



**Joana Rita Patrício  
Rodrigues**

**Bioturbação de uma espécie de amêijoa nativa e  
uma invasora em simpatria: implicações nas  
funções de um ecossistema estuarino**

## **DECLARAÇÃO**

Declaro que este relatório é integralmente da minha autoria, estando devidamente referenciadas as fontes e obras consultadas, bem como identificadas de modo claro as citações dessas obras. Não contém, por isso, qualquer tipo de plágio quer de textos publicados, qualquer que seja o meio dessa publicação, incluindo meios eletrônicos, quer de trabalhos acadêmicos.



**Joana Rita Patrício  
Rodrigues**

**Bioturbação de uma espécie de amêijoia nativa e  
uma invasora em simpatria: implicações nas  
funções de um ecossistema estuarino**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Biologia Marinha, realizada sob a orientação científica da Doutora Marta Filipa Lobão Lopes (Investigadora em pós-doutoramento do Departamento de Biologia & CESAM & ECOMARE, Universidade de Aveiro) e co-orientação científica do Doutor Ricardo Jorge Guerra Calado (Investigador Principal do Departamento de Biologia & CESAM & ECOMARE, Universidade de Aveiro) e da Doutora Ana Isabel Lillebø (Investigadora Principal do Departamento de Biologia & CESAM & ECOMARE, Universidade de Aveiro).

Dedico este trabalho aos meus pais, por serem o melhor que tenho no mundo, e à nossa querida Petra, que esta etapa traga uma alegria à nossa família, depois da tua partida.

## **o júri**

Presidente

**Professor Doutor Ulisses Manuel de Miranda Azeiteiro**  
Professor Associado C/ Agregação, Universidade de Aveiro

**Doutora Marina Paula Dolbeth Henriques da Silva**  
Investigadora auxiliar do CIIMAR

**Professora Doutora Ana Isabel Lillebø**  
Investigadora Principal do Departamento de Biologia & CESAM & ECOMARE, Universidade de Aveiro

## **Agradecimentos**

Gostaria de prestar um imenso agradecimento à minha orientadora Doutora Marta Lopes pela sua orientação, dedicação e por todo o apoio incansável. Agradeço também pelos momentos divertidos e sobretudo pela sua amizade.

Agradeço também à Doutora Ana Lillebø e ao Doutor Ricardo Calado pela sua orientação, profissionalismo e disponibilidade sempre demonstrada. Muito obrigada pela vossa partilha e compreensão.

O maior agradecimento do mundo aos meus pais, que são a minha base para tudo e que tornaram tudo isto possível. E aos meus queridos avós. Muito obrigada pelo apoio, pelo amor e pela vida.

Ao Doutor Daniel Crespo e à Doutora Marina Dolbeth, cujo apoio, experiência e conhecimento partilhados foram cruciais para a realização deste trabalho. Agradeço também à Doutora Bruna Marques pelo apoio prestado nas análises laboratoriais.

À Cláudia, obrigada pelos conselhos e amizade.

Ao David, que esteve sempre presente nesta importante etapa da minha vida e que também contribuiu para a concretização deste trabalho. Obrigada pelo carinho.

## Palavras-chave

*Ruditapes decussatus*, *Ruditapes philippinarum*, bivalves, espécies invasoras, organismos bioturbadores, estrutura e funcionamento do ecossistema, técnica de análise do perfil de sedimento.

## Resumo

A produção de bivalves assume uma elevada importância para o desenvolvimento socioeconómico da Ria de Aveiro. As populações de amêijoas (*Ruditapes decussatus*), que representa um dos bivalves com maior importância comercial para este ecossistema estuarino, têm vindo a diminuir, particularmente desde a introdução da espécie exótica amêijoas-japónica (*Ruditapes philippinarum*). A introdução desta espécie tem vindo a causar impactos na estrutura e funcionamento dos ecossistemas, com a substituição da espécie nativa pela espécie invasora com uma ampla gama de vantagens competitivas. As amêijoas são bivalves bioturbadores e o estudo das diferenças na intensidade de bioturbação pode ajudar a perceber de que forma é influenciado o ecossistema, visto que é uma medida de estruturação do mesmo. Com este objetivo, as amêijoas foram estabelecidas e mantidas em cativeiro, durante 3 semanas, com diferentes rácios das espécies *R. decussatus* e *R. philippinarum*, incluindo cenários monoespecíficos para avaliação das diferenças nas suas intensidades de bioturbação. A intensidade de bioturbação foi quantificada através das profundidades de remobilização do sedimento máxima, mediana e média, assim como pelo limite superficial de rugosidade (SBR). Foi utilizada a técnica de análise do perfil de sedimento, com recurso à utilização de luminóforos. Com base nos rácios testados, não se verificaram diferenças na intensidade de bioturbação entre as espécies, o que significa que, perante um eventual cenário de substituição da espécie nativa pela espécie invasora, não ocorrerão alterações ao nível da bioturbação do sedimento. Contudo, as vantagens adaptativas permitem à espécie invasora ter um maior sucesso competitivo sobre a espécie nativa. A existência de diferenças significativas entre o controlo e os rácios fundamentam a forte contribuição das amêijoas como engenheiros do ecossistema. Este estudo evidencia o impacto que elevadas densidades de *R. philippinarum* podem exercer no ecossistema da Ria de Aveiro, sendo um contributo para a necessidade de implementação de medidas de controlo de disseminação da espécie invasora, de modo a viabilizar a continuação da produção natural e aquícola da amêijoas nativa com maior valor económico.

**Keywords**

*Ruditapes decussatus*, *Ruditapes philippinarum*, bivalves, invasive alien species, bioturbators, ecosystem structure and function, sediment profile imaging (f-SPI).

**Abstract**

Bivalves cultivation has a major importance in Ria de Aveiro socioeconomic development. The populations of the grooved carpet shell (*Ruditapes decussatus*), which represents one of the most important commercial bivalves in this estuarine ecosystem, are decreasing, particularly since the exotic species Manila clam (*Ruditapes philippinarum*) introduction in Ria de Aveiro. The introduction of this species has influenced the ecosystem structure and function with the replacement of the native species by the invasive alien species (IAS) with a wide range of competitive adaptations. Clams are bioturbators and the study of the differences in the bioturbation intensity can help to understand in what way the ecosystem is influenced, since it is a measure of its structure. Clams are burrowing bivalves and the study of their differences in bioturbation intensity of both species can help to understand how the IAS influence the native species, since it is a measure of the ecosystem structure. With this objective, clams were set and kept in captivity, for 3 weeks, with different ratios of the species *R. decussatus* and *R. philippinarum*, including monospecific scenarios, to evaluate the differences in their bioturbation intensities. The bioturbation intensity was measured by the maximum, median and mean mix depth of particle redistribution, as well as by the Surface Boundary Roughness (SBR), using the time-lapse fluorescent sediment profile imaging (f-SPI) analysis, through the use of luminophores. According to the ratios tested, no differences were found in bioturbation intensity between species, which means that in a scenario of potential replacement of the native species by the IAS, will not occur changes in the sediment bioturbation. However, the adaptive advantages allow the invasive species to have a greater competitive success over the native species. The existence of significant differences between the control and the ratios shows the strong contribution of clams as ecosystem engineers. This study evidences the impact that high densities of *R. philippinarum* can exert in the ecosystem, being a contribution to the requirement of control dissemination measures of *R. philippinarum* in order to enable the continuation of natural and aquaculture production of native clams with higher economic value.

# Índice

---

|  |             |
|--|-------------|
| <b>Lista de Figuras .....</b>  | <b>xi</b>   |
| <b>Lista de Tabelas .....</b>  | <b>xiii</b> |
| <b>Introdução .....</b>  | <b>1</b>    |
| 1.1. Importância socioeconómica dos bivalves na Ria de Aveiro .....  | 1           |
| 1.1.1. Contribuição da espécie nativa <i>Ruditapes decussatus</i> para a aquacultura.....                              | 2           |
| 1.2. Potencial impacto socioeconómico por substituição de espécies de bivalves.....                                    | 3           |
| 1.2.1. Aparecimento da espécie invasora <i>Ruditapes philippinarum</i> na Ria de Aveiro e sua distribuição atual ..... | 5           |
| 1.3. Caracterização das espécies.....  | 6           |
| 1.3.1. <i>Ruditapes decussatus</i> .....   | 6           |
| 1.3.2. <i>Ruditapes philippinarum</i> .....  | 8           |
| 1.4. Estrutura e funcionamento dos ecossistemas.....   | 9           |
| 1.4.1. Bioturbação dos bivalves – a importância das interações entre o organismo e o sedimento .....                   | 9           |
| 1.4.2. Impactos da bioturbação nas comunidades bentónicas .....  | 12          |
| 1.5. Objetivos.....  | 13          |
| <b>2. Materiais e Métodos.....</b>   | <b>15</b>   |
| 2.1. Área de estudo .....  | 15          |
| 2.2. Procedimento de campo e laboratorial .....  | 17          |
| 2.2.1. Montagem do mesocosmos.....   | 17          |
| 2.2.2. Registo da remobilização do sedimento .....   | 21          |
| 2.3. Tratamento de dados .....   | 22          |
| 2.3.1. Determinação da granulometria e matéria orgânica do sedimento .....   | 22          |
| 2.3.2. Quantificação da remobilização do sedimento .....   | 24          |
| <b>3. Resultados .....</b>   | <b>27</b>   |
| 3.1. Granulometria e matéria orgânica do sedimento .....   | 27          |
| 3.2. Profundidades de remobilização do sedimento.....  | 27          |
| 3.2.1. Profundidade máxima (L_máx).....  | 27          |
| 3.2.2. Profundidade mediana (L_mediana) .....  | 29          |
| 3.2.3. Profundidade média (L_média) .....  | 31          |

