

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Análise das variações espaciais das espécies de bivalves com
valor comercial em sistemas costeiros portugueses**

Inês Maria da Cruz Moreira Dinis Costeira

Mestrado em Ciências do Mar

Dissertação orientada por:

Doutora Paula Chainho

Doutora Maria João Correia

2024

Agradecimentos

Ao chegar ao fim do meu percurso académico, gostaria de agradecer a todos aqueles que estiveram ao meu lado nesta etapa da minha vida.

Agradeço profundamente às minhas orientadoras de tese, Dra. Paula Chainho e Dra. Maria João Correia por todas as explicações, pelo apoio e pela orientação, sem os quais não teria sido possível a realização deste trabalho.

Aos meus pais pelo apoio e compreensão que recebi e que foram essenciais durante todo o meu percurso académico.

Aos meus queridos avós que ficariam muito felizes se pudessem presenciar o fim desta etapa.

Às minhas amigas e amigos pelo apoio e motivação durante este ano e por estarem sempre presentes quando mais precisei. À minha companheira de curso, a Filipa, que conheci no mestrado, pelos conselhos, pelas saídas e aventuras na serra de Sintra, e pela amizade que sei que levo para a vida. O vosso apoio, incentivo e partilhas de conhecimento foram fundamentais durante este percurso.

Este trabalho é um reflexo do apoio, carinho e sabedoria de todos aqueles que me acompanharam e apoiaram ao longo desta jornada.

Resumo

Os bivalves desempenham um papel crucial nos ecossistemas estuarinos e são fundamentais na economia local dada a sua relevância para a pesca comercial. Este trabalho analisa as variações espaciais das espécies de bivalves com valor comercial em quatro sistemas costeiros portugueses: estuário do Tejo, estuário do Sado, ria de Aveiro e lagoa de Óbidos.

Em 2019 foram realizadas amostragens biológicas em todos os sistemas em estudo. A distribuição espacial das espécies foi analisada em termos de densidade e abundância, e através de análise multivariada foram investigadas as condições ambientais que influenciam a distribuição e abundância dos bivalves exploráveis. O estado das populações foi analisado em termos de estrutura dimensional, tendo-se verificado a existência de diferenças significativas nas dimensões dos bivalves entre sistemas. O impacto socioeconómico da pesca foi determinado através da análise de estatísticas de pesca no período entre 1986 e 2019. O conhecimento adquirido e a análise da legislação aplicável, permitiu propor medidas de gestão no sentido de tornar a pesca mais sustentável.

Os resultados obtidos revelaram que a distribuição e abundância das espécies são influenciadas por fatores ambientais, como a salinidade, a temperatura e o tipo de sedimento. A amêijoia-japonesa, a lambujinha e o berbigão destacaram-se como as espécies mais abundantes nos diferentes sistemas, enquanto as restantes espécies apresentaram uma distribuição mais restrita. Este estudo também evidenciou que uma proporção significativa das populações de bivalves com interesse comercial se encontra abaixo do tamanho mínimo de captura, o que representa um risco significativo para a sustentabilidade da exploração destas populações. Este fator, aliado à sobre-exploração pela atividade pesqueira, sublinha a necessidade de implementar estratégias de gestão eficazes. A análise socioeconómica do estudo destacou a importância da apanha de bivalves para as comunidades locais como fonte de rendimento, mas também como parte integrante da identidade cultural dos sistemas estuarinos.

A sustentabilidade da pesca de bivalves nos sistemas estudados depende da implementação de medidas de gestão, as quais são essenciais para garantir a preservação das espécies de bivalves, assegurar a continuidade da atividade económica associada e mitigar os impactos ambientais e socioeconómicos negativos.

Palavras-chave: amêijoia-japonesa, berbigão, estuários, pesca sustentável, gestão de recursos.

Abstract

Bivalves play a crucial role in estuarine ecosystems and are fundamental to the local economy given their importance to commercial fishing. This work analyses the spatial variations of commercially valuable bivalve species in four portuguese coastal systems: the Tagus estuary, the Sado estuary, the Aveiro estuary and the Óbidos lagoon.

In 2019, biological sampling was carried out in all the systems under study. The spatial distribution of species was analyzed in terms of density and abundance, and through multivariate analysis the environmental conditions that influence the distribution and abundance of exploitable bivalves were investigated. The state of the populations was analyzed in terms of dimensional structure, and significant differences in the size of the bivalves were found between systems. The socio-economic impact of fishing was determined by analyzing fishing statistics from 1986 to 2019. The knowledge acquired and the analysis of the applicable legislation made it possible to propose management measures to make fishing more sustainable.

The results showed that the distribution and abundance of species are influenced by environmental factors such as salinity, temperature and sediment type. Manila clam, european native clam and cockle stood out as the most abundant species in the different systems, while the remaining species had a more restricted distribution. This study also showed that a significant proportion of the populations of bivalves of commercial interest are below the minimum catch size, which represents a significant risk to the sustainability of the exploitation of these populations. This factor, combined with overexploitation by fishing activities, emphasizes the need to implement effective management strategies. The study's socio-economic analysis highlighted the importance of shellfish harvesting for local communities as a source of income, but also as an integral part of the cultural identity of estuarine systems.

The sustainability of bivalve fishing in the systems studied depends on the implementation of management measures, which are essential to guarantee the preservation of bivalve species, ensure the continuity of the associated economic activity and mitigate negative environmental and socio-economic impacts.

Key words: Manila clam, cockle, estuaries, sustainable fishing, resource management.

Índice

Agradecimentos.....	III
Resumo.....	IV
Abstract.....	V
Lista de figuras.....	VII
Lista de tabelas.....	IX
Lista de abreviaturas.....	IX
CAPÍTULO I – Introdução Geral.....	1
1.1 Área de Estudo.....	5
CAPÍTULO II – Material e Métodos.....	7
2.1 Trabalho de campo.....	7
2.2 Análise laboratorial.....	8
2.3 Tratamento de dados biológicos.....	9
2.4 Análise socioeconómica.....	10
CAPÍTULO III - Resultados.....	11
3.1 Caraterísticas ambientais dos sistemas estudados.....	11
3.2 Estado atual das comunidades de bivalves exploráveis no estuário do Tejo, no estuário do Sado, na ria de Aveiro e na lagoa de Óbidos.....	13
3.3 Caraterização da estrutura dimensional das espécies de bivalves com valor comercial no estuário do Tejo, no estuário do Sado, na ria de Aveiro e na lagoa de Óbidos.....	22
3.4 Importância socioeconómica da apanha de bivalves no estuário do Tejo, no estuário do Sado, na ria de Aveiro e na lagoa de Óbidos.....	29
3.5 Principais medidas de gestão das espécies de bivalves comerciais.....	35
CAPÍTULO IV – Discussão.....	36
4.1 Padrões de distribuição espacial da comunidade de bivalves nos sistemas estuarinos portugueses.....	36
4.2 Importância socioeconómica das espécies de bivalves com valor comercial.....	38
4.3 Estrutura dimensional das espécies de bivalves com valor comercial.....	39
4.4 Medidas de gestão que assegurem a pesca sustentável de bivalves.....	40
CAPÍTULO V – Considerações finais.....	41
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	42

Lista de figuras

Figura 1 - Esquema de um molusco bivalve.....	1
Figura 2 - Localização em Portugal continental dos sistemas correspondentes às áreas de estudo: A - ria de Aveiro; B - lagoa de Óbidos; C - estuário do Tejo; D - estuário do Sado.....	6
Figura 3 - Localização das estações de amostragem no estuário do Tejo, no estuário do Sado, na ria de Aveiro e na lagoa de Óbidos.....	7
Figura 4 - Ganchorra utilizada na recolha de amostras e respetivas características técnicas.....	8
Figura 5 - Ordenação dos parâmetros ambientais (PCA) das comunidades de bivalves comerciais nos quatro sistemas, em 2019.....	12
Figura 6 - Frequência de ocorrência das espécies de bivalves exploráveis amostradas nos estuários do Tejo e Sado, na Ria de Aveiro e na Lagoa de Óbidos, em 2019.....	15
Figura 7 - Densidade (ind/m ²) relativa das espécies de bivalves exploráveis no conjunto dos sistemas amostrados (estuários do Tejo e Sado, na Ria de Aveiro e na Lagoa de Óbidos) em 2019.....	16
Figura 8 - Densidade (ind/m ²) (A) e biomassa (g/m ²) (B) relativa, das espécies de bivalves exploráveis amostradas no estuário do Tejo, em 2019.....	17
Figura 9 - Densidade (ind/m ²) (A) e biomassa (g/m ²) (B) relativa em 2019, das espécies exploráveis no estuário do Sado.....	18
Figura 10 - Densidade (ind/m ²) (A) e biomassa (g/m ²) (B) relativa em 2019, das espécies exploráveis da ria de Aveiro.....	18
Figura 11 - Densidade (ind/m ²) (A) e biomassa (g/m ²) (B) relativa em 2019, das espécies exploráveis da lagoa de Óbidos.....	18
Figura 12 - Representação gráfica de análise SIMPER de similaridades entre os sistemas.....	20
Figura 13 - Análise de coordenadas principais (PCO) da composição e abundância das comunidades de bivalves exploráveis observados em 2019 no estuário do Tejo, no estuário do Sado, na ria de Aveiro e na lagoa de Óbidos.....	21
Figura 14 - Estrutura dimensional do berbigão amostrado no estuário do Tejo (a), no estuário do Sado (b), na lagoa de Óbidos (c) e na ria de Aveiro (d), em 2019.....	23
Figura 15 - Estrutura dimensional do longueirão-direito amostrado no estuário do Sado, em 2019.....	24
Figura 16 - Estrutura dimensional da ostra-portuguesa amostrada no estuário do Sado, em 2019.....	24
Figura 17 - Estrutura dimensional da amêijoia-boia amostrada na lagoa Óbidos, em 2019.....	25
Figura 18 - Estrutura dimensional da amêijoia-japonesa amostrada no estuário do Tejo (a), no estuário do Sado (b), na lagoa de Óbidos (c) e na ria de Aveiro (d) em 2019.....	26
Figura 19 - Estrutura dimensional da lambujinha amostrada no estuário do Tejo (a) e no estuário do Sado (b), em 2019.....	27
Figura 20 - Estrutura dimensional do longueirão amostrado no estuário do Tejo (a) e no estuário do Sado (b), em 2019.....	27

Figura 21 - Estrutura dimensional do pé-de-burro amostrado no estuário do Tejo (a) e no estuário do Sado (b), em 2019.....	28
Figura 22 - Volume de descargas (toneladas) desde 1986 a 2019 no estuário do Tejo, no estuário do Sado, na ria de Aveiro e na lagoa de Óbidos.....	29
Figura 23 - Quantidades totais descarregadas (em toneladas) de bivalves exploráveis no estuário do Sado, no estuário do Tejo, na lagoa de Óbidos e na ria de Aveiro, entre 1986 a 2019.....	30
Figura 24 - Volume de descargas (em toneladas) de bivalves exploráveis capturados no estuário do Tejo, no estuário do Sado, na lagoa de Óbidos e na ria de Aveiro entre 1986 e 2019.....	31
Figura 25 - Quantidades (toneladas) das espécies com maiores valores de descargas entre 1986 e 2019: a) ria de Aveiro; b) estuário do Sado; c) lagoa de Óbidos; d) estuário do Tejo.....	32
Figura 26 - Evolução do preço médio (euros) das espécies de bivalves exploráveis entre 1986 e 2019: a) ria de Aveiro; b) estuário do Sado; c) lagoa de Óbidos; d) estuário do Tejo.....	33
Figura 27 - Rendimento (milhares de euros) das espécies de bivalves exploráveis entre 1986 e 2019: a) ria de Aveiro; b) estuário do Sado; c) lagoa de Óbidos; d) estuário do Tejo.....	34

Lista de tabelas

Tabela 1 - Coeficientes das variáveis ambientais (eigenvectors) relativamente a cada um dos eixos da ordenação dos parâmetros ambientais (PCA) nos estuários do Tejo, Sado, ria de Aveiro e lagoa de Óbidos em 2019, em 2019.....	12
Tabela 2 – Valores mínimos, máximos e médios dos parâmetros ambientais registados nas estações amostradas nos estuários do Tejo, Sado, ria de Aveiro e lagoa de Óbidos em 2019.....	13
Tabela 3 - Número de indivíduos (N) e densidade média (D) das espécies de bivalves com interesse comercial capturadas na ria de Aveiro, lagoa de Óbidos, estuário do Sado e estuário do Tejo, no ano de 2019.....	14
Tabela 4 - Resultados do teste PERMANOVA da matriz de abundância de bivalves nos sistemas estudados, e das comparações múltiplas, considerando como fator fixo os locais de estudo (ria de Aveiro – A; lagoa de Óbidos – O; estuário do Tejo – T; e estuário do Sado - S).	19
Tabela 5 - Variação explicada por cada um dos eixos da análise de coordenadas principais (PCO) da composição e abundância das comunidades de bivalves exploráveis observados em 2019 no estuário do Tejo, no estuário do Sado, na ria de Aveiro e na lagoa de Óbidos.....	21
Tabela 6 - Número de indivíduos, valores mínimos, máximo e médio do tamanho dos indivíduos, desvio-padrão (DP), TMC (tamanho mínimo de captura), teste F e diferenças entre sistemas das espécies de bivalves com valor comercial nos estuários do Tejo (T) e do Sado (S), na lagoa de Óbidos (O) e na ria de Aveiro (A).....	22

Lista de abreviaturas e símbolos

DGRM – Direção-Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos

FAO – Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura

ICNF – Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas

IPMA - Instituto Português do Mar e da Atmosfera

TMC – Tamanho mínimo de captura

CAPÍTULO I

Introdução Geral

Os estuários podem ser definidos, de uma forma geral, como a porção da zona costeira onde a água do oceano, a água doce, a terra e a atmosfera interagem, estando os maiores estuários concentrados em áreas costeiras com baixo declive (Day *et al.*, 2012). Segundo a definição de Pritchard (1967), um estuário é um corpo de água costeiro semifechado que tem uma conexão livre com o mar aberto e dentro do qual a água do mar é diluída com água doce derivada da drenagem terrestre. Os estuários fazem parte dos ecossistemas mais produtivos a nível mundial, devido às suas características biológicas, físicas e químicas, disponibilizando alimento, abrigo e áreas de berçário para uma variedade de espécies economicamente relevantes (Day *et al.*, 1988; Barbier *et al.*, 2011), entre as quais diversas espécies de bivalves.

Os bivalves são um grupo de moluscos marinhos ou de água doce com duas conchas articuladas (Vaughn & Hoellein, 2018), que se encontra sobretudo em zonas estuarinas, lagunares e costeiras (Silva & Batista, 2008). São caracterizados pelo seu corpo mole protegido por um exoesqueleto, com forma de uma concha de duas valvas, as quais se articulam por uma charneira, e são unidas pelos músculos adutores (Silva & Batista, 2008). O seu corpo é constituído por um manto, com a forma de dois lóbulos de tecido simétricos que cobrem os órgãos do seu corpo que segregam as duas valvas da concha, e por dois músculos adutores que controlam a abertura e o fecho das valvas (Figura 1). A compressão lateral resultou na elevação da boca em relação ao substrato e a captura de alimentos passou da boca para as duas brânquias, as quais se tornaram maiores e funcionam como um dos mais eficientes sistemas de alimentação ciliar do Reino Animal. Mantêm contato com o exterior através de sifões na extremidade posterior. A água entra pelo sifão inalante, é filtrada pelas brânquias para capturar alimentos, e sai pelo sifão exalante (Gosling, 2004). A concha dos bivalves desempenha diversas funções atuando como esqueleto para a fixação dos músculos, assim como protege contra os predadores, entre outras funções (Gosling, 2004).

As espécies marinhas de bivalves são mais abundantes que as de água doce e distribuem-se por todas as zonas costeiras do globo, a profundidades diversas, vivendo as espécies consumíveis desde as zonas entre marés até poucos metros de profundidade (Fronteira, 2021).

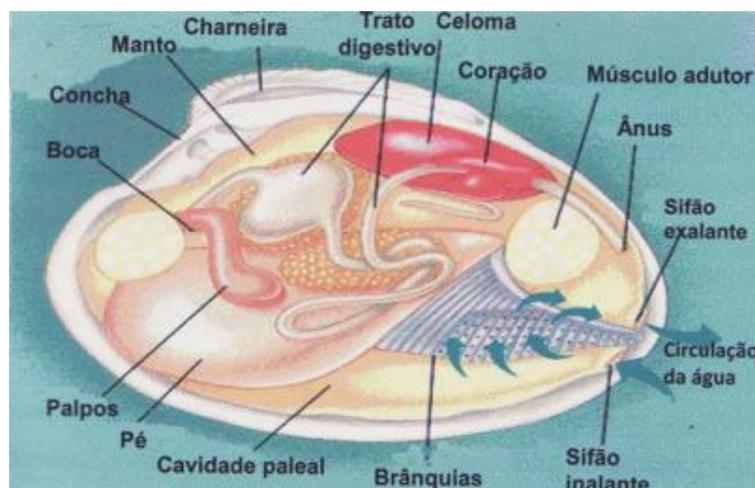


Figura 1 - Esquema de um molusco bivalve. Fonte: Pearson Education, Inc. publicado em kentsimmons.uwinnipeg.ca/16cm05/1116.

As espécies de bivalves são sensíveis às condições ambientais e às variações das mesmas, o que se traduz numa grande variabilidade espacial e temporal na sua abundância (Domínguez *et al.*, 2020). Entre os fatores ambientais que influenciam o metabolismo e a taxa de crescimento de bivalves, estão a temperatura, a luz, a salinidade, a quantidade de oxigénio dissolvido na água, a composição do sedimento, os nutrientes, a profundidade, o vento, a precipitação, e o hidrodinamismo (Almeida, 2015). A temperatura da água, por exemplo, condiciona o ciclo de vida dos bivalves, nomeadamente a época de reprodução, sendo determinante para a definição dos períodos de desova (Gribben, 2005; Ruano, 1997; Pires, 2018; Chícharo & Chícharo, 2002), enquanto a precipitação pode beneficiar estas espécies devido à maior disponibilidade de nutrientes resultante da entrada de água doce, rica em nutrientes, para os sistemas costeiros (Almeida, 2015). O aumento da temperatura pode também intensificar o metabolismo dos bivalves através do aumento do movimento ciliar e da quantidade de água bombeada pelos sífões, e consequentemente a filtração de maior quantidade de alimento, bem como aumentar o ritmo respiratório (Fronteira, 2021).

Os bancos de bivalves são mais frequentes nas regiões interiores das rias e dos estuários, onde estão sujeitos a flutuações significativas de salinidade, decorrentes do aumento do caudal de água doce em períodos de chuva e da gestão das barragens fluviais (Parada & Molares, 2008; Parada *et al.*, 2012; Domínguez *et al.*, 2020). Nos estuários, à medida que se avança para montante, a salinidade média diminui e a variação temporal na salinidade aumenta, o que se traduz numa grande variabilidade das condições ambientais, que influencia a distribuição e ocorrência de bivalves. Efetivamente, a diversidade de espécies nos estuários é significativamente inferior comparativamente às áreas marinhas (Gosling, 2004). Alterações na salinidade podem ter impacto na alimentação, na respiração, no crescimento, na osmorregulação, no comportamento e na reprodução das espécies (Gosling, 2015; Verdelhos *et al.*, 2015). A resposta das espécies de bivalves à diminuição da salinidade é de natureza diversa, dependendo das espécies, sendo o fechamento da valva, de forma a evitar o choque osmótico, a mais comum (Verdelhos *et al.*, 2015).

Os bivalves desempenham um papel crucial nos ecossistemas estuarinos (Santos *et al.*, 2022). São uma componente importante na dinâmica de nutrientes e nas cadeias alimentares estuarinas, sendo, por um lado fonte de alimento para aves, peixes e crustáceos, e por outro, promotores da diminuição da turbidez da água devido à sua atividade alimentar filtradora (Magalhães *et al.*, 2018, Vaughn & Hakenkamp, 2001). Absorvem grandes quantidades de materiais suspensos na água e na camada superior dos sedimentos, nomeadamente fitoplâncton, detritos, bactérias e zooplâncton (Prato *et al.*, 2010). A importância ecológica destas espécies no fluxo de matéria e energia está por isso associada à sua atividade filtradora para obtenção de nutrientes, servindo assim como uma conexão entre a produção primária e o ciclo dos nutrientes (Strayer *et al.*, 2004, Silva & Batista., 2008). Para além do seu papel ecológico, os bivalves apresentam elevada importância socioeconómica, já que fazem parte da dieta humana, sendo por isso relevantes para a pesca comercial e fonte de rendimento de muitas comunidades costeiras (Santos *et al.*, 2022). São uma fonte de nutrientes essenciais (Fauconneau, 2002; FAO, 2012), e o seu consumo oferece uma fonte de proteína de alta qualidade biológica, bem como de vitaminas e de minerais (Fauconneau, 2002), sendo que a segurança do consumo de bivalves depende essencialmente da qualidade do ambiente aquático (Bandarra *et al.*, 2004).

Dado o consumo de bivalves apresentar um risco para a saúde pública, foi estabelecido um plano de monitorização dos principais contaminantes, o qual envolve o controlo microbiológico, a deteção de fitoplâncton tóxico e a determinação dos níveis de biotoxinas marinhas e metais tóxicos nos bivalves (Silva & Batista, 2008). Com base nesta avaliação, é atribuída uma classificação a cada zona de produção, tendo em conta três estatutos sanitários (A, B e C), representativos de um nível crescente de risco. Esta classificação indica a potencial utilização da zona para a produção de bivalves e o tipo de tratamento pós-captura a que devem ser sujeitos (Silva & Batista, 2008): Classe A - Os bivalves podem ser apanhados e comercializados para consumo humano direto; Classe B - Os bivalves podem ser

apanhados e destinados a depuração, transposição ou transformação em unidade industrial; Classe C - Os bivalves podem ser apanhados e destinados a transposição prolongada ou transformação em unidade industrial; Proibida - Não é autorizada a apanha de moluscos bivalves (Despacho n.º 6678/2023, de 21 de junho de 2023). Os principais fatores que afetam os resultados da classificação das zonas de produção de bivalves são: as espécies amostradas, a localização das estações, frequência e momento de amostragem e a seleção do conjunto de dados tomados em consideração (Silva & Batista, 2008).

Nos últimos 50 anos, a produção mundial de bivalves, com origem na pesca e na aquacultura, teve um crescimento significativo, tendo-se registado o maior aumento na década de 1990, quando a produção cresceu de 6,3 milhões de toneladas em 1991 para 14,3 milhões em 2000 (Helm *et al.*, 2006; Silva & Batista, 2008). Este crescimento abrandou no período de 2000-2005, tendo atingido 15,7 milhões de toneladas no final de 2005 (Silva & Batista, 2008). A indústria da produção de bivalves cresceu significativamente, tendo passado de cerca de 1 milhão de toneladas em 1950 para 16,1 milhões de toneladas em 2015, com um valor de mercado de cerca de 17,1 bilhões de dólares (FAO, 2018a). O crescente interesse, a nível mundial, pela produção de bivalves em aquacultura foi impulsionado pelos avanços nos métodos e tecnologias de produção (Silva & Batista, 2008). Por um lado, os bivalves são espécies com características que favorecem a sua produção em aquacultura extensiva, uma vez que são filtradores pouco exigentes em termos de alimentação e podem ser criados com técnicas simples e sem recurso a alimentação suplementar (Silva & Batista, 2008). Por outro, regista-se uma procura crescente pelo consumidor, a qual se reflete na variedade de produtos disponíveis no mercado, assim como no desenvolvimento e aplicação de métodos de conservação que permitem uma maior qualidade dos produtos (Silva & Batista, 2008).

