



CENTRO DE OCEANOGRAFIA

**“ESTUDO DE INVESTIGAÇÃO, CARACTERIZAÇÃO E
VALORIZAÇÃO AMBIENTAL DA BAÍA DO SEIXAL”**

COMUNIDADES BIOLÓGICAS

Relatório final

Janeiro 2011

EQUIPA TÉCNICA

Isabel Caçador

António Teixeira

José Lino Costa

Gilda Silva

Bernardo Duarte

João Paulo Medeiros

Carla Azeda

Nuno Castro

Nuno Prista

Lucía López Garaulet

Paula Chainho

Henrique Cabral

Maria José Costa

Índice

1. INTRODUÇÃO	1
2. CARACTERIZAÇÃO BIOLÓGICA	2
2.1. POVOAMENTOS DE SAPAL.....	2
2.1.1. INTRODUÇÃO.....	2
2.1.2. METODOLOGIA.....	3
2.1.3. DETERMINAÇÃO DA BIOMASSA AÉREA E RADICULAR.....	4
2.1.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	4
2.1.4.1. <i>INVENTÁRIO DAS PLANTAS VASCULARES PRESENTES NA ZONA DE SAPAL</i>	4
2.1.4.2. <i>DETERMINAÇÃO DA COBERTURA E ABUNDÂNCIA DAS DIFERENTES ESPÉCIES VEGETAIS</i>	5
2.1.4.3. <i>DETERMINAÇÃO DAS BIOMASSAS AÉREA E SUBTERRÂNEA DAS ESPÉCIES VEGETAIS MAIS ABUNDANTES</i>	6
2.2. MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS.....	7
2.2.1. INTRODUÇÃO.....	7
2.2.2. METODOLOGIA.....	9
2.2.2.1. <i>AMOSTRAGEM</i>	9
2.2.2.2. <i>TRABALHO DE LABORATÓRIO</i>	11
2.2.2.2.1. Sedimentos.....	11
2.2.2.2.2. Material biológico.....	11
2.2.2.3. <i>TRATAMENTO MATEMÁTICO DOS DADOS</i>	12
2.2.2.3.1. Caracterização abiótica da área de estudo.....	12
2.2.2.3.2. Caracterização biótica da área de estudo.....	13
2.2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	14
2.2.3.1. <i>CARACTERIZAÇÃO ABIÓTICA</i>	14
2.2.3.1.1. Parâmetros ambientais da água de superfície.....	14
2.2.3.1.2. Granulometria dos sedimentos.....	17
2.2.3.2. <i>CARACTERIZAÇÃO BIÓTICA</i>	18
2.2.3.2.1. Elenco faunístico e estrutura das comunidades.....	18
2.2.3.2.2. Variação espaço-temporal das comunidades.....	28
2.3. COMUNIDADES PÍSCICOLAS.....	31
2.3.1. INTRODUÇÃO.....	31
2.3.2. METODOLOGIA.....	33
2.3.2.1. <i>AMOSTRAGEM</i>	33
2.3.2.2. <i>TRABALHO DE LABORATÓRIO</i>	35
2.3.2.3. <i>CARACTERIZAÇÃO DA ICTIOFAUNA</i>	35
2.3.2.4. <i>CARACTERIZAÇÃO DA FAUNA ACOMPANHANTE DA ICTIOFAUNA</i>	35
2.3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	36
2.3.3.1. <i>PARÂMETROS FÍSICOS DA ÁGUA</i>	36
2.3.3.2. <i>ICTIOFAUNA</i>	36

1.3.3.3. FAUNA ACOMPANHANTE DA ICTIOFAUNA	42
2.4. AVIFAUNA.....	47
2.4.1. INTRODUÇÃO	47
2.4.2. METODOLOGIA.....	49
2.4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
3. QUALIDADE AMBIENTAL.....	65
3.1. POLUIÇÃO ORGÂNICA.....	65
3.1.1. INTRODUÇÃO	65
3.1.2. METODOLOGIA.....	66
3.1.2.1. SEDIMENTOS	66
3.1.2.1.1. Matéria orgânica total.....	66
3.1.2.2. BIOTA.....	67
3.1.2.2.1. Índice Biótico Marinho.....	67
3.1.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	68
3.1.3.1. SEDIMENTOS	68
3.1.3.2. BIOTA.....	70
3.2. CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS	73
3.2.1. ÁGUA E SEDIMENTOS	73
3.2.1.1. INTRODUÇÃO	73
3.2.1.2. METODOLOGIA.....	73
3.2.1.2.1. Amostragem e Preparação das Amostras	73
3.2.1.2.2. Determinação de metais pesados.....	74
3.2.1.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	75
3.2.1.3.1. Estudo da acumulação de metais pesados nos sedimentos do sapal, análise local do registo histórico, e determinação do factor de enriquecimento	75
3.2.1.3.2. Retenção de metais nos sedimentos.....	77
3.2.2. POVOAMENTOS DE SAPAL.....	77
3.2.2.1. INTRODUÇÃO	77
3.2.2.2. METODOLOGIA.....	77
3.2.2.2.1. Determinação de metais pesados na vegetação.....	77
3.2.2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	78
3.2.2.3.1. Determinação dos teores de metais pesados nas partes aéreas e subterrâneas das plantas e no rizo-sedimento do sapal.....	78
3.2.2.3.2. Retenção de metais pesados nas plantas	79
3.2.3. FAUNA.....	80
3.2.3.1. METODOLOGIA.....	80
3.2.3.1.1. Amostragem	80
3.2.3.1.2. Trabalho de laboratório e tratamento dos dados	81
3.2.3.2. RESULTADOS E DISCUSSÃO	82
3.3. ESPÉCIES EXÓTICAS	87

4. EXPLORAÇÃO DOS RECURSOS BIOLÓGICOS	89
4.1. PESCA PROFISSIONAL E MARISQUEIRO	89
4.1.1. INTRODUÇÃO	89
4.1.2. METODOLOGIA.....	90
4.1.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	90
4.1.3.1. <i>PESCA PROFISSIONAL</i>	90
4.1.3.2. <i>MARISQUEIRO</i>	94
4.2. PESCA LÚDICA	96
4.2.1. INTRODUÇÃO	96
4.2.2. METODOLOGIA.....	97
4.2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	100
4.2.3.1. <i>ACTIVIDADE</i>	100
4.2.3.2. <i>TIPO DE PESCA</i>	101
4.2.3.3. <i>ISCO</i>	102
4.2.3.4. <i>CAPTURAS</i>	103
4.2.3.5. <i>ASPECTOS SOCIOECONÓMICOS</i>	106
5. CONCLUSÕES.....	113
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	118

ANEXOS

ANEXO I – REGISTO DE FOTOS DA AVIFAUNA

ANEXO II – ARTIGO PUBLICADO NA REVISTA ECOLOGICAL INDICATORS

ANEXO III – TESE DE MESTRADO

ANEXO IV – INQUÉRITOS À PESCA PROFISSIONAL

ANEXO V – INQUÉRITOS E REGISTOS À PESCA LÚDICA

ANEXO VI – INQUÉRITO SOCIOECONÓMICO À PESCA LÚDICA

1. INTRODUÇÃO

Devido às suas características naturais, a Baía do Seixal apresenta um património biológico importante, nomeadamente no que diz respeito ao ecossistema aquático e às suas margens. Além disso, a melhoria ambiental que se tem verificado na zona nos últimos tempos permitia antever um elevado potencial do local para albergar comunidades biológicas ainda mais enriquecidas.

Entre as diferentes componentes biológicas presentes na área, destacam-se os povoamentos de sapal, devido ao seu valor ecológico e estético, as comunidades de macroinvertebrados bentónicos estuarinos, pelo seu papel nas cadeias tróficas e por constituírem excelentes indicadores de qualidade ambiental, os peixes, pelo seu interesse ecológico e comercial, e a avifauna aquática, pela sua importância em termos de conservação e por constituir a face mais visível e emblemática do importante património natural da região. Estas foram por isso as comunidades biológicas estudadas no decurso do presente estudo.

Em complemento, foi ainda analisada a qualidade ambiental da área de estudo, quer em termos de enriquecimento em matéria orgânica ou metais pesados, quer em termos de presença de espécies exóticas invasoras. Tendo em conta a importância da área sob o ponto de vista de exploração dos recursos haliêuticos, quer no passado, quer actualmente, procedeu-se ainda ao estudo e caracterização da pesca profissional, marisqueiro e pesca lúdica na Baía do Seixal.

2. CARACTERIZAÇÃO BIOLÓGICA

2.1. POVOAMENTOS DE SAPAL

2.1.1. INTRODUÇÃO

Nas margens dos estuários, em condições de baixo hidrodinamismo, desenvolvem-se os sapais, formados por vegetação herbácea ou arbustiva, sujeita a inundações periódicas, em consequência das flutuações do nível das massas de água adjacentes. Os sapais são estruturas dinâmicas, influenciadas pela acção conjunta da água, dos sedimentos e da própria vegetação. Apresentam, naturalmente, um carácter de transição, entre comunidades terrestres e marinhas. A maior parte dos organismos nos sapais é de origem terrestre, incluindo neste caso a totalidade das plantas vasculares. A vegetação de sapal é relativamente pobre do ponto de vista florístico. Os sapais são quase exclusivamente colonizados por um reduzido número de espécies, pertencentes a poucos géneros, bem adaptados do ponto de vista morfológico e fisiológico ao habitat peculiar que colonizam. As condições físico-químicas dos sapais são adversas relativamente à nutrição, crescimento e reprodução da maioria das plantas vasculares, limitando assim o número das espécies capazes de suportar aquelas condições ambientais.

A presença e distribuição das plantas no sapal são uma das características mais marcantes da ecologia destes habitats, que sempre atraiu a atenção dos investigadores. O conhecimento completo da dinâmica das comunidades vegetais e dos processos físicos e bióticos que interatuam, e são responsáveis pela distribuição e abundância das plantas no sapal, permite-nos interpretar e prever a resposta dos sapais às alterações antropogénicas, tais como a eutrofização e as alterações climáticas. Até meados do século XX as áreas de sapal eram frequentemente drenadas, para obtenção de terrenos agrícolas e para instalar cidades e zonas industriais, sem preocupações sobre a sua importância ecológica. Só a partir da década de 1970 a sociedade começa a reconhecer o valor destes ecossistemas e a legislar no sentido da sua protecção. Considerados entre os ecossistemas mais valiosos da biosfera e protegidos por vários acordos internacionais de conservação e por directivas comunitárias, cada vez é mais reconhecida a sua importância ecológica e social, bem exemplificada com a recente inclusão dos sapais como elemento a considerar na avaliação ecológica da água a realizar no âmbito da Directiva Quadro da Água (WFD, 2000/60/EC).

Para o estudo dos povoamentos de sapal da Baía do Seixal, foram desenvolvidas as seguintes actividades:

- 1- Inventário das espécies vegetais (plantas vasculares) presentes na zona de sapal;
- 2 - Determinação da cobertura e sociabilidade das diferentes espécies vegetais;
- 3 - Determinação das biomassas aérea e subterrânea das espécies vegetais mais abundantes nas áreas de sapal;
- 4 - Estudo da acumulação de metais pesados nos sedimentos do sapal, análise local do registo histórico, e determinação do factor de enriquecimento;
- 5 - Determinação dos teores de metais pesados nas partes aéreas e subterrâneas das plantas e no rizo-sedimento do sapal;
- 6 - Quantificação dos teores de acumulação de metais pesados nas plantas e no sedimento do sapal;
- 8 - Avaliação da importância do ecossistema sapal na área de estudo, nomeadamente na reciclagem e na retenção de poluentes.

Os três primeiros tópicos serão abordados no presente capítulo, enquanto que os restantes serão focados no capítulo respeitante à qualidade ambiental da Baía do Seixal.

2.1.2. METODOLOGIA

Para estudar a estrutura e dinâmica da vegetação procedeu-se ao inventário florístico e determinou-se a cobertura das diferentes espécies. A cobertura foi estimada através da projecção da área ocupada por essa espécie na área total de um transecto, com um metro de lado, perpendicular à linha de costa, com início na margem seca, (Braun-Blanquet, 1979). Os resultados apresentados representam a cobertura relativa de cada espécie no transecto.

Para estudar a variação sazonal da biomassa aérea das diferentes espécies halófitas recolheram-se 5 amostras de *Spartina maritima* (Figura 2.1.a) e *Sarcocornia perennis* (Figura 2.1.b) utilizando um quadrado de (30 x 30) cm², e de *Halimione portulacoides* (Figura 2.1.c) e *Sarcocornia fruticosa* (Figura 2.1.d), utilizando um quadrado de (50 x 50) cm². Após a recolha do material vegetal contido nos referidos quadrados procedeu-se à recolha de rizo-sedimento com o auxílio de uma sonda de 7 cm de diâmetro e 70 cm de comprimento, para determinação da biomassa radicular das referidas espécies (Caçador et al., 1999a).

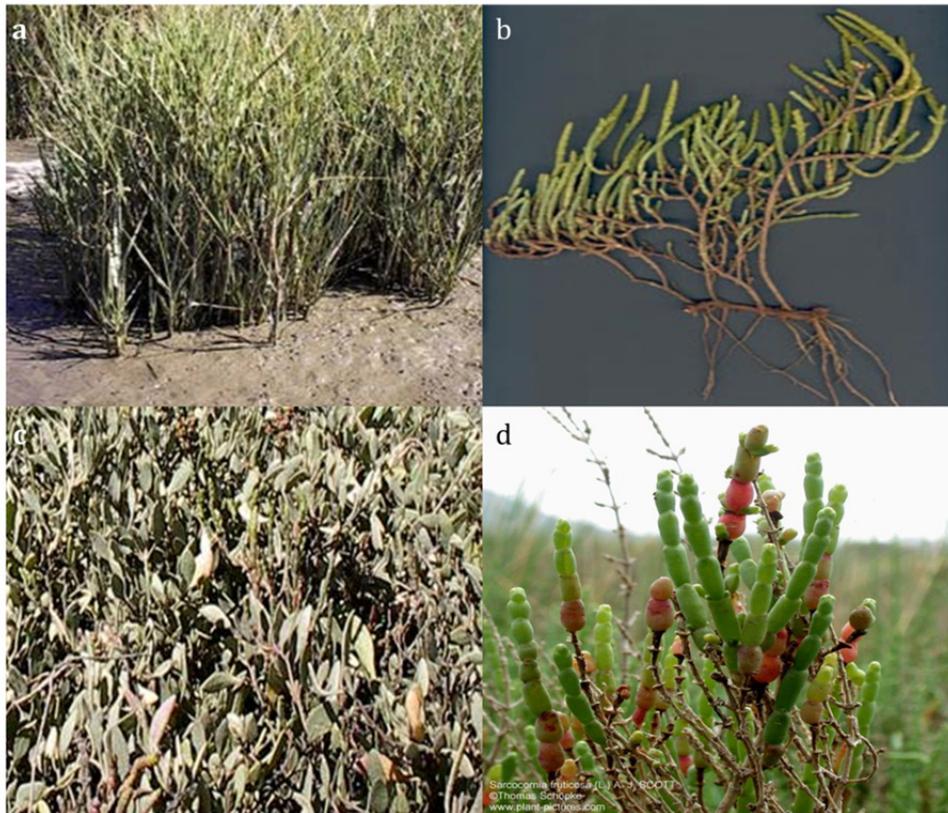


Figura 2.1. Principais espécies de halófitas presentes no sapal de Corroios: *Spartina maritima* (a), *Sarcocornia perennis* (b), *Halimione portulacoides* (c) e *Sarcocornia fruticosa* (d).

2.1.3. DETERMINAÇÃO DA BIOMASSA AÉREA E RADICULAR

No laboratório as plantas foram cuidadosamente lavadas e secas em estufa a 60° até se obter um peso constante. A biomassa foi calculada em kg de peso seco por m².

2.1.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.1.4.1. INVENTÁRIO DAS PLANTAS VASCULARES PRESENTES NA ZONA DE SAPAL

Analisando os resultados obtidos no inventário florístico (Tabela 2.1.) efectuado no âmbito deste trabalho nas comunidades de sapal da Baía do Seixal, verificou-se que as espécies halófitas, mais frequentes, se distribuíram por 9 géneros e 5 famílias (Chenopodeaceae, representada por 6 géneros e Asteraceae, Poaceae, Polygonaceae e Juncaceae com um género cada).

Tabela 2.1. Lista de espécies de plantas vasculares inventariadas na Baía do Seixal

Família ASTERACEAE

Inula chritmoides

Família CHENOPODIACEAE

Arthrocnemum macrostachyum (Moric.) Moris

Atriplex halimus L.

Halimione portulacoides (L.) Aellen

Sarcocornia fruticosa (L.) A. J. Scott

Sarcocornia perennis (Mill.) A. J. Scott

Suaeda vera Forssk. Ex J.F.Gmei

Família JUNCACEAE

Juncus maritimus Lam.

Família POACEAE

Spartina maritima (Curtis) Fernald

Família POLYGONACEAE

Polygonum maritimum L.

2.1.4.2. DETERMINAÇÃO DA COBERTURA E ABUNDÂNCIA DAS DIFERENTES ESPÉCIES VEGETAIS

As espécies mais abundantes foram *H. portulacoides* e *S. fruticosa* duas espécies da família Chenopodeaceae, ocupando cada uma cerca de 1/3 da área total de sapal inventariada (Tabela 2.2.). Seguidamente, surge uma espécie pioneira da família Poaceae, *S. maritima*, ocupando cerca de 12% da cobertura total de sapal, e depois outras espécies holófitas com menor expressão, como por exemplo, *Polygonum maritimum* (Polygonaceae), *Atriplex halimus* (Chenopodeaceae), *Juncus maritimus* (Juncaceae), *Inula chritmoides* (Asteraceae) e *Suaeda vera* (Chenopodeaceae).

Tabela 2.2. Áreas de cobertura (m²) e cobertura relativa (%) das plantas de sapal da Baía do Seixal

Espécie	Área Total (m²)	Cobertura Relativa
<i>Arthrocnemum macrostachyum</i>	19231	0,79%
<i>Atriplex halimus</i>	68554	2,81%
<i>Halimione portulacoides</i>	814344	33,39%
<i>Inula crithmoides</i>	19439	0,80%
<i>Juncus maritimus</i>	58731	2,41%
<i>Polygonum maritimum</i>	107846	4,42%
<i>Sarcocornia fruticosa</i>	960652	39,38%
<i>Sarcocornia perennis</i>	58731	2,41%
<i>Spartina maritima</i>	292616	12,00%
<i>Suaeda vera</i>	39085	1,60%

Estes povoamentos apresentam uma elevada diversidade (Tabela 2.3.), com uma cobertura apreciável da espécie pioneira, *S. maritima*. Apesar destes povoamentos de sapal serem dominados maioritariamente (aproximadamente 60%) por apenas duas espécies, apresentam no entanto um índice de equitabilidade de Pielou próximo do observado em sistemas heterogéneos com um elevado número de espécies distribuídas equilibradamente sem fenómenos de dominância absoluta. Este facto pode ainda ser verificado observando a distribuição das espécies pelas três zonas de sapal habitualmente distinguidas (sapal alto, médio e baixo). Apesar da dominância das espécies tipicamente associadas ao médio sapal (cerca de 70%), as duas restantes zonas apresentam-se distribuídas equitativamente, representando no total 1/3 da área de sapal. Como é típico nas zonas intertidais do estuário do Tejo, também na Baía do Seixal se verifica uma grande extensão de zona de vasa não colonizada por plantas vasculares, representando o sapal apenas cerca de 7% de toda a área intertidal.

Tabela 2.3. Índices ecológicos e rácios de ocupação nas diferentes zonas de sapal, relativos aos povoamentos de sapal na zona envolvente à Baía do Seixal

Diversidade Específica de Shannon-Wiener (H')	1,548
Diversidade de Simpson (D)	0,285
Espécies Pioneiras Principais (%)	14,4%
Espécies Pioneiras Secundárias (%)	0,00%
Riqueza Específica (S)	10
Diversidade Específica Máxima (H_{max})	2,303
Índice de Equitabilidade de Pielou (J)	0,672
Índice de Diversidade de Margallef (d)	0,612
Sapal Alto (%)	12,8%
Sapal Médio (%)	72,8%
Sapal Baixo (%)	14,4%
Ratio Zona Sapal / Zona Intertidal	6,9%

Após a análise destes dados pode-se concluir que os sapais da Baía do Seixal possuem um número elevado de espécies, reflectindo uma boa qualidade ambiental e dando um contributo importante em termos de biodiversidade.

2.1.4.3. DETERMINAÇÃO DAS BIOMASSAS AÉREA E SUBTERRÂNEA DAS ESPÉCIES VEGETAIS MAIS ABUNDANTES

Por se tratar de um processo destrutivo recolheram-se amostras para a determinação da biomassa aérea e radicular das espécies vegetais mais abundantes nas áreas de

sapal apenas no início e no final da época de crescimento, que correspondeu aos meses de Abril e Setembro, respectivamente. Os resultados obtidos mostraram que a biomassa da parte subterrânea é superior à biomassa da parte aérea. À excepção da parte subterrânea de *S. maritima*, foi *H. portulacoides* a espécie que apresenta maior biomassa e também uma maior produtividade anual (Figura 2.2.).

Considerando apenas as áreas cobertas respectivamente por *S. maritima*, *H. portulacoides* e *S. fruticosa* pode-se referir valores de aproximadamente 1600t, 5400t e 5500t de biomassa no final da época de crescimento.

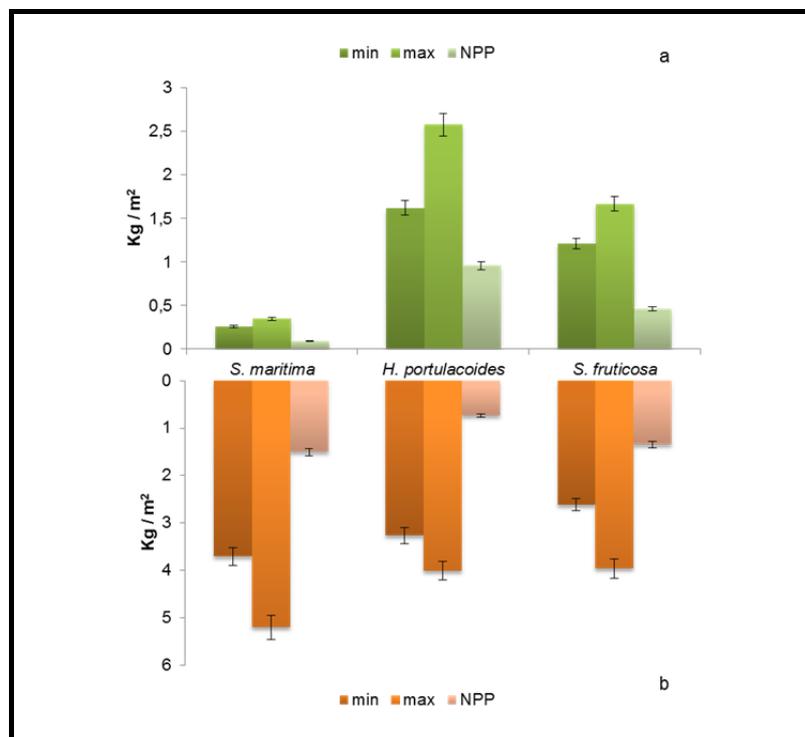


Figura 2.2. Biomassa (Kg/m^2) e Produtividade Primária (Kg/m^2) aérea a) e subterrânea b) de *Spartina maritima*, *Halimione portulacoides* e *Sarcocornia fruticosa*

2.2. MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

2.2.1. INTRODUÇÃO

Os macroinvertebrados bentónicos são organismos com uma dimensão superior a 0,5 mm que vivem junto ao fundo ou enterrados no leito dos sistemas aquáticos. As comunidades de macroinvertebrados bentónicos marinhos são normalmente muito ricas, diversas e abundantes, desempenhando, por isso, um papel determinante nas cadeias alimentares dos ecossistemas oceânicos (Herman *et al.*, 1999). Devido às

condições de elevado *stress* ambiental que ocorrem nos estuários (grandes variações de salinidade ao longo do dia e maior influência continental), o número de espécies de invertebrados que conseguem colonizar estes sistemas é bastante mais reduzido (Remane, 1934). Contudo, aquelas que conseguem sobreviver, tendem a proliferar e constituir populações muito numerosas, servindo como principais presas para a generalidade dos peixes e das aves estuarinas (Herman *et al.*, 1999).

Alguns invertebrados bentónicos, nomeadamente certos bivalves, são muito apreciados em termos gastronómicos, tendo elevado valor piscatório e comercial. Certos poliquetas, por seu turno, são particularmente valorizados como isco para a pesca, sendo por isso intensamente capturados e usados com esse fim. O interesse económico de alguns destes organismos constitui, assim, um factor adicional de importância desta componente do ecossistema estuarino.

Os macroinvertebrados bentónicos são também excelentes indicadores de qualidade ambiental, permitindo avaliar o estado de conservação (qualidade ecológica) dos ecossistemas aquáticos (Bilyard, 1987). Concretamente, assinala-se o facto de estas comunidades poderem reflectir com particular fidedignidade os impactos antrópicos de origem orgânica (Pearson & Rosenberg, 1978), embora algumas espécies em particular possam ser também boas indicadoras de outro tipo de contaminação, nomeadamente por metais pesados (Boesch & Rosenberg, 1981).

Alguns macroinvertebrados mais tolerantes têm também a capacidade de colonizar zonas extrínsecas à sua área de distribuição original e aí proliferar, podendo tornar-se espécies exóticas invasoras e provocando sérias alterações no equilíbrio dos ecossistemas em que se vão inserir e até a nível económico (Mack *et al.*, 2000). Em certos casos estão descritas situações de afectação de recursos haliêuticos, bem como de actividades ou infra-estruturas humanas (Bax *et al.*, 2003).

Apesar da óbvia importância dos macroinvertebrados bentónicos, quer a nível ecológico, quer a nível económico, quer ainda como ferramenta de avaliação da qualidade ambiental dos ecossistemas em que se inserem, são poucos os estudos relativamente abrangentes sobre estas comunidades no estuário do Tejo (*e.g.* Chainho, 2008). Pelo contrário, em certas áreas específicas, espacialmente limitadas, existem séries temporais mais ou menos prolongadas sobre os respectivos macroinvertebrados, a maioria das quais directamente relacionadas com programas de monitorização de projectos de desenvolvimento (*e.g.* Costa *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2008). Pelo contrário, na Baía do Seixal apenas haviam sido realizadas até ao momento investigações pontuais sobre estas comunidades (Chainho, 2008; Conde,

2010), faltando um estudo mais abrangente e integrador. Foi neste contexto que, no âmbito do “Estudo de investigação, caracterização e valorização ambiental da Baía do Seixal” se procurou, pela primeira vez, caracterizar de modo espacialmente abrangente e ao longo de um ciclo anual completo as comunidades de macroinvertebrados bentónicos da Baía do Seixal.

As acções desenvolvidas no âmbito do presente projecto, no que se refere à componente de macroinvertebrados bentónicos, foram as seguintes:

- 1 - Cartografia da Baía do Seixal em termos dos principais habitats existentes para estes organismos (intertidal e subtidal e tipo de sedimentos) e caracterização das respectivas comunidades, incluindo um inventário das espécies observadas e da sua abundância em toda a área de estudo e em diferentes habitats;
- 2 – Análise da variação espaço-temporal da estrutura destas comunidades, incluindo riqueza e diversidade taxonómicas e densidade dos organismos;
- 3 - Determinação do estatuto das várias áreas da Baía do Seixal em termos de qualidade ambiental, através da avaliação do estado de conservação das respectivas comunidades de macroinvertebrados bentónicos;
- 4 - Quantificação dos teores de metais pesados acumulados em espécies seleccionadas;
- 5 – Determinação da presença e abundância de espécies exóticas e análise dos seus eventuais impactos.

Os dois primeiros pontos são abordados neste capítulo sobre a caracterização biológica da área de estudo. Os restantes pontos serão analisados no capítulo dedicado à avaliação da qualidade ambiental do ecossistema aquático da Baía do Seixal.

2.2.2. METODOLOGIA

2.2.2.1. AMOSTRAGEM

A recolha de macroinvertebrados bentónicos (Figura 2.3.) foi realizada trimestralmente nos anos de 2009 e 2010 (Primavera, Verão e Outono de 2009 e Inverno de 2010), tendo sido amostradas 16 estações fixas (1 - 16), divididas pelas zonas subtidal (1, 2, 5 e 6;) e intertidal (3, 4, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16). Na campanha de Verão foram amostradas 13 estações adicionais (17-28), 3 subtidais (17, 18, 19) e 9 intertidais (20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28). As colheitas suplementares efectuadas no período estival permitiram obter uma perspectiva espacialmente mais abrangente das

comunidades de macroinvertebrados bentônicos da área de estudo, sendo particularmente úteis para averiguar o estado de conservação das várias zonas aí existentes. O conjunto das colheitas efectuadas nas restantes épocas do ano permitiram captar como estas comunidades variam ao longo do ciclo anual.

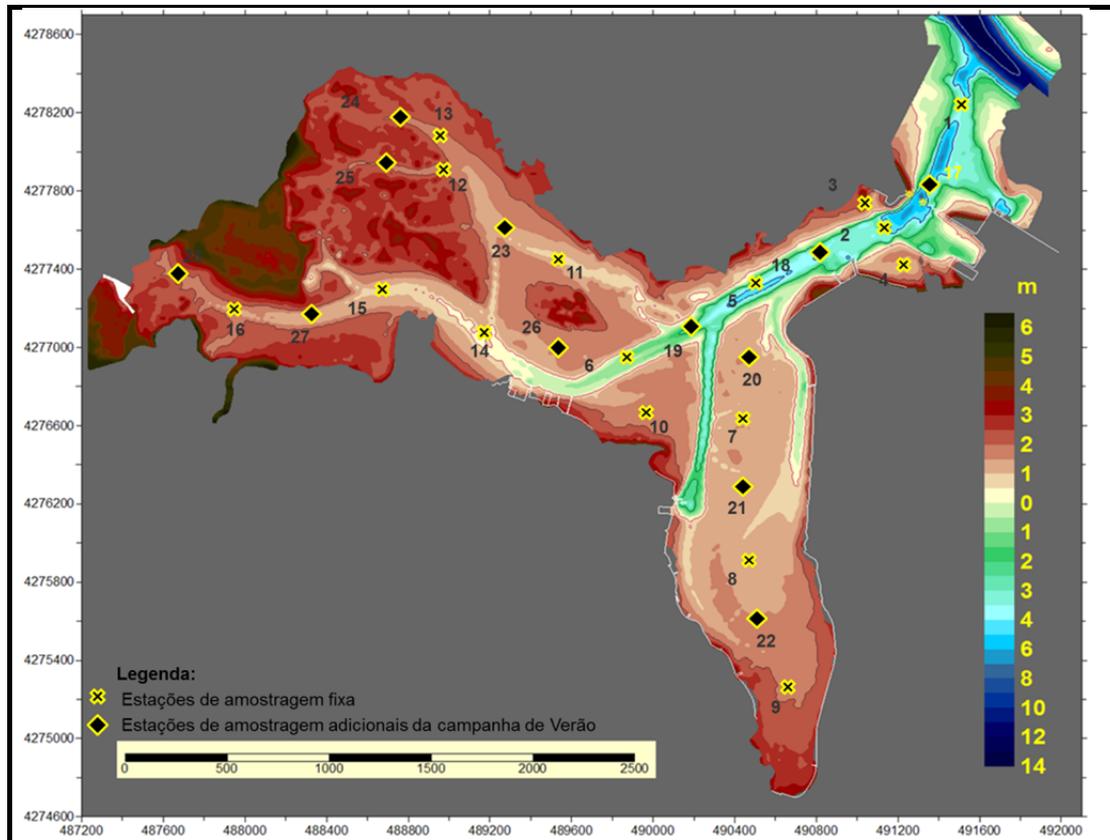


Figura 2.3. Mapa da área de estudo com a localização das estações de amostragem de macroinvertebrados bentônicos na Baía do Seixal.

Dadas as características específicas da área de estudo, as colheitas de sedimentos e de material biológico foram realizadas a bordo da embarcação do Instituto Hidrográfico, durante a preia-mar, de forma a utilizar-se a mesma metodologia em todas as estações de amostragem. Por uma questão de operacionalidade, para estas recolhas foi escolhida uma draga van Veen com superfície de abertura de 0,05 m². Em cada estação de amostragem recolheram-se sempre 3 replicados para a análise do material biológico, que foram acondicionados em sacos de plástico devidamente etiquetados, e aos quais foi adicionado formol a 4%, tamponado com borato de sódio, para fixação e conservação do material biológico até ao seu processamento laboratorial, e ainda o corante Rosa de Bengala, para maior facilidade de detecção dos organismos presentes entre as partículas de sedimento.

Em cada estação de amostragem foram medidos, com auxílio de uma sonda multiparamétrica YSI 600XLM, alguns parâmetros físicos da água, nomeadamente temperatura, oxigénio dissolvido e salinidade.

2.2.2.2. TRABALHO DE LABORATÓRIO

2.2.2.2.1. SEDIMENTOS

Para a análise granulométrica dos fundos da Baía do Seixal, secaram-se amostras de 100 g de sedimento numa estufa a 60 °C, que foram posteriormente passadas por um crivo de 0,063 mm, para determinação da fracção fina (vasa). As restantes partículas (areia e cascalho) foram novamente secas numa estufa a 60 °C e passadas através de uma coluna de quatro crivos (2,000 mm, 0,500 mm, 0,250 mm e 0,063 mm) do tipo "AFNOR". As fracções de sedimento retidas em cada crivo foram pesadas individualmente, tendo a componente vasosa sido determinada por diferença relativamente ao peso inicial. Todo este procedimento está representado graficamente no fluxograma da figura 2.4.

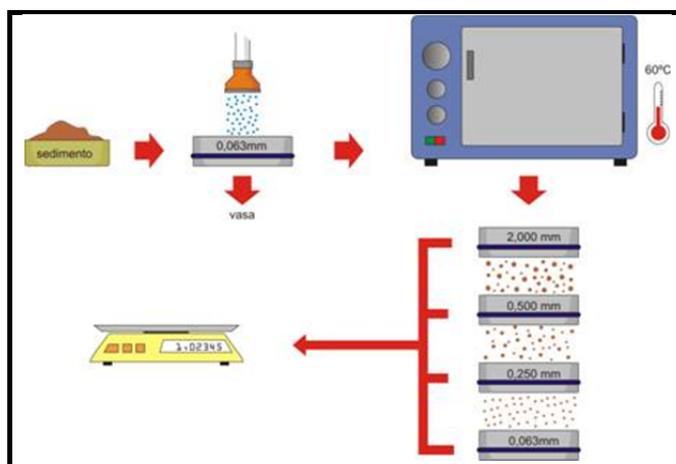


Figura 2.4. Passos laboratoriais necessários para determinação da granulometria dos sedimentos.

2.1.2.2.2. MATERIAL BIOLÓGICO

Para a análise do material biológico, as amostras de sedimento foram processadas em laboratório, sob fluxo de água, através de um crivo de 0,500 mm de malha. A fracção retida foi transferida para frascos de vidro e conservada em álcool a 70°, procedendo-se posteriormente à sua triagem para separação do material biológico, com auxílio de

uma lupa binocular. Os organismos foram, sempre que possível, identificados até ao nível específico e contados.

Para a determinação taxonómica dos diferentes organismos recorreu-se, não só a chaves dicotómicas para os vários grupos encontrados, mas sempre que possível e necessário, também a artigos científicos com revisões taxonómicas para determinadas famílias ou géneros. Assim, para além de guias de informação mais generalizada (Hayward & Ryland, 1996), utilizou-se a seguinte bibliografia específica para cada grupo: **Poliquetas** - Fauvel (1975, 1977), Fauchald (1977), Tebble & Chambers (1982), Ramberg & Schram (1982); Chambers (1985), Pleijel & Dales (1991), Rainer (1991) e Woodham & Chambers (1994); **Gastrópodes** - Mosquera (1983); **Bivalves** - Mosquera *et al.* (1989); **Isópodes** – Naylor (1972); **Anfípodes** - Lincoln (1979), Ruffo (1989); **Cumáceos** - Jones (1957); **Crustáceos Decápodes** - Falciai & Minervini (1995); **Equinodermes** - Madsen (1970).

2.2.2.3. TRATAMENTO MATEMÁTICO DOS DADOS

2.2.2.3.1. CARACTERIZAÇÃO ABIÓTICA DA ÁREA DE ESTUDO

Os parâmetros físicos da água medidos durante as várias campanhas de amostragem não sofreram qualquer transformação, apresentando-se os valores então obtidos em forma de gráfico, de modo a caracterizar a área de estudo no que a estas componentes diz respeito e evidenciar a sua variação ao longo do espaço e do tempo.

O *software ODV (Ocean Data View)* foi utilizado para apresentar estes dados, pois permite a exploração interactiva e gráfica de dados georreferenciados e/ou de séries temporais (Schlitzer, 2010), sendo a apresentação dos dados realizada por esquemas em forma de mapa. São disponibilizados vários mapas georreferenciados, dos quais foi escolhido o *ETOPO2_North East Atlantic* e seleccionada a área que englobava as estações de amostragem. Este programa permite que dados espaciais irregularmente espaçados sejam projectados numa grelha rectangular equi- ou não-equidistante, utilizando diferentes algoritmos. Dos métodos disponíveis no programa foi escolhido o mais robusto, *DIVA (Data-interpolating Variational Analysis) Gridding Integration*, pois permite analisar e interpolar os dados originais de uma maneira otimizada, tem em conta a linha de costa e elementos batimétricos e subdivide a área onde é aplicada a estimação numa grelha de elementos finitos adaptada à especificidade da interpolação (Schlitzer, 2010).

Uma vez determinadas as percentagens de cada uma das principais fracções sedimentares (cascalho ≥ 2 mm; 2 mm > areia grossa $\geq 0,500$ mm; $0,500$ mm > areia média $\geq 0,250$ mm; $0,250$ mm > areia fina $\geq 0,063$ mm; vasa < $0,063$ mm) da área de estudo, calculou-se, por época e estação de amostragem, a respectiva composição granulométrica, expressa em percentagem. Os seus valores foram apresentados sob a forma de gráficos de barras de percentagens cumulativas. Devido à sua dominância em muitas das estações de amostragem, a percentagem de elementos finos (fracção vasa < $0,063$ mm), foi também disponibilizada através de esquemas ODV (Schlitzer, 2010).

2.2.2.3.2. CARACTERIZAÇÃO BIÓTICA DA ÁREA DE ESTUDO

Na elaboração da lista faunística da área de estudo foram considerados todos os macroinvertebrados identificados, incluindo mesmo os organismos para os quais o engenho de captura utilizado não é particularmente adequado, como misidáceos, camarões e caranguejos, entre outros. Naturalmente, para o estudo da estrutura das comunidades, estes últimos não serão utilizados, já que a sua presença esporádica poderia induzir erros importantes, o mesmo acontecendo com os *taxa* que caracteristicamente pertencem à meiofauna, como os nemátodes. Saliência ainda para a impossibilidade de utilização de organismos coloniais (por exemplo, hidrozoários) em análises de natureza numérica. Assim, nem sempre coincide totalmente o número de entidades taxonómicas consideradas nos vários locais em ambos os tipos de abordagem. O elenco de macroinvertebrados bentónicos da Baía do Seixal foi estabelecido separadamente para o intertidal e subtidal.

Com o intuito de caracterizar as comunidades de macroinvertebrados bentónicos da área de estudo e analisar a sua distribuição espacial e evolução temporal, os diferentes replicados das várias estações de amostragem foram sempre considerados de forma agrupada. Em termos quantitativos, essas comunidades foram analisadas relativamente à sua riqueza taxonómica (S), que corresponde ao número de *taxa* recolhidos em cada local, e à densidade (D) expressa em número de indivíduos por área de amostragem (ind./ $0,05\text{m}^2$). Foi ainda determinado o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), que fornece uma medida da composição dos povoamentos baseada na riqueza taxonómica e na distribuição da abundância relativa dos indivíduos pelos diferentes *taxa* (Legendre & Legendre, 1979):

$$H' = \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i ;$$

em que S é o número total de *taxa* e p_i a proporção dos indivíduos do *taxon* i relativamente ao número total de indivíduos.

Os dados referentes a estes parâmetros caracterizadores da estrutura das comunidades foram apresentados através de esquemas ODV (Schlitzer, 2010). Já os quantitativos dos *taxa* mais abundantes na área de estudo (ind./0,05m^2) e a sua variação por habitat (intertidal e subtidal) foram representados através de gráficos de bolhas.

2.2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.2.3.1. CARACTERIZAÇÃO ABIÓTICA

2.2.3.1.1. PARÂMETROS AMBIENTAIS DA ÁGUA DE SUPERFÍCIE

De um modo geral, as medições dos parâmetros físicos na água de superfície variaram bastante ao longo do estudo, mas pouco dentro de cada época. Os valores de temperatura oscilaram entre $11,8^\circ\text{C}$ (Inverno) e $24,4^\circ\text{C}$ (Verão) (Figura 2.5.), a salinidade entre 21,3 (Inverno) e 32,5 (Verão) (Figura 2.6.) e o oxigénio dissolvido entre $2,7 \text{ mg.L}^{-1}$ (Verão) e $11,7 \text{ mg.L}^{-1}$ (Inverno) (Figura 2.7.).

Na Primavera os parâmetros físicos da água de superfície variaram muito pouco. Os valores de temperatura oscilaram entre $16,1^\circ\text{C}$ e $20,9^\circ\text{C}$ (Figura 2.5.), a salinidade entre 27,2 e 31,4 (Figura 1.6.) e o oxigénio dissolvido entre $3,8 \text{ mg.L}^{-1}$ e $6,3 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figura 1.7.).

No Verão, os parâmetros físicos da água de superfície foram, de um modo geral, mais elevados do que os registados na Primavera. Os valores de temperatura variaram entre $21,6^\circ\text{C}$ e $24,2^\circ\text{C}$ (Figura 1.5.), a salinidade entre 31,3 e 32,5 (Figura 2.6.) e o oxigénio dissolvido entre $2,7 \text{ mg.L}^{-1}$ e $7,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figura 2.7.). Portanto, apenas no caso do oxigénio dissolvido se verificou nesta época do ano uma variação espacial mais acentuada, mas sem qualquer padrão facilmente identificável. Naturalmente, o maior número de estações amostradas no Verão poderá ter contribuído para este incremento da variabilidade no referido parâmetro.

No Outono, a temperatura da água de superfície foi ligeiramente inferior em relação ao Verão, passando a variar entre $21,4^\circ\text{C}$ e $22,7^\circ\text{C}$ (Figura 2.5.). Pelo contrário, observou-se um incremento na salinidade e no oxigénio dissolvido, que variaram entre 32,0 e 36,0 (Figura 2.6.) e entre $5,6 \text{ mg.L}^{-1}$ e $8,4 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figura 2.7.), respectivamente.

O menor número de estações de amostragem analisadas nesta época do ano, terá contribuído para uma redução na variabilidade espacial destes parâmetros.

No Inverno, os valores de temperatura da água de superfície foram baixos, variando entre 11,9 °C e 12,5 °C (Figura 2.5.). O mesmo aconteceu com os valores de salinidade, que foram os mais baixos de todo o estudo, para este parâmetro, com variações entre 21,3 e 25,6 (Figura 2.6.). Já os valores de oxigénio dissolvido foram os mais elevados de todo o estudo, variando entre 7,9 mg.L⁻¹ e 11,9 mg.L⁻¹ (Figura 2.7.).

Estes resultados, no seu conjunto, revelam uma relativa homogeneidade espacial da Baía do Seixal, no que aos parâmetros físicos da água diz respeito. Já em termos sazonais, a sua variação é mais notória, verificando-se os valores mais elevados de temperatura da água e de salinidade no Verão e no Outono e os respectivos mínimos no Inverno. Quanto ao oxigénio dissolvido, evidenciou um máximo no Inverno e mínimos na Primavera e no Verão.

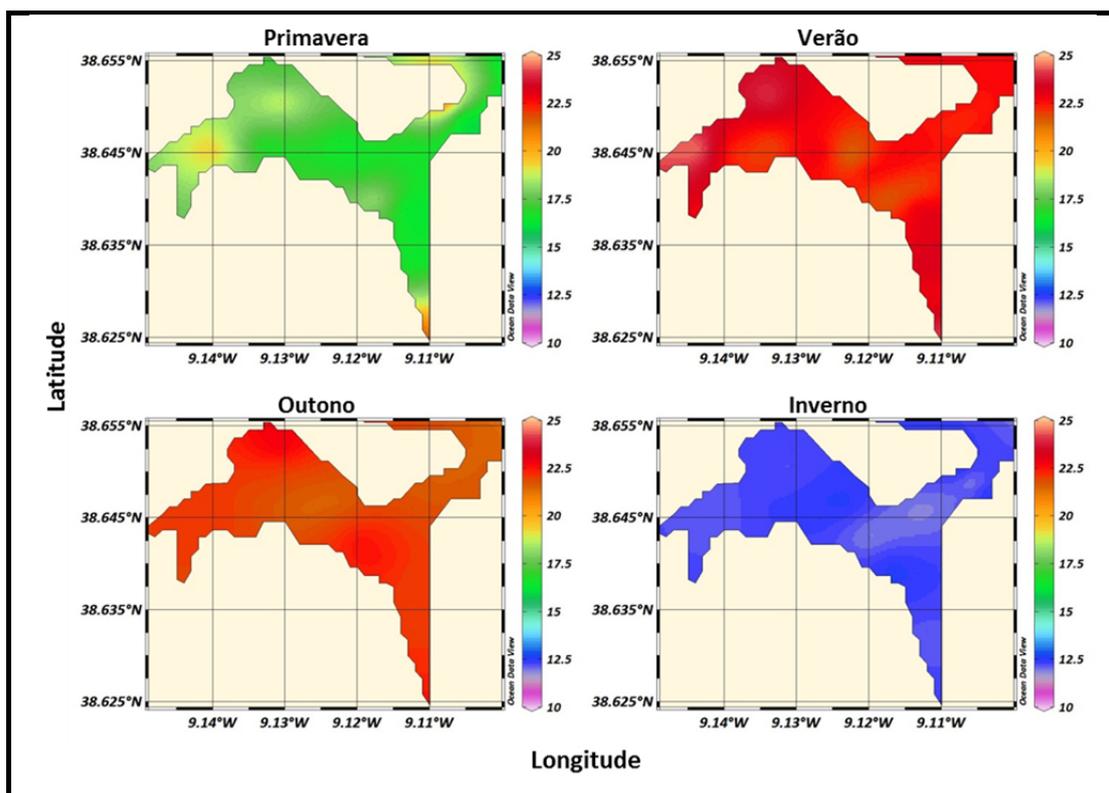


Figura 2.5. Valores de temperatura (°C) da água de superfície, aquando da realização das amostragens de macroinvertebrados bentónicos na Primavera, Verão e Outono de 2009 e no Inverno de 2010.

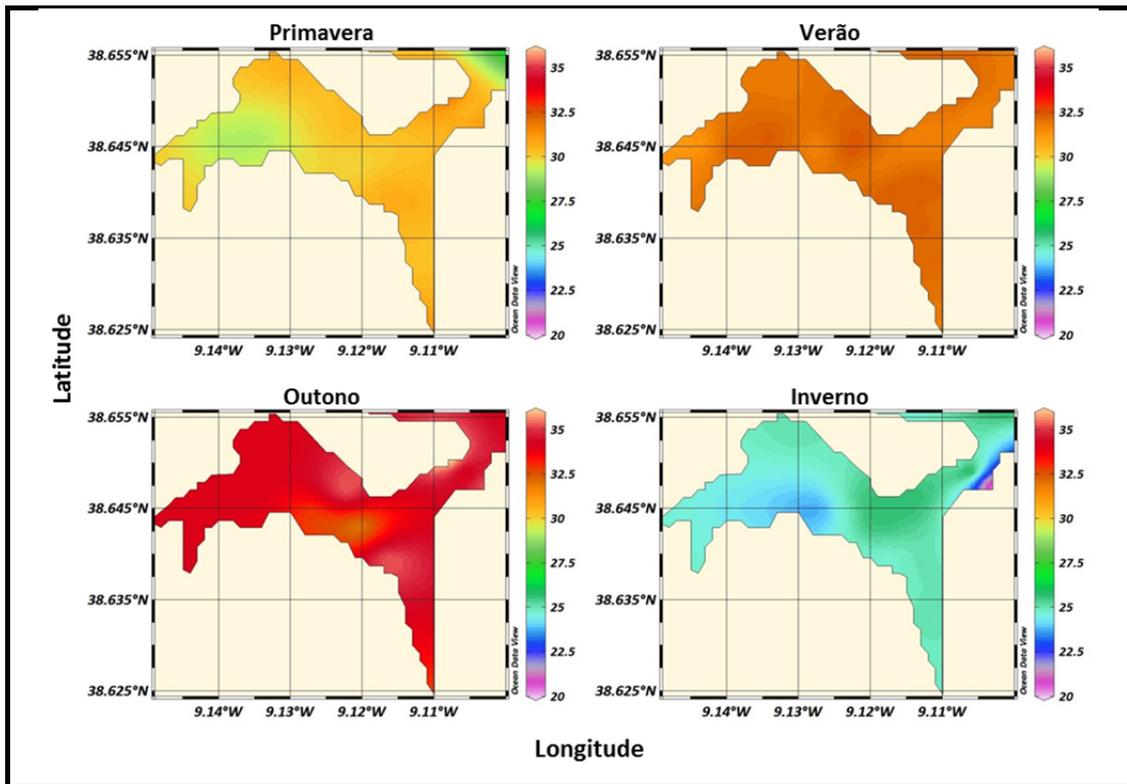


Figura 2.6. Valores de salinidade da água de superfície, aquando da realização das amostragens de macroinvertebrados bentónicos na Primavera, Verão e Outono de 2009 e no Inverno de 2010.

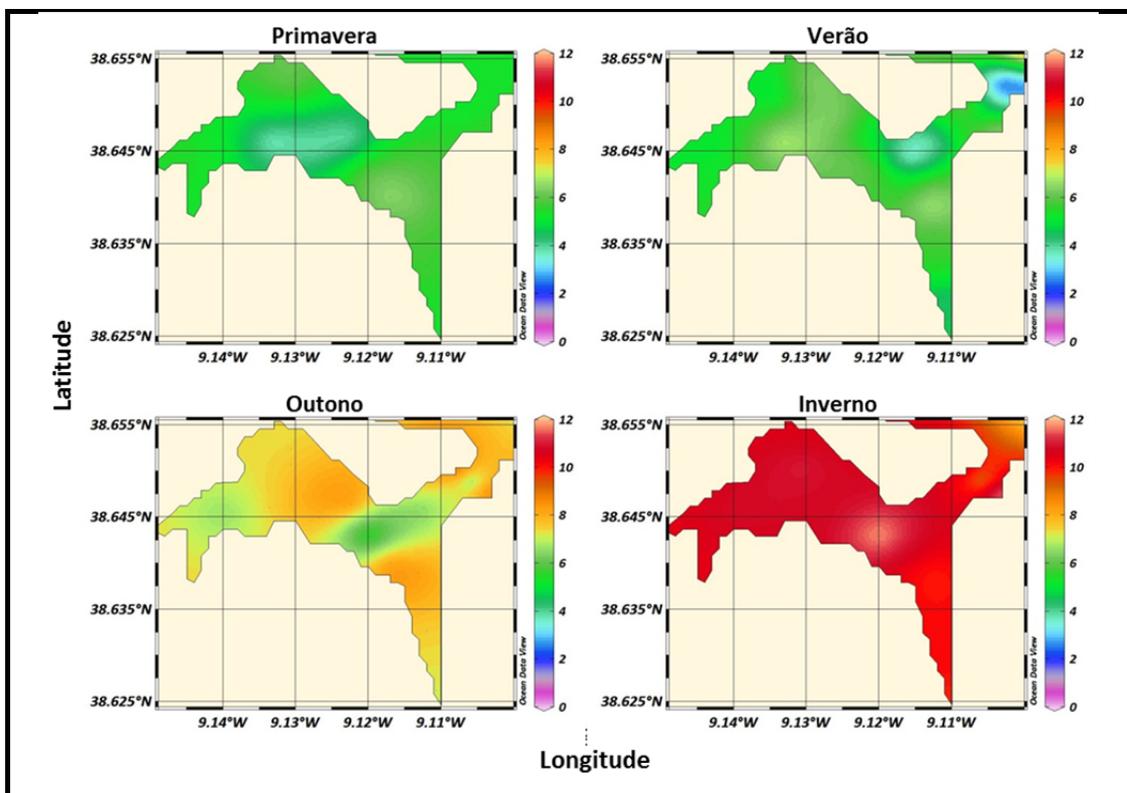


Figura 2.7. Valores de oxigénio dissolvido (mg.L^{-1}) da água de superfície, aquando da realização das amostragens de macroinvertebrados bentónicos na Primavera, Verão e Outono de 2009 e no Inverno de 2010.

2.2.3.1.2. GRANULOMETRIA DOS SEDIMENTOS

Na figura 2.8. estão representadas as percentagens das diferentes fracções granulométricas dos sedimentos das estações de colheita da Baía do Seixal, durante as várias campanhas de amostragem realizadas. De um modo geral, verificou-se que as estações mais exteriores desta baía apresentaram tendência para uma maior heterogeneidade dos sedimentos. Para o interior do sistema ocorreu, por seu turno, um predomínio dos sedimentos mais finos, nomeadamente, de vasa (Figura 2.9.). Este padrão manteve-se igualmente para as estações amostradas adicionalmente na época estival.

O predomínio de elementos finos parece ter sido superior no Verão e inferior no Inverno. Tal padrão de variação terá resultado dos diferentes níveis de precipitação nas várias épocas do ano, com a chuvas invernais a introduzirem no sistema mais sedimentos arenosos e a conduzirem para fora da Baía do Seixal mais partículas vasosas.

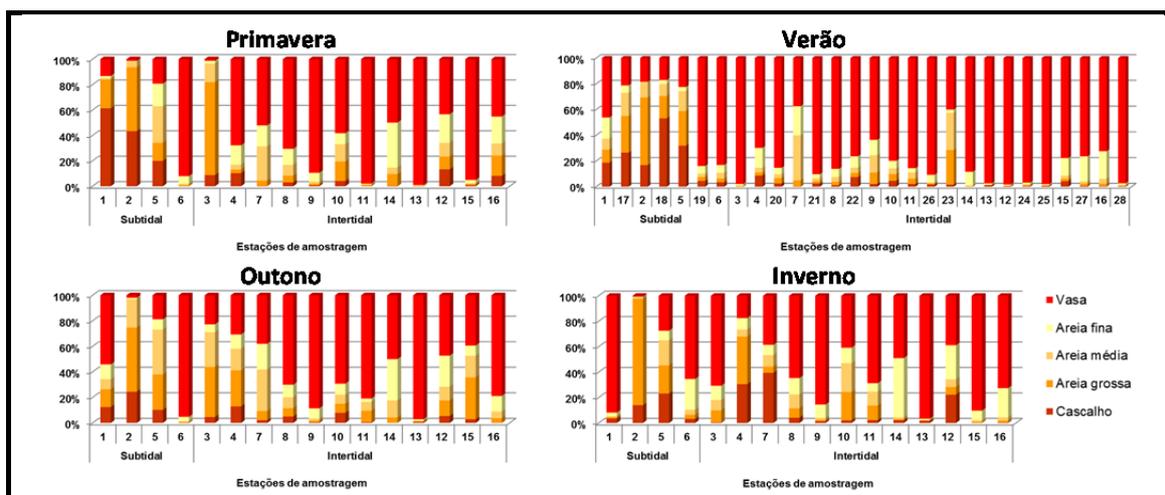


Figura 2.8. Granulometria dos sedimentos das estações de amostragem de macroinvertebrados bentónicos da Baía do Seixal, aquando das recolhas efectuadas na Primavera, Verão e Outono de 2009 e no Inverno de 2010.

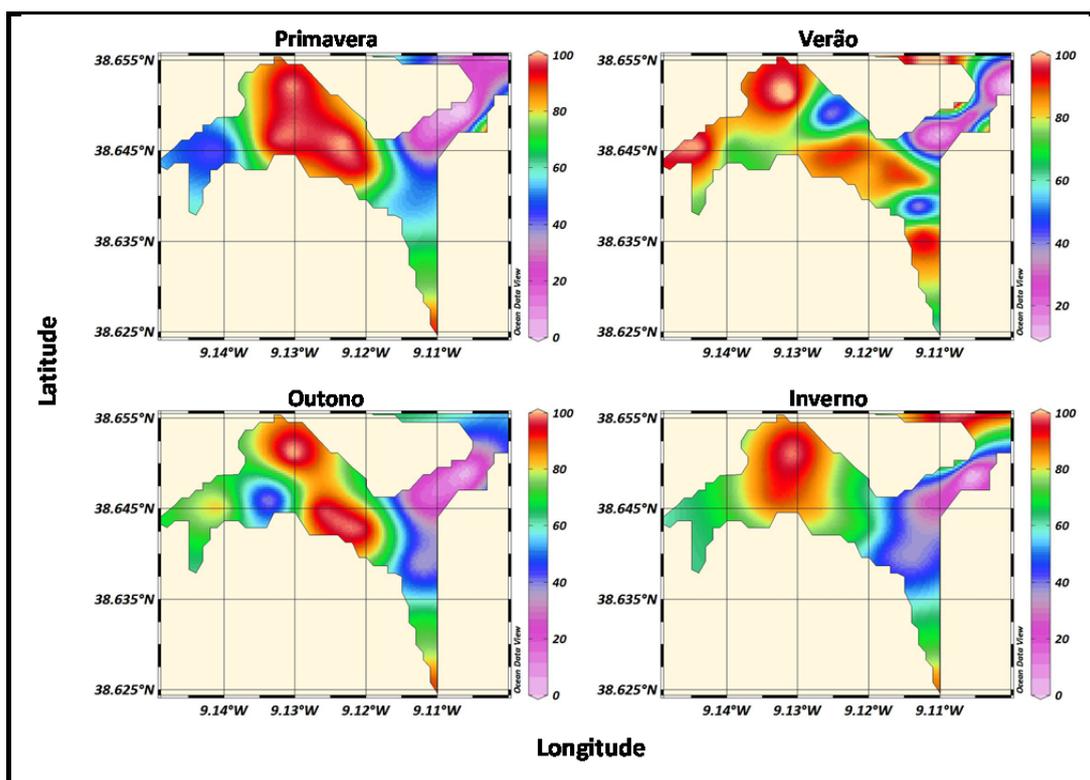


Figura 2.9. Percentagem de elementos finos nos sedimentos da Baía do Seixal, aquando da realização das amostragens de macroinvertebrados bentónicos na Primavera, Verão e Outono de 2009 e no Inverno de 2010.

2.2.3.2. CARACTERIZAÇÃO BIÓTICA

2.2.3.2.1. ELENCO FAUNÍSTICO E ESTRUTURA DAS COMUNIDADES

Na tabela 2.4. encontram-se listados os 231 taxa de macroinvertebrados bentónicos inventariados durante o estudo na Baía do Seixal, ascendendo a 50845 o número total de organismos identificados. No intertidal foram colhidas 101 entidades taxonómicas diferentes, compreendendo 37042 indivíduos, enquanto no subtidal foram registados 209 taxa e capturados 13803 indivíduos. Os Annelida foram o grupo com maior representatividade ao nível do número de taxa (72), com a presença de 35 e 68 taxa no intertidal e subtidal, respectivamente. Seguiram-se os Mollusca (62), os Arthropoda (55), na sua maioria Amphipoda (22), e os Cnidaria (23), por ordem decrescente de importância em termos de do número de espécies presentes. De um modo geral, e como seria de esperar, a região subtidal apresentou sempre um número de taxa superior para os grupos mais abundantes.

Tabela 2.4. Taxa de macroinvertebrados bentônicos identificados na Baía do Seixal, nas zonas intertidal e subtidal, na Primavera, Verão e Outono de 2009 e Inverno de 2010

Taxa	Intertidal	Subtidal
Filo CNIDARIA		
Classe HYDROZOA		
Hydrozoa n.i.		x
Classe ANTHOZOA		
Ordem CERIANTHARIA		
Família Cerianthidae		
<i>Cerianthus lloydii</i> Gosse, 1859		x
Ordem ACTINIARIA		
Família Actiniidae		
<i>Actinia equina</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
<i>Anemonia viridis</i> (Forskål, 1775)		x
<i>Anthopleura thallia</i> (Gosse, 1854)		x
<i>Aulactinia verrucosa</i> (Pennant, 1777)		x
<i>Bolocera tuediae</i> (Johnston, 1832)	x	x
<i>Urticina eques</i> (Gosse, 1858)		x
Família Actinostolidae		
<i>Stomphia coccinea</i> (Müller, 1776)	x	x
Família Aiptasiidae		
<i>Aiptasia mutabilis</i> (Gravenhorst, 1831)		x
Família Diadumenidae		
<i>Diadumene cincta</i> Stephenson, 1925	x	x
<i>Diadumene lineata</i> (Verrill, 1869)	x	x
Família Edwardsiidae		
<i>Edwardsia claparedii</i> (Panceri, 1869)		x
Família Halcampidae		
<i>Halcampa chrysanthellum</i> (Peach in Johnston, 1847)		x
Família Halcampoididae		
<i>Halcampoides</i> sp.		x
Família Hormathiidae		
<i>Adamsia carciniopados</i> (Otto, 1823)		x
<i>Cataphellia brodricii</i> (Gosse, 1859)		x
<i>Hormathia coronata</i> (Gosse, 1858)	x	x
Família Metridiidae		
<i>Metridium senile</i> (Linnaeus, 1761)	x	x
Família Sagartiidae		
<i>Actinothoe sphyrodeta</i> (Gosse, 1858)		x
<i>Cereus pedunculatus</i> (Pennant, 1777)	x	x
<i>Sagartia elegans</i> (Dalyell, 1848)		x
<i>Sagartiogeton undatus</i> (Müller, 1778)		x
Filo PLATYHELMINTHES		
Classe RHABDITOPHORA		
Ordem POLYCLADIDA		
Família Leptoplanidae		
<i>Leptoplana tremellaris</i> (Müller OF, 1773)	x	x
Família Pleioplanidae		
<i>Pleioplana atomata</i> (Müller OF, 1776)		x
Filo NEMERTEA		
Nemertea n.i.	x	x
Filo NEMATODA		
Nematoda n.i.	x	x

(continua)

Tabela 2.4. (continuação)

Taxa	Intertidal	Subtidal
Filo MOLLUSCA		
Classe POLYPLACOPHORA		
Ordem CHITONIDA		
Família Chaetopleuridae		
<i>Chaetopleura angulata</i> (Spengler, 1797)		x
Ordem LEPIDOPLEURIDA		
Família Leptochitonidae		
<i>Leptochiton asellus</i> (Gmelin, 1791)	x	
<i>Leptochiton cancellatus</i> (Sowerby, 1840)	x	
Classe GASTROPODA		
Ordem ARCHAEOGASTROPODA		
Família Trochidae		
<i>Gibbula magus</i> (Linnaeus, 1758)		x
<i>Gibbula umbilicalis</i> (da Costa, 1778)		x
Ordem LITTORINIMORPHA		
Família Calyptraeidae		
<i>Calyptraea chinensis</i> (Linnaeus, 1758)		x
Família Hydroboiidae		
<i>Hydrobia ulvae</i> (Pennant, 1777)	x	x
Família Tornidae		
<i>Circulus striatus</i> (Philippi, 1836)		x
Ordem NEOGASTROPODA		
Família Muricidae		
<i>Ocenebra erinaceus</i> (Linnaeus, 1758)		x
<i>Ocenebrina aciculata</i> (Lamarck, 1822)		x
<i>Orania fusulus</i> (Brocchi, 1814)		x
<i>Trophonopsis muricata</i> (Montagu, 1803)		x
Família Nassariidae		
<i>Nassarius incrassatus</i> (Strøm, 1768)		x
Ordem CEPHALASPIDEA		
Família Haminoeidae		
<i>Haminoea navicula</i> (da Costa, 1778)	x	
Família Retusidae		
<i>Retusa truncatella</i> (Locard, 1883)	x	x
Cephalaspidea n.i.	x	
Ordem ANASPIDEA		
Família Akeridae		
<i>Akera</i> sp.	x	
Ordem NUDIBRANCHIA		
Nudibranchia n.i.		
Família Acteonidae		
Acteonidae n.i.	x	
Família Pyramidellidae		
<i>Chrysallida suturalis</i> (Philippi, 1844)		x
<i>Eulimella cerullii</i> (Cossmann, 1916)		x
<i>Odostomia eulimoides</i> Hanley, 1844		x
<i>Odostomia lukisi</i> Jeffreys, 1859		x
<i>Odostomia plicata</i> (Montagu, 1803)		x
<i>Odostomia scalaris</i> MacGillivray, 1843		x
<i>Odostomia turrita</i> Hanley, 1844		x
<i>Turbonilla lactea</i> (Linnaeus, 1758)		x
<i>Turbonilla sinuosa</i> (Jeffreys, 1884)		x
<i>Odostomia</i> sp.		x
Família Rissoellidae		
<i>Rissoella glabra</i> (Brown, 1827)		x

(continua)

Tabela 2.4. (continuação)

Taxa	Intertidal	Subtidal
Classe BIVALVIA		
Ordem NUCULOIDA		
Família Nuculidae		
<i>Nucula nucleus</i> (Linnaeus, 1758)		X
<i>Nucula</i> sp.	X	X
Ordem MYOIDA		
Família Corbulidae		
<i>Corbula gibba</i> (Olivi, 1792)		X
Família Myidae		
<i>Mya arenaria</i> Linnaeus, 1758	X	X
Ordem MYTILOIDA		
Família Mytilidae		
<i>Mytilus galloprovincialis</i> Lamarck, 1819	X	
Mytilidae n.i.		X
Ordem PECTINOIDA		
Família Anomiidae		
Anomiidae n.i.		X
Ordem OSTREOIDA		
Família Ostreidae		
Ostreidae n.i.	X	X
Ordem LUCINOIDA		
Família Lucinidae		
<i>Loripes lucinalis</i> (Lamarck, 1818)		X
Ordem VENEROIDA		
Família Kelliidae		
<i>Kellia suborbicularis</i> (Montagu, 1803)		X
Família Montacutidae		
<i>Kurtiella bidentata</i> (Montagu, 1803)		X
Família Cardiidae		
<i>Acanthocardia echinata</i> (Linnaeus, 1758)		X
<i>Cerastoderma glaucum</i> (Poiret, 1789)	X	X
<i>Parvicardium exiguum</i> (Gmelin, 1791)	X	X
<i>Parvicardium minimum</i> (Philippi, 1836)		X
<i>Parvicardium pinnulatum</i> (Conrad, 1831)	X	X
<i>Parvicardium scabrum</i> (Philippi, 1844)		X
Família Mactridae		
<i>Mactra stultorum</i> (Linnaeus, 1758)		X
<i>Spisula subtruncata</i> (da Costa, 1778)		X
Mactridae n.i.		X
Família Scrobiculariidae		
<i>Scrobicularia plana</i> (da Costa, 1778)	X	X
Família Semelidae		
<i>Abra alba</i> (W. Wood, 1802)	X	X
<i>Abra nitida</i> (O.F. Müller, 1776)		X
<i>Abra segmentum</i> (Récluz, 1843)	X	
Família Veneridae		
<i>Venerupis decussata</i> (Linnaeus, 1758)	X	X
<i>Venerupis philippinarum</i> (Adams & Reeve, 1850)	X	X
<i>Venerupis saxatilis</i> (Fleuriau de Bellevue, 1802)		X
<i>Venerupis corrugata</i> (Gmelin, 1791)		X
<i>Venerupis</i> sp.		X
Ordem EUHETERODONTA NÃO DETERMINADO		
Família Hiatellidae		
<i>Hiatella arctica</i> (Linnaeus, 1767)		X
Família Solenidae		
<i>Solen marginatus</i> Pulteney, 1799	X	X
<i>Bivalvia</i> sp1		X

(continua)

Tabela 2.4. (continuação)

Taxa	Intertidal	Subtidal
Filo SIPUNCULA		
Sipuncula n.i.		X
Filo ANNELIDA		
Classe Clitellata		
Oligochaeta n.i.	X	X
Classe POLYCHAETA		
Ordem PHYLLODOCIDA		
Família Phyllodocidae		
<i>Mysta picta</i> (Quatrefagues, 1865)	X	X
<i>Phyllodoce longipes</i> Kinberg, 1866		X
<i>Phyllodoce maculata</i> (Linné, 1767)		X
<i>Eulalia</i> sp.		X
Família Glyceridae		
<i>Glycera alba</i> (O.F. Müller, 1776)		X
<i>Glycera convoluta</i> Keferstein, 1862	X	X
<i>Glycera unicornis</i> Savigny in Lamarck, 1818		X
<i>Glycera tessellata</i> Grube, 1840		X
Família Hesionidae		
<i>Gyptis propinqua</i> Marion & Bobretzky, 1875	X	X
<i>Ophiodromus flexuosus</i> (Delle Chiaje, 1827)	X	
<i>Microphthalmus</i> sp.	X	X
Família Nereididae		
<i>Hediste diversicolor</i> (O.F. Müller, 1776)	X	X
Família Syllidae		
<i>Exogone naidina</i> Örsted, 1845		X
<i>Sphaerosyllis taylori</i> Perkins, 1981		X
<i>Syllis armillaris</i> (O.F. Müller, 1776)	X	X
<i>Syllis gracilis</i> Grube, 1840		X
<i>Autolytus</i> sp.		X
<i>Parapionosyllis</i> sp.		X
<i>Salvatoria</i> sp.	X	
<i>Sphaerosyllis</i> sp.		X
<i>Syllis</i> sp.	X	X
Família Nephtyidae		
<i>Nephtys cirrosa</i> (Ehlers, 1868)		X
<i>Nephtys hombergii</i> Savigny in Lamarck, 1818	X	X
<i>Nephtys longosetosa</i> Örsted, 1843	X	X
Família Polynoidae		
<i>Harmothoe extenuata</i> (Grube, 1840)		X
<i>Harmothoe imbricata</i> (Linnaeus, 1767)	X	X
<i>Harmothoe impar</i> (Johnston, 1839)		X
<i>Malmgreniella lunulata</i> (Delle Chiaje, 1830)		X
Família Pholoidae		
<i>Pholoe inornata</i> Johnston, 1839		X
Família Sigalionidae		
<i>Fimbriosthenelais minor</i> (Pruvot & Racovitza, 1895)		X
<i>Sthenelais boa</i> (Johnston, 1833)		X
Família Pisionidae		
<i>Pisione remota</i> (Southern, 1914)		X
Ordem EUNICIDA		
Família Onuphidae		
<i>Diopatra neapolitana</i> Delle Chiaje, 1841	X	X
<i>Hyalinoecia bilineata</i> (Baird, 1870)		X
<i>Hyalinoecia fauveli</i> Rioja, 1918		X
<i>Diopatra</i> sp.	X	X

(continua)

Tabela 2.4. (continuação)

Taxa	Intertidal	Subtidal
Família Eunicidae		
<i>Marphysa sanguinea</i> (Montagu, 1815)	x	x
<i>Nematonereis hebes</i> Verrill, 1900	x	x
<i>Lysidice</i> sp.	x	x
Família Lumbrineridae		
<i>Lumbrineris gracilis</i> Ehlers, 1868		x
<i>Lumbrineris impatiens</i> Claparède, 1868		x
Família Dorvilleidae		
Dorvilleidae n.i.		x
Ordem ORBINIIDA		
Família Orbiniidae		
<i>Scoloplos armiger</i> (Müller, 1776)		x
Ordem SPIONIDA		
Família Spionidae		
<i>Aonides oxycephala</i> (Sars, 1862)		x
<i>Polydora ciliata</i> (Johnston, 1838)	x	x
<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i> (Okuda, 1937)	x	x
<i>Pseudopolydora pulchra</i> (Carazzi, 1895)	x	x
<i>Streblospio shrubsolii</i> (Buchanan, 1890)	x	x
<i>Polydora cornuta</i> Bosc, 1802	x	x
<i>Scolecopsis</i> sp.	x	
Ordem COSSURIDA		
Família Cossuridae		
<i>Cossura coasta</i> Kitamori, 1960	x	x
Ordem TERESELLIDA		
Família Cirratulidae		
<i>Cauleriella zetlandica</i> (McIntosh, 1911)		x
<i>Chaetozone gibber</i> Woodham & Chambers, 1994		x
<i>Cirriformia tentaculata</i> (Montagu, 1808)		x
<i>Dodecaceria concharum</i> Örsted, 1843		x
Cirratulidae n.i.	x	x
Família Ampharetidae		
<i>Alkmaria romijni</i> Horst, 1919	x	x
<i>Melinna palmata</i> Grube, 1870	x	x
Família Terebellidae		
<i>Lanice conchilega</i> Pallas, 1766		x
<i>Polycirrus</i> sp.		x
Ordem SABELLIDA		
Família Sabellariidae		
<i>Sabellaria spinulosa</i> Leuckart, 1849		x
Família Sabellidae		
<i>Amphiglena</i> sp.	x	x
<i>Branchiomma</i> sp.	x	
Sabellidae n.i.		x
Família Serpulidae		
<i>Ficopomatus enigmaticus</i> (Fauvel, 1923)	x	x
<i>Pomatoceros lamarcki</i> (Quatrefages, 1866)		x
Família Capitellidae		
<i>Capitella capitata</i> (Fabricius, 1780)	x	x
<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparède, 1864)	x	x
<i>Mediomastus fragilis</i> Rasmussen, 1973		x
<i>Notomastus latericeus</i> Sars, 1851	x	x
Família Saccocirridae		
<i>Saccocirrus papillocercus</i> Bobretzky, 1872	x	x

(continua)

Tabela 2.4. (continuação)

Taxa	Intertidal	Subtidal
Filo ARTHROPODA		
Classe PYCNOGONIDA		
Ordem PANTOPODA		
Família Phoxichilidiidae		
<i>Anoplodactylus pygmaeus</i> (Hodge, 1864)		X
Classe MAXILLOPODA		
Ordem SESSILIA		
Família Balanidae		
<i>Balanus balanus</i> (Linnaeus, 1758)		X
<i>Balanus crenatus</i> Bruguière, 1789	X	X
<i>Balanus improvisus</i> Darwin, 1854		X
Maxillopoda n.i.		X
Classe MALACOSTRACA		
Ordem MYSIDA		
Família Mysidae		
<i>Gastrosaccus spinifer</i> (Goës, 1864)		X
<i>Mesopodopsis slabberi</i> (van Beneden, 1861)		X
Ordem AMPHIPODA		
Família Ampeliscidae		
<i>Ampelisca diadema</i> (Costa, 1853)		X
<i>Ampelisca sarsi</i> Chevreux, 1888		X
Família Amphiloichidae		
<i>Amphiloichus spencebatei</i> (Stebbing, 1876)		X
Família Ampithoidae		
<i>Ampithoe</i> sp.	X	X
Família Aoridae		
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i> Costa, 1853	X	X
<i>Lembos</i> sp.	X	
Família Caprellidae		
<i>Pseudoprotella</i> sp.		X
Caprellidae n.i.		X
Família Corophiidae		
<i>Apocorophium acutum</i> (Chevreux, 1908)	X	
<i>Corophium multisetosum</i> Stock, 1952	X	
<i>Corophium orientale</i> Schellenberg, 1928	X	X
<i>Monocorophium ascherusicum</i> (Costa, 1857)	X	X
<i>Corophium</i> sp.		X
Família Gammaridae		
<i>Gammarus insensibilis</i> Stock, 1966	X	X
Família Ischyroceridae		
<i>Erichthonius punctatus</i> (Bate, 1857)	X	X
Família Melitidae		
<i>Abludomelita obtusata</i> (Montagu, 1813)		X
<i>Melita palmata</i> (Montagu, 1804)	X	X
Família Microprotopidae		
<i>Microprotopus maculatus</i> Norman, 1867	X	X
Família Oedicerotidae		
<i>Synchelidium maculatum</i> Stebbing, 1906		X
<i>Synchelidium</i> sp.		X
Família Phoxocephalidae		
<i>Harpinia pectinata</i> Sars, 1891		X
Família Stenothoidae		
<i>Stenothoe crassicornis</i> Walker, 1897		X
Ordem ISPODA		
Família Anthuridae		
<i>Cyathura carinata</i> (Krøyer, 1847)	X	X

(continua)

Tabela 2.4. (continuação)

Taxa	Intertidal	Subtidal
Família Cirolanidae		
<i>Eurydice pulchra</i> Leach, 1815	x	x
Família Idoteidae		
<i>Idotea chelipes</i> (Pallas, 1766)	x	
Família Janiridae		
<i>Ianiropsis</i> sp.		x
Família Sphaeromatidae		
<i>Lekanesphaera monodi</i> (Arcangeli, 1934)	x	x
<i>Sphaeroma serratum</i> (Fabricius, 1787)	x	x
Ordem CUMACEA		
Família Bodotriidae		
<i>Bodotria arenosa</i> Goodsir, 1843		x
<i>Bodotria scorpioides</i> (Montagu, 1804)		x
<i>Iphinoe tenella</i> Sars, 1878	x	x
Ordem TANAIDACEA		
Família Leptocheliidae		
<i>Leptochelia savignyi</i> (Kroyer, 1842)	x	x
<i>Heterotanais oerstedii</i> (Krøyer, 1842)		x
Família Tanaidae		
<i>Zeuxo</i> sp.		x
Família Tanaissuidae		
<i>Tanaissus lilljeborgi</i> (Stebbing, 1891)		x
Ordem DECAPODA		
Família Atelecyclidae		
<i>Atelecyclus undecimdentatus</i> (Herbst, 1783)		x
Família Portunidae		
<i>Carcinus maenas</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
Família Polybiidae		
<i>Liocarcinus pusillus</i> (Leach, 1816)		x
<i>Liocarcinus navigator</i> (Herbst, 1794)	x	x
Família Crangonidae		
<i>Crangon crangon</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
<i>Philocheras trispinosus</i> (Hailstone, 1835)		x
Classe INSECTA		
Ordem HEMIPTERA		
Família Pleidae		
Pleidae n.i.	x	x
Ordem DIPTERA		
Família Anthomyiidae		
Anthomyiidae n.i.	x	
Família Chironomidae		
Chironomidae n.i.	x	x
Família Dolichopodidae		
Dolichopodidae n.i.	x	
Família Ephydriidae		
Ephydriidae n.i.	x	
Família Psychodidae		
Psychodidae n.i.	x	
Família Tabanidae		
Tabanidae n.i.	x	
Filo BRYOZOA		
Bryozoa n.i.	x	x
Filo ECHINODERMATA		
Classe HOLOTHUROIDEA		
Holothuroidea n.i.		x

(continua)

Tabela 2.4. (continuação)

Taxa	Intertidal	Subtidal
Classe OPHIUROIDEA		
Ordem OPHIURIDA		
Família Amphiuridae		
<i>Amphipholis squamata</i> (Delle Chiaje, 1828)	x	x
<i>Amphiura chiajei</i> Forbes, 1843		x
Família Ophiothrichidae		
<i>Ophiothrix fragilis</i> (Abildgaard, in O.F. Müller, 1789)		x
Família Ophiuridae		
<i>Ophiura ophiura</i> (Linnaeus, 1758)		x
Filo CHORDATA		
Classe ASCIDIACEA		
Ordem STOLIDOBRANCHIA		
Família Styelidae		
<i>Cnemidocarpa mollis</i> (Stimpson, 1852)		x
<i>Dendrodoa grossularia</i> (Van Beneden, 1846)		x
<i>Polycarpa pomaria</i> (Savigny, 1816)		x
Família Pyuridae		
<i>Microcosmus claudicans</i> (Savigny, 1816)	x	x
<i>Pyura tessellata</i> (Forbes, 1848)		x
Família Molgulidae		
<i>Molgula citrina</i> Alder & Hancock, 1848		x
<i>Molgula tubifera</i> (Orstedt, 1844)	x	
<i>Molgula</i> sp.	x	x
Nº total de taxa	101	209
Nº total de indivíduos	37042	13803

Na figura 2.10. estão representados os valores de riqueza e diversidade taxonómicas e de densidade de macroinvertebrados bentónicos nas diferentes estações de amostragem estabelecidas na Baía do Seixal durante o presente estudo. De um modo geral, as estações localizadas na entrada da baía, em particular as mais profundas, foram as que registaram valores mais elevados de riqueza e diversidade taxonómicas. A densidade de macroinvertebrados bentónicos variou bastante no sistema, mas os valores mais elevados foram registados no interior da baía. Este padrão de variação espacial na estrutura destas comunidades está de acordo com o que seria de esperar, uma vez que a maior proximidade das estações de amostragem da embocadura ao corpo central do estuário do Tejo potencia a sua colonização por um maior número de espécies, tanto mais que a superior profundidade aí atingida também propicia a ocorrência de uma gama de habitats mais diferenciados, onde organismos com necessidades ecológicas diferentes podem coexistir com maior facilidade.