Bioturbação de uma espécie de amêijoia nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

|   |           |
|---|-----------|
| 3.3. Limite superficial de rugosidade (SBR).....  | 33        |
| <b>4. Discussão .....</b>   | <b>35</b> |
| 4.1. Relação entre as variáveis indicadoras de bioturbação e as espécies <i>Ruditapes decussatus</i> e <i>Ruditapes philippinarum</i> ..... | 35        |
| 4.2. Impactos da bioturbação no funcionamento dos ecossistemas.....   | 37        |
| 4.3. Substituição da espécie nativa <i>Ruditapes decussatus</i> pela espécie invasora <i>Ruditapes philippinarum</i> .....                  | 39        |
| 4.3.1. Impactos socioeconómicos para as produções de amêijoas.....  | 40        |
| <b>5. Conclusão.....</b>  | <b>43</b> |
| <b>6. Referências Bibliográficas .....</b>  | <b>45</b> |

## Lista de Figuras

---

|  |    |
|--|----|
| <b>Figura 1.</b> Exemplar de amêijoia-boia ( <i>Ruditapes decussatus</i> ).....  | 6  |
| <b>Figura 2.</b> Exemplar de amêijoia-japónica ( <i>Ruditapes philippinarum</i> ) .....  | 8  |
| <b>Figura 3.</b> Amêijoia a remobilizar o sedimento .....  | 10 |
| <b>Figura 4.</b> Amêijoia enterrada no sedimento a filtrar alimento na coluna de água com o auxílio dos sifões ...   | 11 |
| <b>Figura 5.</b> Imagens por satélite que mostram a localização da Ria de Aveiro e mais concretamente do canal de Mira, local de onde foi recolhido o sedimento para a realização deste estudo .....   | 16 |
| <b>Figura 6.</b> Montagem do mesocosmos .....  | 17 |
| <b>Figura 7.</b> Mesocosmos representativos do sistema durante a experiência sem (a) e com (b) a adição de luminóforos.....  | 19 |
| <b>Figura 8.</b> Superfície do sedimento do mesmo aquário iluminado com luz natural (a) e com luz actínica (b). 21   |    |
| <b>Figura 9.</b> Mesocosmos durante o registo fotográfico. Os aquários estão iluminados por luz actínica fornecida por uma luminária com lâmpadas fluorescentes T5 (a), sendo cada aquário fotografado no interior de uma câmara escura (b).....   | 22 |
| <b>Figura 10.</b> Exemplar de uma coluna de crivos e agitador .....  | 23 |
| <b>Figura 11.</b> Análise de imagem para a quantificação de luminóforos que mostra a imagem original com o sedimento identificado pelas partículas pretas e os luminóforos pelas partículas rosa (a) e a imagem processada que revela a interface água-sedimento após conversão em imagem binária com recurso ao contraste vermelho (b)..... | 25 |
| <b>Figura 12.</b> Profundidade máxima atingida pelos luminóforos ( $L_{m\acute{a}x}$ ) (mm) no sedimento, e respetivo desvio-padrão, como consequência da atividade de bioturbação das espécies <i>Ruditapes decussatus</i> (Rd) e <i>Ruditapes philippinarum</i> (Rp).....  | 28 |
| <b>Figura 13.</b> Profundidade mediana atingida pelos luminóforos ( $L_{mediana}$ ) (mm) no sedimento, e respetivo desvio-padrão, como consequência da atividade de bioturbação das espécies <i>Ruditapes decussatus</i> (Rd) e <i>Ruditapes philippinarum</i> (Rp).....   | 30 |

Bioturbação de uma espécie de amêijoas nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

**Figura 14.** Profundidade média atingida pelos luminóforos ( $L_{\text{média}}$ ) (mm) no sedimento, e respetivo desvio-padrão, como consequência da atividade de bioturbação das espécies *Ruditapes decussatus* (Rd) e *Ruditapes philippinarum* (Rp)..... 32

**Figura 15.** Limite superficial de rugosidade (mm) e respetivo desvio-padrão, associado à atividade superficial de diferentes rácios das espécies *Ruditapes decussatus* (Rd) e *Ruditapes philippinarum* (Rp)..... 34

**Figura 16.** Remobilização do sedimento superficial num aquário exclusivamente com amêijoas-boas (8Rd+0Rp) (a) e num aquário exclusivamente com amêijoas-japónicas (0Rd+8Rp) (b) ..... 34

## Lista de Tabelas

---

|  |    |
|--|----|
| <b>Tabela I.</b> Limites máximos de captura diária (kg) para espécies de bivalves na Ria de Aveiro .....   | 2  |
| <b>Tabela II.</b> Gradiente de densidade das espécies de amêijoas aplicado nos mesocosmos.....   | 20 |
| <b>Tabela III.</b> Classificação sedimentar .....  | 23 |
| <b>Tabela IV.</b> PERMANOVA com valores de pseudo- <i>F</i> , e respetiva significância ( <i>p</i> ), obtidos no teste principal pela comparação entre o controlo (C) e os rácios das espécies <i>Ruditapes decussatus</i> (Rd) e <i>Ruditapes philippinarum</i> (Rp), para a variável profundidade máxima (L_máx) .....     | 29 |
| <b>Tabela V.</b> PERMANOVA com valores de pseudo- <i>F</i> , e respetiva significância ( <i>p</i> ), obtidos no teste principal pela comparação entre o controlo (C) e os rácios das espécies <i>Ruditapes decussatus</i> (Rd) e <i>Ruditapes philippinarum</i> (Rp), para a variável profundidade mediana (L_mediana) ..... | 31 |
| <b>Tabela VI.</b> PERMANOVA com valores de pseudo- <i>F</i> , e respetiva significância ( <i>p</i> ), obtidos no teste principal pela comparação entre o controlo (C) e os rácios das espécies <i>Ruditapes decussatus</i> (Rd) e <i>Ruditapes philippinarum</i> (Rp), para a variável profundidade média (L_média) .....    | 33 |

Bioturbação de uma espécie de amêijoia nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas  
funções de um ecossistema estuarino

# Introdução

---

## *1.1. Importância socioeconómica dos bivalves na Ria de Aveiro*

Em Portugal, os moluscos bivalves representam 53,6% da produção pesqueira total, mantendo-se as amêijoas como a espécie mais relevante em quantidade e valor, seguida dos mexilhões e das ostras (INE, 2015; DGRM, 2017; REA, 2017). Os bivalves representam importantes recursos naturais na Ria de Aveiro (PDM Ílhavo, 2013). Neste ecossistema, a comunidade destes macroinvertebrados bentónicos representa um dos grupos de organismos mais abundantes e diversos associados às áreas mais produtivas situadas nas cabeceiras no Canal de Ovar e extensões centrais no Canal de Mira, caracterizadas por sedimento fino (Cunha et al., 1999) e carácter estuarino (Dias, 2001). Elevadas densidades de organismos bentónicos habitam os estuários pelo facto de constituírem uma das áreas mais produtivas dos sistemas litorais (Eisma et al., 1998) e pela existência de uma maior disponibilidade de alimento, como é o caso da Ria de Aveiro (Lopes et al., 2017), sendo um ecossistema favorável ao crescimento dos bivalves (Matias et al., 2013). A apanha de bivalves na Ria de Aveiro tem sido alvo de medidas de gestão específicas para assegurar uma exploração sustentada, dada a sua importância socioeconómica (Portaria n.º 1026/2004). Entre as espécies de bivalves mais importantes estão o berbigão (*Cerastoderma edule*), o mexilhão (*Mytilus* spp.), a amêijoia-macha (*Venerupis pullastra*), a amêijoia-boia (*Ruditapes decussatus*), e o longueirão (*Solen marginatus*). Na sequência do que foi referido anteriormente, foram estabelecidos na Ria de Aveiro limites máximos de captura diária para as espécies de bivalves com maior interesse comercial (Portaria n.º 1026/2004), como pode ser observado na Tabela I. A amêijoia-boia necessita de especial proteção, devido à elevada exploração e reduzida densidade das suas populações na Ria, tendo sido estabelecidos limites muito baixos de captura máxima para esta espécie (Tabela I).

Bioturbação de uma espécie de amêijoia nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

Tabela I. Limites máximos de captura diária (kg) para espécies de bivalves na Ria de Aveiro (Portaria n.º 1026/2004).

| Espécie de bivalve                               | Limite máximo de captura diária (kg) |  |
|--|--------------------------------------|--|
|  | Por espécie e por embarcação         | Por espécie e apanhador titular de licença |
| Berbigão<br>( <i>Cerastoderma edule</i> )        | 200                                  | 50   |
| Mexilhão<br>( <i>Mytilus</i> spp.)               | 300                                  | 60   |
| Amêijoia-macha<br>( <i>Venerupis corrugata</i> ) | 10                                   | 3  |
| Amêijoia-boia<br>( <i>Ruditapes decussatus</i> ) | 7                                    | 2  |
| Longueirão<br>( <i>Solen marginatus</i> )        | 20                                   | 5  |

1.1.1. Contribuição da espécie nativa *Ruditapes decussatus* para a aquacultura

A produção de bivalves bentónicos é uma atividade que ocupa um lugar de elevada importância no desenvolvimento socioeconómico da Ria de Aveiro, com especial interesse para a espécie *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758), comumente designada por amêijoia-boia, uma espécie nativa produzida em bancos de sedimento intertidais (PDM Ílhavo, 2013). Desde o século XVI que a produção de amêijoia-boia em Portugal tem vindo a crescer com forte contribuição para a comercialização de amêijoas no país, após uma marcada posição da sua produção em Espanha e França, sendo esta espécie produzida desde a costa do Oceano Atlântico até ao Mar Mediterrâneo (FAO, 2005a). As maiores áreas de produções da amêijoia-boia em Portugal Continental consistem nas zonas intertidais da Ria de Aveiro e na Ria Formosa, representando um importante recurso também para a economia desta região (Matias et al., 2013). Contudo, recentemente tem-se verificado uma acentuada diminuição na abundância desta espécie na Ria de Aveiro, com os stocks para a sua produção praticamente esgotados (Projeto Gepeto, 2014).