Em Portugal, o desenvolvimento da aquacultura de bivalves teve início no final do século XIX, sobretudo através da produção extensiva dos recursos existentes no litoral (Magalhães *et al.*, 2006). A partir de 1940 a produção de moluscos bivalves começou a ter importância socioeconómica, estimulada pela comercialização de amêijoas-boas entre Portugal e França (Magalhães *et al.*, 2006). A produção de bivalves é uma atividade relevante tanto no litoral como nos sistemas estuarino-lagunares (Silva & Batista, 2008). Parte da produção nacional destina-se a consumo interno, a qual tem registado crescimento, sendo outra parte exportada, nomeadamente para Espanha (Silva & Batista, 2008). A produção de moluscos em aquicultura foi de 10 151 toneladas em 2022, aumentando 11,3% em relação a 2021. Essa produção correspondeu a 53,9% da produção total aquícola, em comparação com 50,8% no ano anterior, sendo as amêijoas as espécies com maior volume de produção, seguidas pelos mexilhões e ostras (INE, 2023). A apanha de bivalves ocorre em diversos sistemas costeiros, apresentando um impacto económico significativo a nível nacional (Silva & Batista, 2008). Em 2023, a apanha de moluscos contabilizou 17 758 toneladas, sendo as espécies com maiores descargas o berbigão, contabilizando 2 803 toneladas, seguindo-se as amêijoas com 2 192 toneladas (INE, 2023).

Os bivalves são relevantes na gastronomia tradicional portuguesa (Silva & Batista, 2008), e têm vindo a desempenhar um papel crescente na cultura alimentar do país (Fonseca *et al.*, 2006). Nos sistemas estuarinos portugueses são capturadas e/ou produzidas espécies como a amêijoas-boas (*Ruditapes decussatus*), a amêijoas-branca (*Spisula solida*), a amêijoas-macha (*Venerupis corrugata*), a amêijoas-japonesa (*Ruditapes philippinarum*), a amêijoas-relógio (*Dosinia exoleta*), o berbigão (*Cerastoderma* spp.), a lambujinha (*Scrobicularia plana*), o longueirão-direito (*Ensis* spp.), o longueirão (*Solen marginatus*), o mexilhão (*Mytilus* spp.), a ostra-portuguesa (*Magallana angulata*), a ostra-do-pacífico (*Crassostrea gigas*), e o pé-de-burro (*Venus verrucosa*) (Silva & Batista, 2008). Entre as espécies de bivalves com maior valor comercial em Portugal destacam-se o berbigão, a ostra-do-pacífico, o mexilhão, a amêijoas-boas, a amêijoas-japonesa, a lambujinha e o longueirão (Silva & Batista, 2008, FAO, 2013). O Estuário do Tejo é um dos sistemas com um contributo importante para este sector económico, uma vez que atualmente produz elevada quantidade de amêijoas-japonesa, mas outros

sistemas costeiros são também importantes zonas de exploração de bivalves, como é o caso do Estuário do Sado, da Ria de Aveiro, a Lagoa de Óbidos ou a Ria Formosa (Coelho *et al.*, 2021).

Neste contexto, este trabalho pretende identificar as espécies de bivalves com valor comercial mais abundantes na ria de Aveiro, na lagoa de Óbidos, e nos estuários do Tejo e Sado, bem como as condições ambientais favoráveis à ocorrência das diferentes espécies. Pretende-se ainda compreender a importância socioeconómica da apanha de bivalves nestes sistemas, de forma a determinar o impacto desta atividade nas comunidades piscatórias locais. Assim, foram definidos os seguintes objetivos específicos para este trabalho:

1. Analisar os padrões de distribuição espacial das espécies de bivalves com valor comercial no estuário do Tejo, no estuário do Sado, na ria de Aveiro e na lagoa de Óbidos;
2. Identificar as condições ambientais favoráveis para a ocorrência das diferentes espécies de bivalves com valor comercial;
3. Caracterizar a estrutura populacional das espécies de bivalves com valor comercial no estuário do Tejo, no estuário do Sado, na ria de Aveiro e na lagoa de Óbidos;
4. Analisar a variação temporal de descargas em Portugal entre 1986 e 2019;
5. Identificar medidas de gestão que assegurem a pesca sustentável de bivalves nos sistemas estudados.

1.1 Área de Estudo

O estuário do Tejo está localizado na costa centro-oeste portuguesa (Figura 2), enquadrado na Área Metropolitana de Lisboa, sendo o maior estuário português e um dos maiores da Europa, o qual cobre uma área de cerca de 325 km² (Carvalho, 2017). É um estuário mesotidal, o qual apresenta uma amplitude média de maré de 2,4 m, que varia entre 4 m nas marés vivas e 1 m nas marés mortas. Apresenta um clima temperado, com uma temperatura média do ar de 16,3 °C, e uma precipitação total anual de 700 mm. A sua profundidade média é inferior a 10 m e cerca de 40% desta área (138 km²) é constituída por vasas interditaís, ocupadas por áreas de sapais junto à margem terrestre (Carvalho, 2017). Na zona subtidal, os sedimentos são constituídos por areia-vasosa nas regiões a montante e intermédias do estuário e por areias nas regiões a jusante e na região costeira adjacente (Carvalho, 2017). A montante do estuário insere-se a Reserva Natural do Estuário do Tejo, onde se encontra uma extensa superfície de águas estuarinas, campos de vasas recortados por esteiros, mouchões, sapais, salinas e terrenos aluvionares agrícolas (lezírias) (ICNF, 2017). Este sistema abrange os concelhos de Lisboa, Montijo, Seixal, Almada, Barreiro, Alcochete, Benavente e Vila Franca de Xira.

O estuário do Sado (Figura 2) é o segundo maior de Portugal continental e um dos maiores da Europa, apresenta uma área de 180 km² e uma elevada influência marinha (Biguino *et al.*, 2021). Pode ser classificado como uma planície costeira, dado ser longo, ter uma profundidade média baixa (5m) e o seu fundo ser composto maioritariamente por areia (Biguino *et al.*, 2021, Brito, 2009). Na região a temperatura média do ar é de cerca de 16° C e a precipitação média anual de 622 mm (Brito, 2009). É um dos estuários portugueses mais importantes, dadas as suas dimensões, mas também devido à relevância socioeconómica e grande diversidade geomorfológica que apresenta (Brito, 2009). A importância biológica do estuário do Sado justificou que em 1980 a zona mais a montante do estuário fosse classificada como reserva natural (Reserva Natural do Estuário do Sado), estando inserida na Rede Nacional de Áreas Protegidas (ICNF, 2017). Este sistema abrange os concelhos de Setúbal, Palmela, Alcácer do Sal e Grândola.

A ria de Aveiro é uma laguna costeira pouco profunda situada na costa noroeste portuguesa (Figura 2). Tem 45 km de comprimento e 10 km de largura e cobre uma área de 83km² em maré alta, a qual desce para 66 km² na maré baixa. Caracteriza-se pelos seus canais estreitos e extensos pântanos e sapais (Dias & Lopes, 2006). Tem uma profundidade média de 1 m, à exceção dos canais de navegação, onde são realizadas operações de dragagem frequentemente. É um sistema mesotidal, com uma amplitude média da maré, que varia entre 0,6 m em maré morta e 3,2 m em maré viva. Apresenta a maior área de sapais de Portugal e uma das maiores da Europa, assim como pradarias marinhas e bancos de vasa e de areia, constituindo uma área de grande importância nomeadamente para as comunidades de bivalves (Lillebø *et al.*, 2011). A ria é constituída por uma rede de canais principais que se ramificam e formam pequenas bacias, esteiros e ilhas: o canal de Mira, o canal S. Jacinto em Ovar, o canal de Ílhavo e o canal do Espinheiro (Dias *et al.*, 2000). Este sistema abrange os concelhos de Aveiro, Ílhavo, Murtosa, Estarreja e Vagos.

A lagoa de Óbidos é uma lagoa costeira situada no litoral centro da costa portuguesa (Figura 2), junto à Foz do Arelho. Estende-se ao longo de 4,5 km perpendicularmente à costa e cobre uma área de 7 km² (Figueiredo *et al.*, 2021, Pereira *et al.*, 2009). Tem uma profundidade média de cerca de 2 m e uma profundidade máxima de 5 m, no canal norte. É classificada como uma lagoa de tipo semifechado, uma vez que a conexão com o mar acontece apenas durante parte do ano, resultante de uma intervenção de abertura do cordão dunar (Freitas, 1989). Na zona central da lagoa encontra-se um extenso banco de sedimentos arenosos que divide a lagoa em dois grandes corpos, com massas de água com características e dinâmicas distintas. A montante a lagoa divide-se em dois braços: Braço da Barrosa na margem norte, onde conflui o rio da Cal, e o Braço Bom Sucesso na margem sul, onde desagua a Vala do Ameal (Santos *et al.*, 2006). Este sistema abrange os concelhos de Óbidos e Caldas da Rainha.

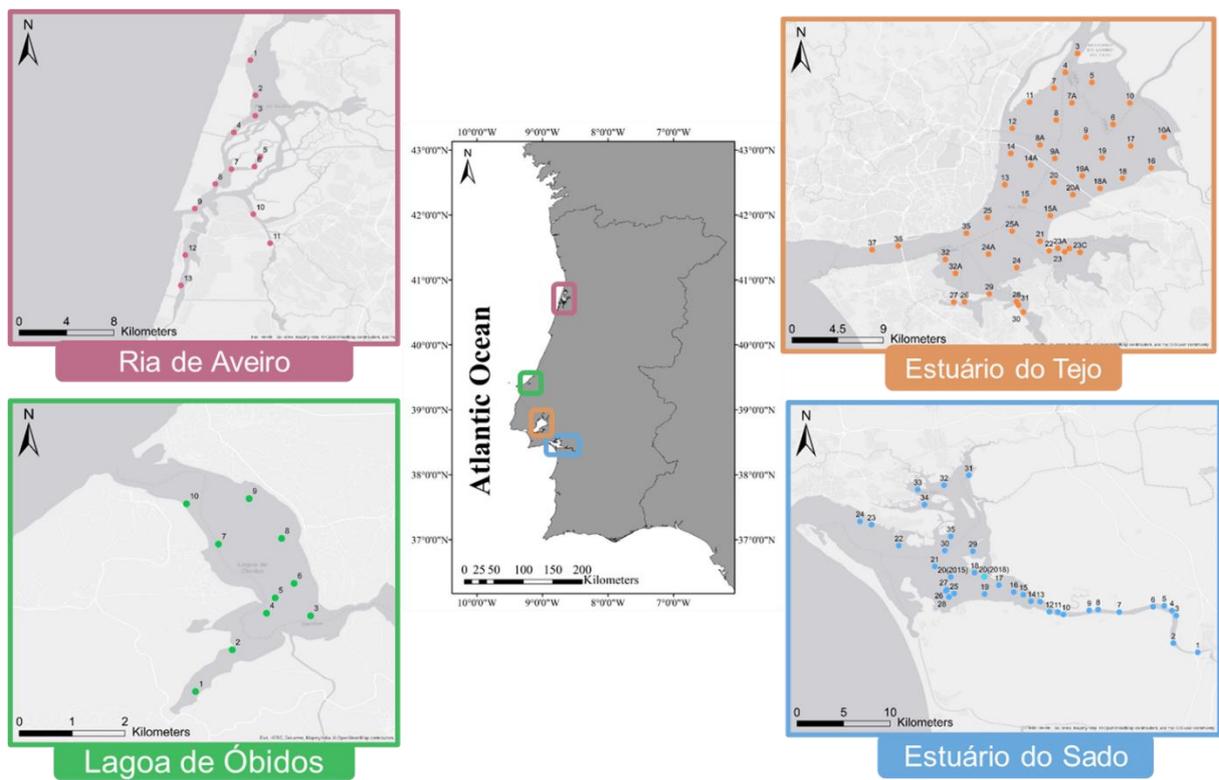


Figura 2 - Localização em Portugal continental dos sistemas correspondentes às áreas de estudo.

CAPÍTULO II

Material e métodos

2.1 Trabalho de campo

No âmbito do projeto NIPOGES, liderado pela Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, sobre o estado atual das populações de amêijoja-japonesa, foram realizadas amostragens de maio a julho de 2019 em quatro sistemas costeiros portugueses, a ria de Aveiro, o estuário do Tejo, o estuário do Sado e a lagoa de Óbidos, com o intuito de analisar a distribuição espacial e a abundância desta espécie e estabelecer as bases científicas para a gestão sustentável do recurso. Foram recolhidas amostras em 13 estações na ria de Aveiro, 48 estações no estuário do Tejo, 35 estações no estuário do Sado e 10 estações na lagoa de Óbidos, distribuídas de forma aleatória, de forma a cobrirem a diversidade de habitats presentes em cada sistema e a área de distribuição da espécie (Figura 3).

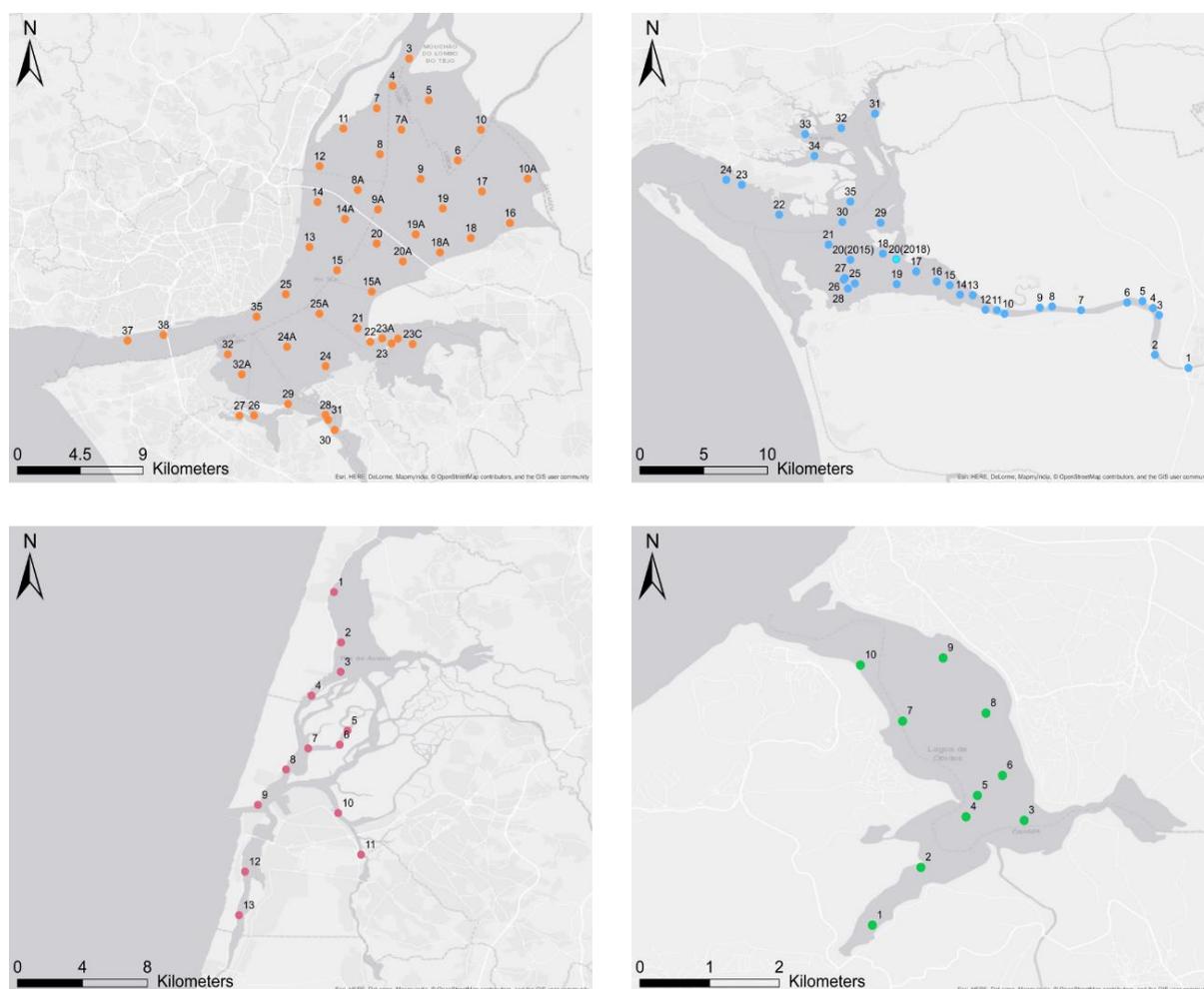
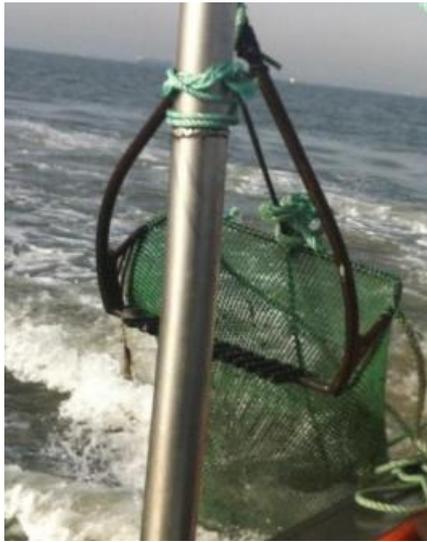


Figura 3 - Localização das estações de amostragem no estuário do Tejo, no estuário do Sado, na ria de Aveiro e na lagoa de Óbidos.

A recolha destas amostras consistiu na realização de arrastos a bordo de uma embarcação de pesca, com o auxílio de uma ganchorra, com a duração de 30 segundos, e a uma velocidade constante de 2 nós (Figura 4).



Caraterísticas	Medidas (cm)
Aro	
Diâmetro	80.0
Largura	60.0
Altura	30.0
Pente de dentes	
Número de dentes	13.0
Intervalo entre dentes	1.5
Espessura dos dentes	1.0
Comprimento dos dentes	12.0
Saco da rede	
Comprimento	230.0
Largura	70.0
Malhagem	3.0

Figura 4- Ganchorra utilizada na recolha de amostras e respetivas características técnicas.

Em cada estação de amostragem foram medidos parâmetros ambientais com uma sonda multiparamétrica YSI, nomeadamente a profundidade (prof) (m), a temperatura (T) (°C), o oxigénio dissolvido (O₂) (mg/L), e a salinidade (S). Além disso, foram recolhidas amostras de sedimento com o apoio de uma draga van Veen, com uma área de 0,05 m² para determinar a granulometria dos sedimentos e o seu conteúdo em matéria orgânica (MOT) (%).

As amostras do material biológico foram triadas a bordo, procedendo-se à recolha dos espécimes vivos e à etiquetagem, tendo sido transportadas para laboratório onde foram congeladas para posterior processamento.

2.2 Análise laboratorial

Os procedimentos laboratoriais consistiram no processamento das amostras recolhidas no campo. Após descongelação os espécimes recolhidos foram identificados, sempre que possível ao nível da espécie, foi efetuada a contagem do número de indivíduos por espécie e obtidas medidas de comprimento, largura e altura dos indivíduos, e por fim, procedeu-se à pesagem dos indivíduos da mesma espécie. As medições foram realizadas com uma craveira, com precisão de 0,01 cm e a biomassa foi determinada com uma balança de baixa precisão (duas casas decimais).

A análise da composição granulométrica do sedimento de cada estação de amostragem foi efetuada com recurso a uma bateria de crivos, ou seja, uma coluna do tipo "AFNOR" para separar o sedimento em frações, após secagem a 60°C. As frações do sedimento foram classificadas como cascalho (G1, >2 mm), areia grossa (G2, 0.500-2.000 mm), areia média (G3, 0.250-0.500 mm), areia fina (G4, 0.063-0.250 mm) e vasa (G5 <0.063 mm). Para cada estação de amostragem foram calculados os valores médios de phi, um parâmetro indicador do tamanho médio das partículas, seguindo o método de Folk & Ward (1957). Além disso, o teor de matéria orgânica no sedimento (MOT, %) foi determinado calculando a diferença entre o peso de uma amostra previamente seca a 60°C numa estufa até atingir peso constante (normalmente em cerca de 24 horas) e o peso da mesma amostra após combustão num forno a 550°C durante 4 horas, seguindo o método descrito por Luczak *et al.* (1997).

2.3 Tratamento de dados biológicos

Através de análise multivariada foram estudadas as condições ambientais nos sistemas estudados favoráveis à ocorrência das espécies de bivalves exploráveis, de forma a compreender os seus padrões de distribuição e abundância. Deste modo, foi efetuada uma Análise de Componentes Principais (PCA) para ordenação dos parâmetros ambientais, de modo a compreender a organização das estações de acordo com a temperatura, a salinidade, a profundidade, o oxigénio dissolvido, a granulometria do sedimento (ϕ) e o teor de matéria orgânica. Para esta análise foi utilizado o software PRIMER 6 Versão 6.1.13 & PERMANOVA + Versão 1.0.3.

Em cada estação de amostragem foram determinadas a densidade e a biomassa das espécies de bivalves recolhidas, tendo a densidade sido expressa em ind/m² e a biomassa em g/m². A densidade das espécies de bivalves foi determinada tendo em conta a largura da boca da ganchorra (0,6 m), o tempo de arrasto (30 s) e a velocidade a que se efetuou o mesmo (2 nós, ou seja 1 m/s).

Para a análise do estado das populações de bivalves com interesse comercial nos sistemas estuarinos em estudo foram consideradas em cada amostra apenas as espécies comercialmente relevantes, e que apresentaram uma abundância superior a 15 indivíduos, em pelo menos um dos sistemas. Estas espécies foram denominadas por espécies exploráveis e os dados de densidade e biomassa foram utilizados para compreender a composição e distribuição espacial destas espécies em cada sistema através de análise gráfica comparativa. Foi também calculada a riqueza específica e os índices de diversidade e de equitabilidade para as espécies de bivalves comerciais nos sistemas em estudo. O índice de diversidade de Shannon foi calculado para quantificar a diversidade da comunidade de bivalves com valor comercial. A fórmula do índice de Shannon (H') é dada por:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Onde:

- S é o número total de espécies na comunidade;
- p_i é a proporção de indivíduos que pertencem à espécie i (ou seja, o número de indivíduos da espécie i dividido pelo número total de indivíduos de todas as espécies);
- \ln é o logaritmo natural.

O índice de equitabilidade de Pielou (J') foi usado para medir o quão uniformemente os indivíduos são distribuídos entre as diferentes espécies. A fórmula do índice de equitabilidade de Pielou (J') é dada por:

$$J' = \frac{H'}{\ln(S)}$$

Onde:

- J' é o índice de equitabilidade,
- H' é o índice de diversidade de Shannon-Wiener,
- S é o número total de espécies na comunidade.

