas residuais urbanas, na maioria dos casos, sem qualquer tipo de tratamento e atingindo, por vezes, níveis elevados de poluição.

As águas contaminadas por microrganismos patogénicos, nomeadamente agentes da cólera, febre tifóide, hepatite, gastroenterites, etc. podem, perigosamente, veicular aqueles agentes para a espécie humana, quer directamente através de actividades lúdicas e práticas balneares, quer indirectamente pela ingestão de produtos da pesca, principalmente, moluscos bivalves que têm a característica de concentrarem bactérias e vírus.

No âmbito do projecto nº 11 da OID/PS, procurou-se conhecer a influência da actividade antropogénica em moluscos bivalves, com vista à defesa da saúde pública e ao cumprimento da legislação nacional e comunitária referente a áreas de produção de moluscos bivalves e características exigidas aos mesmos quando destinados a consumo directo humano.

Foi neste sentido e com este objectivo que se realizou o presente trabalho.

Material e métodos

No período compreendido entre Maio de 1991 e Dezembro de 1993, realizaram-se colheitas num total de 14 estações, repartidas pelo interior dos estuários do Tejo (2) e do Sado (4), na Lagoa de Albufeira (2) e na zona litoral oceânica da península de Setúbal (6).

As amostras constituídas por moluscos bivalves com elevado valor comercial eram essencialmente: navalha (*Ensis siliqua*), lambujinha (*Scrobicularia plana*), mexilhão (*Mytilus edulis*), ostra (*Crassostrea angulata*) e ameijola (*Callista chione*). Esporadicamente, foram analisadas outras espécies que pontualmente apresentavam interesse comercial.

Preparação da amostra

Os moluscos, vivos e inteiros, foram lavados e escovados sob jacto de água corrente. No caso dos mexilhões, foram removidos os organismos e detritos aderentes e cortado o bisso. Os moluscos, depois de escorridos e passados, um de cada vez, pela chama do bico de Bunsen, foram abertos, por corte do músculo adutor, após o que foi retirada a parte edível e o líquido intervalvar para placa de Petri estéril.

Quantificação de coliformes fecais

A parte edível foi cortada em pequenos pedaços, pesada (mínimo de 50g) e foi-lhe adicionada igual quantidade de solução de fosfato em saco de plástico estéril que se levou ao "Stomacher-400" (Seward Laboratory, London) durante um minuto. Retirou-se 20mL que se juntaram a 80mL da solução de fosfato para preparação da diluição a 1/10. Todas as diluições foram realizadas com solução de fosfato (FDA, 1984).

Os microrganismos normalmente denominados por coliformes fecais ou termo-tolerantes apresentam a particularidade de fermentarem a lactose com produção de gás a temperatura superior a 37°C. Aproveitando esta particularidade, os coliformes fecais foram quantificados pela técnica da fermentação em tubos múltiplos usando pelo menos três séries de cinco tubos contendo meio violeta de MacConkey. Foram semeados em cada tubo de uma série, 10mL ou 1mL da diluição a 1/10 e 1mL das diluições decimais consecutivas. A incubação efectuou-se a 37°C durante 48 horas. Dos tubos que apresentavam alteração de cor e produção de gás foram feitas repicagens para igual número de tubos contendo meio de verde brilhante e bÍlis a 2%. Estes tubos foram incubados em banho de água a 44±0,5°C durante 24 horas. Consideraram-se positivos os tubos que apresentavam produção de gás.

Para determinação do número mais provável (NMP) utilizou-se a tabela de probabilidades de McGrady (FDA,1984) e expressaram-se os resultados por 100 g de molusco e água intervalvar.

Pesquisa de *Salmonella*

Pesou-se 25g de molusco, em saco de plástico estéril, a que se juntou 225 mL de meio de pré-enriquecimento não selectivo (Extracto de carne, 3g; Peptona, 5g e Dulcitol, 5g por litro de meio). Procedeu-se à homogeneização em "Stomacher - 400", durante um minuto.

A incubação realizou-se em duas fases: a primeira, à temperatura ambiente durante uma hora, e a segunda em estufa a 37°C, durante 24 horas. Findo este tempo retirou-se 1mL para recipiente previamente preparado segundo as indicações do fabricante, de um teste rápido para pesquisa de *Salmonella*, fabricado pela Oxoid. A incubação realizou-se a 42°C, durante 24 horas. Os meios de cultura que apresentavam aspecto suspeito de conterem salmonelas e que deram aglutinação com o latex anti-*Salmonella* foram sujeitos a confirmação. Para tal, foram repicados para placas contendo gelose de verde brilhante, modificado e de MacConkey. As colónias formadas, após 24 horas de incubação a 37°C, que apresentavam aspecto característico de *Salmonella* naqueles meios de isolamento (vermelhas no verde brilhante e incolores no MacConkey) foram repicadas para tubos contendo meio inclinado de gelose férrica com três açúcares (TSI). Após incubação a 37°C, durante 18 a 24 horas, as culturas que provocaram rampa vermelha, com ou sem produção de gás, fundo amarelo e formação ou não de sulfureto de hidrogénio (enegrecimento da gelose), foram sujeitas a confirmação serológica.

A pesquisa de antigénios de *Salmonella* foi efectuada por aglutinação sobre lâmina usando colónias puras e anti-soro O polivalente depois de excluídas as estirpes autoaglutinantes.

O resultado exprime-se como presença ou ausência de *Salmonella* em 25g de molusco.

Resultados e discussão

Nas Tabelas de 1 a 6 encontram-se os valores obtidos nos moluscos bivalves, durante o período em estudo, os resultados de coliformes fecais são expressos pelo número mais provável em 100 gramas de carne de molusco e líquido intervalvar, e a pesquisa de *Salmonella* como positiva, quando encontrada segundo a técnica descrita neste trabalho.

Tabela 1 - Quantificação de coliformes fecais e presença de *Salmonella* em lambujinha do estuário do Tejo.

Est. Furado			Moita		
Data	Coli. fecais	<i>Salmonella</i>	Data	Coli. fecais	<i>Salmonella</i>
91/05	4600	---	91/05	>11000	---
91/07	>11000	POSITIVA	91/06	11000	POSITIVA
91/08	7500	neg	91/07	>110000	neg
91/09	1100000	POSITIVA	91/08	46000	POSITIVA
91/09	7500	neg	91/09	>110000	POSITIVA
91/10	110000	POSITIVA	91/10	<20	neg
91/11	15000	neg	91/11	>110000	neg
91/12	4800	neg	91/12	46000	neg
92/01	230	POSITIVA	92/01	16000	neg
92/02	230	neg	92/07	9200	POSITIVA
92/03	790	neg	92/08	16000	POSITIVA
92/04	1700	neg	92/09	---	neg
92/05	9200	neg			
92/10	---	neg			
92/11	---	neg			
93/01	---	POSITIVA			
93/02	---	neg			
93/03	---	neg			
93/04	---	neg			
93/05	---	neg			
93/07	---	neg			
93/12	790	neg			

--- Valor não determinado

A Tabela 1 apresenta os resultados obtidos em Lambujinha colhida no Esteiro Furado e no Canal da Moita. Pode-se observar os elevados valores de coliformes fecais e a frequência elevada de amostras positivas para *Salmonella*. A concomitante contaminação química e/ou a elevada quantidade de matéria em suspensão existentes nesta zona podem afectar o crescimento dos microrganismos fazendo com que algumas amostras apresentem valores muito baixos.

Tabela 2- Quantificação de coliformes fecais e presença de *Salmonella* em navalha do litoral oceânico de Lisboa

Caparica			C. Vapor		
Data	Coli. fecais	<i>Salmonella</i>	Data	Coli. fecais	<i>Salmonella</i>
92/06	70	neg	91/07	4600	neg
92/07	1700	neg	91/08	90	neg
92/08	460	neg	91/09	90	neg
92/09	220	neg	91/10	140	neg
92/10	80	neg	91/11	2100	neg
92/11	50	neg	91/12	40	neg
92/12	110	neg	92/01	490	neg
93/01	20	neg	92/02	<20	neg
93/02	50	neg	92/03	210	neg
93/03	---	neg	92/05	50	neg
93/04	<20	neg	93/07	230	neg
93/05	<20	neg	93/09	20	neg
93/06	<20	neg			
93/07	---	neg			
93/08	---	neg			
93/09	---	neg			
93/10	---	neg			
93/10	---	neg			
93/11	50	neg			
93/12	<20	neg			

--- valor não determinado

Tabela 3 - Quantificação de coliformes fecais e presença de *Salmonella* em mexilhão da Lagoa de Albufeira

Jangada A			Jangada B		
Data	Coli. fecais	<i>Salmonella</i>	Data	Coli.fecais	<i>Salmonella</i>
91/11	150	neg	92/02	490	---
92/01	1300	neg	92/05	<20	neg
92/05	80	neg	92/07	<20	neg
92/06	50	neg	92/08	490	neg
92/07	20	neg	92/09	---	neg
92/09	---	neg	92/10	---	neg
92/10	---	neg	92/11	---	neg
92/11	---	neg	92/12	---	neg
92/12	---	neg	93/01	1700	neg
93/01	---	neg	93/02	20	neg
93/03	80	neg	93/02	---	POSITIVA
93/04	---	neg	93/03	330	neg
93/05	<20	neg	93/04	---	neg
93/06	<20	neg	93/05	20	neg
93/07	130	neg	93/06	---	neg
93/09	---	neg	93/07	20	neg
93/10	40	neg	93/08	---	neg
93/11	110	neg	93/09	---	neg
			93/10	<20	neg
			93/11	140	neg

--- valor não determinado

A Tabela 3 apresenta os resultados referentes a amostras de mexilhão da lagoa de Albufeira e pode-se verificar que no ano de 1993 uma amostra revelou a presença de

Salmonella. Os coliformes fecais são normalmente baixos, contudo, esporadicamente, ocorrem valores que apontam para significativa contaminação de origem entérica.