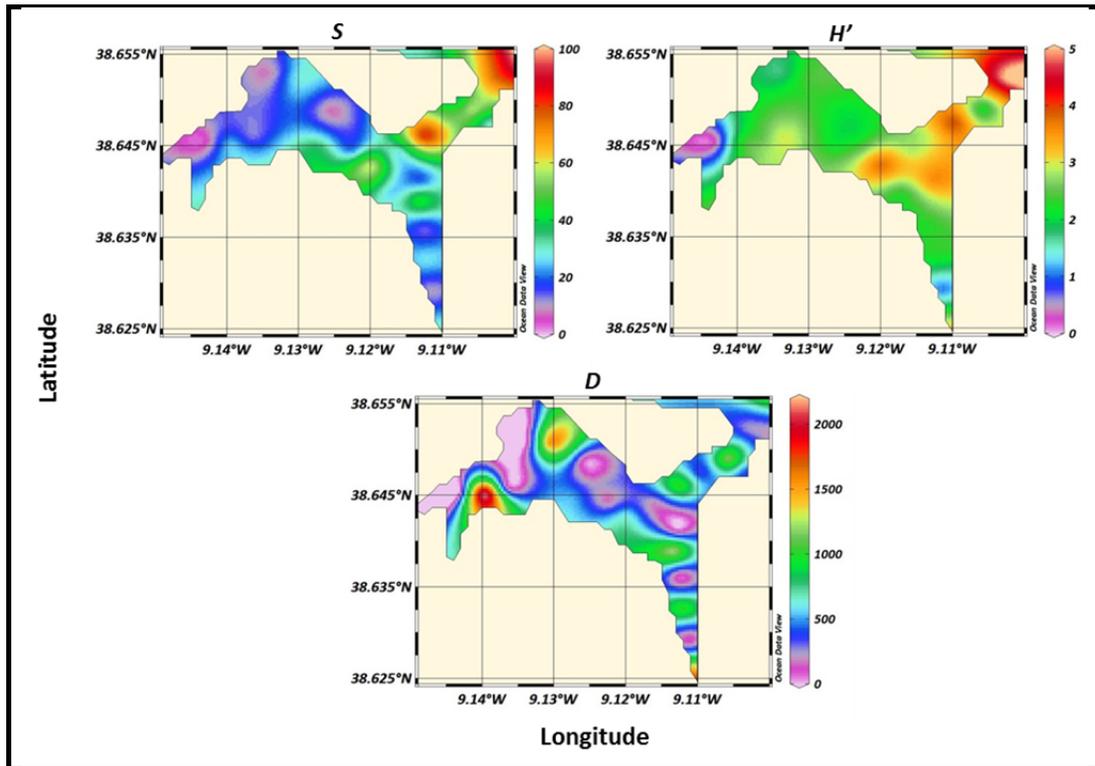


Figura 2.10. Riqueza e diversidade taxonómicas e densidade de macroinvertebrados bentónicos na Baía do Seixal.

Na região intertidal, o gastrópode *Hydrobia ulvae* foi a espécie mais abundante na Baía do Seixal durante o período de estudo, embora os poliquetas da família Cirratulidae e da espécie *Streblospio shrubsolii* e os oligoquetas também tenham exibido densidades muito elevadas (Figura 2.11.). Já no subtidal, foram estes últimos anelídeos e os cirratulídeos que dominaram as respectivas comunidades. De qualquer forma, com estes dois taxa foram relativamente abundantes, quer no intertidal, quer no subtidal, na Baía do Seixal as principais diferenças entre as respectivas comunidades estiveram associadas com a abundância relativa de *H. ulvae*, *S. shrubsolii*, *Hediste diversicolor*, *Melinna palmata* e *Saccocirrus papillocercus*, os três primeiros mais comuns na zona de entre-marés e os dois últimos melhor representados na região permanentemente imersa. Estes resultados estão de acordo com o referido por outros autores (Wolff, 1973; Silva, 2006) acerca da ecologia destas espécies. Contudo, convém referir que no subtidal da Baía do Seixal surgem com alguma predominância certas espécies mais típicas do intertidal (p. ex. *S. shrubsolii* e *Cyathura carinata*), o que certamente se fica a dever à reduzida profundidade do sistema e à elevada extensão das plataformas intertidais que aí existem.

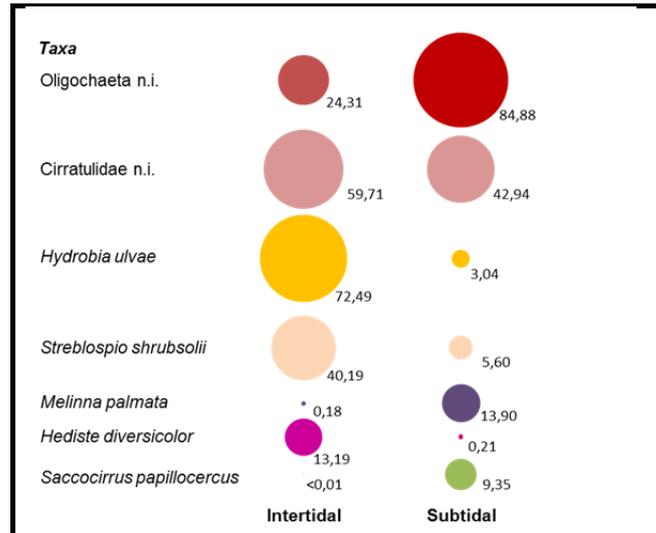


Figura 2.11. Densidades médias (ind./0,05 m²) dos *taxa* de macroinvertebrados bentónicos mais abundantes nas zonas intertidal e subtidal da Baía do Seixal.

2.2.3.2.2. VARIAÇÃO ESPÁCIO-TEMPORAL DAS COMUNIDADES

Em termos genéricos, observou-se que na Baía do Seixal a riqueza taxonómica de macroinvertebrados bentónicos não varia de forma notória ao longo do ano, sendo sempre tendencialmente superior junto à sua embocadura (Figura 2.12.). Contudo, no interior do sistema há uma tendência para que este parâmetro se reduza ligeiramente, quer no Verão, quer no Inverno. Esta variação deverá reflectir condições mais adversas para a sobrevivência de algumas espécies nestas duas épocas do ano, quando se verificam valores extremos em alguns parâmetros físicos da água, nomeadamente na temperatura, que se reduz muito no Inverno (tal como a salinidade) e aumenta fortemente no Verão, e no oxigénio dissolvido, que atinge níveis mais baixos na época estival (ver ponto 2.2.3.1.1.). O período de Verão parece ser mesmo o menos favorável para os macroinvertebrados bentónicos da Baía do Seixal, quando os respectivos valores de diversidade se reduzem bastante nas zonas mais internas do sistema (Figura 2.13.). Já a densidade destes organismos revelou-se algo superior no Outono e, sobretudo, no Inverno (Figura 2.14.). Tal padrão de variação esteve claramente relacionado com flutuações na abundância de determinados *taxa*, ao longo do ano (Figura 2.15.). De facto, no Outono os oligoquetas exibiram efectivos particularmente numerosos na zona subtidal, enquanto no Inverno diversos *taxa* (*H. ulvae*, *S. shrubsolii*, os cirratulídeos e mesmo os oligoquetas) apresentaram densidades bastante elevadas na zona de entre-marés.

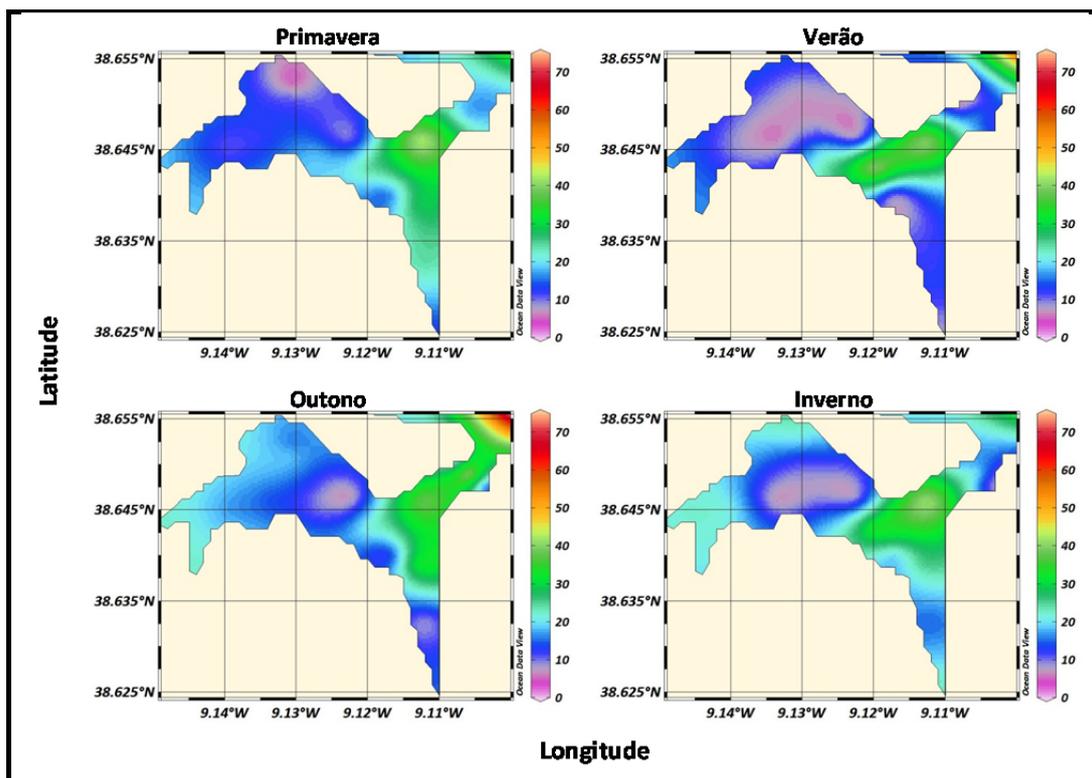


Figura 2.12. Número de taxa de macroinvertebrados bentônicos na Baía do Seixal (estações de amostragem 1-16), na Primavera, Verão e Outono de 2009 e no Inverno de 2010.

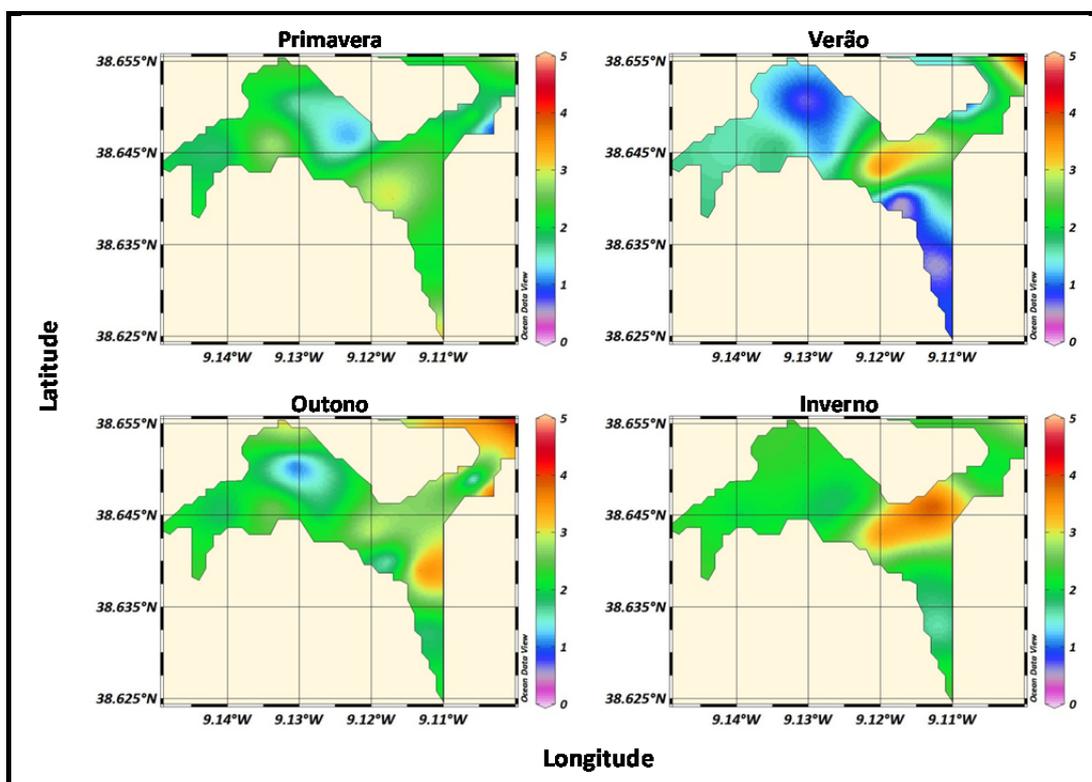


Figura 2.13. Diversidade taxonômica de macroinvertebrados bentônicos na Baía do Seixal (estações de amostragem 1-16), na Primavera, Verão e Outono de 2009 e no Inverno de 2010.

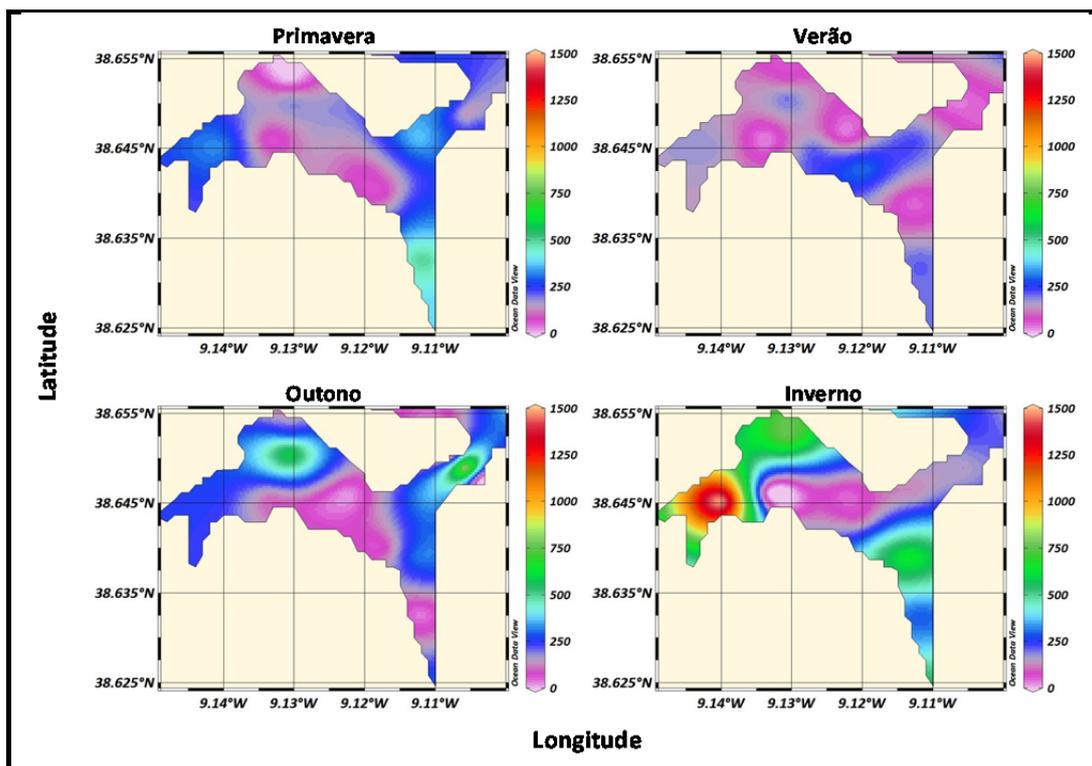


Figura 2.14. Densidade média (ind./0,05 m²) de macroinvertebrados bentônicos na Baía do Seixal (estações de amostragem 1-16), na Primavera, Verão e Outono de 2009 e no Inverno de 2010.

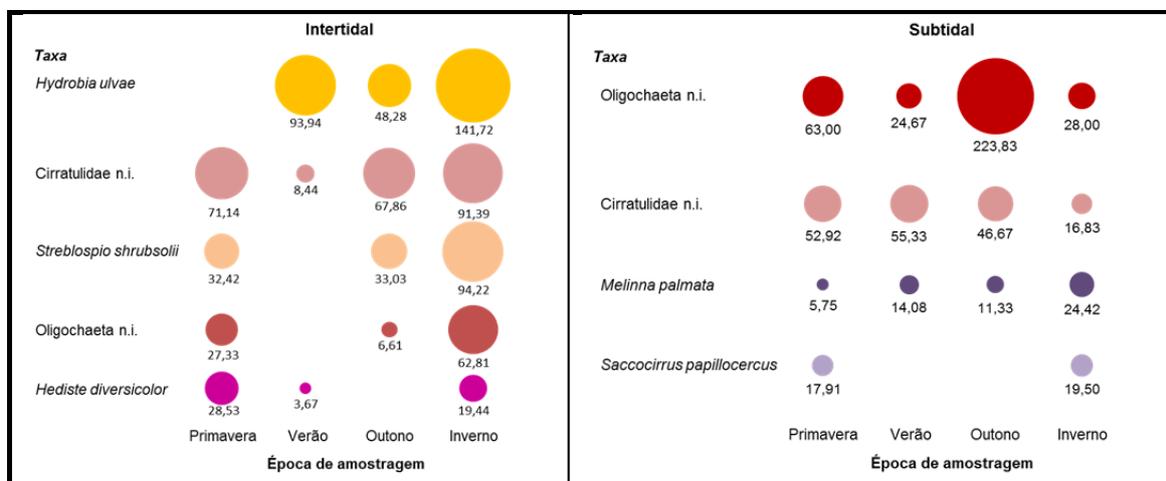


Figura 2.15. Densidades médias (ind./0,05 m²) dos *taxa* de macroinvertebrados bentônicos mais abundantes nas zonas intertidal e subtidal da Baía do Seixal, na Primavera, Verão e Outono de 2009 e no Inverno de 2010.

2.3. COMUNIDADES PÍSCICOLAS

2.3.1. INTRODUÇÃO

Os elevados mananciais piscícolas presentes no estuário do Tejo definiram a sua importância ao longo da História. Citando as palavras de Osberno, cruzado inglês, em 1147, acerca do estuário do Tejo: “Há nele tanta abundância de peixes que os habitantes crêem que dois terços são de peixe e um terço de água. É também rico em mariscos, sendo de notar que todos os peixes desta água conservam sempre a sua gordura e o seu sabor natural”. Esta riqueza permitiu o desenvolvimento de indústrias conserveiras e de actividades como a pesca, extracção de sal, construção naval e o fabrico de ânforas (onde os derivados de peixe eram exportados) (Costa, 1999).

Os dados históricos relativos à ictiofauna do estuário do Tejo são raros e pontuais, constituindo excepção os trabalhos de Nobre (1935) e de Baldaque da Silva (1891). No entanto, nas últimas três décadas verificou-se um aumento considerável no número de estudos científicos no estuário, fazendo com que, actualmente, o mesmo seja considerado, em termos de ictiofauna, o estuário mais bem estudado do país (Costa, 1999). De um modo geral, em todo o estuário já foram identificadas mais de 100 espécies de peixe (Costa *et al.*, 1997). No entanto, algumas delas têm apenas ocorrência esporádica no sistema, tendo sido capturados até hoje apenas um ou dois exemplares (Costa, 1999). Pelo contrário, o estuário constitui abrigo permanente para um reduzido número de espécies ictíicas, as quais passam a totalidade do seu ciclo de vida neste ecossistema, classificando-se por isso como espécies residentes [e.g. xarroco (*Halobatrachus didactylus*) e caboz-da-areia (*Pomastochistus microps*)] (Costa, 2004). Outras espécies, utilizam o estuário como área de viveiro. Estas reproduzem-se no mar, mas as suas larvas ou juvenis penetram no estuário, obtendo alimento, abrigo de predadores e condições mais favoráveis para o seu crescimento durante este período em que a sua vulnerabilidade é máxima [e.g. linguados: *Solea solea* e *S. senegalensis*) e o robalo (*Dicentrarchus labrax*)]. Os peixes migradores são também frequentadores assíduos dos estuários. Incluem os migradores catádromos, que vivem nos estuários e na água doce, mas que se reproduzem no mar [e.g. enguia (*Anguilla anguilla*)], e os migradores anádromos, formas marinhas que migram para estuários e rios para efectuarem a postura [e.g. sável (*Alosa alosa*)] (Cabral *et al.*, 2005).

O estuário, no seu todo, possui um papel ecológico fundamental como zona de crescimento e viveiro para juvenis de diversas espécies de peixe e crustáceos com interesse comercial. Estes juvenis irão reforçar os mananciais costeiros, razão pela

qual as pescas costeiras, de certas espécies, dependem directamente do estuário (Costa, 1999). É, ainda, uma área de intensa pesca artesanal, apanha de bivalves e isco para a pesca, de grande importância para a economia da população ribeirinha. Para além disto, é um local de lazer, onde se praticam diversos desportos, como a vela, canoagem e pesca lúdica (Costa, 1999).

A Baía do Seixal possui uma profundidade média inferior à da generalidade do estuário e uma porção significativa da sua superfície permanece durante grande parte do ciclo de maré a descoberto. Constituem excepção a esta regra as calas centrais, que apresentam alguma profundidade e possuem águas relativamente calmas, correntes mínimas e temperatura de água relativamente mais elevada que no restante estuário. Servem de refúgio para muitas espécies piscícolas, como são os casos do xarroco e de alguns gobiídeos (Lima, 1997).

No que se refere à ictiofauna e pescas da Baía do Seixal, existem alguns trabalhos que se debruçaram sobre a temática, mas nenhum deles com suficiente especificidade e detalhe. Lima (1997) fez diversas referências à ictiofauna do Tejo, assim como uma caracterização das artes de pesca e comunidades piscatórias do concelho do Seixal. Lopes (2004) caracterizou as actividades de pesca (profissional e lúdica) no estuário do Tejo e incluiu como uma das suas áreas de amostragem a Baía do Seixal. Vasconcelos (2009) comparou os padrões de distribuição dos juvenis de cinco espécies de peixes, em nove estuários portugueses, tendo na Baía do Seixal (Sapal de Corroios) uma das áreas de amostragem. Contudo, os conhecimentos e os dados disponíveis sobre a ictiofauna e a pesca na Baía do Seixal continuam a ser totalmente incipientes.

As acções desenvolvidas no âmbito do presente estudo de caracterização e valorização da Baía do Seixal, no que se refere à componente ictiofaunística, foram as seguintes:

- 1 - Caracterização das comunidades de peixe e da respectiva fauna acompanhante na área de estudo, incluindo um inventário das espécies observadas em diferentes locais;
- 2 - Determinação da variação temporal da populações destas espécies, com especial destaque para as mais importantes e/ou emblemáticas na área de estudo;
- 3 - Quantificação dos teores de metais pesados acumulados em espécies de peixe seleccionadas;
- 4 - Caracterização da área em termos de pesca profissional e pesca lúdica.

Os dois primeiros pontos são abordados neste capítulo sobre a caracterização biológica da área de estudo. O terceiro ponto será analisado no capítulo dedicado à

avaliação da qualidade ambiental do ecossistema e o quarto ponto no capítulo sobre a exploração dos recursos biológicos da Baía do Seixal.

2.3.2. METODOLOGIA

2.3.2.1. AMOSTRAGEM

As colheitas de peixe e de fauna acompanhante (sobretudo crustáceos decápodes e cefalópodes) na área de estudo, foram efectuadas a bordo de uma embarcação de pesca profissional, com recurso à arte de arrasto de vara. O referido arrasto possuía uma vara de 1,5 m de comprimento e malhagem de 0,5 mm no saco (Figura 2.16).

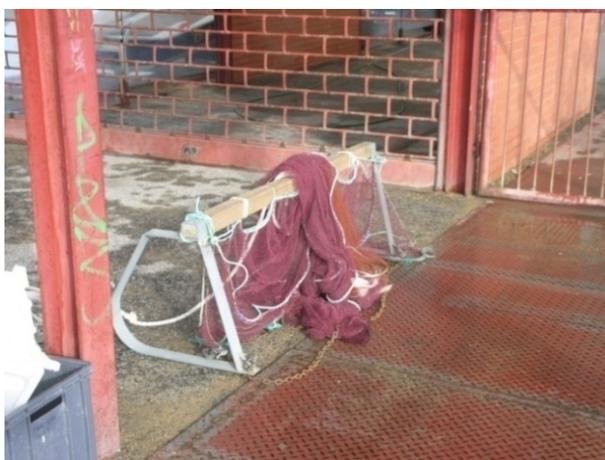


Figura 2.16. Foto da arte de pesca, arrasto de vara, utilizado no presente estudo para caracterizar a fauna ictífica.

De modo a abranger a globalidade da Baía do Seixal, estabeleceram-se cinco estações de amostragem (Figura 2.17.). Em cada estação do ano foram realizados cinco arrastos, um em cada local, com a duração aproximada de 20 minutos cada (Figura 2.18.).

Por questões de rentabilidade da pesca e facilidade de operação, as colheitas foram realizadas na baixa-mar durante o período diurno, após uma sessão de pesca experimental ter revelado que esta seria a melhor estratégia de amostragem. Os exemplares capturados foram acondicionados em sacos de plástico devidamente etiquetados e mantidos a baixa temperatura no interior de malas térmicas, sendo posteriormente congelados para futuro processamento em laboratório.

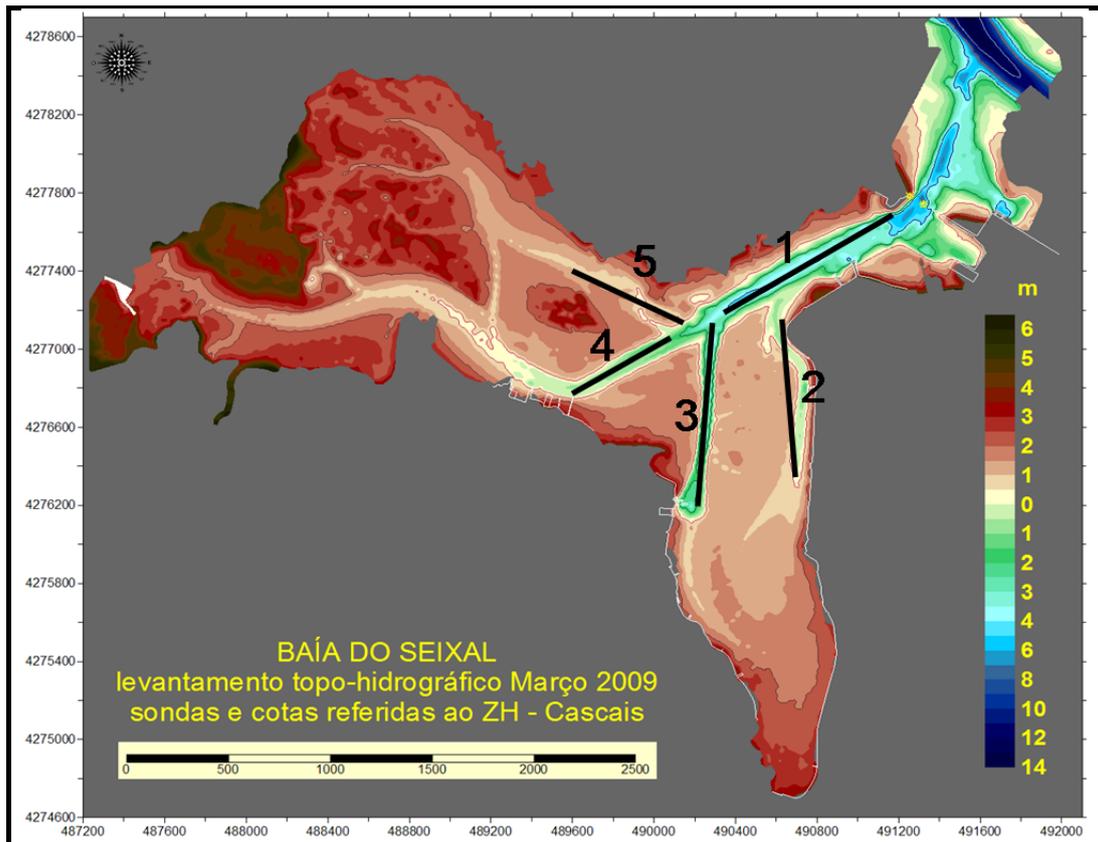


Figura 2.17. Rede de amostragem estabelecida para estudo das comunidades ictíficas da Baía do Seixal, com indicação dos cinco arrastos realizados em cada época do ano.



Figura 2.18. Pescador operando o arrasto de vara, nas águas da Baía do Seixal, durante o presente estudo.

Simultaneamente, no início e fim de cada arrasto, foi realizada uma caracterização física da água, com recurso a uma sonda multiparamétrica, de forma a analisar os seguintes parâmetros: salinidade; oxigénio dissolvido (mg/L); temperatura (°C); profundidade (m).

Os dados dos parâmetros físicos da água são importantes para compreender a ecologia local das várias espécies encontradas na Baía do Seixal.

Foram realizadas amostragens na Primavera (Abril), Verão (Julho) e Outono (Outubro) de 2009 e no Inverno (início de Março) de 2010.

2.3.2.2. TRABALHO DE LABORATÓRIO

O processo de análise laboratorial do material ictíico consistiu em identificar até à espécie, medir (comprimento total em mm) e pesar os exemplares (peso total em g). Relativamente à fauna acompanhante, esta foi igualmente identificada até à espécie e quantificada.

2.3.2.3. CARACTERIZAÇÃO DA ICTIOFAUNA

A caracterização ictiofaunística da Baía do Seixal foi efectuada com base nas amostragens realizadas, sendo adoptada a classificação taxonómica de Whitehead *et al.* (1984/86) e usados os nomes comuns das espécies propostos por Sanches (1989). Os diferentes *taxa* piscícolas foram ainda catalogados em função da sua fenologia, determinada segundo os critérios de Almeida *et al.* (1997), assim como do seu estado actual de conservação em Portugal, de acordo com as obras de Magalhães & Rogado (1993) e Costa *et al.*, (2005). O valor comercial das diferentes espécies ictíicas capturadas foi também alvo de escrutínio, tendo como base o preço médio anual de venda em lota, relativo ao ano de 2008, de acordo com INE (2008). Para a análise de natureza quantitativa, todas as capturas observadas foram divididas pelo tempo efectivo de pesca, obtendo-se os rendimentos piscatórios expressos em número de indivíduos por minuto de arrasto ($N. \text{min}^{-1}$).

2.3.2.4. CARACTERIZAÇÃO DA FAUNA ACOMPANHANTE DA ICTIOFAUNA

A caracterização da fauna acompanhante da ictiofauna da Baía do Seixal foi efectuada com base nas amostragens realizadas, sendo adoptada a classificação taxonómica de Hayward & Rayland (1996) e Falciai & Minervini (1995) e as designações vernáculas das espécies as propostas por Sanches (1989). Para a análise de natureza quantitativa, todas as capturas foram divididas pelo tempo efectivo de pesca, obtendo-se os rendimentos piscatórios expressos em número de indivíduos por minuto de arrasto ($N. \text{min}^{-1}$).

2.3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.3.1. PARÂMETROS FÍSICOS DA ÁGUA

Relativamente aos parâmetros físicos da água, de um modo geral, estes foram bastante semelhantes em termos espaciais, ao longo do ano (Figura 2.20.).

As temperaturas mais elevadas foram registadas no Verão e Outono, obtendo-se o valor máximo de 22,2 °C, no Verão, na estação 1. Pelo contrário, no Inverno observou-se, na estação 2, a temperatura mais baixa do presente estudo, 12,8 °C. Como seria expectável, durante o Inverno, a temperatura tende a decrescer, obtendo-se assim valores inferiores aos registados nas outras épocas do ano. A salinidade variou bastante ao longo das diferentes épocas do ano, obtendo-se o valor máximo de 34,5 na estação 2. No mesmo local, obteve-se igualmente o valor mais baixo (9) de salinidade, neste caso no Inverno. Naturalmente, a descida da salinidade nesta época do ano deveu-se, sobretudo, às fortes chuvas que ocorreram por toda a bacia drenante. Em termos de oxigénio dissolvido, no Inverno foram registados os valores mais elevados, 9,2 mg/L, simultaneamente nas estações 1, 3 e 5. Contrariamente, na estação 4, na Primavera, foi registado o valor menor deste parâmetro, 1,9 mg/L.

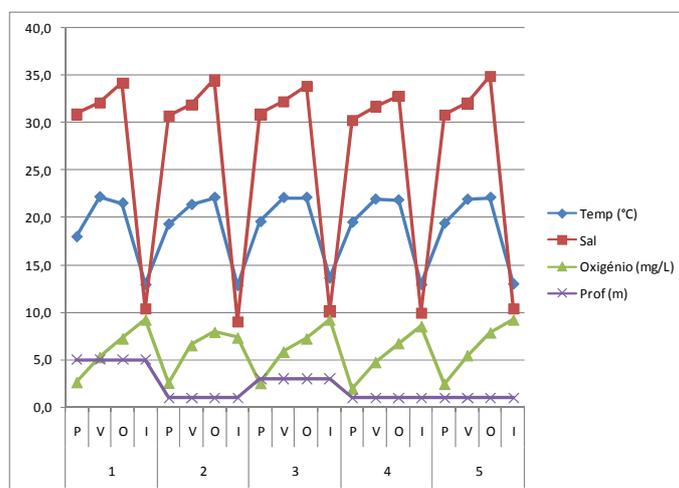


Figura 2.20. Valores médios dos parâmetros físicos da água (Temp - temperatura, Sal - salinidade, oxigénio dissolvido e Prof - profundidade) em cada área arrastada (1, 2, 3, 4 e 5) nas campanhas de Primavera (P), Verão (V), Outono (O) e Inverno (I).

2.3.3.2. ICTIOFAUNA

No decurso do presente estudo foi documentado um total de 20 espécies piscícolas para a Baía do Seixal (Figura 2.21.). Os resultados obtidos indicam uma comunidade ictífica típica da região estuarina onde se insere, isto é, apresenta características gerais

da zona intermédia do estuário do Tejo e das respectivas baías da margem esquerda em particular (Costa *et al.*, 2008). Contudo, comparando com a totalidade do estuário, onde já foram referenciados mais de 100 taxa piscícolas distintos (Costa *et al.*, 1997), a riqueza específica da área de estudo é significativamente menor, estando este facto relacionado com a sua posição intermédia no sistema estuarino, assim como com a sua relativamente reduzida dimensão no contexto deste amplo ecossistema. De facto, o estuário do Tejo é o maior estuário da Europa Ocidental, com uma área de 320 km², que perfaz uma extensão de 80 km (Costa, 1999). A ocorrência de muitas espécies de peixe no estuário do Tejo é esporádica, estando estes associados, sobretudo, a regiões mais próximas da zona limnética ou da embocadura, perto da zona costeira adjacente.

Na baía do Seixal, no Inverno, referenciaram-se 12 espécies de peixe, sendo esta riqueza específica idêntica à observada no Outono (Figura 2.22.). No Verão obteve-se o máximo de 14 espécies, enquanto na época primaveril se registou o seu menor número (8). De facto, no Verão observou-se uma riqueza específica mais elevada do que nas outras épocas do ano, sobretudo devido à presença de juvenis de espécies que utilizam a Baía do Seixal como local de viveiro. Pelo contrário, as maiores capturas verificaram-se no Outono e no Inverno (Figura 2.22.), facto que derivou de um incremento da fracção piscícola residente durante esse semestre.

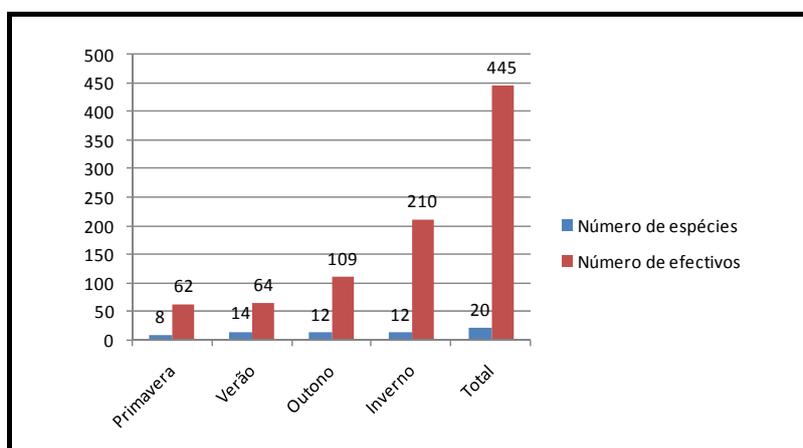


Figura 2.22. Riqueza específica (espécies capturadas) e efectivos (número de exemplares capturados) piscícolas obtidos em cada época de amostragem (Primavera, Verão, Outono e Inverno) e para o seu total.

Na tabela 2.5. encontram-se listadas as espécies ictíicas capturadas na área de estudo durante as quatro épocas de amostragem, ou seja, na Primavera (Abril), Verão (Julho) e Outono (Outubro) de 2009 e no Inverno (início de Março) de 2010. Alguns peixes residentes no estuário parecem utilizar a Baía do Seixal como *habitat* de

reprodução, como são os casos dos cabozes, singnatídeos, peixe-rei-do-Mediterrâneo e xarroco. A tainha-liça, a tainha-garrento, o robalo-legítimo, os esparídeos e os linguados utilizam o estuário como local de viveiro. Os migradores catádromos encontram-se representados no local pela enguia e pela tainha-fataça.

Tabela 2.5. Espécies piscícolas referenciadas para a área em estudo, com indicação da abundância numérica de cada um (N); fenologia (FEN), estatuto de conservação em Portugal (EC) e valor comercial (VC); (FEN: MA – migrador anádromo; MC – migrador catádromo, MO – marinho que ocorre ocasionalmente, R – residente, V – utiliza o estuário como zona de viveiro, VP - utiliza o estuário como zona preferencial de viveiro; EC: EN – em perigo, I – indeterminado, K – insuficientemente conhecido, CT – comercialmente ameaçado; VC: \$ - reduzido valor comercial, \$\$ - Médio valor comercial, \$\$\$ - elevado valor comercial).

Taxa	Nome comum	N				FEN	EC	VC
		Pri	Ver	Out	Inv			
Ordem ANGUILLIFORMES								
Família Anguillidae								
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	enguia-europeia	-	1	-	-	MC	EN	\$\$\$
Ordem SYNGNATHIFORMES								
Família Syngnathidae								
<i>Hippocampus ramulosus</i> Leach, 1814	cavalo-marinho	2	1	1	-	R	I	-
<i>Hippocampus hippocampus</i> (Linnaeus, 1758)	cavalo-marinho	-	1	-	1	R	I	-
<i>Syngnathus acus</i> Linnaeus, 1758	marinha-comum	-	2	2	2	R	I	-
Ordem PERCIFORMES								
Família Sparidae								
<i>Diplodus anularis</i> (Linnaeus, 1758)	sargo-alcorraz	-	1	-	-	V	CT	\$\$
<i>Diplodus bellottii</i> (Steindachner, 1882)	sargo-do-Senegal	2	19	8	1	V	CT	\$\$
<i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	sargo-legítimo	2	2	1	-	V	CT	\$\$
<i>Diplodus vulgaris</i> (Geof., 1817)	sargo-safia	-	5	2	-	V	CT	\$\$
<i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758	dourada	-	2	1	-	V	CT	\$\$\$
Família Moronidae								
<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	robalo-legítimo	-	1	-	2	VP	CT	\$\$\$
Ordem GOBIOIDEI								
Família Gobiidae								
<i>Gobius niger</i> (Linnaeus, 1758)	caboz-negro	4	1	3	3	R	K	-
<i>Pomatoschistus microps</i> (Krøyer, 1838)	caboz comum	1	1	84	168	R	-	-
<i>Pomatoschistus minutus</i> (Pallas, 1770)	caboz-da-areia	-	-	-	6	R	-	-
Ordem MUGILOIDEI								
Família Mugilidae								
<i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1826)	tainha-liça	-	-	-	2	V	-	\$
<i>Liza aurata</i> (Risso, 1810)	tainha-garrento	1	-	1	17	V	-	\$
<i>Liza ramada</i> (Risso, 1826)	tainha-fataça	-	-	-	1	MC	-	\$
Ordem ATHERINIFORMES								
Família Atherinidae								
<i>Atherina boyeri</i> Risso, 1810	peixe-rei-do-Mediterrâneo	-	-	-	5	R	-	-
Ordem PLEURONECTIFORMES								
Família Soleidae								
<i>Solea solea</i> (Linnaeus, 1758)	linguado-legítimo	1	3	1	-	VP	CT	\$\$\$
<i>Solea senegalensis</i> Kaup, 1858	linguado-branco	-	-	1	-	VP	CT	\$\$\$
Ordem BATRACHOIDIFORMES								
Família Batrachoididae								
<i>Halobatrachus didactylus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	xarroco	49	24	4	1	R	-	\$
Total		62	64	109	210			

Em termos numéricos, o caboz-comum (Figura 2.23.) predominou nas amostras recolhidas no Inverno e Outono, com um total de 168 e 84 indivíduos capturados, respectivamente. No Verão e Primavera, foi apenas capturado 1 indivíduo em cada estação.



Figura 2.23. Exemplar de caboz-comum (*Pomatoschistus microps*) capturado nas águas da Baía do Seixal.

O xarroco (Figura 2.24.), pelo contrário, dominou as capturas na Primavera e Verão (49 e 24 indivíduos respectivamente), diminuindo os seus efectivos no Outono e Inverno. Esta redução nos efectivos de xarroco está relacionada com o fim da época de reprodução da espécie, que ocorre na Primavera/início do Verão, especialmente em locais abrigados, como a Baía do Seixal (Cotter, 2008). De facto, quando a temperatura da água decresce acentuadamente, em finais de Outono e/ou início de Inverno, muitos destes animais cessam a sua actividade e enterram-se no sedimento (Costa, 2004). A redução de efectivos deste predador de topo, nas épocas outonal e invernal, conduz a um aumento de efectivos das suas presas, como o caboz-comum, assim como de outras presas primordiais para esta espécie (sobretudo crustáceos decápodes). Na realidade, Costa (2004) refere que o desaparecimento do xarroco entre meados das décadas de 1970 e 1990, supostamente devido a alterações climáticas, terá sido determinante para as suas presas no estuário do Tejo serem particularmente abundantes, como por exemplo o caboz-comum.



Figura 2.24. Exemplar juvenil de xarroco (*Halobatrachus didactylus*) capturado nas águas da Baía do Seixal.

De referir também as importantes capturas de esparídeos na Baía do Seixal, principalmente do sargo-do-Senegal durante o Verão. Trata-se de uma espécie que utiliza os sistemas salobros como zona de viveiro, sendo actualmente o esparídeo mais representativo no estuário do Tejo, apesar de só em anos recentes ter começado a colonizar a costa Portuguesa, possivelmente devido à subida da temperatura das águas do mar (Cabral *et al.*, 2001). Outra espécie com elevados quantitativos, sobretudo no Inverno, e que utiliza igualmente o estuário como viveiro, é a tainha-garrento. Segundo Salgado *et al.* (2004), esta espécie é bastante abundante neste período no ano, no estuário do Tejo, sobretudo em locais de pouca profundidade. Contudo, há que salientar que a arte de pesca utilizada no presente estudo não é a mais adequada para a captura de peixes mais associados à coluna de água. Por isso, é de admitir que esta espécie e os restantes membros da família Mugilidae tenham sido subamostrados nas recolhas efectuadas.

De todas as espécies piscícolas inventariadas na Baía do Seixal ao longo do presente estudo, a enguia é aquela que apresenta o estatuto de conservação mais elevado, sendo considerada “Em Perigo” (Cabral *et al.*, 2005). Os singnatídeos, apresentam estatuto “Indeterminado”, os esparídeos encontram-se “Comercialmente Ameaçados”, assim como o robalo-legítimo e os linguados e, por fim, o caboz-negro tem um estatuto “Insuficientemente Conhecido” (Magalhães & Rogado, 1993). A enguia, segundo Antunes (2002), tem vindo a reduzir a sua população em Portugal, exibindo mesmo uma quebra de 75% dos efectivos nos últimos 20 anos. Os factores que mais contribuíram para este decréscimo populacional são a pesca ilegal do meixão e a redução do habitat disponível em meio continental, embora se suspeite que recentes alterações nas correntes oceânicas também dificultem a migração das larvas no oceano (Domingos 2003).

Entre as espécies de peixe capturadas durante o presente estudo, o robalo-legítimo, os linguados, a dourada e a enguia apresentam o valor comercial mais elevado. Seguem-se os sargos, com valor comercial intermédio e, por fim, as diversas espécies de tainhas e o xarroco, com baixo valor comercial. Os cabozes, os singnatídeos e o peixe-rei-do-Mediterrâneo não apresentam valor comercial, por não serem comercializados em lota. Apesar disto, os singnatídeos são muito apreciados em aquarioria marinha. Além disso, são também comercializados exemplares secos por curiosidade (Costa, 1999).

Quanto à variação espacial das comunidades ictíicas da Baía do Seixal, a estação 1 foi aquela que, no total, registou maior abundância de indivíduos (125 exemplares capturados) (Tabela 2.6.).

Tabela 1.6. Capturas absolutas (N) e por minuto ($N \cdot \text{min}^{-1}$), para as diferentes espécies piscícolas, tendo em conta os vários arrastos efectuados (1, 2, 3, 4 e 5) nas quatro campanhas de amostragem realizadas (Primavera, Verão, Outono e Inverno).

	E1								E2								E3								E4								E5							
	Prim		Ver		Out		Inv		Prim		Ver		Out		Inv		Prim		Ver		Out		Inv		Prim		Ver		Out		Inv									
	N	$N \cdot \text{min}^{-1}$	N	$N \cdot \text{min}^{-1}$	N	$N \cdot \text{min}^{-1}$	N	$N \cdot \text{min}^{-1}$	N	$N \cdot \text{min}^{-1}$	N	$N \cdot \text{min}^{-1}$	N	$N \cdot \text{min}^{-1}$	N	$N \cdot \text{min}^{-1}$	N	$N \cdot \text{min}^{-1}$	N	$N \cdot \text{min}^{-1}$	N	$N \cdot \text{min}^{-1}$	N	$N \cdot \text{min}^{-1}$	N	$N \cdot \text{min}^{-1}$	N	$N \cdot \text{min}^{-1}$	N	$N \cdot \text{min}^{-1}$	N	$N \cdot \text{min}^{-1}$								
caboz-da-areia	-	-	-	-	-	-	6	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
caboz-comum	1	0,04	-	-	-	-	71	3,55	-	-	1	0,08	58	3,63	28	2,15	-	-	-	-	7	0,39	-	-	-	-	16	0,76	4	0,27	-	-	-	-	2	0,14	1	0,1		
caboz-negro	4	0,15	-	-	-	-	1	0,05	-	-	-	-	2	0,13	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
cavalo-marinho (<i>H. hippocampus</i>)	-	-	-	-	-	-	1	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-						
cavalo-marinho (<i>H. ramulosus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,03	1	0,05	-	-	-	-	-					
dourada	-	-	1	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,06	-	-	-	-	1	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-						
enguia-europeia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-						
linguado-branco	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-						
linguado-legítimo	1	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	3	0,23	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-						
marinha-comum	-	-	-	-	-	-	2	0,1	-	-	2	0,15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,07	-	-	-	-	2	0,14	-	-						
peixe-rei-do-Mediterrâneo	-	-	-	-	-	-	3	0,15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,07	-	-	-	-	2	0,14	-	-						
robalo-legítimo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,05	-	-	1	0,04	-	-	-	-	1	0,07	-	-	-	-						
sargo-alcorraz	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-						
sargo-do-Senegal	2	0,07	1	0,03	1	0,04	-	-	-	-	-	-	1	0,06	1	0,04	-	-	7	0,35	1	0,06	1	0,04	-	-	5	0,24	-	-	-	-	-	-						
sargo-legítimo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,06	-	-	1	0,05	1	0,05	-	-	-	-	1	0,05	1	0,03	-	-	-	-	-	-						
sargo-safia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,06	-	-	-	-	5	0,17	1	0,05	-	-	-	-	1	0,05	-	-	-	-	-	-						
tainha-liça	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,07	-	-	-	-	-	-	-	-						
tainha-garrento	1	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,06	-	-	-	-	-	-	1	0,06	17	0,74	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-						
tainha-fataça	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-						
xarroco	25	0,93	3	0,09	-	-	-	-	4	0,17	6	0,46	1	0,06	-	-	-	-	5	0,25	1	0,06	1	0,04	12	0,57	3	0,10	1	0,05	-	-	8	0,53	7	0,47	1	0,07	-	-
Total	34	5	1	85	4	13	66	28	3	15	4	23	13	12	24	8	8	19	7	1	1	1	13	12	24	8	8	19	7	1	1	1	1	1						
				125			111					45			57					35																				

Em termos de riqueza específica, foi na estação 5 que se observou o menor número de espécies (6) e na estação 4 o maior número (12). Nas restantes estações, a riqueza específica foi idêntica (11). A estação 1 foi dominante, em termos de efectivos, na Primavera e Inverno, com 34 e 85 indivíduos, respectivamente. Na Primavera, o xarroco dominou este local, enquanto que no Inverno o caboz-comum foi a espécie mais representativa. A estação 2, no Outono, foi onde se registou o maior número de exemplares (66), contabilizando para este total, sobretudo, as capturas de caboz-comum. No Verão, na estação 5, registaram-se as capturas mais elevadas, com 19 indivíduos, devido sobretudo aos efectivos de sargo-do-Senegal e de xarroco.

1.3.3.3. FAUNA ACOMPANHANTE DA ICTIOFAUNA

No que diz respeito à fauna acompanhante da ictiofauna, no presente estudo referenciaram-se 11 espécies distintas, 2 de moluscos e 9 de crustáceos decápodes (Tabela 2.7.). As espécies mais representativas foram o camarão-negro (Figura 1.25.) e o caranguejo-verde (Figura 2.25.), com um total de 967 e 623 exemplares capturados ao longo do presente estudo.



Figura 2.25. Exemplar de camarão-negro (*Crangon crangon*) capturado nas águas da Baía do Seixal.

O camarão-negro é a espécie mais abundante do estuário do Tejo, especialmente na zona inferior e na sua porção intermédia (Costa, 1999). O caranguejo-verde é uma espécie tipicamente estuarina e com grande número de efectivos ao longo de todo o estuário (Costa, 1999). O caranguejo-aranha foi a terceira espécie de crustáceo decápode melhor representada na Baía do Seixal, com 72 indivíduos capturados.



Figura 2.26 Exemplar de caranguejo-verde (*Carcinus maenas*) capturado nas águas da Baía do Seixal.

Todas as outras espécies de crustáceos decápodes capturados são comuns no estuário do Tejo (Costa, 1999), como é o caso dos diversos camarões e caranguejos nadadores e do caranguejo-peludo. Apenas a salientar a primeira observação do caranguejo-carregador (*Medorippe lanata*) no estuário do Tejo.

Na Primavera e Inverno, o camarão-negro dominou as capturas destes animais, com 73 e 524 indivíduos, respectivamente. A reprodução da espécie decorre ao longo de todo o ano, atingindo um pico em Abril e decrescendo até ao Verão (Costa, 1999). Assim, os efectivos capturados no Inverno corresponderam aos recrutas. O caranguejo-verde foi a espécie mais abundante nas campanhas de Verão e Outono, com 240 e 267 indivíduos, respectivamente. O caranguejo-verde reproduz-se na Primavera/Verão (Baeta *et al.*, 2005), existindo portanto um aumento dos efectivos nestas campanhas. O incremento destas espécies em determinadas épocas do ano poderá dever-se a variações naturais das suas populações, como assinalado anteriormente, mas também resultar da menor presença de xarroco na Baía do Seixal no Outono e Inverno, como atrás referido para o caboz-comum. De facto, o caboz-comum, o caranguejo-verde e o camarão-negro são as presas preferenciais do xarroco em meio salobro (Costa, 2004). O caranguejo-aranha aumentou os seus efectivos no Outono, quando atingiu o máximo de 61 indivíduos. Esta espécie utiliza o estuário como zona de viveiro, principalmente quando a salinidade é idêntica à zona costeira (Costa, 1999), o que sucedeu no Outono, quando se verificaram elevados quantitativos da espécie. De referir ainda, na Primavera, a maior presença do choco-vulgar, com 5 indivíduos. Esta espécie, normalmente chega aos estuários portugueses, na Primavera, onde deposita as suas posturas (Costa, 2004).

A estação 2 surgiu como o principal local de amostragem para a fauna acompanhante da ictiofauna, na totalidade das épocas de amostragem, com 756 indivíduos capturados (Tabela 1.8.). Este número deveu-se, sobretudo, às capturas de camarão-negro e caranguejo-verde. A estação 1, com 620 animais capturados, maioritariamente de camarão-negro, foi o segundo local em termos de capturas globais. As estações 3, 4 e 5 apresentaram, sensivelmente, as mesmas recolhas destes organismos, 124, 115 e 124, respectivamente, tendo o caranguejo-verde sido a espécie dominante. Em termos de riqueza específica, com 7 espécies, as estações 1 e 2 foram dominantes, seguindo-se as estações 3 e 4, com 6 espécies, e finalmente com 5, a estação 5.

Tabela 2.7. Fauna acompanhante da ictiofauna, referenciada para a área em estudo, com indicação da sua abundância numérica (N).

Taxa	Nome comum	N				Total
		Pri	Ver	Out	Inv	
Filo Mollusca						
Família Sepiidae						
<i>Sepia officinalis</i> Linnaeus, 1758	choco-vulgar	5	-	3	-	8
Família Sepiolidae						
<i>Sepiola atlantica</i> Leach, 1817	chopito-anão-orelhudo	1	-	2	-	3
Filo Arthropoda						
Família Crangonidae						
<i>Crangon crangon</i> (Linnaeus, 1758)	camarão-negro	73	21	122	751	967
Família Dorippidae						
<i>Medorippe lanata</i> (Linnaeus, 1767)	caranguejo-carregador*	-	-	1	-	1
Família Palaemonidae						
<i>Palaemon longirostris</i> H. Milne-Edwards, 1837	camarão-de-água-doce	-	7	-	4	11
<i>Palaemon serratus</i> (Pennant, 1777)	camarão-branco-legítimo	-	5	15	-	20
Família Portunidae						
<i>Carcinus maenas</i> (Linnaeus, 1758)	caranguejo-verde	21	240	267	95	623
Família Polybiidae						
<i>Liocarcinus marmoreus</i> (Leach, 1814)	caranguejo-nadador	1	-	-	-	1
<i>Liocarcinus arcuatus</i> (Leach, 1814)	caranguejo-nadador	-	-	-	2	2
Família Majidae						
<i>Macropodia rostrata</i> (Linnaeus, 1761)	caranguejo-aranha	1	10	61	-	72
Família Pilumnidae						
<i>Pilumnus hirtellus</i> (Linnaeus, 1761)	caranguejo-peludo*	-	-	1	5	6
Total		102	283	472	857	1714

*Dado que esta espécie não consta em Sanches (1989), optou-se por utilizar o nome comum indicado por Falciai & Minervini (1995).

2.4. AVIFAUNA

2.4.1. INTRODUÇÃO

As aves possuem capacidades sensoriais muito desenvolvidas e uma facilidade de locomoção excepcional no conjunto dos seres vivos. O voo permite-lhes ocupar um espaço tridimensional, e dessa forma maximizam o aproveitamento dos recursos alimentares disponíveis numa determinada área. Em caso de necessidade podem fugir rapidamente dos predadores terrestres, e muitas vezes utilizam o voo para evitar outras situações de perigo ou desconforto que possam surgir no seu habitat.

Apesar das suas dimensões modestas e aspecto frágil, muitas aves voadoras que podemos encontrar no país efectuam com regularidade longas deslocações no decurso do ciclo anual. Estes movimentos migratórios envolvem com frequência percursos de milhares de quilómetros, entre as áreas de reprodução e os locais de invernada.

As passagens migratórias das aves que atravessam o nosso território costumam ser mais intensas no litoral, por vezes concentradas em “corredores” que acompanham no essencial o traçado da linha de costa. Costumam ter uma orientação geral Norte-Sul, com as áreas de nidificação situadas a Norte e os locais de invernada para Sul.

Estas migrações desenvolvem-se à escala continental, das latitudes do Norte e Centro da Europa para as regiões do Mediterrâneo, ou num espaço ainda mais vasto, entre a Eurásia e regiões da África sub-Sariana.

Podem ser observados em Portugal dois ciclos anuais de migração. Um começa no início da Primavera, quando assistimos à chegada dos migradores “estivais” vindos do Sul, que de seguida se instalam e reproduzem entre nós, para voltar a partir no começo do Outono, rumo a Sul e de regresso a África. Alguns destes migradores estivais passam simplesmente pelo nosso país enquanto viajam para as suas áreas de nidificação, situadas em latitudes mais a Norte, voltando a passar para Sul no final do Verão e no começo do Outono. Nesse caso, recebem a designação de “migradores e passagem”. Um ciclo distinto começa no final do verão e intensifica-se com a chegada dos primeiros frios do Outono, quando surgem os migradores “invernantes” provenientes das latitudes árticas e das regiões mais frias da Europa, que nessa altura do ano se deslocam para a bacia do Mediterrâneo, onde permanecem durante os meses de Inverno.

Porém nem todas as espécies de aves que vemos em Portugal são migradoras. Algumas espécies não executam migrações deste tipo. Recebem o nome de “sedentárias” e permanecem no país todo o ano, por vezes na mesma região.

Com a sua mobilidade excepcional e ciclos de vida longos, as aves podem não ser os organismos mais indicados para avaliar, à escala local, a evolução de alguns parâmetros físico-químicos frequentemente incluídos em programas de monitorização ambiental. No entanto, permitem efectuar uma avaliação rápida e relativamente segura da “qualidade ambiental” de uma dada região, ou de um conjunto de habitats determinado.

A presença de uma avifauna abundante e diversificada (rica em número de indivíduos e com uma boa variedade de espécies) traduz inequivocamente a existência a montante de um mosaico de ecossistemas produtivos, que importa defender e valorizar.

No caso dos ecossistemas estuarinos e outras comunidades biológicas que naturalmente possam estar sujeitos a condições ambientais extremas, a diversidade específica das espécies-presa pode ser relativamente baixa, e por essa via suscitar uma menor diversidade das comunidades de predadores, que neste caso são em grande parte representadas pela componente de avifauna.

Porém, mesmo nestes casos, o número impressionante das aves que utilizam determinadas regiões da faixa entre-marés nos estuários constitui uma garantia segura da riqueza daqueles ecossistemas. Convém recordar a voracidade individual deste tipo de predadores (que necessitam de ingerir diariamente grandes quantidades de alimento para satisfazer as necessidades energéticas do seu metabolismo intenso) e que só desse modo conseguem manter a sua elevada mobilidade e padrões diários de actividade.

Se as condições de alimentação necessárias deixarem de estar reunidas numa dada região do estuário, outrora produtiva, as aves já não conseguem aí estabelecer-se em quantidade e diversidade, funcionando assim a sua relativa escassez ou ausência como um primeiro sinal de alerta para situações indesejáveis no plano ambiental, que também afectam negativamente o bem-estar e a economia das comunidades humanas locais.

Pelo contrário, a presença de uma avifauna estuarina abundante e diversificada constitui indicador seguro da presença de ecossistemas aquáticos ricos e produtivos. Traduz ainda a existência de um relacionamento equilibrado da população local com esta componente emblemática da biodiversidade, que pode dar contributos muito

relevantes para melhores níveis de bem-estar social, e constitui sem dúvida suporte de algumas actividades económicas ditas de nicho, como o “birdwatching” que actualmente se encontra numa fase de expansão, apresentando boas características de contra-ciclo relativamente aos aproveitamentos turísticos tradicionais.

O estuário do Tejo é uma zona húmida de grande importância internacional, designadamente no contexto Europeu e do Paleártico Ocidental (Prater, 1976, 1981), e suporta as maiores concentrações de aves aquáticas que têm sido recenseadas nas últimas décadas em território nacional (Biber & Hoffman, 1974; Hafner et al., 1972; Lévêque, 1966; Anon, 1981 e 1982; Rufino, 1992 e 1993; Teixeira 1981). Uma parte muito importante dessa avifauna ocorre na margem leste do estuário, nos terrenos que ficam situados entre Pancas e Alcochete, abrangidos pela Reserva Natural do Estuário do Tejo (Decreto-Lei nº 565/76, de 19 de Julho, alterado pelo Decreto-Lei nº 487/77, de 17 de Novembro).

Contudo, a importância de outros sectores do estuário tem de ser realçada, pois contribui decisivamente para aumentar a riqueza global, e com as suas características próprias garantem uma maior diversidade de espécies e de habitats.

2.4.2. METODOLOGIA

Neste estudo foram utilizadas técnicas clássicas de observação visual e de escuta das vocalizações emitidas pelas várias espécies de aves, não se justificando proceder à colheita nem à captura de espécimes.

Para melhor caracterização da avifauna, foram consideradas duas regiões principais na área de estudo, designadas respectivamente “Baía do Seixal” e “Área Seca Envolvente”.

O critério de selecção utilizado para definir estas áreas foi a presença, ou ausência, das águas do estuário transportadas pela circulação das marés, acrescido do contributo pontual de águas doces provenientes de pequenas ribeiras colaterais.

Na área molhada da Baía do Seixal (BSX) foram identificadas quatro unidades paisagísticas com características distintas, que podemos considerar habitats com funcionalidades diferenciadas ao nível da avifauna. Seguindo o mesmo raciocínio foram estabelecidas outras cinco unidades paisagísticas na Área Seca Envolvente (ASE), ficando assim constituída uma rede de amostragem com nove tipos diferentes de habitat.

Identificamos de seguida estas nove unidades paisagísticas, cuja designação foi escolhida de forma a assinalar também as suas características principais enquanto habitats de suporte da avifauna:

Baía do Seixal (BSX)

- Plano de Água Livre (PAL)
- Sedimentos Entre Marés (SEM)
- Sapais e Sebes Periféricas (SSP)
- Caniçais e Galerias Ripícolas (CGR)

Área Seca Envolvente (ASE)

- Prados e Pastagens (PRP)
- Hortas e Terrenos Agrícolas (HTA)
- Areais e Terrenos Secos (ATS)
- Matos e Bosques (MTB)
- Áreas Urbanas (URB)

Este conjunto de habitats representa por isso a estrutura básica de recolha das observações de avifauna que foram incluídas no presente estudo.

Em todos estes habitats, as técnicas de detecção visual das espécies foram utilizadas de forma sistemática. Na maior parte das observações foram utilizados binóculos (10x50), sempre que possível apoiados em suporte fixo para melhorar a estabilidade da imagem.

As técnicas de detecção auditiva foram utilizadas sobretudo nos habitats que apresentam uma estrutura da vegetação mais densa, designadamente no caso dos caniçais e galerias ripícolas (CGR), em algumas extensões de sapal (SSP), e também nas copas altas do arvoredado inserido em áreas florestais (MTB).

2.4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O trabalho de campo foi realizado nos anos de 2009 e 2010. Ao todo foram completadas vinte e seis campanhas de observação, efectuadas em horário diurno e crepuscular, com uma duração aproximada de nove horas cada.

Atendendo aos objectivos gerais do estudo, as observações de avifauna incidiram prioritariamente nos habitats da área molhada da Baía do Seixal (BSX). A data das observações está indicada na tabela 2.9.

Tabela 2.9. Relação das campanhas de observação da avifauna realizadas no âmbito deste estudo, e número de locais de amostragem utilizados em habitats da área molhada da Baía do Seixal (BSX) e nos habitats da Área Seca Envolvente (ASE).

Data das observações	Baía do Seixal (BSX)	Área Seca Envolvente (ASE)
06 de Janeiro de 2009	3	1
13 de Janeiro de 2009	9	-
03 de Fevereiro de 2009	2	1
12 de Junho de 2009	7	2
05 de Julho de 2009	1	-
08 de Outubro de 2009	2	1
28 de Outubro de 2009	2	1
12 de Novembro de 2009	7	2
17 de Dezembro de 2009	4	1
07 de Janeiro de 2010	2	2
23 de Janeiro de 2010	3	-
26 de Fevereiro de 2010	1	1
12 de Março de 2010	2	1
23 de Março de 2010	5	2
30 de Março de 2010	5	4
26 de Agosto de 2010	4	1
30 de Agosto de 2010	4	2
07 de Setembro de 2010	7	2
09 de Setembro de 2010	7	3
12 de Outubro de 2010	-	1
20 de Outubro de 2010	-	1
26 de Outubro de 2010	8	-
28 de Outubro de 2010	3	1
04 de Novembro de 2010	3	1
24 de Agosto de 2011	5	1
28 de Setembro de 2011	3	1
Locais de amostragem:	99	33
Total:		132

No conjunto dos nove tipos de habitat considerados no âmbito deste trabalho, foram observadas na área de estudo noventa e três espécies diferentes de aves.

Este número não representa um total absoluto, Pelo contrário, deve ser encarado como um valor mínimo. Seguramente, um esforço de prospecção prolongado revelará a ocorrência de outras espécies de aves, incluindo muitas que surgem de forma esporádica, integradas nos fluxos migratórios do complexo Paleártico-Africano, que atravessam o território do nosso país e são utilizados por muitas dezenas de espécies no decurso das suas deslocações anuais.

Também não foram contabilizadas algumas observações ocasionais de aves exóticas, envolvendo exemplares isolados que presumivelmente terão escapado de cativeiro nas áreas urbanas mais próximas. A título de exemplo podemos referir a observação

isolada de um Periquito-comum *Melospitacus undulatus*, de cor amarelo-vivo, que foi avistado no dia 8 de Outubro de 2009, em voo e depois pousado na copa de um sobreiro alto, na orla seca de um sapal situado na periferia do Seixal.

Consideramos no entanto que o esforço de prospecção realizado é suficiente para estabelecer com segurança a composição da avifauna que ocupa regularmente esta região, nas diferentes fases do ciclo anual, bastando também para caracterizar algumas preferências de utilização do espaço, distribuído por diferentes tipos de habitat.

A tabela 2.10. resume as nossas observações de avifauna na área de estudo. As diferentes espécies estão identificadas pelo seu nome científico e foram agregadas por famílias, sendo referida a distribuição da sua ocorrência repartida pelos diferentes habitats.

Tabela 2.10. Resumo das observações de avifauna realizadas na área de estudo, assinalando a ocorrência das várias espécies nos diferentes tipos de habitats

Taxa	Habitats								
	BSX			ASE					
	PAL	SEM	SSP	CGR	PRP	HTA	ATS	MTB	URB
Família Anatidae									
<i>Cygnus olor</i>		x							
<i>Anas platyrhynchos</i>	x	x	x	x					
Família Phasianidae									
<i>Alectoris rufa</i>					x	x			
Família Phalacrocoracidae									
<i>Phalacrocorax carbo</i>	x	x	x						
Família Ardeidae									
<i>Bubulcus ibis</i>			x	x	x		x		
<i>Egretta garzetta</i>		x	x						
<i>Ardea cinerea</i>		x	x	x					
Família Threskiornithidae									
<i>Platalea leucorodia</i>		x	x						
Família Phoenicopteridae									
<i>Phoenicopterus roseus</i>		x	x						
Família Accipitridae									
<i>Elanus caeruleus</i>			x						
<i>Circus aeruginosus</i>			x						
<i>Buteo buteo</i>			x						
Família Pandionidae									
<i>Pandion haliaetus</i>	x		x						
Família Falconidae									
<i>Falco tinnunculus</i>			x		x			x	
<i>Falco peregrinus</i>			x					x	
Família Raliidae									
<i>Gallinula chloropus</i>			x	x					
<i>Fulica atra</i>				x					
Família Haematopodidae									
<i>Haematopus ostralegus</i>		x							

(continua)

Tabela 2.10. (continuação)

Taxa	Habitats								
	PAL	BSX		CGR			ASE		
		SEM	SSP		PRP	HTA	ATS	MTB	URB
Família Recurvirostridae									
<i>Himantopus himantopus</i>		X	X						
<i>Recurvirostra avosetta</i>	X	X	X						
Família Charadriidae									
<i>Charadrius hiaticula</i>		X	X						
<i>Charadrius alexandrinus</i>		X	X						
<i>Pluvialis apricaria</i>			X						
<i>Pluvialis squatarola</i>		X	X						
Família Scolopacidae									
<i>Calidris canutus</i>		X	X						
<i>Calidris alba</i>		X							
<i>Calidris minuta</i>		X	X						
<i>Calidris ferruginea</i>		X	X						
<i>Calidris alpina</i>		X	X						
<i>Gallinago gallinago</i>			X	X					
<i>Limosa limosa</i>		X	X						
<i>Numenius phaeopus</i>		X	X						
<i>Numenius arquata</i>		X							
<i>Tringa erythropus</i>		X	X						
<i>Tringa totanus</i>		X	X						
<i>Tringa nebularia</i>		X	X						
<i>Actitis hypoleucos</i>		X	X	X					
<i>Arenaria interpres</i>		X	X						
Família Laridae									
<i>Larus melanocephalus</i>	X	X	X						
<i>Larus ridibundus</i>	X	X	X	X					
<i>Larus fuscus (graellsii)</i>	X	X	X						
<i>Larus michahellis</i>		X							
Família Sternidae									
<i>Sterna sandvicensis</i>	X								
Família Columbidae									
<i>Columba livia</i>		X				X			X
<i>Columba palumbus</i>								X	
<i>Streptopelia decaocto</i>						X			X
Família Strigidae									
<i>Athene noctua</i>			X					X	
Família Apodidae									
<i>Apus apus</i>							X		X
<i>Apus pallidus</i>					X		X		X
Família Alcedinidae									
<i>Alcedo atthis</i>			X						
Família Upupidae									
<i>Upupa epops</i>			X		X		X	X	X
Família Alaudidae									
<i>Galerida cristata</i>							X		
<i>Lullula arborea</i>								X	
<i>Alauda arvensis</i>			X		X				
Família Hirundinidae									
<i>Riparia riparia</i>			X		X		X		
<i>Hirundo rustica</i>			X	X	X	X	X		X
<i>Delichon urbicum</i>			X	X	X				X
Família Motacillidae									
<i>Anthus pratensis</i>		X	X		X		X		X
<i>Motacilla flava</i>			X	X					
<i>Motacilla cinerea</i>		X	X						

(continua)

Tabela 2.10. (continuação)

Taxa	Habitats								
	PAL	BSX		CGR	PRP	HTA	ASE		URB
SEM	SSP	ATS	MTB						
<i>Motacilla alba</i>		x	x	x			x		
Família Troglodytidae									
<i>Troglodytes troglodytes</i>						x		x	
Família Turdidae									
<i>Erithacus rubecula</i>			x	x		x		x	
<i>Luscinia svecica</i>			x						
<i>Phoenicurus ochruros</i>			x			x		x	x
<i>Saxicola torquatus</i>			x				x	x	
<i>Oenanthe oenanthe</i>							x		
<i>Turdus merula</i>			x	x		x		x	x
<i>Turdus philomelos</i>								x	
Família Sylviidae									
<i>Cettia cetti</i>				x					
<i>Cisticola juncidis</i>			x	x	x	x	x	x	
<i>Sylvia atricapilla</i>						x			
<i>Sylvia melanocephala</i>			x	x		x		x	
<i>Phylloscopus collybita</i>			x	x		x		x	
<i>Regulus ignicapillus</i>								x	
Família Muscipidae									
<i>Muscicapa striata</i>						x		x	
<i>Ficedula hypoleuca</i>						x		x	
Família Paridae									
<i>Parus caeruleus</i>						x		x	x
<i>Parus major</i>						x		x	
Família Certhiidae									
<i>Certhia brachydactyla</i>								x	
Família Laniidae									
<i>Lanius meridionalis</i>			x				x	x	
Família Corvidae									
<i>Garrulus glandarius</i>			x	x					
<i>Cyanopica cyana</i>								x	
<i>Corvus corone</i>		x	x		x		x	x	
Família Sturnidae									
<i>Sturnus unicolor</i>			x	x		x	x	x	x
<i>Acridotheres cristatellus</i>						x			x
Família Passeridae									
<i>Passer domesticus</i>			x	x	x	x		x	x
Família Estrildidae									
<i>Estrilda astrild</i>						x			
Família Fringillidae									
<i>Fringilla coelebs</i>								x	
<i>Serinus serinus</i>			x			x		x	x
<i>Carduelis chloris</i>			x	x	x	x		x	
<i>Carduelis carduelis</i>			x			x		x	
<i>Carduelis cannabina</i>			x				x		

No âmbito deste trabalho, a classificação taxonómica das espécies e sua ordenação filogenética segue, em termos gerais, as recomendações emitidas pelo comité taxonómico da *Association of European Records and Rarities Committee*. Foi por isso adoptada a respectiva nomenclatura científica (AERCTAC 2003), que difere nalguns aspectos da ordem taxonómica clássica proposta por Voous (1977). Os nomes

comuns baseiam-se na proposta de Sacarrão & Soares (1979), com algumas alterações.

A tabela 2.11. pretende ilustrar os ciclos de presença das várias espécies ao longo do ano. Resume a soma das observações efectuadas em todos os habitats das áreas BSX e ASE, nas datas de amostragem referidas na tabela 2.9.

Tabela 2.11. Ocorrência sazonal das espécies que foram observadas na área de estudo (áreas BSX e ASE), nas datas de amostragem referidas na Tabela 1.9. (x - presença registada; X – presença de número de exemplares relativamente elevado).