Os padrões de distribuição da abundância dos bivalves nos diferentes sistemas estudados foram analisados através de uma Análise de Coordenadas Principais (PCO), usando o software Primer 6 +

PERMANOVA (Clarke & Gorley, 2006; Anderson *et al.*, 2008). A matriz de abundância das espécies de bivalves exploráveis foi primeiramente transformada através da raiz quadrada e de seguida foi calculada uma matriz de semelhança através do coeficiente de Bray-Curtis. Para identificar espécies associadas aos padrões da PCO procedeu-se à sobreposição de vetores sobre a ordenação, que representam as correlações de Spearman ($>0,2$) das espécies identificadas com os eixos da PCO. Foram ainda sobrepostos à ordenação vetores que representam a correlação entre os valores das variáveis ambientais com os eixos da matriz, para perceber a sua relação com os padrões identificados. Esta análise foi complementada com um teste de permutação - PERMANOVA a um fator (sistemas de estudo), de forma a verificar a existência de diferenças significativas entre a composição e a abundância de bivalves exploráveis nos quatro sistemas estudados. Foram realizados testes *a posteriori* emparelhados para este fator, para cada um dos seus níveis (ria de Aveiro, lagoa de Óbidos, estuário do Tejo e estuário do Sado), de modo a identificar especificamente entre quais sistemas essas diferenças eram significativas. Posteriormente, realizou-se uma análise SIMPER para averiguar quais as espécies que mais contribuem para as diferenças entre sistemas.

A estrutura populacional das espécies de bivalves com interesse comercial foi analisada através da caracterização dimensional das populações amostradas utilizando gráficos de frequências, que permitiram determinar a viabilidade de exploração de cada espécie em cada sistema, ou seja, saber qual a proporção da população que se encontra acima ou abaixo do tamanho mínimo de captura (TMC). Realizaram-se análises de variância (ANOVA) para determinar a existência de diferenças significativas entre sistemas no que se refere ao tamanho médio de cada uma das espécies de bivalves exploráveis. Os gráficos foram feitos para cada espécie, para os sistemas com um número de indivíduos representativo.

2.4 Análise socioeconómica

De forma a determinar o impacto socioeconómico da pesca de bivalves foram analisados os quantitativos (kg) de bivalves descarregados nas lotas próximas dos sistemas em estudo, entre 1986 e 2019, bem como o valor comercial destas espécies (preço médio por quilo vendido em lota), dados estes disponibilizados pela Direção-Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos (DGRM). Foram consideradas as descargas efetuadas nas seguintes lotas: Trafaria, Costa da Caparica e Cascais no caso do estuário do Tejo; Setúbal, Sesimbra e Carrasqueira para o estuário do Sado, Peniche, Nazaré e Foz do Arelho para a lagoa de Óbidos e Aveiro, Mira e Ílhavo para os quantitativos relativos à ria de Aveiro.

A identificação da estrutura de gestão da atividade de exploração de bivalves nos sistemas em estudo foi efetuada através da análise da legislação aplicável às espécies de bivalves exploradas nos estuários do Tejo e do Sado, na lagoa de Óbidos e na ria de Aveiro.

A análise cruzada entre o estado das populações e a atividade de pesca permitiu identificar as medidas de gestão com potencial para garantir a pesca sustentável das espécies de bivalves exploráveis nos sistemas em estudo.

CAPÍTULO III

Resultados

3.1 Características ambientais dos sistemas estudados

A estrutura das comunidades de bivalves é normalmente influenciada pelas características ambientais dos sistemas. Através da análise PCA foi possível identificar algumas diferenças nos padrões ambientais dos sistemas estudados, apesar da grande variabilidade que se observa em cada um deles. Embora os eixos 1 e 2 da PCA representem uma maior variabilidade dos dados (52 %), optou-se por representar os eixos 1 e 4 nesta análise, por um lado porque a variabilidade explicada por estes eixos não é muito baixa (46,2% no total, com a PC1 a explicar 30% e a PC4 a explicar 16,2% da variabilidade), e por outro porque existe uma maior correlação da PC4 com a salinidade, um dos fatores ambientais condicionantes para muitas das espécies estudadas. A PCA obtida (Figura 5) juntamente com o sumário das variáveis ambientais em cada sistema (Tabela 1), evidenciam as diferenças entre os sistemas nos padrões de salinidade. Assim, observa-se que a lagoa de Óbidos e a ria de Aveiro apresentam menor variabilidade na salinidade, que é também normalmente mais elevada nestes sistemas, comparativamente aos estuários do Tejo e Sado, sendo neste último que se observa a maior amplitude salina. Por outro lado, a dispersão das estações amostradas ao longo do primeiro eixo da PCA, o qual apresenta maior correlação com o tipo de sedimento (variável phi) e o teor em matéria orgânica, indicia a maior variabilidade de sedimentos nos estuários do Tejo e Sado e na lagoa de Óbidos, comparativamente à ria de Aveiro, onde se observa uma maior homogeneidade dos padrões sedimentares. Apesar da variabilidade de sedimentos, as estações amostradas no estuário do Sado tendem a ser mais vasosas, em contraste com a Ria de Aveiro, onde predominam estações com características mais arenosas. Relativamente à profundidade, os estuários do Tejo e do Sado apresentam zonas muito profundas, em contraste com a lagoa de Óbidos onde a profundidade máxima não excedeu os 2,5 m (Tabela 1). A temperatura mais elevada foi registada no estuário do Sado, que registou também os valores mais baixos de oxigénio dissolvido, enquanto a temperatura mais baixa se observou na ria de Aveiro, e as maiores quantidades de oxigénio dissolvido foram registadas na lagoa de Óbidos (Tabela 1).

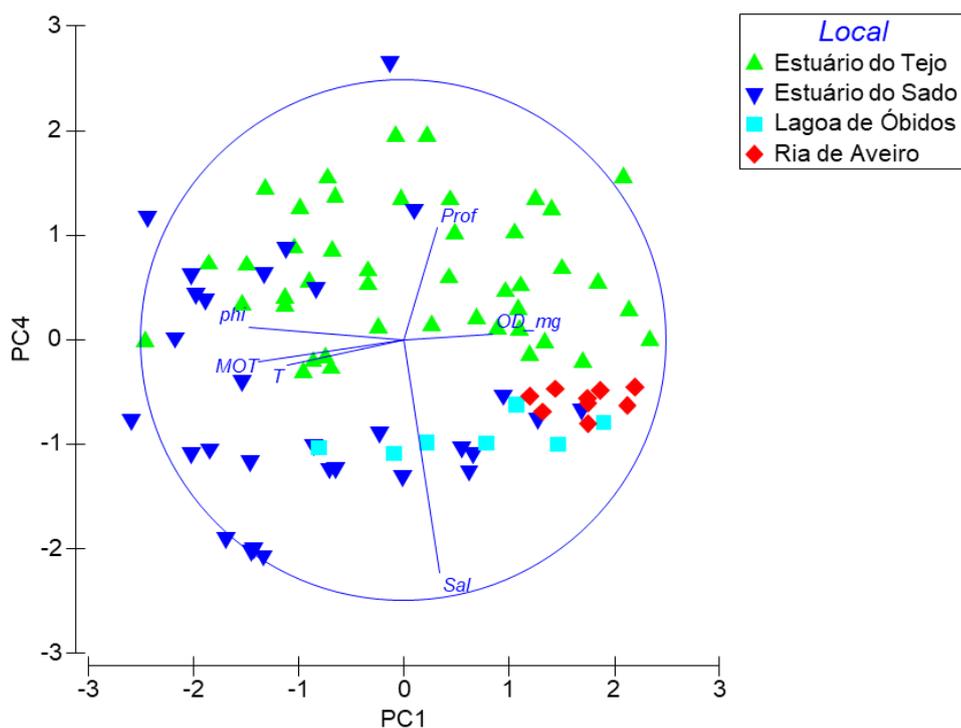


Figura 5 - Ordenação dos parâmetros ambientais (PCA) nos quatro sistemas estudados (ria de Aveiro, lagoa de Óbidos, estuários do Tejo e Sado), em 2019. Phi (granulometria do sedimento), MOT (matéria orgânica total - %), prof (profundidade), T (temperatura - °C), OD_mg (oxigénio dissolvido - mg/L), e Sal (salinidade).

Tabela 1 - Coeficientes das variáveis ambientais (eigenvectors) relativamente a cada um dos eixos da ordenação dos parâmetros ambientais (PCA) nos estuários do Tejo, Sado, ria de Aveiro e lagoa de Óbidos em 2019, em 2019. Phi (granulometria do sedimento), MOT (matéria orgânica total - %), prof (profundidade), T (temperatura - °C), OD_mg (oxigénio dissolvido - mg/L), e Sal (salinidade).

Variável	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
phi	-0,589	-0,371	0,116	0,049	-0,331
MOT	-0,553	-0,442	0,054	-0,083	0,382
Prof	0,128	-0,375	-0,691	0,429	-0,373
T	-0,444	0,568	-0,029	-0,096	-0,575
OD_mg	0,339	-0,388	0,639	0,023	-0,491
Sal	0,137	-0,231	-0,311	-0,893	-0,184

Tabela 2 – Valores mínimos, máximos e médios dos parâmetros ambientais registados nas estações amostradas nos estuários do Tejo, Sado, Ria de Aveiro e Lagoa de Óbidos em 2019. Phi (granulometria do sedimento), MOT (matéria orgânica total - %), prof (profundidade), T (temperatura - °C), OD_mg (oxigénio dissolvido - mg/L), e Sal (salinidade).

Parâmetros ambientais	Sistema	Mín	Máx	Méd
Phi	Estuário do Tejo	-1,23	5,97	3,76
	Estuário do Sado	0,7	5,99	3,84
	Lagoa de Óbidos	2	5,91	4,16
	Ria de Aveiro	0,99	5,67	2,3
MOT	Estuário do Tejo	0,59	27,49	9,98
	Estuário do Sado	0,86	20,32	9,14
	Lagoa de Óbidos	0,6	24,53	13,55
	Ria de Aveiro	0,32	16,34	2,22
Prof	Estuário do Tejo	0,5	25,1	5,06
	Estuário do Sado	0	8,7	3,39
	Lagoa de Óbidos	1	2,5	1,83
	Ria de Aveiro	2	10,5	3,9
T	Estuário do Tejo	17,31	23,67	19,85
	Estuário do Sado	19,59	27,78	23,58
	Lagoa de Óbidos	18,74	22,27	20,1
	Ria de Aveiro	15,58	21,99	19,37
OD_mg	Estuário do Tejo	6,2	7,75	7,25
	Estuário do Sado	6,07	7,54	6,58
	Lagoa de Óbidos	7,73	9,94	8,54
	Ria de Aveiro	6,35	9,38	7,57
Sal	Estuário do Tejo	28,01	34,92	32,29
	Estuário do Sado	25,59	38,34	34,52
	Lagoa de Óbidos	35,65	36,02	35,85
	Ria de Aveiro	34,57	36	35,41

3.2 Estado atual das comunidades de bivalves exploráveis no estuário do Tejo, no estuário do Sado, na ria de Aveiro e na lagoa de Óbidos

No estuário do Tejo foram capturados 13 taxa com interesse comercial, entre os quais o berbigão-de-bicos/berbigão-grande (*Acanthocardia spp.*), o berbigão-comum, a amêijoia-relógio (*Dosinia exoleta*), o longueirão-direito, a amêijoia-lisa (*Macra stultorum*), a ostra-portuguesa, a amêijoia-boia, a amêijoia-japonesa, a lambujinha, o longueirão, a amêijoia-branca, a amêijoia-macha e o pé-de-burro. Todas estas espécies foram incluídas na análise do estado das populações exploráveis exceto a amêijoia-relógio e a amêijola, uma vez que o número de indivíduos amostrados foi inferior a 15 (Tabela 2).

No estuário do Sado existem 15 taxa com interesse comercial, entre as quais o berbigão de bicos/berbigão-grande, a amêijola (*Callista chione*), o berbigão, a amêijoia-relógio, o longueirão-direito, o berbigão-lustroso (*Laevicardium crassum*), a amêijoia-lisa (*Macra stultorum*), a ostra-portuguesa, a

amêijoa-boa, a amêijoa-japonesa, a lambujinha, o longueirão, a amêijoa-branca, a amêijoa-dourada (*Spisula subtruncata*) e o pé-de-burro. No entanto, as espécies definidas como exploráveis de acordo com o critério de mais do que 15 indivíduos capturados, foram apenas o berbigão, o longueirão-direito, a ostra-portuguesa, a amêijoa-boa, a amêijoa-japonesa, o longueirão, a lambujinha e o pé-de-burro.

Na lagoa de Óbidos ocorrem 15 taxa com interesse comercial: o berbigão-de-bicos/berbigão-grande, o berbigão, a amêijoa-relógio, o longueirão-direito, o berbigão lustroso, a amêijoa-lisa, a navalha (*Pharus legumen*), a amêijoa-boa, a amêijoa-japonesa, a lambujinha, o longueirão, a amêijoa-branca, a amêijoa-dourada, a amêijoa-macha (*Venerupis corrugata*) e o pé-de-burro. As espécies consideradas exploráveis foram, no caso da lagoa de Óbidos, o berbigão, a amêijoa-boa, a amêijoa-japonesa, o longueirão e a amêijoa-branca.

Na ria de Aveiro ocorrem 8 taxa com interesse comercial: o berbigão, a amêijoa-relógio, a navalha a amêijoa-boa, a amêijoa-japonesa, a lambujinha, o longueirão e a amêijoa-branca. No entanto, apenas o berbigão, a amêijoa-japonesa e a amêijoa-branca apresentaram quantitativos suficientes para serem incluídas na análise.

Os resultados da tabela 2 permitem observar que o estuário do Sado e a lagoa de Óbidos são os sistemas que apresentam a maior riqueza específica e diversidade de bivalves, com valores bastante próximos, assim como uma maior equitabilidade. A ria de Aveiro é o sistema com menor riqueza específica e o estuário do Tejo, apesar de registar uma riqueza específica superior, com 13 espécies, apresenta a menor diversidade e equitabilidade, em resultado de existirem espécies que dominam a comunidade (berbigão, lambujinha e amêijoa-japonesa).

Tabela 3 – Número de indivíduos (N) capturados e densidade média (D) das espécies de bivalves com interesse comercial capturadas na ria de Aveiro, lagoa de Óbidos, estuário do Sado e estuário do Tejo, no ano de 2019. A negrito são assinaladas as espécies consideradas neste estudo como exploráveis.

Espécies	Ria de Aveiro		Lagoa de Óbidos		Estuário do Sado		Estuário do Tejo	
	N	D (ind/m ²)	N	D (ind/m ²)	N	D (ind/m ²)	N	D (ind/m ²)
Berbigão-de-bicos			2	0,01	2	0,00	40	0,03
Ameijola					1	0,00		0,00
Berbigão	55	0,30	129	0,53	615	0,56	5164	2,23
Amêijoa-relógio	5	0,02	11	0,05	1	0,00	14	0,02
Longueirão-direito			1	0,01	119	0,12	44	0,03
Berbigão-lustroso			1	0,00	6	0,01		0,00
Amêijoa-lisa			2	0,01	2	0,00	1	0,00
Ostra-portuguesa					115	0,19	40	0,04
Navalha	1	0,01	5	0,02				0,00
Amêijoa-boa	5	0,03	37	0,15	31	0,08	39	0,05
Amêijoa-japonesa	77	0,33	41	0,16	355	0,69	3356	2,65
Lambujinha	1	0,00	3	0,01	262	0,37	3819	2,93
Longueirão	6	0,02	23	0,10	425	0,80	143	0,21
Amêijoa-branca	16	0,06	16	0,09	3	0,00	18	0,02
Amêijoa-dourada			1	0,01	3	0,00		0,00
Amêijoa-macha			13	0,06			15	0,02
Pé-de-burro			1	0,00	38	0,06	200	0,22
Riqueza específica	8		15		15		13	
Diversidade	1,34		1,8		1,81		1,29	
Equitabilidade	1,48		1,53		1,54		1,16	

A espécie com maior frequência de ocorrência em todos os sistemas estudados é o berbigão (Figura 6). No contexto deste estudo, a frequência de ocorrência refere-se ao número de estações de amostragem onde a espécie foi registada, em relação ao total de estações amostradas em cada sistema. No estuário do Tejo, para além do berbigão, que ocorre em 79% da área do estuário, também a amêijoia-japonesa está bastante dispersa, observando-se em 66% dos locais amostrados. As restantes espécies foram menos frequentes nas amostras colhidas, com a lambujinha e o longueirão-direito a ocorrer em 26% e 17% da área estudada, respetivamente, enquanto o berbigão-de-bicos e o pé-de-burro ocorreram em apenas 15% das estações, e a ostra-portuguesa, a amêijoia-boia, o longueirão, a amêijoia-macha e a amêijoia-branca em menos de 12% dos locais amostrados. No estuário do Sado, para além da elevada ocorrência de berbigões, observa-se igual frequência de ocorrência para a amêijoia-japonesa (47% das estações amostradas), enquanto o longueirão, a ostra-portuguesa e a lambujinha ocorrem em apenas 37%, 20% e 17% das estações, respetivamente, e as restantes espécies ocorrem em menos de 15% das estações amostradas. Na lagoa de Óbidos e na ria de Aveiro, os berbigões são novamente as espécies mais frequentes, em 50% e 54% da área destes sistemas, respetivamente. Para além destas espécies, observou-se na lagoa de Óbidos, a amêijoia-boia, a amêijoia-japonesa e a amêijoia-branca em 30% dos locais amostrados, o berbigão-de-bicos, o longueirão e a amêijoia-macha em 20% e o longueirão-direito e o pé-de-burro em 10%. Na ria de Aveiro, a amêijoia-japonesa foi a segunda espécie mais frequente, observando-se em 38% da área estudada, a amêijoia-boia e a amêijoia-branca em 23%, e o longueirão e a lambujinha em 15% e 7% da área amostrada, respetivamente.

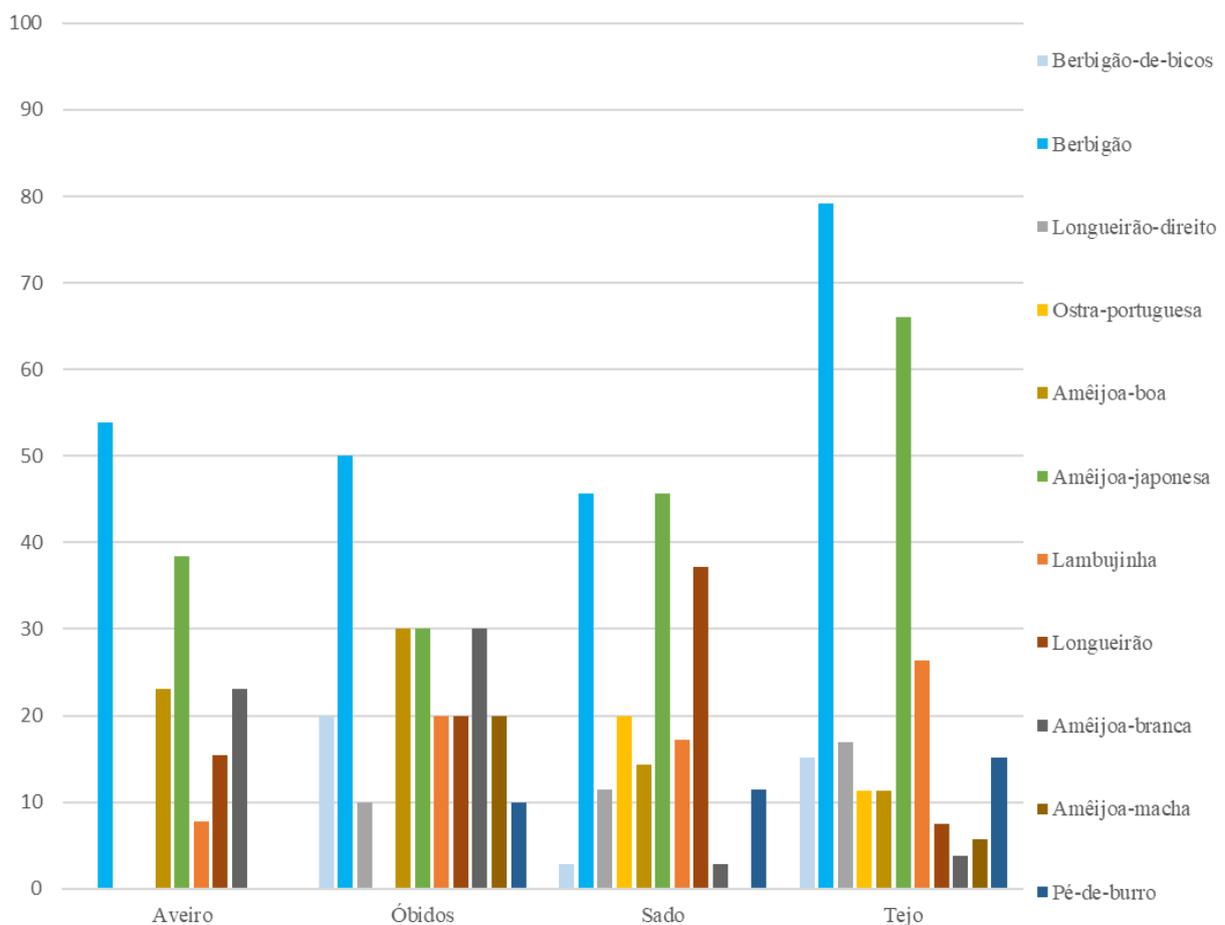


Figura 6 – Frequência de ocorrência das espécies de bivalves exploráveis amostradas nos estuários do Tejo e Sado, na ria de Aveiro e na lagoa de Óbidos, em 2019.

A lambujinha, o berbigão e a amêijoa-japonesa são as espécies exploráveis mais abundantes no conjunto dos quatro sistemas estudados (Figura 7). A lambujinha representa 36% da densidade de espécimes de bivalves amostrados, seguindo-se o berbigão e a amêijoa-japonesa, com 20% e 15% do número de indivíduos, respetivamente. O longueirão representa 10% da densidade total observada, sendo que as restantes espécies representam apenas 1 a 5% dos indivíduos amostrados.

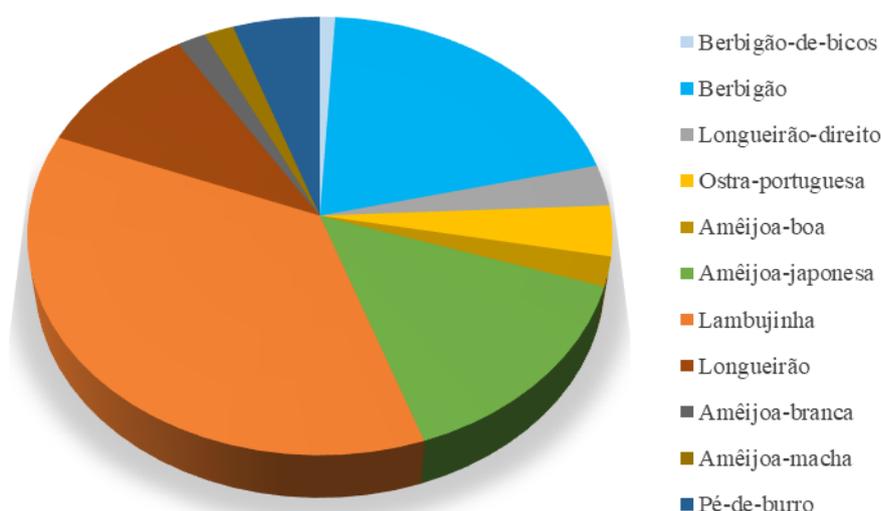


Figura 7 – Densidade (ind/m²) relativa das espécies de bivalves exploráveis no conjunto dos sistemas amostrados (estuários do Tejo e Sado, na Ria de Aveiro e na Lagoa de Óbidos) em 2019.