Na Tabela 4 apresentam-se os resultados observados em navalha das zonas do Cambalhão e de Árabes assim como em ameijola deste último local. Salienta-se a ausência de *Salmonella* em todas as amostras, os valores uniformemente baixos de coliformes fecais na zona de Árabes, para as duas espécies de moluscos e alguns resultados mais elevados na navalha de Cambalhão.

Tabela 4 - Quantificação de coliformes fecais e presença de *Salmonella* em navalha e ameijola do litoral oceânico de Setúbal.

Árabes - Navalha			Cambalhão - Navalha		
Data	Coli.fecais	<i>Salmonella</i>	Data	Colif.fecais	<i>Salmonella</i>
93/01	<20	neg	91/05	150	neg
93/06	<20	neg	91/07	90	neg
93/07	<20	neg	91/09	230	neg
93/08	<20	neg	91/10	90	neg
93/10	50	neg	91/12	2400	neg
93/11	20	---	92/02	790	neg
93/12	<20	neg	92/08	---	neg
			92/09	80	neg
			92/10	20	neg
			93/03	<20	neg
			93/04	1100	neg
			93/07	<20	neg
Ameijola					
92/08	20	neg			
92/11	<20	neg			
92/12	<20	neg			
93/01	---	neg			
93/01	<20	---			
93/02	---	neg			
93/03	80	---			
93/07	20	neg			
93/08	<20	neg			
93/08	---	neg			
93/10	80	neg			
93/11	<20	neg			
93/12	<20	neg			

--- valor não determinado

A Tabela 5 apresenta os resultados na zona da Comporta para as duas espécies de moluscos com maior valor comercial, onde se observa resultados de coliformes fecais muito baixos e ausência de *Salmonella*. Na zona do Carvalhal as análises distribuíram-se por três espécies de moluscos. Todas as amostras revelaram ausência de *Salmonella* e apenas em uma amostra de cada espécie os valores de coliformes fecais são ligeiramente elevados.

Tabela 5 - Quantificação de coliformes fecais e presença de *Salmonella* em navalha, ameijola e conculha do litoral oceânico de Setúbal

Navalha - Comporta			Ameijola - Comporta		
Data	Colif.fecais	<i>Salmonella</i>	Data	Colif.fecais	<i>Salmonella</i>
92/04	<20	neg	92/01	50	neg
92/07	110	neg	92/03	<20	neg
93/02	<20	neg	92/04	270	neg
93/07	<20	neg	92/05	<20	neg
93/09	---	neg	92/06	220	neg
93/11	<20	---	92/07	130	neg
92/08	20	neg	92/09	20	neg
92/09	<20	neg	92/10	90	neg
92/10	<20	neg	92/11	<20	neg
92/11	20	neg	93/02	<20	neg
93/01	---	neg	93/04	<20	neg
93/02	<20	neg	93/05	<20	neg
93/03	<20	neg	93/06	50	neg
93/04	<20	neg	93/07	<20	neg
93/05	<20	neg	93/08	<20	neg
93/06	<20	neg	93/09	<20	neg
93/07	---	neg	93/10	20	neg
93/08	<20	neg	93/11	40	neg
93/09	<20	---	93/12	<20	---
Ameijola - Carvalhal			Navalha - Carvalhal		
91/12	150	neg	92/08	<20	neg
92/05	1100	neg	92/09	<20	neg
92/06	20	neg	92/10	50	neg
92/07	80	neg	92/12	<20	neg
Conculha			93/01	---	neg
			93/02	<20	neg
			93/03	<20	neg
			93/04	1300	neg
			93/06	80	neg
91/09	430	neg	93/07	50	neg
93/02	<20	neg	93/08	20	neg
93/02	20	---	93/10	---	neg
93/06	<20	neg	93/12	<20	neg
93/07	<20	neg			
93/07	---	neg			
93/08	---	neg			

--- valor não determinado

Tabela 6- Quantificação de coliformes fecais e presença de *Salmonella* em lambujinha e ostras do estuário do Sado.

Lamb. - Gâmbia			Lamb. - Palma		
Data	Colif.fecais	<i>Salmonella</i>	Data	Colif.fecais	<i>Salmonella</i>
91/05	40	neg	92/07	20	neg
91/07	150	neg	92/11	330	neg
91/08	430	neg	92/11	<20	---
91/09	230	neg	93/01	50	neg
91/10	430	POSITIVA	93/02	---	neg
91/11	430	neg	93/03	20	neg
91/12	40	neg	93/04	<20	neg
92/01	1400	POSITIVA	93/05	50	neg
92/02	70	neg	93/06	50	neg
92/02	80	neg	93/07	<20	neg
92/03	260	neg	93/08	<20	neg
92/05	50	neg			
92/06	70	neg			
92/07	50	neg			
92/08	20	neg			
92/09	80	neg			
92/10	80	neg			
93/11	490	neg			
Ostras - Monte da Pedra			Lamb. - Zambujal		
92/01	<20	neg	91/05	70	neg
92/02	<20	neg	91/08	230	neg
92/03	<20	neg	92/10	130	neg
92/04	<20	neg	92/11	80	neg
92/05	<20	neg	92/12	130	neg
92/07	<20	neg	93/10	3500	neg
92/08	70	neg	93/12	230	neg
92/09	130	neg			
92/10	20	neg			
92/11	<20	neg			
92/12	40	neg			
93/02	50	neg			
93/04	<20	neg			
93/05	20	neg			
93/06	<20	neg			
93/07	70	neg			
93/11	50	---			
Ostras - Cachopos					
			92/11	50	---
			93/03	40	neg
			93/07	50	---
			93/11	80	---

--- valor não determinado

A Tabela 6 apresenta os valores obtidos em moluscos do Sado. Os resultados são muito variáveis conforme o local. As ostras do Monte da Pedra e de Cachopos e a lambuji-nha de Palma apresentam, do ponto de vista bacteriano, resultados que permitiriam classificar os bancos como salubres, enquanto as amostras de lambujinha colhidas na Gâmbia apresentaram *Salmonella* em duas amostras e coliformes fecais em valor muito variável, apontando para uma contaminação não permanente mas que é necessário ter em conta.

Além dos resultados já referidos foram analisadas outras amostras de espécies e de locais de apanha que apenas esporadicamente se tornam atractivos para os pescadores. De entre elas citamos:

- pé-de-burro de Albarquel (est. do Sado), três amostras com valores de coliformes fecais que variaram entre 130 e 5400 e sem ausência de *Salmonella*;
- berbigão e lambujinha de Monte das Cabras (est. do Sado), com valores de coliformes fecais de 2200 a 16000 e presença de *Salmonella* numa amostra;
- navalha de Pinheiro da Cruz (lit. oceânico), três amostras com valores de coliformes fecais de < 20 ou igual a 20 e ausência de *Salmonella*.

Conclusões

Pelos resultados obtidos podemos concluir que os moluscos bivalves colhidos no interior do Estuário do Tejo apresentam valores de coliformes fecais muito elevados e presença de *Salmonella* em 30% de amostras.

No Estuário do Sado, apenas nos locais Gâmbia e Monte das Cabras, foi confirmada a presença de *Salmonella* em algumas amostras assim como foram determinados valores de coliformes fecais superiores aos permitidos a moluscos bivalves destinados a consumo directo. Nos restantes locais em estudo, do ponto de vista bacteriano, os moluscos bivalves apresentam boa qualidade.

Na Lagoa de Albufeira os resultados de coliformes fecais variam entre <20 e 5400 e uma amostra revelou a presença de *Salmonella*, sugerindo uma contaminação esporádica.

Finalmente os moluscos bivalves do litoral oceânico podem, em regra, ser considerados salubres.

Agradecimentos

Pela participação empenhada que demonstraram na realização deste trabalho agradecemos a Luz Abreu, António Figueira e António Laranjo da Delegação de Setúbal e a Ana Margarida Ferreira e Isabel Saúde do DVRM.

Referências bibliográficas

FDA, 1984. Bacteriological Analytical Manual, U.S. Food and Drug Administration, AOAC, Virginia. 6th ed.

Contributo para o cumprimento do normativo comunitário

Maria Celeste Nunes*; Maria Antónia Sampayo**; Maria Damásia Serrano Dias***.

* Departamento de Valorização dos Recursos Marinhos; ** Departamento de Ambiente Aquático, *** Delegação de Setúbal.

Resumo

Sabendo-se que na região da península de Setúbal existe considerável população que é dependente da apanha e comercialização de moluscos, constituía um dos objectivos do projecto "Controlo de qualidade de moluscos bivalves destinados à comercialização" a avaliação da qualidade dos mesmos, quanto à presença microbiana e de biotoxinas de origem fitoplanctónica, face às exigências da Directiva da Comunidade Europeia nº 91/492, referente à produção e colocação no mercado de moluscos bivalves vivos.

Do ponto de vista microbiano esta Directiva baseia a classificação dos moluscos bivalves no número de coliformes fecais, impondo ainda aos que se destinam a consumo humano directo a ausência de *Salmonella* e de toxinas tipo DSP (Diarrhetic Shellfish Poisoning), enquanto fixa em 80µg/100g o teor de toxinas tipo PSP (Paralytic Shellfish Poisoning). Tendo em conta estas exigências e perante os resultados obtidos durante o período compreendido entre Maio de 1991 e Dezembro de 1993, pudemos verificar que foram esporádicas as interdições à apanha e comercialização devidas a toxicidade dos tipos DSP e PSP. Igualmente foi possível elaborar uma classificação provisória das zonas de produção, determinante no modo de comercialização.