Taxa	Ocorrência e abundância relativa											
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Família Anatidae												
<i>Cygnus olor</i>	x	x										
<i>Anas platyrhynchos</i>	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x
Família Phasianidae												
<i>Alectoris rufa</i>			x						x			
Família Phalacrocoracidae												
<i>Phalacrocorax carbo</i>	X	x	x					x	x	x	x	X
Família Ardeidae												
<i>Bubulcus ibis</i>	x	x	x			x		x	x	x		x
<i>Egretta garzetta</i>	x	x	x			x		x	X	x	x	x
<i>Ardea cinerea</i>	X	x	x			X	x	x	x	x	x	x
Família Threskiornithidae												
<i>Platalea leucorodia</i>	X	X									X	x
Família Phoenicopteridae												
<i>Phoenicopus roseus</i>	X										X	x
Família Accipitridae												
<i>Elanus caeruleus</i>												x
<i>Circus aeruginosus</i>						x						
<i>Buteo buteo</i>	x											
Família Pandionidae												
<i>Pandion haliaetus</i>								x		x		
Família Falconidae												
<i>Falco tinnunculus</i>	x		x							x	x	
<i>Falco peregrinus</i>	x											
Família Raliidae												
<i>Gallinula chloropus</i>	x					x		x	x	x		x
<i>Fulica atra</i>									x			
Família Haematopodidae												
<i>Haematopus ostralegus</i>										x		
Família Recurvirostridae												
<i>Himantopus himantopus</i>	X		x			x	X	x	x	X	x	X
<i>Recurvirostra avosetta</i>	x	x	x									x
Família Charadriidae												
<i>Charadrius hiaticula</i>	x	x						X	X	x		
<i>Charadrius alexandrinus</i>			x					x		x		
<i>Pluvialis apricaria</i>												x
<i>Pluvialis squatarola</i>	X	x	x						x	x	x	x
Família Scolopacidae												
<i>Calidris canutus</i>		X						x				
<i>Calidris alba</i>	X	x	x								x	
<i>Calidris minuta</i>											x	
<i>Calidris ferruginea</i>											x	

(continua)

Tabela 2.11. (continuação)

Taxa	Ocorrência e abundância relativa											
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
<i>Calidris alpina</i>	X	X						x	X	x	x	
<i>Gallinago gallinago</i>											x	
<i>Limosa limosa</i>	x	X	x				x	x	x	x	x	x
<i>Numenius phaeopus</i>	x	x	x			X		x	x			x
<i>Numenius arquata</i>	x											
<i>Tringa erythropus</i>										x		
<i>Tringa totanus</i>	X	X	x			x	x	x	x	x	x	x
<i>Tringa nebularia</i>	X	X	x					x			x	X
<i>Actitis hypoleucos</i>	x	x	x					x	x	x	x	x
<i>Arenaria interpres</i>	x	X						x	X	x	x	
Família Laridae												
<i>Larus melanocephalus</i>	x		x					x	x			x
<i>Larus ridibundus</i>	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x
<i>Larus fuscus (graellsii)</i>	X	x	x			x		x	x	x	x	X
<i>Larus michahellis</i>			x					x				
Família Sternidae												
<i>Sterna sandvicensis</i>								x	X	X		
Família Columbidae												
<i>Columba livia</i>	x	x	x			x		x	x	x	x	x
<i>Columba palumbus</i>											x	
<i>Streptopelia decaocto</i>	x		x			x		x	x	x	x	x
Família Strigidae												
<i>Athene noctua</i>	x		x					x	x	x	x	x
Família Apodidae												
<i>Apus apus</i>						x						
<i>Apus pallidus</i>									x			
Família Alcedinidae												
<i>Alcedo atthis</i>	x									x		
Família Upupidae												
<i>Upupa epops</i>	x		x			x		x	x	x	x	
Família Alaudidae												
<i>Galerida cristata</i>	x		x			x		x	x	x	x	
<i>Lullula arborea</i>						x						
<i>Alauda arvensis</i>			x									x
Família Hirundinidae												
<i>Riparia riparia</i>			x			x			x			
<i>Hirundo rustica</i>		x	x			x	x	x				
<i>Delichon urbicum</i>						x			x			
Família Motacillidae												
<i>Anthus pratensis</i>	x	x	x							x	x	x
<i>Motacilla flava</i>								x				
<i>Motacilla cinerea</i>	x	x	x									
<i>Motacilla alba</i>	x	x							x	x	x	x
Família Troglodytidae												
<i>Troglodytes troglodytes</i>		x	x						x	x		
Família Turdidae												
<i>Erithacus rubecula</i>	x								x	x	x	x
<i>Luscinia svecica</i>										x	x	x
<i>Phoenicurus ochruros</i>	x		x						x	x	x	
<i>Saxicola torquatus</i>	x	x	x			x			x	x	x	
<i>Oenanthe oenanthe</i>									x			
<i>Turdus merula</i>	x	x	x			x		x	x	x	x	x
<i>Turdus philomelos</i>										x	x	
Família Sylviidae												
<i>Cettia cetti</i>	x									x	x	
<i>Cisticola juncidis</i>	x	x	x			x		x	x	x	x	x

(continua)

Tabela 2.11. (continuação)

Taxa	Ocorrência e abundância relativa											
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
<i>Sylvia atricapilla</i>			x							x	x	
<i>Sylvia melanocephala</i>	x	x	x			x		x	x	x	x	x
<i>Phylloscopus collybita</i>	x	x								x	x	
<i>Regulus ignicapillus</i>										x		
Família Muscicapidae												
<i>Muscicapa striata</i>										x		
<i>Ficedula hypoleuca</i>									x	X	x	
Família Paridae											x	
<i>Parus caeruleus</i>								x	x	x	x	x
<i>Parus major</i>			x									
Família Certhiidae												
<i>Certhia brachydactyla</i>											x	
Família Laniidae						x					x	
<i>Lanius meridionalis</i>												
Família Corvidae												
<i>Garrulus glandarius</i>						x				x	x	
<i>Cyanopica cyana</i>									x			
<i>Corvus corone</i>	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x
Família Sturnidae												
<i>Sturnus unicolor</i>	x					x	x	x	x	x	X	x
<i>Acridotheres cristatellus</i>	x	x	x			x	x	x	X	x	x	x
Família Passeridae												
<i>Passer domesticus</i>	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x
Família Estrilidae												
<i>Estrilda astrild</i>									x			x
Família Fringillidae												
<i>Fringilla coelebs</i>										x	x	
<i>Serinus serinus</i>	x	x	x			x			x	x	x	x
<i>Carduelis chloris</i>			x			x			x	x	x	
<i>Carduelis carduelis</i>	x		x			x		x	x	x	x	
<i>Carduelis cannabina</i>	x		x					x		x	x	

A tabela 2.12. estabelece a correspondência entre o nome científico de cada uma das espécies de aves observadas na área de estudo e a sua designação comum.

Tabela 2.12. Nomenclatura científica e designação comum das diferentes espécies de aves observadas na área de estudo, com nota acerca do respectivo estatuto de ocorrência local (R- Residente; E- Estival; I- Invernante; MP- Migrador de Passagem; O- Ocasional).

Taxa	Designação comum	Status
Família Anatidae		
<i>Cygnus olor</i>	Cisne-mudo	O
<i>Anas platyrhynchos</i>	Pato-real	R
Família Phasianidae		
<i>Alectoris rufa</i>	Perdiz	R
Família Phalacrocoracidae		
<i>Phalacrocorax carbo</i>	Corvo-marinho	I
Família Ardeidae		
<i>Bubulcus ibis</i>	Garça-boieira	R
<i>Egretta garzetta</i>	Garça-branca	R
<i>Ardea cinerea</i>	Garça-real	I; MP

(continua)

Tabela 2.12. (continuação)

Taxa	Designação comum	Status
Família Threskiornithidae		
<i>Platalea leucorodia</i>	Colhereiro	I
Família Phoenicopteridae		
<i>Phoenicopus roseus</i>	Flamingo	I
Família Accipitridae		
<i>Elanus caeruleus</i>	Peneireiro-cinzento	R
<i>Circus aeruginosus</i>	Águia-sapeira	R
<i>Buteo buteo</i>	Águia-d'asa-redonda	R
Família Pandionidae		
<i>Pandion haliaetus</i>	Águia-pesqueira	MP
Família Falconidae		
<i>Falco tinnunculus</i>	Peneireiro	R
<i>Falco peregrinus</i>	Falão-peregrino	I
Família Raliidae		
<i>Gallinula chloropus</i>	Galinha-d'água	R
<i>Fulica atra</i>	Galeirão	R?
Família Haematopodidae		
<i>Haematopus ostralegus</i>	Ostraceiro	I
Família Recurvirostridae		
<i>Himantopus himantopus</i>	Pernilongo	R
<i>Recurvirostra avosetta</i>	Alfaiate	I
Família Charadriidae		
<i>Charadrius hiaticula</i>	Borrelho-grande-de-coleira	I
<i>Charadrius alexandrinus</i>	Borrelho-de-coleira-interrompida	R
<i>Pluvialis apricaria</i>	Tarambola dourada	I
<i>Pluvialis squatarola</i>	Tarambola cinzenta	I
Família Scolopacidae		
<i>Calidris canutus</i>	Seixoeira	MP
<i>Calidris alba</i>	Pilrito-das-praias	I
<i>Calidris minuta</i>	Pilrito-pequeno	I
<i>Calidris ferruginea</i>	Pilrito-de-bico-comprido	MP
<i>Calidris alpina</i>	Pilrito-comum	I
<i>Gallinago gallinago</i>	Narceja	I
<i>Limosa limosa</i>	Maçarico-de-bico-direito	I; MP
<i>Numenius phaeopus</i>	Maçarico-galego	I
<i>Numenius arquata</i>	Maçarico-real	I
<i>Tringa erythropus</i>	Perna-vermelha-escuro	I
<i>Tringa totanus</i>	Perna-vermelha	I
<i>Tringa nebularia</i>	Perna-verde	I
<i>Actitis hypoleucos</i>	Maçarico-das-rochas	I; MP
<i>Arenaria interpres</i>	Rola-do-mar	I
Família Laridae		
<i>Larus melanocephalus</i>	Gaivota-de-cabeça-preta	I
<i>Larus ridibundus</i>	Guincho	I
<i>Larus fuscus (graellsii)</i>	Gaivota-d'asa-escura	I
<i>Larus michahellis</i>	Gaivota-de-patas-amarelas	O
Família Sternidae		
<i>Sterna sandvicensis</i>	Garajau	MP; I
Família Columbidae		
<i>Columba livia</i>	Pombo-doméstico	R
<i>Columba palumbus</i>	Pombo-torcaz	I
<i>Streptopelia decaocto</i>	Rola-turca	R
Família Strigidae		
<i>Athene noctua</i>	Mocho-galego	R
Família Apodidae		
<i>Apus apus</i>	Andorinhão-preto	E
<i>Apus pallidus</i>	Andorinhão-pálido	E

(continua)

Tabela 2.12. (continuação)

Taxa	Designação comum	Status
Família Alcedinidae		
<i>Alcedo atthis</i>	Guarda-rios	R
Família Upupidae		
<i>Upupa epops</i>	Poupa	R
Família Alaudidae		
<i>Galerida cristata</i>	Cotovia-de-poupa	R
<i>Lullula arborea</i>	Cotovia-pequena	R
<i>Alauda arvensis</i>	Laverca	I
Família Hirundinidae		
<i>Riparia riparia</i>	Andorinha-das-barreiras	E
<i>Delichon urbicum</i>	Andorinha-dos-beirais	E
Família Motacillidae		
<i>Anthus pratensis</i>	Petinha-dos-prados	I
<i>Motacilla flava</i>	Alvéola-amarela	E
<i>Motacilla cinerea</i>	Alvéola-cinzenta	I
<i>Motacilla alba</i>	Alvéola-branca	R
Família Troglodytidae		
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Carriça	R
Família Turdidae		
<i>Erithacus rubecula</i>	Pisco-de-peito-ruivo	I
<i>Luscinia svecica</i>	Pisco-de-peito-azul	I
<i>Phoenicurus ochruros</i>	Rabirruivo-preto	R
<i>Saxicola torquatus</i>	Cartaxo	R
<i>Oenanthe oenanthe</i>	Chasco-cinzento	MP
<i>Turdus merula</i>	Melro	R
<i>Turdus philomelos</i>	Tordo-comum	I
Família Sylviidae		
<i>Cettia cetti</i>	Rouxinol-bravo	I
<i>Cisticola juncidis</i>	Fuinha-dos-juncos	R
<i>Sylvia atricapilla</i>	Toutinegra-de-barrete	R
<i>Sylvia melanocephala</i>	Toutinegra-de-cabeça-preta	R
<i>Phylloscopus collybita</i>	Felosa-comum	I
<i>Regulus ignicapillus</i>	Estrelinha-de-poupa	I
Família Muscicapidae		
<i>Muscicapa striata</i>	Taralhão-cinzento	MP
<i>Ficedula hypoleuca</i>	Taralhão-galego	MP
Família Paridae		
<i>Parus caeruleus</i>	Chapim-azul	R
<i>Parus major</i>	Chapim-real	R
Família Certhiidae		
<i>Certhia brachydactyla</i>	Trepadeira	R
Família Laniidae		
<i>Lanius meridionalis</i>	Picanço-real	R
Família Corvidae		
<i>Garrulus glandarius</i>	Gaio	R
<i>Cyanopica cyana</i>	Pega-azul	R
<i>Corvus corone</i>	Gralha-preta	R
Família Sturnidae		
<i>Sturnus unicolor</i>	Estorninho-preto	R
<i>Acridotheres cristatellus</i>	Mainato-de-poupa	R
Família Passeridae		
<i>Passer domesticus</i>	Pardal	R
Família Estrildidae		
<i>Estrilda astrild</i>	Bico-de-lacre	R
Família Fringillidae		
<i>Fringilla coelebs</i>	Tentilhão	I
<i>Serinus serinus</i>	Serino	R

(continua)

Tabela 1.12. (continuação)

Taxa	Designação comum	Status
<i>Carduelis chloris</i>	Verdilhão	R
<i>Carduelis carduelis</i>	Pintassilgo	R
<i>Carduelis cannabina</i>	Pintarroxo	R

A tabela 2.13. consiste numa lista das espécies de aves que foram observadas num sector específico da Área Seca Envolvente (ASE), no decurso de um estudo detalhado dos habitats da Quinta da Mundet, no Seixal. Esta prospeção incluiu quatro sessões de campo, e decorreu entre 12 de Outubro e 4 de Novembro de 2010.

Tabela 2.13. Aves observadas em diferentes habitats da Quinta da Mundet, no Seixal. (x - presença registada; xx - observação de um grande número de exemplares, avaliada em termos relativos).

Taxa	Nome vulgar	Quinta da Mundet - 2010				Status
		Outubro		Novembro		
		12	20	28	04	
Família Falconidae						
<i>Falco tinnunculus</i>	Peneireiro			x	x	R
Família Columbidae						
<i>Columba livia</i>	Pombo-doméstico	x	x	x		R
<i>Columba palumbus</i>	Pombo-torcaz				x	I
<i>Streptopelia decaocto</i>	Rola-turca	x	x	x	x	R
Família Strigidae						
<i>Athene noctua</i>	Mocho-galego		x			R
Família Upupidae						
<i>Upupa epops</i>	Poupa		x	x	x	R
Família Motacillidae						
<i>Anthus pratensis</i>	Petinha-dos-prados	x	x	x	x	I
<i>Motacilla alba</i>	Alvéola-branca		x	x	x	R
Família Troglodytidae						
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Carriça			x		R
Família Turdidae						
<i>Erithacus rubecula</i>	Pisco-de-peito-ruivo	x	x	x	x	I
<i>Phoenicurus ochruros</i>	Rabirruivo-preto	x	x	x	x	R
<i>Turdus merula</i>	Melro	x	x	x	x	R
<i>Turdus philomelos</i>	Tordo-comum		x	x	x	I
Família Sylviidae						
<i>Cisticola juncidis</i>	Fuinha-dos-juncos		x	x	x	R
<i>Sylvia atricapilla</i>	Toutinegra-de-barrete		x	x	x	R
<i>Sylvia melanocephala</i>	Toutinegra-de-cabeça-preta	x	x	x	x	R
<i>Phylloscopus collybita</i>	Felosa-comum	x	x	x	x	I
<i>Regulus ignicapillus</i>	Estrelinha-de-poupa	x		x		I
Família Muscipidae						
<i>Muscicapa striata</i>	Taralhão-cinzento	-	xx	-	-	MP
<i>Ficedula hypoleuca</i>	Taralhão-galego	x	xx	-	x	MP
Família Paridae						
<i>Parus caeruleus</i>	Chapim-azul	x	x	x	x	R
<i>Parus major</i>	Chapim-real				x	R
Família Certhiidae						
<i>Certhia brachydactyla</i>	Trepadeira	x	x	x		R

(continua)

Tabela 2.13. (continuação)

Taxa	Nome vulgar	Quinta da Mundet - 2010				Status
		Outubro			Novembro	
		12	20	28	04	
Família Corvidae						
<i>Garrulus glandarius</i>	Gaio	x	x	x	x	R
<i>Corvus corone</i>	Gralha-preta	x	x	x	x	R
Família Sturnidae						
<i>Sturnus unicolor</i>	Estorninho-preto	x	xx	x	xx	R
<i>Acridotheres cristatellus</i>	Mainato-de-poupa	x	x	x		R
Família Passeridae						
<i>Passer domesticus</i>	Pardal	x	x	x	x	R
Família Fringillidae						
<i>Fringilla coelebs</i>	Tentilhão			x	x	I
<i>Serinus serinus</i>	Serino	x	x	x	x	R
<i>Carduelis chloris</i>	Verdilhão	x	x	x	x	R
<i>Carduelis carduelis</i>	Pintassilgo	x	x	x	x	R

Os dados da tabela 2.10. mostram que na área de estudo ocorre uma avifauna heterogénea, constituída por conjuntos de espécies com afinidades taxonómicas diferenciadas e preferências de habitat distintas.

As aves observadas na área molhada da Baía do Seixal (BSX) pertencem maioritariamente ao grande grupo das chamadas “laro-limícolas” que inclui um grande número de espécies das famílias Charadriidae (vulgarmente designadas “borrelhos”), Scolopacidae (“pilritos” ou “maçaricos”) e Laridae (“gaivotas”).

No essencial, são espécies com hábitos aquáticos. Na maior parte dos casos caminham pelos solos encharcados e alimentam-se predominantemente de invertebrados estuarinos, que capturam com o bico nos bancos de sedimentos da faixa entre-marés. Em termos gerais, a actividade alimentar destas aves ocorre predominantemente nos períodos de baixa-mar, com uma interrupção temporária durante os picos da preia-mar. Nessa altura vêm-se forçadas a recolher a abrigos temporários, geralmente situados em pequenas ilhas no interior do estuário, ou em lugares abrigados da margem, em áreas muitas vezes ocupadas por vegetação halófito de sapal.

Em complemento destes grupos principais, é relevante o contributo das famílias Anatidae (“patos”), Phalacrocoracidae (“corvos-marinheiros”), Ardeidae (“garças”), Threskiornithidae (“colhereiros”), Phoenicopteridae (“flamingos”), e ainda das famílias Recurvirostridae (“pernilongos” e “alfaiates”) e Sternidae (“gaivinas”).

As espécies deste último grupo (Sternidae) caracterizam-se pela sua actividade essencialmente aérea e por um regime alimentar baseado no consumo de pequenos peixes, que capturam vivos no plano de água livre da maré enchente. Distinguem-se

nesse aspecto das espécies de outra família próxima (Laridae), que exibem ecletismo notável, e consomem inclusivamente desperdícios das actividades de pesca e uma grande variedade de resíduos transportados nas descargas dos esgotos domésticos, beneficiando assim de uma associação alimentar de proximidade com a população humana dos núcleos urbanos.

O grande grupo das “laro-limícolas” inclui uma elevada percentagem de espécies migradoras, que representam cerca de 93 % das ocorrências registadas nos habitats da zona BSX da nossa área de estudo. Muitas executam longas migrações anuais, e poucas nidificam em Portugal, onde a sua ocorrência se nota mais nos meses frios de inverno e na época das passagens migratórias do final de Verão.

Os habitats de importância crítica para suporte alimentar, abrigo, e sobrevivência daquelas espécies na área de estudo são os bancos de Sedimentos Entre Marés (SEM), e as extensões de Sapais e Sebes Periféricas (SSP). Ambos são necessários, e estão sujeitos a formas complementares de utilização pelas mesmas espécies, que se deslocam entre diferentes áreas nas diferentes fases do ciclo das marés, segundo ritmos marcados pela sucessão dos períodos de imersão e de emersão dos bancos de sedimentos.

Também inseridos no conjunto dos habitats da área molhada da Baía do Seixal (BSX), os Caniçais e Galerias Ripícolas (CGR) suportam uma avifauna rica e diversificada, que nem sempre é fácil de observar devido à grande concentração de biomassa vegetal.

Com efeito, as regiões onde se desenvolvem habitats daquele tipo são caracterizadas por níveis muito elevados de encharcamento do solo, que permite um bom desenvolvimento da cobertura vegetal, dando origem a estruturas de vegetação com elevada densidade.

Estes habitats surgem em locais com alguma influência de água doce, sendo o grupo dos Passeriformes aquele que apresenta maior número de espécies. Na área de estudo ocorrem sobretudo aves “terrestres” das famílias Hirundinidae (“andorinhas”), Motacillidae (“alvéolas”), Turdidae (“piscos”) e Sylviidae (“felosas”).

Para este grupo de aves, nota-se ainda uma elevada percentagem de espécies migradoras (cerca de 53 % na área de estudo), mas este valor percentual fica abaixo do registado para as espécies do grupo anterior, no conjunto dos habitats SEM e SSP.

Por outro lado, existe alguma sobreposição das áreas de ocorrência das espécies (terrestres) associadas aos habitats SSP e CGR, o que poderá justificar-se pela estrutura densa da vegetação, que apresenta muitos pontos de semelhança nos dois

casos, e também pelo facto de as presas consumidas serem por vezes idênticas, designadamente insectos e outros pequenos invertebrados das regiões palustres.

Por fim, as observações resumidas na tabela 2.10. mostram que uma parte importante das espécies de Passeriformes observadas nos habitats ‘molhados’ do tipo SSP e CGR, na zona BSX, ocorre igualmente em habitats ‘secos’ da zona ASE. Neste caso não se nota uma divergência tão marcada da avifauna ‘terrestre’ presente nestes habitats, contrariamente ao que foi observado para as espécies de “laro-limícolas” incluídas na parte inicial da mesma tabela.

Além das espécies cuja presença é regular na área de estudo, e podem ser ali observadas todo o ano, é notória também a ocorrência de uma componente sazonal da avifauna, formada por espécies migradoras do tipo “estival” e por outras do tipo “invernante”.

Esta avifauna “invernante” é aquela que atinge maior importância na área molhada da Baía do Seixal (BSX), onde se distingue pela diversidade das espécies presentes e também pela abundância relativa do número de exemplares que ali se concentram nos meses de inverno.

De facto, a chegada dos primeiros migradores desta fauna “invernante” começa no final do Verão, geralmente a partir do mês de Agosto. Daí em diante o número de indivíduos vai aumentando, e cresce mais rapidamente a partir de Novembro, até atingir os valores máximos anuais em Janeiro. As espécies deste grupo ainda se mantêm na área durante o mês de Fevereiro, começando em Março a sua partida para Norte.

Algumas destas espécies “estivais” possuem hábitos precoces (por exemplo as andorinhas *Hirundo rustica*) e começam a chegar muito cedo. Por vezes já podem ser vistas no mês de Janeiro, sobrepondo dessa forma a sua presença às espécies do ciclo anterior, ditas “invernantes”. No entanto, a verdadeira transição temporal das faunas “invernante” para “estival” costuma ocorrer no mês de Março.

Nesta área são particularmente elucidativos os exemplos da Tarambola cinzenta *Pluvialis squatarola* e da Gaiotas-d’asa escura *Larus fuscus* (*ssp. graellsii*), já resumidos na tabela 2.10. Para esta última espécie, a tabela 2.14. resume a evolução dos efectivos recenseados ao longo do ano na área de estudo. É nítida uma alteração substancial na percentagem relativa das aves adultas e imaturas (incluindo juvenis) observados na Baía do Seixal. No final da Primavera e no princípio do Verão os bandos têm dimensão comparativamente reduzida, e são formados essencialmente por aves imaturas. A dimensão dos bandos aumenta substancialmente a partir de

Agosto, com a chegada de um grande número de aves adultas que regressam das suas áreas de reprodução, situadas principalmente em habitats costeiros das Ilhas Britânicas.

O pico numérico das populações de aves aquáticas invernantes ocorre nos meses de Dezembro e Janeiro. Pode ser observado na tabela 2.15., que mostra o resultado das contagens crepusculares de Corvo-marinho *Phalacrocorax carbo* efectuadas num dormitório da espécie, situado em lugar abrigado da margem do estuário, na orla do sapal de Corroios.

Tabela 2.14. Variação sazonal da percentagem relativa de aves adultas e imaturas, observada em bandos de Gaivota-d'asa-escura *Larus fuscus (graellsii)* pousados nas áreas de sapal e nos bancos de sedimentos entre-marés, na Baía do Seixal.

Data das observações	Dimensão da amostra (nº de aves)	Adultos (%)	Imaturos (%)
13 de Janeiro de 2009	1.700	95	5
12 de Junho de 2009	160	5	95
08 de Outubro de 2009	500	100	-
12 de Novembro de 2009	100	93	7
17 de Dezembro de 2009	2.100	95	5
23 de Março de 2010	220	50	50
30 de Março de 2010	160	60	40
26 de Agosto de 2010	370	90	10
07 de Setembro de 2010	300	90	10
26 de Outubro de 2010	150	80	20
28 de Setembro de 2011	30	90	10

Tabela 2.15. Resultado das contagens de Corvos-marinhos *Phalacrocorax carbo* efectuadas ao anoitecer, num dormitório da espécie situado na orla do sapal.

Data das observações	Nº total de aves (N)	Adultos (%)	Imaturos (%)
12 de Novembro de 2009	71	-	-
17 de Dezembro de 2009	174	90	10
07 de Janeiro de 2010	300	-	-
23 de Março de 2010	34	-	-
30 de Agosto de 2010	1	100	-
09 de Setembro de 2010	1	-	-

No Anexo I figuram algumas fotografias relativas às zonas de sapal bem como da avifauna que nela pode ser observada.

3. QUALIDADE AMBIENTAL

3.1. POLUIÇÃO ORGÂNICA

3.1.1. INTRODUÇÃO

A Directiva-Quadro da Água (2000/60/CE) entrou em vigor em Dezembro de 2000 e foi transposta para a ordem jurídica nacional pela nova Lei da Água (Lei nº 58/2005) e pelo Decreto-Lei nº 77/2006. Estes documentos introduzem o conceito de qualidade ecológica da água na regulamentação portuguesa e põem em evidência a importância de avaliar a qualidade da água, não só em termos dos aspectos físico-químicos, mas também dos elementos hidromorfológicos e biológicos.

Face ao exposto anteriormente, pode afirmar-se que com a publicação dos dois diplomas referidos, o paradigma da qualidade das águas superficiais em Portugal mudou por completo, ou seja, os constituintes biológicos passaram a ser assumidamente determinantes na avaliação do bom ou mau estado dessas massas de água. No fundo, com esta opção, o legislador reconhece o carácter integrador das componentes biológicas, no que diz respeito às consequências resultantes da modificação dos corpos de água, o que obviamente não acontece com os parâmetros físico-químicos. De facto, estes últimos apenas reflectem condições instantâneas, o que, pelas características transitivas das massas de água, pode não permitir captar modificações significativas nos ecossistemas aquáticos, sobretudo no caso de as amostragens serem efectuadas com um grande espaçamento temporal. Pelo contrário, as comunidades biológicas reflectem, em cada momento, as condições presentes e de um passado recente. São por isso muito menos falíveis na determinação do estado de perturbação das massas de água, sobretudo se utilizados conjuntamente com elementos de natureza físico-química e hidromorfológica.

Devido à sua íntima associação com o substrato, ao razoável sedentarismo que exibem e ao facto de apresentarem genericamente ciclos de vida relativamente curtos, as espécies que constituem as comunidades bentónicas, e os macroinvertebrados em particular, respondem de forma directa e bastante rápida mesmo a pequenas alterações no meio aquático (Pereira *et al.*, 1998). De facto, os macroinvertebrados bentónicos são bastante sensíveis a perturbações no seu habitat, nomeadamente variações na granulometria e nos teores de matéria orgânica dos sedimentos (Silva *et al.*, 1999). Além disso, por englobarem maioritariamente organismos que se encontram nos níveis inferiores das cadeias alimentares, as modificações que experimentam acabam por ter claras repercussões nos estados tróficos superiores, nomeadamente

no que diz respeito à generalidade dos cefalópodes, crustáceos decápodes e peixes (Costa *et al.*, 2005). Tendo em conta tal conjunto de características, os macroinvertebrados bentónicos são o grupo mais utilizado quando se pretende analisar de forma relativamente expedita e eficiente o estado de conservação das comunidades aquáticas e avaliar a magnitude e a distribuição espácio-temporal de impactos antrópicos neste tipo de ambientes, sobretudo os de natureza orgânica (Costa *et al.*, 1999). A sua análise é particularmente eficiente quando complementada com informação sobre os teores da matéria orgânica presente nos sedimentos dos fundos aquáticos.

3.1.2. METODOLOGIA

3.1.2.1. SEDIMENTOS

3.1.2.1.1. MATÉRIA ORGÂNICA TOTAL

Para o estudo dos teores de matéria orgânica dos sedimentos da Baía do Seixal usaram-se as mesmas amostras recolhidas para a determinação da granulometria desses sedimentos. A matéria orgânica total dos sedimentos (*MOT*) foi determinada em laboratório pela diferença entre o peso de uma amostra de sedimento com cerca de 5 g, seca numa estufa a 60 °C, e o valor ponderal da mesma após combustão numa mufla a 550 °C, durante quatro horas.

Os teores de matéria orgânica nos sedimentos foram expressos em valores percentuais, relativamente ao peso total da amostra, e calculados a partir da expressão:

$$MOT = \frac{Ps - Pc}{Ps} \times 100;$$

onde, *Ps* representa o peso após secagem na estufa e *Pc* o peso após combustão. Para determinação dos valores deste parâmetro, em cada época e estação de amostragem, foram calculados os valores médios dos pontos de amostragem. Os dados referentes à matéria orgânica nos sedimentos foram apresentados através de esquemas ODV (Schlitzer, 2010) e por gráficos, sendo os primeiros particularmente úteis para avaliar o padrão geral de distribuição do parâmetro e os segundos mais adequados para determinar em que condições se ultrapassaram certos valores limite.

3.1.2.2. BIOTA

3.1.2.2.1. INDICE BIÓTICO MARINHO

Nos estudos efectuados no estuário do Tejo para monitorização da qualidade ambiental do ecossistema aquático a partir das comunidades de macroinvertebrados bentónicos (e.g. Costa *et al.*, 2007a; Silva *et al.*, 2008) tem-se verificado que o Índice Biótico Marinho (AMBI), desenvolvido por Borja *et al.* (2000) e modificado por Muxika *et al.* (2005), é o método que melhores resultados produz para determinação do estado de perturbação destas comunidades como resultado da introdução das cargas orgânicas de origem antrópica. Este índice foi desenvolvido para ambientes marinhos e estuarinos e os seus pressupostos teóricos têm como base o paradigma de Pearson & Rosenberg (1978), que descreve a resposta das comunidades bentónicas ao enriquecimento orgânico. O AMBI reconhece cinco grupos ecológicos, de acordo com os níveis de sensibilidade/tolerância a perturbações de origem antrópica, anteriormente definidos por Grall & Glémarec (1997), e de acordo com o julgamento dos próprios autores: **Grupo I (GI)** – espécies muito sensíveis ao enriquecimento orgânico e presentes em condições não perturbadas; **Grupo II (GII)** – espécies indiferentes ao enriquecimento orgânico e que apresentam densidades baixas, com variações pouco significativas ao longo do tempo; **Grupo III (GIII)** – espécies tolerantes a um excessivo enriquecimento orgânico e que ocorrem em condições normais, mas cujas populações são estimuladas pelo aumento dos teores de matéria orgânica; **Grupo IV (GIV)** – espécies oportunistas de 2ª ordem que proliferam em situações de desequilíbrio ligeiro a pronunciado; **Grupo V (GV)** – espécies oportunistas de 1ª ordem que proliferam em situações de desequilíbrio pronunciado. A lista dos taxa classificados em cada um dos grupos anteriores tem vindo a ser actualizada com base em estudos desenvolvidos por diversos autores e, apesar de privilegiar a identificação ao nível específico, propõe classificações para as entidades taxonómicas cuja identificação à espécie não seja praticável.

Com base na abundância relativa dos taxa presentes em cada colheita é calculado o índice AMBI, segundo a seguinte fórmula:

$$AMBI = \frac{[(0,0 \times \% GI) + (1,5 \times \% GII) + (3,0 \times \% GIII) + (4,5 \times \% GIV) + (6,0 \times \% GV)]}{100}$$

Este valor de AMBI, que varia de forma contínua entre 0,0 e 7,0, permite estabelecer uma classificação do estado da comunidade bentónica e os respectivos níveis de perturbação dos locais (Tabela 3.1). De facto, o nível de integridade das comunidades bentónicas é determinado de acordo com a dominância de cada grupo ecológico e em

função do estado das comunidades são estabelecidas cinco classes de qualidade, enquadrando-se estas nas exigências da Directiva - Quadro da Água (2000/60/EC).

Tabela 3.1. Sumário da correspondência entre os valores do Índice Biótico Marinho (AMBI), o estado da comunidade bentónica e os níveis de perturbação ambiental das áreas marinhas e estuarinas (adaptado de Borja *et al.*, 2000 e Muxika *et al.*, 2005)

AMBI	Grupo Ecológico dominante	Estado comunidade bentónica	Níveis de perturbação
$0,0 \leq \text{AMBI} < 0,2$	I	Normal	Não perturbado
$0,2 \leq \text{AMBI} < 1,2$		Empobrecido	
$1,2 \leq \text{AMBI} < 3,3$	III	Desequilibrado	Perturbação reduzida
$3,3 \leq \text{AMBI} < 4,5$	IV – V	Transição para poluído	Perturbação moderada
$4,5 \leq \text{AMBI} < 5,0$		Poluído	
$5,0 \leq \text{AMBI} < 5,5$	V	Transição para fortemente poluído	Perturbação elevada
$5,5 \leq \text{AMBI} < 7,0$		Fortemente poluído	
AMBI = 7,0	Azóico	Azóico	Perturbação extrema

O cálculo do índice foi efectuado com a utilização do *software* AMBI 4.1 (*AZTI' Marine Biotic Index*), desenvolvido pelos autores e disponibilizado em www.azti.es. A lista de *taxa* associados a este método engloba presentemente 5895 entidades distintas, distribuídas pelos diferentes grupos. No entanto, alguns organismos identificados no presente trabalho não puderam ser utilizados, por não constarem na referida lista e/ou não existirem dados suficientes sobre a sua tolerância/sensibilidade que permitissem inclui-los, para já, num dos grupos ecológicos pré-definidos.

Os dados referentes ao Índice Biótico Marinho foram apresentados através de um gráfico normal de representação do AMBI, para se ter uma ideia do grau de perturbação de cada local de amostragem, em cada campanha. No entanto, para dar uma imagem mais global da variação espaço-temporal do parâmetro, a sua representação foi igualmente disponibilizada através de esquemas ODV (Schlitzer, 2010).

3.1.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1.3.1. SEDIMENTOS

De um modo geral, na Baía do Seixal os teores de matéria orgânica dos sedimentos foram inferiores na região subtidal, em particular junto à embocadura do sistema (Figura 3.1.). Tal padrão deve-se ao facto de, neste tipo de sistemas relativamente protegidos em termos de hidrodinamismo, a acumulação de elementos sedimentares finos ser normalmente superior nas áreas intertidais, contrariamente ao que acontece

nos canais por onde a água se escoia de modo preferencial. Essa acumulação de sedimentos vasosos na zona de entre-marés promove, por seu turno, um aumento dos respectivos níveis de matéria orgânica, já que esta tende a ficar mais facilmente retida entre as partículas sedimentares de menor dimensão. Daí que as estações de amostragem mais próximas da comunicação da Baía do Seixal com o corpo central do estuário sejam precisamente aquelas com menor teor de elementos finos e de matéria orgânica nos respectivos sedimentos.

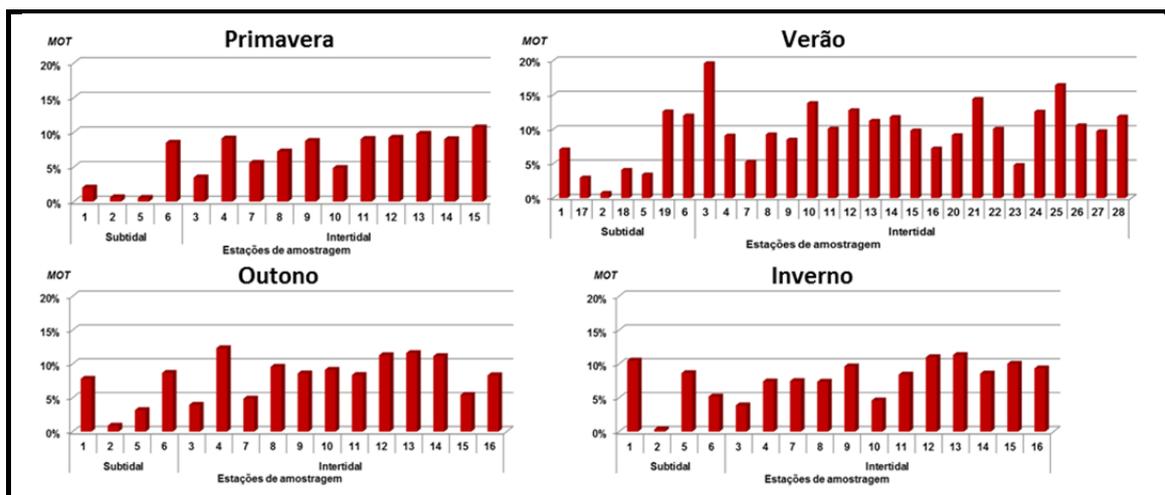


Figura 3.1. Percentagem de matéria orgânica total nos sedimentos das estações de amostragem de macroinvertebrados bentónicos da Baía do Seixal, aquando das recolhas efectuadas na Primavera, Verão e Outono de 2009 e no Inverno de 2010.

Vários focos pontuais de excesso de matéria orgânica nos sedimentos foram detectados na época de Verão, sobretudo na região intertidal (Figura 3.2.). Estes teores de matéria orgânica são característicos de zonas sujeitas a importantes cargas orgânicas de origem antrópica, na medida em que as vasas não poluídas apresentam normalmente valores situados entre 0,5% e 5,0% (Hily, 1984). No entanto, há que ter em atenção que noutros locais do estuário do Tejo se observam níveis semelhantes de matéria orgânica em substrato vasoso, mesmo em locais sem evidente introdução de cargas de natureza antrópica. Naturalmente, os menores caudais dulciaquícolas na época estival contribuirão para esta acumulação de matéria orgânica nos fundos da Baía do Seixal durante esse período.

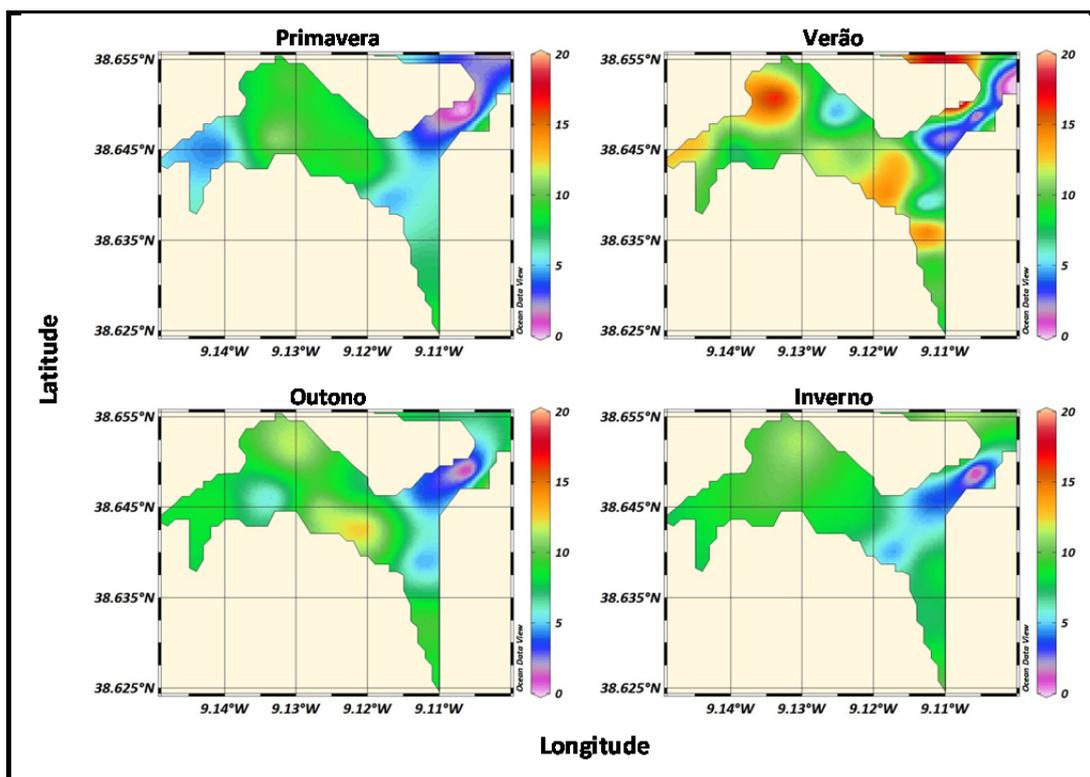


Figura 3.2. Percentagem de matéria orgânica total nos sedimentos da Baía do Seixal, aquando da realização das amostragens de macroinvertebrados bentónicos na Primavera, Verão e Outono de 2009 e no Inverno de 2010.

3.1.3.2. BIOTA

De acordo com os valores obtidos para o Índice Biótico Marinho (AMBI) na Baía do Seixal, quer para o conjunto anual das amostragens (Figura 3.3.), quer para cada época do ano em separado (Figura 3.4), as respectivas comunidades de macroinvertebrados bentónicos apresentaram genericamente níveis de perturbação reduzidos ou moderados. Apenas pontualmente, e sobretudo na região mais próxima da comunicação da Baía do Seixal com o resto do estuário do Tejo, se verificaram situações de degradação um pouco mais elevada (Figura 3.5.). Interessante, contudo, o facto dos valores de AMBI tenderem a incrementar-se na região subtidal e na Primavera e no Inverno. É possível que este padrão resulte, pelo menos parcialmente, da introdução na baía de maiores cargas orgânicas de natureza antrópica com origem nas margens do sistema, quando a pluviosidade se intensifica, sendo esta naturalmente mais intensa nos principais canais de escoamento da água. No entanto, também não se pode excluir que tal variação derive simplesmente do *stress* natural provocado pelos intensos caudais dulciaquícolas típicos da época invernal nestas

comunidades biológicas com maior afinidade por salinidades mais elevadas (Chainho, 2008).

O grau relativamente reduzido de perturbação verificado para as comunidades de macroinvertebrados bentónicos da área de estudo, quando analisadas através do Índice Biótico Marinho, é tanto mais relevante, quanto se encontram dentro dos valores normalmente observados para comunidades estuarinas portuguesas (Costa *et al.*, 2004; 2007b; Salas *et al.*, 2004). Tal situação poderá resultar do facto dos estuários estarem, regra geral, sujeitos à introdução de elevada carga orgânica de origem natural e antrópica, ou do referido índice ter sido primariamente desenvolvido para sistemas marinhos, e as espécies que colonizam os espaços salobros serem naturalmente mais tolerantes a elevadas variações ambientais e presença de importantes cargas orgânicas, como resultado da sua adaptação a este tipo de meios altamente instáveis e sob forte influência continental (Costa *et al.*, 2004).

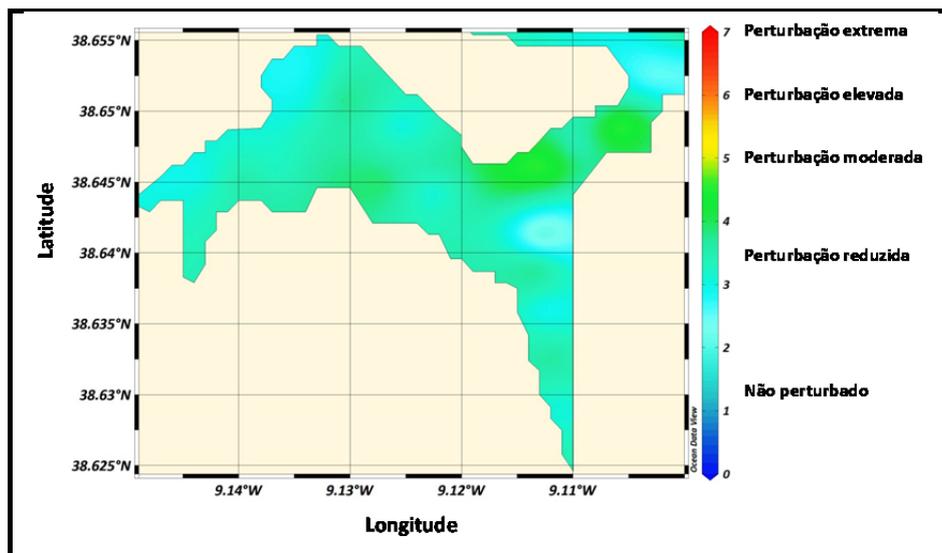


Figura 3.3. Índice Biótico Marinho (AMBI) determinado para Baía do Seixal para o conjunto do ciclo anual.

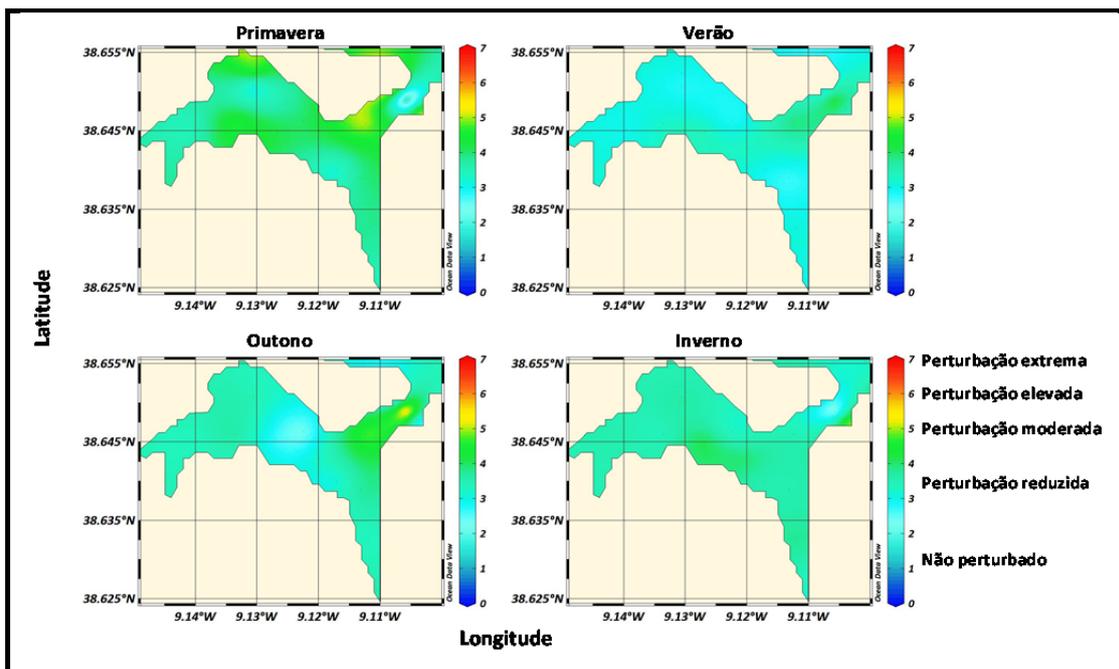


Figura 3.4. Índice Biótico Marinho (AMBI) determinado para a Baía do Seixal (estações de amostragem 1-16), na Primavera, Verão e Outono de 2009 e no Inverno de 2010.

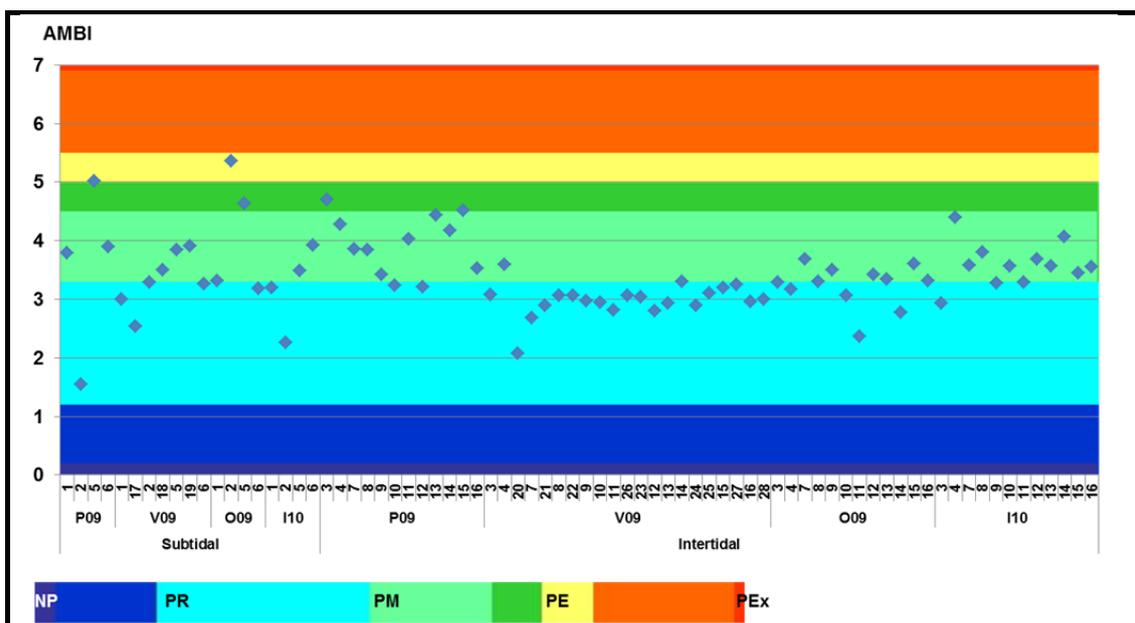


Figura 3.5 Índice Biótico Marinho (AMBI) determinado para as estações de amostragem da Baía do Seixal, na Primavera, Verão e Outono de 2009 e no Inverno de 2010 (NP - não perturbado; PR – perturbação reduzida; PM - perturbação moderada; PE - perturbação elevada; PEx - perturbação extrema).

3.2. CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS

3.2.1. ÁGUA E SEDIMENTOS

3.2.1.1. INTRODUÇÃO

Os estuários são zonas muito importantes do ponto de vista biológico, que se caracterizam por grande diversidade de habitats e elevada produtividade. As zonas estuarinas são, frequentemente, pelas suas condições naturais, pólos de desenvolvimento industrial e urbano, tornando-se assim receptoras de cargas significativas de efluentes de origem doméstica e industrial. Associada às cargas pontualmente localizadas, existe também uma entrada difusa de poluentes, devido ao escoamento originado nas zonas terrestres no perímetro do estuário. A estas fontes de poluição junta-se, ainda, a que é transportada pelos caudais fluviais.

3.2.1.2. METODOLOGIA

3.2.1.2.1. AMOSTRAGEM E PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS

Para a determinação da matéria particulada em suspensão (SPM, suspended particulated matter), cerca de 500 mL de amostra são filtrados contra um filtro Whatman GF/C previamente incinerado e pesado. Após secagem na estufa durante um período mínimo de 48 h, procede-se à pesagem do filtro e respectivo cálculo do SPM.

Para determinar o registo histórico das concentrações de zinco, chumbo, cobre, cádmio, níquel, crómio e cobalto, recolheram-se 3 “cores” de sedimento, com 80 cm de profundidade, na mancha de sapal de Corroios (Figura 3.6.), durante a maré baixa. Os “cores” foram divididos *in situ* nos seguintes estratos de profundidade, medidos a partir da superfície: (0-5); (5-15); (15-25); (25-35); (35-45); (45-55); (55-65); (65-75) cm. O factor de enriquecimento foi obtido através da razão entre os valores obtidos e os considerados pré-industriais que são: Zn entre 80-100 $\mu\text{g.g}^{-1}$; Cu entre 25-30 $\mu\text{g.g}^{-1}$; Pb entre 30-40 $\mu\text{g.g}^{-1}$; Cd entre 0,15-0,20 $\mu\text{g.g}^{-1}$; Ni entre 20-30 $\mu\text{g.g}^{-1}$; Co entre 5-10 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e Cr entre 20-25 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (Vale, 1986; Caçador, 1994; Caçador & al., 1996).



Figura 3.6. Vista geral do Sapal de Corroios.

3.2.1.2.2. DETERMINAÇÃO DE METAIS PESADOS

Os sedimentos após terem sido secos ao ar, foram pulverizados com recurso a um almofariz de ágata e posteriormente crivados (63 μm) de forma a retirar detritos orgânicos. As amostras de sedimento (aproximadamente 100 mg), bem como os filtros contendo a SPM, foram digeridas com 2 mL de uma mistura ácida de HNO_3/HCl (3:1 v/v) a 110 °C durante 3 horas. As concentrações de metais no produto da digestão foram determinadas através de Espectrometria de Absorção Atómica de Ionização de Chama (FAAS, Perkin Elmer AA100), usando uma mistura inflamável de ar-acetileno. Todos os elementos foram medidos de acordo com a recta de calibração de concentração e absorvância e corrigidos de acordo com o factor de correcção de Zeeman. A escolha do aparelho foi efectuada de acordo com os níveis de metais detectados e o limite de detecção de cada aparelho (Tabela 3.2.). De forma a testar a eficácia do método e proceder à respectiva validação do protocolo, foram utilizados padrões de referência internacionais (CRM 145, CRM 146). Para todos os metais analisados os valores foram consistentes e encontravam-se dentro dos valores certificados ($p < 0,05$).

Tabela 3.2. Limites de detecção ($\mu\text{g g}^{-1}$) para Espectrometro de Absorção Atómica Ionização de Chama (FAAS)

Elemento	Limite de Detecção FAAS
Zn	0,33
Cu	0,03
Co	0,13
Cd	0,03
Pb	0,32
Cr	0,15
Ni	0,15

3.2.1.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.2.1.3.1. ESTUDO DA ACUMULAÇÃO DE METAIS PESADOS NOS SEDIMENTOS DO SAPAL, ANÁLISE LOCAL DO REGISTO HISTÓRICO, E DETERMINAÇÃO DO FACTOR DE ENRIQUECIMENTO

Os sapais da Baía do Seixal próximos de indústrias receberam, transportados pelas águas de maré, metais a partir da década de 1960, como se pode observar pelo perfil de enriquecimento determinado através da razão entre as concentrações de metais determinados nas camadas sedimentares previamente datadas e as concentrações consideradas pré-industriais do mesmo metal. Os metais que apresentaram maior enriquecimento foram o Ni e o Cu, respectivamente 9x e 7x, nas camadas superficiais, seguidos do Pb e do Zn, com um factor de enriquecimento de cerca de 4 nas camadas superficiais, que correspondem ao momento actual (Figura 3.7.). Essas concentrações situam-se para o Zn entre 80 e 100 $\mu\text{g.g}^{-1}$, para o Cu entre 25 e 30 $\mu\text{g.g}^{-1}$, para o Pb entre 30 e 50 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e para o Cd entre 0,15 e 0,2 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (Figuras 3.8. e 3.9.).

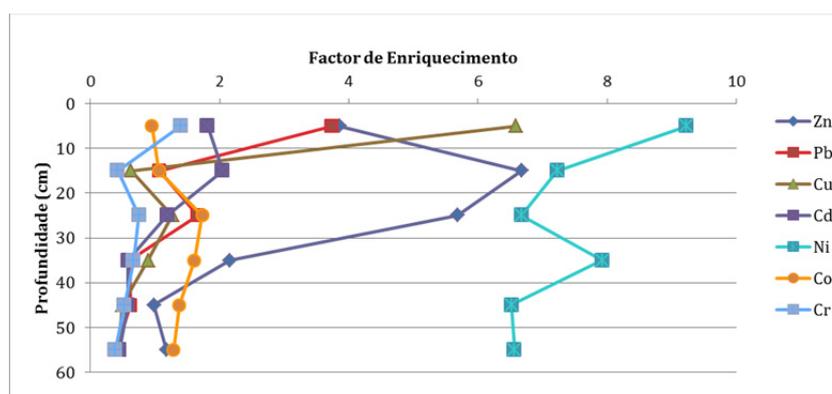


Figura 3.7. Factor de enriquecimento nos sedimentos do sapal de Corroios para o zinco (Zn), chumbo (Pb), cobre (Cu), cádmio (Cd), níquel (Ni), cobalto (Co) e crómio (Cr), determinados através da razão das concentrações de metal em sedimento datado e as concentrações consideradas pré-industriais

No que diz respeito aos sedimentos dragados pode verificar-se uma maior concentração de metais pesados de um modo geral nas zonas do interior da Baía mais próximas das margens mais urbanizadas (Figura 3.8.), evidenciando a origem antropogénica destes metais. No que diz respeito às concentrações de metais pesados associados à matéria particulada em circulação pela Baía do Seixal, pode verificar-se que são muito mais elevadas do que as acumuladas nos sedimentos dragados, apresentando as suas concentrações mais elevadas nas águas adjacentes ao sapal de Corroios e ao canal de entrada da Baía do Seixal. Em termos de abundâncias verifica-se uma maior concentração de Zn e menor de Cd, sendo esta a distribuição normal verificada em outras zonas do estuário.

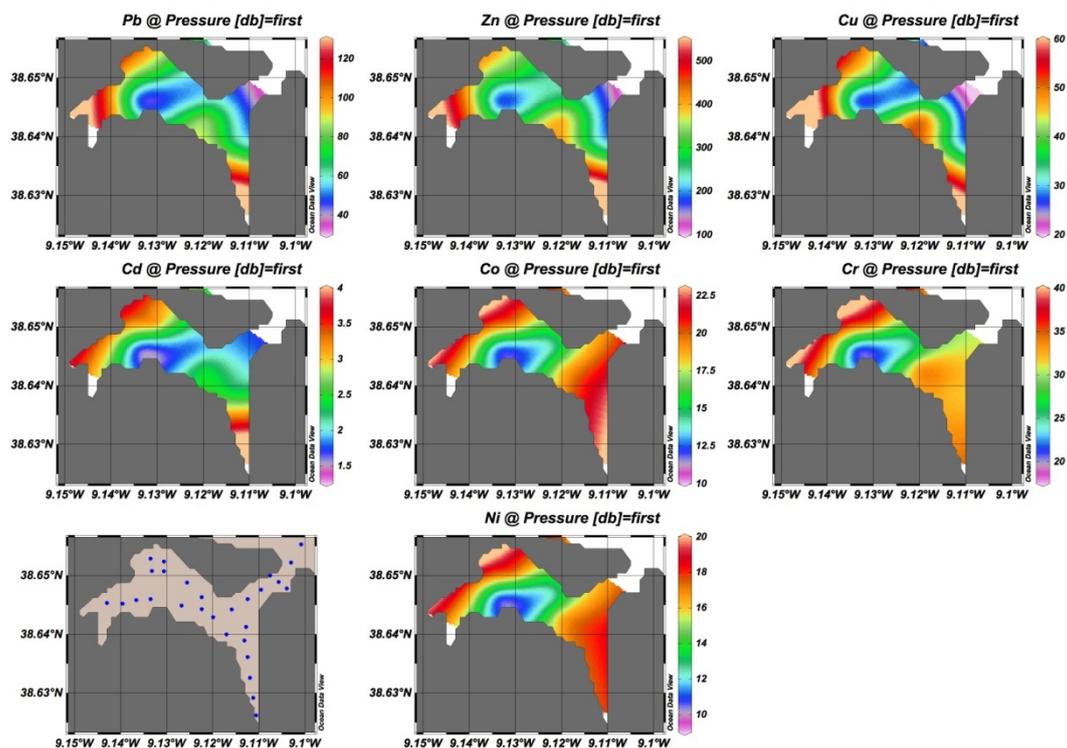


Figura 3.8. Concentração de metais pesados ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco) nos sedimentos dragados nas estações de amostragem da Baía do Seixal.

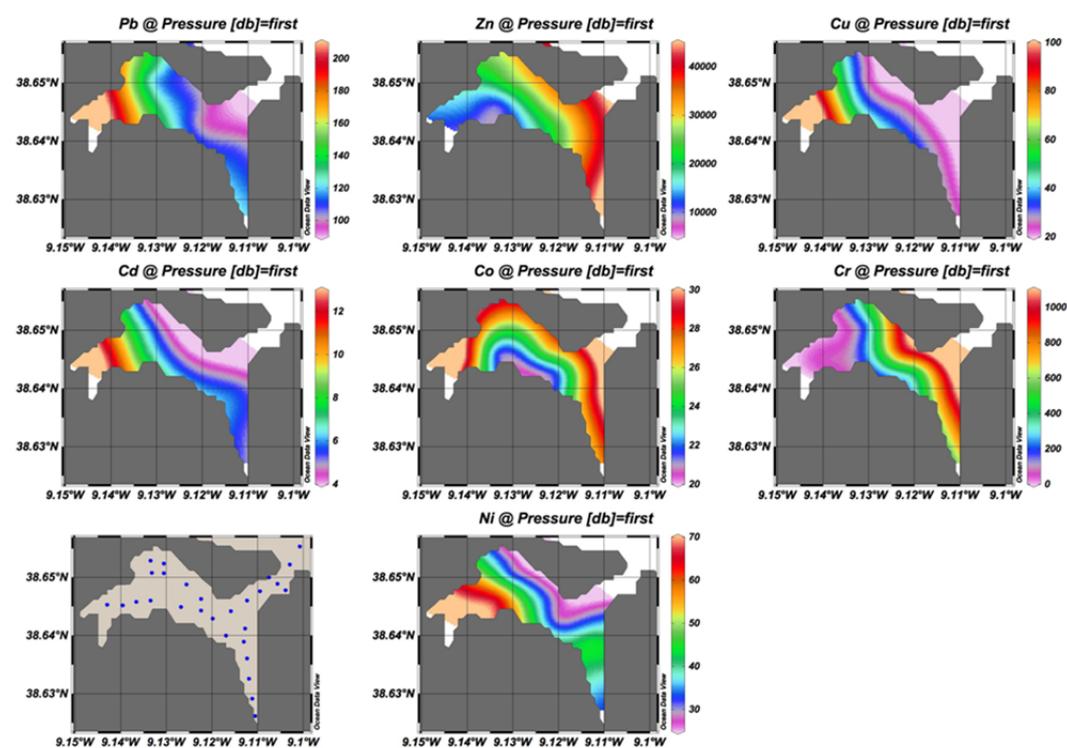


Figura 3.9. Concentração de metais pesados ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco) na matéria particulada em suspensão nas estações de amostragem da Baía do Seixal.

3.2.1.3.2. RETENÇÃO DE METAIS NOS SEDIMENTOS

A fim de calcular a quantidade total de metais que se encontram na realidade nos sedimentos do sapal, foram efectuadas as seguintes operações: Cálculo do peso seco correspondente ao volume de sedimento que ocupa uma área de 1 m², para quatro camadas de profundidade crescente (0-5) cm, (5-15) cm, (15-25) cm e (25-35) cm, obtendo-se um peso aproximado de 240 Kg. De seguida e com base nas concentrações metálicas determinadas calculou-se a quantidade aproximada de metal por ha. Deste modo, pode-se referir que apenas na área coberta pelas espécies vegetais mais abundantes se encontram armazenados cerca de 120t de zinco, 70t de chumbo, 5t de cobre e aproximadamente 600 Kg de cádmio, durante os últimos 60 anos.

3.2.2. POVOAMENTOS DE SAPAL

3.2.2.1. INTRODUÇÃO

Os sedimentos dos sapais acumulam e transformam poluentes. A tomada dos metais pelas plantas depende da sua mobilidade e disponibilidade, determinadas pelas características físico-químicas dos sedimentos, tais como pH, salinidade, potencial redox, teor de matéria orgânica e granulometria (Caçador et al., 1999b; Hinsinger, 2001). A actividade das plantas pode alterar estes factores, induzindo variações na especiação química e disponibilidade dos metais. A capacidade de acumulação e retenção de metais pesados é fortemente influenciada pelas espécies vegetais que colonizam o sapal (Reboreda & Caçador, 2007a, 2007b).

3.2.2.2. METODOLOGIA

3.2.2.2.1. DETERMINAÇÃO DE METAIS PESADOS NA VEGETAÇÃO

Para determinar as concentrações de zinco, chumbo, cobre, cádmio, níquel, crómio e cobalto, recolheram-se amostras de raízes, na camada sedimentar de (0-15) cm e nas partes aéreas de *Halimione portulacoides*, *Sarcocornia fruticosa* e *Spartina maritima*. Recolheram-se ainda sedimentos nas diferentes camadas sedimentares de (0-5), (5-15), (15-25), (25-35), (35-45) e (45-55) cm de profundidade.

No laboratório as plantas foram lavadas com água desmineralizada, separadas em duas fracções (parte aérea e radicular) e colocadas a secar, numa estufa a 60 °C, durante pelo menos 48 h, até obtenção de peso constante. Os sedimentos foram

secos ao ar. Após secagem a matéria vegetal foi submetida a um processo de moagem utilizando um moinho de esferas (Glen CrestomMM2000). Os sedimentos foram pulverizados com recurso a um almofariz e posteriormente crivados (0,25 mm) de forma a retirar detritos orgânicos.

As amostras de material vegetal (aproximadamente 100 mg) foram digeridas com 2 mL de uma mistura ácida de HNO₃/HClO₄ (7:1 v/v) a 110 °C, durante 3 horas. As concentrações de metais no produto da digestão foram determinadas através de Espectrometria de Absorção Atómica de Ionização de Chama (FAAS, Perkin Elmer AA100), usando uma mistura inflamável de ar-acetileno. Todos os elementos foram medidos de acordo com a recta de calibração de concentração e absorvância e corrigidos de acordo com o factor de correcção de Zeeman. A escolha do aparelho foi efectuada de acordo com os níveis de metais detectados e o limite de detecção de cada aparelho (ver tabela 2.2. no ponto 2.2.1.1.1.). De forma a testar a eficácia do método e de proceder à respectiva validação do protocolo, foram utilizados padrões de referência internacionais (BCR 62). Para todos os metais analisados os valores foram consistentes e encontravam-se dentro dos valores certificados ($p < 0,05$).

3.2.2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.2.2.3.1. DETERMINAÇÃO DOS TEORES DE METAIS PESADOS NAS PARTES AÉREAS E SUBTERRÂNEAS DAS PLANTAS E NO RIZO-SEDIMENTO DO SAPAL

Diferenças dos níveis de acumulação nas várias espécies, e entre sedimentos colonizados por diferentes espécies, são factos conhecidos. Por exemplo, no estuário do Tejo os sedimentos dos sapais colonizados por *Spartina maritima* concentram mais metais pesados do que os sedimentos colonizados por *Halimione portulacoides*. No entanto, quando se consideram as concentrações de metais pesados acumulados nos tecidos das espécies, verifica-se que é *H. portulacoides* (Figura 3.10.) que possui as concentrações mais elevadas. Este aspecto torna-se relevante quando se avaliam as capacidades dos sapais como remediadores da poluição do sistema estuarino, contribuindo para uma melhor qualidade das águas adjacentes ou quando se considera a sua utilidade em programas de monitorização. Quando avaliada a concentração de metal disponível através da extração com DTPA, verificou-se que o metal mais disponível é o Cu.

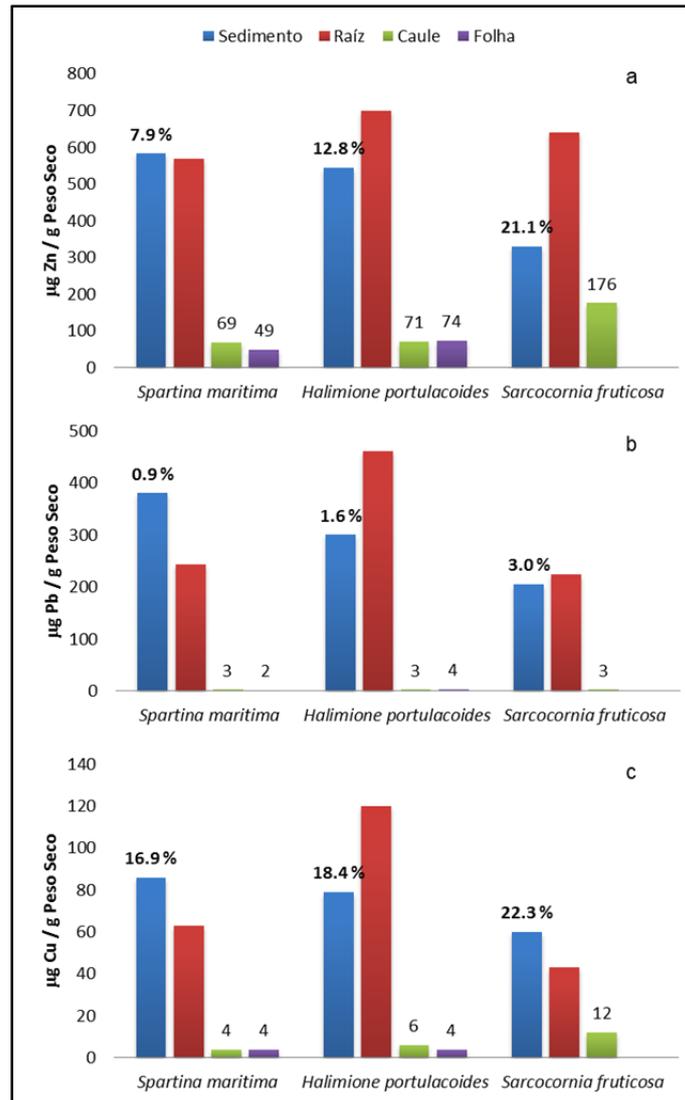


Figura 3.10. Concentrações de Zn (a), Pb (b), e Cu (c), ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco) no rizosedimento, na raiz, no caule e nas folhas de *Spartina maritima*, *Halimione portulacoides* e *Sarcocornia fruticosa*. Sobre as barras das concentrações totais determinadas no sedimento encontra-se referida a percentagem de metal disponível, avaliada através da extração com DTPA.

3.2.2.3.2. RETENÇÃO DE METAIS PESADOS NAS PLANTAS

Em muitos casos, e particularmente no caso dos sapais situados em sistemas estuarinos, as correntes de maré transportam contaminantes de origem fluvial ou provenientes das áreas urbanas, industriais e agrícolas que envolvem o estuário. Vários trabalhos referem a importância dos sapais na remediação natural do sistema estuarino, através da acumulação e retenção de nutrientes e metais pesados (Caçador & Vale, 2001), contribuindo neste caso para diminuir a eutrofização do sistema estuarino e para a minimização dos efeitos tóxicos dos metais. Para além do papel importante das plantas nas alterações biogeoquímicas que levam à diminuição da

disponibilidade, elas próprias tem um papel importante na retenção dos metais, funcionando como um importante “sink” temporário (Figura 3.11.).

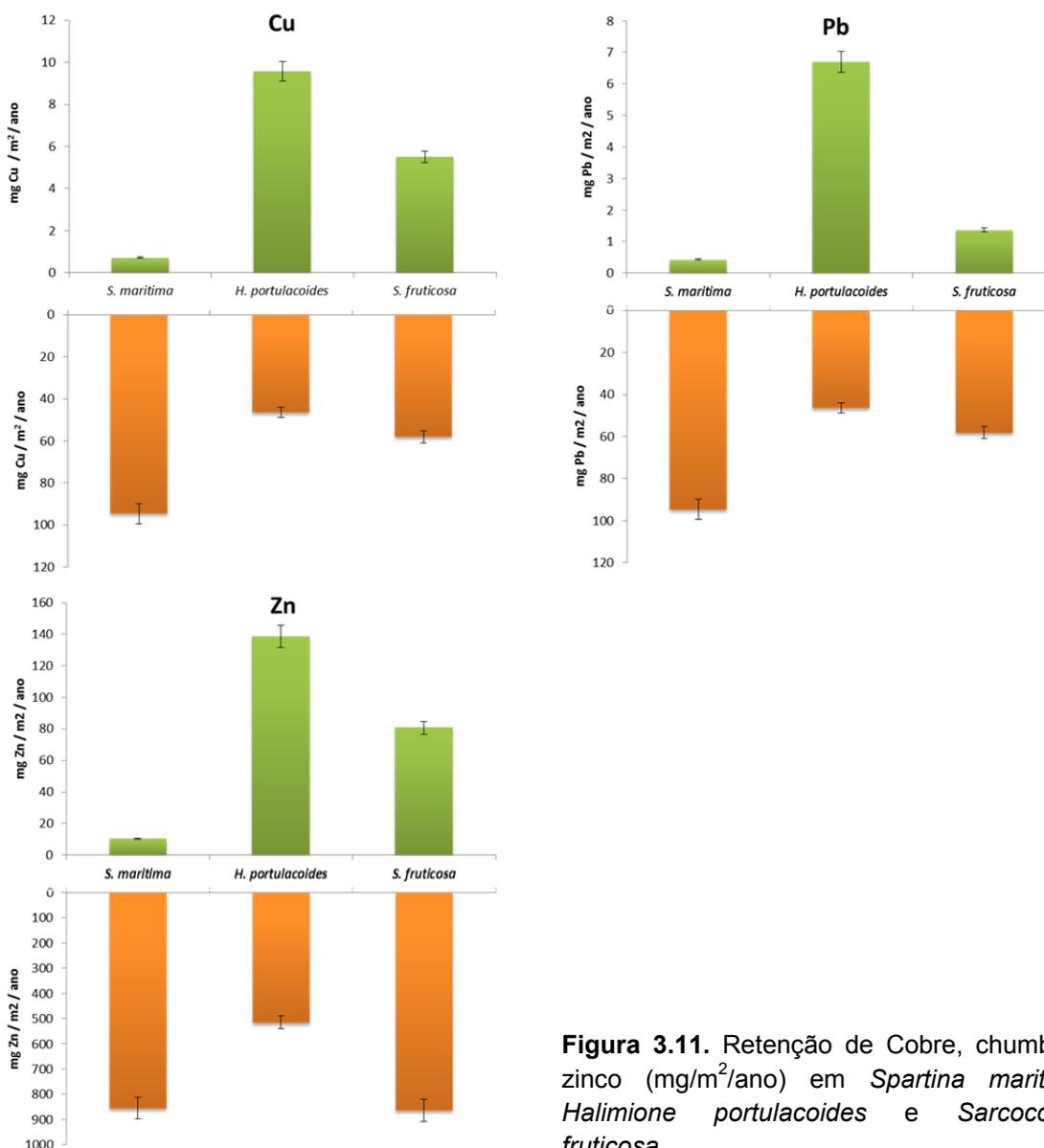


Figura 3.11. Retenção de Cobre, chumbo e zinco (mg/m²/ano) em *Spartina maritima*, *Halimione portulacoides* e *Sarcocornia fruticosa*.

3.2.3. FAUNA

3.2.3.1. METODOLOGIA

3.2.3.1.1. AMOSTRAGEM

Foram efectuadas colheitas em nove estações de amostragem (7, 8, 9, 10, 11, 13, 14, 15, 16) para a quantificação dos teores de metais pesados acumulados em espécies seleccionadas de macroinvertebrados bentónicos (Figura 3.12). Em cada estação de

amostragem foi efectuada uma dragagem para a recolha dos macroinvertebrados bentónicos. Estas amostras foram lavadas *in loco*, utilizando um crivo de malha de 0,5 mm, e acondicionadas em recipientes de plástico para minimizar os danos causados aos espécimes a analisar. No caso dos peixes, as amostras foram recolhidas através de operações de arte de vara em cinco áreas distintas (Figura 2.12). Também neste caso os exemplares foram acondicionados em recipientes de plástico para minimizar os danos causados nas espécies a analisar.

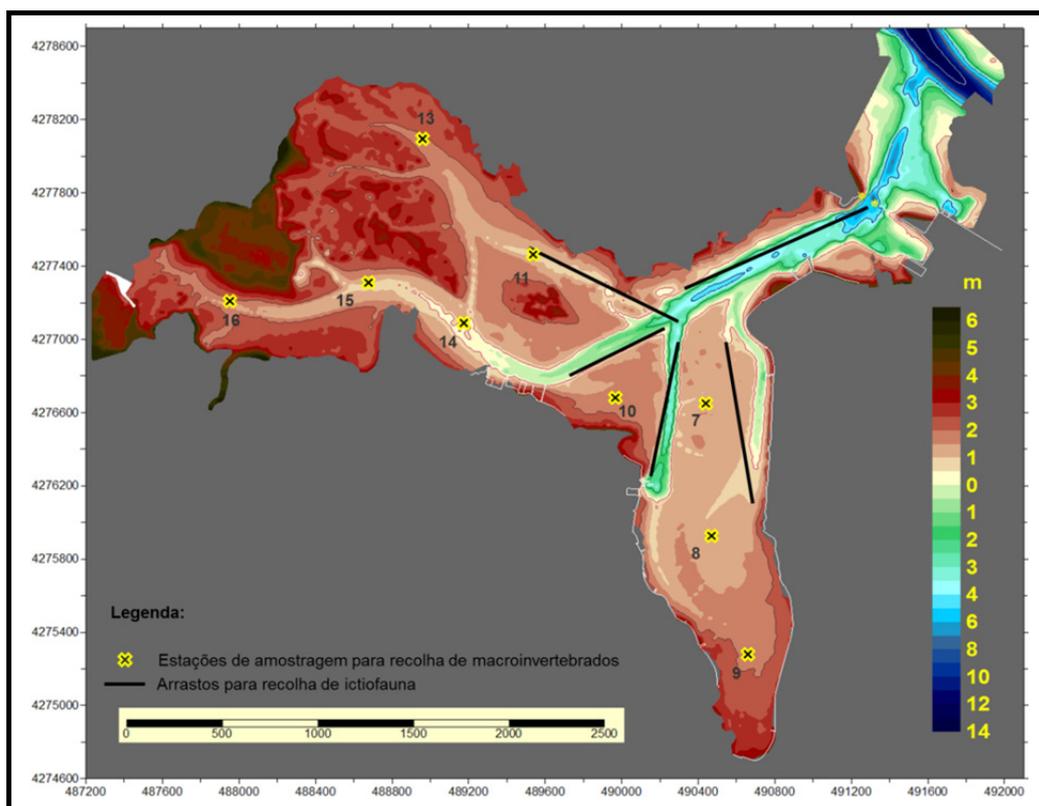


Figura 3.12. Mapa da área de estudo com a localização das estações de amostragem e arrastos realizados na Baía do Seixal, para a recolha de macroinvertebrados bentónicos e peixes para determinação do teor em metais.

3.2.3.1.2. TRABALHO DE LABORATÓRIO E TRATAMENTO DOS DADOS

Para a determinação de metais pesados nas diferentes espécies em análise, as amostras foram liofilizadas e posteriormente homogeneizadas. Cerca de 100 mg de peso seco de amostra foram sujeitos a uma digestão ácida utilizando a mistura $\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$ (7:1 v/v) durante 3 horas a 110 °C num reactor de teflon. As concentrações de metais no produto da digestão foram determinadas através de Espectrometria de Absorção Atómica de Ionização de Chama (FAAS, Perkin Elmer AA100), usando uma mistura inflamável de ar-acetileno. Todos os elementos foram medidos de acordo com a recta de calibração de concentração e absorvância e

corrigidos de acordo com o factor de correcção de Zeeman. De forma a testar a eficácia do método e de proceder à respectiva validação do protocolo, foram utilizados padrões de referência internacionais (CRM 145, CRM 146 e BCR 62). Para todos os metais analisados os valores foram consistentes e encontravam-se dentro dos valores certificados ($p < 0,05$).

3.2.3.2. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores médios e medianos das concentrações de metais pesados determinados no corpo mole e tecidos musculares dos animais analisados encontram-se representados nas tabelas 3.3. e 3.4.