No estuário do Tejo, a espécie dominante em termos numéricos em 2019 foi a lambujinha, representando 35% da densidade média de bivalves (Figura 8A), sendo abundante principalmente a montante do estuário (estações 10, 11, 10A, 16 e 17), onde ocorreram 96% dos indivíduos amostrados. A segunda espécie com maior densidade foi a amêijoa-japonesa, seguindo-se o berbigão, cujas densidades relativas representam 31% e 26%, respetivamente, da densidade média de bivalves amostrados. A amêijoa-japonesa é abundante sobretudo na baía do Montijo (estação 23B e 23A) e a montante da ponte Vasco da Gama (estações 9, 9A e 8A), somando nestes locais 64% dos indivíduos capturados. O berbigão ocorre principalmente nas estações 23B e 23A, situadas na baía do Montijo, estando representados mais de metade dos indivíduos desta espécie capturados em todo o estuário, onde ocorreram cerca de 54% dos bivalves amostrados.

No estuário do Sado a espécie com maior densidade foi o longueirão, representando 28% da densidade média de bivalves (Figura 9A), a qual registou maior densidade a jusante e nas baías do estuário (estações 22, 26 e 29 somam 66% dos indivíduos observados). Para além do longueirão são também abundantes a amêijoa-japonesa, o berbigão e a lambujinha (24%, 19% e 13% da abundância relativa, respetivamente). A maioria das lambujinhas (85%) foram capturadas a montante, numa única estação (estação 11). A amêijoa-japonesa ocorreu de forma bastante dispersa, enquanto o berbigão encontra-se maioritariamente (82% dos indivíduos) nas estações 7 e 8, situadas a montante do estuário.

Na Ria de Aveiro a espécie dominante foi a amêijoa-japonesa, que representou 47% da densidade média de bivalves, sendo o berbigão a segunda espécie mais capturada (43% dos bivalves amostrados) (Figura 10A). A amêijoa-japonesa ocorre sobretudo na estação 6, onde foram capturados 85% dos

indivíduos, e o berbigão maioritariamente nas estações 1 e 6, que no seu conjunto registaram 70% dos indivíduos amostrados.

Na lagoa de Óbidos a espécie dominante em termos numéricos em 2019 foi o berbigão, representando 52% da densidade média de bivalves (Figura 11A), sendo que se encontra maioritariamente na estação 7, onde foram capturados 80% dos indivíduos. Destaca-se também, em termos de abundância, a amêijoia-japonesa e a amêijoia-boia, embora apresentem no seu conjunto densidades inferiores ao berbigão (30% da densidade média de bivalves).

Entre as espécies menos abundantes nos diferentes sistemas, observa-se na ria de Aveiro a amêijoia-branca (menos de 10% do número de indivíduos), na lagoa de Óbidos o longueirão e a amêijoia-branca (10% e 8%, respetivamente), no estuário do Sado a ostra-portuguesa, o longueirão-direito, a amêijoia-boia e o pé-de-burro (menos de 8%, cada) e no estuário do Tejo o berbigão-grande, o longueirão-direito, a ostra-portuguesa, a amêijoia-boia, o longueirão, a amêijoia-branca, a amêijoia-macha e o pé-de-burro representam menos de 4% do total dos indivíduos.

Relativamente à biomassa, a espécie que se destacou no estuário do Tejo foi a amêijoia-japonesa apresentando a biomassa mais significativa (49%) (Figura 8B). No estuário do Sado, a espécie que se destacou com maior biomassa foi a ostra-portuguesa, com uma biomassa bastante superior às restantes espécies amostradas, cerca de 55% do total de bivalves (Figura 9B), e na lagoa de Óbidos as amêijoas (amêijoia-boia e amêijoia-japonesa) foram as espécies mais representativas, somando 64% da biomassa de bivalves capturados (Figura 11B). Na ria de Aveiro, a biomassa relativa das espécies exploráveis foi semelhante aos valores obtidos em termos de densidade (Figura 10).

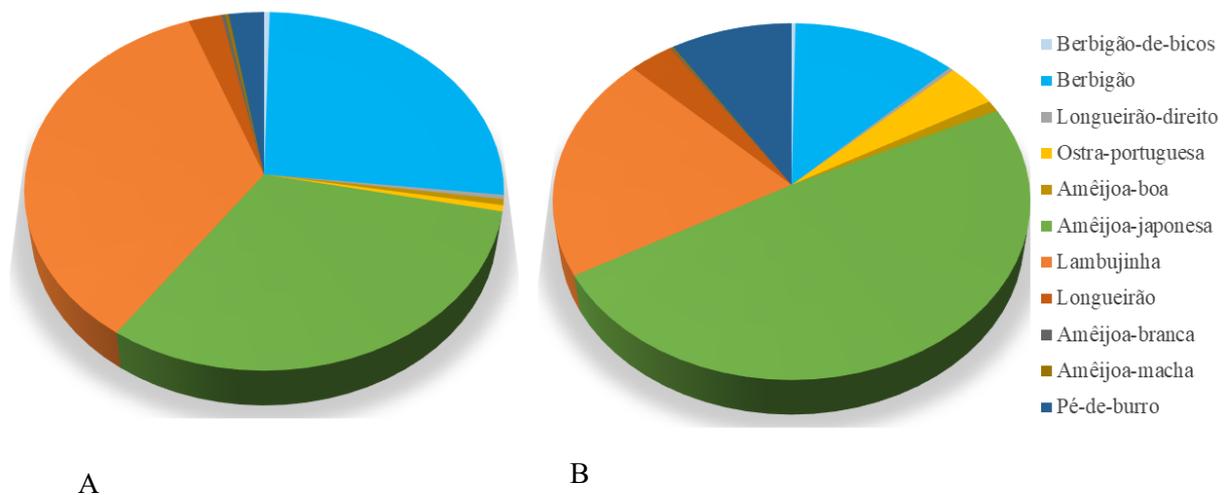


Figura 8 - Densidade (ind/m²) (A) e biomassa (g/m²) (B) relativa, das espécies de bivalves exploráveis amostradas no estuário do Tejo, em 2019.

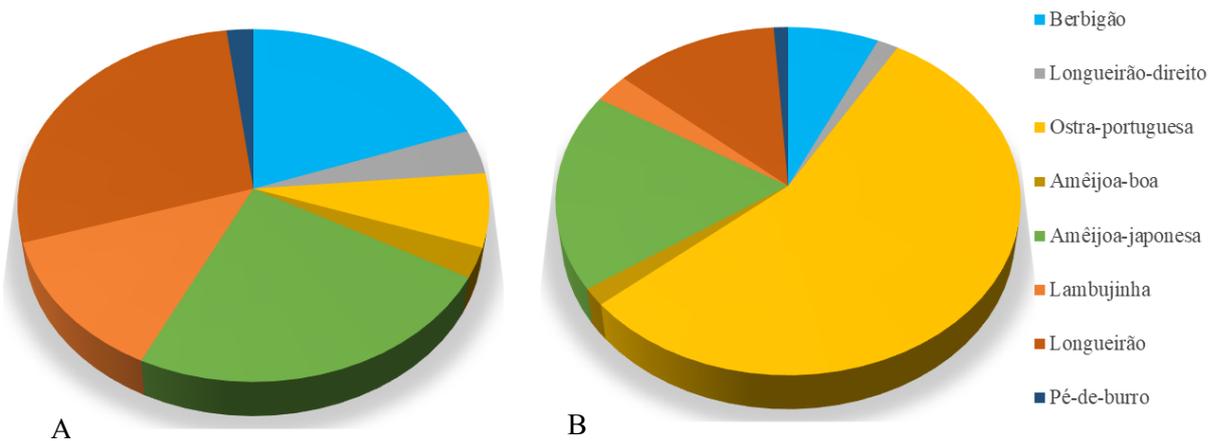


Figura 9 - Densidade (ind/m²) (A) e biomassa (g/m²) (B) relativa em 2019, das espécies exploráveis no estuário do Sado.

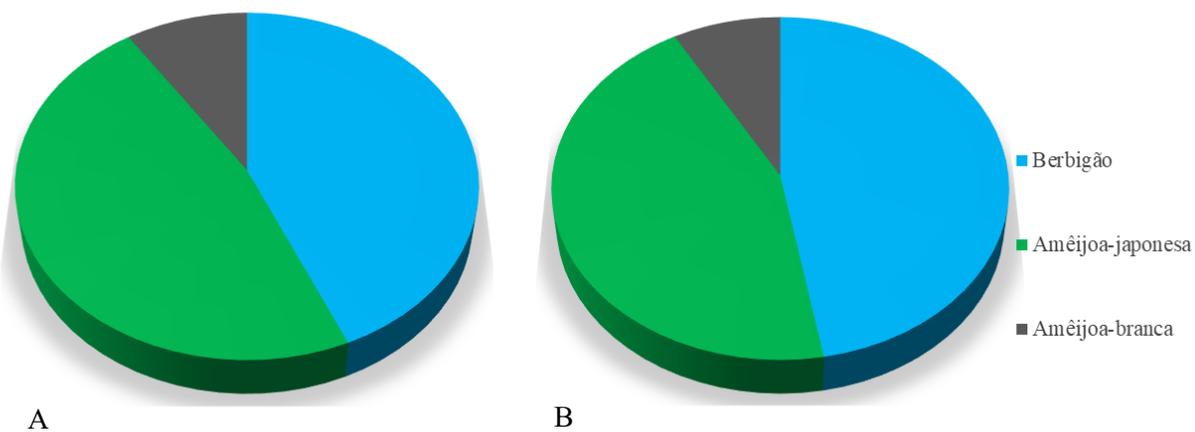


Figura 10 - Densidade (ind/m²) (A) e biomassa (g/m²) (B) relativa em 2019, das espécies exploráveis da ria de Aveiro.

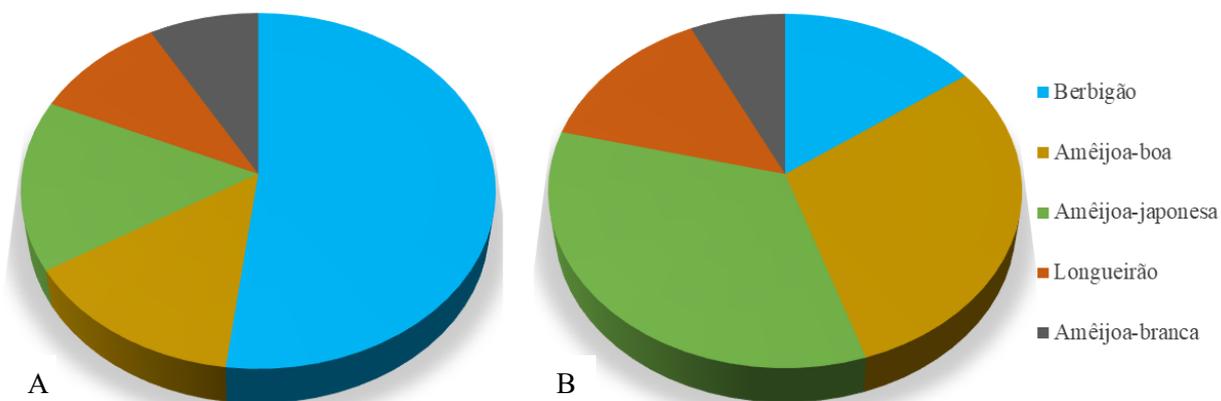


Figura 11 - Densidade (ind/m²) (A) e biomassa (g/m²) (B) relativa em 2019, das espécies exploráveis da lagoa de Óbidos.

Através da análise PERMANOVA verificou-se a existência de diferenças significativas entre os sistemas aquáticos em termos de abundância e composição das espécies exploráveis de bivalves (Pseudo-F = 2,5547, P (perm) = 0,001). As análises *a posteriori* revelaram que o estuário do Tejo apresenta diferenças significativas em relação a todos os restantes sistemas estudados, à exceção da análise pareada entre a lagoa de Óbidos, o estuário do Sado e a ria de Aveiro (Tabela 3). Através da análise de similaridade (SIMPER) foi possível compreender quais as espécies que mais contribuem para as diferenças entre o estuário do Tejo e os restantes sistemas (Figura 12). O estuário do Tejo apresenta uma dissimelhança de 78% tanto com o estuário do Sado como com a da lagoa de Óbidos, e uma dissimelhança de 80% com a ria de Aveiro, sendo a amêijoia-japonesa a espécie que apresenta um valor de dissemelhança mais elevado entre o estuário do Tejo e os restantes sistemas. Esta espécie, juntamente com a lambujinha e o berbigão, apresentam diferentes dissemelhanças entre sistemas, que justificam as diferenças significativas detetadas através da PERMANOVA.

Tabela 4 – Resultados do teste PERMANOVA da matriz de abundância de bivalves nos sistemas estudados, e das comparações múltiplas, considerando como fator fixo os locais de estudo (ria de Aveiro – A; lagoa de Óbidos – O; estuário do Tejo – T; e estuário do Sado - S). As diferenças significativas ($p < 0,05$ são indicadas a negrito).

PERMANOVA (pair-wise tests)	t	p (perm)
Estuário do Tejo – Estuário do Sado	1,7904	0,004
Estuário do Tejo – Lagoa de Óbidos	1,4472	0,034
Estuário do Tejo – Ria de Aveiro	1,9809	0,001
Estuário do Sado – Lagoa de Óbidos	1,1914	0,173
Estuário do Sado – Ria de Aveiro	1,3635	0,071
Lagoa de Óbidos – Ria de Aveiro	0,94974	0,497

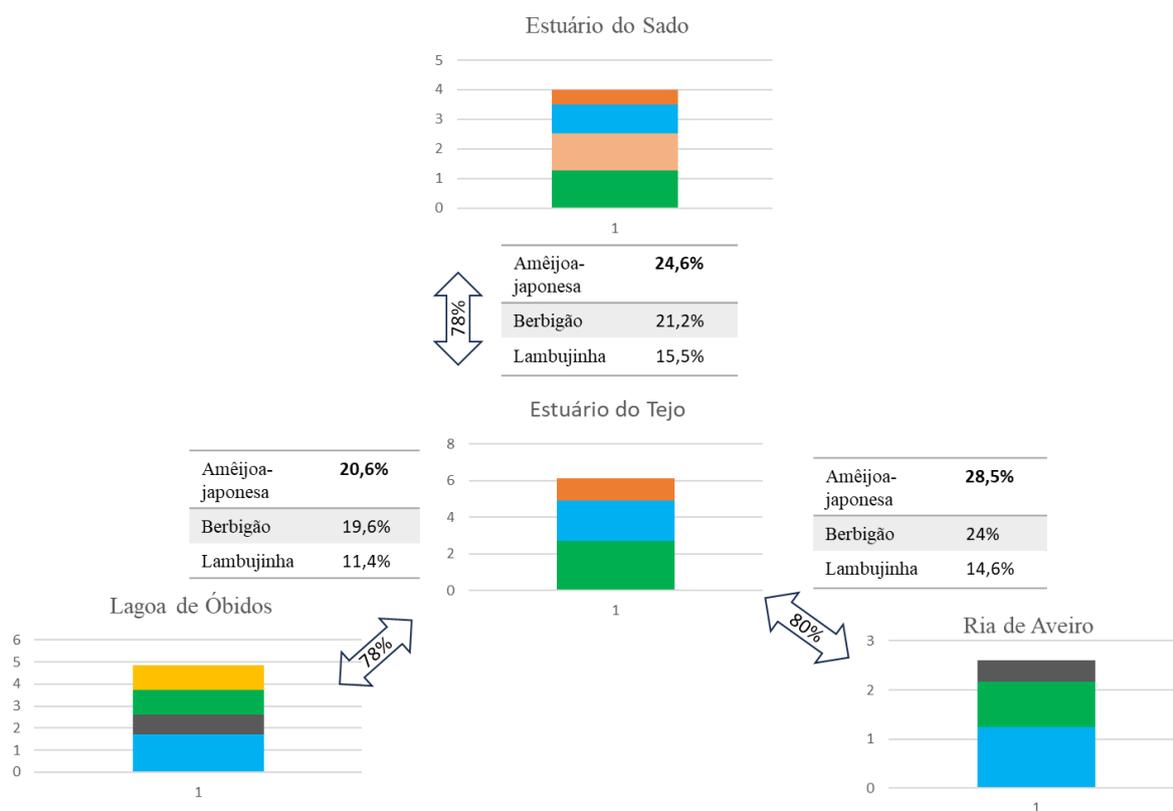


Figura 12 – Representação gráfica de análise SIMPER de similaridade entre as comunidades de bivalves exploráveis no estuário do Tejo e nos restantes sistemas estudados (ria de Aveiro, lagoa de Óbidos e estuário do Sado). As cores representam a abundância média (ind/m²) do berbigão (azul), da amêijoa-japonesa (verde), da amêijoa-branca (cinzento), da amêijoa-boia (amarelo), do longueirão (rosa) e da lambujinha (laranja). Nas setas representam-se as percentagens de dissimelhanças entre os sistemas e na tabela as espécies que apresentam os valores de dissimelhança mais elevados.

A Análise de Coordenadas Principais (PCO) da composição e abundância das espécies de bivalves exploráveis evidencia a organização espacial das estações de amostragem nos sistemas estudados (Figura 13). Os dois primeiros eixos da PCO explicam um valor cumulativo de 43% da variância total dos dados, com mais de metade da variabilidade explicada pelo primeiro eixo (PCO1), evidenciando padrões regionais pouco definidos na abundância das espécies. A sobreposição dos vetores das variáveis ambientais e das espécies com maior correlação com cada um dos eixos permite, contudo, verificar que as estações mais vasosas e a montante estão associadas a uma maior abundância de lambujinha, a qual está correlacionada negativamente com a salinidade. Por outro lado, as estações a jusante estão associadas a uma maior abundância de longueirão e de pé-de-burro, mais correlacionados positivamente com a salinidade. A amêijoa japonesa é a espécie mais correlacionada com estações intermédias, tanto em termos de salinidade como de tipo de sedimento, que ocorrem nas zonas intermédias dos sistemas e nas baías. Observam-se maior número de estações localizadas na parte positiva do primeiro eixo, a maioria das quais pertencentes ao estuário do Tejo, e ao qual está associada a amêijoa-japonesa. O longueirão é mais característico do estuário do Sado, a amêijoa-macha e o pé-de-burro ocorrem sobretudo no estuário do Tejo, nas áreas com maior salinidade, enquanto a lambujinha é abundante em ambos os sistemas. As restantes espécies - amêijoa-boia, amêijoa-japonesa e berbigão não registam um padrão de abundância regional, sendo espécies de bivalves comuns em todos os sistemas estudados.

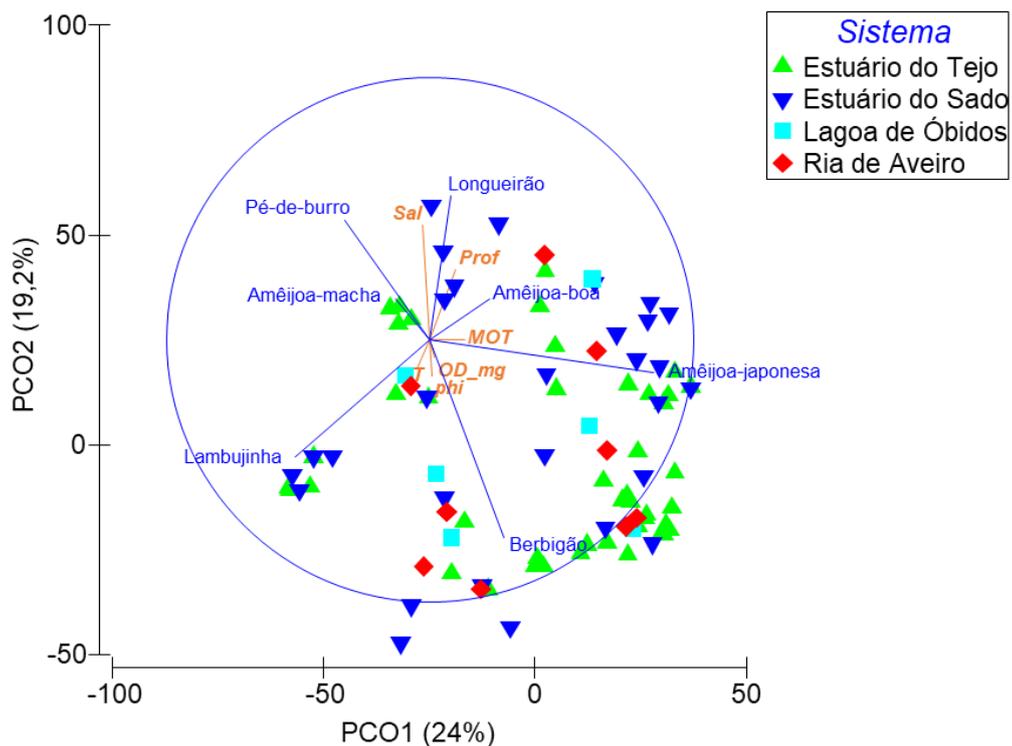


Figura 13 – Análise de coordenadas principais (PCO) da composição e abundância das comunidades de bivalves exploráveis observados em 2019 no estuário do Tejo, no estuário do Sado, na ria de Aveiro e na lagoa de Óbidos. Os vetores azuis representam as espécies, e os vetores laranja representam as variáveis ambientais. Phi (granulometria do sedimento), MOT (matéria orgânica total - %), prof (profundidade), T (temperatura - °C), OD_mg (oxigénio dissolvido - mg/L), e Sal (salinidade).

Tabela 5 - Variação explicada por cada um dos eixos da análise de coordenadas principais (PCO) da composição e abundância das comunidades de bivalves exploráveis observados em 2019 no estuário do Tejo, no estuário do Sado, na ria de Aveiro e na lagoa de Óbidos.

Eixo	Eigenvalue	% individual	% cumulativa
1	67775	24,04	24,04
2	54098	19,19	43,22
3	40336	14,31	57,53
4	28972	10,28	67,8
5	24658	8,74	76,55

3.3 Caracterização da estrutura dimensional das espécies de bivalves com valor comercial no estuário do Tejo, no estuário do Sado, na ria de Aveiro e na lagoa de Óbidos

A análise da estrutura dimensional das espécies de bivalves exploráveis no estuário do Tejo, no estuário do Sado, na ria de Aveiro e na lagoa de Óbidos foi realizada apenas para as espécies com maior abundância, em particular para o berbigão, o longueirão-direito, a ostra-portuguesa, a amêijoia-boua, a amêijoia-japonesa, a lambujinha, o longueirão e o pé-de-burro, uma vez que as amostras obtidas para as restantes espécies são pouco representativas das populações (Tabela 4). Excluíram-se ainda da análise longueirão-direito e ostra-portuguesa no estuário do Tejo, amêijoia-boua nos estuários do Tejo e Sado e na ria de Aveiro, lambujinha e longueirão na ria de Aveiro e lagoa de Óbidos, pé-de-burro na lagoa de Óbidos.