Os moluscos bivalves são um importante recurso na indústria da pesca. São animais que apresentam a particularidade de, no estado adulto, serem sedentários e encontrarem-se em bancos mais ou menos bem localizados, em zonas lagunares, estuarinas ou costeiras, de fácil acesso. Os moluscos, para respirarem e alimentarem-se, filtram grande quantidade de água que atravessa as estruturas branquiais deixando nestas as partículas que se encontram em suspensão e se concentram no molusco. Tais factos fazem dos moluscos bivalves os organismos que melhor reflectem a qualidade da água em que vivem.

Quando criados em ambiente adequado são um alimento de extraordinário valor nutritivo comparável aos ovos e ao leite fresco (Pinho, 1955).

A contaminação do meio aquático, por metais pesados, hidrocarbonetos, organo-halogenados e microrganismos altera a qualidade dos moluscos, sendo a acumulação variável consoante a espécie, a natureza do contaminante e as condições do meio ambiente (Rapin e Fernex, 1981).

Os microrganismos ou as toxinas concentradas pelos moluscos podem não lhes causar dano, mas provocarem doença no Homem, por ingestão dos mesmos (WHO, 1974).

No que diz respeito a contaminação microbiana, entre os organismos frequentemente citados encontram-se as bactérias de origem entérica relacionadas com a descarga de efluentes urbanos, e também as formas planctónicas produtoras de toxinas responsáveis pela toxicidade causada pelos moluscos bivalves e que os torna, por largos períodos, impróprios para consumo humano.

As toxinas de origem fitoplanctónica que vêm ocorrendo em Portugal acumuladas nos bivalves são principalmente PSP (Paralytic Shellfish Poisoning) e DSP (Diarrhetic Shellfish Poisoning). Estas toxinas podem produzir graves efeitos nos consumidores de bivalves (Sampayo, neste volume). Assim, as do tipo PSP podem paralisar o sistema respiratório do Homem conduzindo à sua morte por asfixia com efeito espectacular, atendendo a que pode ser sentido num período relativamente curto após o consumo. Os primeiros sintomas são formigueiros nos pés e mãos, perda progressiva de sensibilidade com aparecimento de dispneia.

As do tipo DSP recebem este nome pela possibilidade de provocar vômitos e diarreias, mas os seus efeitos são bastante mais perniciosos uma vez que os sintomas podem não se manifestar, mas têm sempre efeitos cumulativos de destruição irreversível do fígado podendo mesmo ser causa de cancro nos órgãos digestivos já que as toxinas deste tipo são comprovadamente cancerígenas.

Igualmente o consumo de bivalves apanhados em cursos de água contaminados por efluentes urbanos tem sido responsável pelo aparecimento de afecções mais ou menos graves como febre tifóide, cólera, hepatites e várias formas de gastroenterites (Wood, 1976).

A existência de zonas produtoras de moluscos em águas contaminadas obriga ao tratamento dos mesmos, por um período de tempo mais ou menos longo em água não contaminada, com salinidade e temperatura adequadas ou em água tratada pelo cloro, ozono ou por radiações ultravioletas, com o fim de eliminar os microrganismos e mais rapidamente

obter a descontaminação dos moluscos, aproveitando a já citada capacidade de filtração dos moluscos bivalves (Santiago, 1986).

Desde há muito que em Portugal as entidades responsáveis pela Saúde Pública se têm preocupado com os problemas que podem advir do consumo de moluscos bivalves provenientes de águas contendo elevado número de microrganismos. Contudo, o aumento de agregados populacionais com a consequente carga de efluentes, sem tratamento adequado, não tem tornado possível a melhoria da qualidade dos nossos moluscos bivalves.

Com o fim de salvaguardar a saúde dos consumidores a **Directiva do Conselho nº91/492** estabelece as normas sanitárias que regem a produção e colocação no mercado de moluscos bivalves vivos. Esta Directiva considera que:

- "cabe, em primeiro lugar, ao produtor assegurar que os moluscos bivalves sejam produzidos e colocados no mercado de acordo com as prescrições sanitárias;
- cabe às autoridades competentes dos Estados membros velar, através de controlos e inspeções, por que o produtor respeite as referidas disposições;
- cabe, nomeadamente, às autoridades competentes submeter as zonas de colheita a um controlo regular para se assegurarem de que os moluscos das referidas zonas de colheita não contêm microrganismos nem substâncias tóxicas em quantidades consideradas perigosas para a saúde humana."

Refere, ainda, no Anexo - **Capítulo I** as condições aplicáveis às zonas de produção:

"1. A localização e os limites das zonas de produção devem ser fixados pela autoridade competente a fim de identificar as zonas em que os moluscos bivalves vivem:

a) Podem ser apanhados para consumo humano directo. Os moluscos bivalves vivos provenientes dessas zonas devem satisfazer os requisitos do capítulo V do presente anexo;

b) Podem ser apanhados, mas só podem ser introduzidos no mercado para consumo humano após tratamento num centro de depuração ou após transposição. Os moluscos bivalves vivos provenientes dessas zonas não devem exceder os limites, baseados num teste NMP de 5 tubos e 3 diluições, de 6000 coliformes fecais por 100 gramas de carne ou 4600 *E. coli* por 100 gramas de carne em 90%

das amostras. Após depuração ou transposição deve ser dado cumprimento a todos os requisitos constantes do capítulo V do presente anexo;

c) Podem ser apanhados, mas só podem ser colocados no mercado após transposição durante um período longo (mínimo de dois meses), combinada ou não com uma depuração, ou após depuração intensiva durante um período e segundo as modalidades a determinar de acordo com o procedimento previsto no artigo 12º da presente directiva, de modo a observar os mesmos requisitos que os constantes na alínea a). Os moluscos bivalves vivos provenientes dessas zonas não devem exceder os limites, baseados num teste NMP de 5 tubos e 3 diluições, de 60000 coliformes fecais por 100 gramas de carne.

2. Qualquer alteração dos limites das zonas de produção e o seu encerramento temporário ou definitivo devem imediatamente ser comunicados pelas autoridades aos profissionais abrangidos pela presente directiva, nomeadamente os produtores e os responsáveis de centros de depuração e de centros de expedição."

O **Capítulo V** contempla as condições a que devem satisfazer os moluscos bivalves vivos destinados a consumo humano directo:

"Os moluscos bivalves vivos destinados ao consumo humano directo devem satisfazer as seguintes condições:

1. Possuir características visuais associadas à frescura e à viabilidade, incluindo conchas isentas de sujidade, uma reacção adequada à percussão e quantidades normais de líquido intervalvar;

2. Conter menos de 300 coliformes fecais ou menos de 230 *E. coli* por 100 gramas de carne de molusco e líquido intervalvar, com base num teste NMP de 5 tubos e 3 diluições ou em qualquer outro processo bacteriológico com um grau de precisão equivalente;

3. Não devem conter salmonelas em 25 gramas de carne de molusco;

4. Não devem conter compostos tóxicos ou nocivos de origem natural ou lançados no ambiente, tal como os mencionados no anexo da Directiva 79/923/CEE, numa quantidade tal que a absorção alimentar calculada exceda as doses diárias admissíveis (DDA) para o Homem, ou sejam susceptíveis de deteriorar o sabor dos moluscos.

Nos termos do procedimento previsto no artigo 12º da presente directiva, a Comissão definirá os métodos de análise para o controlo dos critérios químicos, bem como os valores-limite a respeitar;

5. Os limites superiores relativos ao teor de radionuclídeos não devem exceder os limites relativos aos produtos alimentares fixados pela Comunidade;

6. O teor total de toxinas paralisantes dos crustáceos e moluscos (Paralytic Shellfish Poisoning - PSP) nas partes comestíveis dos moluscos (corpo inteiro ou qualquer parte consumível separadamente) não deve exceder 80 microgramas por 100 gramas, segundo o método de análise biológica - se necessário associado a um método químico de pesquisa de saxitoxina - ou qualquer outro método reconhecido nos termos do procedimento previsto no artigo 12º da presente directiva. Em caso de contestação dos resultados, o método de referência deverá ser o método biológico;

7. Os métodos de análise biológica habituais não devem produzir reacção positiva no que se refere à presença de toxinas diarreicas dos crustáceos e moluscos (Diarrhetic Shellfish Poisoning - DSP) nas partes comestíveis dos moluscos (corpo inteiro ou qualquer parte consumível separadamente);

8. Na falta de técnicas de rotina para a pesquisa de vírus e de fixação de normas virológicas, o controlo sanitário baseia-se na contagem de bactérias fecais.

Os exames destinados a verificar a observância das disposições do presente capítulo devem ser realizados de acordo com métodos cientificamente reconhecidos e comprovados na prática.

Para aplicação uniforme da presente directiva, os planos de colheita de amostras e os métodos e tolerâncias analíticas a aplicar para verificação da observância das disposições do presente capítulo serão fixados em conformidade com o procedimento previsto no artigo 12º da presente directiva.

A eficácia da bactéria como indicador fecal e os seus limites numéricos, bem como outros parâmetros estabelecidos no presente capítulo, devem ser constantemente examinados e, quando os dados científicos provarem a necessidade de o fazer, revistos em conformidade com o procedimento previsto no artigo 12º da presente directiva.

Quando os dados científicos revelarem a necessidade de introduzir novos controlos sanitários ou de alterar os parâmetros indicados no presente capítulo para salvaguardar a Saúde Pública, essas medidas serão adoptadas de acordo com o procedimento previsto no artigo 12º da presente directiva."