Tabela 3.3. Concentrações de metais pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$) nos tecidos moles das espécies de macroinvertebrados dominantes na Baía do Seixal (N, número de indivíduos utilizados como réplicas)

	Zn	Cu	Pb	Ni	Cr	Co	Cd
<i>Scrobicularia plana</i> (N = 9)							
Média	511,36	18,43	31,77	6,81	1,52	8,32	2,59
Medianaa	494,87	18,45	29,60	6,73	1,46	7,69	2,69
25 th percentil	342,33	14,54	25,80	6,53	0,93	6,97	2,46
75 th percentil	655,63	21,79	34,15	7,38	2,16	9,03	2,82
<i>Hediste diversicolor</i> (N = 6)							
Média	152,55	13,94	38,34	10,19	1,56	10,98	5,61
Medianaa	148,44	14,57	28,27	7,55	1,25	6,97	3,68
25 th percentil	130,82	11,33	20,86	5,99	0,67	6,40	2,43
75 th percentil	177,84	16,78	55,75	12,56	1,64	14,86	4,91
<i>Nephtys hombergii</i> (N = 15)							
Média	143,79	26,24	55,07	17,15	7,50	18,20	6,92
Medianaa	129,23	8,81	38,80	9,06	0,54	11,89	4,10
25 th percentil	109,94	6,04	24,60	8,38	0,00	8,17	3,29
75 th percentil	162,41	19,08	63,16	17,34	2,95	22,34	9,38
<i>Crangon crangon</i> (N = 44)							
Média	78,23	34,71	38,42	10,35	1,44	10,51	3,84
Medianaa	74,07	22,74	36,85	9,87	0,59	10,24	4,01
25 th percentil	69,23	18,22	24,92	7,21	0,00	7,33	2,63
75 th percentil	86,53	29,75	52,12	12,74	2,20	13,11	4,58
<i>Palaemon serratus</i> (N = 11)							
Média	66,34	61,79	28,17	6,48	1,44	5,25	1,83
Medianaa	53,50	34,59	24,69	7,04	1,45	5,15	1,50
25 th percentil	46,33	20,96	20,55	5,23	0,60	3,99	1,40
75 th percentil	56,76	42,88	34,45	7,21	2,18	6,54	2,46
<i>Carcinus maenas</i> (N = 48)							
Média	141,53	117,94	27,72	9,53	0,84	8,52	3,14
Medianaa	142,96	87,51	21,30	8,66	0,10	7,41	2,92
25 th percentil	107,98	40,61	17,54	5,66	0,00	5,81	1,75
75 th percentil	175,02	174,59	31,60	12,36	1,26	10,74	4,51

Tabela 3.4. Concentrações de metais pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$) no músculo das espécies de peixes dominantes na Baía do Seixal (N, número de indivíduos utilizados como réplicas)

	Zn	Cu	Pb	Ni	Cr	Co	Cd
<i>Dicentrarchus labrax</i> (N = 3)							
Média	73,17	28,01	9,16	3,12	0,04	3,74	2,06
Mediana	50,46	32,02	10,23	3,38	0,00	3,47	1,96
25 th percentil	40,02	16,72	7,82	2,40	0,00	2,83	1,78
75 th percentil	94,97	41,32	11,04	3,97	0,05	4,52	2,30
<i>Diplodus bellottii</i> (N = 19)							
Média	26,14	3,40	14,77	4,21	0,38	3,12	1,59
Mediana	27,28	1,89	12,81	3,52	0,05	2,25	1,56
25 th percentil	19,90	1,56	9,06	3,02	0,00	2,03	1,15
75 th percentil	30,61	2,43	15,30	4,15	0,36	3,57	1,70
<i>Diplodus sargus</i> (N = 4)							
Média	17,25	2,91	10,61	3,95	0,34	2,82	1,48
Mediana	18,47	3,08	10,32	3,89	0,33	2,78	1,50
25 th percentil	13,02	2,81	10,04	3,24	0,30	2,58	0,86
75 th percentil	22,71	3,19	10,89	4,60	0,37	3,02	2,12
<i>Diplodus vulgaris</i> (N = 6)							
Média	19,59	1,96	12,21	3,98	0,56	3,75	1,96
Mediana	19,56	1,79	13,48	3,65	0,36	3,43	1,80
25 th percentil	16,53	1,59	10,26	3,33	0,03	2,79	1,33
75 th percentil	21,76	2,19	14,47	4,48	1,06	4,67	2,73
<i>Gobius niger</i> (N = 11)							
Média	26,93	2,49	18,54	6,43	0,10	6,50	3,02
Mediana	26,73	2,06	16,50	5,15	0,00	5,42	2,70
25 th percentil	19,28	0,96	13,99	4,17	0,00	3,93	2,21
75 th percentil	30,07	2,66	19,46	7,36	0,00	7,38	3,34
<i>Pomatoschistus microps</i> (N = 23)							
Média	92,52	14,68	46,47	14,35	0,94	11,04	4,38
Mediana	80,06	3,99	43,64	12,14	0,00	10,66	4,05
25 th percentil	62,55	1,40	28,15	6,36	0,00	8,24	3,16
75 th percentil	103,50	7,68	58,37	14,39	1,24	12,56	5,43
<i>Pomatoschistus minutus</i> (N = 5)							
Média	85,88	16,84	45,18	13,33	0,00	19,69	7,51
Mediana	60,33	3,98	43,81	11,67	0,00	16,67	6,67
25 th percentil	35,49	0,00	31,27	10,99	0,00	16,35	5,90
75 th percentil	67,56	22,67	44,67	13,27	0,00	23,89	8,85
<i>Liza aurata</i> (N = 6)							
Média	14,43	2,35	8,55	3,45	0,19	3,34	1,88
Mediana	13,39	2,14	9,91	3,82	0,00	3,58	1,92
25 th percentil	11,66	0,65	6,31	2,96	0,00	2,92	1,57
75 th percentil	15,59	3,53	10,12	4,14	0,14	4,19	2,08
<i>Solea solea</i> (N = 3)							
Média	13,36	2,60	13,04	3,17	0,18	2,99	1,35
Mediana	18,72	1,78	11,08	3,58	0,00	3,36	1,26
25 th percentil	10,37	1,47	10,04	2,92	0,00	2,37	1,16
75 th percentil	19,02	3,32	15,06	3,62	0,27	3,79	1,50
<i>Halobatrachus didactylus</i> (N = 55)							
Média	35,35	3,87	11,60	3,82	0,38	3,28	2,01
Mediana	25,27	2,63	10,26	3,09	0,15	2,83	1,78
25 th percentil	21,99	1,99	8,52	2,41	0,00	2,25	1,42
75 th percentil	34,45	3,88	12,52	4,17	0,39	3,51	2,56

Os valores mais elevados de zinco foram detectados no bivalve *S. plana*, embora também os poliquetas e o caranguejo *Carcinus maenas* apresentem valores elevados deste metal. Em oposição, *Liza aurata*, *Solea solea*, *Diplodus sargus* e *Diplodus vulgaris* apresentaram os valores de zinco mais baixos. No que diz respeito à contaminação por cobre, *C. maenas* apresentou valores excepcionalmente elevados, enquanto *D. bellotti*, *D. vulgaris* e *S. solea* apresentaram os valores mais baixos deste elemento. Avaliando as concentrações de chumbo e níquel detectadas nos animais analisados, pode observar-se que *Pomatoschistus microps* e *Pomatoschistus minutus* apresentaram os valores mais elevados destes dois elementos, contrariamente à maioria dos peixes de maiores dimensões, que apresentam valores baixos de contaminação por chumbo e níquel. As espécies de macroinvertebrados apresentaram valores intermédios de chumbo e níquel nos seus tecidos. No que diz respeito às concentrações de crómio detectadas, estas foram consideradas vestigiais, apesar de em *Scrobicularia plana*, *Hediste diversicolor* e *Palaemon serratus* terem sido encontrados valores elevados em comparação com as restantes espécies estudadas. Os valores mais altos de cobalto e cádmio foram detectados em *Nephtys hombergii*, *Crangon crangon*, *P. minutus* e *P. microps*, enquanto em *P. serratus* e nos peixes de maiores dimensões as concentrações de ambos os elementos se verificou ser muito baixa.

De forma a melhor comparar os valores de contaminação metálica nos organismos, foi calculado o Índice de Contaminação Metálica (MPI) para cada espécie (Figura 3.13.). Verificou-se uma grande amplitude de valores de MPI, variando entre 1,3 e 59,9 entre todos os organismos analisados. As maiores diferenças podem ser observadas comparando os gobideos *P. minutus* e *P. microps* com as restantes espécies de peixe. As espécies de peixe de maiores dimensões apresentaram sempre valores reduzidos de MPI (abaixo de 3) em comparação com as restantes. O valor mediano mais elevado de MPI foi detectado na espécie *P. minutus*.

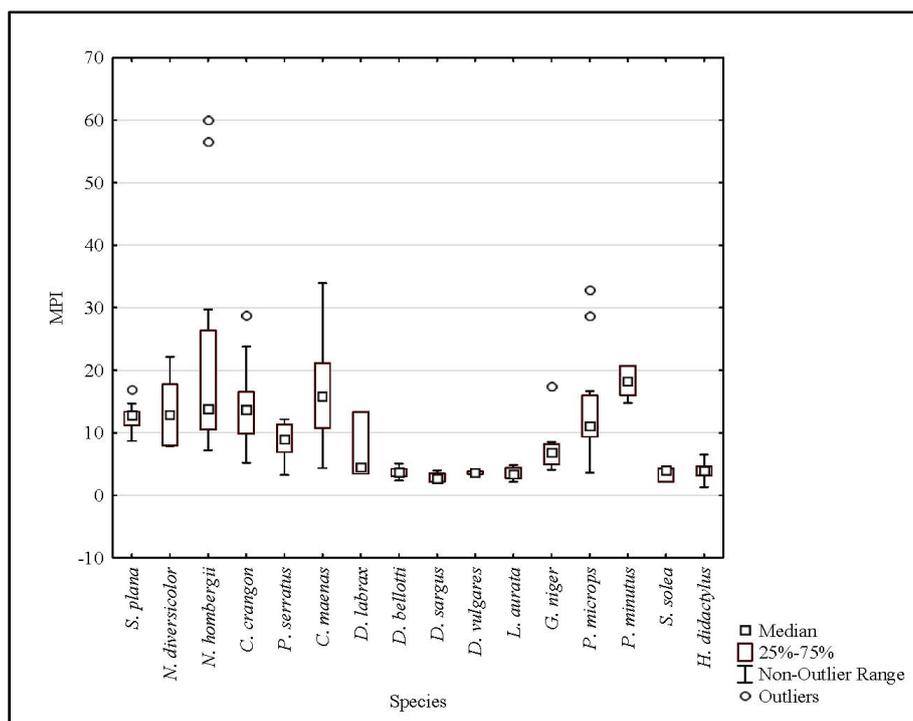


Figura 3.13. Box-plot dos resultados obtidos para o Índice de Poluição Metálica (MPI) para todas as espécies animais analisadas.

As concentrações de metais pesados e os resultados do cálculo do MPI para as espécies avaliadas, evidenciam uma forte separação de espécies, no que diz respeito à sua acumulação de metais pesados, como pode ser vista na análise de componentes principais (Figura 3.14). Em primeiro lugar, é de salientar uma separação entre dois grupos de metais: um grupo reunindo os metais com papel metabólico (Zn, Cu e Cr) e um segundo grupo constituído por metais tipicamente considerados tóxicos e sem qualquer função fisiológica conhecida (Cd, Pb e Ni). Pode também verificar-se o estabelecimento de 5 grupos distintos de organismos. Um primeiro grupo (I) formado pelos peixes de maiores dimensões e com maior mobilidade de entrada e saída na baía. Um segundo grupo (II) composto por peixes da família Gobiidae (*Gobius niger*, *P. microps* e *P. minutus*), composto por indivíduos carnívoros residentes, predando essencialmente invertebrados. Observando as espécies de macroinvertebrados, estes encontram-se separados em 3 grupos diferentes: um grupo (III) constituído apenas pelo poliqueta *N. hombergii* e o camarão *C. crangon*, associados a concentrações intermédias de metais não metabólicos; num quarto grupo (IV) surgem as espécies *H. diversicolor*, *C. maenas* e *P. serratus*, relacionadas essencialmente com maiores concentrações de metais com função metabólica; por último, e também associado a concentrações elevadas de metais tóxicos, surge o bivalve *S. plana* definindo um grupo (V), sendo esta a única espécie

filtradora de todas as avaliadas. O grupo com mais espécies e contendo aquelas mais móveis, é essencialmente composto por espécies de peixes que usam o estuário como viveiro e que apresentam uma alimentação essencialmente carnívora, incluindo-se neste grupo alguns predadores de topo da cadeia alimentar (*Dicentrarchus labrax* e *Halobatrachus didactylus*). Como exceção, surge neste grupo a espécie *L. aurata*, que apresenta um comportamento essencialmente detritívoro.

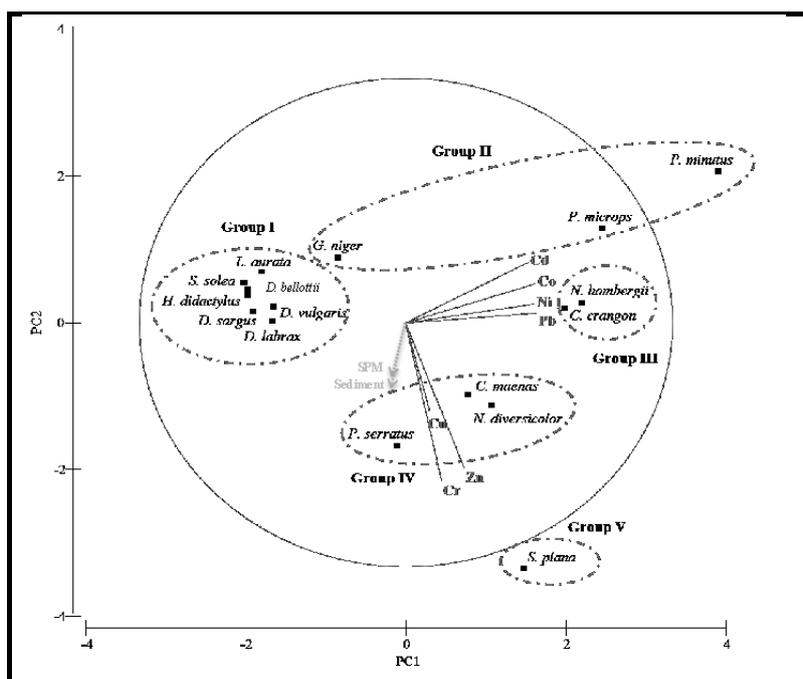


Figura 3.14. Análise de Componentes Principais (Principal Component Analysis, PCA) para todas as espécies animais analisadas, tendo em conta as contaminações observadas.

Das sete espécies de peixe incluídas neste estudo, apenas o xarroco (*H. didactylus*) é residente no estuário do Tejo, apesar de dados recentes apontarem para o facto de esta espécie poder fazer grandes deslocações ao longo do gradiente estuarino. Este comportamento não sedentário é a componente principal para a formação deste grupo de espécies, estando os seus baixos valores de contaminação metálica evidenciados também pelo seu MPI, associados ao facto de serem espécies que fazem a sua alimentação em áreas exteriores à Baía do Seixal. Em oposição, as espécies com mobilidade mais reduzida (Gobiidae), apresentam valores de contaminação metálica muito mais elevados, essencialmente no que diz respeito à contaminação por metais não metabólicos. Similarmente, o bivalve *S. plana* apresenta também um comportamento sedentário, filtrando partículas contaminadas em suspensão na coluna de água e vivendo enterrado no sedimento. Este facto é especialmente evidenciado pelas altas correlações verificadas entre as concentrações de metais pesados na

matéria particulada em suspensão na coluna de água e os valores de contaminação metálica nos tecidos de *S. plana*. Os elevados valores de Zn e Cr verificados nos tecidos deste organismo apontam para a possibilidade de esta espécie ser um possível veículo de entrada destes metais na cadeia trófica. Os restantes grupos (III e IV) aparentam ter uma redução na contaminação por parte de elementos metabólicos e um aumento da contaminação por metais sem papel metabólico. As espécies associadas aos grupos IV e V, surgem assim, como sendo as melhores indicadoras da contaminação da coluna de água circundante. Considerando que os Gobiidae ocupam um nível relativamente elevado na cadeia trófica, aparentemente estas espécies evidenciam uma bioacumulação de metais não metabólicos. Este facto aponta para uma acumulação destes elementos ao longo da cadeia trófica, devido à sua falta de função fisiológica. No que diz respeito aos metais com função metabólica, aparentemente há uma redução da concentração dos mesmos ao longo da cadeia trófica, provavelmente devido ao seu consumo ao longo dos ciclos de vida dos indivíduos.

Deste estudo exaustivo da contaminação por metais as diferentes matrizes bióticas e abióticas existentes na Baía do Seixal, resultou a apresentação de um póster num congresso internacional da especialidade (*Estuarine Coastal and Shelf Association* 2010, Figueira da Foz, Portugal) e na publicação de um artigo científico na revista "*Ecological Indicators*" (Anexo II).

3.3. ESPÉCIES EXÓTICAS

A introdução de espécies exóticas é, hoje em dia, um fenómeno à escala global e com importância crescente, sendo considerada uma das maiores ameaças à biodiversidade dos ecossistemas Mundiais. Muitas das espécies introduzidas podem não se tornar invasivas ou causar problemas significativos nos seus novos *habitats*, sendo mesmo possível que tenham um efeito benéfico para as populações humanas locais, constituindo-se em recursos adicionais em termos de agricultura, floresta e mercado de animais de estimação. Contudo, as espécies que se tornam invasoras, poderão ter um impacto significativo na homogeneização e consequente degradação dos ecossistemas, na economia e na saúde pública. De facto, a introdução de organismos não indígenas na Natureza pode conduzir a situações de predação ou competição com as espécies nativas e à transmissão de agentes patogénicos ou de parasitas, produzindo assim um impacto significativo na biodiversidade.

Tal como em meio terrestre, também no meio aquático as espécies exóticas invasoras podem ter impactos muito negativos no ecossistema que vão colonizar. No que diz respeito aos ecossistemas marinhos e estuarinos, os principais vectores de introdução de espécies exóticas são as actividades de navegação, através do seu transporte nas águas de lastro ou incrustação nos cascos dos navios, a aquacultura, a aquariofilia e a pesca profissional e desportiva.

No decorrer do presente estudo, foram encontradas na Baía do Seixal duas espécies exóticas, ambas pertencentes ao grupo dos bivalves. Trata-se das espécies *Mya arenaria* e *Ruditapes philippinarum* (ameijoa-japonesa). No entanto, enquanto a primeira exibiu efectivos relativamente modestos (0,1 ind./0,05 m²), a segunda foi mais abundante (1,5 ind./0,05 m²) no local. Por esse motivo, *Ruditapes philippinarum* apresentava todas as características para se tornar uma espécie invasora, não só na Baía do Seixal, mas no estuário do Tejo, de um modo geral. Assim, decidiu-se que esta espécie devia ser alvo de um estudo específico para determinar a sua abundância no local e os seus impactos no ecossistema e na comunidade de bivalves em particular, e especialmente na população da sua congénere nativa (*Ruditapes decussatus*). Esse estudo foi desenvolvido por uma aluna de mestrado da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, cuja dissertação é apresentada em anexo ao presente relatório (Anexo III). Dada a corrente abundância da ameijoa-japonesa, esta é alvo de uma captura dirigida e intensa no local, aspecto que foi também analisado no presente estudo, no capítulo dedicado à exploração dos recursos biológicos.

4. EXPLORAÇÃO DOS RECURSOS BIOLÓGICOS

4.1. PESCA PROFISSIONAL E MARISQUEIRO

4.1.1. INTRODUÇÃO

Praticamente todos os estuários e lagoas costeiras de Portugal possuem ainda hoje importantes comunidades piscatórias, embora apenas nos estuários do Minho, Tejo e Sado e na Ria de Aveiro a sua actividade mantenha ainda níveis significativos (Souto, 2001). No caso do estuário do Tejo, algumas destas comunidades são ainda particularmente importantes (Costa, 1999). Estas podem ser classificadas em três tipos principais, de acordo com a zona em que estão implantadas (Souto, 2001):

A - Comunidades avieiras, na zona dos mouchões, constituídas por descendentes de pescadores migrantes da Praia da Vieira, que integram também alguns - poucos, descendentes de ílhavos e de murtoseiros, que se cruzaram com os avieiros (Vila Franca de Xira, Alhandra, Póvoa de Santa Iria);

B - Comunidades do Mar da Palha (margem Sul), basicamente Alcochete, Montijo, Barreiro e Seixal, as mais antigas e as mais atingidas pelo processo de industrialização;

C - Comunidades da foz, Paço de Arcos e Trafaria.

De acordo com Souto (2001), as comunidades da margem sul do Tejo, onde a Baía do Seixal se insere, sempre estabeleceram uma forte relação com o estuário, sendo hoje as mais difíceis de caracterizar, devido ao forte impacto que a industrialização teve sobre elas e por os seus pescadores se encontrarem dispersos por uma extensa margem, tornando o seu estudo mais difícil. Pescando essencialmente na área do Mar da Palha, mas também na dos mouchões, utilizam sobretudo palangres de fundo, tresmalhos e armadilhas diversas. O que nos parece mais evidente na margem sul do Tejo, para além do envelhecimento dos activos na pesca, é a manutenção de uma forte ligação ao estuário e o aparecimento de formas “atípicas” de pescadores e de “apanhadores”, muitos enquadráveis em situações de pluriactividade, o que torna a sua investigação um verdadeiro “quebra-cabeças” (afinal quem pesca? o que pesca? em que área? com que artes? para consumo próprio ou venda? a situação é legal?).

Lima (1997) efectuou uma caracterização das artes de pesca e das comunidades piscatórias do concelho do Seixal. No entanto, as características actuais da pesca profissional na Baía do Seixal são praticamente desconhecidas. Colmatar essa lacuna foi um dos objectivos do presente estudo, efectuando-se para o efeito alguns inquéritos junto da comunidade piscatória local. Além disso, tendo-se verificado já no

decorrer do trabalho, que a recente proliferação da ameijoia-japonesa (*Ruditapes philippinarum*) em toda a região intermédia do estuário do Tejo e na Baía do Seixal em particular, conduziu a um incremento exponencial da actividade de marisqueiro, procurou-se ainda efectuar uma análise preliminar da mesma na fase final do estudo, tendo-se para isso realizado algumas observações no terreno.

4.1.2. METODOLOGIA

Para a caracterização da pesca profissional na Baía do Seixal foram efectuados inquéritos a profissionais do sector a operar na área de estudo (Anexo IV). Estes elementos revelaram-se particularmente úteis para a determinação da importância da área em termos de recursos haliêuticos, assim como em termos sociais.

Para quantificar a actividade de marisqueiro na Baía do Seixal foram efectuadas visitas ao terreno para contabilização dos mariscadores em actividade. Estas contagens foram desenvolvidas no Outono/Inverno de 2010/2011, em dias aleatórios, no período diurno de baixa-mar. No total, foram realizadas 5 amostragens.

4.1.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1.3.1. PESCA PROFISSIONAL

A inexistência de dados oficiais detalhados dificulta a caracterização das comunidades piscícolas do estuário do Tejo (Souto, 2001). No entanto, após contactos com vários marítimos e respectivas colectividades locais, conseguiu-se apurar que os pescadores profissionais da Baía do Seixal serão actualmente cerca de uma dúzia. Dessa dúzia, conseguiu-se entrar em contacto com 9, aos quais se realizou um inquérito. Os pescadores inquiridos tinham uma média de 52,9 anos e começaram a lide, em média, há 35,5 anos. Lopes (2004), tendo também inquéritos como base, verificou que a idade média dos pescadores profissionais do estuário do Tejo era de 49,5 anos, e que pescavam, em média, há 37,9 anos, valores bastante semelhantes aos obtidos no presente estudo. Em média, cada pescador da baía do Seixal revelou possuir uma embarcação com 23,7 anos de idade média e com 4,98 m de comprimento. Tendo em conta os inquéritos efectuados, 44% destas embarcações são tradicionais, feitas de madeira, enquanto as restantes 55% são de fibra de vidro (Figura 4.1.). O uso de embarcações tradicionais é prática comum no estuário do Tejo, existindo no entanto

uma tendência para substituir este tipo de embarcações por outras de fibra (Lopes, 2004).

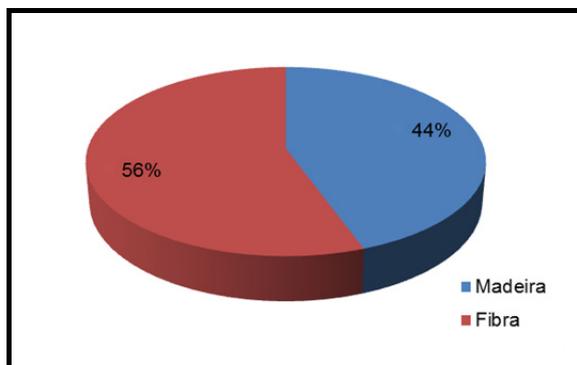


Figura 4.1. Características do material das embarcações da frota pesqueira da Baía do Seixal.

Quando questionados acerca do acompanhamento na faina, a maioria, representando 78%, referiu ir sozinho, embora 11% pesque com os filhos e igual fracção com a esposa (Figura 4.2.). Costa *et al.* (2002) referem que, sobretudo na região norte do estuário, é tradição do pescador ter a companhia da esposa. Nesta parte do estuário, cerca de 14% dos inscritos marítimos são do sexo feminino, pertencendo quase na totalidade às comunidades da Póvoa de Santa Iria, Alhandra e Vila Franca de Xira (90%) (Costa *et al.*, 2002).

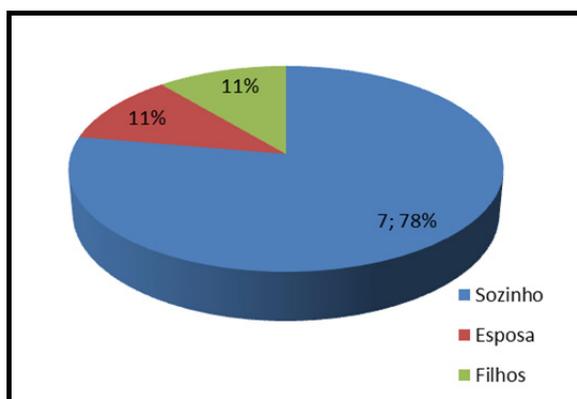


Figura 4.2. Tipo de acompanhamento na faina aos pescadores profissionais da Baía do Seixal.

Os pescadores profissionais da Baía do Seixal utilizam diversas artes de pesca (Figura 4.3.). Todos os inquiridos referiram o uso de palangre e 88,9% deles a utilização de redes de emalhar. Seguiram-se os tresmalhos, com 77,8%, os covos, com 33,3%, e com 11,1%, os galrinchos e o arrasto de vara. A larga maioria dos pescadores seleccionam a respectiva arte de acordo com o que pretendem capturar. A utilização

deste tipo de artes de pesca vai de encontro ao descrito por Costa *et al.*, (2002) e Lopes (2004) também para o estuário do Tejo, de um modo geral.

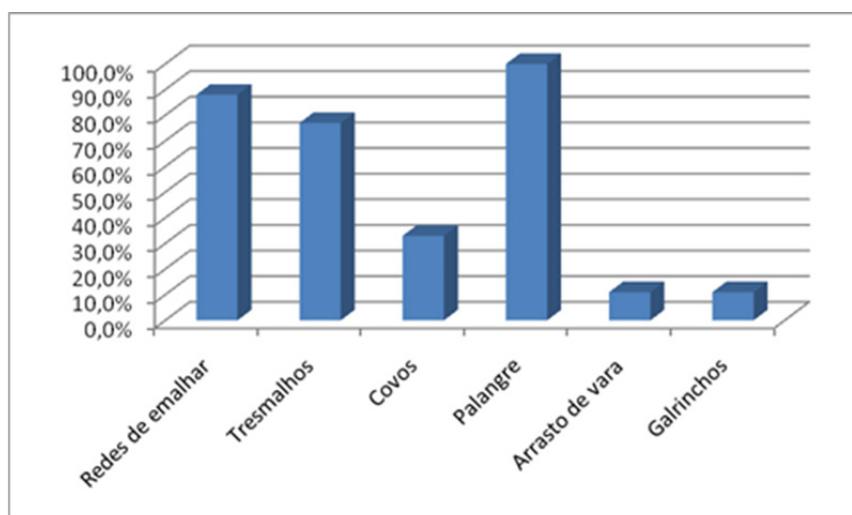


Figura 4.3. Percentagem de pescadores profissionais da Baía do Seixal que usam os diferentes tipos de arte de pesca.

Costa *et al.*, (2002) referem uma média de 2,6 artes de pesca por embarcação, enquanto Lopes (2004) assinala o valor 5,9. A estimativa obtida no presente estudo, 3,1 artes de pesca por embarcação, foi intermédia em relação à dos dois estudos referidos.

O esforço de pesca dos pescadores profissionais da Baía do Seixal está direccionado para as espécies descritas na tabela 4.1. Ao analisar as espécies alvo de pesca, verifica-se que as mesmas foram, maioritariamente, referenciadas para a Baía do Seixal, tanto na caracterização da ictiofauna, como nas capturas realizadas pelos pescadores lúdicos. Lopes (2004) estimou que cerca de 41,5% das capturas dos pescadores profissionais do estuário do Tejo eram encaminhadas para o comércio local ou a revendedores, não passando pela lota. O mesmo autor afirma que os pescadores apenas declaram as capturas necessárias em lota para manterem a licença de determinada arte de pesca, fugindo assim ao pagamento de impostos. Na Baía do Seixal, 72,9% das capturas são vendidas em lota, ficando as restantes 27,1% para consumo próprio. Apesar dos pescadores serem profissionais, 44,4% deles tem outra profissão para além da pesca, o que leva à redução do esforço de pesca, que por sua vez se traduz em capturas menores. Assim sendo, os pescadores, para manterem as suas licenças, vendem maioritariamente o pescado em lota.

Em termos de rejeições de pesca, 44,4% dos pescadores afirmaram rejeitar o xarroco e as tainhas, devido ao baixo valor comercial destas espécies. Igual percentagem, referiu rejeitar espécimes abaixo do tamanho mínimo, sendo que a totalidade dos pescadores afirmou conhecer os tamanhos mínimos de captura das várias espécies.

Tabela 4.1. Espécies mais capturadas pelos pescadores profissionais da Baía do Seixal

Taxa	Nome comum
Filo MOLLUSCA	
Família Sepiidae	
<i>Sepia officinalis</i> Linnaeus, 1758	choco-vulgar
Filo CHORDATA	
Ordem ANGUILLIFORMES	
Família Anguillidae	
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	enguia-europeia
<i>Conger conger</i> (Linnaeus, 1758)	congro
Ordem PERCIFORMES	
Família Sparidae	
<i>Diplodus</i> spp.	sargos
<i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758	dourada
<i>Sarpa salpa</i> (Linnaeus, 1758)	salema
Família Moronidae	
<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	robalo-legítimo
Família Sciaenidae	
<i>Argyrosomus regius</i> (Asso, 1801)	corvina-legítima
Ordem MUGILOIDEI	
Família Mugilidae	tainhas
Ordem PLEURONECTIFORMES	
Família Soleidae	
<i>Solea</i> spp.	linguados
Ordem BATRACHOIDIFORMES	
Família Batrachoididae	
<i>Halobatrachus didactylus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	xarroco

Relativamente aos locais predilectos de faina dos pescadores profissionais da Baía do Seixal, 66,7% pesca apenas dentro da baía, explorando-a na sua globalidade, enquanto os restantes pescam nas zonas exteriores, nomeadamente na Baía do Barreiro, zona do Canal da Barra e Mar da Palha. O facto de as embarcações locais serem de pequeno porte, possuidoras de motores com pouca potência e muitas sem rádio VHF, leva a que estes profissionais não se afastem da sua origem. Relativamente às épocas do ano em que mais pescam, o Verão surge como o período de eleição, com 100% dos pescadores activos nessa altura, seguindo-se a Primavera com 89%, o Outono com 67% e, por último, o Inverno, com apenas 44% (Figura 4.4.). Verifica-se que a pesca é bastante sazonal, muito devido às condições atmosféricas, como a maioria dos pescadores revelou.

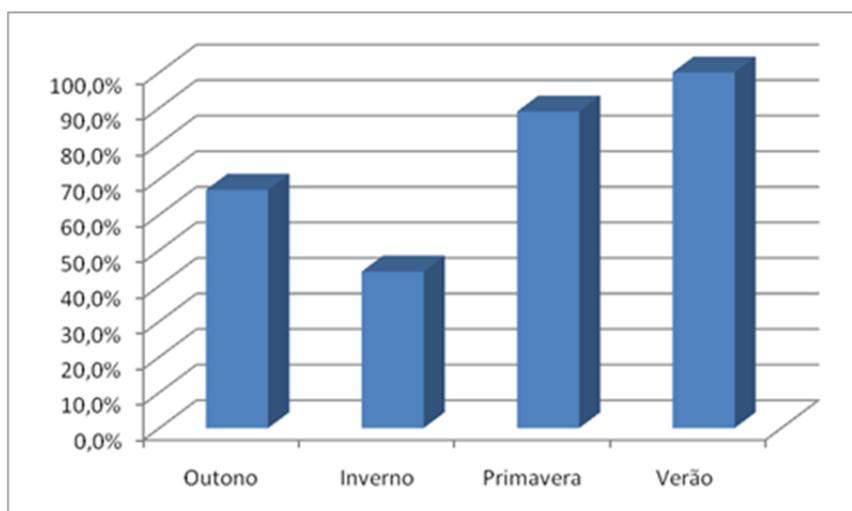


Figura 4.4. Percentagem de pescadores profissionais da Baía do Seixal activos nas diferentes épocas do ano.

No que respeita aos aspectos que interferem negativamente com a actividade pesqueira, a resposta foi peremptória, sendo que a maioria dos pescadores atribuiu à pesca ilegal elevado grau de ameaça à sua actividade, seguindo-se as más condições climáticas. De facto, 100% dos inquiridos relevou já ter assistido a práticas de pesca ilegal na Baía do Seixal. Quando questionados acerca deste fenómeno, revelaram que estas actividades ilícitas ocorrem maioritariamente durante a noite e alguns pescadores afirmam mesmo terem assistido a estas práticas durante o dia. Segundo os pescadores profissionais, este é um fenómeno quotidiano e recorrente. Quando questionados acerca de medidas para melhorar as condições para os pescadores e a prática da pesca na Baía do Seixal, a maioria dos inquiridos revelaram que um porto de abrigo era algo primordial, assim como um local para guardarem as suas artes.

4.1.3.2. MARISQUEIRO

Neste estudo verificou-se a existência uma elevada comunidade de mariscadores na Baía do Seixal. A sua observação, permitiu identificar duas vertentes no marisqueiro local. Uma que explora as zona de entre-marés, com um pequena enxada e balde, procurando, aparentemente, a “minhoca da pesca” (Filo Annelida, Classe Polychaeta) (Figura 4.5.). Outra, com maior número de praticantes, que se desenrola na zona subtidal com o auxílio de uma ganchora de mão, explorando os sedimentos em busca de bivalves, sobretudo de amêijoia-japonesa (*Ruditapes philippinarum*) (Figura 4.6.).



Figura 4.5. Mariscador com uma pequena enxada e balde, explorando a zona de entre-marés da Baía do Seixal.



Figura 4.6. Mariscador com a ganchorra de mão, explorando a zona de subtidal da Baía do Seixal.

Gaspar (2010) refere que a amêijoja-japonesa é originária do Japão, tendo sido introduzida na Europa no início dos anos oitenta. Já referenciada em diversos locais em Portugal (e.g. estuário do Tejo, estuário do Sado, Ria de Aveiro e Ria Formosa), possui um cariz invasivo, visto que nos últimos anos as suas populações têm aumentado significativamente no estuário do Tejo. Este mesmo autor, através de um trabalho realizado neste sistema salobro, em que englobava diversas estações de amostragem na Baía do Seixal, verificou a existência de um elevado número de indivíduos da espécie em toda a baía. Tais resultados foram posteriormente

confirmados por Garaulet (2011). Aparentemente, este bivalve demonstra grande capacidade competitiva relativamente a outras espécies de bivalves autóctones, como sejam o berbigão e a amêijoia-boia (Garaulet, 2011). Deste modo, nos locais com elevadas biomassas desta espécie exótica, são escassos os efectivos de outras espécies de bivalves (Gaspar, 2010; Garaulet, 2011). Para mais detalhes sobre o assunto ver o capítulo dedicado neste relatório às espécies exóticas.

Tendo em conta a sua importância social e económica e o facto de grande parte desta actividade ser praticada ilegalmente, é fundamental efectuar a sua caracterização. Para tal, no decorrer do presente estudo foram realizadas algumas contagens piloto, visando estimar o número de mariscadores em actividade na Baía do Seixal. Estas contagens foram desenvolvidas no Outono e Inverno, contabilizando-se, em média, 29,5 indivíduos por maré. Contudo, devido à dimensão da baía, torna-se difícil distinguir os diferentes tipos de mariscadores. Apesar de preliminares, estes números são bastante elevados, tendo em conta as épocas do ano em que decorreram. Verificou-se, portanto, tratar-se de uma comunidade com elevados praticantes, podendo mesmo dizer-se que estes números tenderão a aumentar nas outras épocas do ano. Um trabalho mais detalhado deverá ser realizado na Baía do Seixal, numa perspectiva de caracterização dos mariscadores em actividade no local e da exploração da amêijoia-japonesa por parte dos mesmos, assim como mais estudos sobre a sua distribuição e ecologia, visando a preservação dos recursos autóctones e da economia local.

4.2. PESCA LÚDICA

4.2.1. INTRODUÇÃO

A pesca lúdica é uma actividade com muitos praticantes em Portugal, que movimenta quantitativos económicos muito consideráveis. Esta pesca pode ser praticada em águas interiores, com especial destaque para as albufeiras, ou na zona costeira, quer a partir da margem, quer a bordo de embarcações. Também nos estuários a actividade é praticada de forma intensa, sendo o estuário do Tejo um caso paradigmático dessa situação.

Lopes (2004) caracterizou as actividades de pesca no estuário do Tejo e incluiu como uma das suas áreas de amostragem a Baía do Seixal. No entanto, este trabalho apenas analisou a prática de pesca lúdica em parte da Baía do Seixal. Com o presente

estudo pretendeu-se caracterizar de forma exaustiva a pesca lúdica na Baía do Seixal, quer em termos socioeconómicos, quer em termos ecológicos.

4.2.2. METODOLOGIA

De forma a caracterizar a pesca lúdica na Baía do Seixal, foram realizadas, em cada estação do ano, contagens e entrevistas aos pescadores lúdicos presentes na área de estudo (Figura 4.7.). Para este efeito, na Primavera de 2009 foi efectuada uma amostragem piloto, no sentido de identificar os principais locais de acesso e pesca em utilização pelos pescadores lúdicos. Esta amostragem e os dados constantes em Lopes (2004) serviram de base ao delineamento experimental de campanhas de amostragem que viriam a ser desenvolvidas para caracterização da pesca lúdica na área de estudo. Neste delineamento, optou-se por uma amostragem de tipo estratificado, em que se considerou como estratos as quatro estações do ano (Inverno, Primavera, Verão e Outono) e o tipo de dia [dia útil (SEM) *versus* fim de semana e feriados (FDS)]. A intensidade de amostragem foi fixada em 12 amostras/campanhas por estrato (total: 72 amostras/campanhas) e as campanhas realizaram-se entre o Verão de 2009 e a Primavera de 2010. A escolha dos dias de amostragem foi efectuada de forma totalmente aleatória, por forma a evitar enviesamentos decorrentes de factores reconhecidos como influentes no rendimento e actividade da pesca lúdica, como sejam, o estado do tempo, o estado do mar, ou a fase do ciclo lunar. Em cada campanha/amostragem foi efectuada um percurso a pé ao longo de toda a área de estudo, no qual foram recolhidos os dados de campo. Nestes percursos considerou-se a área de estudo dividida em seis troços: 1 - Estação Fluvial do Seixal; 2 - Marginal Seixal-Arrentela; 3 - Marginal da Amora; 4 – Talaminho; 5 – Corroios; 6 – Ponta dos Corvos (Figura 3.8.). Devido à existência na área de estudo de um regime de maré de tipo semi-diurno e de vastas regiões intertidais, aspectos que condicionam grandemente a acessibilidade dos pescadores lúdicos aos locais de pesca, as campanhas foram realizadas no período compreendido entre 1 hora e 30 minutos antes e 1 hora e 30 minutos depois da preia-mar diurna. Por outro lado, a elevada extensão das áreas marginais à baía e a necessidade metodológica de manter a amostragem sincronizada com o horário da maré (Lopes, 2004), implicou a opção de realizar as campanhas em dois dias contíguos (percursos 1, 2 e 3 realizados num primeiro dia, percursos 4, 5 e 6 realizados num segundo dia).



Figura 4.7. Pescador lúdico inspeccionando as suas canas na Baía do Seixal.

Em cada campanha/amostragem foram realizadas contagens do número de pescadores e realizados inquéritos aos pescadores presentes. Cada entrevista teve a duração máxima de 10 minutos e envolveu o registo da data e hora da entrevista, número de pescadores, número de canas em utilização, método de pesca utilizado, hora de início da pesca, tipo de isco utilizado. Paralelamente, recolheram-se dados quanto aos quantitativos e comprimentos das espécies capturadas (Anexo V).

Para efeitos da caracterização da pesca lúdica na Baía do Seixal foram realizadas 144 campanhas, cada uma das quais envolvendo o percurso a pé em cada um dos 6 troços considerados na área de estudo (Figura 4.8.). Ao longo destas campanhas foram efectuados 122 inquéritos. De uma forma geral pode considerar-se que a amostragem foi representativa do esforço de pesca desenvolvido na área de estudo, muito embora exista a possibilidade de um enviesamento ao nível das espécies capturadas e do seus números, devido ao facto de alguns pescadores lúdicos não quererem participar nos inquéritos, ou quando participam, não referirem as capturas, nem possibilitarem a sua identificação.

Para estimar as capturas diárias, utilizou-se a fórmula de Pollock (Kirchner & Beyer, 1999):

$$C = \bar{A} \times \bar{R} \times \bar{T};$$

em que \bar{A} é a estimativa do número de pescadores contabilizados em cada percurso, \bar{T} a estimativa da média da duração de cada percurso e \bar{R} uma estimativa da taxa de captura. Para efeitos do presente trabalho, \bar{A} é dado pelo número de pescadores observados no percurso e \bar{T} é o período de pesca considerado (3 horas), assumindo-se as contagens do número de pescadores efectuadas em cada campanha como tendo sido realizadas de forma instantânea (Pollock *et al.*, 1994). A estimativa da taxa de captura \bar{R} , pode ser obtida a partir de várias fórmulas (Pollock *et al.*, 1994). No

entanto, tendo em conta a metodologia indicada por Lopes (2004), optou-se no presente estudo pela utilização da média dos rácios \bar{R}_2 :

$$\bar{R}_2 = \left(\frac{1}{g}\right) \sum_{i=1}^g \left(\frac{c_i}{A_i L_i}\right);$$

onde c_i é o número de peixes capturados por pescador i , A_i é o número de canas por pescador, L_i o tempo despendido na pesca até à intercepção e g é o número total de pescadores entrevistados. De acordo com Lopes (2004), \bar{R}_2 foi calculado após a remoção da análise dos pescadores encontrados que se encontravam a pescar há menos de 30 minutos. Esta truncagem dos dados evita o empolamento de \bar{R}_2 por pescadores ditos “sortudos” e reduz significativamente a variância das estimativas finais, implicando perdas mínimas no número de entrevistas (Hoenig *et al.*, 1997).

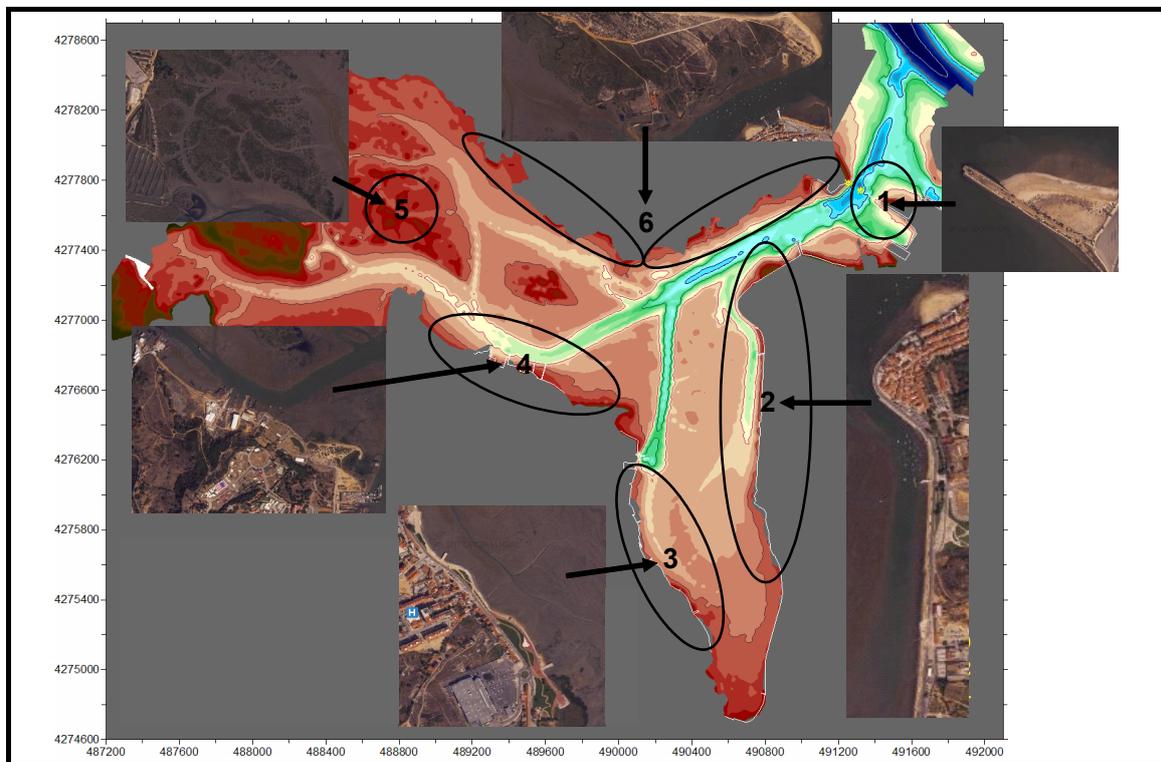


Figura 4.8. Esquema dos seis percursos considerados para estudo da actividade de pesca lúdica na Baía do Seixal (1 - Estação Fluvial do Seixal; 2 - Marginal Seixal-Arrentela; 3 - Marginal da Amora; 4 -Talaminho; 5 - Corroios; 6 - Ponta dos Corvos).

Para caracterizar em termos socioeconómicos a comunidade de pescadores lúdicos da Baía do Seixal, foram realizados 36 inquéritos de tipo socioeconómico ao longo das diferentes épocas do ano (Anexo VI).

4.2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.2.3.1. ACTIVIDADE

Durante as campanhas/amostragens contabilizou-se um total de 242 pescadores e 362 canas em actividade na área de estudo. Em termos médios, verificou-se uma tendência para uma maior utilização da área por pescadores lúdicos aos fins-de-semana e feriados do que durante a semana (Figura 4.9.). De igual forma, a área de estudo registou maior utilização por parte de pescadores lúdicos nas estações do ano mais amenas (Primavera e Verão) do que nas estações mais frias (Figura 4.9.). A partir destes dados, estima-se que cerca de 3500 pescadores tenham utilizado a Baía do Seixal para a prática de pesca lúdica durante o ano em que o estudo foi realizado. Na Primavera esse número terá ascendido a 1329 praticantes, enquanto no Verão se terá atingido a cifra de 1187 indivíduos (Figura 4.10.). Contudo, como alguns pescadores terão sido contabilizados em mais do que uma ocasião, estes números podem estar algo sobrestimados. De qualquer forma, estes dados estão de acordo com outros efectuados anteriormente. De facto, Lopes (2004) verificou que 69% dos pescadores lúdicos do estuário do Tejo preferem os fins-de-semana para a pesca e Oliveira (2003), num trabalho que contemplava o estudo da pesca recreativa de costa na zona norte de Portugal, observou igualmente um maior número de pescadores na Primavera e no Verão. A Primavera foi a época do ano onde se registaram os maiores valores de média diária de pescadores em actividade na Baía do Seixal, observando-se 9 pescadores na Estação Fluvial do Seixal durante os fins-de-semana e feriados (Figura 4.9.). Igual registo foi observado durante o Outono na mesma estação. Na Ponta dos Corvos, no Verão, durante os dias de semana foi registado o valor de 5 pescadores por dia, sendo o mais elevado nesta estação. No Inverno e no Outono, foi quando se registou o menor número de pescadores lúdicos em actividade. Nestas épocas, os poucos que realizaram a actividade, fizeram-no aos fins-de-semana e dispersos pelos diferentes locais. O frio que se registou nessas épocas do ano, aliado às fortes chuvas que se fizeram sentir, terão levado os pescadores a não realizar esta actividade lúdica com tanta frequência no período em questão.

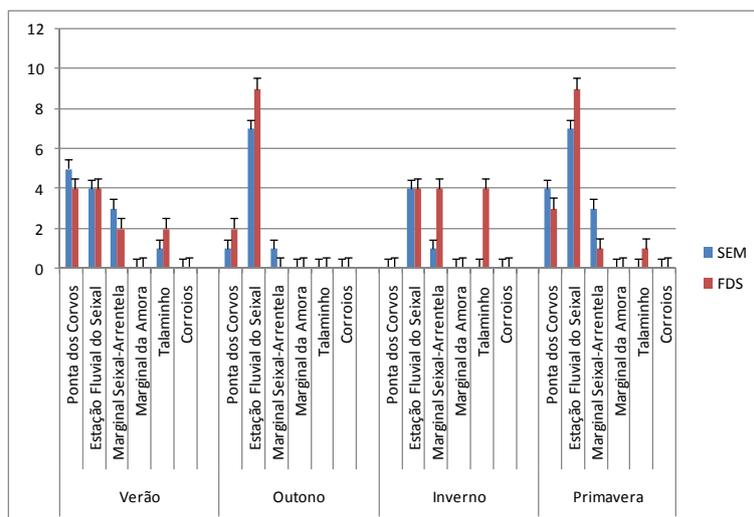


Figura 4.9. Média diária de pescadores lúdicos em actividade na Baía do Seixal, durante os dias de semana (SEM) e fins-de-semana e feriados (FDS), por época do ano e local de amostragem.

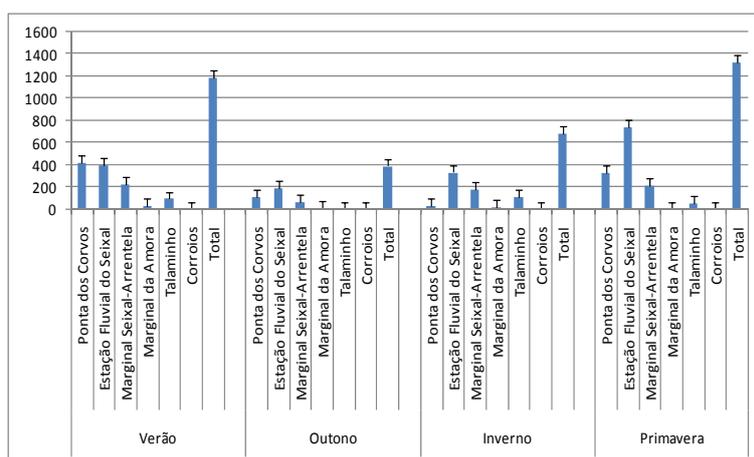


Figura 4.10. Estimativa do número de pescadores lúdicos em actividade na Baía do Seixal, por época do ano e local de amostragem.

4.2.3.2. TIPO DE PESCA

Entre os pescadores inquiridos, verificou-se que 82% realizava pesca ao fundo, 13,9% pesca ao choco com azagaia, 1,6% efectuava simultaneamente pesca ao fundo e à bóia e igual fracção pesca ao fundo e ao choco com azagaia e, finalmente, apenas 0,8% pesca à bóia (Figura 4.11). Oliveira (2003), ao estudar a pesca recreativa de costa no norte de Portugal, verificou que 74,4% dos pescadores realizavam pesca ao fundo e 23% pesca à bóia. Por sua vez, Marcelino (2010), que analisou a actividade dos pescadores recreativos de Peniche, verificou que 62,3% realizava pesca ao fundo e 34,6% pesca à bóia. Os resultados do presente estudo são assim concordantes com os destes dois autores, revelando um predomínio da pesca ao fundo. Segundo Oliveira

(2003), a pesca ao fundo parece enfatizar o carácter lúdico desta actividade, visto esta ser a modalidade que menor concentração implica, potenciando o convívio entre pescadores. Verifica-se, no entanto, uma discordância nos valores dos praticantes de pesca à bóia. Aparentemente, na Baía do Seixal, os pescadores prescindem da pesca à bóia pela pesca ao choco. Isto deve-se, sobretudo, às diferenças entre as comunidades biológicas presentes na Baía do Seixal e as comunidades das zonas costeiras. Sabe-se que o choco utiliza as águas da Baía do Seixal para se reproduzir (ver caracterização da fauna acompanhante da ictiofauna), constituindo, por isso, um apetecido alvo de pesca por parte dos pescadores lúdicos.

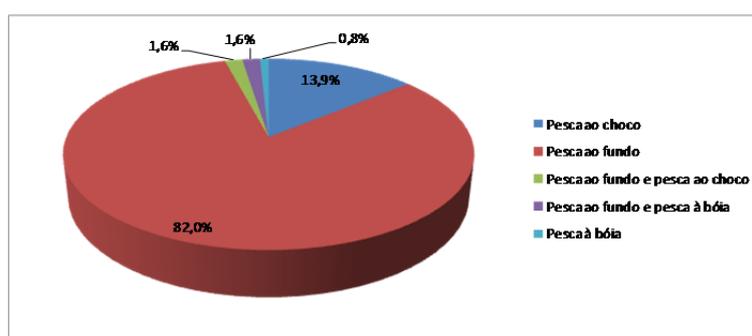


Figura 4.11. Tipo de pesca praticada pelos pescadores lúdicos na Baía do Seixal.

4.2.3.3. Isco

Em termos de tipo de isco, constatou-se que a maioria dos pescadores (94%) utilizava um único tipo de isco. A minhoca (77%) foi o mais usado, seguido do palhaço (13%) (Figura 4.12.). Entre as minhocas utilizadas, constatou-se que existia uma grande diversidade de espécies do Filo Annelida, sendo a maioria da classe Polychaeta. Incluíam os iscos vulgarmente conhecidos por “casulo”, “ganso nacional” e “ganso coreano”. Os palhaços são um tipo de isco artificial, que imita um peixe, com duas séries de ganchos na parte terminal do isco. Apenas 10% dos inquiridos utilizou outro tipo de isco, incluindo sardinha, choco, lula, caranguejo e camarão.

Oliveira (2003) relata também a predominância da minhoca como isco para os pescadores das zonas costeiras do norte de Portugal. Por outro lado, Marcelino (2010) refere que o camarão é o isco predilecto dos pescadores de Peniche, surgindo a minhoca como segundo isco de eleição. O tipo de isco utilizado em Portugal parece variar de acordo com a sua disponibilidade na zona de pesca em questão, o preço a que a que é comercializado e o conhecimento local dos pescadores sobre as preferências alimentares das espécies-alvo de pesca (Oliveira, 2003; Diogo, 2007).

Assim, pode-se afirmar que os pescadores da Baía do Seixal utilizam a minhoca devido à sua elevada disponibilidade, a baixo preço, na maioria das lojas de pesca do concelho. De facto, a minhoca é dos iscos menos dispendiosos, comparativamente, por exemplo, com o camarão e o caranguejo. Por outro lado, este tipo de isco é também capturado manualmente, por alguns pescadores lúdicos e profissionais, nas regiões intertidais da Baía do Seixal. Além disso, os poliquetas fazem parte da dieta de algumas das principais espécies de peixes com interesse lúdico, entre elas os linguados, os sargos e as corvinas, o que os torna bastante eficazes na sua captura (Costa, 2004).

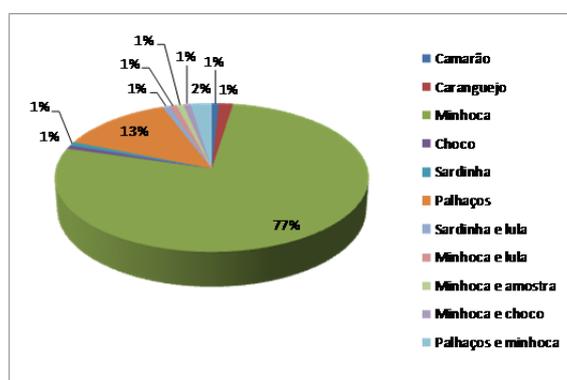


Figura 4.12. Tipo de isco utilizado pelos pescadores lúdicos na Baía do Seixal.

4.2.3.4. CAPTURAS

As amostragens realizadas revelaram um total de 57 peixes capturados pelos pescadores lúdicos na Baía do Seixal (Tabela 4.2.). Estes pertenciam a 9 espécies de peixe e 1 de cefalópode (choco). As espécies mais capturadas foram o sargo-do-Senegal, o robalo-legítimo e o sargo-safia, registando as outras espécies quantitativos mais reduzidos. Em termos de composição das capturas, todas as espécies foram referenciadas para a Baía do Seixal na caracterização da comunidade ictíca. Lopes (2004) destaca os sargos, o robalo-legítimo, o xarroco e a corvina-legítima como as principais capturas dos pescadores lúdicos estuarinos, sendo que, na parte sudeste do estuário, onde se encontra a Baía do Seixal, não terá efectuado qualquer registo de capturas de corvina-legítima. Apesar disto, esta espécie frequenta a baía, existindo relatos da sua captura. É por isso admitido como provável que alguns dos pescadores que recusaram a participação nos inquéritos pudessem ter capturado esta espécie e que, por receio quanto à regulamentação em vigor (e.g., tamanho mínimo 42 cm) ou divulgação do seu local e técnicas de pesca, não tenham acedido à participação nas entrevistas.

Tabela 4.2. Registo dos peixes capturados pelos pescadores lúdicos na Baía do Seixal, através dos inquéritos realizados.

Taxa	Nome comum	N
Filo Mollusca		
Família Sepiidae		
<i>Sepia officinalis</i> Linnaeus, 1758	choco-vulgar	1
Filo Chordata		
Ordem ANGUILLIFORMES		
Família Anguillidae		
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	enguia-europeia	2
Ordem PERCIFORMES		
Família Sparidae		
<i>Diplodus bellottii</i> (Steindachner, 1882)	sargo-do-Senegal	17
<i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	sargo-legítimo	4
<i>Diplodus vulgaris</i> (Geof., 1817)	sargo-safia	9
<i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758	dourada	2
Família Moronidae		
<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	robalo-legítimo	14
Ordem MUGILOIDEI		
Família Mugilidae		
<i>Liza ramada</i> (Risso, 1826)	tainha-fataça	3
Ordem PLEURONECTIFORMES		
Família Soleidae		
<i>Solea solea</i> (Linnaeus, 1758)	linguado-legítimo	2
Ordem BATRACHOIDIFORMES		
Família Batrachoididae		
<i>Halobatrachus didactylus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	xarroco	3
Total		57

As estimativas de capturas totais para a área de estudo entram em linha de conta com o número de pescadores, observados e estimados por época do ano, para a área de estudo e a sua taxa de captura. De uma forma geral, ao existir um aumento do esforço de pesca, as capturas tenderão a ser mais elevadas, mas esse efeito será sempre modulado pela taxa de captura de cada espécie. A última, encontra-se por sua vez dependente de factores como a temperatura da água ou o isco e arte utilizada pelos pescadores entrevistados. Assim, em termos de capturas estimadas, obteve-se para a Baía do Seixal um valor total de 3028 indivíduos (Figura 4.13.). Por época, a Primavera forneceu os quantitativos mais elevados, com 1858 exemplares capturados. Para o Verão, estimou-se a captura de 906 espécimes, enquanto no Inverno e no Outono os números decresceram para 205 e 58 indivíduos, respectivamente. Comparativamente com os dados de Lopes (2004), estes números são bastante mais reduzidos, tendo este autor estimado para a área compreendida entre o Barreiro e o Seixal, e apenas durante a Primavera, 4367 sargos, 2868 robalos e 708 xarrocós. Contudo, convém salientar que as estimativas das taxas de captura estão altamente dependentes do número de inquéritos realizados e da boa vontade dos pescadores em responder aos mesmos (como referido anteriormente).

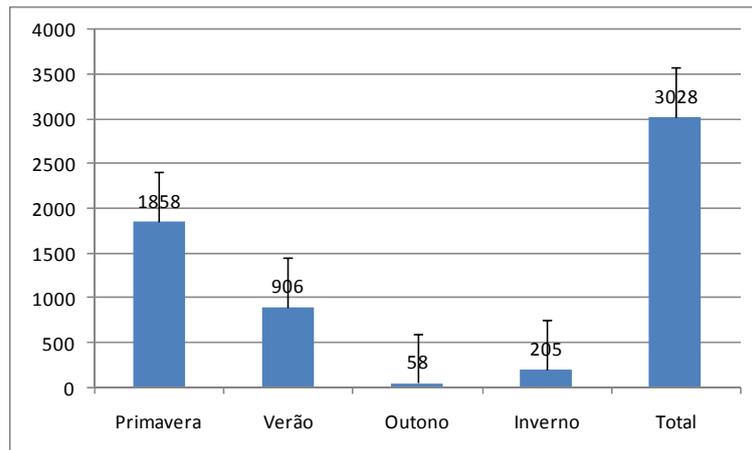


Figura 4.13. Capturas estimadas, por época do ano e para o seu total, para a pesca lúdica na Baía do Seixal.

Quando questionados sobre se aproveitam todas as espécies que capturam, 89% dos pescadores lúdicos inquiridos afirmou rejeitar pelo menos uma espécie. Dentro do universo das rejeições, 60% referiram prescindir de determinadas espécies e de peixes que não possuam o tamanho legal, enquanto 40% rejeitam exclusivamente com base na dimensão do peixe (Figura 4.14.). Apenas 2 espécies/famílias de peixe foram referenciadas como rejeitadas, o xarroco (89.9%) e as tainhas (11.1%). Marcelino (2010) refere 13 espécies rejeitadas pelos pescadores de Peniche, valor que é bastante diferente do obtido no presente estudo, mas convém não esquecer que as comunidades ictílicas diferem largamente, sendo mais diversas na zona costeira.

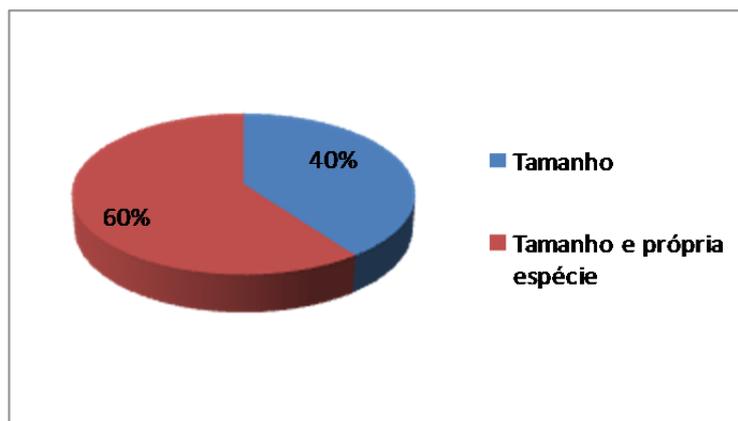


Figura 4.14. Causas para as rejeições das espécies capturadas pelos pescadores lúdicos da Baía do Seixal.

No que respeita às espécies retidas, 79% dos pescadores revelou consumir as suas capturas, 16% oferecê-las e 3% devolvê-las á água (Figura 4.15.). Curiosamente, nenhum dos inquiridos referiu vender o pescado capturado. Estes resultados estão globalmente de acordo com a definição de pesca lúdica: a captura de espécies marinhas, animais ou vegetais, *sem fins comerciais* (DL n.º 246/2000, de 29 de Setembro).

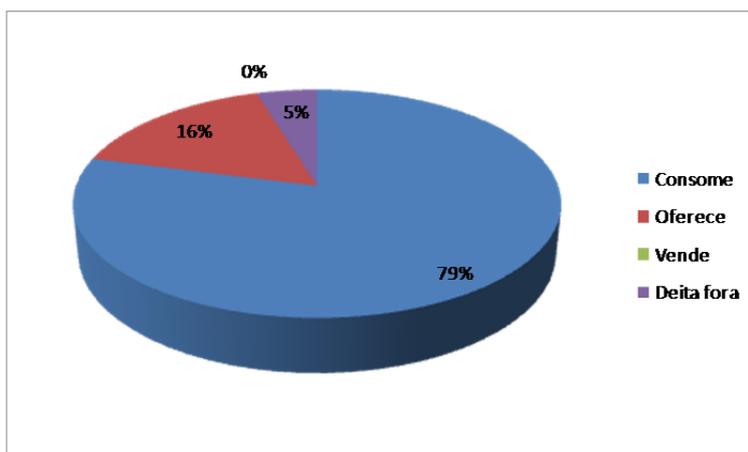


Figura 4.15. Destino dos peixes capturados e retidos pelos pescadores lúdicos da Baía do Seixal.

3.2.3.5. ASPECTOS SOCIOECONÓMICOS

Através dos 36 inquéritos socioeconómicos realizados na Baía do Seixal, conseguiu-se caracterizar, em termos sócio-económicos, os pescadores lúdicos que utilizam a área de estudo. Estes tinham uma idade média de 53,4 anos e uma média de experiência de pesca de 22,3 anos. A média de idades obtida no presente estudo é relativamente elevada, mas semelhante à registada em outros estudos na costa Portuguesa (Marcelino, 2010; Lopes, 2004), assim como em França e Espanha (Gordoa *et al.*, 2004), e parece apontar para uma população essencialmente inactiva.

No entanto, apenas 50% dos indivíduos inquiridos indicaram estar aposentados (Figura 4.16). Estes resultados diferem dos de outros estudos desenvolvidos em Portugal sobre esta actividade, onde aqueles valores se revelaram superiores (Oliveira, 2003; Diogo, 2007; Erzini *et al.*, 2009). Os indivíduos não activos (desempregados e aposentados) representaram 67% da população amostrada, sendo que os restantes desenvolvem actividades no sector secundário ou terciário.

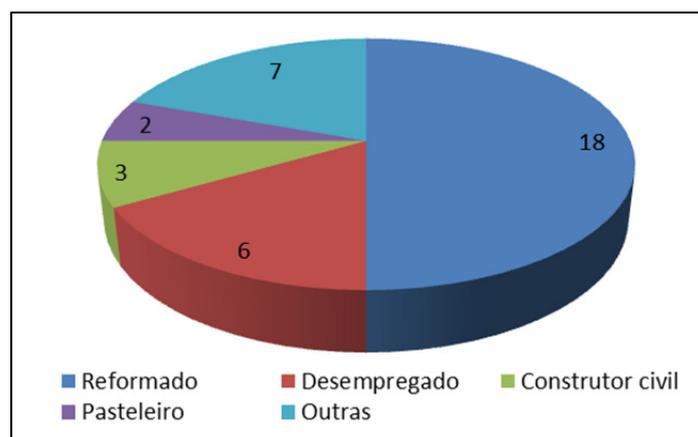


Figura 4.16. Distribuição dos pescadores lúdicos da Baía do Seixal pelos vários sectores de actividade profissional.

Em termos de rendimentos mensais, 44% dos inquiridos possuía rendimentos entre os 350 € a 700 € e 31% rendimentos entre 700 a 1050 € (Figura 4.17.), sendo que uma menor percentagem de inquiridos, 11% e 14%, possuía rendimentos acima dos 1050 euros e abaixo dos 350 euros, respectivamente. Os rendimentos aferidos pelos pescadores lúdicos são coincidentes com a sua escolaridade (Figura 4.17.), já que 58% deles possuía apenas o 1º Ciclo e 22% o 2º Ciclo, enquanto os restantes 20% detinham o ensino secundário (17%) ou diversos cursos profissionais (3%). Conclui-se que a maioria não possuía a actual escolaridade obrigatória. Elevadas percentagens de pescadores lúdicos com níveis iniciais de ensino têm sido descritas por diversos autores (Marcelino, 2010; Erzini *et al.*, 2009; Rangel & Erzini, 2007), para outras áreas de Portugal. A maioria destes pescadores possuía uma média de idades elevada, logo, frequentaram o ensino numa época que era frequente abandoná-lo numa fase inicial de aprendizagem (Oliveira, 2003).

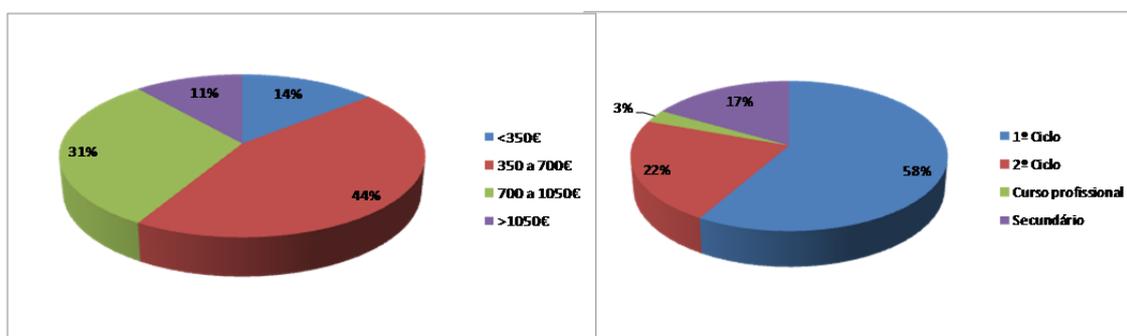


Figura 4.17. Rendimentos e escolaridade dos pescadores lúdicos da Baía do Seixal.

Em termos de fidelidade aos locais de pesca, na Baía do Seixal, 61% dos pescadores inquiridos revelaram ter um local de pesca predilecto, 31% possuem dois locais preferidos e os restantes 8% três ou mais locais de eleição (Figura 4.18.). A Estação Fluvial do Seixal surge como local mais preferido, com 44% das respostas. Seguem-se, com 25% a marginal Seixal-Arrentela, 16% o Talaminho e 15% a Ponta dos Corvos (Figura 4.18.). De referir que Corroios e Amora não foram seleccionados como locais de eleição por nenhum dos inquiridos. Estes resultados são bastante coincidentes com as contagens dos pescadores efectuadas, já que a Estação Fluvial do Seixal surgiu como o local onde se contabilizou o maior número de pescadores. O facto dos outros locais não coincidirem com as contagens de pescadores deve-se, sobretudo, à dimensão da amostra dos inquiridos (n=36) diferir largamente da dos percursos de contagens (n= 144). Dos 36 inquiridos, 15 assumiram que só pescavam na Baía do Seixal (41,7%), enquanto 21 também pescam fora desta área (58,3%).

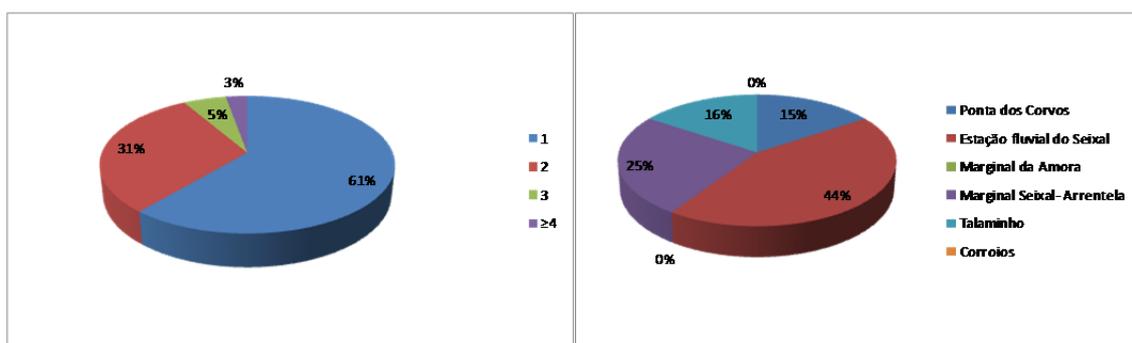


Figura 4.18. Número de locais frequentados pelos pescadores lúdicos da Baía do Seixal e suas localizações preferidas.

Quando questionados em que épocas do ano pescam mais, as preferências recaíram no Verão (Figura 4.19.), com 97% das respostas, seguido da Primavera, com 61%, do Outono, com 50%, e do Inverno, com apenas 44%. Estes resultados são concordantes com as contagens de pescadores efectuadas, uma vez que estes foram observados a realizar esta prática desportiva maioritariamente na Primavera e Verão. Os motivos apontados pelos inquiridos para estas preferências foram, sobretudo, as temperaturas amenas que se fazem sentir nestas épocas e também a maior disponibilidade de certas espécies que utilizam a área como viveiro.

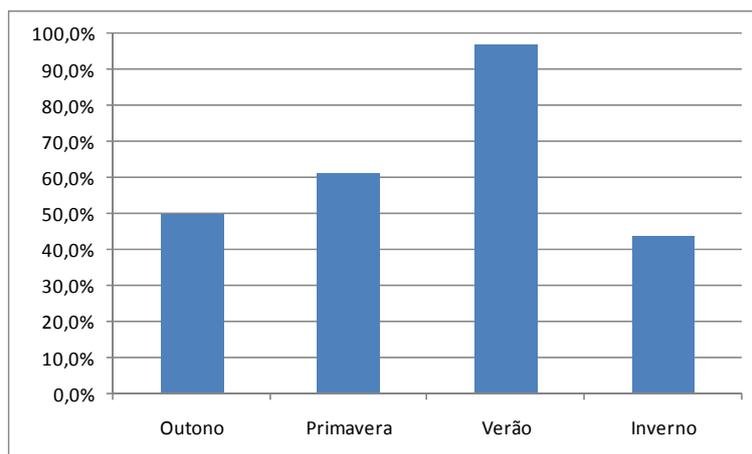


Figura 4.19. Épocas do ano em que os pescadores lúdicos da Baía do Seixal mais praticam a actividade.

No que respeita aos motivos que levaram à prática da actividade, 52% dos pescadores do Seixal tinham como principais objectivos, o lazer e a alimentação, enquanto 27% apenas o lazer e 11% somente a alimentação (Figura 4.20.). No que respeita à distribuição intra-estacional da actividade, os fins-de-semana e feriados foram apontados como os dias preferidos para a sua prática por 39% dos inquiridos, sendo que 38% privilegiam os dias de semana, enquanto os restantes 23% preferem o período de férias (Figura 4.20.).

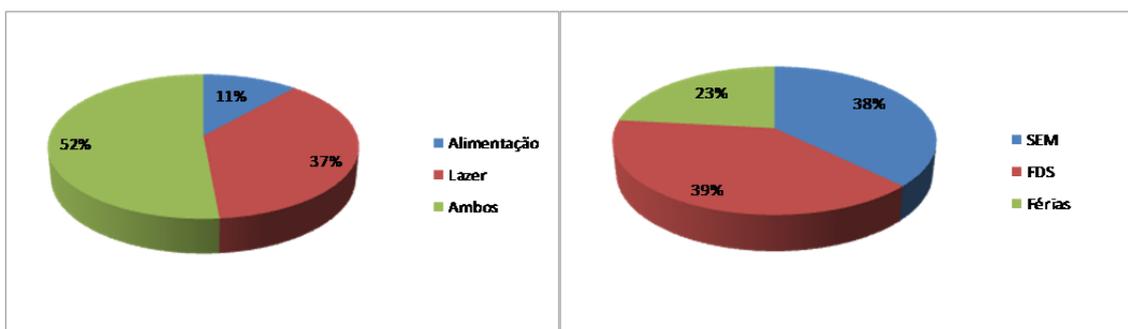


Figura 4.20. Objectivos da actividade e dias preferidos para a realização de pesca lúdica na Baía do Seixal.

Dos entrevistados, 33% gostam de praticar a actividade com um grupo de amigos, enquanto 32% preferem fazê-lo sozinho e 14% com a família. Os restantes optaram pela junção das diferentes vertentes (Figura 4.21.). Estes dados revelam a importância social da pesca lúdica, que serve como forma de escape à rotina diária (Oliveira, 2003; Ruckles, 2001), mas também como forma de passar tempo com amigos e família (Wilde & Ditton, 1994; Wilde *et al.*, 1998), em comunhão com a natureza. “Aqui estou

em contacto com a natureza, apanho sol, divirto-me e passo o tempo”, referiu um pescador. Marcelino (2010), em Peniche, assim como Oliveira (2003), no norte de Portugal, observaram diversos grupos de familiares e amigos à pesca, coincidente com o constatado no presente estudo.

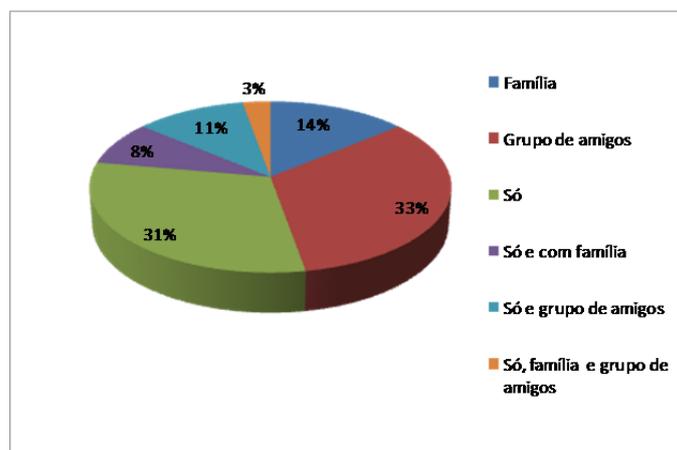


Figura 4.21. Preferências de companhia para a prática de pesca lúdica na Baía do Seixal.