## 1.2. Potencial impacto socioeconómico por substituição de espécies de bivalves

Uma espécie é designada como invasora quando a sua introdução no ecossistema, devida ao transporte humano, acidental ou intencional, para regiões não contíguas (IUCN, 2000), induz alterações que promovem perdas de, pelo menos, um dos serviços ecológicos (funções de suporte e serviços de regulação, provisionamento e culturais), estando associados impactos socioeconómicos (Davis, 2009; Pereira et al., 2009). Por outro lado, uma espécie é designada como nativa quando a sua população ocorre naturalmente num ecossistema, e cuja origem nada tem a ver com ação humana (IUCN, 2000). De facto, as espécies invasoras são responsáveis por perdas de cerca de 5% do rendimento bruto a nível mundial, representando também uma das principais razões para a perda de biodiversidade (Pimentel et al., 2007). Existem mais de 10 000 espécies invasoras registadas na Europa, segundo a base de dados europeia com registos para espécies invasoras (DAISIE), sendo que apenas cerca de 11% dos impactos económicos causados estão documentados (Vilà et al., 2010). Os moluscos estão entre as espécies invasoras com maior e mais ampla distribuição e que mais impactos nocivos promovem (Vilà et al., 2010). São muitos os casos a nível mundial em que espécies de bivalves não nativas colonizam os ecossistemas aquáticos e na maioria das situações com grandes impactos ecológicos (grandes perdas de biomassa) e económicos para a região (Sousa et al., 2009). Assim sendo, a introdução de espécies invasoras nos ecossistemas pode contribuir com sérios problemas para a biodiversidade através da extinção de espécies nativas e alterações no habitat e nas funções do ecossistema (Vila et al., 2010).

A espécie *Ruditapes philippinarum* (Adams e Reeve, 1850), ou amêijoia-japónica, é oriunda do Indico-Pacífico, mas a sua introdução em ecossistemas aquáticos da costa europeia para cultivo foi muito bem-sucedida, particularmente devido às suas elevadas taxas de crescimento e reprodução, assim como à sua capacidade de tolerar diferentes condições ambientais (Delgado e Pérez-Camacho, 2007; Chiesa et al., 2016; Moura et al., 2017). Esta espécie está entre as 133 espécies invasoras que se estabeleceram nos ecossistemas portugueses (áreas costeiras, estuários, lagoas e ilhas) (Chainho et al., 2015) e está tão interiorizada atualmente nestes ecossistemas, que o seu cultivo é feito com populações da sua espécie naturalizadas, após a sua introdução de origem não natural (Chiesa et al., 2016). Até 2011, as amêijoas nativas *Venerupis corrugata* (Gmelin, 1791) e *Ruditapes decussatus* representavam os principais recursos para a produção de amêijoas em Portugal. No entanto, após a introdução da espécie invasora *Ruditapes*

*philippinarum* o cenário mudou, verificando-se um aumento progressivo do volume de produção de amêijoas desta espécie na costa portuguesa (Chiesa et al., 2016).

As espécies do género *Ruditapes* (*Ruditapes philippinarum* e *Ruditapes decussatus*) ocupam os mesmos nichos (Sorokin e Giovanardi, 1995; Bidegain et al., 2015) e são morfologicamente semelhantes, pelo que a introdução da espécie *Ruditapes philippinarum* levou à ocupação do habitat da espécie autóctone *Ruditapes decussatus* (Delgado e Pérez-Camacho, 2007), existindo competição entre as espécies na aquacultura e em condições naturais, com maior sucesso para a espécie invasora (Bautista-Parejo, 1989; Usero et al., 1997). O declínio que se tem vindo a verificar nos stocks das populações da espécie de amêijoia nativa resultou numa mudança nas pescarias locais, levando os mariscadores a optarem pela amêijoia-japónica como espécie alvo, apesar de apresentar um custo de mercado inferior ao da espécie nativa (Chiesa et al., 2016; FAO, 2005b). Um estudo realizado na Ria de Aveiro revelou que a amêijoia-japónica representa cerca de 75% da biomassa total de bivalves capturada, tornando-se numa das espécies mais importantes em termos comerciais neste ecossistema, sendo que, a amêijoia-boia apenas contribui com 1% da biomassa total capturada, pelo que este resultado ilustra bem a diminuição na contribuição da amêijoia nativa para a economia da Ria de Aveiro (Projeto Gepeto, 2014).

Apesar das espécies *Ruditapes philippinarum* e *Ruditapes decussatus* estarem entre as espécies de amêijoas mais consumidas no mercado, a amêijoia-boia (*Ruditapes decussatus*) é a preferida dos consumidores, pelo que também é a que tem maior valor comercial. Aliás, o seu valor no mercado pode ser até 4 vezes superior ao de qualquer outra espécie de amêijoia (Fernández et al., 2000). O preço médio da amêijoia-japónica pode ir até 4,1 €/kg, dependendo da altura do ano e do seu local de captura. No estuário do Rio Tejo, por exemplo, o seu preço é geralmente inferior a 3 €/kg (Chiesa et al., 2016). Assim sendo, uma possível substituição da espécie autóctone por esta espécie invasora poderia traduzir-se numa grande perda para a economia associada à produção de bivalves na Ria de Aveiro, sendo a amêijoia-boia um dos seus recursos mais importantes e rentáveis.

A semelhança entre as espécies, especialmente se lhes for removida a concha, tem vindo a alimentar práticas fraudulentas na comercialização de bivalves, em que a amêijoia-japónica é comercializada como sendo amêijoia-boia (Fernández et al., 2000) e, desta forma, é permitido aos vendedores comercializar o seu produto a preços mais elevados. O facto de os espécimes de *Ruditapes decussatus* serem escassos na Ria de Aveiro e terem sido estabelecidos limites restritos de captura máxima para esta espécie (Portaria n.º 1026/2004) pode ter contribuído para o aumento de práticas fraudulentas.

A substituição da espécie nativa (*Ruditapes decussatus*) pela espécie invasora (*Ruditapes philippinarum*) é uma problemática que se verifica, não só na Ria de Aveiro, mas também noutros locais, como o Rio Tejo (Ramajal et al., 2016) e rias da Galiza (Delgado e Pérez-Camacho, 2007). Segundo o estudo de Ramajal et al. (2016), no estuário do Rio Tejo (38°44'N, 09°08'W), localizado na costa Oeste do centro de Portugal, a exploração de moluscos bivalves representa uma das atividades com mais relevância socioeconómica para as regiões locais, constituindo a amêijoia-boia um dos recursos explorados há mais tempo. Foi só recentemente que a amêijoia-japónica começou também a ser explorada na região intermédia do estuário e, devido à sua rápida proliferação, alteraram-se os recursos alvos de exploração no Tejo. No entanto, a colonização da espécie invasora no Rio Tejo coincidiu com o decréscimo acentuado das populações de bivalves neste estuário, entre eles a amêijoia-boia. Os autores deste estudo estimaram ainda que, no estuário do Rio Tejo, o volume anual de capturas de amêijoia-japónica esteja compreendido entre as 4.000 e 17.000 t e corresponda a um valor anual na ordem de 10.000.000 a 23.000.000 € de vendas pelos mariscadores. A amêijoia-japónica é vendida pelos mariscadores entre 0,8 e 4,0 €/kg e chega ao consumidor final a preços que podem variar entre 8,0 e 12,0 €/kg (Ramajal et al., 2016).

### *1.2.1. Aparecimento da espécie invasora Ruditapes philippinarum na Ria de Aveiro e sua distribuição atual*

A data provável de introdução da amêijoia-japónica (*Ruditapes philippinarum*) em Portugal é 1984, data do primeiro registo da sua observação, na Ria Formosa, sendo que a partir daí a sua presença expandiu-se a outros ecossistemas estuarinos como o Estuário do Tejo e do Sado, Ria de Aveiro, Lagoa de Óbidos e de Albufeira (Chiesa et al., 2016). Esta espécie foi introduzida na Ria de Aveiro, no ano de 2011 (Projeto Gepeto, 2014), com a finalidade de aumentar a produção aquícola. Desde a sua introdução na Ria de Aveiro, tem-se verificado uma rápida dispersão espacial da amêijoia-japónica por todo o sistema, evidenciando a sua preferência por habitats pouco profundos, até 3 metros de profundidade (Projeto Gepeto, 2014). Esta espécie pode ser encontrada essencialmente no Canal de Ovar, Canal de Mira, Canal de Ílhavo e Canal Principal, sendo que, no Canal de Ovar estão representados os principais bancos da amêijoia-japónica, onde foram registados os maiores valores de biomassa (Projeto Gepeto, 2014). No entanto, esta espécie nunca foi licenciada em Portugal para fins de produção e, atualmente, é a espécie de

amêijoia dominante na Ria de Aveiro, assim como noutros estuários, como é o caso do Rio Tejo e do Estuário do Sado (Cháinho, 2015).