Neste Seminário foram apresentados os valores de toxinas fitoplanctónicas (Sampayo, neste volume) e de parâmetros bacterianos (Dias e Nunes, neste volume) encontrados em moluscos bivalves de várias zonas da península de Setúbal, no período compreendido entre Maio de 1991 e Dezembro de 1993. Vamos apreciar esses resultados de acordo com as condições aplicáveis aos moluscos bivalves vivos segundo a Directiva nº91/492.

A Directiva considera necessário recensear as zonas de produção em que podem ser colhidos moluscos para consumo humano directo, bem como aquelas em que os moluscos devem ser objecto de depuração ou de transposição. Para tal o Capítulo I refere as condições aplicáveis às zonas de produção, baseadas no número de coliformes fecais.

Na Tabela 1 apresenta-se a distribuição do número de amostras com resultados de coliformes fecais correspondentes às diversas categorias das áreas de produção de moluscos bivalves.

Por observação desta tabela verificamos, nos locais de colheita do Tejo, predomínio de resultados superiores ao valor máximo permitido para depuração. Nos locais de Palma, Monte da Pedra e Cachopos, no estuário do Sado, e Árabes e Comporta no litoral oceânico, todos os resultados obtidos são inferiores a 300. Nos restantes locais os resultados distribuem-se pelas duas primeiras categorias.

Aos moluscos bivalves vivos destinados a consumo humano directo, para além da obrigatoriedade de apresentarem número de coliformes fecais inferior a 300, é-lhes simultaneamente exigido:

- a ausência de *Salmonella* em 25g de molusco;
- a ausência de toxinas do tipo DSP e valores de PSP inferiores a 80µg/100g.

Tabela 1 - Distribuição de coliformes fecais

Local	<300	300-6000	6000-60000	> 60000	Nº total de amostras
Est. Furado	2	5	5	2	14
Moita	1		7	3	11
Caparica	21	5			26
L. Albufeira	17	5			22
Árabes	17				17
Cambalhão	8	3			11
Comporta	35				35
Carvalhal	17	3			20
Gâmbia	13	5			18
Palma	10				10
M. da Pedra	17				17
Cachopos	4				4
Zambujal	6	1			7

Com os resultados obtidos por Dias e Nunes para a pesquisa de *Salmonella* elaborou-se a Tabela 2 em que é referido o número total de amostras analisadas e o número de amostras que revelaram a presença de *Salmonella*.

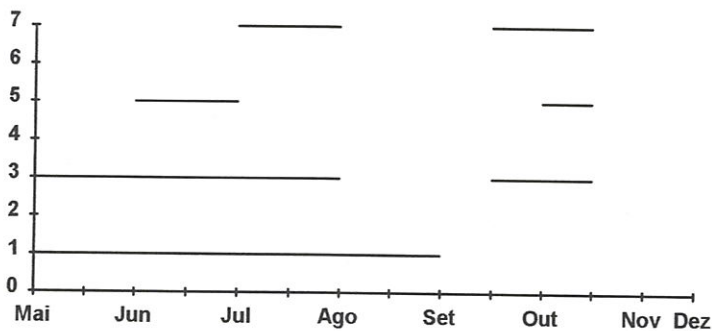
Nesta Tabela observa-se elevada percentagem de amostras com *Salmonella* nos dois locais de amostragem do estuário do Tejo. Quanto ao estuário do Sado, o reduzido número de amostras de Monte das Cabras não permite tirar conclusões e na Gâmbia, assim como na Lagoa de Albufeira a presença de *Salmonella* é esporádica.

No que diz respeito à presença de toxinas verificamos que durante o período em estudo foram detectadas, no fitoplâncton da região, formas que produzem DSP e PSP (Sampayo, neste volume). Esta detecção foi na maioria dos casos acompanhada pela intoxicação dos moluscos bivalves obrigando à proibição da apanha e comercialização.

Tabela 2 - Presença de *Salmonella* em amostras de moluscos bivalves

Local	Total de amostras	Amostras com <i>Salmonella</i>
Est. Furado	14	5
Moita	11	5
L. Albufeira	22	1
Gâmbia	18	2
M. Cabras	2	1

Em 1991, o problema foi originado pela detecção de DSP associada à presença de espécies do género *Dinophysis* e abrangem, essencialmente, os estuários do Sado e Tejo, muito embora também se manifestasse nos respectivos litorais oceânicos. Assim, no estuário do Tejo teve que ser proibida a apanha entre Maio e Agosto, no seu litoral, de Maio a Julho, voltando a proibição de meio de Setembro até Outubro. O estuário do Sado esteve encerrado nos meses de Junho e Julho e o seu litoral durante o mês de Julho e parte de Setembro-Outubro (Fig.1).

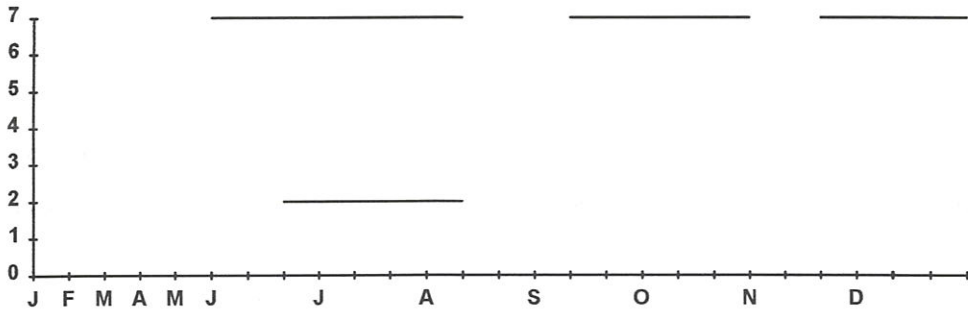


1 Tejo; 3 Lit. Lisboa; 5 Sado; 7 Lit. Setúbal.

Figura 1 - Ocorrência de DSP no ano de 1991.

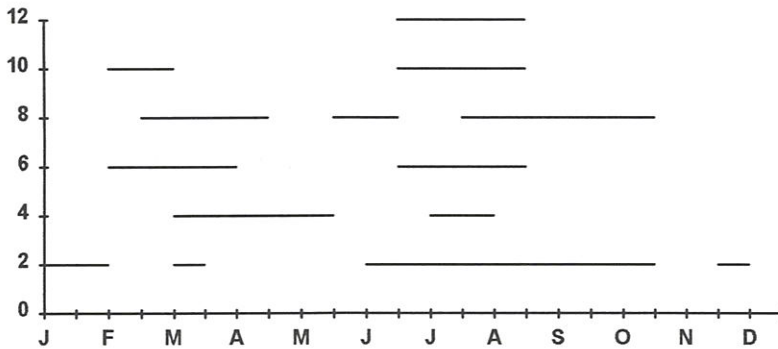
Em 1992 ocorreram pela primeira vez, nesta zona do país, valores de PSP superiores ao limite de tolerância ($80\mu\text{g}/100\text{g}$) (Sampayo, neste volume) que levou ao encerramento do litoral do Sado para ameijola e da lagoa de Albufeira para mexilhão. Assim, esteve interdita a apanha e comercialização de ameijola de meados de Junho a

meados de Agosto e de mexilhão durante três períodos a partir do início de Junho e até Dezembro (Fig.2) com continuidade em 1993 (Fig.3).



2 Ameijola do Lit. Setúbal; 7 Mexilhão da Lagoa de Albufeira

Figura 2 - Ocorrência de PSP no ano de 1992



2 Mexilhão L. Albufeira; 4 Conquilha L. Sado; 6 Navalha L. Sado;
8 Ameijola L. Sado; 10 Navalha L. Lisboa; 12 Conquilha L. Lisboa.

Figura 3 - Ocorrência de PSP no ano de 1993 -

Durante 1993, os problemas com PSP agravaram-se em toda a região e todas as espécies exploradas no litoral de Lisboa e Setúbal ultrapassaram, por vezes, o limite de tolerância, o mesmo sucedendo ao mexilhão da lagoa de Albufeira. Os valores de toxicidade obtidos nos moluscos bivalves foram mesmo por vezes extremamente elevados (Sampayo, neste volume). Na Figura 3 mostramos os tempos de encerramento por zonas e por espécies de moluscos bivalves com maior valor comercial. Podemos ver que, embora de forma

intermitente, todo o ano apareceram valores de PSP superiores ao limite de tolerância, com maior intensidade na lagoa de Albufeira.

Referências bibliográficas

- DIAS, M. D. S.; NUNES, M. C., 1994. Contaminação bacteriana de moluscos bivalves. (neste volume).
- PINHO, B.; GRAÇA, M. E. S.; ALMEIDA, R. C.; COSTA, M. R. ; ÁVILA, H., 1955. Contribuição para o estudo da composição, valor nutritivo e salubridade das ostras portuguesas. *Boletim dos Serviços de Saúde Pública*, vol. II. 1:11 - 38.
- RAPIN, F.; FERNEX, F., 1981. Teneurs en métaux lourds dans les sédiments des baies de Nice et de Villefranche - Sur - Mer (Méditerranée, France). Origine des contaminations. *Rev. Int. Océanogr. Méd.*, 63 - 64: 85 - 96.
- SAMPAYO, M. A. M., 1994. Fitoplâncton tóxico e toxicidade em moluscos bivalves. (neste volume).
- SANTIAGO, G., 1986. L'épuration des mollusques. Méthodologie au controle sanitaire. Culture de mollusques en Méditerranée. MEDRAP Tunis.
- WHO, 1974. Fish and shellfish hygiene. *Technical Report Series* 550. Geneva.
- WOOD, P. C., 1976. *Guide to shellfish hygiene/ WHO*. offset publication n° 31. Genève.

Estudo de identificação de espécies de pescado em conserva por focagem isoeléctrica.