Tabela 6 – Número de indivíduos, valores mínimos, máximo e médio do tamanho dos indivíduos, desvio-padrão (DP), TMC (tamanho mínimo de captura), teste F e diferenças no tamanho médio entre sistemas das espécies de bivalves com valor comercial nos estuários do Tejo (T) e do Sado (S), na lagoa de Óbidos (O) e na ria de Aveiro (A).

Espécie	Sistema	N	Tmin (cm)*	Tmax (cm)	Tméd (cm)	DP (σ)	TMC (cm)	Teste F	Diferenças significativas entre sistemas
Berbigão	Estuário do Tejo	2902	9,42	33,51	20,71	2,62	25	542*	O-A, S-A, T-A, S-O, T-O
	Estuário do Sado	460	10,37	31,65	20,58	100,65			
	Lagoa de Óbidos	129	6,39	22,44	15,67	2,36			
	Ria de Aveiro	67	9,98	41,63	31,74	15,99			
Longueirão-direito	Estuário do Tejo	23	43,87	108,65	77,56	19,26	100	5,483*	T-S
	Estuário do Sado	90	48,57	104,19	69,78	118,37			
Ostra-portuguesa	Estuário do Tejo	18	44,70	97,2	62,17	15,10	60	2,953	
	Estuário do Sado	60	27,40	123,88	72,7	111,55			
Amêijoia-boua	Estuário do Tejo	16	24,58	45,46	32,66	5,35	40	4,962*	S-O
	Estuário do Sado	22	23,24	41,59	30,78	21,57			
	Lagoa de Óbidos	37	19,25	48,76	36,29	7,37			
	Ria de Aveiro	5	27,05	44,37	35,35	18,56			
Amêijoia-japonesa	Estuário do Tejo	1626	2,24	74,35	31,6	6,22	35	16,42*	S-A, T-A, S-O, T-S
	Estuário do Sado	183	12,13	42,12	29,26	82,71			
	Lagoa de Óbidos	78	20,52	50,68	33,25	7,06			
	Ria de Aveiro	41	14,43	50,99	34,91	14,79			
Lambujinha	Estuário do Tejo	2477	14,74	87,37	31,61	9,10	25	15,47*	T-S
	Estuário do Sado	243	18,02	105,59	28,93	101,01			
	Lagoa de Óbidos	3	18,06	31,09	25,45	4,35			
	Ria de Aveiro	1	21,22	21,22	21,22				
Longueirão	Estuário do Tejo	41	36,22	86,06	68,14	11,70	75	7,835*	S-A, T-S
	Estuário do Sado	375	24,99	90,52	62,14	81,16			
	Lagoa de Óbidos	22	38,92	96,56	67,32	16,62			
	Ria de Aveiro	26	40,02	97,01	70,29	15			
Pé-de-burro	Estuário do Tejo	53	15,29	49,41	32,34	7,84	40	27,71*	T-S
	Estuário do Sado	37	16,78	32,64	22,85	84,44			
	Lagoa de Óbidos	1	48,35	48,35	48,35				

*p < 0,05

O berbigão apresenta diferenças significativas no tamanho médio dos indivíduos entre todos os sistemas, exceto entre o estuário do Tejo e do Sado. Indivíduos com maior dimensão média ocorrem na Ria de Aveiro, tamanhos intermédios observam-se nos estuários do Tejo e do Sado, sendo na Lagoa de Óbidos que se capturam os espécimes com tamanho médio mais pequeno. Apenas 4,47% dos indivíduos apresentam uma fação explorável no estuário do Tejo e 5,65% no estuário do Sado, estando maioritariamente abaixo do tamanho mínimo de captura (TMC), estabelecido em 25 mm para esta espécie. Na lagoa de Óbidos os indivíduos apresentam dimensões abaixo do TMC, ao contrário da ria de Aveiro, onde 97% da população está acima do TMC, apresentando uma variação de tamanho entre 9 e 41 mm (Figura 14).

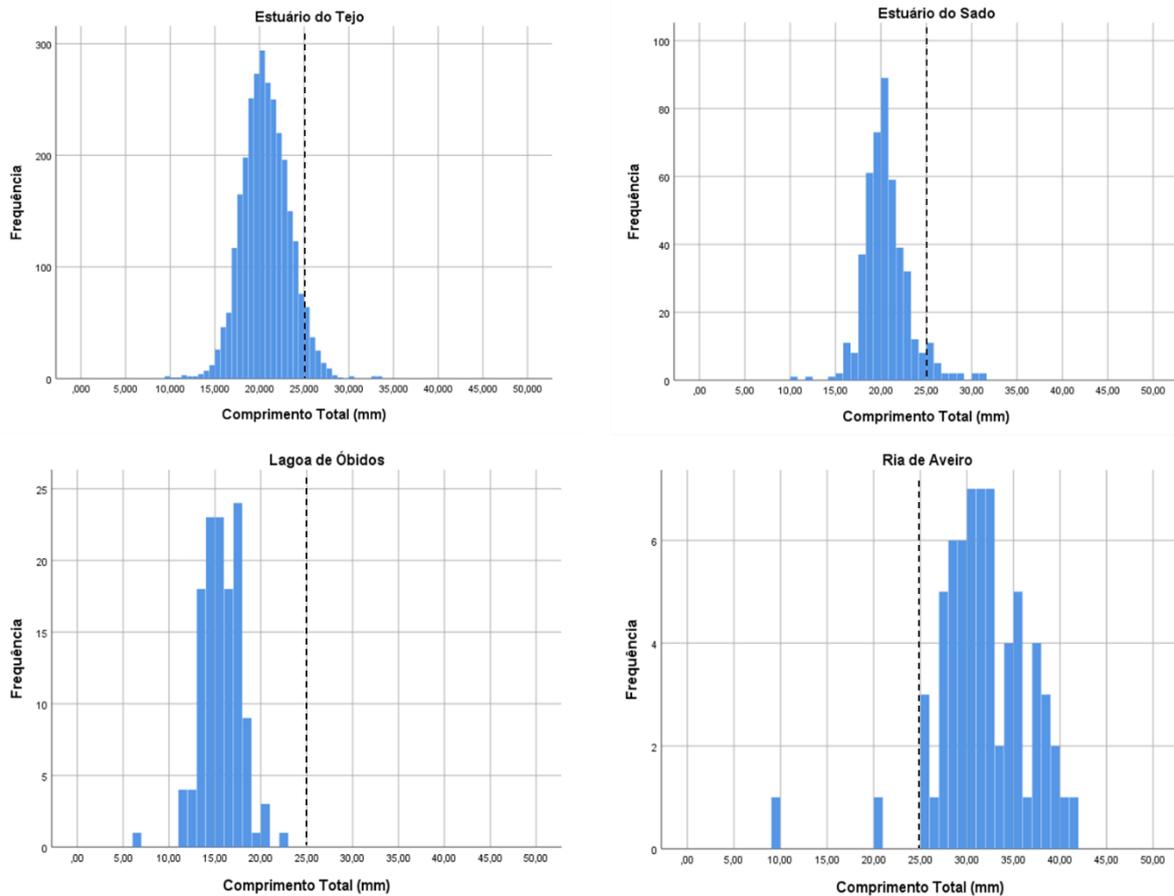


Figura 14 – Estrutura dimensional do berbigão amostrado no estuário do Tejo (a), no estuário do Sado (b), na lagoa de Óbidos (c) e na ria de Aveiro (d), em 2019.

O longueirão-direito ocorre apenas nos estuários do Tejo e do Sado, tendo-se obtido um número de indivíduos representativo apenas no estuário do Sado. Neste sistema, os indivíduos apresentam um tamanho médio de 69,78 mm. Tendo em consideração o TMC estabelecido para esta espécie (100 mm), as populações estudadas são constituídas maioritariamente por indivíduos abaixo do TMC, sendo que apenas 3,33% da população apresenta dimensões legais de captura (Figura 15).

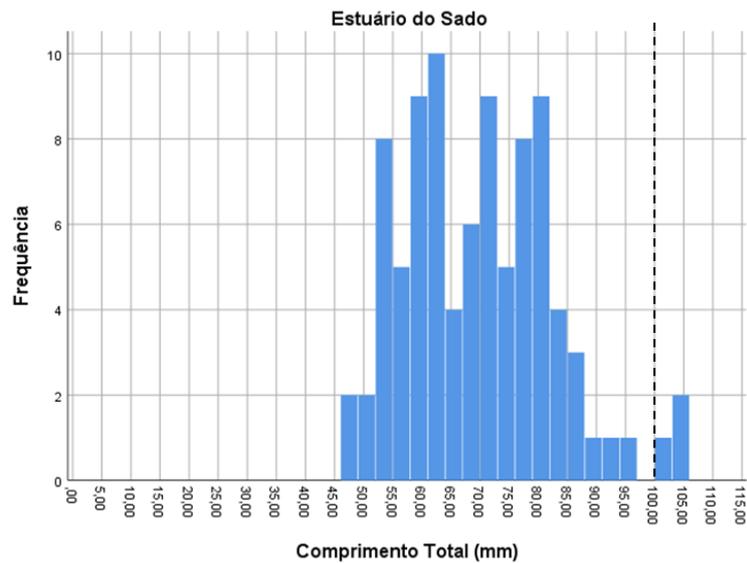


Figura 15 - Estrutura dimensional do longueirão-direito amostrado no estuário do Sado, em 2019.

À semelhança do longueirão-direito, a ostra-portuguesa ocorre apenas nos estuários do Tejo e do Sado, tendo-se obtido apenas para este último uma amostra representativa, que regista neste sistema um tamanho médio de 72,7 123 mm. Sendo o TMC estabelecido em 60 mm para esta espécie, 70% das ostras capturadas no estuário do Sado apresentam condições legais de captura (Figura 16).

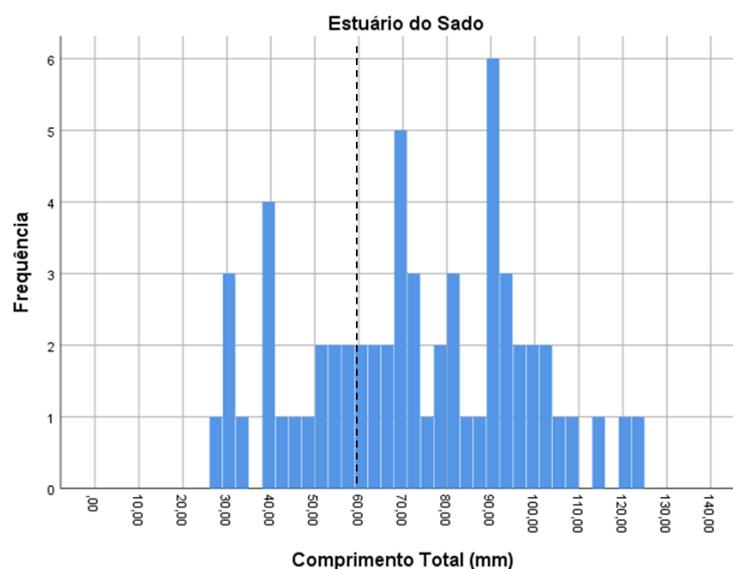


Figura 16 - Estrutura dimensional da ostra-portuguesa amostrada no estuário do Sado, em 2019.

A amêijoia-boia embora ocorra em todos os sistemas estudados, foi apenas na lagoa de Óbidos que se obteve uma amostra representativa da população. Neste sistema lagunar, a dimensão variou entre 19 e 48 mm, com apenas 27,08% da população a apresentar condições legais de captura, ou seja, acima do TMC (40 mm) (Figura 17).

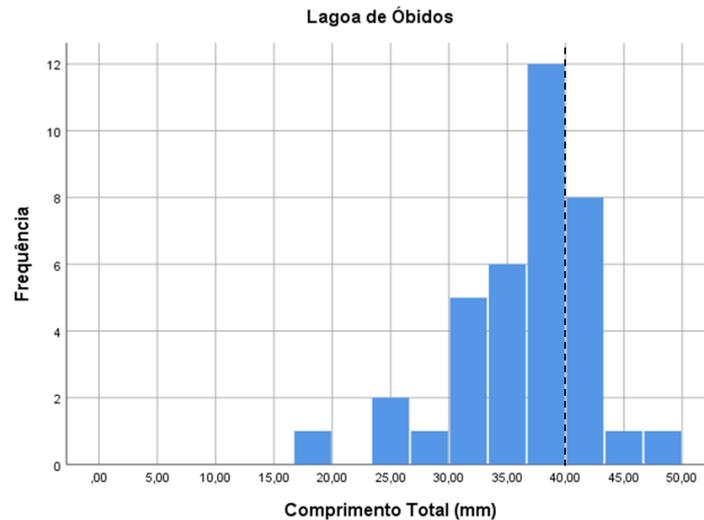


Figura 17 - Estrutura dimensional da amêijoia-boia amostrada na lagoa Óbidos, em 2019.

A amêijoia-japonesa regista diferenças significativas no tamanho médio entre todos os sistemas, sendo em média de menores dimensões no estuário do Sado e maior na ria de Aveiro. No estuário do Tejo, o tamanho médio dos indivíduos situa-se nos 31,6 mm, e no estuário do Sado nos 29,26 mm, encontrando-se a população, em ambos os sistemas, maioritariamente abaixo do TMC, estabelecido em 35 mm para esta espécie (28,6% dos indivíduos de dimensão explorável no estuário do Tejo e 21,86% no estuário do Sado) (Figura 18). Na ria de Aveiro e na lagoa de Óbidos o tamanho médio dos indivíduos é superior (33,25 mm e 34,92 mm, respetivamente), onde a população capturável varia entre os 47,44% e 41,46%, respetivamente.

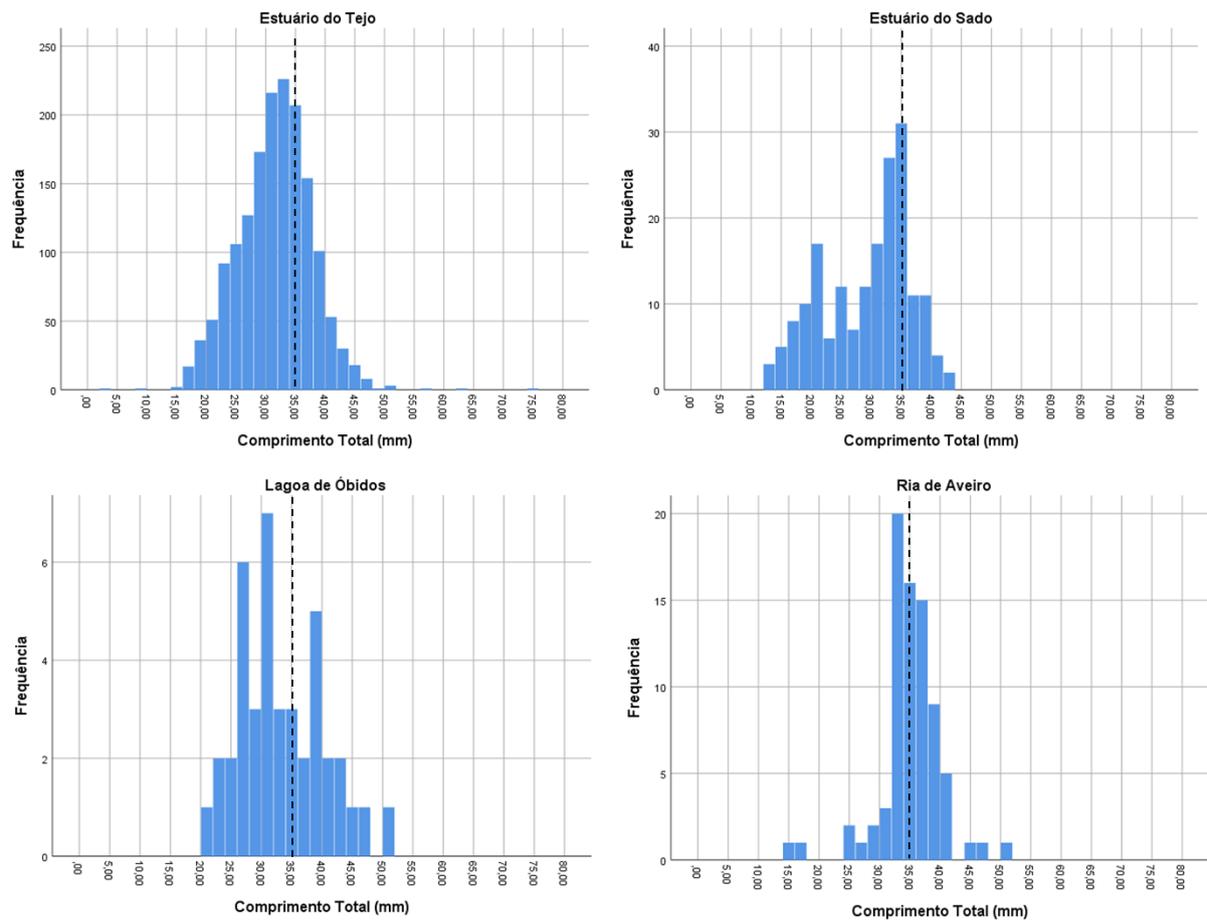


Figura 18 - Estrutura dimensional da amêijoia-japonesa amostrada no estuário do Tejo (a), no estuário do Sado (b), na lagoa de Óbidos (c) e na ria de Aveiro (d) em 2019.

A lambujinha foi capturada em número representativo apenas nos estuários do Tejo e do Sado, e observam-se diferenças significativas no tamanho médio dos indivíduos capturados nos dois estuários (31,61 mm no Tejo e 28,93 mm no Sado). No estuário do Tejo, o tamanho dos indivíduos varia entre 14 e 87 mm e no estuário do Sado entre 18 e 105 mm. Sendo o TMC estabelecido em 25 mm para esta espécie, ambas as populações apresentam condições legais de captura, dado serem constituídas maioritariamente por indivíduos acima do TMC (85,18% no estuário do Tejo e 70,78% no estuário do Sado) (Figura 19).

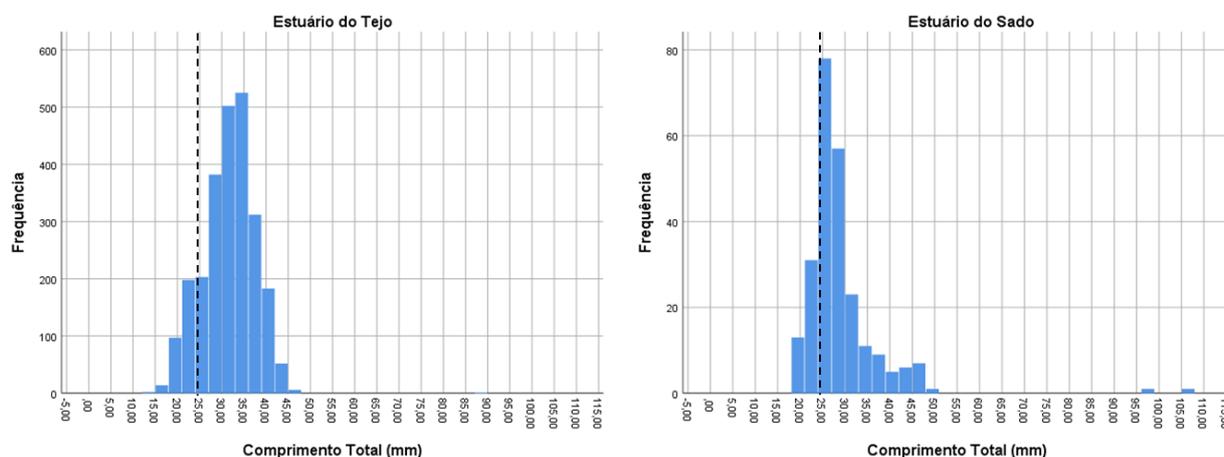


Figura 19 - Estrutura dimensional da lambujinha amostrada no estuário do Tejo (a) e no estuário do Sado (b), em 2019.

À semelhança da lambujinha, o longueirão foi amostrado em número representativo apenas nos estuários do Tejo e do Sado, registando-se diferenças significativas nas dimensões médias entre sistemas (68,14 mm no Tejo e 62,14 no Sado). O tamanho variou entre os 36 e 86 mm no estuário do Tejo, e entre os 24 e 90 mm no estuário do Sado, sendo que 28,27% da população pode ser capturada no Tejo e 11,73% no Sado, tendo em consideração que o TMC está estabelecido em 75 mm (Figura 20).

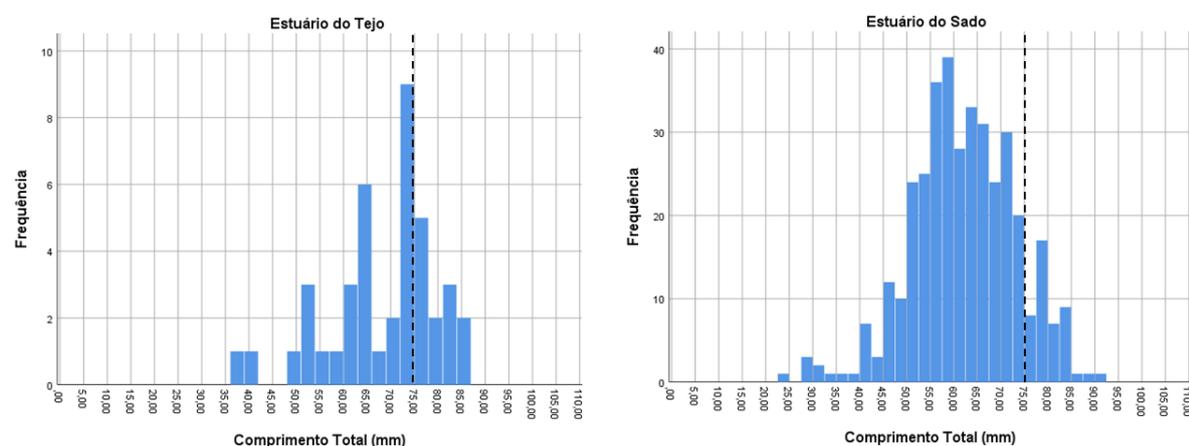


Figura 20 - Estrutura dimensional do longueirão amostrado no estuário do Tejo (a) e no estuário do Sado (b), em 2019.

Finalmente, e relativamente ao pé-de-burro, apenas para os estuários do Tejo e do Sado se analisou a estrutura dimensional, apresentando os sistemas diferenças significativas nas dimensões médias da espécie (32,34 mm no Tejo e 22,85 mm no Sado). O TMC desta espécie está estabelecido em 40 mm, o que significa que no estuário do Tejo apenas 13,21% da população pode ser pescada de forma legal, enquanto no estuário do Sado, uma vez que o tamanho desta espécie varia entre os 16 e os 32 mm, a população não pode ser pescada (Figura 21).