### 1.3. Caracterização das espécies

#### 1.3.1. *Ruditapes decussatus*

Relativamente à taxonomia, esta espécie foi num primeiro momento descrita como *Venus decussata* (Linnaeus, 1758), sendo que atualmente se utiliza o termo *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758) para identificar a espécie. São vários os nomes comuns associados a esta espécie, entre os quais amêijoia-boa e amêijoia-rainha.

A posição sistemática da amêijoia-boa (Gofas, 2014a) é a seguinte:



Reino: Animalia

Filo: Mollusca

Classe: Bivalvia

Ordem: Venerida

Família: Veneridae

Género: *Ruditapes*

Espécie: *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758)

Figura 1. Exemplar de amêijoia-boa (*Ruditapes decussatus*).

A amêijoia-boa habita em sedimentos de areias médias e finas mais ou menos vasosas, ou bancos de lodo intertidais de enseadas ou de estuários de lagoas costeiras. É um bivalve filtrador que filtra água usando os seus sifões para obter matéria orgânica e fitoplâncton, sendo as algas diatomáceas bentónicas o seu principal alimento (FAO, 2005a; Vilela, 1950). Estes organismos exibem dois sifões, em que um deles é utilizado para aspirar a água e o outro para a expelir. São bivalves bioturbadores que se podem enterrar até 100-120 mm de profundidade nos sedimentos de zonas intertidais (FAO, 2005a; Vilela, 1950).

## Bioturbação de uma espécie de amêijoia nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

Os indivíduos desta espécie apresentam morfologicamente uma concha oval quase quadrada e umbo nitidamente anterior. A charneira revela três dentes cardinais em cada uma das suas valvas. Na região interior da concha é observada uma cor branca lustrosa, frequentemente associada a uma tonalidade cor-de-laranja e com tons de azul junto à margem dorsal. A linha paleal e cicatrizes dos músculos adutores encontram-se fortemente marcadas, e o seno paleal assume a forma de “U”. Exteriormente, a amêijoia-boia pode apresentar um vasto conjunto de cores, entre elas o creme, castanho claro e tons amarelados, sendo recorrente a observação de marcas escuras (FAO, 2005a). Comparativamente à espécie congénere invasora (*Ruditapes philippinarum*), *Ruditapes decussatus* apresenta uma escultura e coloração menos pronunciada, textura reticulada muito marcada e não apresenta os sifões quase totalmente fundidos como a espécie invasora referida (Projeto BioMar PT, 2016).

Apesar de os indivíduos desta espécie poderem ser hermafroditas, o mais frequente é terem os sexos separados, pelo que a sua reprodução é externa e ocorre naturalmente no verão, exibindo apenas uma época reprodutiva anual (FAO, 2005a).

Em Portugal, populações desta espécie podem ser encontradas nos ecossistemas bentónicos em zonas abrigadas da costa como enseadas, rias, embocaduras de rios e lagoas litorais (Vilela, 1950).

### 1.3.2. *Ruditapes philippinarum*

Esta espécie pode ser descrita taxonomicamente como *Venerupis philippinarum* ou *Tapes philippinarum*, entre muitos outros, mas o termo *Ruditapes philippinarum* (Adams e Reeve, 1850) é o mais usual na Europa para identificar a espécie (Gouletquer, 1997). Em Portugal é conhecida pelo nome comum amêijoja-japonesa ou amêijoja-japónica.

A posição sistemática da amêijoja-japónica (Gofas, 2014b) é a seguinte:



Reino: Animalia

Filo: Mollusca

Classe: Bivalvia

Ordem: Venerida

Família: Veneridae

Género: *Ruditapes*

Figura 2. Exemplar de amêijoja-japónica (*Ruditapes philippinarum*).

Espécie: *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850)

A amêijoja-japónica é um bivalve eurialino, o que lhe permite ter adaptações para suportar grandes variações de salinidade nas zonas intertidais, onde está amplamente distribuído (Kim et al., 2001). Habitam essencialmente nos sedimentos arenosos e vasosos de zonas intertidais e subtidais de estuários e lagoas costeiras (Chiesa et al., 2016). O fitoplâncton, as algas diatomáceas bentónicas e a matéria orgânica obtida no sedimento superficial constituem a dieta destes organismos (Komorita et al., 2014) que filtram o alimento com o auxílio dos seus sífões. As amêijoas japónicas são bivalves bioturbadores que se podem enterrar até 40-80 mm de profundidade (Lee, 1996; Mistri, 2004).

Morfologicamente, a amêijoja-japónica possui uma concha sólida, equivalve, e a sua forma é oval, quase quadrangular. As suas valvas são de igual tamanho e o seu bordo é liso, sendo que a charneira possui 3 dentes cardinais em cada valva, não possuindo dentes laterais. As suas costelas são serradas, concêntricas e radiais. Contudo, apresenta um padrão reticulado menos apertado e mais marcado do que a espécie semelhante *Ruditapes decussatus*. A sua cor e padrão podem variar muito. Assume, geralmente, as cores: branco, amarelo ou castanho; e

padrões como: bandas, manchas ou ziguezagues de castanho mais escuro. Apresenta um escudo internamente polido de cor branca com uma tonalidade cor-de-laranja e assume, por vezes, uma cor roxa sob o umbo (FAO, 2005b; Projeto BioMar PT, 2016).

Organismos desta espécie são gonocóricos, sendo que as suas gónadas são representadas por um tecido difuso junto ao sistema digestivo (FAO, 2005b). A sua gametogénese ocorre, no meio natural, no espaço de dois a cinco meses e, posteriormente, ocorre a reprodução. Esta espécie pode apresentar duas posturas, uma vez que pode ocorrer uma segunda desova separada por dois ou três meses da primeira época reprodutiva (Rodríguez-Moscoso et al., 1992).

#### 1.4. Estrutura e funcionamento dos ecossistemas

*“Processos dos ecossistemas referem-se a processos mecânicos (ex: bioturbação, bioirrigação, decomposição) realizados pela biota; funções do ecossistema correspondem às funções mediadas pelos processos do ecossistema e que incorporam reservatórios e fluxos de materiais e energia (ex: reservatórios de carbono e matéria orgânica, ciclo de nutrientes, produção primária)”*

---

ICES, 2017

##### 1.4.1. Bioturbação dos bivalves – a importância das interações entre o organismo e o sedimento

A composição do sedimento é um parâmetro físico com grande influência na distribuição dos bivalves, sendo que os bivalves bentónicos são invertebrados que geralmente vivem em sedimentos finos (Eisma et al., 1998; Pólis Litoral da Ria de Aveiro, 2011). A bioturbação é um processo que envolve a remobilização do sedimento por parte dos organismos e que intervém na constituição biogénica dos sedimentos na interface água-sedimento (Queirós et al., 2013) (Figura 3).

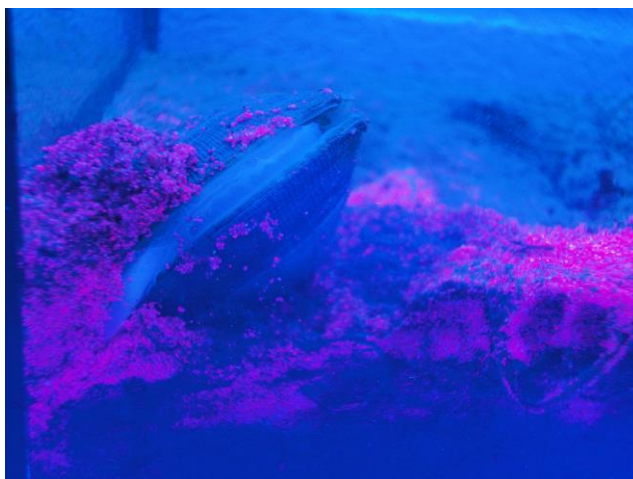


Figura 3. Amêijoja a remobilizar o sedimento.

Grande parte dos bioturbadores que constituem a fauna bentónica são filtradores, podendo alimentar-se de fitoplâncton, bactérias e matéria orgânica particulada que filtram da coluna de água ou do sedimento com o auxílio dos sifões (Figura 4) (Eisma et al., 1998; Vaughn e Hakenkamp, 2001). De acordo com Eisma et al. (1998), para otimizar a obtenção de matéria orgânica, estes organismos desenvolveram várias estratégias, entre elas a necessidade de assimilar grandes quantidades de sedimento devido ao reduzido conteúdo em matéria orgânica, geralmente associado às regiões intertidais, sendo que a maioria não é digerível. Algumas espécies de bivalves filtradores usam o seu sifão inalante para ingerir o sedimento superficial. As microalgas presentes no interior do sedimento e na sua camada superficial constituem a maior fonte de alimentação para estes organismos. O facto de muitos dos organismos filtradores se alimentarem na superfície do sedimento está relacionado com a maior disponibilidade de alimento associada a esta zona, devida à elevada concentração de microalgas que prolifera na zona eufótica e à frequente renovação de matéria orgânica depositada. Estes organismos depositam as suas fezes e pseudo-fezes na superfície do sedimento, o que enriquece o conteúdo de matéria orgânica no sedimento (Eisma et al., 1998; Vaughn e Hakenkamp, 2001).



Figura 4. Amêijoja enterrada no sedimento a filtrar alimento na coluna de água com o auxílio dos sífões.