Em termos de investimento financeiro na pesca lúdica, verificou-se que os pescadores inquiridos gastavam, em média, 60.50 €/ano em material. Tendo em conta este valor, o número anual de pescadores estimado para a área de estudo (3500), o preço médio dos diferentes iscos utilizados, a percentagem média de utilização dos diferentes iscos, a quantidade média de iscos utilizados diariamente, estima-se que a actividade da pesca lúdica na Baía do Seixal movimente, anualmente, um valor bruto de 230 mil euros. Este valor médio refere-se ao total gasto pelos pescadores lúdicos utilizadores da Baía do Seixal, não contabilizando o valor das deslocações, que segundo Marcelino (2010) ronda os 40% do total do orçamento despendido nesta actividade. O elevado investimento em viagens, segundo Oliveira (2003), poderá estar relacionado com a procura do “melhor” local de pesca. Mas, ao analisar-se a proveniência dos pescadores lúdicos frequentadores da Baía do Seixal, verifica-se que 96,2% são moradores no concelho do Seixal, pelo que os gastos em despesas deverão ser mais reduzidos nesta zona do que nas áreas analisadas em outros estudos. Hilborn *et al.*, (2003) referem que a pesca lúdica contribui substancialmente para a economia, tanto em termos locais como nacionais. Todas as despesas relacionadas com a actividade de pesca, desde a deslocação, à compra de isco e equipamentos, alojamento e alimentação podem ser consideradas como benefícios económicos em termos locais. Ainda que o presente trabalho tenha como objectivo avaliar o impacto da pesca lúdica na economia local, verifica-se, que apesar desta comunidade ser local, estamos

perante um nicho económico por explorar, o que poderá ter impactos relevantes na economia local.

A pesca recreativa em Portugal ficou sujeita a licenciamento, desde 2005. Isto implica o pagamento de uma taxa, emitida pela Direcção-Geral das Pescas e Aquicultura (DGPA) (DL n.º112/2005, de 8 de Julho), sendo o valor da taxa fixada pela Portaria n.º 868/2006, de 29 de Agosto. A esmagadora maioria dos pescadores lúdicos da Baía do Seixal inquiridos (96%) possuía licença de pesca (Figura 4.22.), sendo esta uma fracção bastante elevada. As razões que poderão levar os pescadores lúdicos a cumprir a lei são várias. A facilidade de aquisição das licenças, que podem ser obtidas em qualquer terminal de multibanco, e o facto de estas poderem ter uma duração mensal, anual ou trianual, contribuirão para uma maior facilidade na sua aquisição. Aliado a isto, parece existir uma fiscalização rigorosa por parte das autoridades competentes, e em caso de prevaricação, as coimas aplicadas são elevadas, não compensando o incumprimento por parte dos pescadores. Quando questionados sobre se concordam com o licenciamento da pesca lúdica, os pescadores ficaram divididos, sendo que 53% concordavam com a emissão de licenças e 47% discordavam (Figura 3.22.).

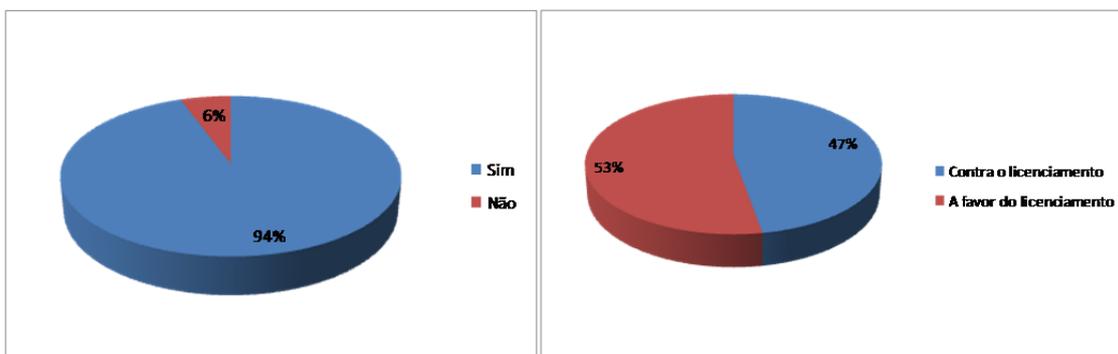


Figura 4.22. Percentagem de pescadores lúdicos na Baía do Seixal possuidores de licença de pesca e sua opinião relativamente ao licenciamento desta actividade.

A pesca ilegal foi também abordada nestes inquéritos. Quando questionados sobre se já teriam assistido a esta prática na Baía do Seixal, 67% responderam afirmativamente, enquanto 30% negaram este facto e 3% optaram por não responder (Figura 4.23.). Os principais prevaricadores apontados pelos inquiridos foram os mariscadores ilegais. Sabe-se que o marisqueiro é prática quotidiana na Baía do Seixal, principalmente em dias de marés vivas, e segundo alguns inquiridos uma prática bastante compensatória economicamente.

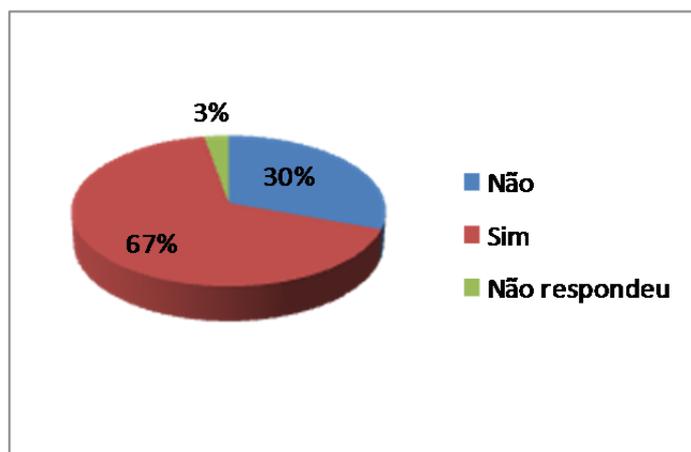


Figura 4.23. Percentagem de pescadores lúdicos que já assistiu a pesca ilegal na Baía do Seixal.

Quando questionados acerca do que poderia ser feito na Baía do Seixal, para melhorar as condições para os pescadores e a prática de pesca lúdica, as respostas foram díspares, mas basicamente resumem-se a três pontos. A limpeza da baía foi um dos pontos focados pelos pescadores lúdicos. Nas zonas de maior afluência de pescadores, observa-se bastante lixo acumulado devido à inexistência de caixotes do lixo. Outro ponto focado foi a preferência de certos pescadores por locais destinados a passeios e desporto, por exemplo a marginal Seixal-Arrentela. A criação de locais próprios para a pesca lúdica, com suportes para as canas, poderia potenciar a área de estudo para a pesca lúdica, assim como desviar os pescadores dos locais de passagem. Outro ponto realçado pelos pescadores é a inexistência de rampas funcionais para as embarcações de recreio. Se estas existissem, poderiam potenciar o uso da baía para diversas actividades náuticas e também para a pesca embarcada, o que poderia alavancar a economia local.

5. CONCLUSÕES

A Baía do Seixal possui vastas áreas de sapal, as quais têm um importante valor ecológico. Apresentam um elevado número de espécies, dando um contributo valioso em termos de biodiversidade. Constituem, por isso, um importante reservatório genético, para além de serem habitat natural para várias espécies animais, nomeadamente de invertebrados, peixes e aves migradoras.

As comunidades de macroinvertebrados bentónicos da Baía do Seixal são bastante ricas e diversificadas, apresentando características típicas da região intermédia do estuário do Tejo. Contudo, a grande extensão das zonas intertidais aí existentes e a profundidade relativamente baixa das suas áreas subtidais leva a que estas comunidades sejam dominadas por espécies com maior afinidade por habitats típicos de zonas intermareais ou de interface entre o intertidal e o subtidal. Além disso, devido, provavelmente, às elevadas temperaturas da água e menor concentração de oxigénio na época estival, as comunidades de macroinvertebrados bentónicos da Baía do Seixal tendem a ser menos ricas e diversas neste período, embora no Inverno também diminua o respectivo número de espécies, presumivelmente por causa do abaixamento da salinidade e da temperatura da água.

As comunidades piscícolas da Baía do Seixal, apesar de não serem muito diversificadas, apresentam quantitativos importantes e um número relevante de espécies, algumas delas com interesse comercial. Exibem características típicas da zona intermédia do estuário do Tejo, onde a fracção de formas marinhas ocasionais é normalmente menor. Embora ocorram no local algumas espécies ictíficas que usam os sistemas salobros como áreas de viveiro, como os linguados, o robalo-legítimo e vários esparídeos, a ictiofauna da zona é dominada por duas espécies residentes, o xarroco e o caboz-comum. O primeiro é aí particularmente abundante na Primavera e no Verão, quando se reproduz, e o segundo no Outono e Inverno, precisamente quando aquele predador de topo exhibe efectivos menos numerosos. Referência ainda para a presença de enguia no local, espécie que actualmente se encontra ameaçada em toda a área de distribuição, o que valoriza a área em termos de conservação da biodiversidade. Por outro lado, a ocorrência na Baía do Seixal de diversas espécies de singnatídeos, e de cavalos-marinhos em particular, constitui uma indicação de que a área se encontra relativamente bem preservada, uma vez que estes peixes, que vivem frequentemente associados a povoamentos vegetais, são considerados bastante sensíveis à degradação do ambiente em que se inserem. Em termos de fauna acompanhante da ictiofauna, os crustáceos decápodes melhor representados na Baía

do Seixal são o camarão-negro e o caranguejo-verde. Contudo, deve salientar-se também a primeira observação do caranguejo-carregador no estuário do Tejo e as capturas importantes de choco-vulgar, que aí se reproduz e é alvo de pesca.

Tomando como referência histórica um estudo efectuado no início da década de 1980, verifica-se que a avifauna invernante na Baía do Seixal praticamente não perdeu riqueza específica, notando-se pelo contrário o aparecimento de algumas espécies de interesse conservacionista que anteriormente não ocorriam nesta área. Assim, pode-se concluir que a área molhada da Baía do Seixal continua a suportar uma avifauna abundante e diversificada, com grande interesse a nível local e regional, e que em vários casos assume também relevância maior, de âmbito nacional. Também ocorrem nesta área diversas espécies com grande interesse conservacionista, que suscitam esforços de protecção a nível internacional. Destaca-se, assim, a ocorrência de algumas espécies “interessantes” de aves nesta área, designadamente, *Platalea leucorodia*, *Phoenicopterus roseus*, *Pandion haliaetus* e *Luscinia svecica*.

Acresce a ocorrência local de populações “interessantes” das seguintes espécies:

- *Ardea cinerea* 25+ em Corroios, 13.01.2009; 16+ em 12.6.2009
- ***Platalea leucorodia*** 7 no Seixal, em 03.02.2009;
9 em Corroios, em 12.11.2009
- ***Phoenicopterus roseus*** 190+ em Corroios, em 13.01.2009; 40+ no Seixal
- ***Himantopus himantopus*** 110+ em Corroios, 08.10.2009 e 13.01.2009
- *Recurvirostra avosetta* 25+ em Corroios, 13.01.2009
- ***Charadrius hiaticula*** 250+ no Seixal, em 30.08.2010
- ***Pluvialis squatarola*** 300+ em Corroios, 13.01.2009; 50+ no Seixal
- ***Calidris alba*** 120+ no Seixal, em 13.01.2009
- ***Calidris alpina*** 1.500+ em Corroios, em 13.01.2009;
600+ no Seixal, em 26.02.2010
- ***Tringa totanus*** 200+ em Corroios, em 13.01.2009;
200+ no Seixal, em 26.02.2010
- ***Tringa nebularia*** 5+ observadas com regularidade, no Seixal
- ***Arenaria interpres*** 120+ no Seixal, em 09.09.2010
- ***Limosa limosa*** 200+ em Corroios, em 08.10.2009;
250+ no Seixal, em 26.02.2010
- ***Numenius phaeopus*** 34+ em Corroios, 12.6.2009
- *Larus ridibundus* 600+ aves invernantes, em Corroios e no Seixal
- ***Larus fuscus*** 2100+ em Corroios e no Seixal, 17.12.2009
- *Luscinia svecica* (relativamente comum nas áreas de sapal).

Assume particular relevância a existência de concentrações significativas das espécies assinadas a '**bold**', para as quais foram observadas bandos com o número de indivíduos indicado entre parêntesis (valores aproximados).

A análise das comunidades de macroinvertebrados bentónicos da Baía do Seixal e a determinação do respectivo Índice Biótico Marinho, revelaram que, de um modo geral, estas se encontram pouco ou moderadamente perturbadas. Tal resultado é revelador de um nível razoável de preservação deste ecossistema aquático. Assim, as importantes cargas orgânicas observadas nos sedimentos do sistema, sobretudo na época estival, parecem não afectar particularmente o biota local, podendo resultar parcialmente da elevada percentagem de elementos finos que constituem os fundos da área de estudo.

Os resultados obtidos neste estudo mostram que a acumulação de metais pesados nos sedimentos e na vegetação dos sapais, juntamente com a interacção raiz-sedimento, contribui para a diminuição da disponibilidade dos metais no ecossistema estuarino. Estes factos apontam para a importância dos sapais da Baía do Seixal como zonas de descontaminação natural do sistema estuarino para alguns metais pesados. As plantas de sapal, principalmente através da sua componente subterrânea, funcionam como um “sink” temporário para alguns metais, ao mesmo tempo que funcionam como um veículo importante para a incorporação de alguns metais nos sedimentos dos sapais. Em termos faunísticos, a lambujinha (*Scrobicularia plana*) parece ser o melhor indicador de contaminação por metais essenciais, enquanto os pequenos peixes da família Gobiidae forneceram os resultados mais promissores na bioindicação de contaminação por metais não essenciais.

A espécie exótica *Ruditapes phillipinarum* (ameijoa-japonesa) proliferou com grande abundância nos últimos anos, na região intermédia do estuário do Tejo, tendo assumido claramente o estatuto de espécie invasora. A Baía do Seixal é um exemplo paradigmático dessa situação, tendo-se esta espécie tornado uma componente essencial das comunidades de macroinvertebrados locais em substituição de outros bivalves, nomeadamente da sua congénere *Ruditapes decussatus* (ameijoa-boa). Apesar de ser muito apreciada pelos mariscadores da região, devido ao rápido crescimento e abundância que apresenta, os impactos ecológicos potenciais que a sua presença acarreta devem ser monitorizados com muita atenção, não só devido à competição que ela promove com as espécies autóctones, mas também porque a sua pesca implica um constante revolvimento dos fundos locais.

A comunidade de pesca profissional da Baía do Seixal é hoje em dia reduzida, sendo composta por cerca de uma dúzia de pescadores que têm uma idade média a rondar os 53 anos e quase 38 anos de faina. Cada pescador tem uma embarcação, com idade média de 23,7 anos, sendo que a maior parte é feita de fibra de vidro. Grande parte dos pescadores realiza esta actividade sozinho, sendo que alguns são

acompanhados pela família (filhos ou esposa). Utilizam diversas artes de pesca, com destaque para o palangre e as redes de emalhar, conforme as espécies alvo. O pescado é maioritariamente descarregado em lota, sendo o restante destinado a consumo próprio. A maioria dos pescadores é fiel à baía para a sua faina, e elege principalmente a Primavera e o Verão para a sua actividade. No que diz respeito aos aspectos que interferem negativamente com a actividade pesqueira, a maioria dos pescadores atribuiu elevado grau de ameaça à sua actividade, à pesca ilegal e às condições climatéricas adversas. Quando questionados acerca de medidas para melhorar as condições para os pescadores e a prática da pesca profissional na Baía do Seixal, revelaram que um porto de abrigo era algo primordial, assim como um local para guardarem as suas artes. Observou-se ainda uma grande comunidade de mariscadores na Baía do Seixal, a esmagadora maioria dos quais presumivelmente dedicada à captura da espécie exótica *Ruditapes philippinarum* (amêijoia-japonesa). Quantificou-se preliminarmente uma média de 29,5 mariscadores por maré. Estes números são bastante elevados. Um estudo mais detalhado deverá ser realizado na Baía do Seixal e em todo o estuário do Tejo, para caracterizar esta actividade e os seus impactos ecológicos e económicos.

A pesca lúdica é uma actividade com elevada expressão na Baía do Seixal. De facto, durante o ano em que decorreram as amostragens deste estudo, estima-se que um total de 3500 pescadores possa ter utilizado a baía para a sua prática. Verificou-se que os praticantes desta actividade tinham uma média de idades de 53,4 anos e que a realizavam há cerca de 22,3 anos. Mais de dois terços destes pescadores não faz parte da população activa, estando aposentados ou desempregados. Calcula-se em 230.000 €/ano os gastos brutos desses pescadores com a actividade, fazendo com esta constitua um nicho económico a explorar para a economia local. Os locais predilectos para a prática da pesca lúdica nesta área são a Estação Fluvial do Seixal e a Ponta dos Corvos. Verificou-se igualmente que os pescadores lúdicos da Baía do Seixal são mais activos aos fins-de-semana e feriados, existindo uma tendência para que a sua prática se acentue na Primavera e no Verão. Para melhorar as condições para os pescadores lúdicos na Baía do Seixal, estes referiram que deveriam existir locais próprios para a pesca com suportes para as canas, mais caixotes do lixo e ainda rampas para embarcações lúdicas.

Por todos os motivos referidos anteriormente, é importante garantir formas adequadas de utilização da Baía do Seixal, para que seja possível manter o seu património natural elevado, e para facilitar a eventual tomada de medidas de valorização ambiental, incluindo acções de divulgação e de usufruto sustentado deste património social e

cultural, sem prejuízo da sua necessária conservação e seguindo uma perspectiva saudável de uso sustentado da “*res publica*”. De facto, tendo em conta o actual regime jurídico da conservação da natureza e da biodiversidade, estabelecido no Decreto-Lei nº 142/2008, de 24 de Julho, encontram-se reunidas na Baía do Seixal as condições ambientais necessárias para justificar a eventual criação de uma área protegida, de âmbito local. Atendendo ao teor do artigo 19º do referido Decreto-Lei, conjugado com o artigo 11º, sugere-se que, neste caso, seja adoptada a tipologia de “paisagem protegida”, atendendo às características naturais da área, e reconhecendo a importância do seu riquíssimo património socio-cultural. Nos termos do número 1 e seguintes do artigo 15º, a classificação pode ser deliberada pelo Município respectivo, desde que o plano director municipal (PDM) preveja para aquela área um regime de protecção compatível. Nos termos do número 3 do artigo 23º, uma área protegida deste tipo não dispõe de plano de ordenamento específico, sendo-lhe aplicável o regime constante do respectivo acto de criação, e do plano municipal de ordenamento do território.

Em todo o caso, essas medidas de gestão devem garantir:

- Manutenção da integridade física e salvaguarda da funcionalidade ecológica das áreas de sapal e dos bancos de sedimentos situados na área entre-marés;
- Inclusão de áreas que possam ficar resguardadas de níveis elevados de pressão humana, a definir com limites convenientes nos locais adequados da margem (designadamente nos sapais de Corroios e do Talaminho, nas caldeiras dos moinhos de maré situados a norte do Seixal, na envolvente da ribeira da Arrentela e da Ponte da Fraternidade, e também na margem ocidental da baía, abrangendo a região dos sapais do Porto da Raposa.

Esclarece-se que não se propõe “congelar” a utilização dos habitats característicos desta área, até porque a ocupação humana e as actividades económicas tem sido constantes na região, durante muitos séculos. Pelo contrário, pretende-se contribuir para o desenvolvimento de actividades e formas de uso do espaço que permitam defender a produtividade excepcional dos ecossistemas da Baía do Seixal, maximizando as possibilidades da sua utilização económica sustentada, tendo em conta o legado histórico desta região, devidamente conjugado com as necessidades e legítimas expectativas das populações locais.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AERCTAC 2003. *AERCTAC's Taxonomic Recommendations* (in www.aerc.eu).
- Almeida, P.R., J.L. Costa & M.J. Costa. 1997. *Contribuição para a criação de uma legislação específica que regule a actividade piscatória no estuário do Rio Mira (zona sob jurisdição da Capitania do Porto de Sines)*. Peixes. Relatório não publicado, IO/FCUL, Lisboa, Portugal.
- Anónimo. 1981. *Contagens de aves aquáticas - Janeiro de 1981*. CEMPA, Serviço de Estudos do Ambiente.
- Anónimo. 1982. *Contagens de aves aquáticas - Janeiro de 1982*. CEMPA, Serviço de Estudos do Ambiente.
- Antunes, J.C. 2002. Monitoring of glass eel recruitment in Portugal. pp. 221-226 *In*: W. Dekker (ed.). *Monitoring of glass eel recruitment*. Netherlands Institute of Fisheries Research, IJmuiden, Holanda.
- Baeta, A., H.N. Cabral, J.M. Neto, J.C. Marques & M.A. Pardal. 2005. Biology, population dynamics and secondary production of the green crab *Carcinus maenas* (L.) in a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65: 43-52.
- Baldaque da Silva, A.A. 1891. *Estado Actual das Pescas em Portugal*. Imprensa Nacional. Lisboa, Portugal.
- Bax, N., A. Williamson, M. Aguero, E. Gonzalez & W. Geeves. 2003. Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Marine Policy*, 27: 313-323.
- Biber, O. & L. Hoffman. 1974. Dénombrement hivernal de la sauvagine au Portugal, du 15 au janvier 1973. *Cyanopica*, 1 (4): 25-37.
- Bilyard, G.R. 1987. The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Marine Pollution Bulletin*, 18: 581-585.
- Boesch, D.F. & R. Rosenberg. 1981. Response to stress in marine benthic communities: pp. 179-200 *In*: G.W. Barret & R. Rosenberg (eds.). *Stress Effects on Natural Ecosystems*. John Wiley & Sons, New York.
- Borja, A., J. Franco & V. Pérez. 2000. A Marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 1100-1114.
- Braun-Blanquet, J. 1979. *Fitosociologia. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. H. Blum, Madrid.

- Cabral H., M.J. Costa & J.P. Salgado. 2001. Does the Tagus estuary fish community reflect environmental changes? *Climate Research*, 18: 119-126.
- Cabral M.J., J. Almeida, P.R. Almeida, T. Dellinger, N. Ferrand de Almeida, M.E. Oliveira, J.M. Palmeirim, A.I. Queiroz & L. Rogado (eds.). 2005. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa, Portugal.
- Caçador, I. & C. Vale. 2001. Salt Marshes: pp. 95-116 *In*: M.N.V. Prasad (ed.). *Metals in the Environment: Analysis by Biodiversity*. Marcel Dekker, Inc, New York.
- Caçador, I. 1994. Acumulação e retenção de metais pesados nos sapais do estuário do Tejo. Tese de Doutoramento, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Caçador, I., I. Mascarenhas & P. Mascarenhas. 1999a. Biomass of *Spartina maritima*, *Halimione portulacoides* and *Arthrocnemum fruticosum* in Tagus Estuary Salt Marshes. *Progress in Biometeorology*, 13: 33-41.
- Caçador, I., C. Vale & F. Catarino. 1999b. Relationship Between Metal Concentration and Organic Matter Content in the Tagus Estuary Salt Marsh Sediments. *Progress in Biometeorology*, 13: 105-112.
- Caçador, I., C. Vale & F.M. Catarino. 1996. Accumulation of Zn, Pb, Cu, Cr and Ni in Sediments Between Roots of the Tagus Estuary Salt Marshes, Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42: 393-403.
- Chainho, P. 2008. *Contribution to the development of biotic integrity assessment tools for Portuguese estuaries based on benthic communities*. Tese de Doutoramento, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Chambers, S. 1985. *Polychaetes from Scottish waters. 2. Families Aphroditidae, Sigalionidae and Polyodontidae*. Royal Scottish Museum Studies, Edinburgh.
- Conde, A., J. Novais & J. Domínguez. 2010. Southern limit of distribution of the soft-shell clam *Mya arenaria* on the Atlantic East Coast. *Biological Invasions*, 12: 429-432.
- Costa, J.L. 2004. *A biologia do xarroco Halobatrachus didactylus (Bloch & Schneider, 1801) e o seu papel na estrutura e funcionamento dos ecossistemas em que se insere; referência especial à população do estuário do Mira*. Tese de Doutoramento, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Costa, J.L., P.R. Almeida, C. Azeda, H.N. Cabral, J. Calado, M.J. Costa, N.C. Lopes, T. Pereira, A. Rego, G. Silva & A. Sousa. 2007a. A monitorização biológica no âmbito da instalação e operação da ETAR do Portinho da Costa (Concelho de Almada):

resultados e ensinamentos dos estudos efectuados durante o período de 2001 a 2006. *Actas da 2ª Conferência Nacional de Avaliação de Impactos*: 95-102.

Costa, J.L., H.N. Cabral, P.R. Almeida, I. Domingos, M.L. Chaves, P. Chainho & M.J. Costa. 2007b. A qualidade ecológica da água na avaliação de impacto ambiental. *Actas da 2ª Conferência Nacional de Avaliação de Impactos*: 143-152.

Costa, M.J. 1999. *O estuário do Tejo*. Edições Cotovia, Lisboa, Portugal.

Costa, M.J., P.R. Almeida, H.N. Cabral, J.L. Costa, M.J. Correia, L.S. Gordo, C.D. Pereira, J.F. Salgado & C.M. Teixeira. 1999. Monitorização da comunidade de invertebrados bentónicos durante a construção da ponte Vasco da Gama. *Actas 6ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente*: 161-170.

Costa, M.J., V. Brotas, R. Melo, I. Caçador, H. Cabral, P.R. Almeida, J.L. Costa, G. Silva, T. Pereira, C. Azeda, S. Tanner, P. Reis dos Santos, A.L. Rego & J.P. Medeiros. 2008. *Adenda à componente "Aspectos Biológicos" do meio aquático do estudo prévio de impacte ambiental da travessia do Tejo em Lisboa*. Relatório não publicado, IO/FCUL, Lisboa, Portugal.

Costa, M.J., H.N. Cabral, P.R., Almeida, R. Vasconcelos, N. Prista, N. Cabral, S. Santiago, M.A. Chicharo, L.M. Chicharo, P. Morais, R. Neves, P. Pina, J.P. Barata, M.B. Coelho, R. Matos & M. Corte-Real. 2002. *Efeito das alterações dos caudais dulçaquícolas nas comunidades ictíicas dos estuários do Douro, Tejo e Guadiana e das zonas costeiras adjacentes. Previsões ecológicas e socioeconómicas (ERIC)*. Relatório não publicado, IO/FCUL, Lisboa, Portugal.

Costa, M.J., J.L. Costa, L.S. Gordo, C. Pereira, C.M. Teixeira, J.P. Salgado, M.J. Correia & F. Jorge. 1997. *Relatório do 2º ano de monitorização ambiental da construção da ponte Vasco da Gama. Bentos/macroinvertebrados aquáticos e ictiofauna*. Relatório não publicado, SIA/FCUL, Lisboa, Portugal.

Costa, M.J., J.L. Costa, M.L. Chaves & P.M. Chainho. 2004. *Bases metodológicas para a análise da qualidade ecológica da água em rios e estuários portugueses. QUERE*. Relatório não publicado, IO/FCUL, Lisboa, Portugal.

Costa, M.J., J.L. Costa, H.N. Cabral, P.R. Almeida, I. Domingos, G. Silva, T. Pereira, P. Chainho & M.L. Chaves. 2005. Dez Anos de Monitorização Ambiental no Instituto de Oceanografia. *Actas I Conferência Nacional de Avaliação de Impactos*: 103-112.

Costa, M.J., N. Lopes, J.L. Costa, H.N. Cabra, P.R. Almeida, A. Sousa, G. Silva, T. Pereira, A.L. Rego, J. Calado & C. Azeda. 2008. A revitalização das comunidades bentónicas do Porto do Buxo (Concelho de Almada) após a construção da ETAR do

Portinho da Costa: o resultado de cinco anos de monitorização. *Actas da 3ª Conferência Nacional de Avaliação de Impactos*: 161-166.

Cotter, J.L. 2008. *Distribuição e estrutura da população de xarroco, Halobatrachus didactylus (Bloch & Schneider, 1801), no estuário do Tejo e identificação de géneros morfotipos através de ultrasonografia*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.

Diogo, H.M. 2007. *Contribution to the characterization of recreational fishing activities on the islands of Faial and Pico, Azores*. Departamento de Oceanografia e Pescas, Universidade dos Açores, Horta, Portugal.

Domingos, I. 2003. *A enguia-europeia, Anguilla anguilla (L., 1758), na bacia hidrográfica do Rio Mondego*. Tese de Doutoramento, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.

Erzini, K., P. Veiga, J. Ribeiro, C. Almeida, F. Oliveira, L. Bentes, P. Monteiro & J. Gonçalves. 2009. *Caracterização da pesca recreativa de costa do sul de Portugal, Resultados do estudo*. Universidade do Algarve, Faro, Portugal.

Falciai, L. & R. Minervini. 1995. *Guia de los crustáceos decápodos de Europa*. Ediciones Omega, Barcelona, Espanha.

Fauchald, K. 1977. *The Polychaete worms: definitions and keys to the Orders, Families and Genera*. Natural History Museum of Los Angeles County, Los Angeles, E.U.A.

Fauvel, P. 1975. *Faune de France 5: Polychetes errantes*. Librairie de la Faculté des Sciences, Paris, França.

Fauvel, P. 1977. *Faune de France 16: Polychetes sedentaires*. Librairie de la Faculté des Sciences, Paris, França.

Gaspar, M. 2010. *Distribuição, abundância e estrutura demográfica da amêijoja-japonesa no Rio Tejo*. Publicações do IPIMAR. Lisboa, Portugal.

Gauralet, L.L. 2011. *Estabelecimento do bivalve exótico Ruditapes philippinarum (Adams & Reeve, 1850) no estuário do Tejo: caracterização da população actual e análise comparativa com a congénere nativa Ruditapes decussatus (Linnaeus, 1758) e macrofauna bentónica acompanhante*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências da universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.

Gordoa A., J.R. Borrego, B. Caillart, J.M. De La Serna, A. Di Natal, R. Franqueza, L. Mazaudier & M. Ordan. 2004, *Sport fishing: an informative and economic alternative*

for tuna fishing in the Mediterranean (SFITUM). Relatório final EC PR 98/0034, Comissão Europeia. Bruxelas, Bélgica.

Grall, J. & M. Glémarec. 1997. Using Biotic Indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44: 43-53.

Hafner, H., B. Goldschmidt & T. Goldschmidt. 1972. *Dénombrement hivernal de la sauvagine au Portugal, du 19 au 25 janvier 1972*. Station Biologique de la Tour du Valat. Le Sambuc, Camargue, França.

Hayward, P.J. & J.S. Ryland. 1996. *Handbook of the marine fauna of North-west Europe*. Oxford University Press, Oxford, Reino Unido.

Herman, P.M.J., J.J. Middelburg, J. van de Koppel & C.H.R. Heip. 1999. Ecology of estuarine macrobenthos. *Advances in Ecological Research*, 29: 195–240.

Hilborn, R., T.A. Branch, B. Ernst, A. Magnusson, C.V. Minte-Vera, M.D. Scheuerell & J.L. Valero. 2003. State of the world's fisheries. *Annual Review Environmental Resources*, 28: 359-399.

Hily, C. 1984. *Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hyper-trophiques de la rade de Brest*. Tese de Doutoramento, Université de Bretagne Occidentale, Brest, França.

Hinsinger, P. 2001. Bioavailability of Trace Elements as Related to Root-Induced Chemical Changes in the Rhizosphere: pp. 25-42 *In*: Gobran, G.R., W.W. Wenzel & E. Lombi (eds.). *Trace Elements in the Rhizosphere*. CRC Press, Nova Iorque, E.U.A.

Hoening, J.M., C.M. Jones, K.H. Pollock, D.S. Robson, & L.D. Wade. 1997. Calculation of catch rate and total catch in roving surveys of anglers. *Biometrics*, 53: 306-317.

INE. 2008. *Estatísticas de Pesca 2008*. Instituto Nacional de Estatística, Lisboa, Portugal.

Jones, N.S. 1957. *Cumacea*. Fiches d'Identification du Zooplancton (n^{os} 71-76). Conseil International pour l'Exploration de la Mer, Copenhaga, Dinamarca.

Kirchner, C.H. & J.E. Beyer. 1999. Estimation of total catch of silver kob *Argyrossomus inodorus* by recreational shore-anglers in Namibia using roving-roving creel survey. *South African Journal of Marine Sciences*, 21: 191-199.

Legendre, L. & P. Legendre. 1984. *Ecologie numerique 1. Le traitement multiple des données écologiques*. 2^a ed., Masson, Paris, França.

Lévêque, R. 1966. Sobre Avifauna de Portugal en Invierno. *Ardeola*, 11: 101-107.

- Lima, M. 1997. *Peixes e Pescarias no Concelho do Seixal – Estuário do Tejo*. Câmara Municipal do Seixal – Ecomuseu, Seixal, Portugal.
- Lincoln, R.J. 1979. *British marine Amphipoda: Gammaridea*. British Museum of Natural History, Londres, Reino Unido.
- Lopes, J.N.C. 2004. *Characterization of fishing activities in the Tagus estuary: management propositions*. Tese de Licenciatura, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa, Portugal.
- Mack, R.N., D. Simberloff, W.M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout & F.A. Bazzaz. 2000. Biotic invasions: causes epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications*, 10: 689-710.
- Madsen, F.J. 1970. West African Ophiuroids. *Atlantide Report*, 11: 151-243.
- Magalhães, F. & L. Rogado (eds.). 1993. *Livro vermelho dos vertebrados de Portugal. Vol. III – Peixes marinhos e estuarinos*. Instituto de Conservação da Natureza, Lisboa, Portugal.
- Marcelino, A. 2010. *Contribuição para o estudo da pesca de lazer na península de Peniche, Portugal*. Tese de Mestrado, Universidade dos Açores, São Miguel, Portugal.
- Mosquera, E.R. 1983. *Moluscos de la ría de Vigo I: Gasterópodos*. Impresa Universitaria, Santiago de Compostela, Espanha.
- Mosquera, E.R., J.O. Schmitt & E. Alvarez. 1989. *Moluscos de la ría de Vigo II: Poliplacóforos, bivalvos, escofópodes y cefalópodos*. Impresa Universitaria, Santiago de Compostela, Espanha.
- Muxika, I., A. Borja & W. Bonne. 2005. The suitability of the Marine Biotic Index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators*, 5: 19-31.
- Naylor, E. 1972. *British marine isopods*. Academic Press, Londres, Reino Unido.
- Nobre, A. 1935. *Fauna marinha de Portugal. Vertebrados I*. Companhia Editora do Minho, Barcelos, Portugal.
- Oliveira, M.R.M.D. 2003. *Contribuição para o estudo da pesca recreativa de costa em Portugal*. Tese de Mestrado, Instituto de Ciências Biomédicas Abel Salazar, Porto, Portugal.
- Pearson, T.H. & R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 16: 229–311.

- Pereira, C.D., J.P. Salgado & M.J. Costa. 1998. Impacts resulting from the maintenance dredging works of the construction of the Vasco da Gama bridge (Tagus estuary, Portugal) on the macrozoobenthic invertebrate communities. pp. 21-25. *In: Seminário sobre dragagens, dragados e ambientes costeiros*, Associação Eurocoast-Portugal, Porto, Portugal.
- Pleijel, F. & R.P. Dales. 1991. Polychaetes: British Phyllodoceids, Typhloscolecoideans and Tomopteroideans. *Synopses of the British fauna (New Series)*, nº 45, Academic Press, Londres, Reino Unido.
- Pollock K.H., C.M. Jones & T.L. Brown (eds.). 1994. *Angler survey methods and their applications in fisheries management*. American Fisheries Society Special Publication 25, Bethesda, E.U.A.
- Prater, A.J. 1976. The distribution of coastal waders in Europe and North Africa. pp. 255-271. *In: M. Smart (ed.) Proceedings of 5th International Conference. on the Conservation of Wetlands and Waterfowl, Heiligenhafen, 1974*. IWRB, Slimbridge, Reino Unido.
- Prater, A.J. 1981. *Estuary birds of Britain and Ireland*. T & AD Poyser Ltd, Londres, Reino Unido.
- Rainer, S.F. 1991. The genus *Nephtys* (Polychaeta: Phyllodocida) of northern Europe: a review of species, including description of *N. pulchra* sp. n. and a key to the Nephtyidae. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 45: 65-96.
- Ramberg, J.P & T.A. Schram. 1982. A systematic review of the Oslofjord species of *Polydora* Bosc and *Pseudopolydora* Czerniavsky, with some new biological and ecological data (Polychaeta: Spionidae). *Sarsia*, 68: 233-247-
- Rangel, M.O. & K. Erzini. 2007. An assessment of catches and harvest of recreational shore angling in the north of Portugal. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 343-352.
- Reboreda, R. & I. Caçador. 2007a. Copper, Zinc and Lead Speciation in Salt marsh Sediments Colonised by *Halimione portulacoides* and *Spartina maritima*. *Chemosphere*, 69: 1655-1661.
- Reboreda, R. & I. Caçador. 2007b. Halophyte vegetation influences in salt marsh retention capacity for heavy metals. *Environmental Pollution*, 146: 147-154.
- Remane, A. 1934. Die Brackwasserfauna. *Zoologischer Anzeiger*, 7: 34-74.

- Ruckles, E. 2001. Inter-relationships between fishery management and marketing arrangements. *Socio-economic issues in coastal fisheries management*. IPFC: 84-89.
- Ruffo, S. (ed.). 1989. *The Amphipoda of the Mediterranean: Gammaridea*. Part 1-3. Mémoires de l'Institut Océanographique, Mónaco.
- Rufino, R. (comp.). 1992. *Contagens de Aves Aquáticas Invernantes – Janeiro 1991*. CEMPA – SNPRCN, Lisboa, Portugal.
- Rufino, R. (comp.). 1993. *Contagens de Aves Aquáticas Invernantes – Janeiro 1992*. CEMPA – SNPRCN, Lisboa, Portugal
- Sacarrão, G.F. & A.A. Soares. 1979. Nomes Portugueses para as Aves da Europa, com anotações. *Arquivos do Museu Bocage (2ª série)*, 6: 395– 480.
- Salas, F., J.M. Neto, A. Borja & J.C. Marques. 2004. Evaluation of the applicability of a marine biotic index to characterize the status of estuarine ecosystems: the case of Mondego estuary (Portugal). *Ecological Indicators*, 4: 215-225.
- Salgado J.P., H.N. Cabral, M.J. Costa & L. Deegan. 2004. Nekton use of salt marsh creeks in the upper Tejo estuary. *Estuaries*, 27: 818-825.
- Sanches, J.G. 1989. *Nomenclatura portuguesa de organismos aquáticos (proposta para normalização estatística)*. Instituto Nacional de Investigação das Pescas, Lisboa, Portugal.
- Schlitzer, R. 2010. Ocean Data View, <http://odv.awi-bremerhaven.de>.
- Silva, G. 2006. *Structure and dynamics of soft-bottom benthic macroinvertebrates communities: a case study in the Tagus estuary*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Silva, G., J.L. Costa, P.R. Almeida, L.S. Gordo & M.J. Costa. 1999. As comunidades de macroinvertebrados bentónicos na monitorização da EXPO'98. *Actas 6ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente*: 271-275.
- Silva, G., I. Metelo, J.L. Costa, P.R. Almeida, A.L. Rego, T. Pereira, C. Azeda, H. Cabral & M.J.Costa. 2008. Há doze anos a monitorizar as comunidades bentónicas da zona ribeirinha do Parque das Nações (Lisboa): ponto da situação e ensinamentos para o futuro). *Actas da 3ª Conferência Nacional de Avaliação de Impactos*: 144-150.
- Souto, H. 2001. A 'Decadência' da Pesca nos Estuários Portugueses: o Estuário do Tejo. Comunicação apresentada no "Encontro de Culturas Ribeirinhas", Moita, Portugal.

- Tebble, N. & S. Chambers. 1982. *Polychaetes from Scottish waters, 1. Family Polynoidae*. Royal Scottish Museum Studies, Edimburgo, Reino Unido.
- Vale, C. 1986. *Distribuição de metais e matéria particulada no sistema estuarino do Tejo*. Dissertação de Investigador Auxiliar. Instituto Nacional de Investigação das Pescas, Lisboa, Portugal.
- Vasconcelos, R. 2009. *Contribution of estuarine nursery areas to the structure and biocontamination of stocks of commercially important fish species along the Portuguese coast*. Tese de Doutoramento. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Voous, K.H. 1977. *List of Recent Holarctic Bird Species*. British Ornithologists' Union, Academic Press, Londres, Reino Unido.
- Whitehead, P.J., M.-L. Bauchot, J.-C. Hureau, J. Nielsen & E. Tortonese (eds.). 1984/86. *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. 3 vols. United Nations Educational Scientific and Cultural Organisation, Paris, França.
- Wilde, G.R. & R.B. Ditton. 1994. A management-oriented approach to understanding diversity among largemouth bass anglers. *North American Journal of Fisheries Management*, 14: 34-40.
- Wilde, G.R., R.K. Riechers & R.B. Ditton. 1998. Differences in attitudes, fishing motives and demographic characteristics between tournament and nontournament black bass anglers in Texas. *North American Journal of Fisheries Management*, 18: 422-431.
- Wolff, W.J. 1973. The estuary as a habitat. An analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse, and Scheldt. *Zoologische Verhandelingen*, 126: 1-242.
- Woodham, A. & S. Chambers. 1994. A new species of *Chaetozone* (Polychaeta, Cirratulidae) from Europe with a re-description of *Caulleriella zetlandica* (McIntosh). *Mémoires du Musée National d'Histoire Naturelle*, 162: 307-316.

ANEXOS

ANEXO I – REGISTO DE FOTOS DA AVIFAUNA



Foto 1. A vegetação halófito dos sapais e as caldeiras dos moinhos de maré constituem habitats de extrema importância para muitas espécies da avifauna na Baía do Seixal (Seixal, 14 Ago. 2010).



Foto 2. Em determinadas épocas do ano e nalgumas fases do ciclo das marés, estes locais constituem abrigo temporário das espécies limícolas e outra avifauna característica dos bancos sedimentares situados na faixa intertidal da Baía do Seixal (Seixal, 30 Ago. 2010).



Foto 3. Na preia-mar, as garças (*Ardeidae*) da Baía do Seixal utilizam regularmente os cômodos de sapal situados na orla exterior das caldeiras dos moinhos de maré (Seixal, 09 Set. 2010).



Foto 4. As áreas de caniçal *Phragmites communis* constituem habitats de grande importância para a avifauna e suportam outras espécies das comunidades biológicas locais (caniçais da ribeira da Arrentela, 09 Set. 2010).



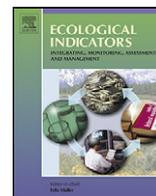
Foto 5. As margens de sapal situadas em alguns locais abrigados da Baía do Seixal assumem importância crítica no funcionamento do ecossistema estuarino e constituem excelentes refúgios da avifauna em determinadas fases do ciclo das marés (Porto da Raposa, 12 Fev. 2011).



Foto 6. As embarcações tradicionais do estuário do Tejo constituem excelentes plataformas para observação da avifauna em determinados locais da Baía do Seixal e podem ser utilizadas pela população local e pelos habitantes das áreas metropolitanas envolventes (entrada da Baía do Seixal, 09 Set. 2010).

ANEXO II – ARTIGO PUBLICADO NA REVISTA ECOLOGICAL INDICATORS

Caçador, I., J.L. Costa, B. Duarte, G. Silva, J.P. Medeiros, C. Azeda, N. Castro, J. Freitas, S. Pedro, P.R. Almeida, H. Cabral, M.J. Costa. 2012. Macroinvertebrates and fishes as biomonitors of heavy metal concentration in the Seixal Bay (Tagus estuary): Which species perform better?, *Ecological Indicators*: 19: 184-190.



Macroinvertebrates and fishes as biomonitors of heavy metal concentration in the Seixal Bay (Tagus estuary): Which species perform better?

I. Caçador^{a,b,*}, J.L. Costa^{a,c}, B. Duarte^a, G. Silva^a, J.P. Medeiros^a, C. Azeda^a, N. Castro^a, J. Freitas^a, S. Pedro^a, P.R. Almeida^{a,d}, H. Cabral^{a,e}, M.J. Costa^{a,e}

^a Centre of Oceanography, Faculty of Sciences, University of Lisbon, Campo Grande, 1749-016 Lisbon, Portugal

^b Department of Plant Biology, Faculty of Sciences, University of Lisbon, Campo Grande, 1749-016 Lisbon, Portugal

^c Lusophone University of Humanities and Technologies, Campo Grande, 376, 1749-024 Lisbon, Portugal

^d University of Évora, School of Sciences and Technology, Department of Biology, Largo dos Colegiais 2, 7000 Évora, Portugal

^e Department of Animal Biology, Faculty of Sciences, University of Lisbon, Campo Grande, 1749-016 Lisbon, Portugal

ARTICLE INFO

Keywords:

Bioindicators
Suspended particulated matter
Bottom sediments
Transitional waters
Monitoring program
Portugal

ABSTRACT

The present study aims to evaluate the utilization of several benthic macroinvertebrate and fish species as bioindicators of heavy metal contamination in a relatively enclosed estuarine area, the Seixal Bay (Tagus estuary, Portugal). 266 specimens of 16 taxa were captured during four sampling campaigns and the concentration of lead, chromium, nickel, copper, zinc, cobalt and cadmium were quantified in fish muscle and whole soft body of the invertebrates, as well as in suspended particulate matter in the water column and sediments. Larger predator fishes with higher mobility presented low levels of contamination, probably due to their feedings sites being located outside the bay in less contaminated areas. The species of the Gobiidae family, *Pomatoschistus microps*, *Pomatoschistus minutus* and *Gobius niger* presented higher values of non-metabolic elements (Pb, Ni and Cd) while *Scrobicularia plana*, *Nereis diversicolor*, *Carcinus maenas* and *Palaemon serratus* were more associated to the accumulation of Cu, Cr and Zn. *Nephtys hombergii* and *Crangon crangon*, showed intermediate concentrations of all metals. These results points out to a future possible utilization of *S. plana*, *N. diversicolor*, *P. serratus* and *C. maenas* and of *Pomatoschistus* species as bioindicators of heavy metal contamination in ecological quality monitoring programs.

© 2011 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Aquatic environments are highly impacted by human activities, either by its use for resources exploitation, transportation, recreational proposes or as dumping sites. In the particular case of an estuary, the system naturally drains the surrounding areas, during tidal flooding, for example, introducing in the aquatic environment large amounts of harmful substances (Shinn et al., 2009). Many countries began to develop monitoring systems for ecological impact assessment, control and surveillance of these endangered water bodies. For the implementation of the Water Framework Directive (Directive 2000/60/EC of the European Commission) all the European Union member states should develop a program for monitoring transitional water bodies in order to maintain the good water quality standards, including low levels of toxic substances.

The presence of toxic elements, like heavy metals, can or not be a threat to the exposed organisms, as they may not be up taken by the organisms, or if up taken the organisms may be able to tolerate and/or excrete them (Fernandes et al., 2008). On the other hand when affected, at sub-lethal levels, the inhabitant aquatic organisms are useful indicators of the presence of heavy metals (Arain et al., 2008; Válega et al., 2008). Therefore, the analysis of invertebrates and fish tissues can be very helpful to understand not only the sources of metal contamination but also the environmental risks to the trophic chain and in some extreme cases to the humans as top consumers. However, further investigation to know which species could function as indicators is still needed.

With the assessment of the heavy metals concentration in invertebrates and fishes tissues from the Seixal Bay and in the respective abiotic compartments, this study aims to understand which species perform better as indicators of heavy metal contamination. For this, several organisms inhabitant on this relatively enclosed bay, belonging to different trophic levels and with different levels of spatial fidelity were chosen for the evaluation of their metal contamination and their performance as bioindicators.

* Corresponding author. Tel.: +351 217500000x20320; fax: +351 217500009.
E-mail address: micacador@fc.ul.pt (I. Caçador).

2. Materials and methods

2.1. Study area

The Tagus estuary is one of the largest estuaries of the Europe and it is located in the most populated area of Portugal. After 1950, more than 15 large dams were built in the Tagus water basin, affecting the river discharge regime (Costa et al., 2001). Apart from harbouring, a major Portuguese seaport, the Tagus estuary receives effluents from agricultural, industrial, and urban sources. It is adversely affected mainly by the inflow of effluents from about 2.5 million Greater Lisbon inhabitants (Chainho et al., 2010), together with contamination from several chemical, petrochemical, metallurgic, shipbuilding and cement manufacture industries, and agriculture fertilizers and pesticides, although in some of these cases there have been a progressive reduction in pollutant loads (Duarte et al., 2008). This system has been contaminated mainly by two industrial areas located in both margins, the Vila Franca de Xira-Alverca and the Barreiro-Seixal industrial regions, being the study area located in this last region (Bettencourt et al., 1999; Vale, 1990; Cottè-Krief et al., 2000; Canário et al., 2005).

With a total surface of 4.2 km², the Seixal Bay is a relatively small water body located in the left margin of the lower Tagus estuary (Fig. 1). Water connection to the remaining estuarine system is made through a 100 m wide single opening. Depth may exceed 6 m in the main channel but about 95% of the bay is composed by intertidal areas, including an important saltmarsh in the NW region (Corroios saltmarsh). Average salinity ranges between 20 and 25 during most of the year (Costa, 1999) but can reach less than 10 and more than 30 in winter and summer, respectively (unpublished data). In the Tagus estuary water temperature usually varies between 8 °C and 22 °C (Costa, 1999), but thermal amplitude is expected to be higher in the Seixal bay due to its shallow characteristics. The human pressure around the bay is very high, with several urban areas close to the water body. Until 2009 only 49% of the domestic effluents in the Seixal Municipality were treated. Among the net of urban areas a few number of familiar farms and small factories (mainly for tannery, fertilizers and pesticides production) are still operating, as well as two aquaculture units. In the past the bay harboured an important set of economic activities connected with the estuary, like grinding in tide mills, industrial fish processing and naval construction and repairing, but nowadays only some shipyards are still in business (unpublished data, source Seixal Municipality). Considering the described human pressures, a certain degree of contamination should be expected in the water, sediments and organisms of the Seixal Bay, including contamination by heavy metals.

2.2. Sampling procedure

The present work focused on the most abundant species of benthic invertebrates and fishes present in the Seixal Bay, since these are the animal groups that should be monitored in the scope of the WFD implementation in transitional waters. However, some of the most abundant benthic invertebrates in the area had to be discarded from the study because of their small size, which impaired the collection of enough organisms to obtain the necessary quantity of tissues for metal concentration determination. Therefore, a total of 16 species were analysed: the bivalve *Scobicularia plana* (da Costa, 1778), the polychaets *Nereis diversicolor* (O.F. Müller, 1776) and *Nephtys hombergii* Savigny in Lamarck, 1818, the shrimps *Crangon crangon* (Linnaeus, 1758) and *Palaemon serratus* (Pennant, 1777), the crab *Carcinus maenas* (Linnaeus, 1758), and several fish species, namely the seabass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758), the Senegal seabream *Diplodus bellottii* (Steindachner, 1882), the white seabream *Diplodus sargus* (Linnaeus,

1758), the common two-banded seabream *Diplodus vulgaris* (E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1817), the black goby *Gobius niger* (Linnaeus, 1758), the common goby *Pomatoschistus microps* (Krøyer, 1838), the sand goby *Pomatoschistus minutus* (Pallas, 1770), the golden grey mullet *Liza aurata* (Risso, 1810), the common sole *Solea solea* (Linnaeus, 1758) and the Lusitanian toadfish *Halobatrachus didactylus* (Bloch & Schneider, 1801).

Between April 2009 and March 2010, 4 sampling campaigns were seasonally conducted all over the Seixal Bay to get an overall picture of the contamination in the area, independently of the season or specific location (Fig. 1). Captures of fishes and decapod crustaceans were conducted with a beam-trawl (width ≈ 1.5 m; mesh size of 5 mm) while other invertebrates were collected using a modified van Veen LMG grab (0.05 m²) and sieved through a 0.5 mm mesh. The dredges were always made in triplicate at each site and fish and decapod crustaceans sampling areas were swept once in each season. Previously to sieving the dredged sediments a sub-sample from each dredge was collected for sediment metal content. During the same sampling periods in the same stations, surface water samples were collected and stored in refrigerated bottles for further suspended particulate matter (SPM) filtration and metal analysis.

2.3. Sample preparation and heavy metal analysis

For the evaluation of the heavy metal content in the several analysed matrices, a group of seven elements (Zn, Pb, Ni, Co, Cr, Cu and Cd) was chosen to be analysed since they are the most abundant and have the higher ecological significance for the Tagus estuary area (Vale et al., 2008). Harvested tissues for metal analysis consisted in muscle of fishes and whole body (except shells) for the macroinvertebrates. Samples were stored at –80 °C and previously freeze-dried during 48–72 h. After this process, samples were reduced to powder using liquid nitrogen and a mortar and pestle. The acid digestion procedure for liquefaction of the samples consisted in digesting 100 mg of processed sample with 2 mL of HNO₃:HClO₃ (7:1) mixture during 3 h in a Teflon reactor at 110 °C (França et al., 2005). After digestion and cooling down, the resulting solution was filtered using Whatman n° 42 filters.

Since the group of animal species, above described, comprised both benthic macroinvertebrates, and decapod crustaceans and fishes associated with different levels of the water column, also the sediments and SPM heavy metal concentrations were analysed. This allowed a comparison between the bottom sediments and the suspended matter heavy metal contents and their influence on the species metal content. For the determination of SPM in the water column, 500 mL of water sample was filtered through pre-weighted acid-washed filters. After filtration, samples were dried at 60 °C until constant weight was achieved. The determination of particulate metals in the water column was carried out by acid digestion as above described for the animal tissues. For heavy metal content determination in sediments, samples were freeze-dried for 48 h and subsequently digested with the same protocol as above described. This allowed a more accurate comparison between the heavy metal concentrations in the several sample types.

Heavy metal concentrations were determined by Flame Atomic Absorption Spectrometry (FAAS, SpectraAA 50, VARIAN). Blank filters were also made using the same digestion and analysis procedure and their metal content used to correct the SPM filters metal concentrations. All concentration values were above the detection limit of the FAAS. In order to validate the accuracy of the digestion procedure, reference material CRM 145 and CRM 146 (sediment and SPM) and TORT-2 (animals) was simultaneous analysed. For all metals investigated, obtained values were consistently within the ranges of certified values ($p < 0.05$).

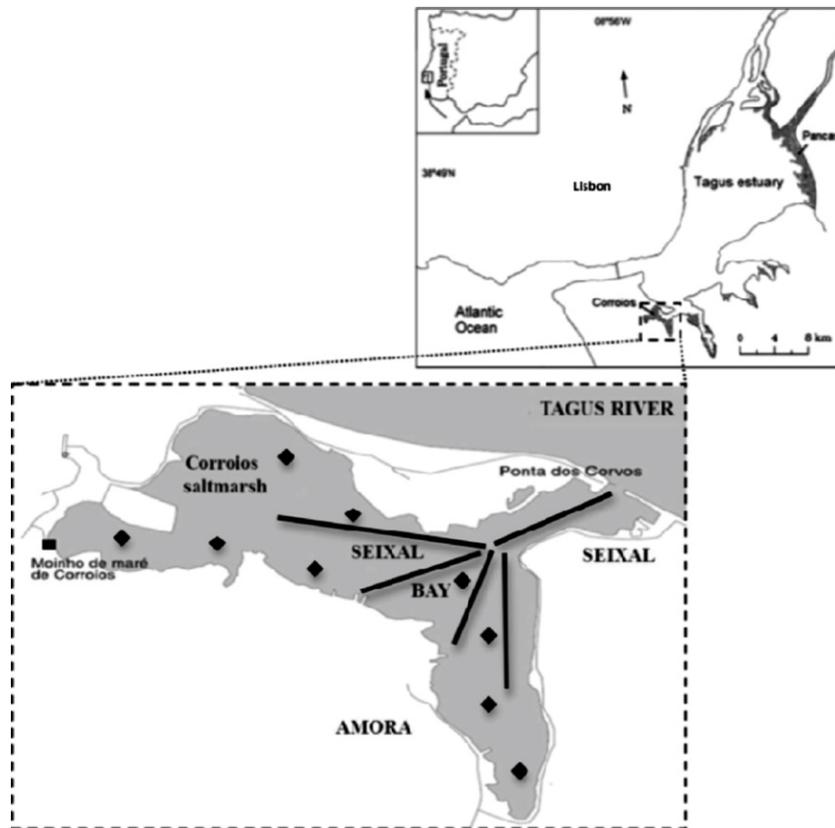


Fig. 1. The Tagus estuary with a detailed map of the Seixal Bay with macroinvertebrate sampling sites (♦) and beam-trawl transects (—).

To compare the total metal content in the different species, the Metal Pollution Index (MPI) was used as proposed by Usero et al. (1997). The MPI equation is shown below:

$$MPI = (Cf_1 \times Cf_2 \times \dots \times Cf_n)^{1/n},$$

where Cf is the concentration of the metal n in the sample.

2.4. Statistical analysis

In order to compare the distribution of different heavy metals concentrations in the sediments and in the SPM a Kendall correlation test was performed (Sokal and Rohlf, 1995). Comparison of MPI values between species was conducted by means of a Kruskal–Wallis test (Sokal and Rohlf, 1995). Both statistical processes were carried out using the Statistica Software version 10 (Statsoft). Principal Component Analysis (PCA) (Hair et al., 1998) was conducted in order to identify potential groups of species regarding median concentrations of different heavy metals (after data standardization). Statistical significance of the different groups obtained was assessed by Analysis of Similarity (ANOSIM) (Clarke, 1993). Bottom sediments and SPM heavy metals median concentrations were added to this multivariate analysis as supplementary variables in order to identify which species correlates better with the environment in terms of heavy metal contamination. PCA and ANOSIM were performed using Primer 6 software (Clarke and Gorley, 2006).

3. Results

3.1. Heavy metal concentrations in the bottom sediments and in the SPM

Although there was a significant correlation between the heavy metal concentrations detected in the bottom sediments and in

the SPM ($r=0.64$, $p<0.05$), some differences in the concentrations exhibited by the different metals were found between both matrices (Table 1). In both matrices Zn was the most abundant element, while Cd was the metal with lower concentrations. However, Cu, Pb and Co exhibited, after Zn, the higher concentrations in the bottom sediments, while in the SPM the second most abundant elements were Cr, Pb and Ni. In general the heavy metal concentrations in the SPM were higher than in the bottom sediments, with the exception of Cu (Table 1).

3.2. Heavy metals concentrations in tissues

Median heavy metals concentrations in the whole soft body of the most abundant macroinvertebrates and in muscle tissue from the selected fish species are presented in Tables 2 and 3, respectively. The highest values of Zn concentrations were found in the *S. plana* but both polychaetes and *C. maenas* also had high concentrations of this metal. *L. aurata*, *S. solea*, *D. sargus* and *D. vulgaris* had the lowest values of Zn in the muscle tissue. Regarding Cu concentrations, *C. maenas* had an exceptionally high concentration of this element, much higher than any other of the studied organisms, while *D. bellottii*, *D. vulgaris* and *S. solea* showed the lowest values of Cu in their tissues. Regarding Pb, *P. microps* and *P. minutus* showed very high concentrations, contrarily to most of the larger fish species which presented approximately 4 times less levels of Pb in their muscle tissue. The macroinvertebrates exhibited intermediate concentrations of Pb. The same pattern verified for Pb was also observed for Ni. The presence of Cr in these organisms was vestigial, although *S. plana*, *N. diversicolor* and *P. serratus* showed considerably higher values than the remaining studied species. Highest values of Co and Cd were found in *N. hombergii*, *C. crangon*, *P. minutus* and *P. microps*, while the lowest values of both these elements were detected in *P. serratus* and larger fish species.

Table 1
Heavy metal concentrations ($\mu\text{g g}^{-1}$) in the water column suspended particulate matter (SPM) and in the bottom sediments of the Seixal Bay ($N=20$).

	Zn	Cu	Pb	Ni	Cr	Co	Cd
<i>Suspended particulated matter (SPM)</i>							
Mean	24759.28	36.49	136.36	48.29	442.11	24.90	6.44
Median	27141.26	26.17	112.54	31.04	414.04	25.94	5.22
25th percentile	17241.63	22.10	100.52	26.64	134.11	21.33	4.33
75th percentile	29581.16	32.82	136.25	46.17	639.75	26.79	6.35
<i>Bottom sediments</i>							
Mean	333.84	41.57	79.06	15.82	31.10	18.37	2.63
Median	326.16	43.56	77.20	17.40	32.32	19.53	2.57
25th percentile	229.31	29.69	60.32	14.37	28.59	16.86	2.15
75th percentile	442.20	54.68	93.46	18.03	36.55	21.99	2.99

Table 2
Heavy metal concentrations ($\mu\text{g g}^{-1}$ dry weight) in the whole soft body of macroinvertebrates species of the Seixal Bay.

	Zn	Cu	Pb	Ni	Cr	Co	Cd
<i>Scrobicularia plana</i> ($N=9$)							
Mean	511.36	18.43	31.77	6.81	1.52	8.32	2.59
Median	494.87	18.45	29.60	6.73	1.46	7.69	2.69
25th percentile	342.33	14.54	25.80	6.53	0.93	6.97	2.46
75th percentile	655.63	21.79	34.15	7.38	2.16	9.03	2.82
<i>Nereis diversicolor</i> ($N=6$)							
Mean	152.55	13.94	38.34	10.19	1.56	10.98	5.61
Median	148.44	14.57	28.27	7.55	1.25	6.97	3.68
25th percentile	130.82	11.33	20.86	5.99	0.67	6.40	2.43
75th percentile	177.84	16.78	55.75	12.56	1.64	14.86	4.91
<i>Nephtys hombergii</i> ($N=15$)							
Mean	143.79	26.24	55.07	17.15	7.50	18.20	6.92
Median	129.23	8.81	38.80	9.06	0.54	11.89	4.10
25th percentile	109.94	6.04	24.60	8.38	0.00	8.17	3.29
75th percentile	162.41	19.08	63.16	17.34	2.95	22.34	9.38
<i>Crangon crangon</i> ($N=44$)							
Mean	78.23	34.71	38.42	10.35	1.44	10.51	3.84
Median	74.07	22.74	36.85	9.87	0.59	10.24	4.01
25th percentile	69.23	18.22	24.92	7.21	0.00	7.33	2.63
75th percentile	86.53	29.75	52.12	12.74	2.20	13.11	4.58
<i>Palaemon serratus</i> ($N=11$)							
Mean	66.34	61.79	28.17	6.48	1.44	5.25	1.83
Median	53.50	34.59	24.69	7.04	1.45	5.15	1.50
25th percentile	46.33	20.96	20.55	5.23	0.60	3.99	1.40
75th percentile	56.76	42.88	34.45	7.21	2.18	6.54	2.46
<i>Carcinus maenas</i> ($N=48$)							
Mean	141.53	117.94	27.72	9.53	0.84	8.52	3.14
Median	142.96	87.51	21.30	8.66	0.10	7.41	2.92
25th percentile	107.98	40.61	17.54	5.66	0.00	5.81	1.75
75th percentile	175.02	174.59	31.60	12.36	1.26	10.74	4.51

3.3. Metal Pollution Index (MPI)

The MPI values were computed in order to normalize and compare the whole metal contamination between the different organisms (Fig. 2). This parameter ranged from 1.3 to 59.9, being the overall differences found significant ($H_{(14,211)} = 106.63$, $p < 0.01$), when comparing all organisms. Higher differences were observed between macroinvertebrates, *P. minutus*, *P. microps*, and the other fish species. The larger fish species showed lower values of MPI (always < 3) in comparison to other species. The highest median MPI (18.2) was obtained for *P. minutus*.

3.4. Patterns of contamination in organisms

Regarding the patterns of contamination of the several species, two major gradients can be noticed in the PCA diagram (Fig. 3), one mainly associated with variations in Cd, Co, Ni and Pb concentrations and other mainly associated with variations in Cu, Zn and Cr concentrations. Five relatively homogeneous groups were identified in the PCA, being the differences observed between them

significant ($r = 0.812$, $p = 0.001$). Gobiids seem to be highly associated with higher concentrations of Cd, Co, Ni and Pb (Group II), whereas most of the invertebrates (*C. maenas*, *N. diversicolor*, *P. serratus* and especially *S. plana*) seem to be more associated with higher concentrations of Zn, Cu and Cr (Groups IV and V). These two groups include those species for which heavy metal contamination of their tissues correlates better with the sediments and SPM contamination. *N. hombergii* and *C. crangon* (Group III) exhibit an in-between pattern with intermediate concentrations of all analysed metals. The fish species included in Group I showed low levels of metal contamination.

4. Discussion

Both SPM and bottom sediments showed a similar pattern of accumulation of the studied heavy metals, as evidenced by the significant correlation between both matrices of metal contents and by the overlapping between the two variables in the PCA diagram (Fig. 3). These findings support the hypothesis that the SPM is mainly originated by the hydrodynamic resuspension of the bottom

Table 3
Heavy metals concentrations ($\mu\text{g g}^{-1}$ dry weight) in the muscle tissue of fish species of the Seixal Bay.

	Zn	Cu	Pb	Ni	Cr	Co	Cd
<i>Dicentrarchus labrax</i> (N=3)							
Mean	73.17	28.01	9.16	3.12	0.04	3.74	2.06
Median	50.46	32.02	10.23	3.38	0.00	3.47	1.96
25th percentile	40.02	16.72	7.82	2.40	0.00	2.83	1.78
75th percentile	94.97	41.32	11.04	3.97	0.05	4.52	2.30
<i>Diplodus bellottii</i> (N=19)							
Mean	26.14	3.40	14.77	4.21	0.38	3.12	1.59
Median	27.28	1.89	12.81	3.52	0.05	2.25	1.56
25th percentile	19.90	1.56	9.06	3.02	0.00	2.03	1.15
75th percentile	30.61	2.43	15.30	4.15	0.36	3.57	1.70
<i>Diplodus sargus</i> (N=4)							
Mean	17.25	2.91	10.61	3.95	0.34	2.82	1.48
Median	18.47	3.08	10.32	3.89	0.33	2.78	1.50
25th percentile	13.02	2.81	10.04	3.24	0.30	2.58	0.86
75th percentile	22.71	3.19	10.89	4.60	0.37	3.02	2.12
<i>Diplodus vulgaris</i> (N=6)							
Mean	19.59	1.96	12.21	3.98	0.56	3.75	1.96
Median	19.56	1.79	13.48	3.65	0.36	3.43	1.80
25th percentile	16.53	1.59	10.26	3.33	0.03	2.79	1.33
75th percentile	21.76	2.19	14.47	4.48	1.06	4.67	2.73
<i>Gobius niger</i> (N=11)							
Mean	26.93	2.49	18.54	6.43	0.10	6.50	3.02
Median	26.73	2.06	16.50	5.15	0.00	5.42	2.70
25th percentile	19.28	0.96	13.99	4.17	0.00	3.93	2.21
75th percentile	30.07	2.66	19.46	7.36	0.00	7.38	3.34
<i>Pomatoschistus microps</i> (N=23)							
Mean	92.52	14.68	46.47	14.35	0.94	11.04	4.38
Median	80.06	3.99	43.64	12.14	0.00	10.66	4.05
25th percentile	62.55	1.40	28.15	6.36	0.00	8.24	3.16
75th percentile	103.50	7.68	58.37	14.39	1.24	12.56	5.43
<i>Pomatoschistus minutus</i> (N=5)							
Mean	85.88	16.84	45.18	13.33	0.00	19.69	7.51
Median	60.33	3.98	43.81	11.67	0.00	16.67	6.67
25th percentile	35.49	0.00	31.27	10.99	0.00	16.35	5.90
75th percentile	67.56	22.67	44.67	13.27	0.00	23.89	8.85
<i>Liza aurata</i> (N=6)							
Mean	14.43	2.35	8.55	3.45	0.19	3.34	1.88
Median	13.39	2.14	9.91	3.82	0.00	3.58	1.92
25th percentile	11.66	0.65	6.31	2.96	0.00	2.92	1.57
75th percentile	15.59	3.53	10.12	4.14	0.14	4.19	2.08
<i>Solea solea</i> (N=3)							
Mean	13.36	2.60	13.04	3.17	0.18	2.99	1.35
Median	18.72	1.78	11.08	3.58	0.00	3.36	1.26
25th percentile	10.37	1.47	10.04	2.92	0.00	2.37	1.16
75th percentile	19.02	3.32	15.06	3.62	0.27	3.79	1.50
<i>Halobatrachus didactylus</i> (N=55)							
Mean	35.35	3.87	11.60	3.82	0.38	3.28	2.01
Median	25.27	2.63	10.26	3.09	0.15	2.83	1.78
25th percentile	21.99	1.99	8.52	2.41	0.00	2.25	1.42
75th percentile	34.45	3.88	12.52	4.17	0.39	3.51	2.56

sediments. Only a few elements show a different trend when comparing both compartments. Cr and Ni presented higher values in the SPM while comparing with the bottom sediments. It is known that these elements are often chemically associated and their accumulation is not independent from each other (Alloway, 1995). Normally the SPM is characterized as being composed by lighter particles easily resuspended from the organic rich upper layer of the bottom sediments. As it is well known Cr has a very high affinity for the organic matter with which it establishes strong bonds (Duarte et al., 2008, 2009). These chemical characteristics of both the SPM and the elements favoured the higher concentrations of Cr detected in the SPM, and by chemical association of Ni. The higher value of heavy metals in SPM was probably due, not only to the higher concentration of organic matter normally found in the SPM, once it is originated by the resuspension of the highly organic first layer of the bottom sediments, but also to the fact of in its composition there

are mainly particles with less than $63 \mu\text{m}$ of diameter. Both these characteristics are ideal for metal binding, explaining the higher content of heavy metals in the SPM when comparing with bottom sediments.

The organisms' heavy metal concentrations and MPI results obtained in the present work show that, there is strong separation of the different species regarding heavy metal accumulation, which is particularly evident in the PCA diagram. In first place there is an obvious separation between two groups of metal drivers, one group joining the most important elements with metabolic role (Zn, Cu and Cr) and a second group of those typically considered toxic elements with no metabolic function known for animal metabolism (Cd, Pb, Ni) with the exception of Co (Sorensen, 1991; Nott, 1998). Cobalt function in the animal metabolism is a slightly different from the remaining metals mentioned as metabolic, since it does not have any participation in the structure of any enzyme,

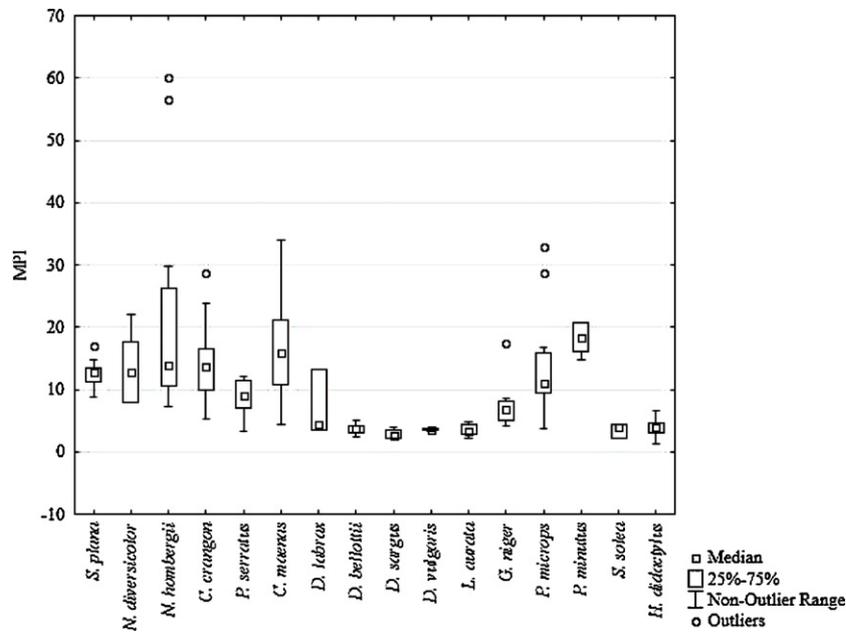


Fig. 2. Metal Pollution Index (MPI) values for the different macroinvertebrate and fish species of the Seixal Bay.

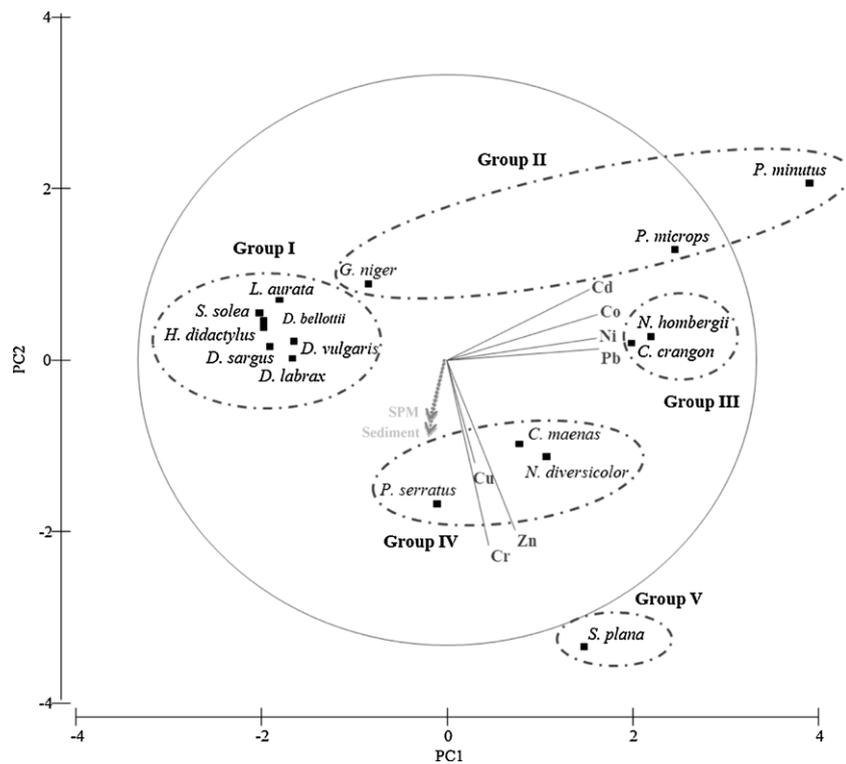


Fig. 3. PCA diagram grouping the studied species according to their metal contamination (79.3% cumulated variation explained by PC1 and PC2 axes).

protein, peptide or other biomolecule produced by the animal metabolism. Cobalt only known function is its assimilation associated to the B12 vitamin (Sorensen, 1991), which is not synthesized by the animal metabolism. On the contrary of the analysed metals with metabolic functions, Co does not present a specific metabolic function as part of any animal synthesized functional biomolecule. Other interesting evidences on differential metal accumulation by the organisms were obtained by the aggregation of the investigated species in five distinct groups. On one side of the PCA diagram, a first group containing all the larger fishes that have higher mobility was established; on the other side, a second group including

the species of the Gobiidae family (*G. niger*, *P. microps* and *P. minutus*), that are mainly small resident carnivore that feed mostly on invertebrates species (Branco et al., 2008), was formed. Macroinvertebrate species were comprised in three different groups, one including *N. hombergii* and *C. crangon*, associated with intermediate concentrations of both non-metabolic and metabolic metals, another including *N. diversicolor*, *C. maenas* and *P. serratus*, related to higher concentrations of metabolic metals. Also associated with this gradient, but well separated from the latter group, is *S. plana*, the only deposit feeder analysed in this study (Bryan and Uysal, 1978).

The most populated group, containing the most mobile species found in the Seixal Bay, was mainly composed by species that use the estuary as nursery and are essentially carnivores (including some top predators like *D. labrax* and *H. didactylus*). The single exception to this predatory behaviour is *L. aurata*, that has mostly a detritivore diet (Branco et al., 2008). From the seven fish species included in this group, only *H. didactylus* is resident in the Tagus estuary, although some recent findings show that large specimens may perform extensive displacements along the estuarine gradient (Campos et al., 2008). This non-sedentary behaviour was in fact responsible for the formation of this group since it is most likely that the low contamination observed, and evidenced by the MPI, was due to their feeding in other areas. By the contrary, the more reduced mobility of the Gobiidae makes their metal accumulation behaviour different from the more mobile species, and they accumulate mainly non-metabolic metals. *S. plana* is a sedentary deposit feeder that not only filtrates the water column and the contaminated particulate matter, but also lives buried in the bottom sediments. This is especially evidenced by the high correlation verified between metal concentrations in this organism and in the dredged sediments and SPM. Crossing the values of contamination of the particulate matter with the values found in the tissue of *S. plana* it is possible to observe two metals with high concentrations in both matrices. In fact, *S. plana* had the highest values for Zn and Cr, which is coherent with the higher values verified in the SPM, for these metals. As previous studies have also shown, *S. plana* is one possible route of heavy metals input into food chain (Cheggour et al., 2005; Coelho et al., 2006). The remaining groups (Groups III and IV) seem to show a reduction in contamination by the metabolic metals and an increase in the non-metabolic contaminants. The species from Groups IV and V seem to be the best indicators of environmental metal contamination, since they correlate better with metal concentrations found in the bottom sediments and SPM. Considering that the Gobiidae occupy a relatively high level in the trophic web (Branco et al., 2008), it seems that they can reflect better the bioaccumulation of the non-metabolic elements. These observations evidence that the non-metabolic metals are accumulated throughout the trophic web, due to their lack of function in fish metabolism. As for the metals with metabolic functions, they seem to be reduced throughout the trophic web, probably due to their utilization in the animals' metabolism.

5. Conclusion

When analysing the group of metals here considered as metabolic ones (Zn, Cu and Cr), it becomes evident that *S. plana*, *P. serratus*, *N. diversicolor* and *C. maenas* are the best indicators species of the heavy metal contamination in their surrounding environment. On the other hand, the Gobiidae, especially species from *Pomatoschistus* genus, are good bioindicators of contamination by Pb, Cd and Ni, probably due to a biomagnification phenomenon of these non-metabolic elements and a dilution of the metabolic ones, throughout the trophic web. Nevertheless, further investigations should be made in order to assess the use of these species in the monitoring of heavy metal contamination programs.