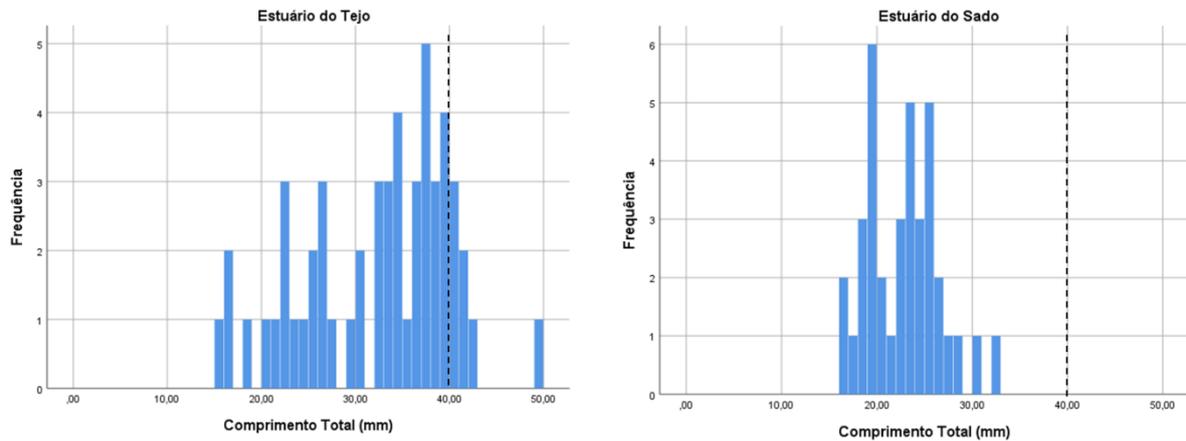


Figura 21 - Estrutura dimensional do pé-de-burro amostrado no estuário do Tejo (a) e no estuário do Sado (b), em 2019.

3.4 Importância socioeconómica da apanha de bivalves no estuário do Tejo, no estuário do Sado, na ria de Aveiro e na lagoa de Óbidos

As quantidades (toneladas) totais de bivalves descarregadas nos quatro sistemas em estudo, entre 1986 e 2019 estão representadas na figura 22. O volume total de descargas teve uma tendência crescente ao longo do período de estudo, com algumas oscilações, sendo a ria de Aveiro o local onde se comercializaram mais bivalves. Neste sistema ocorreram as maiores descargas em lota entre 1989 e 2000 e entre 2002 e 2019, sendo nos restantes anos o estuário do Sado o sistema que apresentou os quantitativos mais elevados.

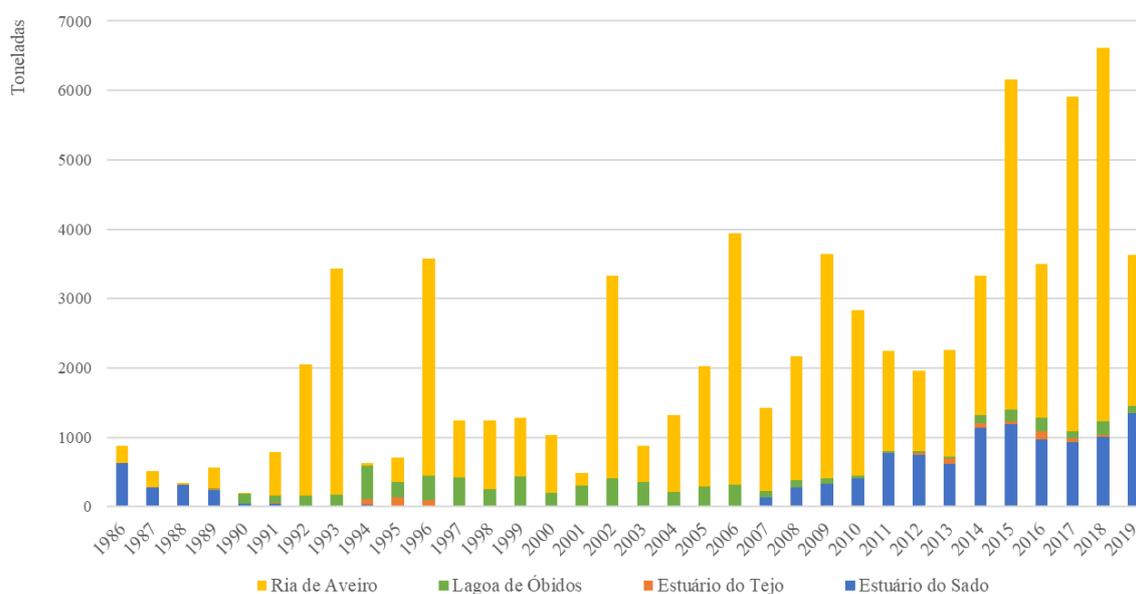


Figura 22 – Volume total de descargas de bivalves (toneladas) entre 1986 e 2019 no estuário do Tejo, no estuário do Sado, na ria de Aveiro e na lagoa de Óbidos.

As espécies de bivalves mais descarregadas nas lotas em estudo foram, por ordem decrescente de quantitativos (toneladas), o berbigão, a amêijoia-boa e a amêijoia-japonesa (Figura 23), tendo sido na ria de Aveiro que ocorreu o maior volume de descargas de berbigão. Este foi também o sistema com maiores quantidades descarregadas de amêijoia-boa, longueirão e amêijoia-macha, enquanto no estuário do Sado se registaram os maiores volumes de longueirão-direito, ostra-portuguesa, amêijoia-japonesa, lambujinha e pé-de-burro.

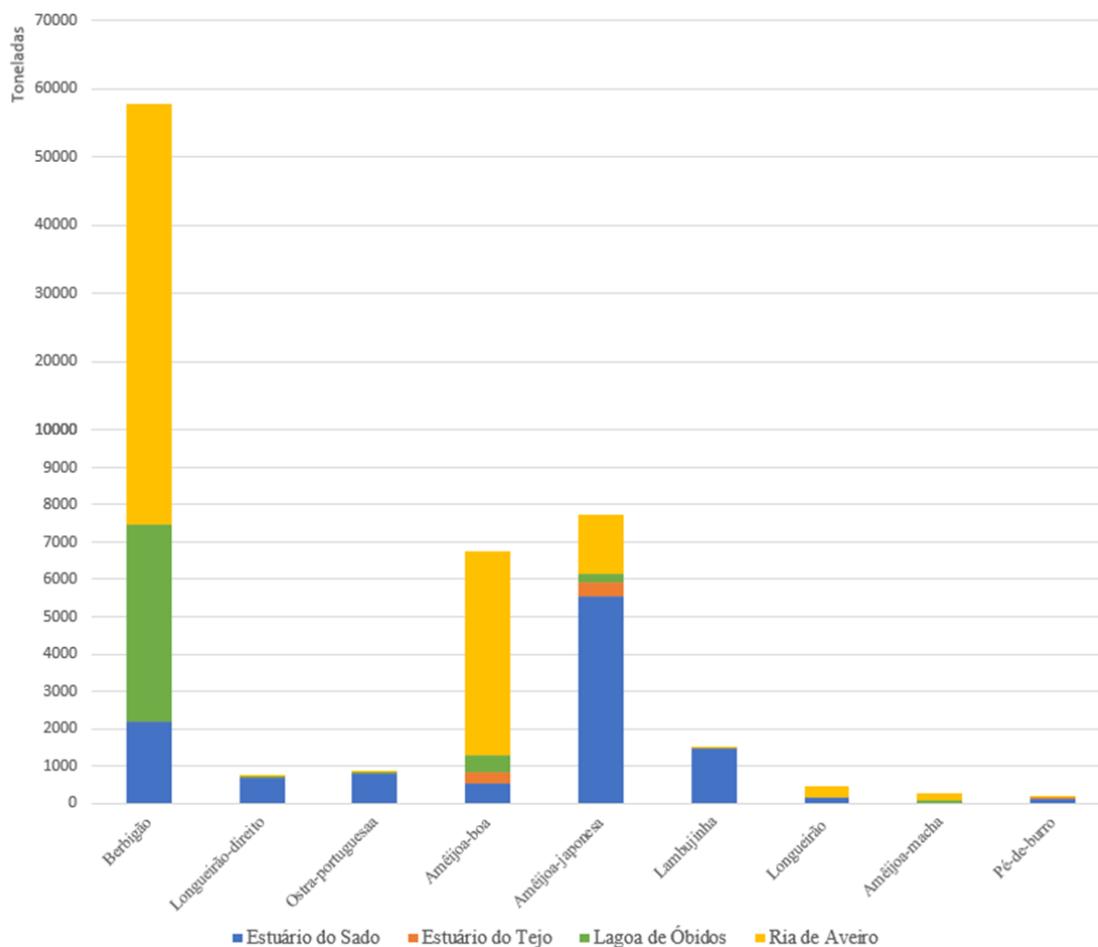


Figura 23 - Quantidades totais descarregadas (em toneladas) de bivalves exploráveis no estuário do Sado, no estuário do Tejo, na lagoa de Óbidos e na ria de Aveiro, entre 1986 e 2019.

O berbigão foi a espécie com maior volume de descargas praticamente durante todo o período de estudo, sendo que se observa valores de quantitativos bastante superiores às restantes espécies, com uma tendência crescente ao longo das décadas. Para além desta espécie, destaca-se a amêijoas-japonesa, observando-se a partir de 2009 e até ao fim do período de estudo o aparecimento desta espécie nas estatísticas de pesca, sendo a segunda espécie mais descarregada (Figura 24).

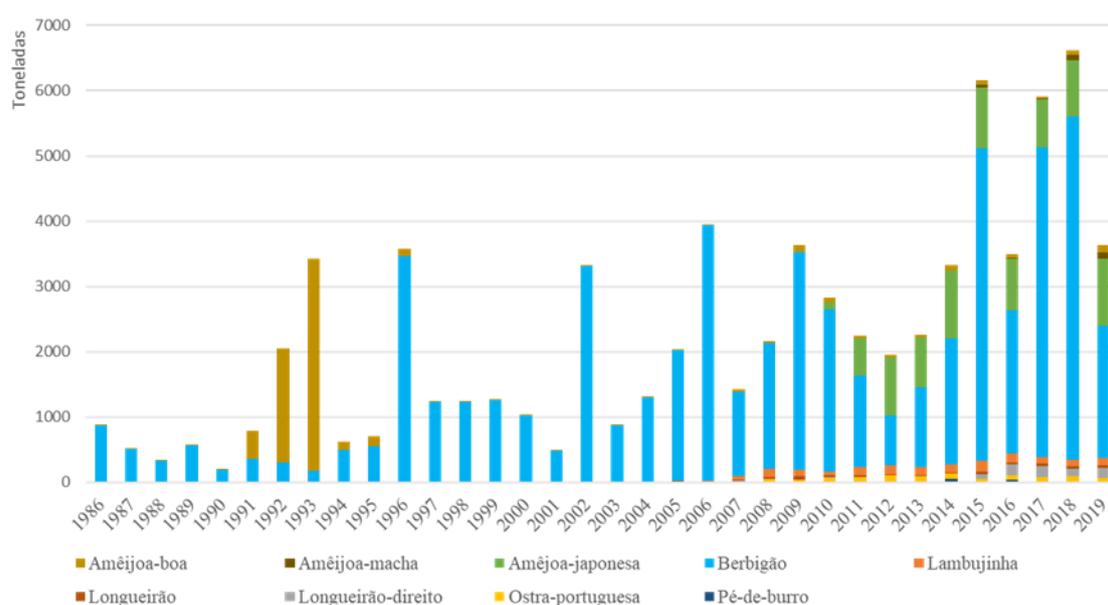


Figura 24 – Volume de descargas (toneladas) de bivalves exploráveis capturados no estuário do Tejo, no estuário do Sado, na lagoa de Óbidos e na ria de Aveiro entre 1986 e 2019.

Na ria de Aveiro, as descargas de berbigão foram máximas em 2018, as quais atingiram um total de 5,62 mil toneladas, enquanto as de amêijoia-boua foram mais elevadas no início da década de 1990, quando eram muito superiores às descargas de berbigão, tendo diminuído significativamente desde então (Figura 25a). As quantidades descarregadas de berbigão foram bastante significativas a partir da 2ª metade da década de 1990, havendo oscilações sucessivas nos anos seguintes até estes valores sofrerem uma queda em 2019. Apesar destas oscilações, é possível verificar que, neste sistema, as descargas de berbigão tiveram uma tendência para aumentar durante o período de estudo, sendo este o único sistema em que tal se verificou. Este sistema registou o maior número de descargas de amêijoia-japonesa no início da década de 2010, onde estes valores foram superiores aos do estuário do Sado. A amêijoia-boua registou as maiores quantidades descarregadas no início da década de 1990.

O segundo sistema com maior descarga de bivalves no período analisado foi o estuário do Sado, com 15 mil toneladas de descargas, destacando-se 2019 com um total de 1,77 mil toneladas (Figura 25b). As espécies mais vendidas neste sistema foram, por ordem de importância, a amêijoia-japonesa e o berbigão, registando a primeira, valores mais elevados entre 2011 e 2019. As descargas da amêijoia-japonesa foram registadas apenas a partir de 2009, no estuário do Sado, onde foram bastante mais relevantes em termos de descargas. Neste sistema é possível verificar várias oscilações, tendo as maiores quantidades descarregadas em 2019. O volume de berbigão capturado no estuário do Sado destaca-se das restantes espécies apenas na década de 1980 quando foi a espécie mais vendida.

Na lagoa de Óbidos foram comercializadas um total de 6 mil toneladas de bivalves nos últimos 35 anos, com um pico em 1994, quando se atingiram 510 toneladas, tendo o berbigão sido a espécie dominante ao longo do período de estudo, nomeadamente entre a década de 1990 e meados da década de 2000 (Figura 25c). Registam-se também neste sistema a amêijoia-boua e a amêijoia-japonesa, a primeira no início da década de 1990 e as segundas a partir da década de 2010, embora com valores menos expressivos.

Por fim, no estuário do Tejo, o sistema que registou menor volume de descargas (787 toneladas), as maiores quantidades foram descarregadas em 1995 (139 toneladas), sendo as espécies mais relevantes ao longo do período de estudo a amêijoia-japonesa e a amêijoia-boia (Figura 25d). Apesar da amêijoia-japonesa ser a espécie com maior volume de descargas, estas surgiram apenas em 2009 e registam oscilações ao longo do tempo. Por sua vez, as descargas da amêijoia-boia foram bastante elevadas particularmente na década de 1990, resultando na segunda espécie mais importante no estuário do Tejo nos últimos 30 anos.

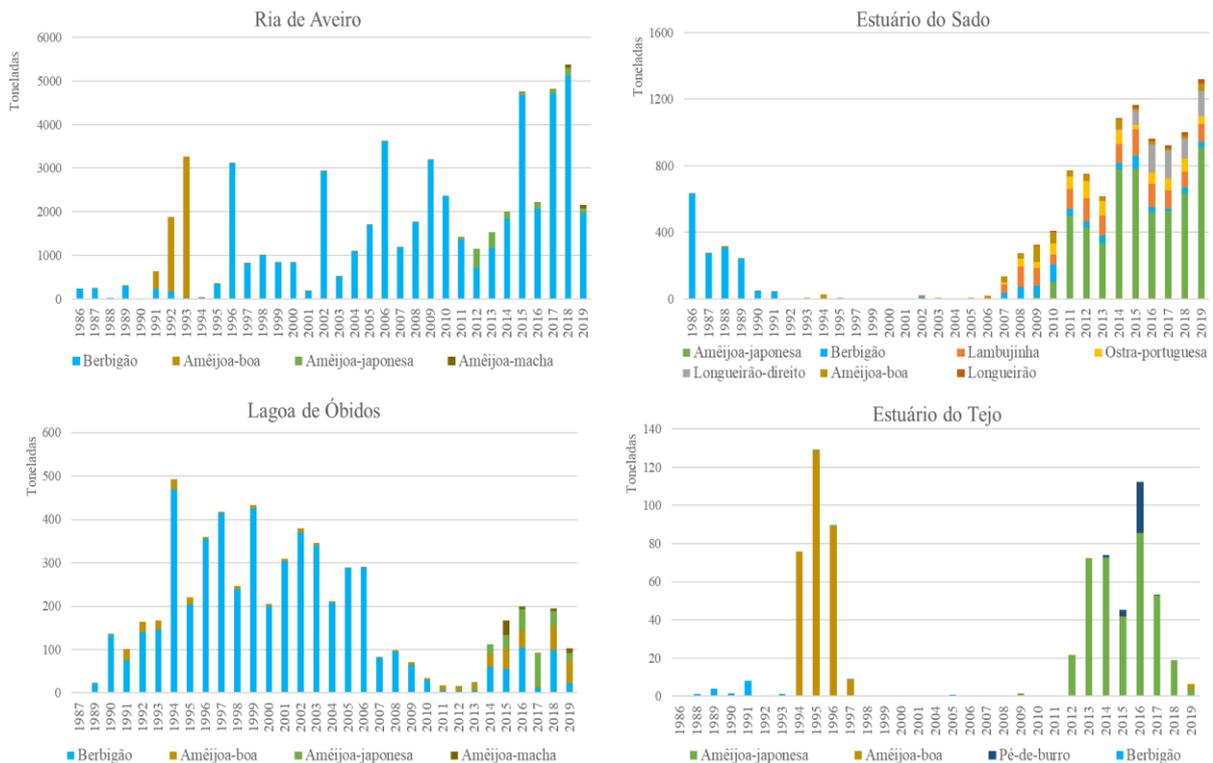


Figura 25 – Quantidades (toneladas) das espécies com maiores valores de descargas entre 1986 e 2019: a) ria de Aveiro; b) estuário do Sado; c) lagoa de Óbidos; d) estuário do Tejo. As escalas do eixo Y diferem entre os gráficos.

Relativamente à comercialização dos bivalves, na ria de Aveiro, na lagoa de Óbidos e no estuário do Sado a amêijoia-boia é a espécie que apresenta um preço médio por quilo mais elevado na venda em lota (11,53€/kg, 12,99€/kg e 7,38€/kg, respetivamente, em 2019) (Figura 26). A amêijoia-macha apresenta preços médios próximos da amêijoia-boia, enquanto a amêijoia-japonesa, comercializada apenas a partir de 2009, teve valores bastante semelhantes entre os sistemas, com poucas oscilações (2,44€/kg a 5,54€/kg). Quanto ao berbigão, o seu preço médio foi relativamente baixo, comparativamente com as restantes espécies, o qual atingiu em 2019 os 2,19€/kg no estuário do Sado, 0,93€/kg na lagoa de Óbidos e 1,66€/kg na ria de Aveiro. Por fim, a ostra-portuguesa e a lambujinha foram comercializados apenas no estuário do Sado, com valores relativamente baixos, sendo o seu preço de venda em lota, em 2019, 0,89€/kg e 1,69€/kg, respetivamente.

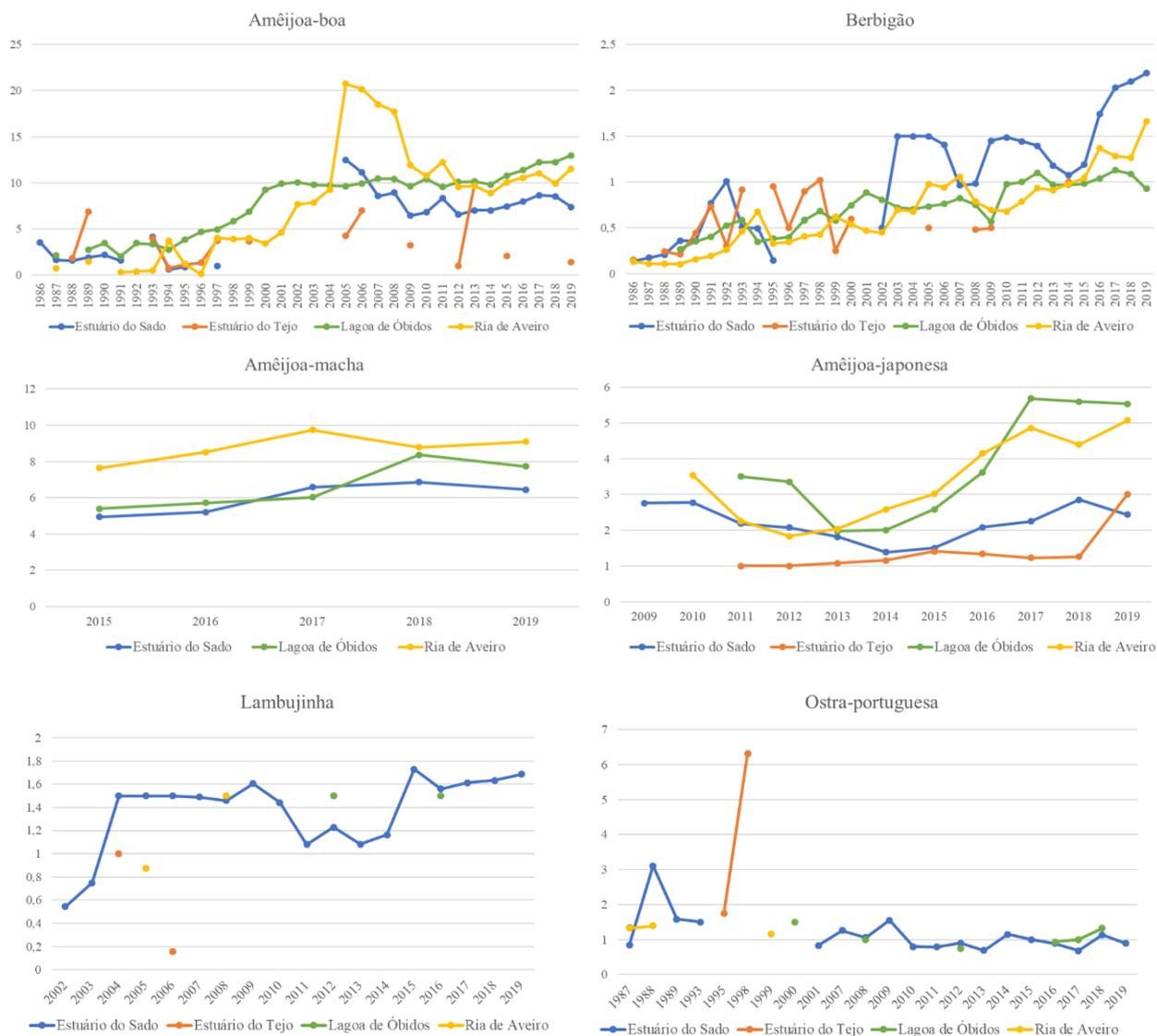


Figura 26 – Evolução do preço médio (euros) das espécies de bivalves exploráveis entre 1986 e 2019. As escalas do eixo Y diferem entre os gráficos.

O berbigão foi a espécie que gerou maior rendimento durante todo o período de estudo, tendo gerado um valor económico de 50 milhões de euros nos quatro sistemas estuarinos, sendo grande parte desse valor gerado na ria de Aveiro (45,2 milhões de euros), embora também seja relevante a lagoa de Óbidos (3,4 milhões de euros) (Figura 27). Para além do berbigão, as espécies mais rentáveis foram, por ordem decrescente, a amêijoia-japonesa e a amêijoia-boá. A amêijoia-japonesa gerou, nos quatro sistemas estuarinos, um valor económico de 17,4 milhões de euros e a amêijoia-boá 11,2 milhões, sendo a primeira mais relevante no estuário do Sado, onde gerou 11,5 milhões de euros, mas também na ria de Aveiro (4,5 milhões de euros), na lagoa de Óbidos (cerca de 1 milhão de euros) e no estuário do Tejo (455 mil euros). Por outro lado, a amêijoia-boá foi mais rentável na lagoa de Óbidos com um valor económico de cerca de 4 milhões de euros, mas também no estuário do Sado (3,7 milhões de euros) na ria de Aveiro (3,1 milhões de euros) e no estuário do Tejo (369 mil euros).