Os organismos bioturbadores destabilizam as estruturas sedimentares, o que pode originar novas estruturas no sedimento (Eisma et al., 1998). Este tipo de organismos, capazes de criar e modificar habitats, são denominados de engenheiros dos ecossistemas (Jones, 1994; Queirós et al., 2011). A bioturbação aumenta a permeabilidade do sedimento, o que permite aumentar a quantidade de água no mesmo. A penetração de água no sedimento permite a sua oxigenação (Vaughn e Hakenkamp, 2001), a qual tem ação direta dos organismos bentónicos por reforçarem as trocas entre a água e o sedimento (bioirrigação). Este processo permite que os organismos bentónicos sobrevivam, existindo maior disponibilidade de oxigénio nas zonas do sedimento mais próximas a estas estruturas (Eisma et al., 1998). A fauna bentónica é caracterizada por se estabelecer no sedimento recorrendo à construção de galerias ou produzindo muco, sendo que alguns dos organismos bentónicos o fazem enterrando-se ou rastejando ao longo da superfície, o que resulta num aumento da ressuspensão ou transporte dos sedimentos (Eisma et al., 1998). Outros aspetos interessantes associados à atividade de bioturbação são os rastros que os organismos deixam no sedimento, resultantes de atividades como mobilidade, alimentação, repouso e fuga, constituindo, provavelmente, as únicas evidências em sedimentos ancestrais que permitiram o estudo da sua atividade biológica (Eisma et al., 1998).

Os moluscos bivalves ocorrem em áreas intertidais, sendo que os bivalves bioturbadores são mais comuns em zonas com pouca ou nenhuma vegetação (Eisma et al., 1998). Os bivalves estão entre os organismos bioturbadores que mais remobilizam a superfície do sedimento e que, consequentemente, mais produzem alterações. As modificações induzidas no sedimento afetam a sua estabilidade física e aumentam a rugosidade da interface água-sedimento, provocando uma instabilidade física que causa stress noutros organismos (Rhoads e Young, 1970). Contudo, existem outros grupos de organismos que habitam a zona intertidal e que realizam a atividade de

bioturbação, como é o caso de algumas aves e peixes, que perturbam o sedimento em busca de presas (Eisma et al., 1998).

A profundidade que as amêijoas atingem no sedimento, resultante da sua atividade de bioturbação, está condicionada por fatores como o tipo de sedimento, o estado fisiológico do indivíduo e o tamanho dos sifões (Vilela, 1950). A espécie *Ruditapes decussatus* possui sifões mais compridos do que a espécie *Ruditapes philippinarum*, constituindo a principal diferença morfológica entre as espécies, pelo que não é favorável à espécie invasora enterrar-se a elevadas profundidades, comparativamente com a espécie nativa (Vilela, 1950; Lee, 1996; Gosling, 2003), pois iria ser dificultado o seu contacto com a superfície.

A quantificação da bioturbação requer um conjunto de fatores - conhecimento experiente, uso de tecnologia, e recursos - aos quais nem sempre é fácil aceder e reunir (Queirós et al., 2013). Uma das técnicas usadas para determinar o potencial da bioturbação baseia-se na quantificação do sedimento que os organismos remobilizaram.

#### 1.4.2. Impactos da bioturbação nas comunidades bentónicas

A bioturbação é um mediador importante de muitos dos processos e funções que ocorrem no ecossistema bentónico, e o potencial de bioturbação de uma espécie para a comunidade é uma medida de estruturação do ecossistema (Queirós et al., 2011, 2013). Os bivalves têm potencial para destabilizar o sedimento através da bioturbação e influenciar o funcionamento de sistemas bentónicos (Hakenkamp et al., 2001). Num ecossistema, a existência de uma espécie está condicionada por todos os processos ambientais que nele ocorrem, sendo que a sua existência ou desaparecimento também influencia o próprio ecossistema, o que revela a rede de interações complexas que existe entre os organismos e o seu habitat (Dame, 1996). Em alguns ecossistemas, as elevadas densidades de bivalves são sinónimo de taxas elevadas de ciclo de nutrientes devido à bioturbação, uma vez que este processo intervém no ciclo de nutrientes e no fluxo de carbono nos sedimentos (Ices, 2017). A realização do processo de bioturbação por uma espécie é favorável à sua sobrevivência e ao próprio ecossistema, mas poderá tornar-se desfavorável e preocupante se a sua intensa atividade inibir a realização desse mesmo processo noutra espécie, podendo colocar em perigo a sobrevivência dessa outra espécie.

Espécies semelhantes podem partilhar traços fisiológicos, o que não significa que desempenhem os mesmos papéis funcionais (Beauchard et al., 2017). Deste modo, apesar das

semelhanças entre *Ruditapes decussatus* e *Ruditapes philippinarum*, a substituição de uma espécie pela outra pode alterar o funcionamento do ecossistema, já que as espécies podem intervir no mesmo de forma diferente. Contudo, a relação e a importância entre os organismos e as suas funções no ecossistema nem sempre são claras. Alterações em funções do ecossistema como o ciclo de nutrientes, produção primária e decomposição devem envolver fatores abióticos como o sedimento, ou a combinação de fatores bióticos e abióticos (Dame, 1996).

A problemática associada às medidas de gestão para a proteção de uma espécie nativa ou à tomada de decisões no combate a uma espécie invasora não são, por norma, baseadas em estudos com informação ecológica essencial, com o intuito de perceber qual a melhor forma de agir (Bidegain et al., 2015). As características e processos que levam uma espécie a exibir um grande potencial de invasão num ecossistema ainda não estão perfeitamente determinadas (Crespo et al., 2015). Uma vez que os bivalves filtradores podem causar impactos diretos nas funções mediadas pela sua atividade de bioturbação, processo que não tem recebido especial atenção, é muito importante a realização de estudos que se concentrem no seu papel no ecossistema e que possam contribuir para a percepção do porquê da rápida perda de biodiversidade nos estuários (Vaughn e Hakenkamp, 2001).

### 1.5. Objetivos

O objetivo do presente estudo foi avaliar se existem diferenças na intensidade de bioturbação entre as espécies *Ruditapes decussatus* e *Ruditapes philippinarum*, de forma a perceber se, perante uma eventual substituição da espécie nativa pela espécie invasora no ecossistema, quais serão as suas implicações em termos ecológicos (estrutura e função do ecossistema) e socioeconómicos (fonte de rendimento para a população local). Procedeu-se desta forma, a fim de suportar cientificamente a proposta de medidas de controlo da disseminação e do crescimento exponencial da espécie invasora neste ecossistema. Este estudo visa assim contribuir para a necessidade de salvaguardar a produção da amêijoia-boia, face à importância que esta espécie apresenta como produto comercial para a aquacultura.

Bioturbação de uma espécie de amêijoia nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

## 2. Materiais e Métodos

---

### 2.1. Área de estudo

A Ria de Aveiro (Figura 5) é um sistema de clima temperado de águas pouco profundas localizado na costa Noroeste portuguesa, entre a cidade de Espinho e o Cabo Mondego (40° 38'N, 8°45'W). Consiste na maior laguna da costa portuguesa, cujas dimensões estão compreendidas entre 45 km de comprimento e 10 km de largura e possui 1 m de profundidade média (Abecasis, 1961; Silva, 1994; Pólis Litoral da Ria de Aveiro, 2011). As exceções à baixa profundidade da Ria correspondem à zona da entrada artificial, correspondendo aos canais de navegação, cuja profundidade pode alcançar os 30 m, devido à realização de dragagens periódicas (Dias e Lopes, 2006). Relativamente ao ciclo de marés, a laguna pode ocupar uma área superior a 66 km<sup>2</sup> em baixa-mar, e uma área superior a 83 km<sup>2</sup> em preia-mar, em situações de marés vivas, integrando a bacia do Rio Vouga (Teixeira, 1994; Silva, 1994). As áreas intertidais, que consistem nas zonas da laguna que ficam ciclicamente imersas e emersas durante os ciclos de maré, são o resultado da combinação da baixa profundidade da Ria com a amplitude de maré (média = 2m; sistema mesotidal) (Dias e Lopes, 2006). A Ria encontra-se separada do Oceano Atlântico por um cordão dunar, resultante da deposição de sedimentos (PDM Ílhavo, 2013). É caracterizada por habitats de lodo intertidal, areia e vaza, sapais e ilhas. Diversas bacias de pequenos rios encontram-se na Ria de Aveiro, originando um sistema complexo de canais reduzidos. Os quatro principais canais da Ria são os Canais de Mira, Ílhavo, Espinheiro e São Jacinto-Ovar.

No século XVII, bloqueios no fluxo de água entre a laguna e o oceano, causado pela união de sedimentos que se iam depositando no sentido Norte-Sul, tornaram-se constantes, impossibilitando as entradas de água salgada no sistema. Isto causou inúmeros impactos para as atividades marítimas e, conseqüentemente, para a economia e saúde pública da população local (Amorim, 2014). Por essa razão, foi estabelecida uma entrada artificial primária em 1808, a Barra, que representa a única comunicação entre a Ria de Aveiro e o Oceano Atlântico (Teixeira, 1994; Martins, 2011). Esta entrada artificial com 1,3 km de comprimento e 350 m de largura, tem servido o porto de Aveiro e as suas atividades de importância socioeconómica como a pesca, a aquacultura, a agricultura, a indústria, o turismo e outras atividades comerciais e recreativas (Sousa et al., 2013; Lillebø et al., 2011). O Canal de Mira (Figura 5) consiste no canal que menor impacto sofreu com a atividade antropogénica (Castro et al., 2006). Esta massa de água natural

Bioturbação de uma espécie de amêijoja nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

representa um extenso braço de águas pouco profundas com 20 km que corre em direção a sul e pode mesmo ser considerada um estuário, devido à variabilidade na salinidade da água que a constitui, que pode variar entre cerca de 0 e 36 (Dias, 2001; Quintino et al., 2009).