Acknowledgments

Thanks to the Seixal Municipality for funding this research and to the "Fundação para a Ciência e Tecnologia" for funding the

research in the Centre of Oceanography throughout the project PEst-OE/MAR/UI0199/2011.

References

- Alloway, B.J., 1995. Heavy Metal in Soils, 2nd ed. Chapman & Hall, London.
- Arain, M.B., Kazi, T.G., Jamali, M.K., Jalbani, N., Afridi, H.I., Shah, A., 2008. Total dissolved and bioavailable elements in water and sediment samples and their accumulation in *Oreochromis mossambicus* of polluted Manchar Lake. *Chemosphere* 70, 1845–1856.
- Bettencourt, A.M.M., Andreae, M.O., Cais, Y., Gomes, M.L., Schebek, L., Vilas-Boas, L.F., Rapsomanikis, S., 1999. Organotin in the Tagus estuary. *Aquatic Ecology* 33, 271–280.
- Branco, P., Costa, J.L., Almeida, P.R., 2008. Conservation Priority Index for Estuarine Fish (COPIEF). *Estuarine Coastal Shelf Science* 80, 581–588.
- Bryan, G., Uysal, H., 1978. Heavy metals in the burrowing bivalve *Scrobicularia plana* from the Tamar estuary in relation to environmental levels. *Journal of Marine Biology Association of the United Kingdom* 58, 89–108.
- Campos, M.C., Costa, J.L., Quintella, B.R., Almeida, P.R., 2008. Activity and movement patterns of the Lusitanian toadfish inferred from pressure sensitive data-loggers in the Mira estuary (Portugal). *Fisheries Management and Ecology* 15, 449–458.
- Canário, J., Vale, C., Caetano, M., 2005. Distribution of monomethylmercury and mercury in surface sediments of the Tagus Estuary (Portugal). *Marine Pollution Bulletin* 50, 1142–1145.
- Chainho, P., Silva, G., Lane, M., Costa, J., Pereira, T., Azeda, C., Almeida, P., Costa, M., 2010. Long-term trends in intertidal and subtidal benthic communities in response to water quality improvement measures. *Estuaries and Coasts* 33, 1314–1326.
- Cheggour, M., Chafik, A., Fisher, N., Benbrahim, S., 2005. Metal concentrations in sediments and clams in four Moroccan estuaries. *Marine Environmental Research* 59, 119–137.
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18, 117–143.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- Coelho, J., Rosa, M., Pereira, E., Duarte, A., Pardal, M., 2006. Pattern and annual rates of *Scrobicularia plana* mercury bioaccumulation in a human induced gradient (Ria de Aveiro, Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69, 629–635.
- Costa, M.J., 1999. O estuário do Tejo. Edições Cotovia, Lisboa, Portugal.
- Costa, M.J., Almeida, P.R., Domingos, I.M., Costa, J.L., Correia, M.J., Chaves, M.L., Teixeira, C.M., 2001. Present status of the main shads' populations in Portugal. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* 362/363, 1109–1116.
- Cotté-Krief, M.H., Guieu, C., Thomas, A.J., Martin, J.M., 2000. Sources of Cd, Cu, Ni and Zn in Portuguese coastal waters. *Marine Chemistry* 71, 199–214.
- Duarte, B., Reboreda, R., Caçador, I., 2008. Seasonal variation of Extracellular Enzymatic Activity (EEA) and its influence on metal speciation in a polluted salt marsh. *Chemosphere* 73, 1056–1063.
- Duarte, B., Raposo, P., Caçador, I., 2009. Spartina maritima (cordgrass) rhizosediment extracellular enzymatic activity and its role on organic matter decomposition and metal speciation processes. *Marine Ecology* 30, 65–73.
- Fernandes, C., Fontainhas-Fernandes, A., Cabral, D., Salgado, M.A., 2008. Heavy metals in water, sediment and tissues of *Liza saliens* from Esmoriz-Paramos lagoon, Portugal. *Environmental Monitoring and Assessment* 136, 267–275.
- França, S., Vinagre, C., Caçador, I., Cabral, H., 2005. Heavy metal concentrations in sediment, benthic invertebrates and fish in three salt marsh areas subjected to different pollution loads in the Tagus Estuary (Portugal). *Marine Pollution Bulletin* 50, 993–1018.
- Hair Jr., J.F., Anderson, R.E., Tatham, R.L., Black, W.C., 1998. *Multivariate Data Analysis*, 5th ed. Prentice-Hall, Upper Saddle River, USA.
- Nott, J., 1998. *Metal Metabolism in Aquatic Environments*. Chapman & Hall, UK.
- Shinn, C., Dauba, F., Grenouillet, G., Guenard, G., Lek, S., 2009. Temporal variation of heavy metal contamination in fish of the river lot in southern France. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72, 1957–1965.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J., 1995. *Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*, 3rd ed. W.H. Freeman and Co., New York, 887 pp.
- Sorensen, E., 1991. *Metal Poisoning in Fish*. CRC Press, Boston, USA.
- Usero, J., Gonzalez-Regalado, E., Graccia, I., 1997. Trace metals in the bivalve molluscs *Ruditapes decussatus* and *Ruditapes philippinarum* from the Atlantic coast of southern Spain. *Environment International* 23, 291–298.
- Vale, C., 1990. Temporal variations of particulate metals in the Tagus River Estuary. *Science of Total Environment* 97–98, 137–154.
- Vale, C., Canário, J., Caetano, M., Lavrado, J., Brito, P., 2008. Estimation of the anthropogenic fraction of elements in surface sediments of the Tagus Estuary (Portugal). *Marine Pollution Bulletin* 56, 1364–1367.
- Válega, M., Lillebo, A., Pereira, M., Caçador, I., Duarte, A., Pardal, M., 2008. Mercury in salt marshes ecosystems: *Halimione portulacoides* as biomonitor. *Chemosphere* 73, 1224–1229.

ANEXO III – TESE DE MESTRADO

Gauralet, L.L. 2011. *Estabelecimento do bivalve exótico Ruditapes philippinarum (Adams & Reeve, 1850) no estuário do Tejo: caracterização da população actual e análise comparativa com a congénere nativa Ruditapes decussatus (Linnaeus, 1758) e macrofauna bentónica acompanhante*. Tese de Mestrado, FCUL, Lisboa.

ANEXO IV – INQUÉRITOS À PESCA PROFISSIONAL

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



Estabelecimento do bivalve exótico *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) no estuário do Tejo: caracterização da população actual e análise comparativa com a congénere nativa *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758) e macrofauna bentónica acompanhante

LUCÍA LÓPEZ GARAULET

MESTRADO EM ECOLOGIA MARINHA

Lisboa, Outubro de 2011

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



Estabelecimento do bivalve exótico *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) no estuário do Tejo: caracterização da população actual e análise comparativa com a congénere nativa *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758) e macrofauna bentónica acompanhante

LUCÍA LÓPEZ GARAULET

Dissertação de Mestrado orientada por:

Professora Doutora Maria José Costa

Doutor Miguel Batista Gaspar

MESTRADO EM ECOLOGIA MARINHA

Lisboa, Outubro de 2011

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, queria agradecer à Prof. Maria José Costa e ao Doutor Miguel Batista Gaspar por terem aceitado a orientação desta tese de mestrado. À Prof. Zita por ter-me dado a oportunidade de formar parte da equipa do Centro de Oceanografia e ao Doutor Miguel, por co-orientar o presente estudo e ensinar-me tudo o necessário sobre os bivalves.

Ao Lino e à Paula pela infinita paciência e disponibilidade, pela implicação e compreensão. Porque não são somente dois grandes profissionais, mas também duas magníficas pessoas.

A todo o pessoal do CO, e em especial do Laboratório de Zoologia Marinha, pela ajuda prestada. À Gilda, à Carla, ao Tó, ao João Paulo, à Erica, à Maria João, à Sílvia, ao Nuno, etc., por acolher-me na “família”, por todos os momentos, nem sempre bons, mas inesquecíveis.

À Paula Moura pela ajuda prática e pela hospitalidade no IPIMAR.

Ao Francisco e ao Virgílio pelos belos dias no mar.

À minha família, mãe, pai e irmão, por apoiar-me sempre e em todo o momento, por aplaudir os triunfos e consolar as penas. Porque ali onde eu esteja, eles estarão comigo.

À Cristina por ser a melhor companheira de casa e por tudo o que partilhamos.

A todos os meus amigos, os daqui e os dali, por sempre fazerem com que a minha vida seja um pouco mais feliz.

E para terminar, queria dar as graças ao Daniel, companheiro inseparável de aventuras. Por aguentar-me, animar-me, perdoar-me e amar-me; por mostrar-me um mundo desconhecido do qual agora faço parte. Pelo que temos vivido e pelo que nos falta viver.

Sem vocês, isto não teria sido possível. Obrigada.

RESUMO

A introdução de espécies exóticas é uma das maiores ameaças para oceanos de todo o Mundo. A amêijoia-japonesa, *Ruditapes philippinarum*, proveniente do Pacífico oriental, tem exibido uma rápida dispersão espacial, estando actualmente presente na Europa. Embora se tenham constatado importantes alterações nas comunidades biológicas induzidas por este invasor nos ecossistemas onde se insere, não existem um conhecimento aprofundado para Portugal.

O presente estudo teve como principais objectivos conhecer a distribuição e abundância de *R. philippinarum* no estuário do Tejo, estudar o seu crescimento e as características da população neste sistema e inferir os possíveis efeitos sobre as espécies de bivalves acompanhantes, especialmente a congénere nativa *Ruditapes decussatus*. Um estudo mais pormenorizado na Baía do Seixal possibilitou analisar potenciais efeitos desta espécie sobre a comunidade de macroinvertebrados bentónicos. Para cumprir os objectivos enunciados, fizeram-se arrastos na totalidade do estuário numa única época e dragagens sazonais na Baía do Seixal durante um ano completo.

No estudo de toda a extensão do estuário do Tejo, a amêijoia-japonesa apresentou-se bem distribuída no estuário, ocupando o mesmo habitat que a amêijoia-boia, zonas vasosas e relativamente profundas, de salinidade intermédia e temperaturas relativamente altas. Na Baía do Seixal, as espécies macrobentónicas estruturaram-se sobre tudo em função do tipo de sedimento e da exposição à maré. *R. philippinarum* mostrou ser a espécie dominante no subtidal. A condição dos indivíduos de amêijoia-japonesa não diferiu entre as diferentes zonas do estuário. No que respeita ao crescimento, as amêijoas apresentaram parâmetros de acordo com os indicados na bibliografia, sendo a técnica da película de acetato o método mais adequado de estimação da idade. Das variações sazonais na sua população, intuem-se duas épocas de reprodução anuais.

Recomenda-se continuar este tipo de investigação para controlar a expansão da espécie e prever os seus impactes no sistema. Este foi o primeiro trabalho realizado sobre esta espécie em Portugal, a diferentes escalas espaciais.

Palavras-chave: amêijoia-japonesa; distribuição e abundância; índice de condição; idade e crescimento; época de reprodução

SUMMARY

The introduction of exotic species is one of the major of the biggest threats to the world's oceans and the second cause of global biodiversity loss after direct habitat destruction. The Manila clam, *Ruditapes philippinarum*, whose native range is in the eastern Pacific, has dispersed worldwide, including Europe. Although changes caused by this invader have been documented in several ecosystems in which it was introduced, there is no knowledge concerning the colonization of Portuguese systems.

The present study had as main goals to understand the distribution and abundance of *R. philippinarum* in Tagus estuary, to assess its growth and population dynamics and to infer possible effects over the benthic invertebrate community, with emphasis on the native species *Ruditapes decussatus*. A more detailed study conducted on Bay of Seixal provided data to analyze potential effects of this species over the benthic invertebrate community. A commercial dredge was used to sample bivalve communities along the Tagus estuary during summer, while grab samples were collected seasonally in Bay of Seixal.

The results obtained from samples collected along the Tagus estuary showed that the Manila clam is well distributed, occupying the same habitat types as the native species, *R. decussatus*, mainly deeper and muddy locations, with relatively high temperature and salinity. Specimens' condition was not different in the studied areas. Growth parameters for the Tagus estuary population were similar to what was found in previous studies and the acetate peel technique was the most adequate method for age estimation. Sediment grain size and exposure to tidal effects were the most important factors influencing macrobenthic species distribution in Bay of Seixal and *R. philippinarum* was the dominant species in the subtidal area. Seasonal variations on abundance and size indicate two reproduction periods.

This type of studies is very important to support population management and predict future impacts on the affected aquatic systems. This was the first study on this species in Portugal considering distinct spatial scales.

Keywords: Manila clam; distribution and abundance; condition index; age and growth; reproduction period

ÍNDICE

	Pág.
Agradecimentos	i
Resumo	ii
Summary	iii
CAPÍTULO 1 – Introdução geral	1
1.1. Introdução de espécies exóticas	2
1.1.1. Espécies exóticas	2
1.1.2. Espécies exóticas em Portugal	3
1.2. Amêijoia-japonesa (<i>Ruditapes philippinarum</i>)	4
1.2.1. Biologia e ecologia	4
1.2.2. Distribuição nativa e dispersão	5
1.3. <i>Ruditapes philippinarum</i> em Portugal	6
1.4. Caracterização geral da área de estudo	6
1.5. Objectivos gerais	7
CAPÍTULO 2 – Distribuição, abundância e crescimento de <i>Ruditapes philippinarum</i> (Adams & Reeve, 1850) no estuário do Tejo	8
Resumo	9
2.1. Introdução	11
2.2. Materiais e métodos	13
2.2.1. Distribuição e abundância das várias espécies	13
2.2.2. Índice de Condição dos indivíduos de <i>Ruditapes philippinarum</i>	16

2.2.3. Crescimento dos indivíduos de <i>Ruditapes philippinarum</i> e <i>Ruditapes decussatus</i>	17
2.2.3.1. Determinação da idade	17
2.2.3.2. Equações de crescimento	19
2.3. Resultados	20
2.4. Distribuição e abundância das várias espécies.....	20
2.4.1. Índice de Condição dos indivíduos de <i>Ruditapes philippinarum</i>	23
2.4.2. Crescimento dos indivíduos de <i>Ruditapes philippinarum</i> e <i>Ruditapes decussatus</i>	23
2.4.2.1. Determinação da idade	23
2.4.2.2. Equações de crescimento	27
2.5. Discussão	29
CAPÍTULO 3 – Estrutura populacional de <i>Ruditapes philippinarum</i> (Adams & Reeve, 1850) na Baía do Seixal. Comparação com a congénere nativa, <i>Ruditapes decussatus</i> (Linnaeus, 1758), e macrofauna bentónica acompanhante	35
Resumo	36
3.1. Introdução	37
3.2. Materiais e métodos	38
3.2.1. Área de estudo e amostragem	38
3.2.2. Processamento laboratorial	41
3.2.2.1. Sedimentos	41
3.2.2.2. Material biológico	41
3.2.3. Tratamento de dados	41
3.3. Resultados	43

3.3.1. Comunidades de macroinvertebrados bentónicos	43
3.3.2. Comunidade de bivalves	46
3.3.3. <i>Ruditapes philippinarum</i>	52
3.4. Discussão	52
CAPÍTULO 4 – Considerações finais	56
Considerações Finais	57
Referências bibliográficas	60
Páginas da Internet	77
ANEXOS	
ANEXO I – Abundância e biomassa	
ANEXO II – Caracterização das capturas	
ANEXO III – Abreviaturas das espécies	
ANEXO IV – Relações alométricas	
ANEXO V – Bibliografia para identificação dos organismos	
ANEXO VI – Comunidade de macroinvertebrados bentónicos da Baía do Seixal	

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO GERAL

INTRODUÇÃO GERAL

1.1. Introdução de espécies exóticas

1.1.1. Espécies exóticas

Uma espécie exótica (também designada introduzida, não nativa ou não indígena) é qualquer espécie que, seja por acção do Homem (de modo intencional ou acidental) seja naturalmente, é introduzida numa área fora do seu habitat geográfico nativo. Quando esta introdução constitui uma ameaça para a biodiversidade, economia e Saúde Pública na área onde a espécie se estabelece, diz-se que esta última espécie é uma invasora.

Actualmente, as espécies exóticas constituem uma das quatro ameaças principais para os oceanos mundiais, tanto à escala local e regional, como à escala global [183], sendo as outras três, a poluição, a sobre-exploração dos recursos vivos e a alteração/destruição física dos habitats.

De acordo com a bibliografia existente, o zoobentos parece ser o grupo dominante dentro das exóticas em todos os mares estudados, representando aproximadamente 57% do total de espécies introduzidas [166]. Nesta categoria, o filo Mollusca é dominante, sendo o grupo mais frequentemente transportado entre os mares regionais europeus, com uma representação de 23% do total [166].

O uso intensivo dos cursos de água continentais e do litoral marítimo vem frequentemente acompanhado de introduções intencionais ou acidentais de espécies exóticas. Nas últimas décadas, actividades como a navegação, a aquacultura, a construção de canais, algumas formas de recreio, a descarga de águas de lastro, o turismo e a pesca desportiva têm contribuído, sobremaneira, para a introdução de espécies exóticas nos ecossistemas aquáticos [33, 44, 147].

As características biológicas que definem as espécies invasoras (grande tolerância às condições ambientais, gerações curtas, maturação sexual precoce, elevada fecundidade e plasticidade na dieta) [87] tornam-nas mais competitivas e com maior capacidade de adaptação a alterações ambientais, quando comparadas com as espécies autóctones. Embora

os bivalves invasores não tenham recebido muita atenção relativamente a outros grupos faunísticos, apresentam com frequência aquelas características.

As espécies exóticas invasoras alteram a estrutura e o funcionamento do ecossistema afectando as condições abióticas (*e.g.*, disponibilidade da luz, níveis de nutrientes, transferências de calor, complexidade do habitat e transporte físico de materiais) e as comunidades biológicas onde se inserem (*e.g.*, diversidade, distribuição espacial, densidade e biomassa doutras espécies) [22, 77]. Estas espécies são também responsáveis por importantes perdas financeiras [110] e impactes na sociedade, principalmente problemas na Saúde Pública e diminuição da produção económica de actividades baseadas nos ambientes e recursos marinhos, tais como a pesca, a aquacultura e o turismo, afectando ainda infra-estruturas marinhas, podendo ter como consequência o aumento do desemprego nas comunidades locais [5]. No entanto, em determinadas áreas as espécies invasoras podem ter um efeito positivo na economia caso possam vir a constituir um recurso pesqueiro alternativo.

1.1.2. Espécies exóticas em Portugal

Embora nos últimos anos tenham sido publicados alguns trabalhos sobre esta temática (*e.g.* [26, 159]), ainda não existem registos sistematizados sobre as espécies exóticas que ocorrem nos estuários e zonas costeiras de Portugal, à excepção do arquipélago dos Açores [32]. Por isso, está a ser elaborado actualmente, no âmbito de um projecto de investigação (INSPECT), um inventário das espécies exóticas marinhas identificadas no país, que inclui as datas e locais de introdução, tipos de habitat colonizados, vectores de introdução e vias de dispersão, estimativas populacionais, possíveis impactes e medidas de prevenção e mitigação. No âmbito deste projecto foram registadas, até à data, 72 espécies exóticas nos sistemas aquáticos estuarinos e costeiros portugueses, incluindo 4 espécies de microalgas, 22 macroalgas e 46 invertebrados para os Açores e Continente [90]. A maioria destas espécies foi identificada em sistemas estuarinos, com especial relevância para o estuário do Tejo, provavelmente devido a (i) tratar-se dum estuário com elevada diversidade de habitats, (ii) ser um dos portos mais importantes a nível nacional e (iii) possuir diversas marinas de recreio com tráfego internacional significativo [46]. Actualmente, está a ser revista a legislação que regulamenta a introdução na Natureza de espécies não indígenas da flora e da fauna (Decreto-Lei n.º. 565/99, de 21 de Dezembro), documento que pretende incluir as espécies marinhas. Portugal está ainda obrigado à implementação da Directiva-Quadro “Estratégia Marinha” (Directiva

2008/56/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 17 de Junho de 2008), que requer alcançar o Bom Estado Ecológico até 2020 e inclui a introdução de espécies exóticas nos critérios de avaliação.

Ratificou ainda a Convenção Internacional para Controlo e Gestão da Água de Lastro e Sedimentos de Navios, aprovada em 2004. Está actualmente em discussão a Estratégia Europeia para as Espécies Invasoras, que visa a definição de medidas para a prevenção, controlo e erradicação das mesmas.

1.2. Amêijoa-japonesa (*Ruditapes philippinarum*)

1.2.1. Biologia e ecologia

Ruditapes philippinarum (Adams & Reeve, 1850), de nome comum amêijoa-japonesa ou “Manila clam” (em língua inglesa) (Fig. 1), é um molusco bivalve da família Veneridae, de concha sólida, equivalve, ovóide e quadrangular, apresentando a margem posterior quase recta. As valvas são simétricas, com costelas serradas concêntricas e radiais, mas com o padrão reticulado menos apertado e mais marcado do que em *Ruditapes decussatus*, a espécie congénere nativa de Portugal. A charneira tem três dentes cardinais em cada valva, mas não



Figura 1. Exemplar de *Ruditapes philippinarum*.

tem dentes laterais. O seio paleal é profundo e arredondado, sem chegar ao centro da valva. O bordo das valvas é liso. A cor da concha é muito variável, mas geralmente acastanhada, decorada com desenhos diversos, apresentando frequentemente grandes manchas ou bandas escuras concêntricas ou irregulares. O interior é esbranquiçado; ocasionalmente de cor púrpura na região próxima ao umbo. Pode atingir até 8 cm de comprimento [3].

Esta espécie vive enterrada a cerca de 4 cm da superfície [103], em sedimentos arenosos e vasos das zonas intertidais e subtidais. É um organismo eurialino que ocorre na região inferior dos estuários, suportando salinidades entre 16 e 36, sendo o seu óptimo halino de 20 a 26 [125].

A amêijoia-japonesa é estritamente gonocórica. O período de reprodução varia de acordo com a área geográfica, mas observa-se normalmente um período de repouso sexual desde finais do Outono até ao início do Inverno. A gametogénese no meio natural dura de dois a cinco meses, seguidos da reprodução. Pode haver um segundo pico de desova dois a três meses mais tarde. A temperatura e a disponibilidade alimentar são dois parâmetros que afectam a gametogénese, que ocorre mais rapidamente com o aumento da temperatura [182]. Embora a temperatura óptima se situe entre os 20-22°C, 8°C será a temperatura mínima para que se inicie o processo de gametogénese, sendo os 12°C o limite inferior para a maturação dos gâmetas e 14°C para a desova [84, 112, 126, 176]. Muitos factores externos condicionam o sucesso do recrutamento no meio natural, tais como a temperatura, a salinidade e as correntes. A dispersão larvar é condicionada pela velocidade das correntes de maré e do vento.

1.2.2. Distribuição nativa e dispersão

A amêijoia-japonesa *R. philippinarum* é uma espécie que se distribui entre as regiões subtropicais e boreais, sendo oriunda das latitudes baixas do Pacífico oriental [144]. As populações indígenas encontram-se nas Filipinas, mares do sul e leste da China, Mar Amarelo, Mar do Japão, Mar de Okhotsk e ilhas Curilhas do Sul [150].

De considerável valor comercial, é uma das espécies de moluscos que tem conseguido estabelecer-se satisfatoriamente em diversas regiões do Mundo, longe dos limites da sua distribuição geográfica natural [117, 118]. A sobrepesca e os rendimentos irregulares de amêijoas nativas europeias, como a amêijoia-boia (*Ruditapes decussatus*), geraram a importação de *R. philippinarum* para a Europa. Esta espécie foi introduzida pela primeira vez em 1972, em França, através da sua produção em aquacultura [14], seguindo-se a Irlanda, Itália, Inglaterra e Espanha.

A aquacultura de amêijoia-japonesa foi bem-sucedida e teve um crescimento exponencial, desde a década de 1990. Actualmente é uma das espécies mais produzidas em todo o Mundo, com mais de 3 milhões de toneladas em 2006. Contudo, para o mesmo ano, observou-se uma tendência para a diminuição das capturas globais em 45000 toneladas [75]. Algumas doenças, como Perkinsus e a doença do “anel castanho”, estão muitas vezes associadas às variações de produção em determinados locais, uma vez que causam elevadas mortalidades. Para além do problema das doenças, o desenvolvimento de populações selvagens após a introdução desta espécie, tem induzido várias mudanças nas tendências de produção, facilitando o

fornecimento de sementes (em Itália) ou, pelo contrário, competindo economicamente com a aquacultura (França), favorecendo a pesca recreativa [75] e/ou a apanha.

1.3. *Ruditapes philippinarum* em Portugal

Não está claro como a amêijoia-japonesa foi introduzida em Portugal, mas sabe-se que ocorre nos estuários portugueses há mais de uma década. Em Portugal continental, esta espécie já foi recensada em vários estuários (*e.g.* Rio Tejo e Rio Sado), sistemas lagunares (*e.g.* Ria Formosa e Ria de Aveiro) e lagoas costeiras (*e.g.* Lagoa de Albufeira) [66].

A colonização do estuário do Tejo por esta espécie coincidiu com uma diminuição significativa da amêijoia-boia, que ocupa o mesmo tipo de habitat. Este facto permite levantar duas hipóteses alternativas: (a) a sobreexploração da amêijoia-boia levou à introdução da amêijoia-japonesa no Tejo e a sua boa adaptação posterior impediu que as populações da espécie autóctone recuperassem, ou (b) a competição entre as duas espécies, pelos mesmos nichos e recursos, provocou o declínio de *R. decussatus*.

Os moluscos bivalves têm sido capturados tradicionalmente em Portugal mediante técnicas de arrasto, nomeadamente a ganchorra (com a amêijoia como alvo principal) e a berbigoeira ou Cabrita (utilizada tanto na pesca da amêijoia como do berbigão). Actualmente, a amêijoia-japonesa pode ser capturada mediante apanha por mergulho em apneia e ancinho de mão, nas áreas subtidais, ou com faca de mariscar e sacho, nas zonas intertidais.

Embora não exista um regulamento específico para a pesca de *R. philippinarum* em Portugal, a possibilidade de pesca deste bivalve no estuário do Tejo surge com a publicação da Portaria 1228/2010, de 6 de Dezembro, onde aparece elencada com a designação genérica de *Ruditapes spp.*, na lista de “Espécies animais marinhas que podem ser objecto de apanha”. A publicação da Portaria 85/2011, de 25 de Fevereiro, proíbe a apanha de *R. decussatus* e permite o estabelecimento dum plano de exploração da *R. philippinarum*, desde que não se exceda o número de licenças já emitidas. Este diploma estipula ainda que fica interdita a devolução ao meio natural de exemplares de amêijoia-japonesa, que não sejam colocados no circuito comercial, em outras zonas que não seja a sua área de distribuição no estuário do Tejo.

1.4. Caracterização geral da área de estudo

O estuário do Tejo (38°44'N, 09°08'W), localizado na costa centro-oeste portuguesa, é o maior estuário de Portugal e um dos maiores da Europa, cobrindo uma área de aproximadamente 325 km². É um estuário mesotidal, com uma amplitude média de maré de 2,4 m, variando entre 4 m nas marés vivas e 1 m nas marés mortas. Tem um clima suave, com uma temperatura média do ar de 16,3°C e uma precipitação total anual de 700 mm [65], embora muito variável [172]. A temperatura da água varia entre os 8°C e os 26°C [23]. O fluxo médio do rio é de 400 m³.s⁻¹, apesar de ser altamente variável, tanto sazonal como interanualmente.

Este sistema estuarino tem uma profundidade média inferior a 10 m e aproximadamente 40% desta área (138 km²) é constituída por vasas intertidais [24, 57], que junto à margem terrestre são ocupadas por extensas áreas de sapais [26]. Na zona entre-marés pontificam ainda antigos povoamentos de ostreiras que ocupam uma área de aproximadamente 16 km² [58]. Na zona subtidal, embora os fundos sejam compostos por uma gama heterogénea de substratos, o sedimento principal nas regiões montante e intermédia do estuário é a areia-vasosa, enquanto na porção jusante e na área costeira adjacente predominam as areias [24].

Enquadrado na Área Metropolitana de Lisboa, a zona mais povoada do país, este sistema salobro, desde há muito tempo, tem sido sujeito a fortes impactes antropogénicos relacionados com o desenvolvimento industrial, a urbanização, a agricultura e as actividades portuárias e piscatórias, sendo a contaminação por metais pesados um problema assinalável [26; 64].

1.5. Objectivos gerais

Os objectivos principais do presente trabalho foram:

- Conhecer a distribuição e abundância actuais das populações de *R. philippinarum* e *R. decussatus* no estuário do Tejo e relacioná-las com as condições ambientais prevalecentes;
- Estudar o crescimento e a estrutura etária das populações de *R. philippinarum* e *R. decussatus*;
- Avaliar os possíveis efeitos da presença de *R. philippinarum* sobre a espécie nativa *R. decussatus* bem como sobre a restante macrofauna bentónica acompanhante.

CAPÍTULO 2

DISTRIBUIÇÃO, ABUNDÂNCIA E
CRESCIMENTO DE *Ruditapes philippinarum* (Adams
& Reeve, 1850) NO ESTUÁRIO DO TEJO

RESUMO

As actividades humanas têm promovido o transporte, intencional ou não, de espécies marinhas para fora do seu habitat natural, causando graves problemas nos sistemas onde se inserem. A amêijoia-japonesa, *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850), nativa das costas asiáticas do Oceano Pacífico, é uma espécie conhecida pela sua alta capacidade de dispersão e de adaptação a novos habitats. Introduzida na Europa na década de 1980, terá chegado a Portugal há mais de dez anos. Ainda não existem estudos sobre a dinâmica e ecologia da população desta espécie no estuário do Tejo, pelo que se desconhece o grau de colonização do sistema, contudo a sua introdução e expansão tem vindo a ser acompanhada de um progressivo declínio na população da amêijoia autóctone, *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758).

No presente trabalho fizeram-se arrastos com ganchorra cobrindo a totalidade do estuário do Tejo, com o objectivo de determinar quais as condições ambientais que condicionam a distribuição e abundância da amêijoia-japonesa. Para além disso, calculou-se o Índice de Condição dos exemplares de *R. philippinarum*, assim como a sua idade (neste caso também de *R. decussatus*), mediante três técnicas distintas: contagem dos anéis externos na superfície da concha, identificação e contagem das bandas internas de crescimento (mediante a técnica da película de acetato) e análise de distribuição de comprimentos.

Os resultados mostraram que a amêijoia-japonesa encontra-se bem distribuída no estuário e ocorre nos mesmos nichos ecológicos das espécies *R. decussatus*, *Cerastoderma glaucum* (Poiret, 1789) e *Solen marginatus* Pulteney, 1799, normalmente em zonas com temperaturas mais elevadas e vasosas da região subtidal com salinidade média. A dominância de *R. philippinarum* ao longo do sistema parece indicar que a sua introdução terá contribuído fortemente para o quase desaparecimento da amêijoia-boia no estuário do Tejo. O Índice de Condição calculado para *R. philippinarum* foi similar nas duas áreas estudadas, estando os valores obtidos de acordo com o referido na bibliografia para outros locais. A aplicação dos vários métodos para estimação da idade revelou a técnica da película de acetato como a mais adequada para a espécie objecto de estudo. A idade máxima calculada para *R. philippinarum* a partir dos anéis internos foi de seis anos e meio e os valores dos parâmetros da equação de crescimento de von Bertalanffy estimados foram $L_{\infty} = 65,2$, $k = 0,34$ e $t_0 = 0,93$. São

propostas algumas linhas de investigação a desenvolver num futuro próximo, de modo a conhecer a dimensão dos impactes da introdução de *R. philippinarum* no estuário do Tejo.

Palavras-chave: espécie exótica; amêijoa-japonesa; repartição espacial e densidade; índice de condição; modelo de von Bertalanffy

2.1. INTRODUÇÃO

A amêijoa-japonesa, *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850), é um dos moluscos bivalves mais explorados comercialmente em todo o Mundo. A sua alta adaptabilidade a vários ambientes torna-a muito adequada para aquacultura [53]. Nativa das costas asiáticas do Oceano Pacífico, a espécie distribui-se actualmente ao longo da costa oeste dos Estados Unidos e na costa Atlântica Europeia, bem como nos mares Adriático e Egeu e na região Indo-Pacífica [95].

Foi introduzida na Europa para fins de aquacultura, primeiramente em França, entre 1972 e 1975 [63], e mais tarde na Irlanda (1982-1984), Itália (1983), Inglaterra (1988) e Espanha [61]. Tais cultivos vieram a revelar-se altamente dispersivos, pelo que, desde 1988 populações naturais da espécie têm colonizado grande parte das costas destes países, afectando as populações nativas da amêijoa europeia, *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758), tornando-se um novo recurso pesqueiro.

Desconhece-se quando e como foi introduzida em Portugal, mas a sua presença na costa portuguesa tem sido constatada há mais de dez anos, verificando-se, inclusivamente, a rápida expansão das populações de amêijoa-japonesa devido às características invasoras que exhibe. Tal faz com que populações desta espécie estejam perfeitamente estabelecidas na Ria de Aveiro e no estuário do Tejo [90]. A única referência à sua ocorrência no estuário do Tejo pertence a [66], afirmando este autor que a amêijoa-japonesa tem sofrido uma explosão demográfica e uma dispersão espacial recente, o que justifica a sua apanha em certos locais.

Para entender a biologia desta espécie e a sua adaptação ao estuário do Tejo é necessário analisar a sua distribuição e abundância no ecossistema e identificar as condições ambientais que as determinam. Além disso, para compreender a dinâmica da população nesta área é essencial estudar o seu crescimento.

Vários métodos têm sido utilizados para a determinação da idade e estimativa das taxas de crescimento nos bivalves, no entanto existem problemas práticos com a sua aplicação. As experiências de marcação e recaptura requerem muito tempo para reunir os dados e implicam meios financeiros razoáveis [68]. As análises de composição isotópica de oxigénio e carbono são também utilizadas para este fim, embora a determinação das condições de equilíbrio ou desequilíbrio entre o carbonato e a água do mar seja muitas vezes complicada,

principalmente quando acontecem grandes mudanças na temperatura e composição isotópica da água do mar ao longo do tempo [99]. A análise da distribuição de frequências por comprimento é um método relativamente subjectivo, inapropriado para espécies com um período de recrutamento anual relativamente longo e/ou taxas de crescimento individuais altamente variáveis entre grupos de idade [35, 151]. Contudo, em certas condições, podem fornecer resultados bastante aceitáveis, sobretudo como meio de confirmação de estimativas efectuadas com outras metodologias [71]. A contagem de marcas ou anéis de crescimento visíveis na superfície da concha é um método muito utilizado para a determinação da idade, por ser rápido e económico. Apesar disso, apresenta algumas limitações [128, 141] tais como 1) a falta de perceptibilidade dos anéis anuais nalgumas espécies; 2) a formação de anéis falsos que podem ser facilmente confundidos com anéis anuais e 3) nas espécies de grande longevidade, a dificuldade em visualizar os anéis anuais iniciais devido à abrasão da concha na região umbonal e/ou a impossibilidade de distinguir os anéis nos últimos anos, por serem depositados muito próximos uns dos outros. Estas restrições podem ser solucionadas com a técnica da película de acetato [140], sendo contudo, um processo relativamente moroso. Alguns autores consideram que a idade pode ser determinada com maior precisão a partir da análise dos anéis de crescimento depositados na microestrutura da concha, do que directamente através da contagem dos anéis externos [67, 141]. Para algumas espécies, a contagem dos anéis externos pode ser apropriada para uma rápida estimativa da idade, embora seja recomendado o uso dos anéis internos da concha para a estimativa dos parâmetros de crescimento [68].

Alguns trabalhos têm demonstrado que as taxas de crescimento de *R. philippinarum* diferem marcadamente entre regiões [73, 92]. Por outro lado, estudos realizados na última década têm evidenciado que as características do sistema onde a espécie se instala desempenham um papel importante na extensão dos seus impactes nas comunidades locais [47, 146]. Com este estudo pretendeu-se conhecer a presença e o grau de dispersão da amêijoa-japonesa no estuário do Tejo, relacionar a distribuição da espécie com as suas características biológicas e com as condições ambientais prevalentes no ecossistema e compará-las com as de outros bivalves, com especial destaque para a amêijoa nativa *R. decussatus*.

Assim, os objectivos específicos do presente trabalho foram:

- Conhecer a distribuição e abundância de *R. philippinarum* no estuário do Tejo;
- Estudar o crescimento e a estrutura populacional da espécie no ecossistema;

- Avaliar a condição dos indivíduos nas diferentes áreas do estuário;
- Procurar possíveis relações entre a presença de *R. philippinarum* e a presença/ausência de outros moluscos bivalves, com especial destaque para *R. decussatus*.

2.2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.2.1. Distribuição e abundância das várias espécies

As colheitas de material biológico foram realizadas no estuário do Tejo nos dias 24 e 28 de Fevereiro e 15 de Março de 2011, na área compreendida entre Alhandra e Belém (Fig. 2). Foram definidas 37 estações de amostragem distribuídas por três grandes zonas: zona A, que compreende as baías da margem sul do estuário, nomeadamente do Montijo, Barreiro e Seixal, onde as profundidades são geralmente baixas; e zonas B e C, no corpo central do estuário, onde as salinidades médias ao longo do ano são muito diferentes, pertencendo a zona B (a montante de estuário) à região mesohalina (5-18 de salinidade) e a zona C (a jusante do estuário) à região polihalina (18-30 de salinidade).

A amostragem foi levada a cabo a bordo de uma embarcação de pesca profissional e as amostras foram recolhidas por apanhadores profissionais com a utilização de uma ganchorra (Fig. 3 e Tab. 1).

Em cada estação de amostragem realizou-se um arrasto com duração aproximada de 1 minuto e velocidade variável, dependendo do tipo de sedimento existente. A bordo da embarcação foi feita a triagem da amostra, separando-se de imediato os exemplares do género *Ruditapes* das restantes espécies de bivalves.

Durante a amostragem, efectuaram-se medidas pontuais da profundidade (m) com uma sonda multiparamétrica e realizou-se uma análise visual das características do sedimento nas zonas arrastadas, a partir do material retido pela ganchorra.

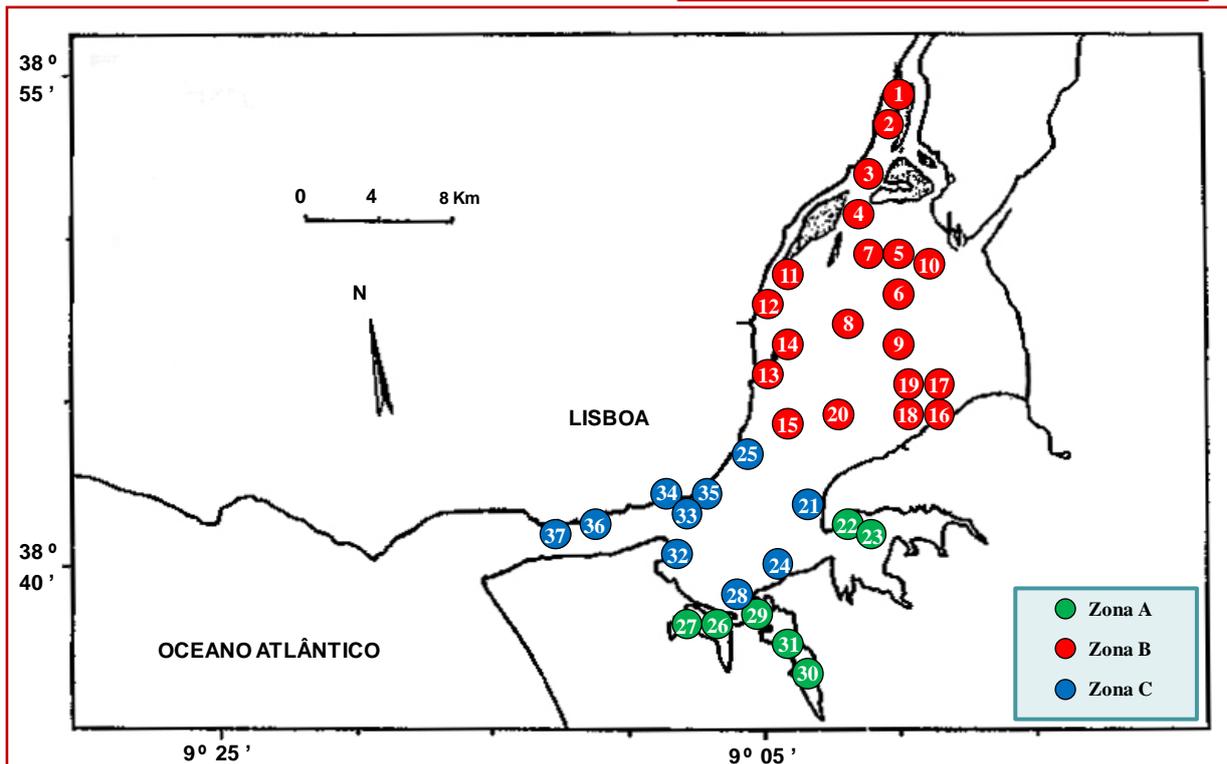


Figura 2. Localização das estações de amostragem.

A análise laboratorial consistiu na identificação das espécies capturadas, na contagem do número de indivíduos de cada espécie e na determinação da biomassa dos exemplares de *R. philippinarum*. No caso desta última espécie, fez-se também a medição do comprimento (maior distância, medida no sentido antero-posterior) e altura (distância vertical entre o umbo e o bordo ventral) da respectiva concha com uma craveira (precisão de 0,1 mm).



Figura 3. Arte de pesca (ganchorra) utilizada na recolha das amostras.

Tabela 1. Características da arte de pesca (ganchorra) utilizada na recolha das amostras.

Características	Medidas (cm)
Aro	
Diâmetro	80,0
Largura	60,0
Altura	30,0
Pente de dentes	
Número de dentes	13,0
Intervalo entre os dentes	1,5
Espessura dos dentes	1,0
Comprimento dos dentes	12,0
Saco de rede	
Comprimento	230,0
Largura	70,0
Malhagem	3,0

Para o estudo da distribuição e abundância de *R. philippinarum* no estuário do Tejo foram elaborados mapas com os quantitativos numéricos e ponderais capturados em cada estação de amostragem.

Para estudar as relações espaciais entre *R. philippinarum* e as outras espécies de bivalves presentes no estuário do Tejo, assim como a sua distribuição em função dos parâmetros ambientais, efectuou-se uma Análise Canónica de Correspondências (CCA), utilizando o *software* CANOCO 4.5. As variáveis ambientais consideradas foram: salinidade, temperatura da água, profundidade, exposição à maré (intertidal/subtidal), tipo de sedimento (cascalho, areia grossa, areia média, areia fina e vasa) e presença/ausência de ostras.

Os dados de salinidade e temperatura da água utilizados corresponderam a dados médios anuais obtidos no âmbito de projectos previamente realizados no estuário do Tejo pelo Centro de Oceanografia. A exposição à maré foi determinada a partir das cartas publicadas pelo Instituto Hidrográfico. Já a presença/ausência de ostras e o tipo de sedimento predominante foram determinados durante as amostragens e aferidas pelo trabalho de [28]. As profundidades consideradas foram as medidas durante as recolhas.

As variáveis ambientais incluídas no modelo final (variáveis explicativas) foram seleccionadas manualmente, mediante a aplicação do teste de permutação de Monte Carlo

[168]. Este mesmo procedimento estatístico foi empregue para determinar a significância do primeiro eixo e do conjunto dos eixos canónicos da análise [167].

2.2.2. Índice de Condição dos indivíduos de *Ruditapes philippinarum*

Para reduzir os enviesamentos devidos ao comprimento diferencial dos exemplares nos resultados obtidos para os respectivos valores de condição (ver [67]), apenas foram usados nesta análise indivíduos com um comprimento compreendido entre os 30 e os 39 mm, por ser esta a gama mais frequente de comprimentos entre os organismos capturados. Assim, foram escolhidos só indivíduos dessas dimensões, tanto na zona A como na zona B, sendo a contribuição de cada estação de amostragem dentro das zonas proporcional à quantidade de espécimes capturados.

Tendo em conta que o número de exemplares capturados na zona C foi muito baixo, a condição dos indivíduos foi avaliada somente nas zonas A e B.

O procedimento laboratorial seguido para a determinação da condição dos indivíduos foi o habitual neste tipo de estudos, adaptado às características do material a analisar. Assim, a parte edível dos organismos foi separada da concha com a ajuda de um bisturi e ambas foram secas numa estufa a 60 °C, durante 72h. Depois de pesado o material numa balança analítica com precisão de 0,0001 g, determinou-se o peso em cinzas da parte edível, colocando-a na mufla durante 5 horas a 500 °C. As cinzas foram posteriormente pesadas.

Para determinar a condição dos indivíduos de *R. philippinarum* no estuário do Tejo, aplicou-se o Índice de Condição (IC) de [179]:

$$IC = \frac{W_{carne} - W_{cinzas}}{W_{concha}},$$

onde W corresponde ao peso em gramas.

Cumpridos os pressupostos de normalidade (teste de Kolmogorov-Smirnov) e homocedasticidade (teste de Levene) dos dados, os valores do Índice de Condição dos exemplares de *R. philippinarum* das zonas A e B foram comparados recorrendo a uma Análise de Variância (ANOVA) [154], utilizando o *software* SPSS Statistics 17.0. Consideraram-se como estatisticamente significativos valores de $p < 0,05$.

2.2.3. Crescimento dos indivíduos de *Ruditapes philippinarum* e *Ruditapes decussatus*

Para os estudos de crescimento foram escolhidos 45 indivíduos representativos das classes etárias superiores, 30 exemplares de *R. philippinarum* (10 de cada zona) e 15 de *R. decussatus* (número máximo encontrado).

2.2.3.1. Determinação da idade

Foram utilizados dois métodos para estimar a idade dos exemplares: 1) identificação e contagem dos anéis anuais de crescimento na superfície da concha e 2) identificação de anéis anuais de crescimento na estrutura interna da concha (técnica da película de acetato ou “acetate peel”). Os resultados obtidos a partir dos anéis externos foram posteriormente comparados com os dos anéis internos, de modo a comprovar a validade da utilização do primeiro método, uma vez que é mais rápido e económico que o segundo.

No caso da análise dos anéis internos, a valva esquerda de cada indivíduo foi examinada para detectar a presença de anéis anuais na sua superfície e a distância antero-posterior de cada anel foi medida com uma craveira digital. Para a identificação microscópica dos anéis de crescimento anuais em réplicas de acetato de cortes transversais das conchas seguiu-se o protocolo de acordo com [106, 139]: (1) remoção dos tecidos – separa-se a parte edível da concha e esta é limpa e seca; (2) impregnação em resina – a valva direita de cada exemplar é colocada em moldes circulares, os quais enchem-se de resina e são deixados a secar à temperatura ambiente; (3) corte (Fig. 4A e 4B) – os blocos de resina são cortados longitudinalmente, seguindo a linha de maior comprimento da concha, com uma máquina de corte de precisão; (4) alisamento (Fig. 4C) – a superfície de corte é alisada utilizando um conjunto de lixas com granulometria progressivamente menor (entre 600 e 1000); (5) polimento (Fig. 4C) – depois de lixada, procede-se ao polimento da superfície com um polidor de metais; (6) "revelação" – o bloco é submerso em ácido (HCl 1%) durante 3 minutos (tempo suficiente para revelar a microestrutura da concha); (7) lavagem e secagem – o bloco é passado imediatamente por água, de modo a eliminar os restos de ácido e é deixado a secar à temperatura ambiente; e (8) processamento e montagem da película de acetato (Fig. 4D) – a película de acetato é submersa em acetato de etilo durante cerca de 10 segundos e de seguida é colocada sobre a superfície tratada dos blocos; uma vez secas, as

películas montam-se em lâminas para a sua posterior visualização no microscópio (ampliação 20×).

Uma vez identificados os anéis anuais de crescimento na película de acetato mediu-se a distância (mm) entre o umbo e cada anel (Fig. 5). Como as distâncias medidas não correspondem ao comprimento dos animais, mas sim à sua altura, houve a necessidade de converter estes valores em comprimentos através da equação alométrica descrita por [89], ajustando uma curva de tipo exponencial aos pontos observados:

$$L = a Y^b,$$

em que L corresponde ao comprimento (mm); Y à altura (mm); e a e b são os parâmetros de alometria, sendo a o índice inicial de crescimento e b a relação entre as diferentes variáveis e o comprimento.

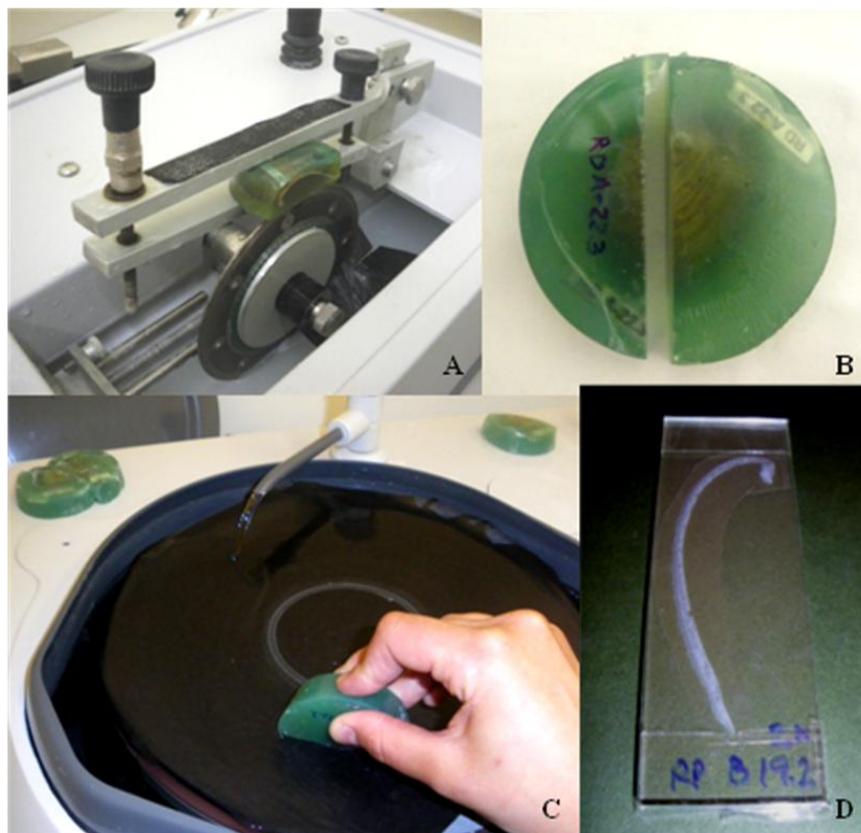


Figura 4. Preparação das conchas para identificação microscópica dos anéis de crescimento. **A** e **B** – Corte da concha, **C** – alisamento e polimento da superfície, **D** – montagem da película de acetato.

Para aferir a fidelidade das determinações de idade efectuadas a partir da análise dos anéis de crescimento na estrutura interna das conchas, estas foram comparadas com as obtidas a partir da distribuição de frequências de comprimento dos exemplares, através da aplicação do método descrito por [7], no programa FISAT [72]. Segundo os referidos autores, a individualização das classes etárias identificadas por este método só é válida nos casos em que o índice de separação (IS) apresente um valor superior a dois.

2.2.3.2. Equações de crescimento

Para a descrição do crescimento utilizou-se a equação de [175], que estima o comprimento dos organismos em função da idade e é frequentemente utilizada em estudos de crescimento de bivalves [17, 60]:

$$L_t = L_\infty [1 - e^{-k(t - t_0)}]$$

onde L_t é o comprimento (mm) na idade t ; L_∞ o comprimento assintótico (mm), que representa o comprimento máximo que um organismo pode teoricamente atingir, se lhe for permitido crescer por tempo indeterminado; k a constante de crescimento (unidade ano⁻¹), que determina a forma como o comprimento evolui ao longo do tempo; e t_0 a idade teórica em que o comprimento é zero (expresso em anos).

Os parâmetros da equação (L_∞ , k e t_0) foram determinados pelo método da iteração progressiva dos mínimos quadrados (método Gauss-Newton), utilizando o *software* STATISTICA 6.0. No presente estudo consideraram-se os exemplares com um anel com 6 meses de idade, os que apresentavam dois anéis com 18 meses, os que apresentavam três com 30 meses e assim sucessivamente. Esta opção foi suportada pelos resultados obtidos no Capítulo 3 do presente trabalho, onde se aponta para duas épocas de reprodução da espécie no estuário do Tejo (Verão e Outono), ou seja, cerca de 6 meses antes das recolhas efectuadas.

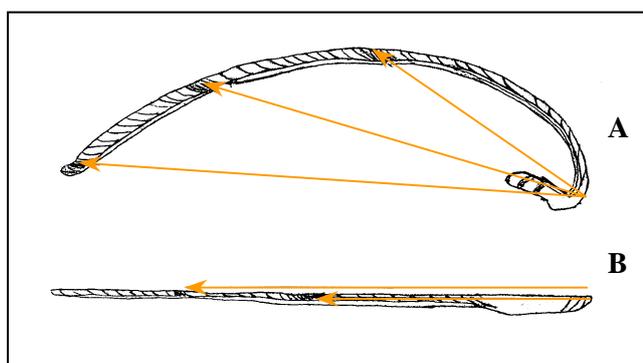


Figura 5. Representação esquemática das medições efectuadas em conchas de *R. philippinarum* e *R. decussatus*. **A** – Correspondência com as medidas reais da concha, e **B** – Medidas efectuadas sobre a película de acetato.

A comparação entre os parâmetros de von Bertalanffy determinados para as diferentes zonas de amostragem foi efectuada recorrendo-se ao teste T-Hotelling [86].

Uma vez que o crescimento individual não é um processo linear, a comparação do crescimento entre diferentes populações ou *taxa* é muito difícil, sobretudo por causa da correlação existente entre os parâmetros k e L_{∞} . Para ultrapassar esta dificuldade, tem-se utilizado o índice “*Overall Growth Performance*” (OGP, P), que no presente estudo foi empregue para comparar os parâmetros de crescimento obtidos com os encontrados na bibliografia para outras populações do género *Ruditapes*:

$$P = \log (K \times L_{\infty}^3).$$

2.3. RESULTADOS

2.3.1. Distribuição e abundância das várias espécies

Neste estudo foi capturado um total de 2938 indivíduos de *R. philippinarum*, correspondendo a um peso aproximado de 32,3 kg; o número de indivíduos capturados por estação de amostragem variou entre 0 e 594 por 100 m² e a biomassa entre 2 e 5278 g/100 m².

Não foi capturado qualquer exemplar de *R. philippinarum* em 20 das 37 estações amostradas (estações 1-4, 7, 10, 12, 14-18, 24-25 e 32-37), estando aquelas distribuídas principalmente nas porções superior e inferior do estuário (Fig. 6A e 6B). O maior número de indivíduos foi capturado nas zonas intermédias do sistema e nas baías da margem sul, destacando-se as estações 19 (Alcochete), 22 e 23 (entrada da baía do Montijo) (Fig. 6A e 6B).

Encontraram-se apenas 15 indivíduos de *R. decussatus*, 1 na estação 9, 9 na estação 22, 3 na estação 26 e 2 na estação 27.

Os dados de abundância e biomassa de *R. philippinarum* por estação de amostragem são apresentados no Anexo I. A informação relativa às capturas acessórias é apresentada no Anexo II.

Na Análise Canónica de Correspondências efectuada com as várias espécies de bivalves no estuário do Tejo e os diferentes parâmetros ambientais, os dois primeiros eixos explicaram quase 30% da variabilidade biológica detectada (Tab. 2).

O teste de permutação global mostrou ainda que considerando somente o primeiro eixo canónico (F -ratio=5,904), bem como a soma de todos os eixos canónicos (F -ratio=2,678), as relações entre a abundância das várias espécies de bivalves e as variáveis ambientais seleccionadas foram estatisticamente significativas ($p < 0,01$).

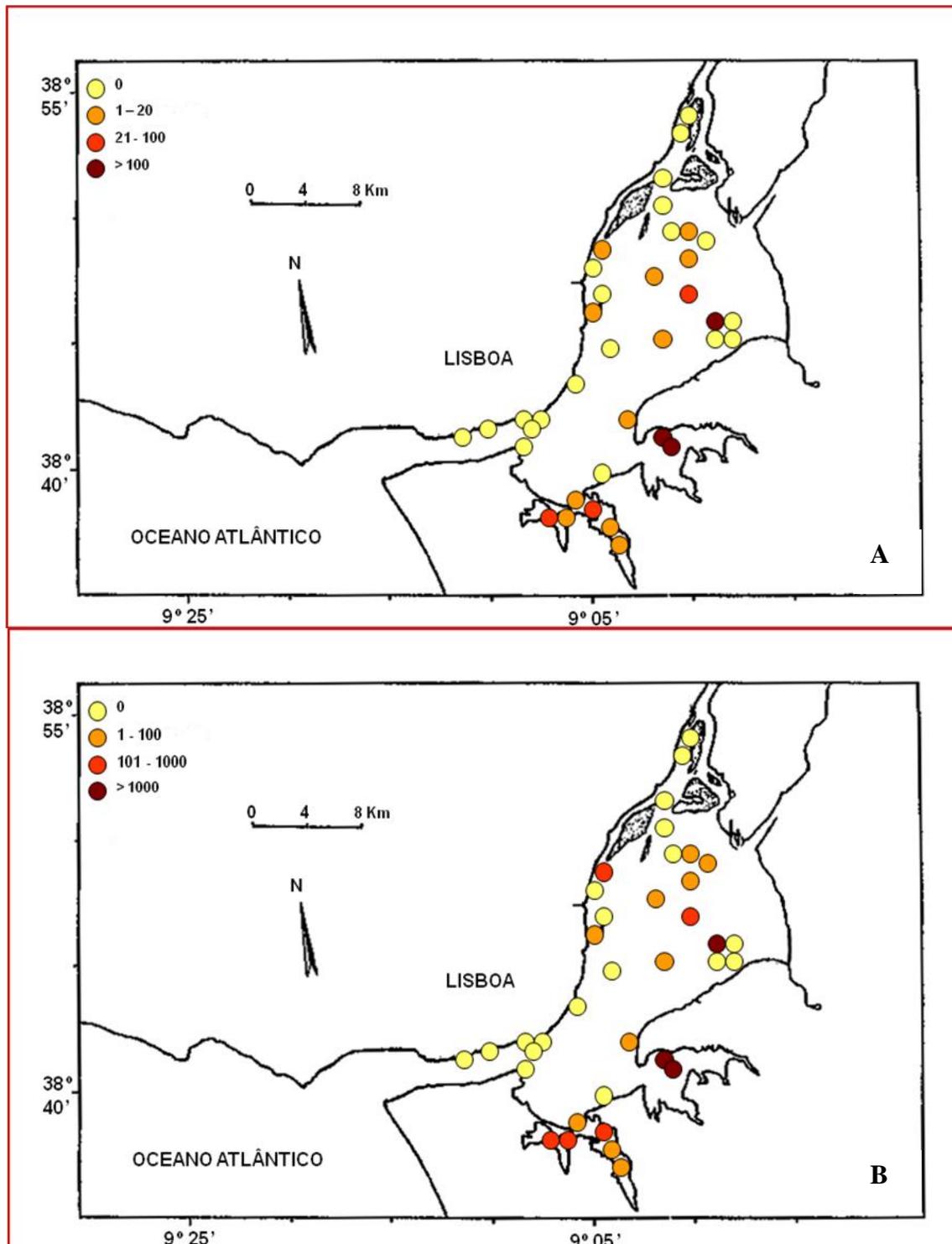


Figura 6. Distribuição e abundância de *R. philippinarum* no estuário do Tejo, por estação de amostragem. **A** – Abundância (nº indivíduos/100 m²) e **B** – biomassa (g/100 m²).

Tabela 2. Resultados da CCA efectuada para todas as espécies de bivalves capturadas e as variáveis ambientais que explicam a sua distribuição no estuário do Tejo.

	Eixo I	Eixo II	Eixo III	Eixo IV
<i>Eigenvalues</i>	0,888	0,319	0,305	0,062
Correlações espécies/variáveis ambientais	0,967	0,756	0,673	0,318
% variabilidade das espécies (acumulada)	20,4	27,8	34,8	36,2
% variabilidade explicada pelas variáveis ambientais	55,5	75,4	94,5	98,4

O diagrama da CCA (Fig. 7) mostra a distribuição das espécies em função dos parâmetros físico-químicos. Neste pode observar-se a proximidade espacial de *R. philippinarum* com as espécies *R. decussatus*, *C. glaucum* e *S. marginatus*.

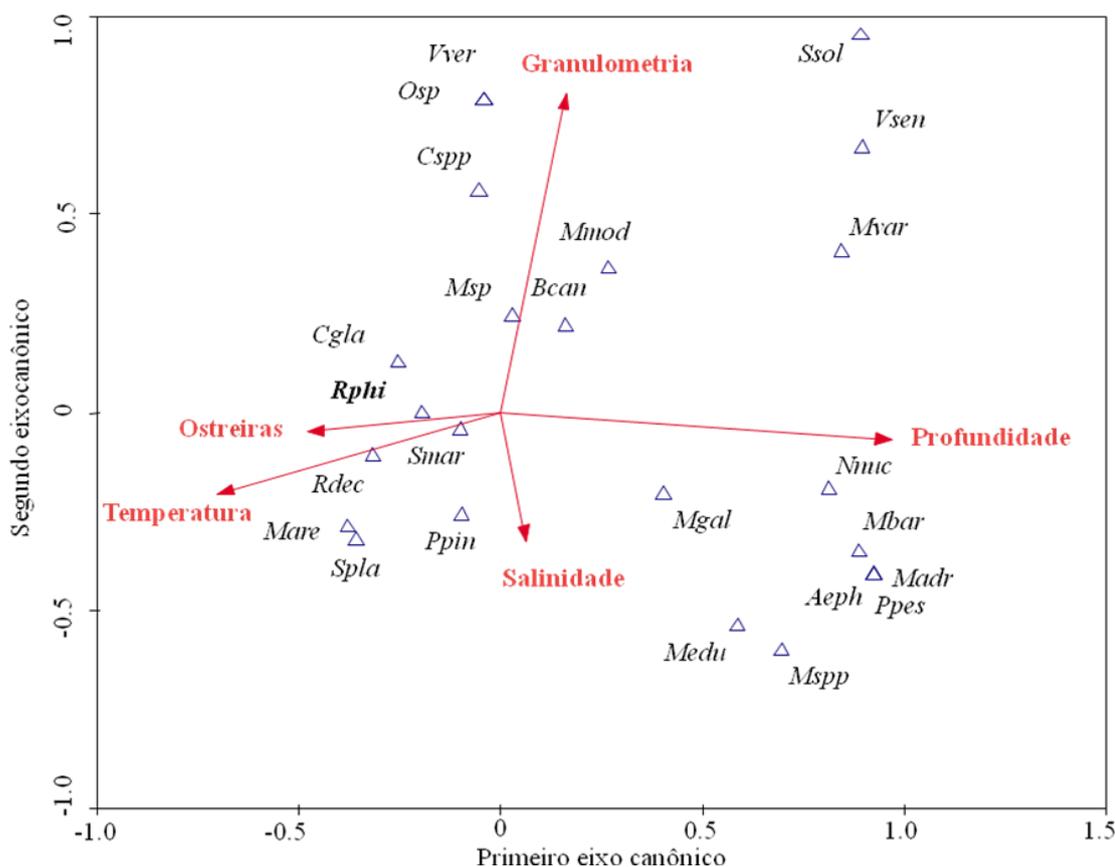


Figura 7. Diagrama de ordenação (CCA) com representação de todas as espécies de bivalves capturadas (triângulos) e as variáveis ambientais (setas) que explicam a sua distribuição no estuário do Tejo (ver Anexo III para as abreviaturas das espécies).

Estas espécies localizam-se preferencialmente em zonas com temperaturas mais elevadas, profundidades relativamente baixas e salinidades intermédias. Observou-se também, que o tipo de sedimento presente nas zonas de maior ocorrência de *R. philippinarum* é caracterizado por uma granulometria relativamente fina (vasas e vasas arenosas) e é coincidente normalmente com zonas de ostras.

2.4.1. Índice de Condição dos indivíduos de *Ruditapes philippinarum*

O Índice de Condição médio em exemplares de *R. philippinarum* no estuário do Tejo foi de 0,04943 (Tab. 3). Não foram encontradas diferenças significativas entre as duas zonas para este parâmetro ($F=0,361$; $gdl=1,96$; n.s.), pelo que se conclui que a condição dos exemplares de amêijoia-japonesa é similar ao longo do estuário do Tejo.

Tabela 3. Índices de Condição dos exemplares de *R. philippinarum* nas diferentes zonas do estuário do Tejo

Descritivos			
Áreas	N	Média	Desvio Padrão
A	50	0,05263	0,050649
B	48	0,46100	0,056811
Total	98	0,04943	0,053576

2.4.2. Crescimento dos indivíduos de *Ruditapes philippinarum* e *Ruditapes decussatus*

2.4.2.1. Determinação da idade

As réplicas das películas de acetato das secções das conchas de *R. decussatus* e *R. philippinarum* podem ser observadas na Figura 8. A concha apresenta duas camadas aragoníticas (Fig. 8A). As bandas de deposição variam segundo a velocidade de crescimento (Fig. 8A, 8D, 8F e 8G), correspondendo algumas delas aos anéis anuais (Fig. 8B e 8E). A dificuldade de identificação dos anéis anuais pode dever-se à existência de falsos anéis (Fig. 8C), formados em situações de stress ambiental. Também podem surgir dificuldades na

interpretação/identificação dos primeiros anéis em exemplares de pouca idade ou nos depositados no bordo ventral, no caso dos indivíduos adultos (Fig 8H).

As relações alométricas utilizadas para converter as alturas medidas nas películas de acetato de amêijoia-japonesa em comprimentos reais da concha, são apresentadas no Anexo IV.

O comprimento da concha de *R. philippinarum* variou entre 15,2 mm e 62 mm, com um valor médio de 37,4 mm, sendo que 60,4% dos indivíduos encontravam-se incluídos no intervalo de comprimento 30,9-39,9 mm. No caso de *R. decussatus*, o comprimento médio da concha foi de 33,5 mm, variando entre 22,1 mm e 49,9 mm.

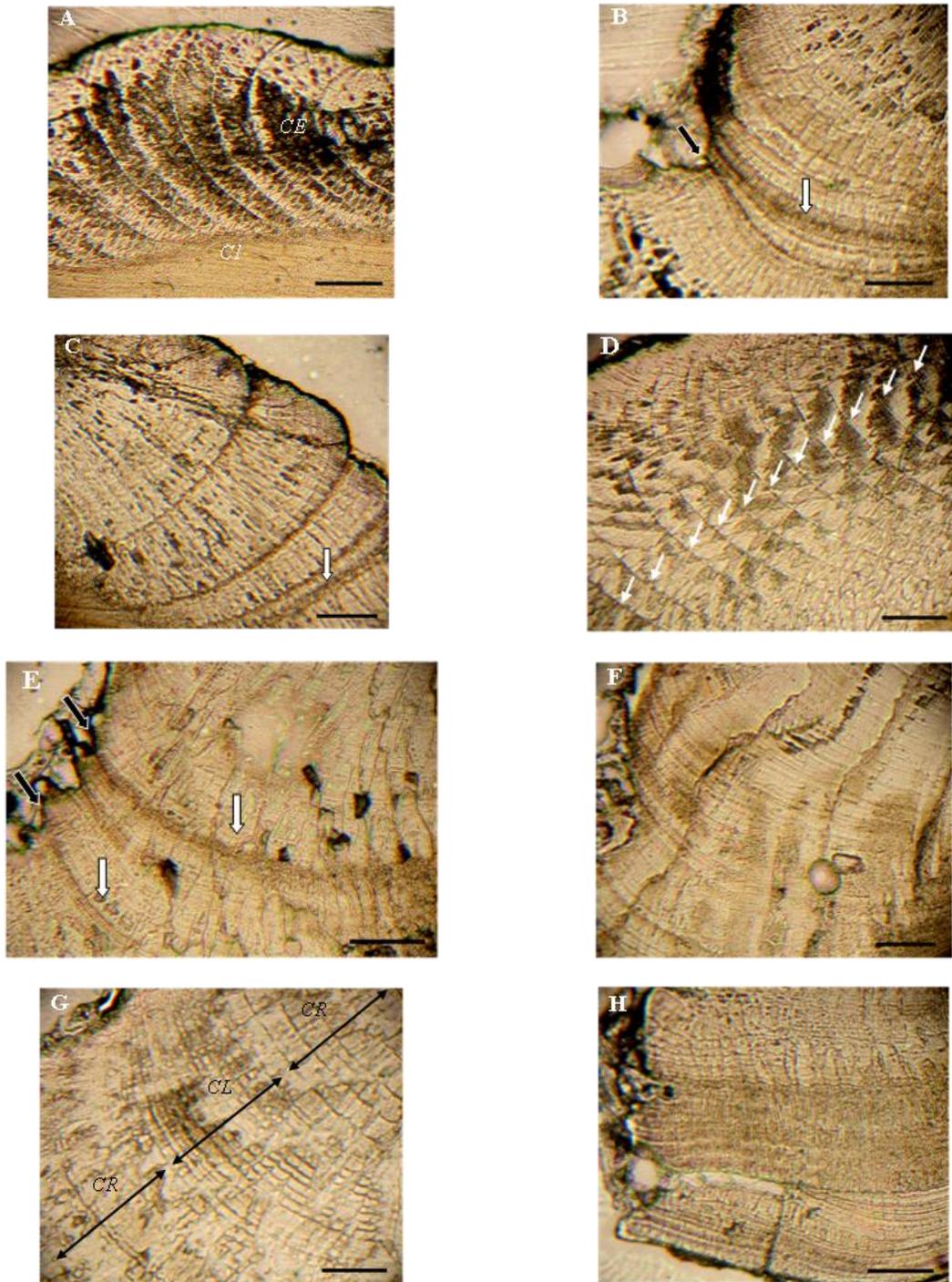


Figura 8. Microfotografias das réplicas das películas de acetato das secções das conchas de *R. decussatus* (A-C) e *R. philippinarum* (D-H): **A** – Bandas de micro-crescimento e camadas da concha (*CE*: camada prismática externa, *CI*: camada homogénea interna); **B** – Anel anual de crescimento (proximidade das bandas; seta branca) associado à fenda na superfície (seta preta); **C** – Anel falso (seta branca); **D** – Zona de crescimento rápido (anéis de crescimento, setas brancas); **E** – Anel anual de crescimento composto por duas bandas escuras próximas (setas brancas) e duas fendas (setas pretas); **F** – Zona de crescimento lento, sem anel anual; **G** – Zona de crescimento lento (*CL*) separada por zonas de crescimento rápido (*CR*); **H** – Bordo dorsal da concha. Barras de escala: 100 µm.

Os exemplares de amêijoia-japonesa com idade mais avançada (6,5 anos) foram encontrados na zona B, enquanto na zona A a idade máxima estimada foi de 4,5 anos e na zona C de 2,5 anos (Tab. 4). Os comprimentos correspondentes a cada classe de idade da zona B são superiores aos da zona A e ainda são mais altos na zona C, nos dois primeiros anos de idade. Somente foram registados exemplares de amêijoia-boia das duas primeiras classes de idade, sempre com comprimentos inferiores aos de *R. philippinarum*.

Tabela 4. Chaves de idade-comprimento médio para os exemplares de *R. philippinarum* e *R. decussatus* do estuário do Tejo, calculadas a partir da visualização dos anéis internos da concha (DP – desvio padrão).

Comprimento médio (mm) ± DP					
<i>Ruditapes philippinarum</i>				Idade (anos)	<i>Ruditapes decussatus</i>
Idade (anos)	Zonas				
	A	B	C		
0,5	22,10 ± 3,01	24,34 ± 2,81	25,53 ± 3,79	1	21,13 ± 3,58
1,5	35,70 ± 1,88	36,59 ± 2,20	37,32 ± 2,50	2	33,35 ± 2,14
2,5	43,43 ± 1,93	45,66 ± 1,18	42,58 ± 1,39		
3,5	48,09 ± 2,48	50,07 ± 1,84			
4,5	52,61 ± 0,53	54,05 ± 1,27			
5,5		57,94 ± 1,92			
6,5		61,13 ± 0,41			

A idade estimada a partir dos anéis externos foi coincidente com a estimada a partir dos anéis internos apenas em 15,8% dos casos (11,1% em *R. decussatus* e 17,3% em *R. philippinarum*) (Tab. 5), pelo que a utilização do método da contagem dos anéis externos pode levar, em ambas as espécies, a uma sobrestimação da idade, concluindo-se assim que a estimativa da idade por este método não é adequada para as populações de ambas as espécies do estuário do rio Tejo.

Tabela 5. Comparação de métodos de determinação da idade. Percentagens de coincidência entre idades estimadas a partir dos anéis externos e internos para os indivíduos de *R. philippinarum* e *R. decussatus*.

<i>Ruditapes philippinaum</i>			<i>Ruditapes decussatus</i>			Total	
Idade (anos)	Nº indiv	Coincidência ext/int (%)	Idade (anos)	Nº ind.	Coincidência ext/int (%)	Nº ind.	Coincidência ext/int (%)
0,5	5	17,2	1	1	11,1	6	15,8
1,5	9	31,0	2	3	33,3	12	31,6
2,5	9	31,0	3	3	33,3	12	31,6
3,5	3	10,3	4	2	22,2	5	13,2
4,5	2	6,9				2	5,3
5,5	0	0,0				0	0,0
6,5	1	3,4				1	2,6
Coincidentes (%)		17,2			11,1		15,8

2.4.2.2. Equações de crescimento

Com base nas chaves de idade-comprimento obtidas através dos anéis internos de crescimento, as equações de von Bertalanffy que descrevem o crescimento de *R. philippinarum* nas distintas zonas estudadas no estuário do Tejo são:

$$\text{Área A} \quad L_t = 57,4 [1 - e^{-0,46(t + 0,56)}]$$

$$\text{Área B} \quad L_t = 65,5 [1 - e^{-0,35(t + 0,85)}]$$

$$\text{Área C} \quad L_t = 46,8 [1 - e^{-0,81(t + 0,48)}]$$

$$\text{Todas as áreas} \quad L_t = 65,2 [1 - e^{-0,34(t + 0,93)}]$$

Pôde-se assim concluir, que os valores de L_∞ e k para a população de *R. philippinarum* no estuário do Tejo são, respectivamente, 65,2 mm e 0,34 ano⁻¹. Quando se compararam as curvas de crescimento da espécie nas zonas A e B (Fig. 9), verificou-se que estas diferiram

significativamente ($T=76,332$; $gdl=3,69$; $p<0,05$), sendo o crescimento máximo atingido maior na zona B ($65,5 \text{ ano}^{-1}$ contra $57,4 \text{ ano}^{-1}$ na zona A) e a taxa de crescimento superior na zona A ($0,46$ contra $0,35$ na zona B). A curva obtida para a área C não pôde ser considerada nestas análises por ter sido construída a partir de uma amostra de indivíduos muito jovens.

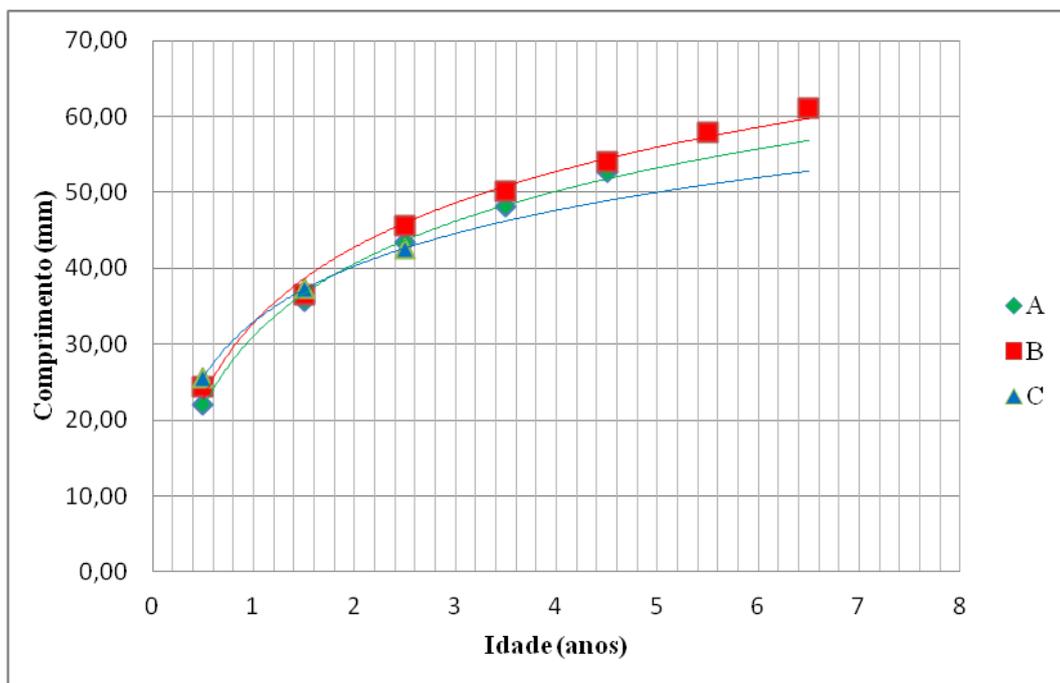


Figura 9. Curvas de crescimento de von Bertalanffy para a espécie *R. philippinarum* nas três áreas estudadas, determinadas a partir da determinação de idades baseadas em réplicas de películas de acetato das bandas internas de secções da concha dos exemplares.

Quando para *R. philippinarum*, se compararam os comprimentos médios por idade estimados a partir dos anéis de crescimento internos com os correspondentes às classes etárias estabelecidas na análise de coortes (Tab. 6), observou-se uma grande proximidade dos valores obtidos por ambos os métodos para as idades intermédias. Pelo contrário, a última análise não permitiu identificar nem a primeira (0,5 anos), nem as duas últimas classes etárias (5,5 e 6,5 anos), devido à escassez de exemplares destas idades na amostra. A coincidência das determinações etárias por métodos independentes constitui uma indicação da sua fiabilidade.

Tabela 6. Comparação dos comprimentos médios para cada classe de idade calculados a partir dos anéis internos de crescimento e mediante a análise de coortes (DP - desvio padrão; N - tamanho da amostra; IS - índice de separação).