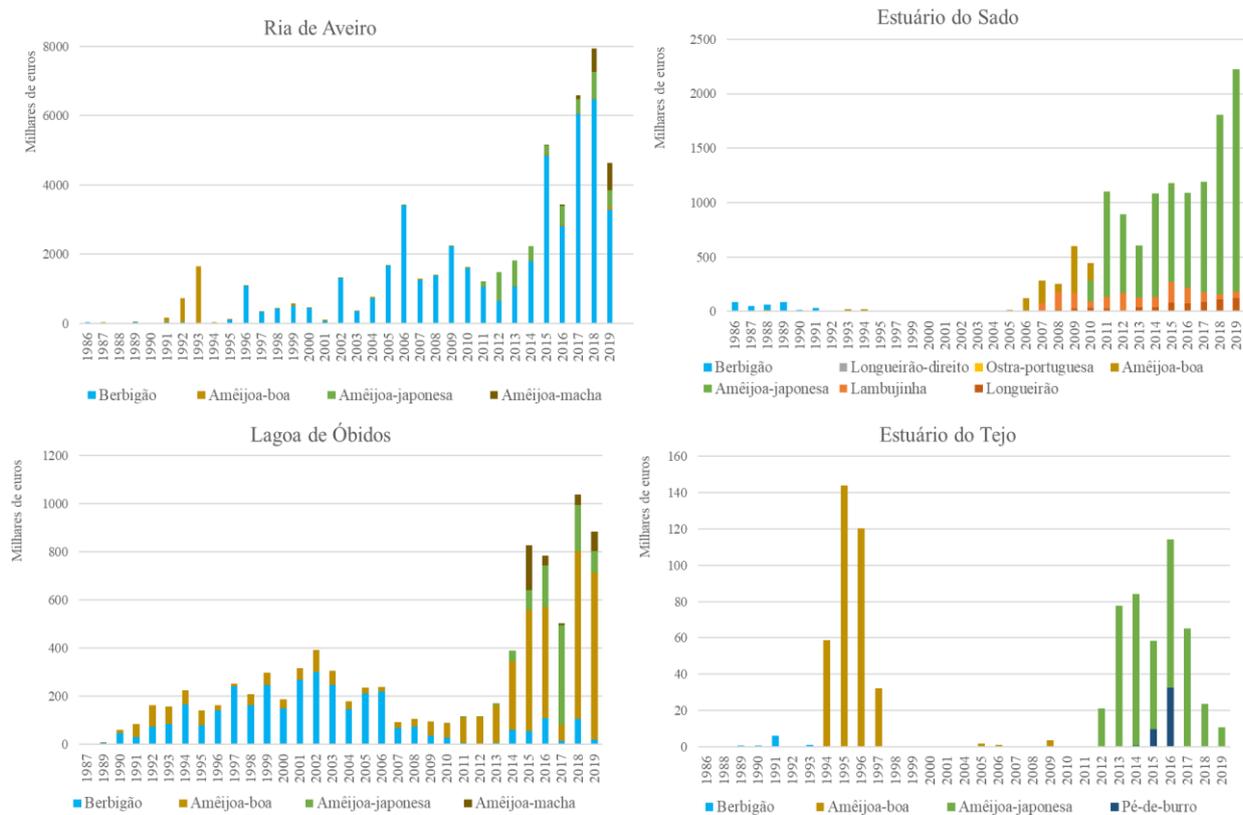


Figura 27 – Rendimento (milhares de euros) das espécies de bivalves exploráveis entre 1986 e 2019: a) ria de Aveiro; b) estuário do Sado; c) lagoa de Óbidos; d) estuário do Tejo. As escalas do eixo Y diferem entre os gráficos.

3.5 Principais medidas de gestão das espécies de bivalves comerciais

A Portaria n.º 229/2023 de 24 de julho estabelece o regime jurídico da apanha de animais marinhos e da pesca apeada em Portugal, com fins comerciais. Para a apanha da amêijoia japonesa estabelece um limite máximo diário de 100 kg, sendo proibida a devolução desta espécie ao meio ambiente após a sua captura, uma vez que esta espécie consta da lista de espécies invasoras do Decreto-Lei n.º 92/2019 de 10 de julho. São definidos quantitativos máximos para algumas espécies no n.º 3 do artigo 10.º da Portaria n.º 1228/2010, de 6 de dezembro, nomeadamente um limite máximo de captura diária de 10 kg para a amêijoia-boa, 20 kg para a amêijoia-macha e 150 kg para o berbigão e para o mexilhão.

As normas reguladoras da pesca comercial nas águas interiores não marítimas na ria de Aveiro (Portaria n.º 51/2022 de 20 de janeiro), estabelecem um período de defeso para todas as espécies de bivalves, entre 15 de julho a 15 de agosto. Esta Portaria regulamenta o uso da berbigoeira (draga de mão), e prevê ainda a criação de uma Comissão de Acompanhamento da Pesca na Ria de Aveiro, com o objetivo de contribuir para o desenvolvimento e implementação de um plano de gestão da pesca e avaliar, a adequação das medidas em vigor, podendo propor novas medidas de gestão. O despacho define ainda a fixação de limites máximos de captura diária para as espécies de bivalves estabelecendo um máximo diário de captura de 200 kg para o berbigão, 15 kg para a amêijoia-macha, 7 kg para a amêijoia-boa, 100 kg para a amêijoia-japonesa e 20 kg para o longueirão para embarcações licenciadas com arte da berbigoeira, fixando um tamanho mínimo de referência de 35 mm para a amêijoia-japonesa.

Para a lagoa de Óbidos, a Portaria n.º 238/2022 de 15 de setembro estabelece as normas reguladoras da pesca comercial de bivalves, onde se definem as artes de pesca utilizáveis, nomeadamente o uso da berbigoeira, garfo de mariscar e faca de mariscar, permitindo ainda a apanha de bivalves por mergulho em apneia e o uso de embarcações de apoio à berbigoeira. A Portaria fixa os limites máximos de captura diária em 10 kg para a amêijoia-boa, 20 kg para a amêijoia-macha, 20 kg para a amêijoia-japonesa, 80 kg para o berbigão e 20 kg para o longueirão, para mariscadores licenciados. Estas quantidades mantêm-se para embarcações licenciadas com arte da berbigoeira, caso esteja apenas um tripulante a bordo, podendo ser aumentadas para o dobro caso estejam dois ou mais tripulantes. Esta legislação, à semelhança da legislação aprovada para a Ria de Aveiro, prevê também a criação de uma Comissão de Acompanhamento da Pesca na Lagoa de Óbidos, com o objetivo de contribuir para o desenvolvimento e implementação de um plano de gestão da pesca e avaliar a adequação das medidas em vigor, podendo propor novas medidas de gestão.

A Portaria 85/2011 de 25 de fevereiro para o estuário do Tejo estabelece a interdição da apanha da amêijoia-boa e fixa uma quantidade máxima diária de captura de 80 kg para apanha de bivalves com berbigoeiro. Este documento prevê também a possibilidade de ser desenvolvido um plano de exploração para a amêijoia-japonesa e determina que os exemplares desta espécie que não foram colocados no circuito comercial não possam ser devolvidos ao meio natural em outras zonas que não a sua área de distribuição habitual no estuário do Tejo.

O Despacho n.º 26/DG/2024 de 8 de agosto para o estuário do Sado estabelece um limite máximo de apanha diária por apanhador de amêijoia-japonesa em 20 kg, em águas interiores marítimas e não marítimas, assim como nos respetivos leitos e margens pertencentes ao domínio público hídrico, Este limite é inferior ao referido na Portaria n.º 229/ 2023 dada a atual reduzida abundância e estrutura etária da população desta espécie, sendo ainda necessário acautelar o cumprimento do tamanho mínimo de captura fixado de 35 mm.

CAPÍTULO IV

Discussão

4.1 Padrões de distribuição espacial da comunidade de bivalves nos sistemas estuarinos portugueses

Um dos principais objetivos deste trabalho centra-se na análise dos padrões de distribuição espacial da comunidade de moluscos bivalves nos sistemas estuarinos portugueses e na análise da sua exploração comercial. Constatou-se que as espécies que apresentam maior densidade média, no conjunto dos quatro sistemas estudados, foram a lambujinha, o berbigão, a amêijoa-japonesa e o longueirão, e em termos de comercialização as espécies com maiores quantidades descarregadas foram o berbigão, a amêijoa-japonesa e a amêijoa-boá.

O berbigão foi uma das espécies mais relevante em termos de densidade nos estuários analisados, sendo a espécie com maior densidade relativa na lagoa de Óbidos (52%), e uma das espécies dominantes na ria de Aveiro (43% da densidade). Na ria de Aveiro, para além da sua elevada abundância, o berbigão é a espécie com maior área de distribuição e biomassa, sendo, ainda, a mais comercializada e lucrativa, desempenhando um importante papel cultural e económico nas comunidades piscatórias locais (Freitas & Fraga, 2020; Maia *et al.*, 2021). Estes resultados corroboram estudos anteriores, onde se conclui que em termos de quantitativos, o berbigão tem sido a espécie mais capturada nos últimos 20 anos em Portugal (Santos *et al.*, 2022). Nos estuários do Tejo e do Sado os quantitativos de berbigão capturados foram muito inferiores, em comparação com os outros dois sistemas, justificando o facto de não serem definidas nestes sistemas zonas de produção para esta espécie.

Tendo em conta os resultados obtidos neste trabalho, verifica-se que os berbigões ocorrem maioritariamente em zonas mais arenosas e com baixo teor de matéria orgânica, e em salinidades mais elevadas, nomeadamente na baía do Montijo no estuário do Tejo, mas também na ria de Aveiro e na lagoa de Óbidos, não se tendo verificado esta tendência no estuário do Sado, onde a espécie foi registada nas zonas a montante do estuário. Efetivamente, fatores ambientais como a profundidade, a temperatura, o oxigénio dissolvido, a salinidade, o teor de matéria orgânica dos sedimentos e o tamanho médio do sedimento são referidos como explicativos da dinâmica populacional do berbigão (Santos *et al.*, 2022). A profundidade destaca-se como fator essencial, no sentido em que uma maior abundância desta espécie ocorre, sobretudo, em águas pouco profundas, como são os casos da Ria de Aveiro e Lagoa de Óbidos, sendo frequentemente encontrado em áreas estuarinas rasas entre marés e sub-marés, onde a sua ocorrência é superior com o aumento do tempo de emersão (Santos *et al.*, 2022). Sendo o tamanho médio do sedimento é também determinante na sua distribuição, observando-se maior abundância de berbigão em substratos compostos de sedimentos areno-argilosos, especialmente em áreas com baixas velocidades de corrente, as quais promovem a fixação de juvenis (Burdon *et al.*, 2014; Santos *et al.*, 2022). A maior abundância desta espécie em locais com menor teor de matéria orgânica no sedimento, com maior teor de oxigénio dissolvido, em temperaturas mais baixas e em salinidades mais elevadas, corrobora também os resultados obtidos por Santos *et al.*, (2022).

Em conjunto com o berbigão, as amêijoas apresentam elevada importância económica em Portugal, nomeadamente na ria de Aveiro, onde se confirmou ser uma das espécies mais importantes comercialmente. A amêijoa-japonesa foi a espécie dominante na ria de Aveiro (47% da densidade), sendo que também apresenta uma densidade relativa significativa nos estuários do Tejo e do Sado. Embora seja muito menos abundante no estuário do Sado, comparativamente ao estuário do Tejo, foi a espécie mais descarregada em ambos os sistemas, desde a sua introdução. Esta espécie representa, atualmente, um dos bivalves comerciais mais importantes, com maior valor económico entre os produtos

de marisco de aquacultura (FAO, 2013). No entanto, esta espécie tem gerado uma preocupação relativamente à sua ocorrência no estuário do Tejo e gestão da pesca da mesma, dada a sua abundância crescente nos últimos anos (Ramajal *et al.*, 2016). Devido à sobrepesca e aos rendimentos irregulares da amêijoa-boia, a amêijoa-japonesa é, atualmente, uma das espécies mais importantes para a indústria de produção de amêijoas, impulsionando a sua introdução em vários estuários em todo o globo (Bald *et al.*, 2009; Bidegain & Juantes, 2013). É a espécie mais relevante em termos de descargas em lota no estuário do Tejo, sendo que apresenta uma distribuição ampla e predominância em áreas mais rasas comparativamente com outras espécies de interesse comercial, a qual se encontra sobretudo na zona intermédia e nas baías do estuário, nomeadamente em locais de baixa profundidade e pouco oxigénio dissolvido, o que reflete uma boa adaptação às condições ambientais variáveis do estuário.

A amêijoa-boia, apesar de apresentar uma menor predominância em termos de densidade média comparativamente com o berbigão e a amêijoa-japonesa, desempenha um papel significativo nos estuários estudados. Esta espécie era descarregada em quantidades consideráveis, sobretudo em meados da década de 1990, na ria de Aveiro e no estuário do Tejo, tendo sido nestes anos a espécie mais descarregada. É a espécie com maior valor económico, no entanto, tem apresentado um decréscimo acentuado nas descargas, já descrito em estudos anteriores (Freitas & Fraga, 2020; Maia & Gaspar, 2014). Este decréscimo está relacionado, por um lado, com a sua sobre exploração, nomeadamente através da captura de juvenis e da apanha ilegal, com utilização de mergulho com escafandro, e, por outro, devido à introdução de espécies exóticas, como é o caso da amêijoa-japonesa (Freitas & Fraga, 2020; Matias *et al.*, 2013; FAO, 2017a; FAO, 2017b). A redução nas descargas de amêijoa-boia nos últimos anos, particularmente no estuário do Tejo, coincidiu com a extensa colonização pela amêijoa-japonesa, sendo que a sua ocorrência nos sistemas estuarinos portugueses é conhecida há mais de duas décadas (Chainho *et al.*, 2015).

A lambujinha é a espécie dominante em termos de densidade média no estuário do Tejo, ocorrendo essencialmente na região montante do estuário. Efetivamente esta espécie é encontrada predominantemente em *habitats* interditaís caracterizados por fundos vasosos e abundância de detritos orgânicos, favorecendo áreas com influência de água doce e alta produtividade (Casagrande & Boudouresque, 2005). A sua predominância em estações mais a montante nos estuários do Tejo e do Sado reflete uma preferência por ambientes de baixa salinidade e elevada produtividade, características típicas das zonas intertidais. Apesar de ser a espécie com maior densidade média neste sistema, a comercialização desta espécie está proibida no estuário do Tejo desde 2016 devido a elevados teores de chumbo, o que justifica não haver descargas neste sistema. Os metais possuem uma maior afinidade por esses sedimentos, o que faz com que a lambujinha, ao alimentar-se diretamente sobre a superfície dos sedimentos, acabe por absorver os metais presentes na vasa (Monperrus *et al.*, 2005, Verdelhos *et al.*, 2005). A sua comercialização observou-se apenas no estuário do Sado, onde a densidade relativa foi 13%, embora os quantitativos descarregados sejam muito inferiores às restantes espécies.

O longueirão é a espécie com maior densidade média no estuário do Sado (28%), apresentando uma densidade considerável na lagoa de Óbidos (10%). No entanto, em termos de comercialização, apenas foi destacado no estuário do Sado, embora com quantidades reduzidas em comparação com as restantes espécies mais comercializadas. Ao contrário das espécies que mais se destacam pelo seu valor comercial, nomeadamente o berbigão e a amêijoa-boia, o longueirão e a lambujinha são vendidos em menores quantidades e apenas pescados para consumo pessoal (Maia, 2006). No estuário do Sado, esta espécie encontra-se essencialmente a jusante e nas baías do estuário, as quais apresentam temperaturas mais baixas e salinidades mais elevadas.

4.2 Importância socioeconómica das espécies de bivalves com valor comercial

Entre os sistemas estudados, a ria de Aveiro é o sistema em que a apanha de bivalves apresenta maior relevância económica, sendo o berbigão-comum a espécie mais importante. Tomando como referência os dados oficiais para o ano de 2019, na ria de Aveiro a primeira venda de bivalves gerou um volume de negócio de 5,5 milhões de euros, enquanto no estuário do Sado o volume total de vendas atingiu os 4,5 milhões de euros. Na lagoa de Óbidos e no estuário do Tejo os valores foram bastante inferiores, atingindo um máximo de 884 mil euros e 15 mil euros, respetivamente. Estas diferenças de rendimento entre sistemas resultam de diversos fatores, entre os quais as características ambientais dos sistemas estuarinos, que influenciam a produção de bivalves, a dimensão dos sistemas, os circuitos de comercialização estabelecidos em cada um e as condicionantes legais à apanha de bivalves. A elevada produtividade da ria de Aveiro é sustentada pela entrada de nutrientes de forma difusa, incluindo a escorrência superficial e a drenagem de campos agrícolas (Lillebø *et al.*, 2011). Apresenta ainda, uma dimensão considerável e boas condições ambientais, tornando-a uma área de grande importância económica para a produção de bivalves em Portugal. Além disso, abriga a maior extensão de sapais e de marinhas em Portugal, e uma das maiores da Europa, juntamente com outros *habitats* cruciais como pradarias marinhas, bancos de vasa e areia, os quais constituem uma área de grande importância para as comunidades de bivalves (Lillebø *et al.*, 2011).

O estuário do Tejo, embora seja o sistema de maiores dimensões, enfrenta desafios ambientais significativos devido ao impacto humano e, mais concretamente, à poluição. Efluentes provenientes de fontes agrícolas, industriais e urbanas são descarregados no estuário, sendo a exploração dos seus recursos naturais, a atividade portuária e recreativa, a crescente urbanização das suas margens e a elevada instalação de indústrias alguns dos problemas que se enfrentam no estuário. A ocupação agrícola dos solos em certas margens do estuário provoca a entrada de pesticidas e fertilizantes pelas águas de escorrência (Gameiro, C. 2009). Estes problemas ambientais contribuem para a degradação da qualidade da água e dos *habitats* naturais, afetando a saúde e a viabilidade da exploração das populações de bivalves na região, resultando numa diminuição do seu volume de negócios. A apanha de bivalves no estuário do Tejo é uma atividade com relevância socioeconómica para as comunidades piscatórias locais desde sempre, no entanto, sofreu alterações com a introdução da amêijoa-japonesa. Na década de 1990 a espécie com maior relevância no estuário era a amêijoa-boia, mas a apanha desta espécie diminuiu na década de 2000, tendo a apanha de bivalves voltado a ganhar importância na década de 2010, após a introdução da amêijoa-japonesa (Ramajal *et al.*, 2016). Nos últimos anos, verificou-se um aumento significativo da abundância do pé-de-burro na zona inferior do estuário, o que resultou no aumento das descargas em lota desta espécie. Apesar do estuário do Tejo ser o sistema estuarino que apresenta maiores quantidades de amêijoa-japonesa, as zonas de produção para esta espécie têm apresentado um estatuto sanitário variável entre as classificações B e C, o que coloca constrangimentos à venda dessa espécie para depuração, sendo apenas possível o seu encaminhamento para centros de transformação (zona C), que não existem em Portugal. Por esse motivo, esta espécie é ilegalmente declarada como sendo capturada no estuário do Sado, que apresenta um estatuto sanitário B, sendo permitida a sua apanha com destino a depuração (Coelho *et al.*, 2021). A maioria da amêijoa-japonesa capturada neste sistema não é reportada como sendo aí capturada, mas sim no estuário do Sado, conforme comprovam os resultados obtidos para as descargas, o que era favorecido pela inexistência de quantitativos máximos diários de apanha para aquele sistema até à publicação da Portaria n.º 229/2023 de 24 de julho e, mais recentemente, do Despacho n.º 26/DG/2024 de 8 de agosto. Efetivamente, no estuário do Sado, a apanha de bivalves é uma atividade associada às comunidades locais de pescadores artesanais, sem grande relevância em termos de abundância. As comunidades locais têm-se dedicado, essencialmente à apanha da amêijoa-japonesa, da lambujinha, do berbigão e do longueirão (Coelho *et al.*, 2021).

A lagoa de Óbidos, apesar de ser um sistema menor, é um local relevante para a produção de bivalves dadas as suas condições ambientais e a sustentabilidade dos seus recursos marinhos. Este sistema lagunar é reconhecido pela sua importância ecológica, beneficiando do constante afluxo de nutrientes e de matéria orgânica de origem continental, o que contribui para uma produtividade primária significativa (Carvalho, 2006). A apanha de bivalves é uma atividade com um elevado impacto neste sistema, sendo considerada a atividade de maior interesse económico na região. Segundo Santos *et al.*, (2005), o esforço de pesca é superior ao longo do canal de navegação da margem Norte e, sobretudo, a montante, onde o sedimento superficial é mais variado e a riqueza de espécies é superior. Um estudo feito por Rodrigues *et al.*, (2012) mostra que, em 2002, as espécies de bivalves exploradas encontravam-se no interior da lagoa, nomeadamente na área estreita no interior da margem intertidal, assim como no final dos canais de navegação e no interior dos bancos de areia. O berbigão é a espécie mais abundante na lagoa de Óbidos, mas as amêijoas são as espécies com maior peso em termos de biomassa. Desde 2014 a amêijoa-boa é a espécie mais comercializada neste sistema, estando destacada do berbigão e da amêijoa-japonesa. A classificação sanitária da lagoa tem sido favorável à comercialização da amêijoa-japonesa, dado esta espécie apresentar a classificação B, tendo obtido a classificação A em 2022, o que permite ser comercializada para consumo humano direto. No entanto, as capturas de amêijoa-boa e berbigão têm sido condicionadas por períodos de classificação sanitária C.

A rentabilidade das espécies nos diferentes sistemas estudados varia de acordo com a espécie e é influenciada por dois fatores principais: as quantidades descarregadas e o preço médio. O berbigão e a amêijoa-japonesa geralmente apresentam maior rentabilidade devido às elevadas quantidades descarregadas, apesar de terem preços médios relativamente baixos. Por outro lado, a amêijoa-boa, destaca-se pelo seu elevado valor económico, resultante do preço médio elevado, nomeadamente na lagoa de Óbidos onde foi a mais rentável. Embora a amêijoa-japonesa tenha um rendimento elevado no estuário do Sado devido às quantidades descarregadas, apesar da sua origem ser o estuário do Tejo, na lagoa de Óbidos e na ria de Aveiro, a rentabilidade desta espécie foi sobretudo devida ao seu preço médio mais elevado.

4.3 Estrutura dimensional das espécies de bivalves com valor comercial

Os resultados do estudo da estrutura populacional das espécies de bivalves com valor comercial revelam uma diversidade significativa nas condições de sustentabilidade da pesca entre as diferentes espécies e sistemas estuarinos analisados. O berbigão apresenta uma população maioritariamente composta por indivíduos exploráveis na ria de Aveiro, sendo que 70% têm dimensões legais de captura. Na lagoa de Óbidos, a totalidade da população não apresenta dimensões para captura legal, indicando que a captura desta espécie nesta área é insustentável e requer medidas de conservação para proteger e recuperar as populações. No estuário do Sado apenas a lambujinha e a ostra-portuguesa apresentam as únicas populações que podem ser pescadas de forma sustentável, uma vez que 70% dos indivíduos apresentam condições legais de captura.