José Mendes e Rogério Mendes

Departamento de Valorização dos Recursos Marinhos

Resumo

A comercialização de pescado processado em que os caracteres externos não estão presentes, como no caso dos filetes, conservas e outros produtos, coloca importantes problemas ao nível da garantia da qualidade. O facto de espécies diferentes terem, como é sabido, valores comerciais muito diversos pode levar a práticas comerciais fraudulentas. Para obviar este problema têm sido usadas técnicas de electroforese e de focagem isoeléctrica para identificação de espécies de pescado fresco e congelado. Com o objectivo de determinar a aplicabilidade destas técnicas electroforéticas na identificação de três espécies de peixe em conserva, cavala (*Scomber japonicus*), sarda (*Scomber scombrus*) e carapau (*Trachurus trachurus*), foram estudadas as condições de extracção das proteínas de identificação. Foi estudada também a capacidade de fraccionamento das proteínas do músculo das espécies referidas quando submetidas a várias temperaturas (20°, 30°, 40°, 50°, 60°, 70°, 80°, 90°, 100°, 110° e 120°C) durante 30 minutos, usando cinco solventes diferentes (água destilada, NaCl 0,1M a pH 7,0, triton X-100 a 0,2%, ureia 6M+ 2β-mercaptoetanol 20 mM e CNBr 5M em acetonitrilo).

Os resultados obtidos indicam que houve desnaturação das proteínas por acção de alguns dos solventes e por acção da temperatura. O solvente que permitiu obter melhores resultados, especialmente para temperaturas mais altas, foi o CNBr 5M em acetonitrilo, sendo o escolhido para a extracção das proteínas de cinco amostras em conserva. A focagem isoeléctrica provou ser uma técnica apropriada para a identificação de espécies de pescado, cru ou submetido a temperaturas pouco elevadas. Para temperaturas mais altas, e no caso das conservas, a identificação dos perfis tornou-se mais difícil, sendo mesmo impossível numa das conservas. Como técnica complementar e comparativa usou-se a electroforese em gel de poliacrilamida-SDS. Os resultados obtidos não foram tão bons, especialmente nas amostras que tinham sido submetidas a temperaturas elevadas.

Introdução

O estudo de métodos analíticos que conduzam a uma identificação precisa das espécies de pescado tem-se revelado, sobretudo nos últimos anos, de grande importância no controlo de qualidade dos produtos alimentares transformados preparados à base de pescado (Shaklee e Keenan, 1986; Mackie, 1990; Rehbein, 1990a,b). Quando o pescado é transaccionado inteiro, as espécies são facilmente identificadas pela análise das características morfológicas externas. Todavia, com o desenvolvimento tecnológico e a divulgação do consumo de pescado e produtos derivados do pescado sujeitos a diferentes formas de processamento, filetagem, salga, fumagem, esterilização, pasteurização e outras, estão a surgir importantes problemas ao nível da garantia da qualidade. Esta situação decorre, em particular, da alteração durante o processamento dos caracteres morfológicos externos utilizados na identificação, possibilitando desta forma a substituição de espécies mais valiosas por outras de menor valor. A electroforese e focagem isoelectrica são as técnicas de identificação de espécies mais utilizadas em pescado fresco e congelado e baseiam-se na especificidade das proteínas sarcoplasmicas de cada espécie. Na focagem isoelectrica, estas proteínas, ao serem submetidas num gradiente de pH a um campo eléctrico, migram até ao seu ponto isoelectrico onde se imobilizam, produzindo assim perfis proteicos característicos de cada espécie (Shaklee e Keenan, 1986; Mackie, 1980, 1990). No caso particular dos produtos sujeitos ao calor, a identificação torna-se especialmente difícil em virtude das proteínas sofrerem uma desnaturação e precipitarem como resultado da formação de ligações não covalentes, hidrofóbicas e por pontes de hidrogénio, interacções electrostáticas e possível formação de ligações S-S (Mackie, 1990). Neste caso tem de se recorrer a extracções com soluções desnaturantes (sódio dodecil sulfato ou ureia) em conjunto com agentes reductores (2 β -mercaptoetanol) para ruptura das ligações disulfito. O mesmo se passa quando o pescado é sujeito a um processo de esterilização, como é o verificado durante a apertização das conservas, em que as proteínas sofrem uma desnaturação mais acentuada com formação de mais ligações S-S e possível desenvolvimento de ligações hidrogenadas, hidrofóbicas e ligações carboxílicas (Carvajal e Gallo, 1984; Mackie, 1990). Quando a autoclavagem é muito drástica, a única forma de solubilização das proteínas é a extracção com uma solução de ácido fórmico e brometo de cianogénio, que provoca a formação de pequenos peptídeos através da ruptura das proteínas ao nível dos resíduos de metionina (Mackie, 1980; Carvajal, 1984, Mackie *et al.*, 1992). Neste trabalho foi estudada a

formação de pequenos peptídeos através da ruptura das proteínas ao nível dos resíduos de metionina (Mackie, 1980; Carvajal, 1984, Mackie *et al.*, 1992). Neste trabalho foi estudada a aplicação de diferentes soluções de extracção na identificação de espécies de pescado, tendo em vista a determinação da metodologia de solubilização das proteínas mais apropriada para identificar amostras sujeitas a temperaturas elevadas. Pretendeu-se também avaliar as potencialidades da electroforese em gel de poliacrilamida com SDS (sódio dodecil sulfato) na identificação.

Material e métodos

As espécies estudadas foram a cavala (*Scomber japonicus*), sarda (*Scomber scombrus*) e carapau (*Trachurus trachurus*) capturadas na costa portuguesa. Foram também analisadas cinco amostras de conservas de cavala adquiridas no mercado nacional. Após a filetagem, as amostras foram submetidas a um processo de cozedura durante 30 min a várias temperaturas, 20°, 30°, 40°, 50°, 60°, 70°, 80°, 90°, 100°, 110° e 120°C. A extracção das proteínas foi realizada com as seguintes soluções: (i) água destilada, (ii) NaCl 0,1M em tampão fosfato de sódio 0,1M a pH 7,0, (iii) triton X-100 0,2% (v/v), (iv) ureia 6M + 2β-mercaptoetanol 20mM e (v) CNBr 5M em acetonitrilo. Para extracção com as primeiras quatro soluções, homogeneizou-se 2g de músculo e 6ml de solução de extracção, centrifugou-se a solução durante 15min a 18.000g e recuperou-se o sobrenadante. A extracção com brometo de cianogénio foi efectuada segundo Mackie *et al.* (1992) e a determinação da quantidade de proteína total em cada uma das extracções realizada segundo o método de Bradford (1976). Na separação das proteínas utilizou-se a electroforese em gel de poliacrilamida com SDS e a focagem isoeléctrica (Mendes *et al.*, 1992) determinando-se os pesos moleculares e pontos isoeléctricos num analisador de imagem PDI, The Discovery Series, Quantity One v.2.4.

Resultados e discussão

Nas Figuras 1 e 2 encontram-se representados os valores de proteína solúvel extraída por cada uma das soluções de extracção, para cada uma das espécies estudadas. Os valores apresentados são a média de três determinações. As amostras de cavala e de sarda sujeitas às diferentes temperaturas apresentam idêntica evolução dos teores de proteína extraída por cada uma das soluções estudadas. A 20°C os valores de proteína solúvel das amostras ex-

traídas com os vários solventes variam, em geral, entre 1,7 e 2,4mg/ml e vão diminuindo com o aumento da temperatura de tratamento das amostras. Os extractos de CNBr têm, nas três espécies, valores bastante mais baixos, (<1,0mg/ml), que resultam da perda de péptidos de peso molecular, inferior a 12,0 kDa durante a diálise efectuada no decurso da sua preparação. A ocorrência destes péptidos e a constância dos seus níveis a qualquer temperatura resulta da acção de ruptura do CNBr ao nível dos resíduos de metionina (Mackie *et al.*, 1992). A comparação dos resultados obtidos com as várias soluções de extracção mostra que as soluções com menor capacidade de solubilização a temperaturas elevadas e maior variabilidade de resultados são a água e o triton X-100. A solubilidade das proteínas das espécies estudadas diminui acentuadamente nestas soluções e, em particular, no caso da cavala e da sarda, até aos 70°-80°C, em consequência da progressiva desnaturação das proteínas sarcoplásmicas. A temperaturas mais elevadas, os níveis de proteína solúvel são relativamente baixos e constantes.

Nas amostras de cavala sujeitas a temperaturas superiores a 80°C, verifica-se, no entanto, um ligeiro aumento dos níveis de proteína solúvel em água como resultado provável da coagulação das proteínas sarcoplásmicas em pequenas partículas que não foram completamente removidas na centrifugação. Os extractos obtidos com NaCl 0,1M são também afectados pela acção da temperatura, embora em menor grau. As extracções com ureia 6M + 2β-mercaptoetanol registaram os valores mais elevados de proteína solubilizada e não foram, por seu lado, significativamente afectados pela desnaturação das proteínas pelo calor. Este

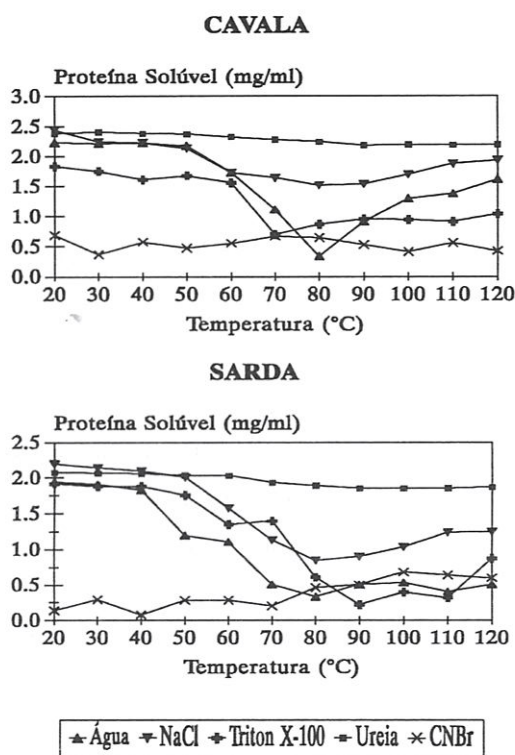


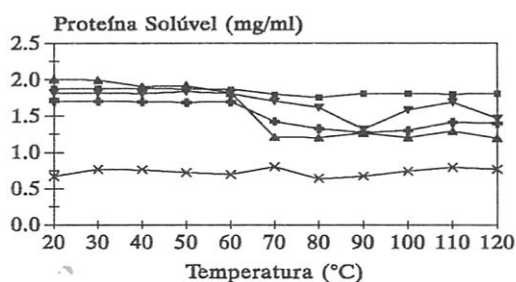
Figura 1 - Teores de proteína extraída por diferentes solventes em amostras de cavala e sarda sujeitas a diferentes temperaturas.

comportamento resulta da capacidade de ruptura das ligações hidrofóbicas e de hidrogénio das proteínas pela ureia e das ligações S-S por acção do 2 β -mercapto-etanol.