A Ria de Aveiro, fazendo parte da Rede Natura 2000, está classificada como Zona de Proteção Especial (ZPE), incluindo várias áreas classificadas como Sítios de Importância Comunitária (SIC). A Diretiva Aves (79/409/CEE) e a Diretiva Habitats (92/43/CEE) são exemplo de convenções internacionais que protegem muitas das espécies que habitam neste ecossistema (Pólis Litoral da Ria de Aveiro, 2011).



Figura 5. Imagens por satélite que mostram a localização da Ria de Aveiro e mais concretamente do canal de Mira, local de onde foi recolhido o sedimento para a realização deste estudo (Google maps, 2017a, 2017b, 2017c).

## 2.2. Procedimento de campo e laboratorial

Inicialmente procedeu-se à preparação e montagem de um conjunto de sistemas artificiais simplificados, ou mesocosmos, de forma a ser possível testar em condições controladas o comportamento de remobilização do sedimento por parte dos organismos teste.

### 2.2.1. Montagem do mesocosmos

Para a montagem dos mesocosmos foram utilizados 30 aquários com dimensões correspondentes a 0,15 m de comprimento  $\times$  0,15 m de largura  $\times$  0,5 m de altura e capacidade aproximada de 11,3 L, distribuídos aleatoriamente na bancada do laboratório, com a finalidade de ser testado o comportamento das espécies em estudo relativamente à atividade de bioturbação (Figura 6). Em cada aquário foram previamente feitas marcações de 150 mm e 450 mm, correspondentes à altura do sedimento e da água, respetivamente, para posterior colocação dos mesmos nos aquários. Os mesocosmos não foram expostos diretamente à luz, ficando sujeitos ao ciclo de luz natural (com um fotoperíodo de 10:14, h luz : h escuro) existente no laboratório.



Figura 6. Montagem do mesocosmos.

Optou-se pela utilização de água salgada artificial produzida em laboratório para o abastecimento dos aquários e aclimatização dos organismos. A água de rede foi purificada por unidade de osmose inversa (Aqua-win RO—6080, Tailândia) à qual foi adicionado sal sintético

(Red Sea Coral Pro Salt, Alemanha), permitindo a produção de água salgada artificial com salinidade 33, valor dentro do intervalo de salinidade verificado no habitat onde os organismos vivem na Ria de Aveiro. No total foram utilizados 405 L de água salgada artificial, a qual foi distribuída pelos 30 aquários e substituída totalmente uma única vez ao longo da experiência (cerca de 24 h antes da introdução dos organismos teste). A água inicial foi descartada a fim de serem removidos os nutrientes libertados em excesso.

O sedimento foi recolhido no Canal de Mira no dia 2 de novembro de 2016, durante o período de baixa-mar (Figura 5). Escolheu-se este local por ser representante do habitat natural das espécies em estudo e ser de fácil acessibilidade. Evitou-se a recolha de sedimento em locais onde a presença de macrofauna (ex. poliquetas) e raízes era evidente. Para a recolha recorreu-se à utilização de pás, tendo o sedimento sido transportado para o laboratório em baldes de 20 L. Recolheu-se ainda uma quantidade extra de sedimento para posterior análise da granulometria e matéria orgânica. Para a homogeneização do sedimento procedeu-se da seguinte forma: num primeiro momento, removeu-se a macrofauna *in situ* e posteriormente, em laboratório, removeu-se manualmente o máximo possível de organismos de dimensões mais reduzidas.

Cada aquário foi preenchido com 150 mm em altura de sedimento, correspondendo a cerca de 4 kg por aquário e 300 mm de coluna de água salgada acima do sedimento (Figura 7). O sedimento foi nivelado à superfície com o intuito de manter a camada de sedimento com a mesma altura em todos os aquários. Foi estipulado um período de 24 h para assentamento do sedimento e equilíbrio químico entre o sedimento e a coluna de água. Após este período, procedeu-se à substituição total da água nos aquários, sifonando a água inicial e introduzindo a água limpa, tendo sido novamente efetuado um período de 24 horas para assentamento do sedimento. Para introdução do arejamento foi utilizado um compressor de ar (Mistral 4000, 35 W, Aqua Medic, Alemanha) ao qual foram ligados tubos de tygon introduzidos nos aquários, proporcionando um arejamento contínuo a todo o sistema do mesocosmos (Figura 7).

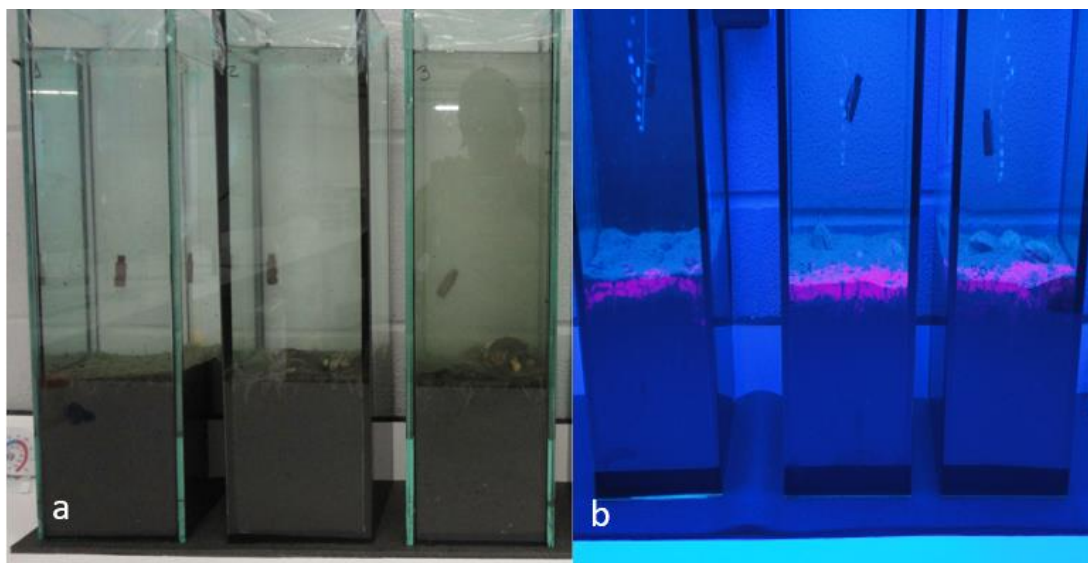


Figura 7. Mesocosmos representativos do sistema durante a experiência sem (a) e com (b) a adição de luminóforos.

Para este ensaio foram utilizados 100 exemplares de amêijoja-boia *Ruditapes decussatus* e 100 exemplares de amêijoja-japónica *Ruditapes philippinarum*, obtidas através de um comerciante local autorizado, que as recolheu na Ria de Aveiro. Optou-se pela compra dos animais, de forma a se poder garantir uma homogeneidade nos tamanhos dos organismos de ambas as espécies utilizados para o estudo. Foi necessário proceder à aclimatização dos organismos, antes de serem colocados nos aquários. Para o efeito, os organismos foram colocados em água salgada artificial com salinidade 33 e arejamento contínuo, durante 24 horas. O tamanho de todos os organismos, correspondente ao comprimento da concha, foi ainda registado com o auxílio de uma craveira digital com uma precisão de 0,05 mm, antes de serem introduzidos nos aquários, a fim de garantir homogeneidade de tamanhos. O comprimento médio da concha das amêijoas correspondeu a  $44,8 \pm 1,8$  mm para a amêijoja-boia e a  $41,8 \pm 2,3$  mm para a amêijoja-japónica. Não foi adicionado alimento aos aquários, uma vez que o suplemento alimentar pode influenciar o comportamento de remobilização do sedimento dos organismos (Nogaro et al., 2008).

As amêijoas foram introduzidas nos aquários cerca de 24 h após a substituição total da água. Os aquários foram cobertos com parafilme de forma a evitar a evaporação.

Para avaliação da remobilização do sedimento foi necessário usar sedimento artificial, constituído por partículas luminescentes denominadas luminóforos (80  $\mu$ m; cor de rosa; Brian Clegg Ltd., Reino Unido) (Figura 7). Antes de serem introduzidos nos aquários, os luminóforos foram colocados em água salgada durante um período de 24 h de forma a assegurar a sua

Bioturbação de uma espécie de amêijoja nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

precipitação, quando colocados nos aquários. Tendo em consideração que a probabilidade de distribuição dos organismos era igual para todas as faces dos aquários, foram colocados luminóforos em apenas uma das faces. Por conseguinte, foram adicionados uniformemente 40 g de luminóforos na face frontal de cada aquário.

Os parâmetros físico-químicos da água correspondentes ao pH, temperatura e concentração de oxigénio dissolvido foram monitorizados e registados com o auxílio dos seguintes equipamentos: WTW – pH 330i equipado com uma sonda SenTix<sup>®</sup> 41, com a qual se determinou também a temperatura, e WTW Oxi 3210 – Série 2 equipado com uma sonda CelloX<sup>®</sup> 325-3. Estes parâmetros foram registados no dia anterior à introdução dos bivalves nos aquários (dia -1) e no final da experiência (dia 21), de forma a assegurar que as condições a que os organismos foram sujeitos eram iguais em todos os aquários e garantir que não existiram alterações durante o período experimental.