A amêijoa-japonesa apresenta entre 20% e 50% dos indivíduos acima do TMC nos quatro sistemas estudados, indicando que uma parte considerável da população pode ser pescada de forma sustentável, sendo que, ainda assim, a maioria não é explorável e precisa de uma gestão cuidada para garantir a sustentabilidade da pesca e evitar a sobrepesca. À semelhança da amêijoa-japonesa, a amêijoa-boa apresenta na lagoa de Óbidos, entre 20% e 50% das populações estão acima do TMC.

4.4 Medidas de gestão que assegurem a pesca sustentável de bivalves

A exploração dos recursos marinhos desempenha uma componente essencial nas comunidades costeiras, com destaque para a apanha de bivalves, dado constituir uma parte significativa dessa atividade (Oliveira *et al.*, 2013, Vincenzi *et al.*, 2006). Esta atividade, inicialmente, era equilibrada e sustentável, praticada sobretudo ao nível da subsistência e como fonte complementar de rendimento. Atualmente, existe uma sobre-exploração, consequência do aumento crescente da procura devido ao crescimento populacional (Oliveira *et al.*, 2013). Este aumento da pressão sobre as espécies resulta da necessidade crescente de zonas costeiras para lazer e turismo e, por consequência, do aumento do esforço de exploração, do rápido desenvolvimento das tecnologias de captura, do ajustamento das leis que regulam o setor, assim como da reorganização rápida do setor de pescas (Oliveira *et al.*, 2013). Assim, a gestão destes recursos é complexa, visto que implica lidar com objetivos, por vezes, exigentes, como a conservação do ambiente natural, a preservação das funções e serviços ecológicos essenciais e a sustentabilidade ambiental e económica de indústrias baseadas na exploração comercial de bivalves (Vincenzi *et al.*, 2006).

Os resultados mostraram diversos problemas que afetam a gestão das pescas nos sistemas estuarinos em estudo. Um dos principais problemas é a prática de declarar as capturas da amêijoia-japonesa no estuário do Sado realizadas no estuário do Tejo, o que não só compromete a saúde pública, como também distorce os dados da atividade pesqueira, o que dificulta a gestão das populações de bivalves e a implementação de medidas de conservação adequadas. Para mitigar este problema, algumas medidas de gestão poderiam passar por implementar inspeções mais rigorosas e frequentes nas zonas de captura de forma a garantir que as capturas são declaradas corretamente. Ainda assim, a publicação recente de regulamentação específica para cada sistema aquático, que tem em conta os efetivos populacionais da espécie, poderá contribuir para minimizar alguns dos problemas atualmente identificados.

Outro problema identificado foi a existência de populações de algumas espécies abaixo do tamanho mínimo de captura, nomeadamente do berbigão na lagoa de Óbidos, não sendo assim capturável. Uma vez que a captura de indivíduos abaixo do TMC impede que os mesmos atinjam a maturidade reprodutiva, uma medida possível seria um fecho temporário neste sistema, de forma a garantir a sustentabilidade da atividade pesqueira. Outra medida de gestão seria reduzir o número de licenças de pesca concedidas anualmente para reduzir a pressão sobre as populações.

CAPÍTULO V

Considerações finais

O presente estudo teve como objetivo principal investigar as variações espaciais das espécies de bivalves com valor comercial em quatro sistemas costeiros portugueses: estuário do Tejo, estuário do Sado, ria de Aveiro e lagoa de Óbidos. Através da análise dos dados recolhidos foi possível obter uma visão abrangente das dinâmicas populacionais de bivalves, assim como das condições ambientais que influenciam a sua distribuição e abundância, nomeadamente a salinidade, temperatura, granulometria de sedimento, oxigénio dissolvido, profundidade e matéria orgânica. Os resultados obtidos mostraram que as espécies com maior densidade média foram a lambujinha, o berbigão, a amêijoia-japonesa e o longueirão, sendo que a sua distribuição e densidade variam substancialmente consoante as condições ambientais de cada estuário.

A análise da estrutura dimensional das populações de bivalves permitiu identificar uma diversidade significativa nas condições de sustentabilidade da pesca entre as várias espécies e sistemas estuarinos analisados. Os resultados indicam que há uma parte das populações composta por indivíduos abaixo do tamanho mínimo de captura (TMC), o que suscita preocupações quanto à exploração contínua de bivalves, uma vez que a captura de indivíduos juvenis pode comprometer a regeneração natural das populações e, conseqüentemente, a sustentabilidade a longo prazo da atividade pesqueira.

Do ponto de vista socioeconómico, a apanha de bivalves revela-se uma atividade de grande importância nos sistemas estuarinos, dado representarem uma componente significativa da pesca, nomeadamente nos estuários do Tejo e do Sado, assim como na ria de Aveiro e na lagoa de Óbidos. A análise socioeconómica deste estudo reforçou a importância da apanha de bivalves não apenas como atividade económica, mas também como uma prática cultural bastante enraizada nas comunidades costeiras portuguesas. Os resultados mostraram que, nos sistemas estudados, o berbigão foi a espécie mais lucrativa, a qual gerou o maior rendimento económico, com destaque para a ria de Aveiro, onde gerou maior rendimento. Para além do berbigão, a amêijoia-japonesa e a amêijoia-boia também contribuíram significativamente para a economia dos estuários, sendo a amêijoia-japonesa particularmente relevante no estuário do Sado e a amêijoia-boia na lagoa de Óbidos.

Uma parte significativa da produção de bivalves serve para o consumo interno, o qual tem registado uma crescente procura nos últimos anos, sendo outra parte destinada à exportação para outros países, sobretudo para Espanha. No entanto, alguns fatores de risco estão associados à sua produção, nos quais se destacam a sobre-exploração destes recursos, através da pesca ilegal e não reportada, resultando em perdas económicas. Nesse sentido, os resultados deste estudo sublinham a necessidade de implementar medidas de gestão que visem garantir a produção sustentável ao longo do tempo, de forma a assegurar a viabilidade futura destas populações. Entre as medidas de gestão identificadas, destaca-se a importância de uma monitorização contínua das populações de bivalves e a redução do número de licenças de pesca concedidas anualmente em alguns dos sistemas explorados.

As conclusões deste estudo sublinham a importância de estratégias de gestão baseadas em dados científicos e atualizados, que considerem as especificidades de cada sistema estuarino. Esta abordagem tem como objetivo a conservação das espécies de bivalves, assim como a continuidade da atividade pesqueira, garantindo a segurança alimentar e a estabilidade económica das populações que dela dependem.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida, J. M. (2015). *Spatial and temporal variation of commercially important bivalve species in the Algarve coast, Portugal*. Dissertação de Mestrado, Universidade do Algarve. 58
- Anderson, B.T., Ruane, A.C., Roads, J.O., Kanamitsu, M., & Salvucci, G. (2008). A new metric for estimating local moisture cycling and its influence upon seasonal precipitation rates. *Journal of Hydrometeorology*, 9(4), 576-588.
- Bald, J., Siquin, A., Borja, A., Caill-Milly, N., Duclercq, B., Dang, C., & De Montaudouin, X. (2009). A system dynamics model for the management of the Manila clam, *Ruditapes philippinarum* (Adams and Reeve, 1850) in the Bay of Arcachon (France). *Ecological Modelling*, 220(21): 2828-2837.
- Bandarra, N. M., M. A. Calhau, L. Oliveira, M. Ramos, M. G. Dias, H. Bartolo, M. R. Faria, M. C. Fonseca, J. Goncalves, I. Batista & M. L. Nunes. (2004). Composição e valor nutricional dos produtos da pesca mais consumidos em Portugal. *Publicações avulsas do IPIMAR*: 103.
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological monographs*, 81(2): 169-193.
- Bidegain, G., & Juanes, J. A. (2013). Does expansion of the introduced Manila clam *Ruditapes philippinarum* cause competitive displacement of the European native clam *Ruditapes decussatus*?. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 445, 44-52.
- Biguino, B., Sousa, F., & Brito, A. C. (2021). Variability of currents and water column structure in a temperate estuarine system (Sado estuary, Portugal). *Water*, 13(2), 187.
- Burdon, D., Callaway, R., Elliott, M., Smith, T., and Wither, A. (2014). Mass mortalities in bivalve populations: a review of the edible cockle *Cerastoderma edule* (L.). *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 150: 271–280.
- Carvalho, F. B. (2017). *Estado atual da população de amêijoia-japonesa (Ruditapes philippinarum) do estuário do Tejo e impactes da sua introdução*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 71.
- Carvalho, M. J. S. S. F. D. (2006). *Gestão ambiental sustentável de sistemas lagunares: a Lagoa de Óbidos*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Évora). 359
- Casagranda, C., & Boudouresque, C. F. (2005). Abundance, population structure and production of *Scrobicularia plana* and *Abra tenuis* (Bivalvia: *Scrobicularidae*) in a Mediterranean brackish lagoon, Lake Ichkeul, Tunisia. *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology*, 90(4), 376-391.
- Chainho, P., Fernandes, A., Amorim, A., Avila, S. P., Canning-Clode, J., Castro, J. J., Costa, A. C., Costa, J. L., Costa, M. J., Cruz, T., Gollasch, S., Grazziotin-Soares, C., Melo, R., Micael, J., Parente, M. I., Semedo, J., Silva, T., Sobral, D., Sousa, M., Torres, P., & Veloso, V. (2015). Non-indigenous species in Portuguese coastal areas, coastal lagoons, estuaries and islands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167, 199-211.
- Chícharo, L., Chícharo, M., Gaspar, M., Regala, J. & Alves, F. (2002). Reburial time and indirect mortality of *Spisula solida* clams caused by dredging. *Fisheries Research* 59:247–257.
- Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2006). Primer. *PRIMER-e, Plymouth*: 866.

- Coelho, P., Carvalho, F., Goulding, T., Chainho, P., & Guerreiro, J. (2021). Management models of the manila clam (*Ruditapes philippinarum*) fisheries in invaded European coastal systems. *Frontiers in Marine Science*, 8: 685307.
- Day, J. W., Yanez-Arancibia, A., Kemp, W. M., & Crump, B. C. (2012). Introduction to estuarine ecology. *Estuarine ecology*, 2: 1-19.
- Day, J. W., Hall, C. A. S., Kemp, W. M., and Yanez-Arancibia, A. (1988). *Estuarine Ecology, 1st Edn. New York, NY: John Wiley and Sons*, 13: 558.
- de Almeida Fronteira, E. F. (2021). *Atitudes e Determinantes de Compra, Consumo e Perceção do Risco Face aos Bivalves* (Dissertação de Mestrado, Instituto Politécnico de Leiria (Portugal)). 61
- de Oliveira Brito, P. J. (2009). *Impactos da elevação do nível médio do mar em ambientes costeiros: O Caso Do estuário Do Sado* (Dissertação de doutoramento, Universidade de Lisboa (Portugal)). 334
- Decreto-Lei n.º 92/2019, de 10 de julho. Diário da República: I Série, n.º 130/2019. Ministério do Ambiente e Transição Energética.
- Despacho n.º 6678/2023, de 21 de junho. Diário da República: II Série, n.º 119/2023. Ministério da Economia e Mar e Agricultura e Alimentação - Instituto Português do Mar e da Atmosfera, I.P.
- Despacho n.º 26/DG/2024 de 8 de agosto, emitido pela Direção-Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos (DGRM). Acedido em 19 de agosto de 2024, em https://www.dgrm.pt/documents/20143/84407/f_2796510_1.pdf/43cb5fd6-b3ac-f068-87b9-6b189057052d.
- Dias, J. M., & Lopes, J. F. (2006). Implementation and assessment of hydrodynamic, salt and heat transport models: the case of Ria de Aveiro Lagoon (Portugal). *Environmental Modelling & Software*, 21(1): 1-15.
- Dias, J. M., Lopes, J. F., & Dekeyser, I. (2000). Tidal propagation in Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere*, 25(4), 369-374.
- Domínguez, R., Vázquez, E., Woodin, S. A., Wethey, D. S., Peteiro, L. G., Macho, G., & Olabarria, C. (2020). Sublethal responses of four commercially important bivalves to low salinity. *Ecological Indicators*, 111: 106031.
- FAO (2012). The State of World Fisheries and Aquaculture 2012. *Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy*: 209.
- FAO (2013). FAO Yearbook. Fishery and Aquaculture Statistics 2011. *Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome*: 76.
- FAO. (2017a). *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758). In: FAO, 2005–2015. Cultured Aquatic Species Information Programme. *FAO Fisheries and Aquaculture Department, Rome*.
- FAO. (2017b). *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850). In: FAO, 2005–2015. Cultured Aquatic Species Information Programme. *FAO Fisheries and Aquaculture Department, Rome*.
- FAO. (2018a). FAOSTAT: Statistical databases. *Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy*.
- Fauconneau, B. (2002). Health value and safety quality of aquaculture products. *Revue de Médecine Vétérinaire*. 153: 31–336.

- Figueiredo, A., Monteiro, C., & Henriques, R. (2021). Registo arqueológico e as alterações ambientais observadas na zona costeira da Lagoa de Óbidos ao longo do tempo, Concelho das Caldas da Rainha: Evolução da paisagem e ocupação. *Boletim do Centro Português de Geo-História e Pré-História*, 3, 2: 51–70.
- Folk, R. L., & Ward, W. C. (1957). Brazos River bar [Texas]; a study in the significance of grain size parameters. *Journal of sedimentary research*, 27(1), 3-26.
- Fonseca, I. P. D., P. S. Ramos, F. A. Ruano, A. P. Duarte, J. C. Costa, A. C. Almeida, M. L. Falcão & M. I. Fazendeiro. (2006). Efficacy of commercial cleansing procedures in eliminating *Cryptosporidium parvum* oocysts from bivalves. *Journal of Eukaryotic Microbiology*. 53: S49–S51.
- Freitas, C. (1989). Natureza dos sedimentos do fundo da lagoa de Óbidos. *Simposio de geologia aplicada e do ambiente. Ambientes geológicos litorais*, 3: 144-153.
- Freitas, R. O., & Fraga, M. (2020). Relatório sanitário para zonas de produção de moluscos bivalves: ria de Aveiro: 148.
- Gameiro, C. A. L. P. (2009). *Fitoplâncton do Estuário do Tejo (Portugal): Dinâmica sazonal, interanual e produção primária* (Dissertação de doutoramento, Universidade de Lisboa). 179.
- Gosling, E. (2004). *Bivalve Molluscs: Biology, Ecology and Culture*. Blackwell Publishing, Oxford, UK. 443.
- Gosling, E. (2015). *Moluscos bivalves marinhos*. John Wiley & Sons. 544.
- Gribben, P.E. (2005). Gametogenic development and spawning of the razor clam, *Zenatia acinaces* in northeastern New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 39:1287–1296.
- Helm, M. M., Bourne, N., & Lovatelli, A. (2006). Cultivo de bivalvos en criadero: un manual práctico (Vol. 471). *Food & Agriculture Org*: 184.
- ICNF. (2017). ICNF – Reserva Natural do Estuário do Sado. <https://www.icnf.pt/conservacao/rnapareasprotegidas/reservasnaturais/rnestuariodosado>.
- Instituto Nacional de Estatística. (2023). *Estatísticas da pesca 2023*. Instituto Nacional de Estatística.
- Lillebø, A. I., Queiroga, H., Dias, J. M., Alves, F., & Cleary, D. F. R. (2011). Ria de Aveiro: Uma visão dos processos ambientais, ecológicos e socioeconómicos. *Actas das Jornadas da Ria de Aveiro*. Aveiro, Portugal: Universidade de Aveiro, 334-339.
- Luczak, C., Janquin, M. A., & Kupka, A. (1997). Simple standard procedure for the routine determination of organic matter in marine sediment. *Hydrobiologia*, 345, 87-94.
- Magalhães, A., Vicente, M., & Pestana, R. (2006). Guia de boas práticas em moluscicultura. *Olhão, Portugal, Animação Local para o Desenvolvimento e Criação de Emprego na Ria Formosa*. 154.
- Magalhães, L., Correia, S., de Montaudouin, X., & Freitas, R. (2018). Spatio-temporal variation of trematode parasites community in *Cerastoderma edule* cockles from Ria de Aveiro (Portugal). *Environmental Research*, 164, 114-123.
- Maia, F. M. D. S. R. (2006). *Estudo do ciclo reprodutor e do crescimento de Solen marginatus e Venerupis pullastra na Ria de Aveiro: contributo para a gestão destes recursos pesqueiros* (Dissertação de Mestrado, Universidade de Aveiro (Portugal). 126.

- Maia, F., Barroso, C. M., & Gaspar, M. B. (2021). Biology of the common cockle *Cerastoderma edule* (Linnaeus, 1758) in Ria de Aveiro (NW Portugal): Implications for fisheries management. *Journal of Sea Research*, 171: 102024.
- Maia, F., & Gaspar, M. (2014). Distribuição e abundância dos moluscos bivalves com maior interesse comercial na Ria de Aveiro. Caso de Estudo: Apanha de bivalves na Ria de Aveiro (*Projeto Gepeto*). IPMA. 57.
- Matias, D., Joaquim, S., Matias, A. M., Moura, P., de Sousa, J. T., Sobral, P., & Leitão, A. (2013). The reproductive cycle of the European clam *Ruditapes decussatus* (L., 1758) in two Portuguese populations: Implications for management and aquaculture programs. *Aquaculture*, 406: 52-61.
- Monperrus, M., Point, D., Grall, J., Chauvaud, L., Amouroux, D., Bareille, G., Donard, O. (2005). Determination of metal and organometal trophic bioaccumulation in the benthic macrofauna of the Adour estuary coastal zone (SW France, Bay of Biscay). *Journal of Environmental Monitoring* 7, 693–700.
- Oliveira, J., Castilho, F., Cunha, Â., & Pereira, M. J. (2013). Bivalve harvesting and production in Portugal: an overview. *Journal of Shellfish Research*, 32(3): 911-924.
- Parada, JM, & Molares, J. (2008). Mortalidade natural do berberecho *Cerastoderma edule* (L.) na zona intermareal da ria de Arousa (NO de España). *Revista de biologia marina e oceanografia*, 43 (3): 501-511.
- Parada, J. M., Molares, J., & Otero, X. (2012). Multispecies mortality patterns of commercial bivalves in relation to estuarine salinity fluctuation. *Estuaries and Coasts*, 35:132-142.
- Pereira, P., De Pablo, H., Vale, C., Franco, V., & Nogueira, M. (2009). Spatial and seasonal variation of water quality in an impacted coastal lagoon (Óbidos Lagoon, Portugal). *Environmental monitoring and assessment*, 153(1), 281-292.
- Pires, D. S. (2018). *Produção de Moluscos Bivalves e Fatores de Risco*. Dissertação de Mestrado, Instituto Superior de Agronomia. 69.
- Portaria n.º 85/2011 de 25 de fevereiro. Diário da República: IIª série, n.º 245/2011. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas.
- Portaria n.º 229/2023, de 24 de julho. Diário da República: Iª série, n.º 142/2023. Ministério da Agricultura e Alimentação.
- Portaria n.º 51/2022, de 20 de janeiro. Diário da República, I.ª série, n.º 14/2022. Ministério do Mar.
- Portaria n.º 238/2022, de 15 de setembro. Diário da República, I.ª série, n.º 179/2022. Ministério da Agricultura e Alimentação.
- Portaria n.º 1228/2010, de 6 de dezembro. Diário da República, I.ª série, n.º 235/2010. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas.
- Prato, E., Danieli, A., Maffia, M., & Biandolino, F. (2010). Lipid and fatty acid compositions of *Mytilus galloprovincialis* cultured in the Mar Grande of Taranto (Southern Italy): feeding strategies and trophic relationships. *Zoological Studies*, 49(2): 211-219
- Pritchard, D. W. (1967). What is an estuary: physical viewpoint. *American Association for the Advancement of Science*, 1: 149-176.

- Ramajal, J., Picard, D., Costa, J. L., Carvalho, F. B., Gaspar, M. B., & Chainho, P. (2016). Amêijoajaponesa, uma nova realidade no estuário do Rio Tejo: Pesca e pressão social e impacto socioeconómico. *Entre Rios e Mares: um Património de Ambientes, Histórias e Saberes*, 5, 17-30.
- Rodrigues, A. M., Quintino, V., Pereira, F., & Freitas, R. (2012). Alterations in macroinvertebrate spatial patterns in coastal lagoons: Óbidos (NW coast of Portugal) 1984 versus 2002. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 110, 176-189.
- Ruano, F. (1997). Fisheries and farming of important marine bivalves in Portugal. *NOAA Tech. Rep. NMFS*, 191-200.
- Santos, C., Cabral, S., Carvalho, F., Sousa, A., Goulding, T., Ramajal, J., Medeiros, J. P., Silva, G., Angélico, M. M., Gaspar, M. B., Brito, A. C., Costa, J. L., & Chainho, P. (2022). Spatial and temporal variations of cockle (*Cerastoderma spp.*) Populations in two Portuguese estuarine systems with low directed fishing pressure. *Frontiers in Marine Science*, 9: 699622.
- Santos, C., Baptista, C., Alves, C., Cardoso, H., Fernandes, M.J., Dias, M.J., Ribeiro, R., Duarte, S. (2005). *Área de Paisagem Protegida de Âmbito Regional da Lagoa de Óbidos. Dossier de Candidatura*. Instituto de Conservação da Natureza, Câmara Municipal de Caldas da Rainha, Câmara Municipal de Óbidos, Associação de Defesa do Paul de Tornada. 150.
- Santos, M., Neves, R., Leitão, P.C., Pereira, P., Pablo, H., Fernandes, L.D., Carvalho, S., Alves, C. (2006). Qualidade da água da Lagoa de Óbidos: Que futuro? In: *XII Encontro Nacional de Saneamento Básico*, Cascais. 16.
- Strayer, D. L., Hattala, K. A., & Kahnle, A. W. (2004). Effects of an invasive bivalve (*Dreissena polymorpha*) on fish in the Hudson River estuary. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(6), 924-941.
- Silva, H. A., & Batista, I. (2008). Produção, salubridade e comercialização de moluscos bivalves em Portugal. *Publicações avulsas do Ipmar*, 20: 171.
- Vaughn, C. C., & Hakenkamp, C. C. (2001). The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 46(11), 1431-1446.
- Vaughn, C. C., & Hoellein, T. J. (2018). Bivalve impacts in freshwater and marine ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 49(1): 183-208.
- Verdelhos, T., Marques, J.C., Anastácio, P. (2015). The impact of estuarine salinity changes on the bivalves *Scrobicularia plana* and *Cerastoderma edule*, illustrated by behavioral and mortality responses on a laboratory assay. *Ecological Indicators*, 52: 96-104.
- Verdelhos, T., Neto, J.M., Marques, J.C., Pardal, M.A. (2005). The effect of eutrophication abatement on the bivalve *Scrobicularia plana*. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 63, 261-268.
- Vincenzi, S., Caramori, G., Rossi, R., & De Leo, G. A. (2006). A GIS-based habitat suitability model for commercial yield estimation of *Tapes philippinarum* in a Mediterranean coastal lagoon (Sacca di Goro, Italy). *Ecological Modelling*, 193(1-2), 90-104.