Para comparação das proteínas das amostras de cavala extraídas por cada uma das soluções estudadas, procedeu-se à sua análise por focagem isoelectrica. Na Figura 3 encontram-se os perfis electroforéticos das amostras extraídas com água. Conforme referido anteriormente, à

medida que a temperatura de cozedura aumenta, a quantidade de proteína solubilizada diminui, daí que também o número de bandas proteicas visíveis nos perfis electroforéticos vai diminuindo, em particular até aos 60°C. A partir dos 70°C as únicas proteínas detectadas situam-se na zona ácida (pH 5,50-4,50) e são constituídas por parvalbuminas conforme foi possível averiguar pela determinação do seu peso molecular por electroforese. As parvalbuminas são proteínas sarcoplásmicas de carácter ácido com peso molecular entre 9,0 e 12,0 kDa, têm uma elevada estabilidade térmica e diferem marcadamente de espécie para espécie, pelo que têm sido propostas como critério de diferenciação das espécies (Hamoir, 1968; Focant *et al.*, 1987; Gillis *et al.*, 1979). Os perfis electroforéticos dos extractos obtidos com água e triton X-100 são comparáveis e mostram uma grande semelhança entre as proteínas solubilizadas por ambos os extractos. Esta semelhança resulta do facto do triton X-100 ser um detergente não iónico e por isso de fraco poder solubilizador sobre as proteínas desnaturadas. A utilização de NaCl 0,1M como solução extractante, e portanto actuando ao nível das ligações iónicas (Tsuchiya *et al.*, 1980), também não se revelou eficaz na solubilização das proteínas aglomeradas pela acção do calor. Apesar da maior concentração dos extractos proteicos (Figs. 1 e 2), apenas foram detectadas proteínas de carácter ácido, as parvalbuminas, nos perfis proteicos das amostras sujeitas a temperaturas superiores a 60°C.

CARAPAU BRANCO



— Água ▼ NaCl * Triton X-100 - Ureia x CNBr

Figura 2 - Teores de proteína extraída por diferentes solventes em amostras de carapau sujeitas a diferentes temperaturas

Nos extractos obtidos por acção da ureia 6M + 2 β -mercaptoetanol 20mM (Fig. 4) o tipo de proteínas detectadas foi idêntico ao determinado para os solventes anteriores e também aqui se pode confirmar o aparecimento quase exclusivo, a altas temperaturas, das parvalbuminas. Para além destas proteínas foi ainda detectada em todas as amostras uma proteína com um pI de 6,39.

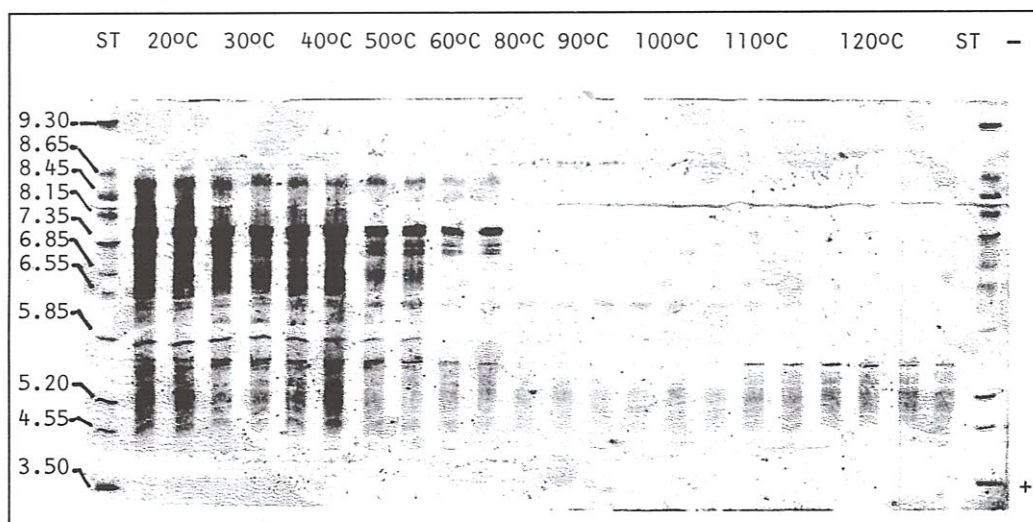


Figura 3 - Perfis proteicos obtidos por focagem isoelectrica das amostras de cavala submetidas a várias temperaturas e extraídas com água.

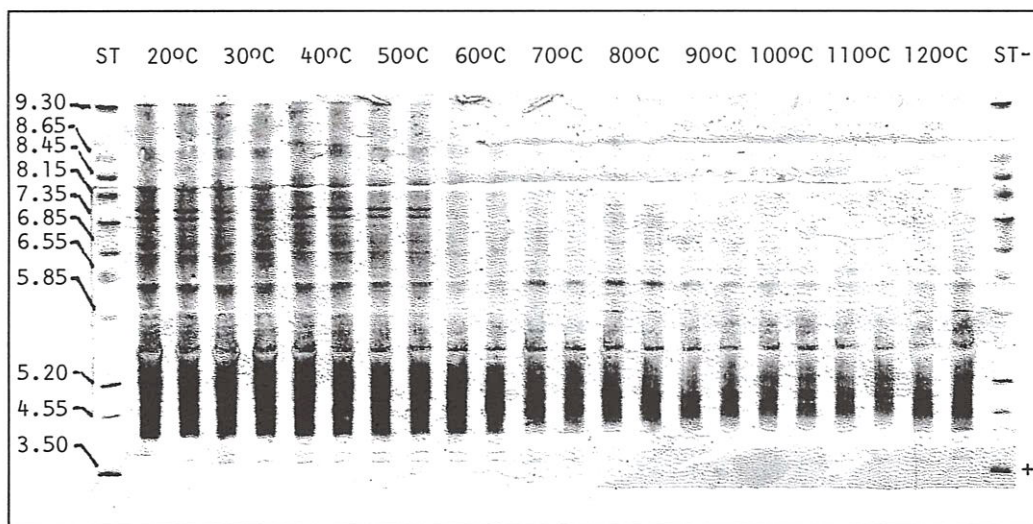


Figura 4 - Perfis proteicos obtidos por focagem isoelectrica das amostras de cavala submetidas a várias temperaturas e extraídas com ureia 6M + 2 β -mercaptoetanol 20mM.

Tendo em consideração o tipo de ligações sobre as quais actua a ureia e o 2 β -mercaptoetanol e o reduzido efeito ao nível do aparecimento nos perfis electroforéticos de novos peptídeos a partir dos 60°C, será de admitir que as proteínas de cavala têm uma composição que, mesmo a temperaturas relativamente pouco elevadas, é fortemente favorável à formação de um maior número de ligações covalentes, como novas ligações peptídicas que, em princípio, ocorrerá nos resíduos de metionina (Carvajal e Gallo, 1984; Mackie, 1980). Outros autores (Mackie *et al.*, 1992) têm igualmente vindo a referir o insucesso da utilização de soluções de ureia na extracção de proteínas ou dos seus fragmentos, para identificação de diferentes espécies de tunídeos, em particular, devido ao aparecimento nos perfis electroforéticos de poucas bandas, em geral, comuns a várias espécies.

Os perfis obtidos por fraccionamento das proteínas com CNBr 5M estão representados na Figura. 5. Como se pode observar, os perfis proteicos mantêm-se praticamente inalteráveis à medida que a temperatura de cozedura das amostras aumenta, sendo também particularmente visível um aglomerado de proteínas na zona de baixo pH (5,28-4,59), as parvalbuminas. Para além destas proteínas foram também detectados fragmentos importantes a pH 8,62; 7,67; 6,48; 6,40; 6,00 e 5,50. Conforme referido anteriormente, o CNBr provoca a ruptura das proteínas exclusivamente nos resíduos de metionina, libertando fragmentos solúveis em água, que vão dar excelentes perfis proteicos característicos de cada espécie (Carvajal, 1984, Mackie *et al.*, 1992). O grande número de bandas proteicas detectadas a qualquer temperatura, bem como a independência dos perfis obtidos relativamente à temperatura a que foram sujeitas as amostras analisadas, confere a esta metodologia de análise um interesse particular na identificação de espécies em conserva.