Idade (anos)	Anéis internos			Análise de coortes			
	Comprimento médio (mm)	DP	N	Comprimento médio (mm)	DP	N	IS
1,5	36,64	2,25	24	33,95	4,07	2182	-
2,5	43,80	1,97	22	42,95	3,16	675	2,09
3,5	48,80	2,41	14	50,08	1,62	78	2,10
4,5	53,48	1,42	10	55,73	0,99	36	1,12

2.5. DISCUSSÃO

As análises efectuadas no presente estudo sobre a distribuição e abundância das várias espécies de bivalves no estuário do Tejo, mostraram que a população de *R. philippinarum*, de recente estabelecimento no sistema, ocorre preferencialmente em zonas vasosas relativamente protegidas, mas não demasiado profundas (mais abundante nas baías e nas margens do que na zona mais interior do estuário). Na sua área de distribuição natural, esta espécie atinge densidades mais altas também em ambientes eutróficos e protegidos [103]. De um modo geral, não ocorre com grande abundância na zona intertidal [20], mas é possível que as amêijoas adultas façam movimentos horizontais, deslocando-se das zonas intertidais para as subtidais, ajudadas pela energia das ondas e das correntes [94].

A preferência por temperaturas relativamente altas e salinidades intermédias também está em consonância com o referido por outros autores, que associam as elevadas mortalidades próprias do inverno com a redução da salinidade [57, 124], insuficiência nutricional [11, 76, 142] e baixas temperaturas [76]. Também se poderá explicar a extraordinária densidade da espécie nos locais 22 e 23, por estes exibirem temperaturas médias mais elevadas que os restantes locais de amostragem (19,7°C), situando-se entre os limites estabelecidos por [155] de 18-23°C, para os requerimentos reprodutivos da amêijoa-japonesa; assim como a sua ausência nos locais 1-4, por apresentarem uma salinidade média inferior a 15, o que impede uma actividade metabólica normal [100]. O facto das suas populações no estuário do Tejo denotarem alguma associação com zonas de ostras não é claro, mas pode dever-se ao

facto destes bancos de ostras promoverem alterações no substrato que ajudam à fixação das amêijoas, ou simplesmente, porque as condições ambientais favoráveis à presença das populações de *R. philippinarum* ocorrem actualmente nos locais onde outrora se estabeleceram os povoamentos de ostras neste sistema.

Refira-se ainda o facto da *R. philippinarum* ser presentemente pouco abundante na região inferior do estuário do Tejo. No entanto, tudo parece indicar que a espécie se encontra também em expansão nestes troços, já que alguns locais no canal terminal do sistema, onde tradicionalmente este bivalve não ocorria, começaram recentemente a ser colonizados (dados não publicados).

Tal como se suspeitava, a congénere nativa da *R. philippinarum*, *R. decussatus*, apareceu nos mesmos lugares que a *R. philippinarum*, contudo em densidades muito inferiores, quase vestigiais. Isto confirma a ideia de que ambas as espécies ocupam os mesmos nichos ecológicos [156] e competem pelos recursos, fazendo com que a *R. decussatus* seja a espécie que mais sofre com a invasão da amêijoa-japonesa. As características da espécie invasora, que incluem um espectro trófico mais alargado [156] e uma taxa de desenvolvimento das gónadas mais elevada (o que permite uma actividade reprodutora mais intensa e um período reprodutivo mais longo) [55], conferem-lhe vantagens adaptativas em comparação com a espécie nativa. A expansão da *R. philippinarum* parece ter tido também implicações na população de berbigão (*C. glaucum*), do estuário do Tejo, cujos espécimes foram encontrados nos mesmos locais da amêijoa-japonesa e que sofreram igualmente um grande declínio após a introdução da *R. philippinarum* [66].

Tendo em consideração a investigação efectuada por [134] na Lagoa de Venezia e devido às semelhanças com a situação no estuário do Tejo, pode-se estar a assistir neste último local, a uma alteração do funcionamento do ecossistema, como consequência da introdução deste bivalve invasor, que tende a tornar-se dominante em termos de abundância e biomassa. Com efeito, a amêijoa-japonesa foi introduzida deliberadamente na Lagoa de Venezia em 1983 [36] e graças à sua grande capacidade adaptativa, denotou uma rápida e ampla expansão na lagoa e em outros ambientes costeiros do Adriático. Comparando dados históricos (1968, 1985, 1990) com outros relativamente recentes (1999), observa-se uma grande mudança na estrutura da comunidade macrobentónica local, em especial uma drástica diminuição na riqueza de espécies de moluscos bivalves, com um claro declínio das populações de outros filtradores. Estas alterações resultaram, não só do forte impacte que a *R. philippinarum*

exerceu no ecossistema [104], mas também do impacte resultante da pesca com dragas que imediatamente exploraram o novo recurso pesqueiro [135]. Não existem registos similares no estuário do Tejo, mas sabe-se que a população de amêijoa-japonesa tem quase uma década no sistema e nesse tempo tem proliferado de tal maneira que na actualidade encontra-se perfeitamente adaptada às condições ambientais do estuário [66].

O índice de condição (*IC*) dos tecidos moles dos bivalves é determinado, principalmente, pela disponibilidade alimentar e pela taxa de filtração [148], no entanto, sofre alterações mensais como resultado da complexa interação entre vários factores, nomeadamente alimento, temperatura e salinidade. O trabalho efectuado por [169] em *R. decussatus* mostrou que os indivíduos de crescimento mais rápido são os que apresentaram melhor condição. O *IC* da população de *R. philippinarum* do estuário do Tejo não diferiu significativamente nas duas áreas estudadas e os resultados obtidos estão de acordo com as observações de outros autores, valores maiores de *IC* no Verão e menores no Inverno [129, 157]. Pôde-se concluir portanto, que em toda a área de distribuição da espécie no estuário do Tejo, os respectivos exemplares apresentaram uma condição semelhante à encontrada para outras populações bem estabelecidas.

Foi possível identificar padrões de crescimento na camada prismática das conchas da amêijoa-japonesa e da amêijoa-boa, embora estes fossem muito variáveis entre exemplares e, geralmente, difíceis de identificar, devido às condições ambientais instáveis a que os indivíduos estão sujeitos nas águas de transição.

Vários autores têm descrito as variações macro e micro-geográficas e as mudanças sazonais nas taxas de crescimento [4, 13, 91, 92, 107, 108, 109, 174], variabilidade que tem sido atribuída ao efeito de factores ambientais. Considera-se que os principais factores que afectam o crescimento e a produção em bivalves são a disponibilidade alimentar e a temperatura [173]. No presente estudo verificou-se a inconsistência dos resultados relativos à estimativa da idade a partir da contagem dos anéis externos, comparativamente aos obtidos através da análise da microestrutura da concha, podendo-se concluir que na amêijoa-japonesa os estudos de crescimento devem ser baseados no segundo método, já que o primeiro leva à sobrestimação da idade. Resultados similares foram obtidos para outras espécies de bivalves (*e.g.* [67, 126]). Já a similaridade de resultados para a determinação da idade através da análise da distribuição de comprimentos dos exemplares, parece indicar que este último método pode constituir uma solução mais rápida e económica para estudos de

crescimento da espécie, sempre que se tenha uma amostra suficientemente grande para todas as classes de idade.

O índice OGP determinado a partir da microestrutura das conchas de *R. philippinarum* encontra-se dentro da amplitude de valores determinados por outros autores para o género *Ruditapes*, variando estes entre 4,5 e 5 (Fig. 10, Tab. 7). Isto indica que os parâmetros de crescimento K e L_{∞} estimados no presente estudo são representativos da espécie, uma vez que forneceram valores similares aos obtidos para este género em outros locais [9, 21, 123]. Não obstante, a aplicação de métodos diversos para estimar a idade das amêijoas, tem como consequência uma elevada variabilidade de resultados.

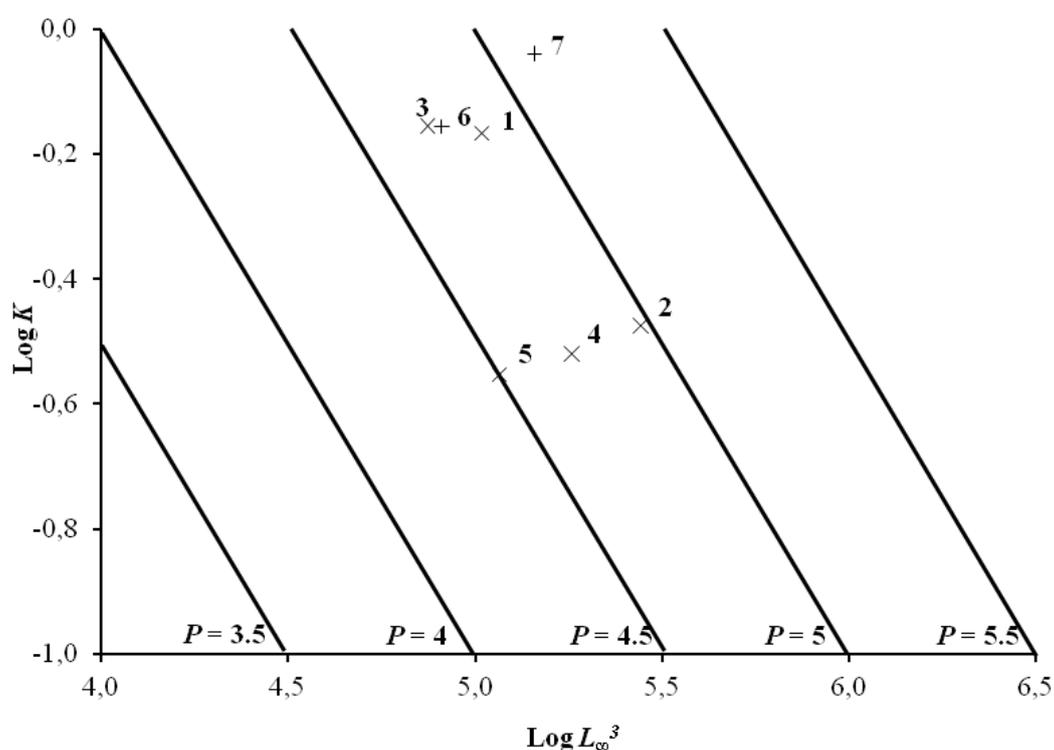


Figura 10. Gráfico de comparação do índice “Overall Growth Performance” (OGP, P) em exemplares do género *Ruditapes*: *R. decussatus* (1) e *R. philippinarum* (2-7). Os números referem-se aos números de referência da Tabela 6.

Tabela 7. Valores dos parâmetros de von Bertalanffy (K e L_{∞}) e índices “*growth performance*” (P) para vários exemplares do género *Ruditapes*: *R. decussatus* (1) e *R. philippinarum* (2-7). Método de determinação da idade: AE – anéis externos, FC – frequências de comprimentos, MR – marcação e recaptura, e PA – película de acetato.

Número	K	L_{∞} (mm)	P	Método	Área de estudo	Fonte
1	0,68	47,0	4,85	AE	Sardenha, Mar Mediterrâneo	[30]
2	0,33	65,2	4,97	PA	Estuário do Tejo, Oceano Atlântico	Este estudo
3	0,70	42,1	4,72	MR	Baía de Arcachon, Oceano Atlântico	[53]
4	0,30	56,6	4,74	AE	Baía de Amursky, Oceano Pacífico	[133]
5	0,28	48,8	4,51	?	Costa Jindu, Ilha Hansan, Oceano Pacífico	[41]
6	0,70	43,3	4,75	AE	Poole Harbour, Oceano Atlântico	[88]
7	0,91	52,4	5,12	FC	Baía de Kaneohe, Oceano Pacífico	[177]

No estuário do Tejo, as características das amêijoas da zona A resultam de duas possíveis condicionantes. Por um lado, a temperatura mais elevada nas baías contribui para um crescimento mais rápido dos indivíduos (o que lhes permite ter uma taxa de crescimento maior do que na zona B); por outro lado, a pressão da pesca mais intensa na zona A tem como consequência que tanto os comprimentos como as idades máximas atingidas, sejam menores, quando comparados com as amêijoas que habitam na região montante do estuário, onde um maior número de exemplares sobrevive à pesca, chegando a idades/comprimentos mais elevados. A exclusiva ocorrência de indivíduos de menores dimensões e mais jovens na zona C parece indicar uma nova área de colonização, a partir das baías da margem sul ou das zonas a montante, tendo origem em larvas que tenham sido transportadas por correntes [93]. Alternativamente, pode acontecer que esta região não ofereça as melhores condições para a colonização por parte da espécie, pelo que os indivíduos acabam por morrer prematuramente.

No futuro, seria interessante efectuar um estudo deste tipo em varias épocas (durante um período mínimo de dois anos) e com maior investimento nas áreas de maior densidade por forma a avaliar a sazonalidade do crescimento e do índice de condição, bem como registar com maior frequência os parâmetros ambientais, para determinar a sua influência no crescimento e no desenvolvimento da população [12, 115, 119]. Um delineamento amostral

deste tipo permitiria igualmente inferir sobre as épocas de reprodução e recrutamento da espécie, elementos fundamentais para alicerçar legislação específica para controle e gestão da respectiva população no estuário do Tejo.

CAPÍTULO 3

ESTRUTURA POPULACIONAL DE *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) NA BAÍA DO SEIXAL: COMPARAÇÃO COM A CONGÉNERE NATIVA, *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758), E MACROFAUNA BENTÓNICA ACOMPANHANTE

RESUMO

Quando os bivalves invasores atingem densidades elevadas podem ter efeitos negativos nos habitats onde se inserem, alterando o funcionamento do ecossistema ou competindo directamente com outras espécies.

A rápida evolução que a população de amêijoa-japonesa, *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850), tem sofrido no estuário do Tejo e a elevada densidade da espécie na margem sul do estuário, levou à realização de dragagens sazonais para a recolha de macroinvertebrados bentónicos na Baía do Seixal durante um ano de estudo, e assim conhecer as características populacionais da espécie nesta área e a sua possível influência sobre as espécies acompanhantes.

Os resultados mostraram que as espécies bentónicas distribuem-se na baía, principalmente, em função do tipo de sedimento e da exposição à maré, sendo a *R. philippinarum* a espécie que mais contribuiu para as diferenças entre a composição taxonómica das zonas subtidais e intertidais. A variabilidade na distribuição dos taxa explica-se em grande parte pelas características ambientais de cada área. A amêijoa-japonesa é dominante no subtidal durante todo o ano, localizando-se em zonas de vasa, de temperatura e salinidade relativamente elevadas e perto da entrada da baía, ocupando os mesmos nichos que a espécie *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758). A estrutura demográfica da sua população, assim como a sua abundância, varia ao longo do tempo, indicando a ocorrência de duas épocas de reprodução, sendo a principal durante a época estival.

Palavras-chave: comunidades macrobentónicas; amêijoa-japonesa; amêijoa-boa; estrutura dimensional; época de reprodução

3.1. INTRODUÇÃO

Os bivalves invasores podem ser responsáveis por novas interações ou processos ecológicos no ecossistema invadido, como consequência da sua actividade (produção da concha, alimentação por filtração, etc.) [98]. Desta forma, podem causar graves impactes no ecossistema onde são introduzidos devido ao facto de poderem ocorrer em elevadas densidades e representar uma grande proporção da biomassa da fauna bentónica [96, 97].

Segundo [50], “os engenheiros ecossistémicos invasores que incrementam a complexidade ou heterogeneidade do habitat tendem a causar um aumento da abundância e/ou a riqueza de espécies, enquanto que aqueles que diminuem a complexidade têm o efeito contrário”. Os bivalves epibentónicos induzem, geralmente, complexidade e heterogeneidade nos substratos rochosos e sedimentares [45]; contudo, aumentos na densidade e riqueza total dos invertebrados depois das invasões de bivalves estão normalmente associados a diminuições (e, às vezes, erradicações) de algumas espécies [158].

A mudança física mais óbvia no meio ambiente causada pelos bivalves invasores é a introdução ou adição de conchas no habitat bentónico, que podem servir de substrato a organismos sésseis [79]. Criam também uma diversidade de novos micro-habitats em forma de cavidades vazias da concha ou interstícios entre conchas próximas [79], que podem proteger certos organismos de fontes físicas (ondas, correntes) ou fisiológicas de stress (temperatura, dessecação). As conchas dos bivalves, individualmente ou agregadas, alteram o fluxo de água e a infiltração nos sedimentos, afectando o transporte de partículas e solutos [52, 79]. Os bivalves filtradores invasores influenciam ainda as restantes espécies na remoção de grande variedade de tipos e tamanhos de partículas da coluna de água que, frequentemente, resulta numa diminuição dos *stocks* de fitoplâncton e zooplâncton e mudanças globais na estrutura da comunidade planctónica [18, 31, 127, 165, 170].

Estas actividades podem provocar processos de bioturbação no ecossistema (*e.g.* a modificação física dos ambientes pelos organismos) [96, 97], afectando marcadamente a sua estrutura e funcionamento.

A amêijoja-japonesa é um bivalve filtrador de matéria em suspensão e um importante engenheiro ecossistémico, conhecido por incrementar significativamente a erosão dos sedimentos e as taxas de ressuspensão [152]. Este molusco bivalve, proveniente das costas do

Pacífico [74] é exótico em Portugal e a sua presença no estuário do Tejo data de há dez anos, aproximadamente. Tal como referido no Capítulo 2, as populações desta espécie parecem estar bem estabelecidas na maior parte do estuário, em particular nas baías da margem sul, onde é mais abundante.

O estudo das comunidades de macroinvertebrados da Baía do Seixal permitiu analisar, pormenorizadamente, as populações de amêijoia-japonesa e espécies acompanhantes nesta área ao longo de um ano, permitindo estabelecer como objectivos específicos:

- A determinação da estrutura populacional de *R. philippinarum* na Baía do Seixal;
- O estudo da variabilidade temporal da *R. philippinarum* ao longo das épocas do ano;
- A definição da distribuição espacial da *R. philippinarum* e identificação das principais características ambientais que a influenciam numa perspectiva de curta escala e,
- A investigação da relação entre as distribuições espaciais e temporais da *R. philippinarum* e da *R. decussatus* bem como de outros bivalves bentónicos (fauna acompanhante).

3.2. MATERIAIS E MÉTODOS

3.2.1. Área de estudo e amostragem

A área de estudo compreende a totalidade da Baía do Seixal localizada na margem sul do estuário do Tejo (Portugal) (Fig. 11). Os valores de salinidade no local variam normalmente entre 20 e 25. Apesar de ser considerada uma zona com contaminação por metais pesados e contaminação microbiológica, a situação tem melhorado nos últimos anos devido aos projectos de despoluição da baía (CMS, dados não publicados).

A recolha de macroinvertebrados bentónicos foi realizada sazonalmente (Abril, Julho e Outubro de 2009 e Fevereiro de 2010), tendo sido amostradas dezasseis estações fixas (1-16), divididas pelas zonas subtidal (1, 2, 5 e 6) e intertidal (3, 4, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15 e 16). Para aumentar a abrangência espacial do estudo, na campanha de Verão foram amostradas adicionalmente treze estações (17-28), das quais três foram subtidais (17, 18 e 19) e nove intertidais (20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27 e 28).

As colheitas de sedimento e de material biológico foram realizadas durante a preia-mar, utilizando para tal uma draga van Veen, com uma área de ataque de 0,05 m².

Em cada estação de amostragem foram recolhidos três replicados para a análise do material biológico, preservados *a posteriori* com formol a 4% tamponado com borato de sódio e corados com Rosa de Bengala para uma maior facilidade na detecção dos organismos.

Os parâmetros físico-químicos (salinidade e temperatura da água) e a profundidade foram registados com uma sonda multiparamétrica. Amostras de sedimento foram simultaneamente recolhidas em cada estação de amostragem para determinação da granulometria e teor de matéria orgânica.

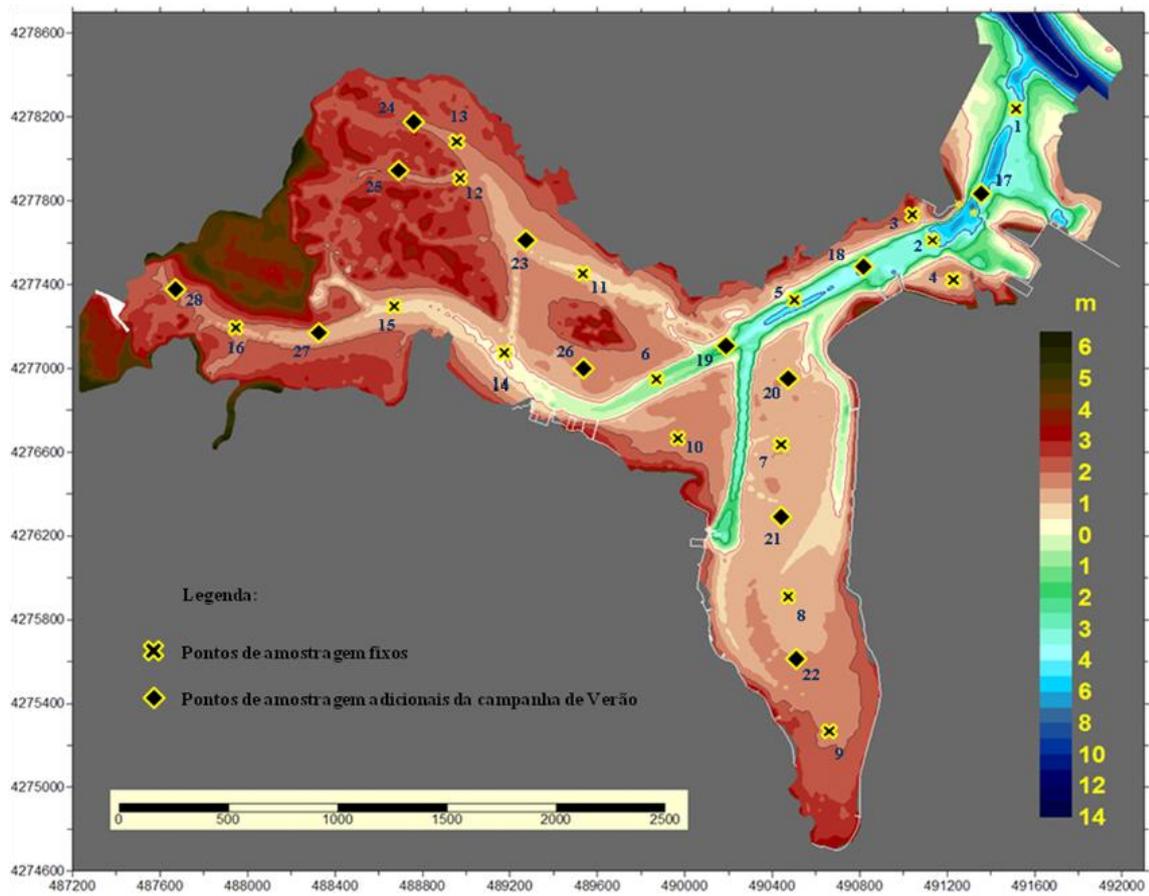


Figura 11. Mapa da Baía do Seixal com a localização das estações de amostragem de macroinvertebrados bentónicos.

3.2.2. Processamento laboratorial

3.2.2.1. Sedimentos

As amostras de sedimento foram secas numa estufa a 60°C, durante 48h, tendo sido posteriormente passadas por um sistema de crivos do tipo "AFNOR" (2,000 mm, 0,500 mm, 0,250 mm e 0,063 mm), para determinação da composição granulométrica (cascalho ≥ 2 mm; 2 mm > areia grossa $\geq 0,500$ mm; 0,500 mm > areia média $\geq 0,250$ mm; 0,250 mm > areia fina $\geq 0,063$ mm; vasa < 0,063 mm).

A matéria orgânica total dos sedimentos (*MOT*) foi determinada pela diferença entre o peso numa estufa a 60°C e o valor ponderal da mesma após combustão numa mufla a 550°C, durante quatro horas [131]. Os teores de matéria orgânica nos sedimentos foram expressos em valores percentuais, relativamente ao peso total da amostra, e calculados a partir da expressão:

$$MOT = \frac{P_s - P_c}{P_s} \times 100,$$

onde *P_s* representa o peso após secagem na estufa e *P_c* o peso após combustão.

3.2.2.2. Material biológico

As amostras de sedimento foram processadas através de um crivo de 0,500 mm e conservadas em álcool a 70°. Os organismos foram identificados até ao nível específico, sempre que possível, e contados. Os exemplares do género *Ruditapes* foram ainda medidos (comprimento, largura e espessura da concha) com uma craveira digital, no caso dos indivíduos maiores, ou numa lupa binocular com o auxílio de uma ocular micrométrica, no caso dos juvenis.

A determinação taxonómica dos organismos foi efectuada de acordo com a bibliografia indicada no Anexo V.

3.2.3. Tratamento de dados

A estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentónicos foi analisada através de uma ordenação multivariada nMDS (*Multi-Dimensional Scaling*) [101], com representação das

abundâncias por estação de amostragem e época do ano. Os dados foram previamente transformados por logaritmização ($\text{Log}(x+1)$) e as distâncias mediram-se utilizando o índice de semelhança de Bray-Curtis [19].

Foram testadas as diferenças na composição taxonómica com recurso ao teste ANOSIM (*two-way crossed*) para os factores intertidal/subtidal e épocas do ano (Inverno, Primavera, Verão, Outono). Para o factor que apresentou diferenças significativas ($p < 0,05$) foi efectuada uma análise SIMPER, com o intuito de determinar quais as espécies que mais contribuíram para as semelhanças/dissemelhanças entre observações (*cut-off* de 90%). O mesmo tipo de análises (ANOSIM *two-way crossed* e SIMPER) foram ainda realizadas considerando apenas a comunidade de bivalves, com o fim de determinar se a estrutura e os factores que a influenciam eram semelhantes aos da comunidade global de invertebrados bentónicos.

Foram ainda efectuadas ordenações separadas para as abundâncias sazonais da comunidade macrobentónica, por estação de amostragem, nas quais se representou a densidade de *R. philippinarum*.

Todas as análises acima indicadas foram realizadas no programa PRIMER 6 [42, 43] plus PERMANOVA+ [2].

A relação entre a estrutura da comunidade de invertebrados bentónicos e as variáveis ambientais medidas, nomeadamente salinidade, temperatura da água, profundidade, tipo de sedimento, presença/ausência de ostras, distância à embocadura da baía e exposição à maré (intertidal/subtidal), foi analisada através de uma Análise Canónica de Correspondências (CCA), utilizando o software CANOCO 4.5 [167]. A significância estatística da relação entre as variáveis ambientais e a estrutura das comunidades bentónicas foi determinada com base num teste de permutações de Monte Carlo [169]. Nas representações gráficas foram incluídas as espécies que explicaram 80% da variabilidade cumulativa da análise. A mesma análise CCA foi efectuada utilizando a matriz das espécies de bivalves, sendo representada na ordenação a totalidade das espécies. Os valores de $p < 0,05$ foram considerados estatisticamente significativos em todas as análises realizadas.

3.3. RESULTADOS

3.3.1. Comunidades de macroinvertebrados bentónicos

Foram inventariados 87 *taxa* de macroinvertebrados bentónicos na Baía do Seixal. O grupo com maior número de *taxa* foram os anelídeos (39), seguidos dos artrópodes (20) e dos moluscos (20), estes últimos maioritariamente bivalves (14). Os poliquetas foram também um dos grupos taxonómicos numericamente dominante, seguidos dos gastrópodes e oligoquetas (Fig. 12). O elenco faunístico é apresentado no Anexo VI.

A análise da composição taxonómica das estações de amostragem (Fig. 13) indica uma clara separação entre locais amostrados no subtidal e no intertidal, a qual é corroborada pelos resultados do teste ANOSIM, que indica a existência de diferenças significativas entre o intertidal e o subtidal ($R=0,817$; $p<0,05$).

O teste SIMPER evidenciou uma maior similaridade na composição da comunidade bentónica da zona intertidal (46%) comparativamente ao subtidal (36%), sendo a espécie objecto de estudo uma das que mais contribuiu para essa diferença. Assim, a espécie *R. philippinarum* representou 6% da similaridade no subtidal, apenas superada pelos oligoquetas (12%) e cirratulídeos (11%), enquanto os *taxa* característicos do intertidal foram *Hydrobia ulvae* (Pennant, 1777) (19%), Cirratulidae (16%), *Streblospio shrubsolii* (Buchanan, 1890) (13%) e *Nephtys hombergii* Savigny in Lamarck, 1818 (11%). Considerando as dissimilaridades entre ambas as zonas, intertidal e subtidal, a espécie *R. philippinarum* teve uma contribuição de 2,7%, sendo apenas superada pela *H. ulvae* (3,2%).

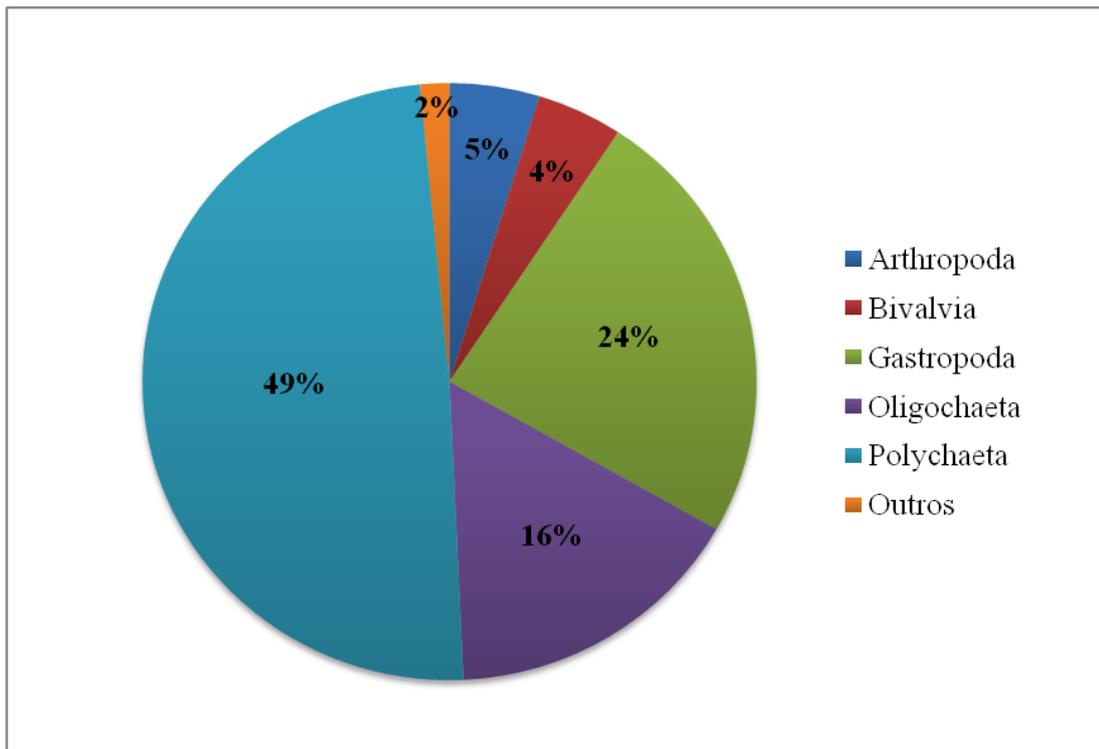


Figura 12. Abundância relativa dos principais grupos que compõem a comunidade de macroinvertebrados bentônicos na Baía do Seixal.

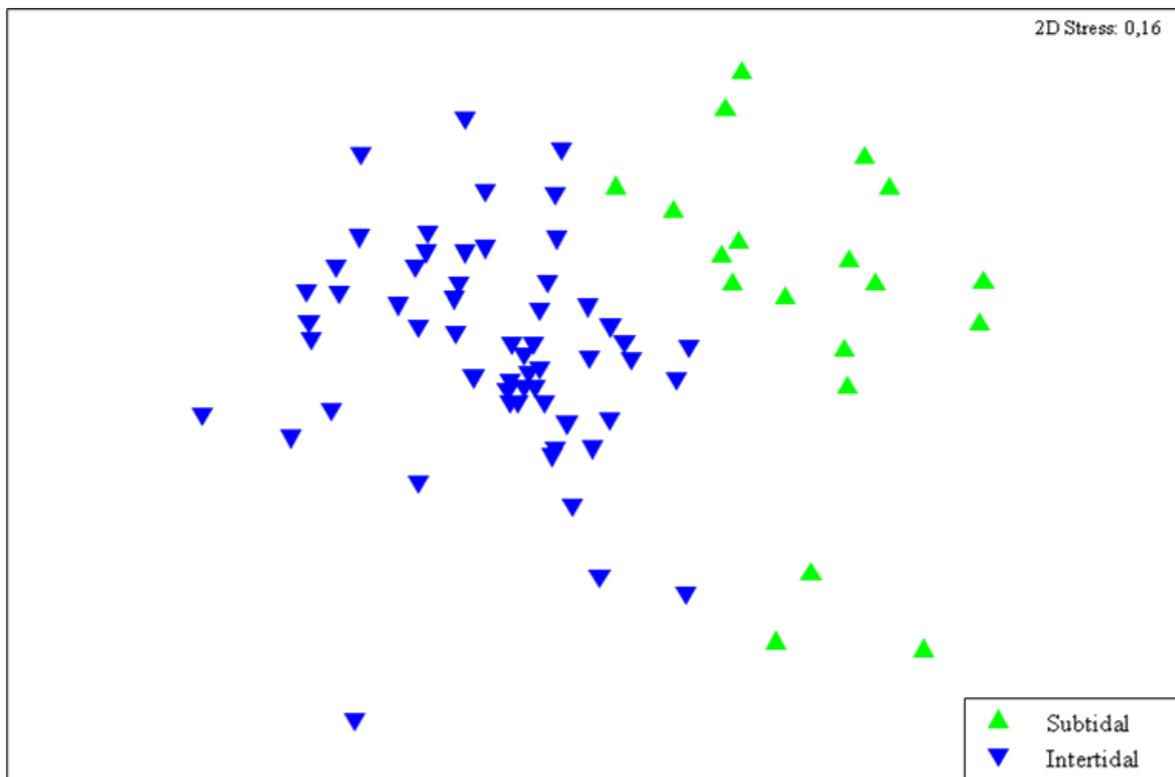


Figura 13. Ordenação nMDS com representação das estações amostradas, em função da composição taxonômica da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Na Figura 14 está representada a ordenação CCA que indica um agrupamento de espécies em zonas com salinidade, temperatura e profundidade mais elevadas, maior proximidade da embocadura da baía, sedimentos de granulometria fina e ausência de ostras, que coincide com o subtidal. A espécie *R. philippinarum* é mais abundante neste grupo. Um segundo agrupamento de estações corresponde às comunidades observadas nas zonas intertidais, localizadas a uma maior distância da embocadura da baía e com sedimentos mais grosseiros.

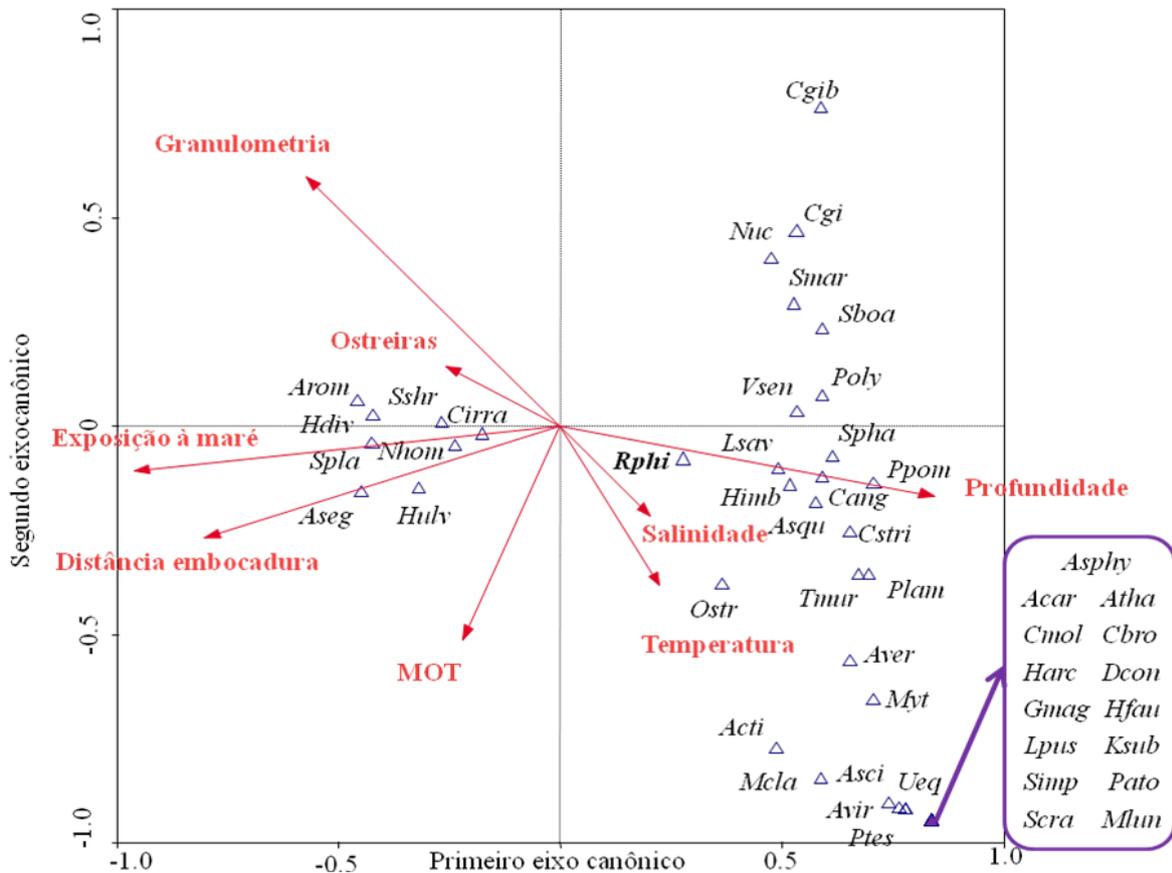


Figura 14. Diagrama de ordenação (CCA), com representação de todos os *taxa* que representam 80% da variabilidade (triângulos) e das variáveis ambientais (setas) que explicam a sua distribuição na Baía do Seixal (ver Anexo III para as abreviauras das espécies).

Os dois primeiros eixos de ordenação da CCA explicaram 49,8% da relação entre espécies e variáveis ambientais (Tab. 8). A correlação entre as espécies e os dados ambientais para os dois primeiros eixos é bastante elevada. Os testes de permutação global mostraram que, tanto no primeiro eixo canônico ($F\text{-ratio}=5,754; p<0,01$), como na soma de todos os eixos canônicos ($F\text{-ratio}=2,736; p<0,01$), as relações entre a distribuição das espécies e as variáveis ambientais foram estatisticamente significativas.

Tabela 8. Resultados da CCA efectuada para todos os *taxa* identificados e as variáveis ambientais que explicam a sua distribuição na Baía do Seixal.

	Eixo I	Eixo II	Eixo III	Eixo IV
<i>Eigenvalues</i>	0,435	0,24	0,181	0,132
Correlações espécies/variáveis ambientais	0,972	0,917	0,872	0,854
% variabilidade das espécies (acumulada)	7,9	12,3	15,6	18
% variabilidade explicada pelas variáveis ambientais	32,1	49,8	63,2	72,9

3.3.2. Comunidade de bivalves

A Figura 15A mostra a dominância de *R. philippinarum* relativamente à comunidade de bivalves (33%) na zona subtidal da baía, seguida da espécie *C. glaucum* (18%) e *Parvicardium pinnulatum* (Conrad, 1831) (9%). No intertidal, a amêijoa-japonesa (Fig. 15B) representou apenas 4% da abundância relativa dos bivalves, tendo sido superada pelas espécies *C. glaucum* (13%), *Abra segmentum* (Récluz, 1843) (32%) e *Scrobicularia plana* (da Costa, 1778) (33%). Tanto no subtidal como no intertidal, a abundância de *R. decussatus* não foi representativa.

Os gráficos de abundâncias por estações do ano (Fig. 16A e 16B) representam a sazonalidade das principais espécies de bivalves. A amêijoa-japonesa dominou o subtidal (Fig. 16A) em todas as épocas, excepto na Primavera, superada pelas espécies *Abra nitida* (Müller, 1776) e *Venerupis senegalensis* (Gmelin, 1791), tendo sido mais abundante no Verão. A espécie *R. decussatus* apareceu unicamente no Outono e em reduzida abundância. No subtidal (Fig. 16B), o bivalve *A. segmentum* dominou na Primavera, com abundâncias próximas das de *S. plana*, que foram superiores no Outono. A espécie *C. glaucum* alcançou as maiores abundâncias no Verão.

À semelhança do que acontecia com a comunidade bentónica global, o teste ANOSIM evidenciou diferenças significativas entre as comunidades de bivalves das zonas intertidal e subtidal ($R=0,512$; $p=0,001$). Também se verificaram diferenças entre as épocas do ano ($R=0,081$; $p=0,03$); no entanto, os testes pareados indicaram que essas diferenças foram significativas apenas entre o Outono e a Primavera ($R=0,074$; $p=0,04$) e entre esta última e o Verão ($R=0,154$; $p=0,02$).

A análise SIMPER indicou uma similaridade de 32% entre as estações do subtidal, sendo os principais contributos atribuídos às espécies *R. philippinarum* (46%), *C. glaucum* (13%), *P. pinnulatum* (12 %) e *V. senegalensis* (10%). A similaridade entre estações de amostragem do intertidal foi menor (28%) e deveu-se, particularmente, às espécies *S. plana* (43%), *A. segmentum* (26%) e *C. glaucum* (12%). O valor de dissimilaridade entre ambas as zonas foi de 89%, com as seguintes contribuições maioritárias: *R. philippinarum* (17%), *C. glaucum* (11%), *S. plana* (11%), *A. segmentum* (8%) e *P. pinnulatum* (7%). Deste conjunto de resultados depreendeu-se que, apesar das estações de amostragem serem muito heterogéneas dentro do subtidal e do intertidal (similaridade baixa), são ainda mais diferentes entre elas devido à exposição à maré (dissimilaridade alta).

Na CCA realizada apenas com a comunidade de bivalves (Fig. 17) repetiu-se o mesmo padrão de distribuição já observado para a comunidade total. A amêijoia-japonesa apareceu de novo representada nas estações subtidais, relativamente profundas e perto da entrada da baía, onde a salinidade e a temperatura registadas foram as mais altas. O tipo de sedimento predominante foram as vasas. Estes mesmos nichos são ocupados pelas espécies *R. decussatus*, *A. segmentum*, *C. glaucum*, *P. pinnulatum* e *S. plana*, as quais surgiram aqui como espécies características das zonas intertidais e mais afastadas da entrada da baía.

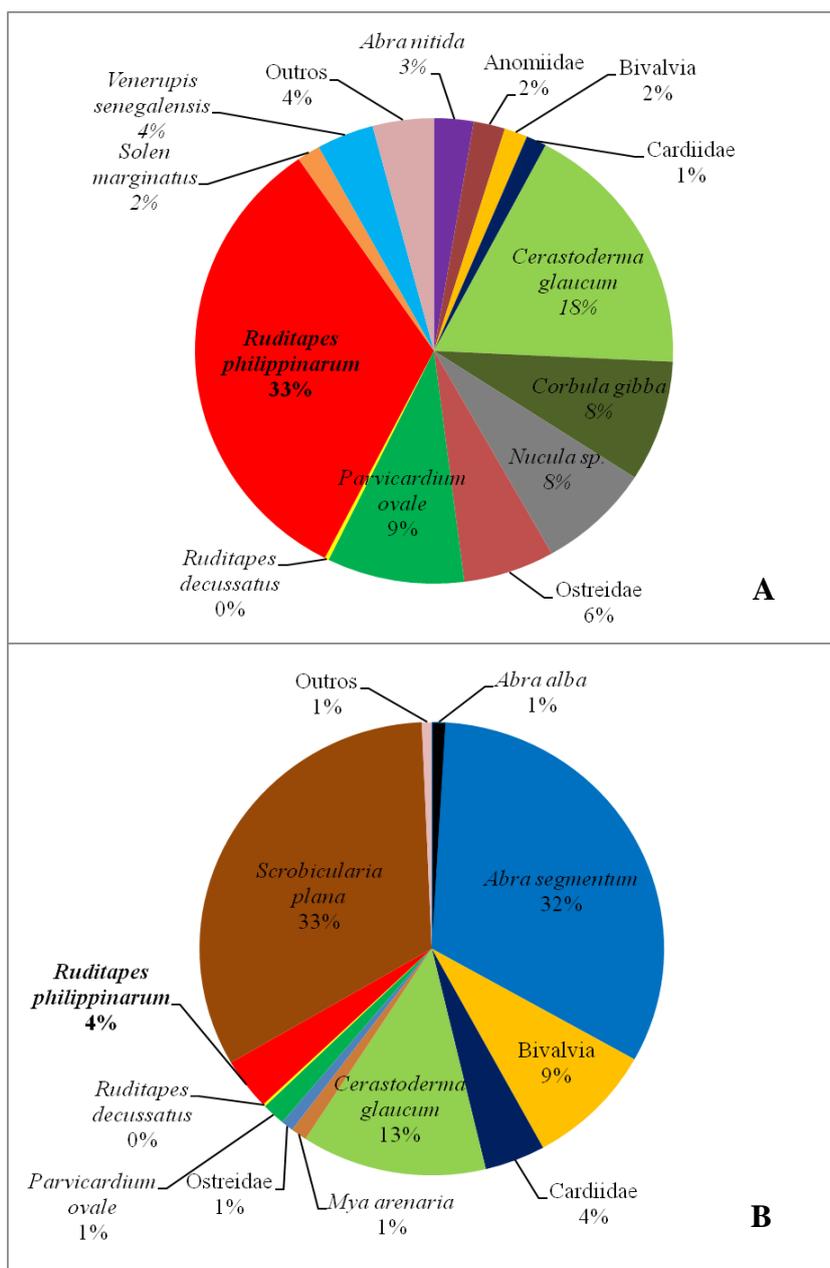
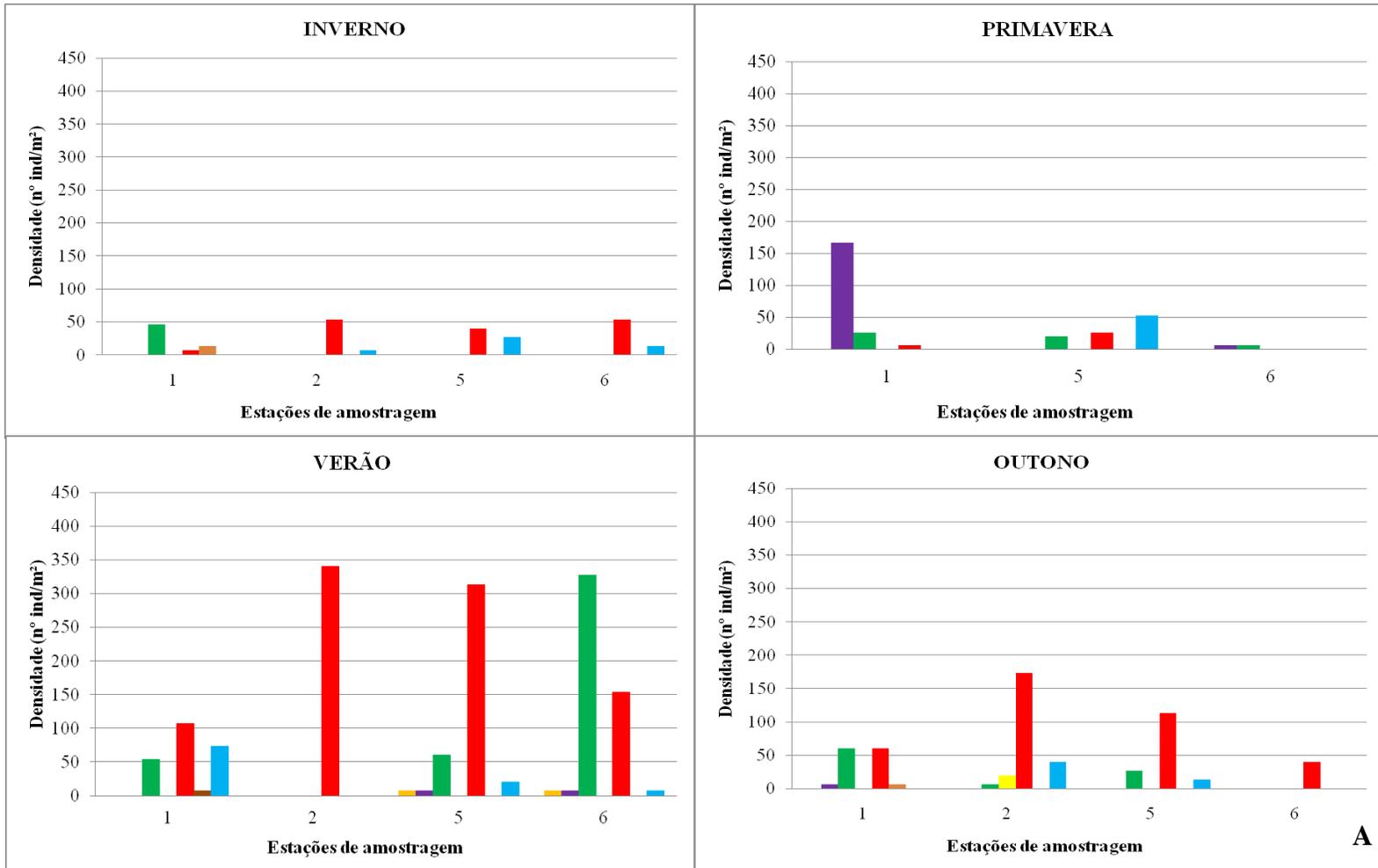


Figura 15. Abundância relativa dos bivalves dominantes no subtidal (**A**) e no intertidal (**B**) da Baía do Seixal.



A

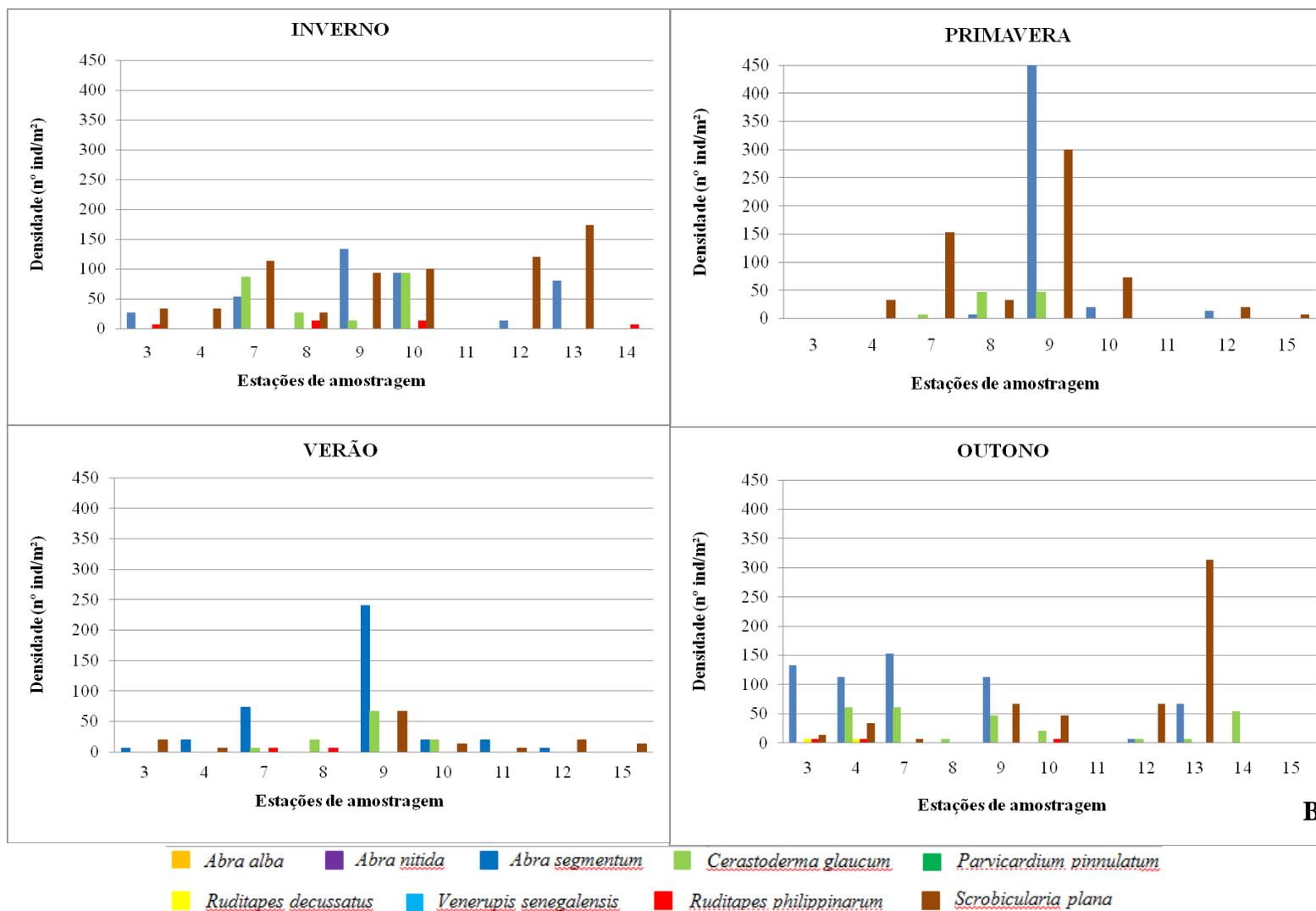


Figura 16. Representação da abundância das espécies de bivalves dominantes na zona subtidal (A) e intertidal (B) da Baía do Seixal, por época e estação de amostragem.

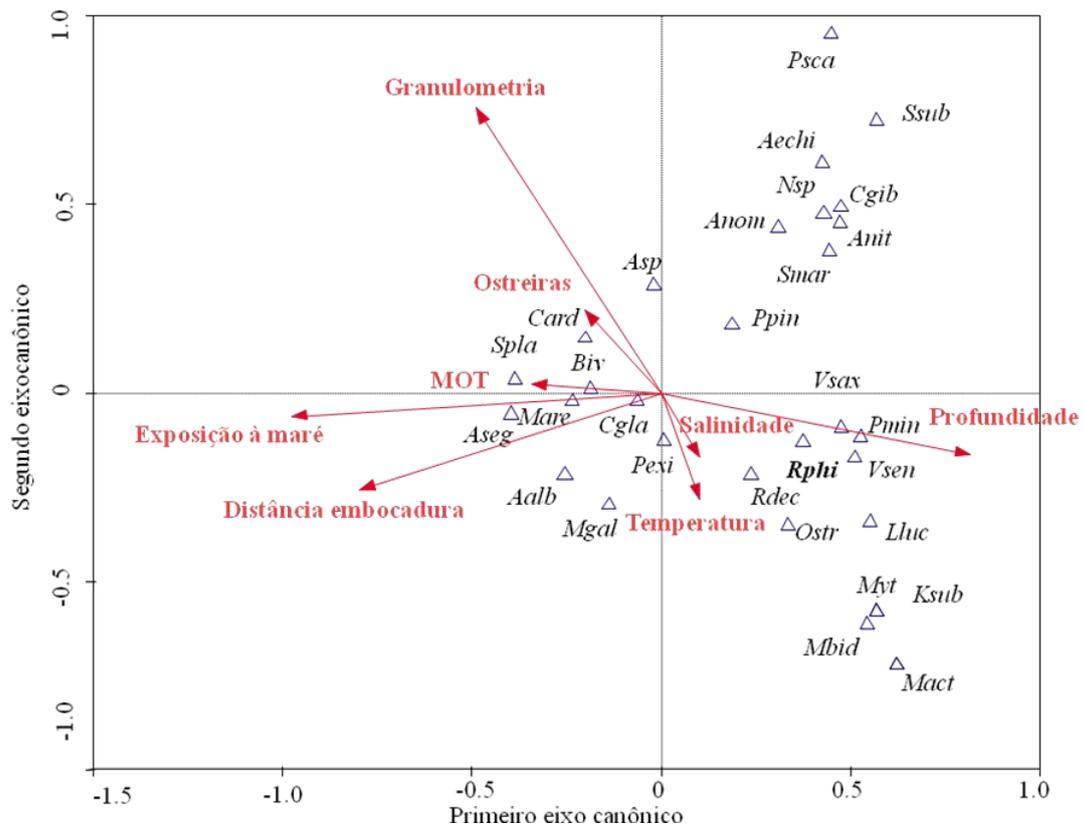


Figura 17. Diagrama de ordenação (CCA), com representação de todas as espécies de bivalves identificadas (triângulos) e das variáveis ambientais (setas) que explicam a sua distribuição na Baía do Seixal (ver Anexo III para as abreviaturas das espécies).

Os dois primeiros eixos da CCA explicam 68% da variabilidade da comunidade de bivalves em função das variáveis ambientais (Tab. 9). O teste de permutação global indicou que a relação entre as variáveis biológicas e ambientais foi significativa, tanto no primeiro eixo canônico (F -ratio=11,674; $p<0,01$) como na soma de todos eles (F -ratio=3,943; $p<0,01$).

Tabela 9. Resultados da Análise Canónica de Correspondências (CCA) efectuada para todas as espécies de bivalves identificadas e as variáveis ambientais que explicam a sua distribuição na Baía do Seixal.

	Eixo I	Eixo II	Eixo III	Eixo IV
<i>Eigenvalues</i>	0,585	0,262	0,119	0,096
Correlações espécies/variáveis ambientais	0,958	0,833	0,766	0,766
% variabilidade das espécies (acumulada)	15,8	22,9	26,2	28,7
% variabilidade explicada pelas variáveis ambientais	47	68,0	77,6	85,2

3.3.3. *Ruditapes philippinarum*

Como indicado na Figura 16, a amêijoja-japonesa alcançou um pico de densidade na época estival, sendo representativa do subtidal. A Figura 18 confirma uma clara sazonalidade na população de amêijoja-japonesa, quer na estrutura populacional, quer na abundância, com predomínio de indivíduos grandes (>25 mm) na Primavera e pequenos no Verão (<5 mm) (Fig 18A). Contrariamente, a densidade desta espécie foi mínima na Primavera (<50 ind.) e máxima no Verão (>1500 ind.) (Fig 18B).

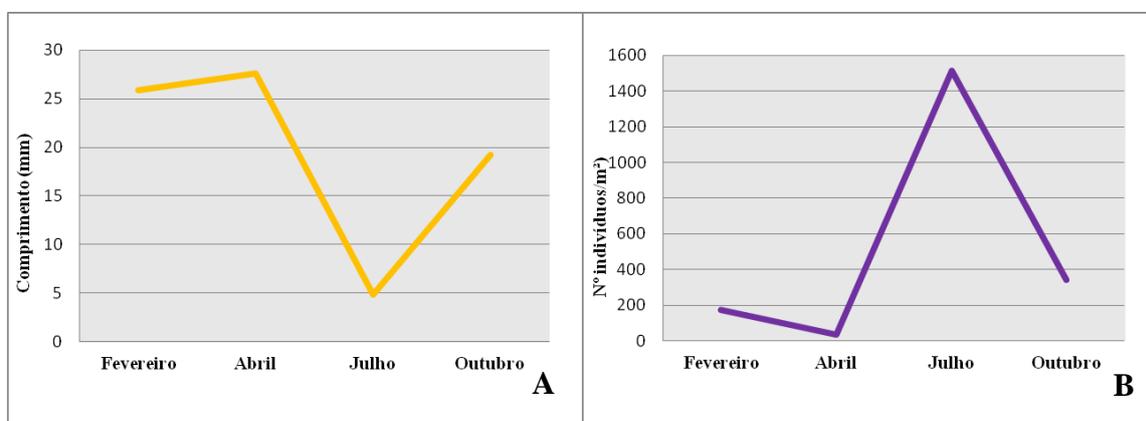


Figura 18. Estrutura populacional (A) e abundância (B) da espécie *R. philippinarum* na Baía do Seixal, durante as quatro épocas amostradas.

3.4. DISCUSSÃO

O macrobentos é uma componente chave no ecossistema estuarino e desempenha um papel importante na dinâmica do sistema [83]. Varia consideravelmente de acordo com as condições

ambientais e a maioria das espécies tem padrões de distribuição a pequena escala induzidos, especialmente, pelo tipo de substrato, salinidade, disponibilidade de alimento e predação (e.g. [15, 39, 62, 116]). Além disso, os bivalves epibentónicos incrementam, geralmente, a complexidade e a heterogeneidade dos substratos rochosos e sedimentares (e.g. [45]).

Existem estudos sobre as comunidades de macrofauna de sedimentos móveis em vários estuários portugueses (e.g. [29, 113, 120, 121, 138, 143]), bem como sobre a ecologia de diversas espécies de macroinvertebrados bentónicos (e.g. [1, 51, 78, 105]). Não obstante, o presente trabalho é o primeiro que investiga a população do bivalve exótico *R. philippinarum* no estuário do Tejo, os seus padrões de distribuição espaço-temporal e a sua relação com a restante comunidade macrobentónica.

Os resultados mostraram uma separação das comunidades macrobentónicas da Baía do Seixal em função da exposição ao efeito da maré, à semelhança do que foi encontrado em estudos efectuados noutras zonas do estuário do Tejo [37]. A espécie *R. philippinarum* é o bivalve dominante na zona subtidal e uma das espécies que mais contribui para a separação entre as comunidades típicas de habitats subtidais e intertidais. A população de *C. glaucum* está melhor representada no subtidal, comparada com o intertidal, onde a espécie *S. plana* é dominante. Esta distribuição espacial foi já descrita por [6] na lagoa de Merja Zerga (Marrocos) e o bivalve *C. glaucum* apareceu também como dominante em biomassa na zona polihalina do estuário de Schelde [178]. No caso de Merja Zerga, não foi encontrado nenhum exemplar de amêijoia-japonesa, contudo foram identificados indivíduos de *R. decussatus* no subtidal. Isto sugere que ambas as espécies ocupam o mesmo habitat e que esse possa ser um dos motivos para a reduzida representatividade da amêijoia-boia na Baía do Seixal, possivelmente como resultado da competição pelo espaço. O estudo efectuado por [178] mostrou valores muito mais elevados de diversidade, abundância e biomassa na zona intertidal quando comparada com o subtidal. No estuário do Tejo, apesar da diversidade taxonómica ser inferior no intertidal, devido à variabilidade de condições ambientais ao longo das várias épocas do ano, também se verificou uma maior abundância numérica e de biomassa no intertidal [15], o que poderá ser um factor facilitador da colonização de *R. philippinarum* nesta zona da Baía do Seixal, por haver menos competição.

Historicamente, os factores mais importantes assinalados na estruturação das comunidades bentónicas têm sido as condições hidrodinâmicas [54], a composição sedimentar [69, 136] e, em especial, o conteúdo de vasa no sedimento [38, 56, 132]. Alguns autores ressaltaram que a

disponibilidade de alimento é responsável, em grande extensão, pelo padrão de distribuição espacial do macrobentos [70, 121, 136]. Na Baía do Seixal, tanto os bivalves como o resto das espécies, distribuíram-se principalmente em função do tipo de sedimento e a exposição ao efeito da maré, que também reflecte as condições hidrodinâmicas (velocidade das correntes). Apesar da importância reconhecida do factor salinidade na distribuição das comunidades bentónicas estuarinas [34, 85, 130, 181] (este factor actua sobretudo à escala regional), as características sedimentares influenciam mais fortemente as distribuições locais [34].

[40] consideraram pós-larvas as amêijoas-boas de tamanho inferior a 1 mm e a sua abundância foi considerada um indicador do recrutamento. No presente estudo, a maior abundância de indivíduos pequenos de amêijoa-japonesa (inferiores a 5 mm) foi no Verão, correspondendo à densidade mais elevada, seguida do Outono. As elevadas densidades de amêijoas jovens ($>1500.m^{-2}$) encontradas durante o verão na Baía do Seixal, foram previamente registadas em outras zonas por [126].

Apesar dos ciclos reprodutivos desta espécie variarem muito [17, 27, 84, 177], vários autores referem a existência de dois picos de reprodução, da Primavera ao início do Verão e do Outono ao início do Inverno, tanto na sua zona nativa (*e.g.* [114, 124, 149]) como nas áreas onde tem sido introduzida (*e.g.* [88, 102, 155]). Os resultados deste estudo parecem confirmar estas hipóteses para o estuário do Tejo.

Por outro lado, a desova só acontece quando a temperatura atinge temperaturas no intervalo 18-26°C e o tecido gonadal se encontra suficientemente maduro [82]. Na Baía do Seixal, durante a época estudada, registaram-se valores dentro deste intervalo de temperatura nos meses de Julho e Outubro. Este facto corrobora a ideia de duas épocas de reprodução para a amêijoa-japonesa em Portugal.

Os efeitos da espécie *R. philippinarum* no sistema bentónico estão pouco documentados [171]. Os escassos estudos disponíveis têm demonstrado maioritariamente um enriquecimento orgânico [10, 160, 161], um incremento nas taxas de sedimentação [160, 161, 162] e, possivelmente, interações negativas com as espécies nativas [48, 49]. Em cultivos de bivalves, as espécies criadas produzem volumes consideráveis de fezes e pseudofezes, que podem cobrir o substrato e, conseqüentemente, alterar a composição dos macroinvertebrados [80, 163], e altas densidades de indivíduos geralmente têm impactes na infauna [8]. A introdução de grandes quantidades de amêijoa-japonesa pode alterar a rede trófica através da competição pela produção primária [171]. O trabalho de [137] demonstrou que a amêijoa-

japonesa é uma das espécies da comunidade que mais contribuiu para elevadas taxas de bioturbação. Apesar disto, o impacto das espécies exóticas “engenheiras do ecossistema” depende, não só da “força” da engenharia efectuada pela espécie introduzida, mas também daquela produzida pelos organismos que compõem a comunidade nativa [16].

A investigação levada a cabo na Baía do Seixal mostra o papel preponderante da *R. philippinarum* na comunidade de bivalves da zona subtidal e os seus padrões de distribuição, de acordo com as condições ambientais. Também aparenta ter sido uma das principais causas do declínio da população de *R. decussatus*, espécie autóctone e de grande peso na pesca local, conjugada com a sobrepesca que ocorreu sobre esta última nos últimos anos.

Porque a introdução duma espécie pode ter consequências diferentes dependendo das condições ambientais do local e da composição da comunidade [158], é importante continuar a fazer estudos sobre bivalves exóticos invasores como engenheiros ecossistémicos para obter informação que possa ser utilizada na correcta gestão e conservação dos ecossistemas onde se inserem.

CAPÍTULO 4

CONSIDERAÇÕES FINAIS

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho é inovador na investigação de espécies exóticas em Portugal, por ser o primeiro que estuda a nível da macro e da micro-escala, a distribuição espacial da população de *Ruditapes philippinarum* no estuário do Tejo, as características biológicas da espécie e os efeitos da sua introdução no sistema. É um tema de grande actualidade a dois níveis: a nível global, pela importância que recentemente se tem atribuído às espécies marinhas invasoras (por causa das perdas ecológicas e económicas e à ameaça para a saúde pública); e a nível local, uma vez que se supõe que a presença da amêijoia-japonesa no Tejo contribuiu para o dramático declínio da população de amêijoia-boia (*Ruditapes decussatus*) e para as alterações, quer na estrutura da comunidade bentónica, quer no ambiente.

O segundo capítulo desta dissertação permitiu conhecer a distribuição espacial e a abundância de *R. philippinarum* no estuário do Tejo. Presentemente, esta espécie coloniza a quase totalidade do estuário, mostrando preferência por zonas protegidas com temperaturas relativamente altas e salinidades intermédias, sendo muito abundante nas baías da margem sul. No estudo mais pormenorizado na Baía do Seixal, *R. philippinarum* apareceu em maior quantidade em zonas vasosas e perto da entrada da baía. Em ambos os casos, verificou-se que ocupa o mesmo tipo de habitat que *R. decussatus*, o que confirma a suspeita de competição entre as duas espécies, podendo ter também consequências nas populações de berbigão (*Cerastoderma glaucum*). Esta situação poderá levar, a curto/médio prazo, à alteração global do funcionamento do sistema, como resultado da dominância da amêijoia-japonesa em abundância e biomassa sobre os outros bivalves, à semelhança do sucedido na Lagoa de Veneza.

No terceiro capítulo, verificou-se uma grande variabilidade na distribuição a pequena escala dos macroinvertebrados bentónicos da Baía do Seixal, em consequência da variação dos factores ambientais, sendo a exposição à maré o factor que mais influencia as comunidades bentónicas. A comunidade da zona subtidal mostrou ser menos homogénea na composição de espécies do que a zona intertidal, sendo a *R. philippinarum* a principal responsável pelas diferenças entre ambas as zonas. A amêijoia-japonesa foi dominante na zona subtidal da baía em todas as épocas do ano, seguindo-se *C. glaucum* e *P. pinnulatum*; na zona intertidal os taxa dominantes foram *C. glaucum*, *A. segmentum* e *S. plana*. Ambas as zonas demonstraram ser muito diferentes na composição de bivalves.

No que respeita à condição dos indivíduos, esta não foi significativamente diferente entre as distintas áreas do estuário do Tejo, sendo similar à determinada para populações de amêijoa-japonesa que ocorrem em outras áreas geográficas.

O estudo do crescimento deu a conhecer taxas de crescimento e idades máximas elevadas, quando comparadas, tanto com populações de amêijoa-japonesa introduzidas, como com populações nativas. De facto, estes resultados revelam as boas condições ambientais do estuário do Tejo para o desenvolvimento da espécie. A taxa de crescimento é superior nas amêijoas que habitam as baías da margem sul, enquanto que as populações que ocupam a zona a norte da ponte Vasco da Gama atingem comprimentos maiores e idades mais avançadas. Pode-se concluir que a contagem de anéis internos, mediante a técnica da película de acetato, é o método mais adequado para a estimação da idade de *R. philippinarum*, uma vez que se comprovou que a contagem dos anéis externos leva a uma sobrestimação da idade desta espécie. A análise de coortes também pode ser uma metodologia a utilizar, sempre que se disponha duma amostra populacional suficientemente grande.

A evolução sazonal dos indivíduos de *R. philippinarum*, em termos de abundância e estrutura populacional, reitera a idéia expressa previamente por outros autores, da ocorrência de dois picos anuais de reprodução, um maior, da Primavera ao início do Verão, e outro menor, do Outono ao início do Inverno.

Face ao exposto, considera-se a *R. philippinarum* como um importante engenheiro ecossistémico capaz de alterar a dinâmica do sistema onde se encontra.

Futuras linhas de investigação neste campo, já referidas por outros autores, deverão centrar-se (i) na avaliação de possíveis impactes de bivalves invasores no ecossistema e a criação de modelos preditivos destes impactes [145], (ii) na análise destes impactes a grande escala, dado que os efeitos não se limitam apenas à zona colonizada, já que podem afectar áreas distantes [81, 164], e (iii) no papel dos bivalves invasores como engenheiros ecossistémicos, proporcionando as condições necessárias para futuras invasões (denominada “invasão *meltown*” [153]).

Uma vez estabelecidas e dispersadas, as espécies introduzidas são difíceis de erradicar [180]. Qualquer programa que pretenda gerir os impactes de espécies invasoras terá de ser desenvolvido considerando, não só as necessidades ambientais, mas também os requerimentos

sociais e económicos [111]. As estratégias mais rentáveis economicamente coincidem com políticas ecologicamente mais conservadoras [155].

Por isso, é fundamental continuar a realizar estudos sobre as populações de espécies exóticas marinhas introduzidas nos mais variados ecossistemas, para que o conhecimento sobre os hábitos das espécies e sobre as relações que estabelecem no seio dos sistemas ajude a prever os impactos e a elaborar políticas de gestão adequadas. No caso concreto do estuário do Tejo, e com base nos resultados do presente trabalho, recomenda-se a elaboração dum plano de gestão específico para controlar a expansão de *R. philippinarum* e reduzir os efeitos negativos no ecossistema.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. **Abrantes, A., Pinto, F. & Moreira, M.H.** 1999. *Ecology of the polychaete Nereis diversicolor in the Canal de Mira (Ria de Aveiro, Portugal): population dynamics, production and oogenic cycle.* Acta Oecologica, 20: 267- 283.
2. **Anderson, M.J., Gorley, R.N. & Clarke, K.R.** 2008. *PERMANOVA for PRIMER: guide to software and statistical methods.* PRIMER-E Ltd., Plymouth, United Kingdom, 214 pp.
3. **Anónimo.** 2007. *Base de datos terminológicos y de identificación de especies pesqueras de las costas de Cádiz y Huelva.* Ruditapes philippinarum (Adams & Reeve, 1850). In: Listado de denominaciones comerciales de especies pesqueras y de acuicultura admitidas en España. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. Boletín Oficial del Estado.
4. **Appeldorn, R.S.** 1983. *Variations in the growth rate of Mya arenaria and its relationships to environment as analyzed through principal component analysis on the parameter of the von Bertalanffy equation.* Fish Bull., 81: 75 – 84.
5. **Bax, N., Williamson, A., Agüero, M., Gonzalez, E. & Geeves, W.** 2003. *Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity.* Mar. Policy, 27: 313-323.
6. **Bazaïri, H., Bayed, A., Glémarec, M. & Hily, C.** 2003. *Spatial organisation of macrozoobenthic communities in response to environmental factors in a coastal lagoon of the NW African coast (Merja Zerga, Morocco).* Oceanologica Acta, 26: 457-471.
7. **Bhattacharya, C.G.** 1967. *A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components.* Biometrics, 23: 115-135.
8. **Bedman, H.A., Kaiser, M.J., Galanidi, M., Shucksmith, R. & Willows, R.I.** 2004. *Changes in species richness with stocking density of marine bivalves.* J. Appl. Ecol., 41: 464- 475.
9. **Bellido, J.M., Pierce, G.J., Romero, J.L. & Millán, M.** 2000. *Use of frequency analysis methods to estimate growth of anchovy (Engraulis encrasicolus L., 1758) in the Gulf of Cadiz (SW Spain).* Fish Res., 48: 107- 115.

10. **Bendell-Young, L.** 2006. *Contrasting the community structure and select geochemical characteristics of three intertidal regions in relation to shellfish farming.* Environ. Conservation, 33: 21-27.
11. **Beninger, P.G. & Lucas, A.** 1984. *Seasonal variations in condition, reproductive activity, and gross biochemical composition of two species of adult clam reared in a common habitat: *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve).* J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 79: 19-37.
12. **Beukema, J.J., Essink, K., Michaelis, H. & Zwarts, L.** 1993. *Year-to-year variability in the biomass of macrobenthic animals on the tidal flats of Wadden Sea: how predictable is this food source for birds?* Neth. J. Sea. Res., 31: 319-330.
13. **Beukema, J.J. & Meehan, B.** 1985. *Latitudinal variation in linear growth and other shell characteristics of *Macoma balthica*.* Mar. Biol., 90: 27-33.
14. **Bodoy, A., Maître-Allain, T. & Riva, A.** 1981. *Croissance comparée de la palourde européenne *Ruditapes decussatus* et de la palourde japonaise *Ruditapes philippinarum* dans un écosystème artificiel méditerranéen.* Vie Marine, 2: 39- 51.
15. **Boesch, D.F.** 1973. *Classification and community structure of macrobenthos in the Hampton Roads area, Virginia.* Mar. Biol., 21: 226-244.
16. **Bouma, T.J., Olenin, S. & Reise, K.** 2009. *Ecosystem engineering and biodiversity in coastal sediments: posing hypothesis.* Helgol Mar. Res., 63: 95-106.
17. **Bourne, N.** 1982. *Distribution, reproduction, and growth of Manila clam, *Tapes philippinarum*, in British Columbia.* J. Shellfish Res., 2: 47- 54.
18. **Brastviken, D.T.E., Caraco, N.F. & Cole, J.J.** 1998. *Experimental measurements of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) impacts on phytoplankton community composition.* Freshw. Biol., 39: 375-386.
19. **Bray, J.R. & Curtis, J.T.** 1957. *An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin.* Ecol. Monogr., 27: 325- 349.
20. **Breber, P.** 2002. *Introduction and acclimatisation of the Pacific carpet clam *Tapes philippinarum*, to Italian waters.* In: Leppäkoski E, Gollasch S, Olenin S (eds) Invasive aquatic species in Europe. Distribution, impacts and management. Kluwer, Dordrecht, pp: 120-126.

21. **Brey, T.** 1999. *Growth performance and mortality in aquatic macrobenthic invertebrates*. Adv. Mar. Biol., 35: 153-223.
22. **Byrnes, J.E., Reynolds, P.L. & Stachowicz, J.J.** 2007. *Invasions and extinctions reshape coastal marine food webs*. PLoS ONE 2(3): e295. **Caçador, I., Vale, C. & Catarino, F.** 1996. *Accumulation of Zn, Pb, Cu and Ni in sediments between roots of the Tagus estuary salt marshes, Portugal*. Est. Coast. Shelf Sci., 42: 393-403.
23. **Cabral, H.N., Costa, M.J. & Salgado, J.P.** 2001. *Does the Tagus estuary fish community reflect environmental changes?* Clim. Res., 18: 119-126.
24. **Cabral, H.N. & Costa, M.J.** 1999a. *Differential use of nursery areas within the Tagus estuary by sympatric soles, Solea solea and Solea senegalensis*. Environ. Biol. Fish, 56: 389-397.
25. **Cabral, H.N. & Costa, M.J.** 1999b. *On the occurrence of the chinese mitten crab Eriocheir sinensis, in Portugal*. Crustaceana, 72: 55-58.
26. **Caçador, I., Vale, C. & Catarino, F.** 1996. *Accumulation of Zn, Pb, Cu and Ni in sediments between roots of the Tagus estuary salt marshes, Portugal*. Est. Coast. Shelf Sci., 42: 393-403.
27. **Cahn, A.R.** 1951. *Clam culture in Japan*. Fishery Leaflet, Fish Wildl., Serv., US, 399: 1-103.
28. **Calvário, J.** 1982. *Estudo ambiental do estuário do Tejo*. CNA/TEJO, Lisboa. 158 pp.
29. **Calvário, J.** 1982. *Estudo ambiental do estuário do Tejo: povoamentos bentónicos intertidais (substratos móveis)*. CNA TEJO 19, Rel 18, Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa, Portugal, 53 pp.
30. **Cannas, A.** 2010. *Dinamica do popolazione di Ruditapes decussatus (L.) e insediamento di Ruditapes philippinarum (Adams & Reeve) in Sardegna (Italia)*. Dottorato di ricerca, Biologia e biochimica dell'huomo e dell'ambiente, Università degli Studi di Cagliari, 145 pp.
31. **Caraco, N.F., Cole, J.J. & Raymond, P.A.** 1997. *Zebra mussel invasion in a large, turbid river: phytoplankton response to increased grazing*. Ecol. 78: 588-602.
32. **Cardigos, F., Tempera, F., Ávila, S., Gonçalves, J., Colaço, A. & Santos, R.S.** 1996. *Non-indigenous marine species of the Azores*. Helgol. Mar. Res., 60: 160-169.