Distribuíram-se aleatoriamente os organismos de cada espécie de amêijoas segundo um gradiente de densidade, mantendo todos os mesocosmos com a mesma biomassa (8 organismos / aquário). Cada série foi constituída por aquários com diferentes rácios de espécies de amêijoas (8 *R. decussatus* × 0 *R. philippinarum*; 6 *R. decussatus* × 2 *R. philippinarum*; 4 *R. decussatus* × 4 *R. philippinarum*; 2 *R. decussatus* × 6 *R. philippinarum*; 0 *R. decussatus* × 8 *R. philippinarum*) × 5 réplicas (Tabela II), constituindo no total os 25 aquários. Foram também considerados 5 aquários sem bivalves como controlo (Tabela II). Desta forma foi possível testar a bioturbação isoladamente para cada uma das espécies e conjuntamente para ambas as espécies com diferentes densidades e em equilíbrio. Os organismos estiveram sujeitos à temperatura ambiente, que se concentrou entre os 16,4°C (dia -1) e os 17,9°C (dia 21).

Tabela II. Gradiente de densidade das espécies de amêijoas aplicado nos mesocosmos.

| Espécie                        | Nº de indivíduos |   |       |   |   |   |
|--------------------------------|------------------|---|-------|---|---|---|
|                                | Controlo         |   | Rácio |   |   |   |
| <i>Ruditapes decussatus</i>    | 0                | 8 | 6     | 4 | 2 | 0 |
| <i>Ruditapes philippinarum</i> | 0                | 0 | 2     | 4 | 6 | 8 |
|                                | ×5               |   |       |   |   |   |

Logo após a introdução dos organismos, iniciou-se o dia 0 da experiência que decorreu até ao dia 21.

### 2.2.2. Registo da remobilização do sedimento

Para registar a remobilização do sedimento foram adicionados luminóforos em quantidade homogénea (40 g) em todos os aquários, inicialmente no dia 0 e, periodicamente, nos dias 4, 11 e 17. Os luminóforos foram introduzidos na superfície do sedimento natural e distribuídos uniformemente apenas num dos lados do aquário, correspondente ao lado que foi fotografado. Assumiu-se que a probabilidade de os 8 indivíduos presentes em cada aquário exibirem o mesmo comportamento em todos os lados seria idêntica. O reforço de luminóforos nos dias 4, 11 e 17 foi necessário para garantir a presença constante dos mesmos no sedimento ao longo de todo o período em que decorreu a experiência, já que a intensa atividade dos bivalves, sobretudo no início, fez com que a camada de luminóforos se tornasse menos visível.

Foi feito o registo fotográfico de todos os aquários diariamente e uma vez por dia, utilizando uma câmara digital SONY Cyber-shot G (14 megapixéis) com uma exposição de  $f = 5.6$ . A bioturbação foi quantificada através da presença do sedimento artificial, cujo registo fotográfico permite avaliar como é feita a redistribuição das partículas do sedimento e deste modo perceber as diferenças no comportamento dos organismos.

Para facilitar o registo fotográfico acima descrito foi utilizada uma luminária equipada com duas lâmpadas T5 de 80W (Reef Spec Actinic, Alemanha) de luz actínica ( $\lambda = 400-450$  nm), a qual permitiu que, em condições de pouca luminosidade, o sedimento colorido se tornasse fluorescente, permitindo a sua melhor visualização nas imagens obtidas (Figura 8) (Schiffers et al., 2011). As condições ideais de escuridão foram criadas recorrendo ao uso de uma estrutura opaca (câmara escura) que cobriu os aquários e na qual era introduzida a câmara (Figura 9).

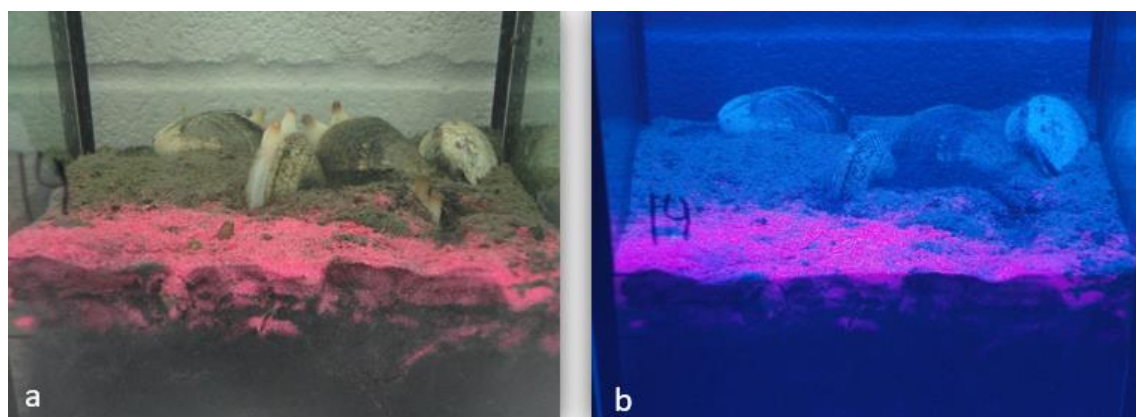


Figura 8. Superfície do sedimento do mesmo aquário iluminado com luz natural (a) e com luz actínica (b).

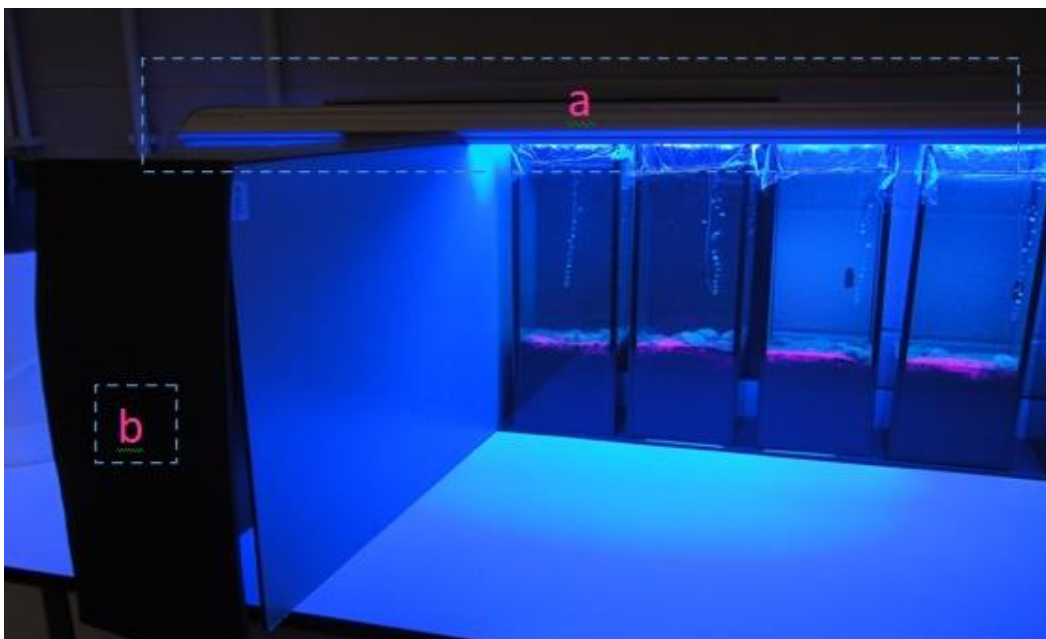


Figura 9. Mesocosmos durante o registo fotográfico. Os aquários estão iluminados por luz actínica fornecida por uma luminária com lâmpadas fluorescentes T5 (a), sendo cada aquário fotografado no interior de uma câmara escura (b).

### 2.3. Tratamento de dados

#### 2.3.1. Determinação da granulometria e matéria orgânica do sedimento

As frações granulométricas do substrato móvel utilizado foram analisadas por crivagem a seco, sobre uma bateria de crivos de malhas de 1 mm; 0,5 mm; 0,250 mm; 0,125 mm e 0,063 mm. A coluna de crivos é agitada por um aparelho vibratório (Figura 10) (Alveirinho Dias, 2004). A quantidade de sedimento em cada classe granulométrica foi expressa como uma percentagem da totalidade do sedimento (peso seco). Estes dados foram utilizados no cálculo da mediana ( $P_{50}$ ), expressa em unidades phi ( $\phi$ ), ( $\phi = -\log_2 \text{mm}$ ). O sedimento foi classificado com base nos valores da mediana (Tabela III), segundo a escala de Wentworth (Doeglas, 1968).

Bioturbação de uma espécie de amêijoja nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino



Figura 10. Exemplar de uma coluna de crivos e agitador (Alveirinho Dias, 2004).

Tabela III. Classificação sedimentar adaptada de Wentworth (Doeglas, 1968).

| Mediana<br>( $\phi$ ) | Tipo de sedimento | % em finos      |        |          |                |
|-----------------------|-------------------|-----------------|--------|----------|----------------|
|                       |                   | < 5             | 5 - 25 | 25 - 50  |                |
| (-1) - 0              | Areia             | Muito grosseira | Limpa  | Envasada | Muito envasada |
| 0 - 1                 |                   | Grosseira       |        |          |                |
| 1 - 2                 |                   | Média           |        |          |                |
| 2 - 3                 |                   | Fina            |        |          |                |
| 3 - 4                 |                   | Muito fina      |        |          |                |
| > 4                   | Vasa              | > 50%           |        |          |                |

Para a determinação do teor em matéria orgânica, a amostra foi seca na estufa a 60°C, durante 24 h, e desagregada com o auxílio de um almofariz e de um pilão. O conteúdo em matéria orgânica total foi determinado com base na perda de peso de uma amostra de sedimento

previamente pesada, após incineração na Mufla a 450°C, durante um período de 5 h (Kristensen e Andersen, 1987).

### *2.3.2. Quantificação da remobilização do sedimento*

Para efeitos de análise, no âmbito deste estudo, foram contabilizados os resultados do dia 21 que representa o final da experiência, após um período de tempo de 22 dias entre o início (dia 0) e o fim (dia 21) da experiência.