Com o objectivo de avaliar a especificidade dos perfis proteicos obtidos com algumas das soluções estudadas, relativamente às diferentes espécies analisadas, procedeu-se igualmente à extracção de amostras de sarda e carapau, cruas (20°C) e cozidas a 110° e 120°C, com água, CNBr 5M e ureia 6M + 2 β -mercaptoetanol. Paralelamente foram efectuadas em conservas rotuladas como cavala, extractos com uma solução de CNBr 5M. A metodologia aplicada permitiu a obtenção de perfis electroforéticos específicos de cada espécie nas amostras de peixe cru extraídas com água (Fig.6). Nos extractos de CNBr 5M efectuados nas amostras cozidas a 110° e 120°C, as amostras de carapau apresentaram perfis distintos dos detectados na cavala e na sarda (Fig. 7). Estas duas espécies, do género *Scomber* apresenta-

ram, por seu lado, perfis muito idênticos, o que está de acordo com as dificuldades referidas por alguns autores (Mackie *et al.*, 1992) na identificação de conservas de espécies do mesmo género pertencentes à família *Scombridae*.

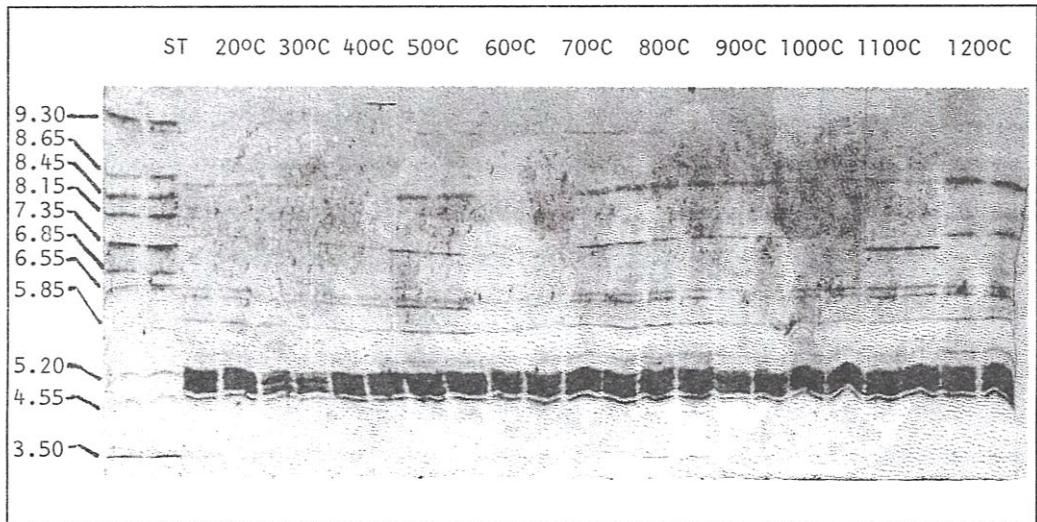


Figura 5 - Perfis proteicos obtidos por focagem isoeléctrica das amostras de cavala submetidas a várias temperaturas e extraídas com CNBr 5M.

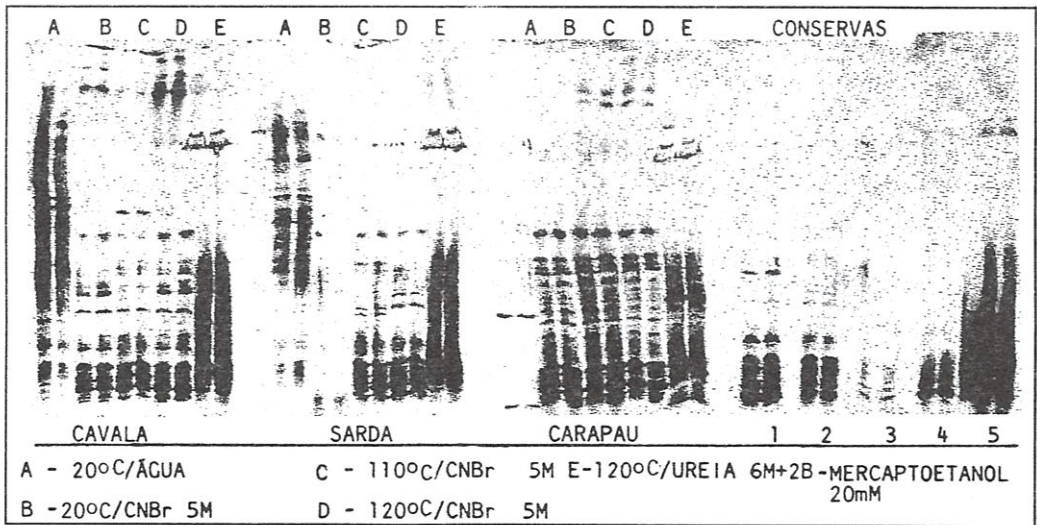


Figura 6 - Perfis obtidos por focagem isoeléctrica das amostras de cavala, sarda, carapau cozidas a 20°, 110 e 120°C e de conservas de cavala, extraídas com água, ureia 6M+ 2B-mercaptoetanol 20mM e CNBr 5M.

Para o controlo de identidade, não se torna necessário proceder à identificação da espécie com que este foi preparado, mas unicamente verificar, por comparação com amostras

bem identificadas, se foi produzido com a espécie indicada no rótulo. É à face deste procedimento que se faz a avaliação dos resultados obtidos com a análise das amostras de conserva. Assim, a análise dos resultados obtidos na focagem isoelétrica dos extractos de CNBr 5M das conservas permite verificar, através do reduzido número de bandas proteicas detectadas sobretudo nas conservas 3 e 4, a existência de condições de esterilização bastante diferentes das simuladas no laboratório, o que resulta da falta de padronização das condições de pressão e temperatura de autoclavagem utilizadas na produção de conservas de peixe. É importante verificar que, mesmo sob as severas condições de temperatura a que as amostras foram sujeitas, a acção do calor não reduziu os perfis proteicos tanto quanto é visível nas amostras de conservas. Este comportamento parece evidenciar que condições excessivas de esterilização pelo calor são empregues pela indústria, presumivelmente para assegurar a segurança dos produtos. Em relação à espécie utilizada na preparação das conservas, as diferenças entre os perfis das proteínas visíveis na conserva nº1, sobretudo parvalbuminas, e os perfis das amostras padrão de cavala e sarda não permitem diferenciar com clareza entre a utilização de cavala ou sarda (Fig. 7). No caso da conserva nº2 a espécie utilizada foi sarda, ao contrário do rotulado, e nas conservas 3, 4 e 5 a espécie identificada foi a cavala.

Com o objectivo de avaliar as potencialidades da electroforese em gel de poliacrilamida (PAGE-SDS) na identificação de espécies em conserva, e ainda tendo em vista a obtenção de informação complementar sobre a natureza do peso molecular das moléculas presentes durante a desnaturação pelo calor, procedeu-se à análise pela referida técnica dos extractos obtidos com os diferentes solventes. A metodologia aplicada, no caso das amostras de peixe cozido entre 20° e 60°C, deu origem a perfis electroforéticos semelhantes para a cavala e a sarda. A partir dos 70°C, as proteínas detectadas nos perfis das três espécies e nos extractos de água, triton X-100, NaCl 0,1M e ureia 6M + 2β-mercaptoetanol 20mM encontram-se junto da frente de migração e caracterizam-se, por isso, por um baixo peso molecular (<12,0 kDa). Nos extractos de CNBr 5M os perfis electroforéticos são independentes da acção da temperatura de tratamento e apresentam um reduzido número de bandas proteicas maioritariamente localizadas na zona de peso molecular inferior a 18,0 kDa. Em conclusão, podemos dizer que a electroforese veio confirmar o que já tinha sido observado na focagem isoelétrica, isto é, com o aumento da temperatura a que o pescado é sujeito há uma desnaturação das suas proteínas, causando o desaparecimento de algumas bandas no gel. Confirma-se

também que a desnaturação é mais acentuação para temperaturas mais altas. As proteínas que resistem a este efeito encontram-se na zona de baixos pesos moleculares (12,0-18,0 kDa) e podem ser identificadas como parvalbuminas. Os resultados obtidos mostram que a electrorese (PAGE-SDS) é ineficaz na identificação de espécies de pescado em conserva. No âmbito deste trabalho encontra-se perspectivado o aprofundamento de alguns aspectos nomeadamente, a utilização de gamas de pH mais estreitas e apropriadas para a detecção de parvalbuminas, a utilização de todas as moléculas extraídas com CNBr 6M + 2 β -mercaptoetanol 20mM com peso molecular superior a 2,0 kDa e ainda a eventual utilização de DNA como molécula de identificação.

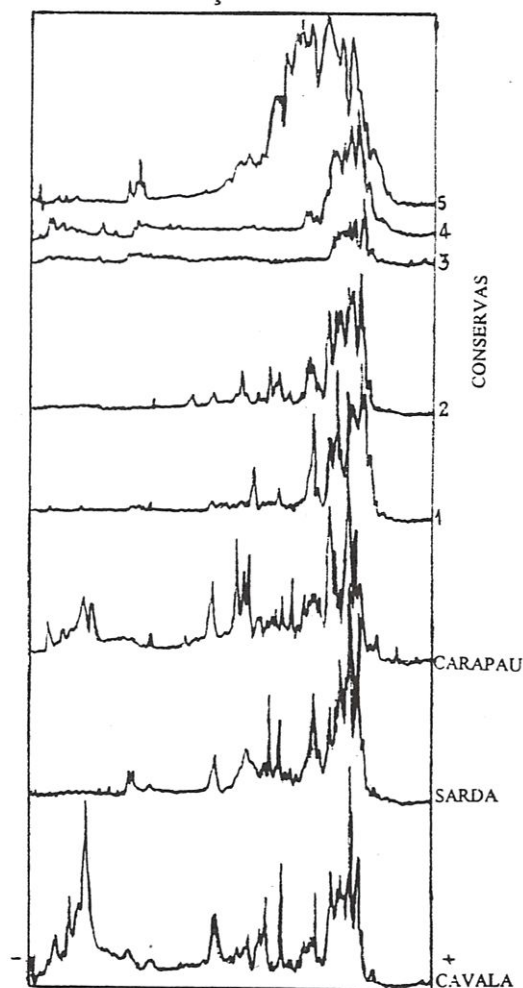


Figura 7 - Comparação dos densitogramas dos perfis de focagem isoeléctrica das amostras, de polpa de cavala, sarda e carapau cozidas a 120°C e de conserva 1, 2, 3, 4 e 5 extraídas com CNBr 5M em acetonitrilo.