33. **Carlton, J.T. & Geller, J.B.** 1993. *Ecological roulette: the global transport of non-indigenous marine organisms*. Science, 261: 78-83.
34. **Carriker, M.R.** 1967. *Ecology of estuarine benthic invertebrates: a perspective*. In: Lauff GH (ed). *Estuaries*. American Association for the Advancement of Science, Washington DC: 442-487.
35. **Cerrato, R.M.** 1980. *Demographic analysis of bivalve populations*. In: Rhoads DC, Lutz RA (eds.). *Skeletal growth of aquatic organisms*. Plenum Press, New York, pp: 417-468.
36. **Cessari, P. & Pellizzato, M.** 1985. *Molluschi pervenuti in Laguna di Venezia per apporti volontari o casuali Acclimatazione di Saccostera commercialis (Iredale & Roughely, 1933) e di Ruditapes philippinarum (Adams & Reeve, 1850)*. Boll. Malacol., 21: 237-274.
37. **Chainho, P., Silva, G., Lane, M.F., Costa, J.L., Pereira, T., Azeda, C., Almeida, P.R. & Costa, M.J.** 2010. *Long-term trends in intertidal and subtidal benthic communities in response to water quality improvement measures*. Est Coast, 33(6): 1314-1326.
38. **Chardy, P. & Clavier, J.** 1988. *Biomass and trophic structure of the macrobenthos in the South-West lagoon of New Caledonia*. Mar. Biol., 99: 105-202.
39. **Chester, A.J., Fergursen, R.L. & Thayer, G.W.** 1983. *Environmental gradients and benthic macroinvertebrate distribution in a shallow North Carolina estuary*. Bull. Mar. Sci., 33: 282-295.
40. **Chícharo, L. & Chícharo, M.A.** 2001. *Effects of environmental conditions on planktonic abundances, benthic recruitment and growth rates of the bivalve mollusk Ruditapes decussatus in a Portuguese coastal lagoon*. Fish Res., 53: 235-250.
41. **Cho, S.M. & Jeong, W.G.** 2007. *Ecological study of shortnecked clam Ruditapes philippinarum from the Jindu Coast of Hansan Island, Korea*. Korean J Malacol, 23 (1): 25-30.
42. **Clarke, K.R. & Gorley, R.N.** 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*, first ed. Primer-E, Plymouth.

43. **Clarke, K.R. & Warwick, R.M.** 2001. *Change in Marine Communities. An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*, second ed. Primer-E, Plymouth.
44. **Cohen, A.N. & Carlton, J.T.** 1998. *Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary*. *Science*, 279: 555-558.
45. **Commito, J.A. & Rusignuolo, B.R.** 2000 *Structural complexity in mussel beds: the fractal geometry of surface topography*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 255: 133-152.
46. **Costa, M.J.** (coord) 2010. *Inspect - Espécies exóticas marinhas introduzidas em estuários e zonas costeiras Portugueses: padrões de distribuição e abundância, vectores e potencial de invasão*. Relatório de execução do 2º ano de projecto. Relatório não publicado. Instituto de Oceanografia da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
47. **Coulatti, R.I. & MacIsaac, H.J.** 2004. *A neutral terminology to define "invasive" species*. *Divers. Distrib.*, 10: 135-141.
48. **Crawford, C.** 2003. *Qualitative risk assessment of the effects of shellfish farming on the environment in Tasmania, Australia*. *Ocean Coast. Manag.*, 46: 47- 58.
49. **Crawford, C.** 2004. *Aquaculture: the ecological issue*. In: Davenport, J., Black, K., Burnell, G., Cross, S., Culloty, S., Ekaratne, S., Furness, B., Mulcahy, M. & Thetmeyer, H. (eds) *Ecological Issues Series*, British Ecological Society. *Aquaculture*, 230: 581-582.
50. **Crooks, J.A.** 2002. *Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystems engineers*. *Oikos*, 97: 153-166.
51. **Cunha, M.R., Sorbe, J.C & Moreira, M.H.** 2000. *The amphipod Corophium multisetosum (Corophiidae) in Ria de Aveiro (NW Portugal). I. Life history and aspects of reproductive biology*. *Mar. Biol.*, 137: 637-650.
52. **Dame, R.F.** 1996. *Ecology of marine bivalves: an ecosystem approach*. CRS Press, New York.
53. **Dang, C., de Montaudouin, X., Gam, M., Paroissin, C., Bru, N. & Caill-Milly, N.** 2010. *The Manila clam population in Arachon Bay (SW France): Can it be kept sustainable?* *J. Sea Res.*, 63: 108-118.

54. **Davoult, D.** 1990. *Biofaciès et structure trophique du peuplement des cailloutis*. Oceanologica Acta, 13: 345-345.
55. **Delgado, M., Pérez-Camacho, A.** 2007. *Comparative study of gonadal development of Ruditapes philippinarum (Adams & Reeve) and Ruditapes decussatus (L.) (Mollusca: Bivalvia): Influence of temperature*. Sci. Mar., 71(3): 471-484.
56. **Eleftheriou, A. & Basford, D.J.** 1989. *The macrobenthic infauna of the offshore Northern North Sea*. J. Mar. Biol. Assoc. UK, 69: 123-143.
57. **Elston, R.A., Cheney, D.P., Macdonald, B.F. & Suhrbier, A.D.** 2003. *Tolerance and response of Manila clams, Venerupis philippinarum (A. Adams & Reeve, 1850) to low salinity*. J. Shellfish Res., 22: 667-674.
58. **Ferreira, J.G., Simas, T., Nobre, A., Silva, M.C., Shifferegger, K. & Lencart-Silva, J.** 2003. *Identification of sensitive areas and vulnerable zones in transitional and coastal portuguese systems. Application of the United States National Estuarine Eutrophication Assessment to the Minho, Lima, Douro, Ria de Aveiro, Mondego; Tagus, Sado Mira, Ria Formosa and Guadiana systems*. Instituto da Água-INAG / Instituto do Mar-IMAR, Lisbon, Portugal. 151 pp.
59. **Ferreira, J.G. & Ramos, L.** 1989. *A model for the estimation of annual production rates of macrophyte algae*. Aquat. Bot., 33: 53-70.
60. **Fiori, S.M. & Morsan, M.** 2004. *Age and individual growth of Mesodesma mactroides (Bivalvia) in the southern most range of its distribution*. ICES J. Mar. Sci., 61: 1253-1259.
61. **Flassch, J.P. & Leborgne, Y.** 1992. *Introduction in Europe, form 1972 to 1980, of the Japanese Manila clam (Tapes philippinarum) and the effects on aquaculture production and natural settlement*. ICES Mar. Sci. Symp., 194: 92-96.
62. **Flint, R.W. & Kalke, R.D.** 1985. *Benthos structure and function in a South Texas estuary*. Contributions in Marine Science, 28: 33-53.
63. **Flye-Sainte-Marie, J., Jean, F., Paillard, C., Ford, S., Powell, E., Hofmann, E. & Klinck, J.** 2007. *Ecophysiological dynamic model of individual growth of Ruditapes philippinarum*. Aquaculture, 266(1-4): 130-143.

64. **França, S., Vinagre, C., Caçador, I. & Cabral, H.N.** 2005. *Heavy metal concentrations in sediment, benthic invertebrates and fish in three salt marsh areas subjected to different pollution loads in the Tagus Estuary (Portugal)*. Mar. Pollut. Bull., 50: 993-1018.
65. **Gameiro, C., Cartaxana, P., Cabrita, M.T. & Brotas, V.** 2004. *Variability in chlorophyll and phytoplankton composition in an estuarine system*. Hydrobiologia, 525: 113-124.
66. **Gaspar, M.B.** 2010. *Distribuição, abundância e estrutura demográfica da amêijoia-japonesa (Ruditapes philippinarum) no Rio Tejo*. Relatório do IPIMAR, 6 pp.
67. **Gaspar, M.B., Ferreira, R. & Monteiro, C.C.** 1999. *Growth and reproductive cycle of Donax trunculus L. (Mollusca: Bivalvia) off Faro, southern Portugal*. Fish Res., 41: 309-316.
68. **Gaspar, M.B., Pereira, A.M., Vasconcelos, P. & Monteiro, C.C.** 2004. *Age and growth of Chamelea gallina from the Algarve coast (southern Portugal): influence of seawater temperature and gametogenic cycle on growth rate*. J. Molluscan Stud., 70: 371-377.
69. **Gaston, G.R.** 1987. *Benthic polychaete of the Middle Atlantic Bight: feeding and distribution*. Mar. Ecol. Prog. Ser., 36: 251-262.
70. **Gaston, G.R., Brown, S.S., Rakocinski, C.F., Heard, R.W. & Summers, J.K.** 1995. *Trophic structure of macrobenthic communities in Northern Gulf of Mexico estuaries*. Gulf Research Reports, 9: 111-116.
71. **Gayanilo, F.C. Jr. & Pauly, P.** 1997. *FAO ICLARM Stock assessment tools. Reference manual*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
72. **Gayanilo, F.C. Jr., Sparre, P. & Pauly, P.** 1995. *The FAO ICLARM Stocks Assessment Tools (FISAT) User`Guide*. FAO Computerized Information Series (Fisheries) No 8, Rome, 186 pp.
73. **Goshima, S., Ide, N., Fujiyoshi, Y., Noda, T. & Nakao, S.** 1996. *Reproduction cycle and shell growth of transplanted Manila clam Ruditapes philippinarum in Saroma lagoon*. Nippon Suisan Gakkaishi, 62: 195-200.

74. **Gosling, E.** 2003. *Bivalve molluscs: biology, ecology and culture*. Fishing News Books, Oxford.
75. **Gouletquer, P.** 1997. *A bibliography of the Manila clam *Tapes philippinarum**. IFREMER, RIDRV-97.02/RA/LA. IFREMER, Tremblade, France. 122 pp.
76. **Gouletquer, P.** 1989. *Mortalité hivernale chez la palourde japonaise *Ruditapes philippinarum* sur le littoral Atlantique: aspects biochimique et écophysiological*. *Haliotis*, 17: 152 – 163.
77. **Grosholz, E.** 2002. *Ecological and evolutionary consequences of coastal invasions*. *Trends Ecol. Evol.*, 17: 22-27.
78. **Guerreiro, J.** 1998. *Growth and production of the bivalve *Scrobicularia plana* in two southern European estuaries*. *Vie et Milieu*, 48: 121-131.
79. **Gutiérrez, J.L., Jones, C.G. & Strayer, D.L.** 2003. *Mollusks as ecosystem engineers: the role of shell production in aquatic habitats*. *Oikos*, 101: 79-90.
80. **Harstein, N.D. & Rowden, A.A.** 2004. *Effect of biodeposits from mussel culture on macroinvertebrate assemblages at sites of different hydrodynamic regime*. *Mar. Environ. Res.*, 57: 339-517.
81. **Hastings, A., Byers, J.E. & Crooks, J.A.** 2007. *Ecosystem engineering in space and time*. *Ecol Lett*, 10: 153-164.
82. **Helm, M.M. & Pellizzato, M.** 1990. *Riproduzione ed allevamento in schiuditoio della specie *Tapes philippinarum* in ESAV *Tapes philippinarum* biologia e speimentazione a cura di G. Alessandra*, pp: 115, 140.
83. **Herman, P.M.J. & Heip, C.H.R.** 1999. *Biogeochemistry of the Maximum Turbidity Zone of Estuaries (MATURE)*. *J. Mar. Syst.*, 22: 89-228.
84. **Holland, D.A. & Chew, K.K.** 1974. *Reproductive cycle of the Manila clam (*Venerupis japonica*) from Hood Canal, Washington*. *Proc. Nat. Shell Assoc.*, 64: 53-58.
85. **Holland, A.F., Shaughnessy, A.T. & Hiegel, M.H.** 1987. *Long-term variation in mesohaline Chesapeake Bay macrobenthos: spatial and temporal patterns*. *Estuaries*, 10: 227-245.

86. **Hotelling, H.** 1931. *The generalization of Student's ratio*. Ann. Math Stat., 2(3): 360-378.
87. **Howard, G. & Ziller, S.** 2008. *Alien alert – Plants for biofuel may be invasive*. Bioenergy Business July/August, 14–6.
88. **Humphreys, J., Richard, W., Caldow, G., McGrorty, S., West, A.D. & Jensen, A.C.** 2007. *Population dynamics of naturalized Manila clams Ruditapes philippinarum in British coastal waters*. Mar. Biol., 151: 2255-2270.
89. **Huxley, J.S.** 1932. *Problems of relative growth*. New York, Dial Press.
90. **ICES.** 2011. Report of the working group on Introduction and Transfers of Marine Organisms (WGITMO), 16 - 18 March, 2011, Nantes, France. ICES CM 2011/ACOM: 29. 162 pp.
91. **Iglesias, J.I.P. & Navarro, E.** 1990. *Shell growth of the cockle Cerastoderma edule in the Mundaka Estuary (North Spain)*. J. Mollusc Stud., 56: 229-238.
92. **Ikematsu, W.** 1941. *Relationship between the growth of Ruditapes philippinarum and environmental conditions*. Suisan Kenkyushi, 36: 82-89.
93. **Ishii, R., Sekiguchi, H., Nakahara, Y. & Jinnani, Y.** 2005. *Vertical distributions of larvae of the clam Ruditapes philippinarum and the striped horse mussel Musculita senhousia in Eastern Ariake Bay, southern Japan*. J. Oceanogr., 61: 973-978.
94. **Ishii, R., Sekiguchi, H., Nakahara, Y. & Jinnani, Y.** 2001. *Larval recruitment of the Manila clam Ruditapes philippinarum in Ariake Sound, southern Japan*. Fish Sci., 67: 579-591.
95. **Jensen, A.C., Humphreys, J., Caldow, R.W.G., Grisley, C. & Dyrinda, P.E.J.** 2004. *Naturalization of the Manila Clam (Ruditapes philippinarum), an alien species, and establishment of a clam fishery within Pole Harbour, Dorset*. J. Mar. Biol. Assoc. UK. 84: 1069-1073.
96. **Jones, C.G., Lawton, J.H. & Shachak, M.** 1994. *Organisms as ecosystem engineers*. Oikos, 69: 373-386.
97. **Jones, C.G., Lawton, J.H. & Shachak, M.** 1997. *Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers*. Ecology, 78: 1946-1957.

98. **Karatayev, A.Y., Padilla, D.K. & Minchin, D.** 2007. *Changes in global economies and trade: the potential spread of exotic freshwater bivalves*. Biol. Invasions, 9:161-180.
99. **Keller, N., Del Piero, D. & Longinelli, A.** 2002. *Isotopic composition, growth rates and biological behavior of Chamelea gallina and Callista chione from the Gulf of Trieste (Italy)*. Mar. Biol. 140: 9-15.
100. **Kim, W.S., Huh, H.T., Huh, S.H. & Lee, T.W.** 2001. *Effects of salinity on endogenous rhythm of the Manila clam, Ruditapes philippinarum (Bivalvia: Veneridae)*. Mar. Biol., 138: 157-162.
101. **Kruskal, J.B. & Wish, M.** 1978. *Multidimensional Scaling*. Sage University Paper series on Quantitative Applications in the Social Sciences, 07–011, Beverly Hills and London: Sage Publications.
102. **Laurelle, F., Guillou, J. & Paulet, Y.M.** 1994. *Reproductive pattern of the clams, Ruditapes decussatus and Ruditapes philippinarum on intertidal flats in Brittany*. J. Mar. Biol. Assoc. UK, 74: 351-366.
103. **Lee, S.Y.** 1996. *Distribution pattern and interaction of two infaunal bivalves, Tapes philippinarum (Adams & Reeve) and Anomalocardia squamosa (Linnaeus) (Bivalvia: Veneridae)*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 201: 253-273.
104. **Libralato, S., Pravoni, F., Torricelli, P., Raicevich, S., Da Ponte, F., Pastres, R. & Mainardi, D.** 2004. *Ecological stages of the Venice Lagoon analysed using landing time series data*. J. Mar. Syst., 51: 331-344.
105. **Lillebø, A.I., Pardal, M.A. & Marques, J.C.** 1999. *Population structure, dynamics and production of Hydrobia ulvae (Pennant) (Mollusca: Prosobranchia) along an eutrophication gradient in the Mondego estuary (Portugal)*. Acta Oecologica, 20: 289-304.
106. **Lutz, R.A.** 1976. *Annual growth patterns in the inner shell layer of Mytilus edulis*. J. Mar. Biol. Assoc. UK, 56: 723-731.
107. **MacDonald, B.A. & Thompson, R.J.** 1985a. *Influence of temperature and food availability on the ecological energetic of the giant scallop Plactopecten magellanicus, I. Growth rates of shell and somatic tissue*. Mar. Ecol. Prog. Ser., 25: 279-294.

108. **MacDonald, B.A. & Thompson, R.J.** 1985b. *Influence of temperature and food availability on the ecological energetic of the giant scallop *Plactopecten magellanicus*, II. Reproductive output and total production.* Mar. Ecol. Prog. Ser., 25: 295-303.
109. **MacDonald, B.A. & Thompson, R.J.** 1986. *Production dynamics and energy partitioning in two populations of the giant scallop, *Plactopecten magellanicus* (Gmelin).* J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 101: 285-299.
110. **Mack, R.N., Simberloff, D. & Lonsdale, W.M.** 2000. *Biotic invasions: causes epidemiology, global consequences and control.* Ecol. Appl., 10: 689-710.
111. **Mainka, S.A. & Howard, G.W.** 2010. *Climate change and invasive species: double jeopardy.* Integr. Zool., 5: 102-111.
112. **Mann, R.** 1979. *The effect of temperature on growth, physiology and gametogenesis in the Manila clam *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850).* J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 38: 121-133.
113. **Marques, J.C., Pardal, M.A. & Maranhão, P.** 2002. *Characterisation of the macroinvertebrate benthic communities in the Mondego estuary.* In: Pardal, M.A., Marques, J.C. & Graça, M.A.S. (eds). *Aquatic Ecology of the Mondego River Estuary Basin: Global Importance of Local Experience.* Imprensa da Universidade de Coimbra, Portugal: 125-134.
114. **Matsumoto, I., Mizuno, T. & Araki, M.** 1988. *Investigation of the clam *Ruditapes philippinarum*.* In: Annual Report of Investigation in Fukushima Prefecture, ed. by Fukushima Prefecture, Fukushima Prefecture: 241-260 (em japonês).
115. **McGrothy, S., Clarke, R.D., Reading, C.J. & Goss-Custard, J.D.** 1999. *Population dynamics of the mussel *Mytilus edulis*: density changes and regulation of the population in the Exe estuary, Devon.* Mar. Ecol. Prog. Ser., 67: 157-169.
116. **McLusky, D.S. & Elliot, M.** 2004. *The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management, 3rd ed.* Oxford University Press, Oxford.
117. **Melià, P. & Gatto, M.** 2005. *A stochastic bioeconomic model for the management of clam farming.* Ecol. Model., 184(1): 163-174.

118. **Melià, P., De Leo, G.A. & Gatto, M.** 2004. *Density and temperature dependence of vital rates in the Manila clam *Tapes philippinarum*: a stochastic demographic model.* Mar. Ecol. Prog. Ser., 272: 153-164.
119. **Miyawaki, D. & Sekiguchi, H.** 1999. *Interannual variation of bivalve populations on temperate flats.* Fish Sci., 65: 817-829.
120. **Mucha, A.P. & Costa, M.H.** 1999. *Macrozoobenthic community structure in two Portuguese estuaries: relationship with organic enrichment and nutrient gradients.* Acta Oecologica, 20: 363-276.
121. **Mucha, A.P, Vasconcelos, M.T.S.D. & Bordalo, A.** 2003. *Macrozoobenthic community in the Douro estuary: relations with trace metals and natural sediment characteristics.* Environ. Pollut., 121: 169-180.
122. **Muniz, P. & Pires, A.M.S.** 1999. *Trophic structure of polychaetes in the São Sebastião Channel (Southern Brazil).* Mar. Biol., 134: 517-528.
123. **Munro, J.L. & Pauly, D.** (1983) *A simple method for comparing the growth of fishes and invertebrates.* Fishbyte, 1: 5-6.
124. **Nakamura, Y., Hagino, M., Hiwatari, T., Iijima, A., Kohata, K. & Furota, T.** 2002. *Growth of the Manila clam *Ruditapes philippinarum* in Sanbase, the shallow coastal area in Tokyo Bay.* Fish Sci., 68: 1309-1316.
125. **Nie, Z.Q.** 1991. *The culture of marine bivalve mollusks in China.* In: Menzel W (Ed.) *Estuarine and Marine Bivalve Mollusks Culture.* CRC Press, Boston, 261-276 pp.
126. **Ohba, S.** 1959. *Ecological studies in the natural population of a clam, *Tapes japonica*, with special reference to seasonal variations in the size and structure of the population and to individual growth.* Biol. J. Okayama Univ., 5: 13-43.
127. **Pace, M.L., Findlay, S.E.G. & Fischer, D.** 1998. *Effects of an invasive bivalve on the zooplankton community of the Hudson River.* Freshw. Biol., 39: 103-116.
128. **Pannella, G. & MacClintock, C.** 1968. *Biological and environmental rhythms reflected in molluscan shell growth.* J. Paleontol., 23: 577-594.
129. **Paillard, C.** 1992. *Etiologie et caractérisation de la Maladie de l'Anneau Brun chez la palourde d'élevage, *Ruditapes philippinarum*.* Thèse de Doctorat, vol. 2. Université de Brest 296 pp.

130. **Pearse, A.S. & Gunter, G.** 1957. *Salinity*. Geological society of America Memoirs, 67: 129-157.
131. **Pereira, C.D., Gaudêncio, M.J., Guerra, M.T. & Lopes, M.T.** 1997. Intertidal macrozoobenthos of the Tagus estuary (Portugal): the Expo'98 area. *Publicaciones especiales del Instituto Español de Oceanografía*. 23: 107-120.
132. **Person, T.H.** 1971. *Studies on the ecology of the macrobenthic fauna of Lochs Linnhe and Eil, West Coast of Scotland. II. Analysis of the macrobenthic fauna by comparison of feeding groups*. *Vie et Milieu*, 1: 53-91.
133. **Ponurovskii, S.K.** 2008. *Population structure and growth of the Japanese littleneck clam Ruditapes philippinarum in Amursky Bay, Sea of Japan*. *Russ. J. Mar. Biol.*, 5(34): 329-332.
134. **Pravoni, F., Franceschini, G., Casale, M., Zucchetta, M., Torricelli, P. & Giovanardi, O.** 2006. *An ecological imbalance induced by a non-native species: the Manila clam in the Venice Lagoon*. *Biol. Invasions*, 8: 595-609.
135. **Pravoni, F., Da Fonte, F., Raicevich, S. & Giovanardi, O.** 2004. *A synoptic-multidisciplinary study of the immediate effects of mechanical clam-harvesting in the Venice Lagoon*. *ICES J. Mar. Sci.*, 61: 43-52.
136. **Probert, P.K.** 1984. *Disturbance, sediment stability and trophic structure of soft-bottom communities*. *J. Mar. Res.*, 42: 893-921.
137. **Queiros, A.M., Hiddink, J.G., Johnson, G., Cabral, H.N. & Kaiser, M.J.** 2011. *Context dependence of marine ecosystem engineer invasion impacts on benthic ecosystem functioning*. *Biol. Invasions*, 13: 1059-1075.
138. **Quintino, V. & Rodrigues, A.M.** 1989. *Environmental gradients and distribution of macrozoobenthos in three Portuguese coastal systems: Obidos, Albufeira and Alvor*. In: Ryland, J.S. & Tayler, P.A (eds) *Reproduction, Genetics and Distributions of Marine Organisms*. Olsen and Olsen, Frdensborg, Denmark, pp: 441-450.
139. **Richardson, C.A.** 1989. *An analysis of the microgrowth bands in the shell of the common mussel Mytilus edulis*. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, 69: 477-491.
140. **Richardson, C.A.** 2001. *Molluscs as archives of environmental change*. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 39: 103-164.

141. **Richardson, C.A., Seed, R. & Naylor, E.** 1990. *Use of internal growth bands for measuring individual and population growth rates in Mytilus edulis from offshore production platforms.* Mar. Ecol. Prog. Ser., 66: 259-265.
142. **Robert, R., Trut, G. & Laborde, J.L.** 1993). *Growth, reproduction and gross biochemical composition of the Manila clam Ruditapes philippinarum in the Bay of Arcachon, France.* Mar. Biol., 116: 291-299.
143. **Rodrigues, A.M. & Quintino, V.** 1993 *Horizontal biosedimentary gradients across the Sado estuary, W Portugal.* Neth. J. Aquat. Ecol., 27: 465-482.
144. **Rodríguez-MoscOSO, E., Pazo, J.P., García, A. & Fernández-Cortés, F.** 1992. *Reproductive cycle of Manila clam Ruditapes philippinarum (Adams y Reeve, 1850) in Ria of Vigo (NW Spain).* Scientia Marina, 56(1): 61-67.
145. **Ruesink, J.L., Lenihan, H.S. & Trimble, A.C.** 2005. *Introduction of non-native oysters: ecosystem effects and restoration implications.* Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst., 31: 481-531.
146. **Ruesink, J.L.** 2003. *One fish, two fish, old fish, new fish: which invasions matter?* In: Kareiva, P. & Levin, S.A. (eds.) *The importance of species: perspectives on expendability and triage.* Princeton University Press. pp: 161-178.
147. **Ruiz, G.M., Fofonoff, P.W. & Carlton, J.T.** 2000. *Invasion of coastal marine communities in North America: apparent patterns, processes, and biases.* Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 31: 481-531.
148. **Sainte Marie, J.F., Jean, F., Paillard, C., Ford, S., Powell, E., Hofmann, E. & Klinck, J.** 2007. *Ecophysiological dynamic model of individual growth of Ruditapes philippinarum.* Aquaculture, 266: 130-143.
149. **Sagara, J.** 1981. *Ecology and physiology of Tapes philippinarum and Meretrix lusoria.* Aquabiology, 13: 102-105 (em japonês).
150. **ScarlatO, O.A.** 1981. *Bivalves of temperate waters of the Northwestern part of the Pacific ocean.* Nauka Press, Leningrad, 408 pp.
151. **Seed, R.** 1976. *Ecology.* In: Bayne, B.L. (ed.) *Marine mussels: their ecology and physiology.* Cambridge University Press, Cambridge, pp: 13-65.

152. **Sgro, L., Mistri, M. & Widdows, J.** 2005. *Impact of the infaunal manila clam, Ruditapes philippinarum, on sediment stability.* Hydrobiologia, 550: 175-182.
153. **Simberloff, D.** 2006. *Invasion meltdown 6 year later: important phenomenon, unfortunate metaphor, or both?* Ecol. Lett., 9: 912-1019.
154. **Sokal, R.R. & Rohlf, F.J.** 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research.* 3rd edition. W. H. Freeman and Co.: New York, 887 pp.
155. **Solidoro, C., Melaku Canu, D. & Rossi, R.** 2003. *Ecological and economic considerations on fishing and rearing of Tapes philippinarum in the lagoon of Venice.* Ecol. Model., 170: 303-318.
156. **Sorokin, Y.I. & Giovanardi, O.** 1995. *Trophic characteristics of the Manila clam (Ruditapes philippinarum Adams & Reeve, 1850).* ICES J. Mar. Sci., 52: 835-862.
157. **Soudant, P., Paillard, C., Choquet, G., Lambert, C., Reid, H., Marhic, A., Donaghy, L. & Birkbeck, T.H.** 2004. *Impact of season and rearing site on the physiological and immunological parameters of the Manila clam Venerupis (=Tapes, =Ruditapes) philippinarum.* Aquaculture, 229: 401-418.
158. **Sousa, R., Gutiérrez, J.L. & Aldridge, D.C.** 2009. *Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers.* Biol. Invasions, 11: 2367-2385.
159. **Sousa, R., Rufino, M., Gaspar, M., Atunes, C. & Guilhermino, L.** 2008. *Abiotic impacts on spatial and temporal distribution of Corbicula fluminea (Müller, 1974) in the River Minho Estuary, Portugal.* Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst., 18: 98-110.
160. **Spencer, B.E.** 1996. *Clam cultivation: localized environmental effects. Results of an experiment in the River Exe, Devon (1991-1995).* MAFF, Directorate of Fisheries Research, Conwy, Gwynedd, 10 pp.
161. **Spencer, B.E., Kaiser, M.J. & Edwards, D.B.** 1996. *The effect of Manila clam cultivation on an intertidal benthic community: the early cultivation phase.* Aquac. Res., 27: 261-276.
162. **Spencer, B.E., Kaiser, M.J. & Edwards, D.B.** 1997. *Ecological effects of intertidal Manila clam cultivation: observations at the end of the cultivation phase.* J. of Applied Ecol., 34: 444-452.

- 163. Stenton-Dozey, J.M.E., Jackson, L.F. & Busby, A.J.** 1999. *Impact of mussel culture on macrobenthic community structure in Saldanha Bay, South Africa.* Mar. Pollut. Bull., 39: 357 – 366.
- 164. Strayer, D.L., Hattala, K.A. & Kahnle, A.W.** 2004. *Effects of an invasive bivalve (Dreissena polymorpha) on fish in Hudson River estuary.* Can. J. Fish. Aquat. Sci., 61: 924-941.
- 165. Strayer, D.L., Caraco, N.F. & Cole, J.J.** 1999. *Transformation of freshwater ecosystems by bivalves: a case study of zebra mussels in the Hudson River.* Bioscience, 49: 19-27.
- 166. Streftaris, N., Zenetos, A. & Papathanassiou, E.** 2005. *Globalisation in Marine Ecosystems: The story of non-indigenous marine species across European seas.* In: Gibson, R.N., Atkinson, R.J.A. & Gordon, J.D.M. (eds) *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review.* Taylor & Francis, 43: 419-453.
- 167. ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P.** 2002. *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination. Version 4.5.* Microcomputer Power, Tthaca, New York, USA 500 pp.
- 168. ter Braak, C.J.F. & Verdonschot, P.F.M.** 1995. *Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology.* Aquat. Sci., 55 (4): 1-35.
- 169. Teixeira de Sousa, J., Matias, D., Joaquim, S., Ben-Hamadou, R. & Leitão, A.** 2011. *Growth variation in bivalves: New insights into growth, physiology and somatic aneuploidy in the carpet shell Ruditapes decussatus.* J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 406: 46-53.
- 170. Thorp, J.H. & Casper, A.F.** 2002. *Potential effects on zooplankton from species shifts in planktivorous mussels: a field experiment in the St. Lawrence River.* Freshw. Biol., 47: 107-119.
- 171. Toupoint, N., Godet, L., Fournier, J., Retière, C. & Olivier, F.** 2008. *Does Manila clam cultivation affect habitats of the engineer species Lanice conchilega (Pallas, 1766)?* Mar. Pollut. Bull., 56: 1429-1438.

172. **Trigo, R., Pozo-Vazquez, D., Osborn, T., Castro-Diez, Y., Gamiz-Fortis, S. & Esteban-Parra, M.** 2004. *North Atlantic oscillation influence on precipitation, river flow and water resources in the Iberian Peninsula*. *Int. J. Climatol.*, 24: 925-944.
173. **Urrutia, M.B., Ibarrola, I., Iglesias, J.I.P. & Navarro, E.** 1999. *Energetics of growth na reproduction in a high-tidal population of the clam Ruditapes decussatus from Urdaibai Estuary (Basque Country, N. Spain)*. *J. Sea Res.*, 42: 35-48.
174. **Vincent, B., Joly, D. & Harvey, M.** 1994. *Spatial variation of the bivalve Macoma balthica (L.) on a tidal flat: effects on environmental factors and intraspecific competition*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 181: 223-238.
175. **von Bertalanffy, L.** 1938. *A quantitative theory of organic growth*. *Hum. Biol.*, 10: 181-313.
176. **Xie, Q. & Burnell, G.M.** 1994. *A comparative study of the gametogenic cycles of the clams Tapes philippinarum (Adams & Reeve, 1840) and Tapes decussatus (Linnaeus) of the south coast of Ireland*. *J. Shellfish Res.*, 13(2): 467-472.
177. **Yap, W.G.** 1978. *Population biology of the Japanese little-neck clam, Tapes philippinarum, in Kaneohe Bay, Oahu, Hawaiian Islands*. *Pac. Sci.*, 31(3): 223-244.
178. **Ysebaert, T., Herman, P.M.J., Meire, P., Craeymeersch, J., Verbeek, H. & Heip, C.H.R.** 2003. *Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe*. *Est.Coast. Shelf Sci.*, 57: 335-355.
179. **Walne, P.R. & Mann, R.** 1975. *Growth and biochemical composition in Ostrea edulis and Crassostrea gigas*. In: Barnes, H. Editor, 9th European Marine Biology Symposium, Aberdeen Univ. Press, Scotland, pp: 587-607.
180. **Wasson, K., Zabin, C.J., Bedinger, L., Diaz, M.C. & Pearse, J.S.** 2001. *Biological invasions of estuaries without international shipping: the importance of intraregional transport*. *Biol. Conserv.*, 102: 143-153.
181. **Wolff, W.J.** 1983. *Estuarine benthos*. In: Ketchum, B.H. (ed). *Estuaries and enclosed seas*. Elsevier, Amsterdam: 151-182.

Páginas da Internet

- 182. FAO.** 2011. *Cultured Aquatic Species Information Program*. *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850). Fisheries and Aquaculture Department, Food and agriculture Organization of the United Nations. Online, Available HTTP: http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Ruditapes_philippinarum/en (consultado a 19 de Outubro de 2011).
- 183. IMO.** 2000-2004. *Global Ballast Water Management Project: The Problem*. Online, Available HTTP: <http://globallast.imo.org/index.asp?page=problem.htm&menu=true> (consultado a 19 de Outubro de 2011).

ANEXOS

ANEXO I – ABUNDÂNCIA E BIOMASSA

Abundância e biomassa (total e média por indivíduo) de *R. philippinarum*, por estação de amostragem, no estuário do rio Tejo.

Estação	Abundância		Biomassa		
	Total (nº ind./100 m ²)	Total (nº ind./min.)	Total (g/100 m ²)	Total (g/min.)	Média (g/ind.)
1	0	0	0,0	0,0	0,0
2	0	0	0,0	0,0	0,0
3	0	0	0,0	0,0	0,0
4	0	0	0,0	0,0	0,0
5	3	24	53,2	372,6	15,5
6	6	44	53,2	417,5	9,6
7	0	0	0,0	0,0	0,0
8	18	83	90,2	406,4	4,9
9	43	213	639,0	3197,4	15,0
10	0	2	2,4	17,6	8,8
11	12	52	135,3	582,1	11,2
12	0	0	0,0	0,0	0,0
13	3	10	2,0	7,8	0,8
14	0	0	0,0	0,0	0,0
15	0	0	0,0	0,0	0,0
16	0	0	0,0	0,0	0,0
17	0	0	0,0	0,0	0,0
18	0	0	0,0	0,0	0,0
19	137	315	2757,1	6341,3	20,1
20	3	8	19,7	47,4	5,9
21	3	7	34,8	76,7	10,6
22	594	1664	4515,5	12653,6	7,6
23	356	890	5277,5	13204,2	14,8
24	0	0	0,0	0,0	0,0
25	0	0	0,0	0,0	0,0
26	15	65	263,4	1133,4	17,4
27	21	46	300,1	660,7	14,4
28	11	28	41,4	99,4	3,6
29	53	159	516,3	1550,1	9,7
30	13	32	13,9	33,5	1,0
31	1	3	20,0	68,0	22,7
32	0	0	0,0	0,0	0,0
33	0	0	0,0	0,0	0,0
34	0	0	0,0	0,0	0,0
35	0	0	0,0	0,0	0,0
36	0	0	0,0	0,0	0,0
37	0	0	0,0	0,0	0,0
Total	1293	3645	14735,0	40869,4	

ANEXO II (continuação)

Espécies	Estações de amostragem																			
	21		22		23		24		25		26		27		28		29		30	
	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio
ORDEM EUHETERODONTA																				
FAMÍLIA SOLENIDAE																				
<i>Solen marginatus</i> (Pulteney, 1799)	0	0	0	0	1	61,3	1	56,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ORDEM MYOIDA																				
FAMÍLIA MYIDAE																				
<i>Mya arenaria</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	60,5
FAMÍLIA PHOLADIDAE																				
<i>Barnea candida</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ORDEM MYTILOIDA																				
FAMÍLIA MYTILIDAE																				
<i>Modiolus adriaticus</i> (Lamarck, 1819)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Modiolus barbatus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Modiolus modiolus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	32,2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	25,5	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilus edulis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilus galloprovincialis</i> (Lamarck, 1819)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilus spp.</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ORDEM PECTINOIDA																				
FAMÍLIA ANOMIIDAE																				
<i>Anomia ephippium</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FAMÍLIA PECTINIDAE																				
<i>Mimachlamys varia</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	23,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudamussium peslutrae</i> (Linnaeus, 1771)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ORDEM OSTREOIDA																				
FAMÍLIA OSTRERIDAE																				
<i>Ostrea spp.</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crassostrea spp.</i> (Sacco, 1897)	0	0	8	20,8 ± 1,7	0	0	0	0	0	0	0	0	2	25,7 ± 3,3	0	0	0	0	0	0
ORDEM VENEROIDA																				
FAMÍLIA CARDIIDAE																				
<i>Cerastoderma glaucum</i> (Brugière, 1789)	35	21,7 ± 2,3	73	21,8 ± 2,1	0	0	0	0	0	0	1	20,7	0	0	1	21,5	11	19,6 ± 2,6	57	22 ± 1,8
<i>Venerupis senegalensis</i> (Gmelin, 1791)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	22,8	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Venus verrucosa</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parvicardium pinnulatum</i> (Conrad, 1831)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	20	3	22,6 ± 1,5	0	0
FAMÍLIA MACTRIDAE																				
<i>Spisula solida</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	26,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FAMÍLIA SCROBICULARIIDAE																				
<i>Scrobicularia plana</i> (da Costa, 1778)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	166	30,8 ± 3,6
FAMÍLIA TELLINIDAE																				
<i>Macoma sp.</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	30,3	3	27,4 ± 2,	0	0	0	0	0	0	1	30,7	0	0	0	0

ANEXO II (continuação)

Espécies	Estações de amostragem													
	31		32		33		34		35		36		37	
	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio
ORDEM EUHETERODONTA														
FAMÍLIA SOLENIDAE														
<i>Solen marginatus</i> (Pulteney, 1799)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ORDEM MYOIDA														
FAMÍLIA MYIDAE														
<i>Mya arenaria</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FAMÍLIA PHOLADIDAE														
<i>Barnea candida</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ORDEM MYTILOIDA														
FAMÍLIA MYTILIDAE														
<i>Modiolus adriaticus</i> (Lamarck, 1819)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	26,1 ± 0,5	0	0
<i>Modiolus barbatus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	2	37,2 ± 13,4	0	0	356	23,2 ± 9,8	6	12,0 ± 13,6
<i>Modiolus modiolus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	1	31,9	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilus edulis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	38,9 ± 9,4	0	0
<i>Mytilus galloprovincialis</i> (Lamarck, 1819)	0	0	0	0	0	0	1	32,8	0	0	5	37,4 ± 4,6	0	0
<i>Mytilus spp.</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	35,7 ± 13,5	0	0
ORDEM PECTINOIDA														
FAMÍLIA ANOMIIDAE														
<i>Anomia ephippium</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	53,7	0	0	1	36,2	0	0	13	23,8 ± 10,9	0	0
FAMÍLIA PECTINIDAE														
<i>Mimachlamys varia</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	2	44,6 ± 6,7	0	0	12	40,2 ± 7,3	0	0	16	39,9 ± 7,7	0	0
<i>Pseudamussium peslutrae</i> (Linnaeus, 1771)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	29,6	0	0
ORDEM OSTREOIDA														
FAMÍLIA OSTRERIDAE														
<i>Ostrea spp.</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crassostrea spp.</i> (Sacco, 1897)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ORDEM VENEROIDA														
FAMÍLIA CARDIIDAE														
<i>Cerastoderma glaucum</i> (Brugière, 1789)	42	20,2 ± 1,3	0	0	1	24,2	0	0	11	22,6 ± 2,4	0	0	0	0
<i>Venerupis senegalensis</i> (Gmelin, 1791)	0	0	0	0	0	0	62	28,9 ± 2,6	0	0	28	29,6 ± 7,2	0	0
<i>Venus verrucosa</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parvicardium pinnulatum</i> (Conrad, 1831)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FAMÍLIA MACTRIDAE														
<i>Spisula solida</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
FAMÍLIA SCROBICULARIIDAE														
<i>Scrobicularia plana</i> (da Costa, 1778)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FAMÍLIA TELLINIDAE														
<i>Macoma sp.</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	4	24,5 ± 9,4	0	0	0	0

ANEXO III - ABREVIATURAS DAS ESPÉCIES

Correspondência das abreviaturas utilizadas nos gráficos das CCA com os nomes reais das espécies, para os trabalhos realizados no estuário do Tejo e na Baía do Seixal.

Etiqueta	Espécie	Etiqueta	Espécie
Aalb	<i>Abra alba</i>	Lluc	<i>Loripes lucinalis</i>
Anit	<i>Abra nitida</i>	Msp	<i>Macoma sp.</i>
Aseg	<i>Abra segmentum</i>	Mact	Mactridae
Aechi	<i>Acanthocardia echinata</i>	Mlun	<i>Malmgreniella lunulata</i>
Acti	<i>Actinaria</i>	Mcla	<i>Microcosmus claudicans</i>
Asphy	<i>Actinothoe sphyrodeta</i>	Mvar	<i>Mimachlamys varia</i>
Acar	<i>Adamsia carciniopados</i>	Madr	<i>Modiolus adriaticus</i>
Arom	<i>Alkmaria romijni</i>	Mbar	<i>Modiolus barbatus</i>
Aspe	<i>Amphilocheus spencebatei</i>	Mmod	<i>Modiolus modiolus</i>
Asqu	<i>Amphipholis squamata</i>	Mare	<i>Mya arenaria</i>
Avir	<i>Anemonia viridis</i>	Mbid	<i>Mysella bidentata</i>
Aeph	<i>Anomia ephippium</i>	Myt	Mytilidae
Anom	Anomiidae	Medu	<i>Mytilus edulis</i>
Atha	<i>Anthopleura thallia</i>	Mgal	<i>Mytilus galloprovincialis</i>
Asci	Asciidae	Msp	<i>Mytilus spp.</i>
Aver	<i>Aulactinia verrucosa</i>	Nhom	<i>Nephtys hombergii</i>
Bcan	<i>Barnea candida</i>	Nnuc	<i>Nucula nucleus</i>
Biv	Bivalvia	Nuc	<i>Nucula sp.</i>
Card	Cardiidae	Osp	<i>Ostrea sp.</i>
Cbro	<i>Cataphellia brodricii</i>	Ostr	Ostreidae
Cgla	<i>Cerastoderma glaucum</i>	Pexi	<i>Parvicardium exiguum</i>
Cang	<i>Chaetopleura angulata</i>	Pmin	<i>Parvicardium minimum</i>
Cgib	<i>Chaetozone gibber</i>	Ppin	<i>Parvicardium pinnulatum</i>
Cstri	<i>Circulus striatus</i>	Psca	<i>Parvicardium scabrum</i>
Cirra	Cirratulidae	Pato	<i>Pleiolana atomata</i>
Cmol	<i>Cnemidocarpa mollis</i>	Ppom	<i>Polycarpa pomaria</i>
Cgi	<i>Corbula gibba</i>	Poly	<i>Polycirrus sp.</i>
Cspp	<i>Crassostrea spp.</i>	Plam	<i>Pomatoceros lamarcki</i>
Dcon	<i>Dodecaceria concharum</i>	Ppes	<i>Pseudamussium peslutrae</i>
Gmag	<i>Gibbula magus</i>	Ptes	<i>Pyura tessellata</i>
Himb	<i>Harmothoe imbricata</i>	Rdec	<i>Ruditapes decussatus</i>
Hdiv	<i>Hediste diversicolor</i>	Rphi	<i>Ruditapes philippinarum</i>
Harc	<i>Hiatella arctica</i>	Simp	<i>Scoletoma impatiens</i>
Hfau	<i>Hyalinoecia fauveli</i>	Spla	<i>Scrobicularia plana</i>
Hulv	<i>Hydrobia ulvae</i>	Smar	<i>Solen marginatus</i>
Ksub	<i>Kellia suborbicularis</i>	Ssol	<i>Spisula solida</i>
Lsav	<i>Leptochelia savignyi</i>	Spha	<i>Sphaerosyllis sp.</i>
Lpus	<i>Liocarcinus pusillus</i>	Ssub	<i>Spisula subtruncata</i>

ANEXO III (continuação)

Etiqueta	Espécie
Scra	<i>Stenothoe crassicornis</i>
Sboa	<i>Sthenelais boa</i>
Sshr	<i>Streblospio shrubsolii</i>
Tmur	<i>Trophonopsis muricatus</i>
Ueq	<i>Urticina eques</i>
Vver	<i>Venus verrucosa</i>
Vsax	<i>Venerupis saxatilis</i>
Vsen	<i>Venerupis senegalensis</i>

ANEXO IV - RELAÇÕES ALOMÉTRICAS

Relações alométricas utilizadas para converter as alturas medidas nos cortes das conchas de amêijoja-japonesa em comprimentos reais das conchas, por área de amostragem.

$$\text{Área A:} \quad L = 1,803848 Y^{0,9110}$$

$$\text{Área B:} \quad L = 1,663413 Y^{0,9426}$$

$$\text{Área C:} \quad L = 1,629296 Y^{0,9439}$$

ANEXO V - BIBLIOGRAFIA PARA IDENTIFICAÇÃO DOS ORGANISMOS

Guia de informação geral:

Hayward, P.J. & Ryland, J. S. (1996). *Handbook of the marine fauna of North-west Europe*. Oxford University Press, Oxford.

Bibliografia específica para cada grupo:

- GASTROPODA

Mosquera, E.R. (1983). *Moluscos de la ría de Vigo I: Gasterópodos*. Impresa Universitaria, Santiago de Compostela.

- BIVALVIA

Mosquera, R., Schmitt, J.O. & Alvarez, E. (1989). *Moluscos de la ría de Vigo II: Poliplacóforos, bivalvos, escofópodos y cefalópodos*. Impresa Universitaria, Santiago de Compostela.

- POLYCHAETA

Chambers, S. (1985). *Polychaetes from Scottish waters. 2. Families Aphroditidae, Sigalionidae and Polyodontidae*. Royal Scottish Museum Studies, Edinburgh.

Fauchald, K. (1977). *The Polychaete worms: definitions and keys to the Orders, Families and Genera*. Natural History Museum of Los Angeles County, Los Angeles.

Fauvel, P. (1975). *Faune de France 5: Polychetes errantes*. Librairie de la Faculté des Sciences, Paris.

Fauvel, P. (1977). *Faune de France 16: Polychetes sedentaires*. Librairie de la Faculté des Sciences, Paris.

Pleijel, F. & Dales, R.P. (1991). *Polychaetes: British Phyllodoceans, Typhloscolecoideans and Tomopteroideans*. Synopses of the British fauna (New Series), nº 45. Academic Press, London.

Rainer, S.F. (1991). *The genus Nephtys (Polychaeta: Phyllodocida) of northern Europe: a review of species, including description of N. pulchra sp. n. and a key to the Nephtyidae*. *Helg. Meeres.*, 45: 65-96.

ANEXO V (continuação)

Ramberg, J.P. & Schram, T.A. (1982). *A systematic review of the Oslofjord species of Polydora Bosc and Pseudopolydora Czerniavsky, with some new biological and ecological data (Polychaeta: Spionidae)*. Sarsia, 68: 233-247.

Tebble, N. & Chambers, S. (1982). *Polychaetes from Scottish waters, 1. Family Polynoidae*. Royal Scottish Museum Studies, Edinburgh.

Woodham, A. & Chambers, S. (1994). *A new species of Chaetozone (Polychaeta, Cirratulidae) from Europe with a re-description of Caulleriella zetlandica (McIntosh)*. Mém. Mus. Natn. Hist. Nat., 162: 307-316.

- AMPHIPODA

Lincoln RJ (1979) *British marine Amphipoda: Gammaridea*. British Museum (Natural History), London.

Ruffo S (ed.) (1989) *The Amphipoda of the Mediterranean: Gammaridea. Part 1-3*. Mem. Inst. Oceanogr. Monaco, 13: 1-813.

- ISOPODA

Naylor, E. (1972). *British marine isopods*. Academic Press, London.

- CUMACEA

Jones, N.S. (1957). *Cumacea. Fiches d'Identification du Zooplancton, n^{os} 71 a 76*. Conseil International pour l'Exploration de la Mer, Copenhaga, Dinamarca.

- CRUSTACEA DECAPODA

Falciai, L. & Minervini, R. (1995). *Guia de los crustáceos decápodos de Europa*. Ediciones Omega, Barcelona.

- ECHINODERMATA

Madsen, F.J. (1970). *West Africam Ophiuroids*. Atlantide Report, 11: 151-243.

ANEXO VI – COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS DA BAÍA DO SEIXAL

FILO CNIDARIA

CLASSE HEXACORALLIA

Hexacorallia n.i.

CLASSE HYDROZOA

Hydrozoa n.i.

FILO PLATYHELMINTHES

CLASSE TURBELLARIA

Turbellaria sp.

FILO NEMERTEA

Nemertea n.i.

FILO NEMATODA

Nematoda n.i.

FILO MOLLUSCA

CLASSE POLYPLACOPHORA

ORDEM LEPIDOPLEURIDA

FAMÍLIA LEPTOCHITONIDAE

Leptochiton asellus (Gmelin, 1791)

ORDEM CHITONIDA

FAMÍLIA CHAETOPLEURIDAE

Chaetopleura angulata (Spengler, 1797)

CLASSE GASTROPODA

ORDEM LITTORINIMORPHA

FAMÍLIA HYDROBOIIDAE

Hydrobia ulvae (Pennant, 1777)

ORDEM ANASPIDEA

FAMÍLIA AKERIDAE

Akera sp.

CLASSE BIVALVIA

ORDEM NUCULIDA

FAMÍLIA NUCULIDAE

Nucula sp.

ORDEM VENEROIDA

FAMÍLIA CARDIIDAE

Cerastoderma edule (Linnaeus, 1758)

Cerastoderma glaucum (Poiret, 1789)

Parvicardium minimum (Philippi, 1836)

Parvicardium pinnulatum (Conrad, 1831)

Cardiidae n.i.

FAMÍLIA SOLENIDAE

Solen marginatus Pulteney, 1799

FAMÍLIA SEMELLIDAE

Abra alba (W. Wood, 1802)

Abra nitida (O.F. Müller, 1776)

Abra segmentum (Récluz, 1843)

Scrobicularia plana (da Costa, 1778)

FAMÍLIA VENERIDAE

Ruditapes decussatus (Linnaeus, 1758)

Ruditapes philippinarum (Adams & Reeve, 1850)

Venerupis senegalensis (Gmelin, 1791)

ORDEM MYOIDA

FAMÍLIA CORBULIDAE

Corbula gibba (Olivi, 1792)

Bivalvia n.i.

FILO SIPUNCULA

Sipuncula n.i.

FILO ANNELIDA

CLASSE OLIGOCHAETA

Oligochaeta n.i.

CLASSE POLYCHAETA

ORDEM PHYLLODOCIDA

FAMÍLIA PHYLLODOCIDAE

Phyllodocidae n.i.

FAMÍLIA GLYCERIDAE

Glycera convoluta Keferstein, 1862

FAMÍLIA HESIONIDAE

Gyptis sp.

Microphthalmus sp.

FAMÍLIA NEREIDIDAE

Hediste diversicolor (O.F. Müller, 1776)

Nereididae n.i.

FAMÍLIA SYLLIDAE

Sphaerosyllis taylori Perkins, 1981

Exogone sp.

Parapionosyllis sp.

Syllidae n.i.

FAMÍLIA NEPHTYIDAE

Nephtys cirrosa (Ehlers, 1868)

Nephtys hombergii Savigny in Lamarck, 1818

Nephtys longosetosa Örsted, 1843

FAMÍLIA POLYNOIDAE

Harmothoe spA.

Harmothoe spB.

Harmothoe sp.

FAMÍLIA PHOLOIDAE

Pholoe inornata Johnston, 1839

FAMÍLIA SIGALIONIDAE

Sthenelais boa (Johnston, 1833)

ORDEM EUNICIDA

FAMÍLIA DORVILLEIDAE

Dorvillea sp.

ORDEM SPIONIDA

FAMÍLIA SPIONIDAE

Polydora ligni (Webster, 1879)

Pseudopolydora paucibranchiata (Okuda, 1937)

Streblospio shrubsolii (Buchanan, 1890)

Scolelepis sp.

ORDEM COSSURIDA

FAMÍLIA COSSURIDAE

Cossura coasta Kitamori, 1960

ORDEM CAPITELLIDA

FAMÍLIA CAPITELLIDAE

Capitella capitata (Fabricius, 1780)

Heteromastus filiformis (Claparède, 1864)

Notomastus latericeus Sars, 1851

ORDEM TERESELLIDA

FAMÍLIA AMPHARATIDAE

Alkmaria romijni Horst, 1919

Melinna palmata Grube, 1870

FAMÍLIA TERESELLIDAE

Lanice conchilega Pallas, 1766

Terebellidae n.i.

FAMÍLIA CIRRATULIDAE

Chaetozone sp.

Tharyx sp.

Aphelochaeta n.i.

Cirratulidae n.i.

ORDEM SABELLIDA

FAMÍLIA SERPULIDAE

Mercierella enigmatica (Fauvel, 1923)

Serpulidae n.i.

ORDEM POLYGORDIIDA

FAMÍLIA SACCOCIRRIDAE

Saccocirrus papillocercus Bobretzky, 1872

FILO ARTHROPODA

CLASSE PYCNOGONIDA

ORDEM PANTOPODA

FAMÍLIA PHOXICHILIDIIDAE

Anoplodactylus pygmaeus (Hodge, 1864)

CLASSE MALACOSTRACA

ORDEM MYSIDACEA

Mysidacea n.i.

ORDEM AMPHIPODA

FAMÍLIA AMPHILOCHIDAE

Amphilocheus neapolitanus Della Valle, 1893

FAMÍLIA AORIDAE

Microdeutopus gryllotalpa Costa, 1853

FAMÍLIA COROPHIIDAE

Monocorophium acherusicum (Costa, 1853)

FAMÍLIA MELITIDAE

Melita palmata (Montagu, 1804)

FAMÍLIA OEDICEROTIDAE

Synchelidium maculatum Stebbing, 1906

ORDEM ISOPODA

FAMÍLIA ANTHURIDAE

Cyathura carinata (Krøyer, 1847)

Isopoda n.i.

ORDEM CUMACEA

FAMÍLIA BODOTRIIDAE

Bodotria arenosa Goodsir, 1843

Bodotria scorpioides (Montagu, 1804)

ORDEM TANAIIDACEA

FAMÍLIA LEPTOCHELIIDAE

Heterotanais oerstedii (Krøyer, 1842)

FAMÍLIA NOTOTANAIIDAE

Tanaissus lilljeborgi (Stebbing, 1891)

ORDEM DECAPODA

FAMÍLIA PORTUNIDAE

Carcinus maenas (Linnaeus, 1758)

Liocarcinus navigator (Herbst, 1794)

FAMÍLIA CRANGONIDAE

Crangon crangon (Linnaeus, 1758)

Philocheras trispinosus (Hailstone, 1835)

CLASSE INSECTA

ORDEM DIPTERA

FAMÍLIA CHIRONOMIDAE

Chironomidae n.i.

FAMÍLIA TABANIDAE

Tabanidae n.i.

Diptera n.i.

FILO BRYOZOA

Bryozoa n.i.

FILO ECHINODERMATA

CLASSE STELLEROIDA

ORDEM OPHIURIDA

FAMÍLIA AMPHIURIDAE

Amphipholis squamata (Delle Chiaje, 1828)

Inquérito à Pesca Profissional



Pesca profissional Inquérito N° _____

Data: ____/____/____ **Local:** _____ **Idade:** ____ **Sexo:** M F

Local de residência: _____ **N° de pessoas no agregado familiar:** _____ **Quantas pessoas trabalham no agregado familiar:** _____

Exerce alguma actividade além da pesca? Sim Não Qual? _____

Actividades agregado familiar:

Condição dos seus filhos que já não habitam a sua casa:

Filhos:		Estão na escola	<input type="checkbox"/>
Estão na escola	<input type="checkbox"/>	Ajudam na pesca	<input type="checkbox"/>
Ajudam na escola	<input type="checkbox"/>	Possuem embarcação própria	<input type="checkbox"/>
Possuem embarcação própria	<input type="checkbox"/>	Trabalham com outro pescador	<input type="checkbox"/>
Trabalham com outro pescador	<input type="checkbox"/>	Desempregados	<input type="checkbox"/>
Desempregados	<input type="checkbox"/>	Outra situação <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Outra situação	<input type="checkbox"/>	_____	

Gostaria que os seus filhos tivessem uma actividade profissional diferente da sua?

Sim Não Qual _____

Habilitações literárias:

Rendimento anual:

Estado civil:

Não sabe ler/escrever	<input type="checkbox"/>	<4200 €	<input type="checkbox"/>	Solteiro	<input type="checkbox"/>
Lê/escreve sem grau de ensino	<input type="checkbox"/>	4200 a 8400 €	<input type="checkbox"/>	Casado	<input type="checkbox"/>
1º Ciclo	<input type="checkbox"/>	8400 a 12600 €	<input type="checkbox"/>	Divorciado	<input type="checkbox"/>
2º Ciclo	<input type="checkbox"/>	> 12600 €	<input type="checkbox"/>	Viúvo	<input type="checkbox"/>
3º Ciclo	<input type="checkbox"/>			Há quantos anos pesca?	_____

Secundário **Com que idade tirou a cédula marítima?** _____

Curso profissional **Pertence a alguma associação ou sindicato de pescadores?**

Curso superior Sim Não Qual? _____

Situação na profissão (face à embarcação):
Dono da embarcação TCO Trabalha para familiar Outra situação _____

Situação na profissão dos restantes tripulantes:

Dono embarcação TCO Trabalha para familiar Outra situação _____

Esta ficha é importante! Se encontrar por favor contacte: telef. 21 750 00 00 (extensão: 20 303)

Embarcação:

Porto de registo _____ Ano de construção _____

Material de Construção _____ Comprimento _____

Tripulação _____

Aparelhos de auxílio:

Roletes Aladores GPS Outros _____

Pesca:

Em que épocas do ano pesca mais:

Sozinho Com a esposa Outono Inverno Verão Primavera

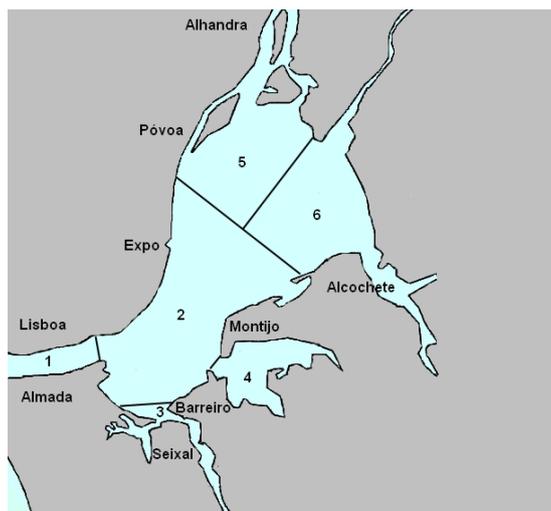
Com filhos Com outros Indiferente

Em que período do dia pesca mais: Manhã Tarde Noite Madrugada

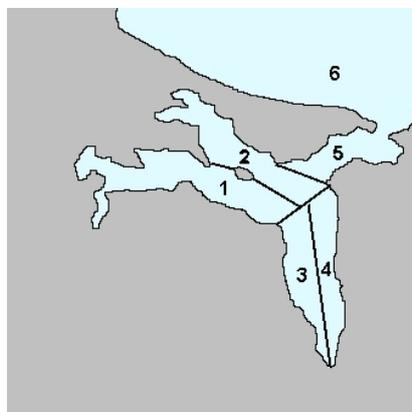
Pesca noutros locais fora do estuário do Tejo?

Sim Não Quais? _____

Indique no mapa as áreas onde pesca com mais frequência no estuário do Tejo:



Indique no mapa, as áreas em que pesca na Baía do Seixal:



Relativamente somente à Baía do Seixal

No último mês quantos dias saiu à pesca: _____

Quando sai para pescar, sai preferencialmente com:

- | | | | | | |
|--------------|--------------------------|----------------------|--------------------------|-------------------|--------------------------|
| Maré cheia | <input type="checkbox"/> | Enchente | <input type="checkbox"/> | Com sol | <input type="checkbox"/> |
| Maré vazia | <input type="checkbox"/> | Vazante | <input type="checkbox"/> | Com tempo nublado | <input type="checkbox"/> |
| Indiferente | <input type="checkbox"/> | Período de transição | <input type="checkbox"/> | Com chuva | <input type="checkbox"/> |
| | | Indiferente | <input type="checkbox"/> | Indiferente | <input type="checkbox"/> |
| Marés vivas | <input type="checkbox"/> | Com muita corrente | <input type="checkbox"/> | Com muito vento | <input type="checkbox"/> |
| Marés mortas | <input type="checkbox"/> | Com pouca corrente | <input type="checkbox"/> | Com pouco vento | <input type="checkbox"/> |
| Indiferente | <input type="checkbox"/> | Indiferente | <input type="checkbox"/> | Indiferente | <input type="checkbox"/> |
| Dia | <input type="checkbox"/> | | | | |
| Noite | <input type="checkbox"/> | | | | |

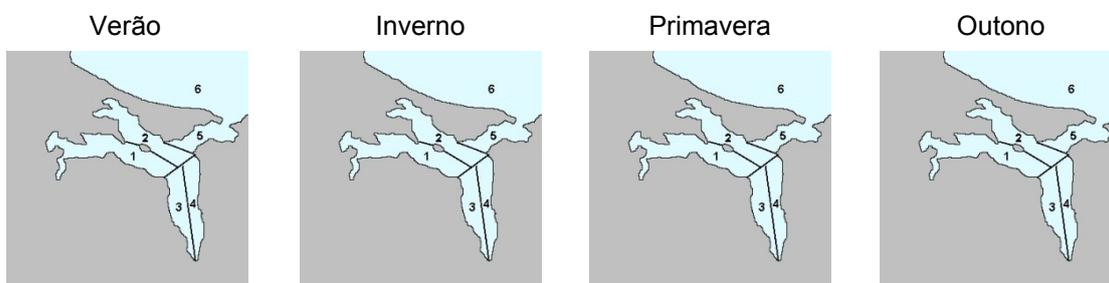
Quantos dias pesca por semana no:

Verão _____ Inverno _____ Primavera _____ Outono _____

Quantas horas pesca por dia no:

Verão _____ Inverno _____ Primavera _____ Outono _____

Indique nos mapas onde pesca com mais frequência na Baía do Seixal:



Quais as espécies que mais se capturam na Baía do Seixal?

- | | | | | | | | |
|------------|--------------------------|----------|--------------------------|----------|--------------------------|---------|--------------------------|
| Alcorrazes | <input type="checkbox"/> | Enguia | <input type="checkbox"/> | Tainha | <input type="checkbox"/> | Barbo | <input type="checkbox"/> |
| Corvina | <input type="checkbox"/> | Polvo | <input type="checkbox"/> | Carapau | <input type="checkbox"/> | Robalo | <input type="checkbox"/> |
| Lula | <input type="checkbox"/> | Sável | <input type="checkbox"/> | Góbios | <input type="checkbox"/> | Choco | <input type="checkbox"/> |
| Sardinha | <input type="checkbox"/> | Cação | <input type="checkbox"/> | Safio | <input type="checkbox"/> | Camarão | <input type="checkbox"/> |
| Azevia | <input type="checkbox"/> | Faneca | <input type="checkbox"/> | Salema | <input type="checkbox"/> | Fataça | <input type="checkbox"/> |
| Dourada | <input type="checkbox"/> | Raia | <input type="checkbox"/> | Lampreia | <input type="checkbox"/> | Santola | <input type="checkbox"/> |
| Meixão | <input type="checkbox"/> | Solha | <input type="checkbox"/> | Xarroco | <input type="checkbox"/> | Outros | <input type="checkbox"/> |
| Sargos | <input type="checkbox"/> | Linguado | <input type="checkbox"/> | Cavala | <input type="checkbox"/> | _____ | |
| | | | | | | _____ | |

Que artes de pesca utiliza?

Redes de emalhar Redes de tresmalho Galrinchos Ganchorra Nassa

Redes de Meixão Arrasto de vara Covos Palangre

Selecciona as artes de acordo com as espécies que pretende capturar? Sim Não

Em que meses do ano utiliza que artes:

Redes emalhar	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Redes tresmalho	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Arrasto de vara	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Meixão	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Galrinchos	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Covos	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Ganchora	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Nassa	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Palangre	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12

Rejeita alguma espécie que capture? Sim Não

Qual/Quais?

Alcorrazes	<input type="checkbox"/>	Enguia	<input type="checkbox"/>	Tainha	<input type="checkbox"/>	Barbo	<input type="checkbox"/>
Corvina	<input type="checkbox"/>	Polvo	<input type="checkbox"/>	Carapau	<input type="checkbox"/>	Robalo	<input type="checkbox"/>
Lula	<input type="checkbox"/>	Sável	<input type="checkbox"/>	Góbios	<input type="checkbox"/>	Choco	<input type="checkbox"/>
Sardinha	<input type="checkbox"/>	Cação	<input type="checkbox"/>	Safio	<input type="checkbox"/>	Camarão	<input type="checkbox"/>
Azevia	<input type="checkbox"/>	Faneca	<input type="checkbox"/>	Salema	<input type="checkbox"/>	Fataça	<input type="checkbox"/>
Dourada	<input type="checkbox"/>	Raia	<input type="checkbox"/>	Lampreia	<input type="checkbox"/>	Santola	<input type="checkbox"/>
Meixão	<input type="checkbox"/>	Solha	<input type="checkbox"/>	Xarroco	<input type="checkbox"/>	Outros	<input type="checkbox"/>
Sargos	<input type="checkbox"/>	Linguado	<input type="checkbox"/>	Cavala	<input type="checkbox"/>	_____	

O que o leva a rejeitar uma espécie?

Quando não é espécie alvo Tamanho A espécie em si Quais? _____

Em média, num dia de pesca qual a percentagem de rejeições? _____

Com que artes tem mais rejeições? _____

Captura média por época:

Espécie	Peso			
	Ver	Inv	Out	Prim

Qual o destino que dá ao que pesca?

	%
Vende na lota	_____
Vende a terceiro	_____
Consumo próprio	_____
Outros	_____

Conhece os tamanhos mínimos das espécies?

Sim Não

Que material perde por ano e em que quantidade?

No ano de 2008 quanto pagou em:	Atribuía um valor aproximado ao seu material:
Licenças _____	Barco _____
Seguros _____	Motor _____
Manutenção _____	Redes _____
Multas _____	Outros _____
Impostos _____	
Segurança social _____	
Trabalhadores a bordo _____	
Porto _____	
Armazém _____	
Quotas sindicato _____	
Artes e utensílios _____	
Combustível _____	
Outros _____	

Atribua um grau de ameaça à sua actividade para:

	Muito elevado	Elevado	Reduzido	Muito reduzido	Nulo
Condições climáticas	<input type="checkbox"/>				
Poluição	<input type="checkbox"/>				
Pesca lúdica	<input type="checkbox"/>				
Excesso de pescadores	<input type="checkbox"/>				
Práticas ilegais de pesca	<input type="checkbox"/>				
Extracção de areias	<input type="checkbox"/>				
Dragagens para canais	<input type="checkbox"/>				
Navegação	<input type="checkbox"/>				
Outra: Qual? _____	<input type="checkbox"/>				

Já presenciou pesca ilegal nalguma área da Baía do Seixal?

Sim Que artes? _____

Não

Com que frequência assiste a esta prática?

Todas as semanas Todos os dias De dia De noite

O que pensa da legislação da pesca profissional em vigor na Baía do Seixal?

Sente necessidade de apoios do estado à pesca local?

Sim Não Quais? _____

Recebe ou já recebeu apoios do estado à pesca local?

Sim Não Se sim, para que fins?

Que valor? _____

Que queixas tem a fazer sobre as autoridades públicas?

- Apertar mais com a pesca do meixão
- Fiscalizar mais a pesca lúdica
- Falta de informação
- Dificuldade de obter licenças
- Acções muito severas por parte da capitania
- Fiscalizar mais a pesca profissional
- Multas muito elevadas
- Nenhuma
- Outras Qual ou quais? _____

Pensa que os pescadores profissionais são ouvidos face às suas reivindicações?

Sim Não

Pensa que seria benéfico um maior diálogo entre pescadores, comunidade científica e autoridades públicas para definição das medidas de gestão e leis que regem a pesca local?

Sim Não

Indique três medidas para melhorar as condições para os pescadores e a prática de pesca na Baía do Seixal:

Atribua um grau de importância para melhorar as condições para os pescadores e a prática na Baía do Seixal:

	Muito elevado	Elevado	Reduzido	Muito reduzido	Nulo
Fazer um porto para pesca profissional	<input type="checkbox"/>				
Melhorar acessos	<input type="checkbox"/>				

Esta ficha é importante! Se encontrar por favor contacte: telef. 21 750 00 00 (extensão: 20 303)

Muito Elevado Reduzido Muito Nulo

elevado

reduzido

Ter mais apoio da Câmara	<input type="checkbox"/>				
Outra: _____	<input type="checkbox"/>				
Outra: _____	<input type="checkbox"/>				
Outra: _____	<input type="checkbox"/>				

ANEXO V – INQUÉRITOS E REGISTOS À PESCA LÚDICA



Inquérito Pesca Desportiva (CPUE)

tempo maximo: 10 minutos

Data: _____ Local: _____

Hora da entrevista: _____

Início da Pesca: _____ Tempo de Pesca: _____

Número de canas: _____

Tipo de pesca: _____

Tipo de isco: _____

isco	anz.	locais

Apanhou algum peixe que não esteja no balde?? _____

o quê? quantos? _____

#	Especie	N	Comp.	Peso	#	Especie	N	Comp.	Peso
1					16				
2					17				
3					18				
4					19				
5					20				
6					21				
7					22				
8					23				
9					24				
10					25				
11					26				
12					27				
13					28				
14					29				
15					30				

Registos para a Pesca Lúdica

Data: _____ Local: _____

Rota : _____				Rota : _____				Rota : _____			
Ínicio				Ínicio				Ínicio			
#	N	Canas	Inq	#	N	Canas	Inq	#	N	Canas	Inq
1				1				1			
2				2				2			
3				3				3			
4				4				4			
5				5				5			
6				6				6			
7				7				7			
8				8				8			
9				9				9			
10				10				10			
11				11				11			
12				12				12			
13				13				13			
14				14				14			
15				15				15			
16				16				16			
17				17				17			
18				18				18			
19				19				19			
20				20				20			
21				21				21			
22				22				22			
23				23				23			
24				24				24			
25				25				25			
26				26				26			
27				27				27			
28				28				28			
29				29				29			
30				30				30			
31				31				31			
32				32				32			
33				33				33			
34				34				34			
35				35				35			
36				36				36			
37				37				37			
38				38				38			
39				39				39			
40				40				40			
41				41				41			
42				42				42			
43				43				43			

Fim _____

Fim _____

Fim _____

Esta ficha é importante. Se a encontrar por favor contacte: telef. 21 750 00 00 (Extensão 20 303)

ANEXO VI – INQUÉRITO SOCIOECONÓMICO À PESCA LÚDICA

Inquérito Socioeconómico à Pesca Lúdica

Pesca lúdica

Inquérito N° _____



Local: _____

Entrevistado: Grupo

Família Sozinho

Data: ____/____/____

Hora: _____ Idade: __

Sexo: M F

Número de canas: _____

Número de Anzóis: _____

Tamanho dos anzóis: _____

Profissão: _____

N° pessoas do agregado familiar: _____

Quantas pessoas trabalham no agregado familiar: _____

Habilitações literárias:

Não sabe ler / escrever

Lê / escreve sem grau de ensino

1º Ciclo

2º Ciclo

Secundário

Curso profissional

Curso superior

Estado civil:

Solteiro

Casado

Divorciado

Viúvo

Rendimento mensal:

<350 €

350 a 700 €

700 a 1050 €

>1050 €

Há quanto anos pesca? _____

Em que locais já pescou na Baía do Seixal?

Em que épocas do ano pesca mais?

Outono

Primavera

Verão

Inverno

Em qual destes locais pesca com mais frequência?

Pesca frequentemente fora da Baía do Seixal?

Sim Não Onde? _____

Pesca frequentemente embarcado?

Sim Não Onde? _____

Frequentemente pesca mais:

Durante a semana

Nos FDS e feriados

Em período de férias

1-2x / ano 2-5x / ano +5x / ano

Pertence a alguma associação ou clube de

pesca? Sim Não Qual? _____

Em que período do dia pesca mais:

Manhã Tarde Noite Madrugada Acompanha a maré

Costuma pescar:

Sozinho Família Grupo de amigos

Pesca por:

Lazer Para alimentação Ambos



Qual é o melhor período para pescar?

- | | | | | | | | |
|--------------|--------------------------|--------------------|--------------------------|-------------------|--------------------------|--------------|--------------------------|
| Maré cheia | <input type="checkbox"/> | Enchente | <input type="checkbox"/> | Com sol | <input type="checkbox"/> | No Outono | <input type="checkbox"/> |
| Maré vazia | <input type="checkbox"/> | Vazante | <input type="checkbox"/> | Com tempo nublado | <input type="checkbox"/> | No Inverno | <input type="checkbox"/> |
| Indiferente | <input type="checkbox"/> | Estofo | <input type="checkbox"/> | Com chuva | <input type="checkbox"/> | Na Primavera | <input type="checkbox"/> |
| | | Indiferente | <input type="checkbox"/> | Indiferente | <input type="checkbox"/> | No Verão | <input type="checkbox"/> |
| | | | | | | Indiferente | <input type="checkbox"/> |
| Marés vivas | <input type="checkbox"/> | Com muita corrente | <input type="checkbox"/> | Com muito vento | <input type="checkbox"/> | Dia | <input type="checkbox"/> |
| Marés mortas | <input type="checkbox"/> | Com pouca corrente | <input type="checkbox"/> | Com pouco vento | <input type="checkbox"/> | Noite | <input type="checkbox"/> |
| Indiferente | <input type="checkbox"/> | Indiferente | <input type="checkbox"/> | Indiferente | <input type="checkbox"/> | Madrugada | <input type="checkbox"/> |

No último mês quantas vezes

Pescou? _____

Pescou neste local? _____

Como se deslocou até este local?

Viatura própria

Viatura de terceiros

A pé

Outro

Qual? _____

Quais as espécies que mais se capturam neste local?

Sargos Safio

Robalos Barbo

Cabeçudos Tainha

Alcorrazes Corvina

Xarroco Cavala

Outros **Quais:** _____

Quantos dias pesca por mês no:

Verão _____ Primavera _____

Inverno _____ Outono _____

Que tipo de isco utiliza?

Minhoca coreana Minhoca de rio Ganso coreano

Sardinha Casulo Ganso nacional

Caranguejo 2 cascos Asticôt Camarão

Caranguejo casca mole Outro _____

Indique os dois iscos que prefere, bem como:



Isco **Preço** **Local onde adquire o isco** **Espécies dirigidas** **Qdt/Dia**

Loja Conhecido Próprio

Loja Conhecido Próprio

Que tipos de anzóis mais utiliza?

Que espécies cada um permite capturar?

Nas suas canas, qual a posição dos anzóis na água?

Por semana, perde quantos:

No fundo A meia água Próximos do fundo

Anzóis? _____ Chumbos? _____

Para o sucesso na captura de peixes o que é mais importante?

O anzol

O isco

A cana

Tamanho

Posição na linha

Tipo

Dimensão

Tipo

Dimensão

A linha

O carreto

No ano passado, quanto gastou em material?

Dê um valor aproximado ao seu material de pesca:

Canas _____ Carretos _____ Chumbos _____ Anzóis _____ Linha _____ Outros _____

Possui licença de pesca? Sim Não

É a favor do sistema actual de licenciamento da pesca lúdica

Sim Não O que melhorava? _____

Já presenciou pesca ilegal na Baía do Seixal? Sim Não

Que arte ou artes? _____

Com que frequência assiste a esta prática? Todos os dias De dia De noite

Já se sentiu inseguro neste local? Sim Não

Indique três medidas para melhorar as condições para os pescadores e a prática de pesca na Baía do Seixal:

Atribua um grau de importância, no que faria sentido no melhoramento da pesca lúdica na Baía do Seixal:

	Muito Importante	Importante	Médio	Reduzido	Nulo
Maiores limitações à pesca profissional	<input type="checkbox"/>				
Fiscalizar mais os mariscadores	<input type="checkbox"/>				
Melhores acessos	<input type="checkbox"/>				
Maior esforço na limpeza da Baía do Seixal	<input type="checkbox"/>				
Fiscalizar mais a pesca lúdica	<input type="checkbox"/>				
Outro. Qual? _____	<input type="checkbox"/>				

Rejeita alguma espécie que capture?

Sim Não

Qual/quais costuma rejeitar?

O que o leva a rejeitar uma espécie?

Tamanho A própria espécie

O que faz ao peixe que captura?

Deita fora Consome Oferece Vende