Referências bibliográficas

- BASAGLIA, F.; MARCHETTI, M.G., 1991. Study of the soluble white muscle tissue proteins from fifteen Sparidae species. *Journal of Fish Biology*, 38: 763-772.
- BRADFORD, M.M., 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry*, 72: 248-254.
- CARVAJAL, G., 1984. Identificación de escombridos de interés industrial en fresco y en conservas por isoelectrofocalización. *Bol. Inv. Inst. Tec. Pesc.*, 2(1): 37-43.
- CARVAJAL, G.; GALLO, M., 1984. Electroforegramas de las proteínas de pescado peruanos. *Bol. Inv. Inst. Tec. Pesc.*, 2(1): 25-35.
- FOCANT, B.; VANDEWALLE, P.; HAMOIR, G., 1987. The parvalbumins, a convenient and effective tool for identification of fish species. *J. of Muscle Res. and Cell Motil.*, 8: 57-62.
- GILLIS, J.M.; PIRONT, A.; GOSSELIN-REY, C., 1979. Parvalbumins distribution and physical state inside the muscle cell. *Biochimica et Biophysica Acta*, 585: 444-450.
- HAMOIR, G., 1968. The comparative biochemistry of fish sarcoplasmic proteins. *Acta Zoologica et Pathologica Antuerpiensia*, 46: 69-76.
- MACKIE, I., 1980. A review of some recent applications of electrophoresis and isoelectric focusing in the identification of species of fish in fish and fish products. In: Ed. Connell, J.J. *Advances in Fish Science and Technology*, Fishing News Books, London, 444-451.
- MACKIE, I., 1990. Identifying species of fish. *Analytical proceedings*, 27: 89-92.
- MACKIE, I.; REECE, P.; PEREZ-MARTIN, R.I., 1992. An investigation into methods of identifying species of canned fish. Western European Fish Technologist's Association Meeting, September 8-12th, Lisboa, Portugal, 1-11.
- MENDES, R.; BATISTA, I.; NUNES, M.L., 1992. Importância da identificação de espécies de pescado no controlo de qualidade. 12ª Semana das Pescas dos Açores. Horta, Março.
- REHBEIN, H., 1990a. Electrophoretic techniques for species identification of fishery products. *Z. Lebensm. Unters. Forsch.*, 191: 1-10.
- REHBEIN, H., 1990b. Fish species identification by HPLC of sarcoplasmic proteins. *Fresenius J. Anal. Chem.*, 337: 106-110.
- SCOBIE, A.E.; MACKIE, I.M. 1990. The use of sodium dodecyl sulfate polyacrylamide gel electrophoresis in fish species - A procedure suitable for cooked and raw fish. *J. Sci. Food Agric.*, 44: 343-351.
- SHAKLEE, B.J.; KEENAN, C.P., 1986. A practical laboratory guide to the techniques and methodology of electrophoresis and its application to fish fillet identification. CSIRO Marine Laboratories, report 177, Hobart, 59p.
- TSUCHIY A, Y.; TSUCHIYA, T.; MATSUMOTO, J.J., 1980. The nature of the cross-bridges constituting aggregates of frozen stored carp myosin and actomyosin. In: Ed. Connell, J.J. *Advances in Fish Science and Technology*, Fishing News Books, London, 428-434.

PUBLICAÇÕES AVULSAS DO INIP

1982

- Nº 1 - **PESCA ARTESANAL NA COSTA ALGARVIA. SUBSÍDIO PARA O CONHECIMENTO DO SEU ESTADO ACTUAL** - Fernando Correia da Costa; Maria de Lourdes Paes de Franca.
- Nº 2 - **PESCA ARTESANAL NA COSTA ALGARVIA. DOCUMENTAÇÃO FOTOGRÁFICA** - Maria de Lourdes Paes de Franca; Fernando Correia da Costa; Carlos Calado (Fotografias).

1984

- Nº 3 - **PESCA ARTESANAL NA ZONA CENTRO DA COSTA OCIDENTAL PORTUGUESA. SUBSÍDIO PARA O CONHECIMENTO DO SEU ESTADO ACTUAL** - Maria de Lourdes Paes da Franca; Fernando Correia da Costa.
- Nº 4 - **PESCA ARTESANAL NA ZONA CENTRO DA COSTA OCIDENTAL PORTUGUESA. DOCUMENTAÇÃO FOTOGRÁFICA** - Fernando Correia da Costa; Maria de Lourdes Paes da Franca; Carlos Calado (Fotografias).

1985

- Nº 5 - **CONTRIBUIÇÃO PARA A DIVULGAÇÃO DAS PRINCIPAIS ARTES DE PESCA AO "ATUM"** - Alberto M. Leite; David B. Gil; Fernando C. Costa; Fernando R. Rebordão.

1986

- Nº 6 - **PESCA ARTESANAL NA ZONA NORTE DA COSTA OCIDENTAL PORTUGUESA. SUBSÍDIO PARA O CONHECIMENTO DO SEU ESTADO ACTUAL** - Fernando Correia da Costa; Maria de Lourdes Paes da Franca.
- Nº 7 - **PESCA ARTESANAL NA ZONA NORTE DA COSTA OCIDENTAL PORTUGUESA. DOCUMENTAÇÃO FOTOGRÁFICA** - Maria de Lourdes Paes da Franca; Fernando Correia da Costa; Carlos Calado (Fotografias).
- Nº 8 - **PEIXES DE INTERESSE COMERCIAL. (LISTA DE NOMES PORTUGUESES)** - J. G. Sanches.
- Nº 9 - **NOMENCLATURA E DIAGNOSE DOS PRINCIPAIS PEIXES MARINHOS DE PORTUGAL (CICLÓSTOMOS, SELÁCEOS E HOLOCÉFALOS)** - J. G. Sanches
- Nº 10 - **DEFINIÇÃO E CLASSIFICAÇÃO DAS CATEGORIAS DE ARTES DE PESCA** - C. Nédémec. Versão Portuguesa de : Alberto M. Leite; David B. Gil; João Viegas; Manuel B. Metelo.

1987

- Nº 11 - **CONTRIBUIÇÃO PARA O CONHECIMENTO DA PESCA DO RIO GUADIANA, EM PARTICULAR NO BAIXO GUADIANA** - Maria de Lourdes Paes da Franca; Fernando Correia da Costa; Maria de Fátima Rosa Lopes.
- Nº 12 - **JORNADAS SOBRE NUTRIÇÃO EM AQUACULTURA. NATO WORKSHOP ON NUTRITION. (NATO SCIENCE FOR STABILITY PROGRAMME)** - Lisboa, 29 - 31 Janeiro 1985.

1988

- Nº 13 - **DEFINIÇÃO E CLASSIFICAÇÃO DOS TIPOS DE NAVIOS DE PESCA. (FAO FISH. TECH. PAP Nº 267)** - Versão Portuguesa de: Alberto M. Leite; David B. Gil; Manuel B. Metelo; Dagoberto S. Ferraz.

1989

- Nº 14 - **NOMENCLATURA PORTUGUESA DE ORGANISMOS AQUÁTICOS. (PROPOSTA PARA NORMALIZAÇÃO ESTATÍSTICA)** - J. G. Sanches.
- Nº 15 - **HISTOIRES NATURELLES FRANCO-PORTUGAISES DU XIX^e SIÈCLE** - Jacques Daget; Luiz Saldanha.

1991

- Nº 16 - **CATÁLOGO DOS PRINCIPAIS PEIXES MARINHOS DA REPÚBLICA DA GUINÉ-BISSAU** - J. G. Sanches.
- Nº 17 - **COLÓQUIO "CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS VIVOS MARINHOS"** - INIP, Lisboa, 25 - 27 Setembro 1989.
- Nº 18 - **GUIA DE IDENTIFICAÇÃO DO PESCADO DE PORTUGAL SUBMETIDO A TAMANHO MÍNIMO DE CAPTURA** - J. G. Sanches.

1992

- Nº 19 - **SEMINÁRIO SOBRE AQUACULTURA MEDITERRANICA 91** - INIP, Lisboa, 11 - 13 de Dezembro 1991.

1993

- Nº 20 - **MANUSEAMENTO DO PESCADO** - Irineu Batista; Maria Leonor Nunes.
- Nº 21 - **FUMAGEM DE PEIXE** - Irineu Batista; Maria Leonor Nunes.
- Nº 22 - **SALGA E PESCA DE PEIXE. UM GUIA PRÁTICO** - Irineu Batista; Maria Leonor Nunes.
- Nº 23 - **COMO MARIA MELHOROU O SEU POSTO DE VENDA E OS NEGÓCIOS PROSPERARAM** - Maria Leonor Nunes; Irineu Batista (Tradução Portuguesa).
- Nº 24 - **A GUERRA DA SUJIDADE. CONTROLO SANITÁRIO NA INDÚSTRIA DA PESCA** - Maria Leonor Nunes; Irineu Batista (Tradução Portuguesa).



INSTITUTO PORTUGUÊS DE INVESTIÇÃO MARÍTIMA

Avenida de Brasília

1400 LISBOA

Portugal