A quantificação da remobilização do sedimento foi avaliada com base num método não invasivo de análise de imagem do perfil de sedimento fluorescente (Solan et al., 2004), que permite avaliar o gradiente de redistribuição das partículas no sedimento, assumindo-se que o comportamento das partículas artificiais é igual ao das partículas do sedimento (Maire et al., 2008). Este método de análise de imagens permite-nos ter acesso a uma grande quantidade de informação acerca dos processos que ocorrem no ecossistema bentónico (Rhoads e Germano, 1982), na medida que, uma alteração evidente na cor do perfil do sedimento, em profundidade, dá a indicação sobre a remobilização do sedimento (Queirós et al., 2011).

As imagens obtidas no registo fotográfico foram previamente cortadas de acordo com a largura interna do aquário (1968 pixéis e resolução efetiva = 0,07 mm por pixel) para serem analisadas com um plugin de análise do sedimento no programa ImageJ (versão 1.8; Instituto Nacional de Saúde, EUA). Este método de análise de imagem permitiu-nos determinar a profundidade de remobilização máxima ( $L_{\text{máx}}$ ), mediana ( $L_{\text{mediana}}$ ) e média ( $L_{\text{média}}$ ) de luminóforos no sedimento em cada aquário. A  $L_{\text{máx}}$  corresponde ao alcance máximo de remobilização a longo prazo, a  $L_{\text{mediana}}$  diz respeito à profundidade de remobilização a curto-prazo e a  $L_{\text{média}}$  equivale à profundidade de remobilização constante de acordo com o período total do estudo (Hale et al., 2014). Em termos técnicos, através da segmentação da imagem é possível converter camadas de imagens Vermelho-Verde-Azul, tendo sido utilizada a opção vermelho por permitir um melhor contraste, em imagens binárias, o que tornou possível identificar profundidades de bioturbação (Queirós et al., 2011) (Figura 11). Para a análise das imagens relativas aos controlos, apenas foram considerados os luminóforos incorporados no sedimento, ou seja, os luminóforos existentes abaixo da camada de interface camada de luminóforos-sedimento. Procedeu-se desta forma, uma vez que a camada de luminóforos sobre o sedimento se manteve intacta nos controlos e, assim, o programa ao converter a imagem

## Bioturbação de uma espécie de amêijoja nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

considera a altura da camada de luminóforos como sendo uma profundidade no sedimento. Para evitar este erro, a camada intacta de sedimento artificial não foi considerada na análise dos controlos, sendo eliminada da análise através de uma linha desenhada manualmente abaixo desta área (Queirós et al., 2011). As novas imagens obtidas após transformação pelo programa foram guardadas com compressão JPEG (Joint Photographic Experts Group). Através destes dados foi possível obter perfis de distribuição dos luminóforos no sedimento para cada aquário. Determinou-se ainda a remobilização à superfície, obtida através do cálculo do SBR (Limite Superficial de Rugosidade ou, em inglês, Surface Boundary Roughness) que determina a variação máxima vertical da interface água-sedimento e é calculado pela diferença entre o ponto mais alto que a camada atinge e o ponto mais baixo da camada superficial. Este parâmetro permite avaliar a atividade da fauna à superfície (Crespo et al., 2017). O programa trabalha com os valores em pixéis, sendo que os valores foram depois convertidos para milímetros, utilizando a resolução efetiva (0,07 mm) para o efeito.

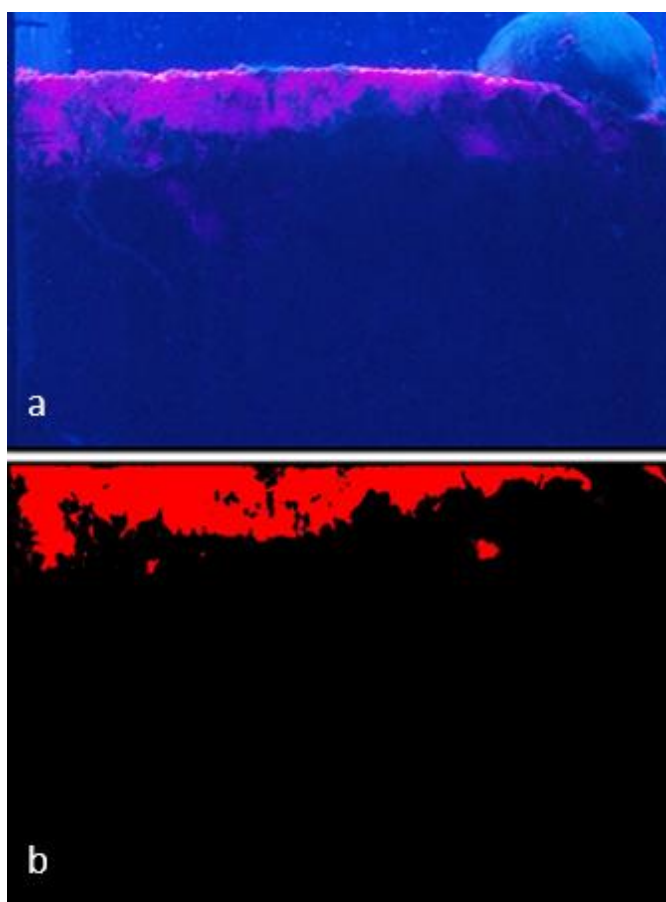


Figura 11. Análise de imagem para a quantificação de luminóforos que mostra a imagem original com o sedimento identificado pelas partículas pretas e os luminóforos pelas partículas rosa (a) e a imagem

## Bioturbação de uma espécie de amêijoia nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

processada que revela a interface água-sedimento após conversão em imagem binária com recurso ao contraste vermelho (b).

As variáveis  $L_{\text{máx}}$  (mm),  $L_{\text{mediana}}$  (mm),  $L_{\text{média}}$  (mm) e SBR (mm), foram analisadas com recurso ao software Primer v6 com a adição da PERMANOVA+, considerando um desenho experimental com apenas um fator fixo, o rácio. A ausência de organismos ( $0 R. decussatus \times 0 R. philippinarum$ ) funcionou como controlo para a análise das variáveis, exceto para o SBR, visto não existir variação vertical da camada superficial, devido à ausência de organismos, que permita o cálculo do SBR. Os dados foram sujeitos a uma transformação logaritmo ( $x+1$ ) e a matriz de semelhança entre amostras foi construída através da distância Euclidiana, visto estarmos perante dados ambientais. Os dados da  $L_{\text{máx}}$  foram analisados segundo a hipótese nula: a profundidade atingida no sedimento, a longo-prazo, não é influenciada por diferentes rácios de indivíduos das espécies *Ruditapes decussatus* e *Ruditapes philippinarum*. Os dados da  $L_{\text{mediana}}$  foram analisados segundo a hipótese nula: a profundidade atingida no sedimento, a curto-prazo, não é influenciada por diferentes rácios de indivíduos das espécies *Ruditapes decussatus* e *Ruditapes philippinarum*. Os dados da  $L_{\text{média}}$  foram analisados segundo a hipótese nula: a profundidade atingida no sedimento, em média, de acordo com o período total do estudo, não é influenciada por diferentes rácios de indivíduos das espécies *Ruditapes decussatus* e *Ruditapes philippinarum*. As diferenças estatísticas entre os rácios foram testadas tendo por base uma matriz apenas com os dados relativos aos aquários com bivalves, ou seja, os aquários do controlo foram excluídos. A comparação entre o controlo e os diferentes rácios foi efetuada separadamente, para cada rácio. Os dados do SBR foram analisados segundo a hipótese nula: o SBR não é influenciado por diferentes rácios de indivíduos das espécies *Ruditapes decussatus* e *Ruditapes philippinarum*. As hipóteses foram testadas através da Análise de Variância Multivariada com Permutações (Anderson, 2001), recorrendo ao programa Primer v6 (Clarke e Gorley, 2006), com a adição da PERMANOVA+ (Anderson et al., 2008). Foram consideradas 9999 permutações de Monte Carlo para a análise dos testes com PERMANOVA, permitindo testar as interações. Os valores de pseudo- $F$  do teste principal foram avaliados de acordo com o nível de significância. A existência de diferenças significativas entre os grupos foi considerada sempre que o valor de  $p < 0,05$ .

## 3. Resultados

---

### 3.1. *Granulometria e matéria orgânica do sedimento*

As características do sedimento correspondentes ao teor em finos, valores de mediana, e total de matéria orgânica foram avaliadas a partir da análise das amostras de sedimento. Através dos resultados obtidos, foi possível classificar o sedimento utilizado na experiência como sendo areia fina envasada ( $\phi=2$ ), com uma percentagem de finos de 16,3% e um conteúdo em matéria orgânica de 5,6%.

### 3.2. *Profundidades de remobilização do sedimento*

As profundidades  $L_{\text{máx}}$ ,  $L_{\text{mediana}}$  e  $L_{\text{média}}$  atingidas pelos luminóforos na sequência do processo de bioturbação dos organismos, tendo em consideração diferentes rácios de amêijoas-boas ( $R_d$ ) e amêijoas-japónicas ( $R_p$ ), estão representadas nas Figuras 12, 13 e 14, respetivamente.

#### 3.2.1. *Profundidade máxima ( $L_{\text{máx}}$ )*

Quando avaliada a  $L_{\text{máx}}$  atingida pelos luminóforos (Figura 12), foi possível verificar que o controlo obteve o valor mais baixo ( $7,8 \pm 0,7$  mm). O rácio  $2R_d+6R_p$  apresentou o maior valor de  $L_{\text{máx}}$  ( $24,0 \pm 7,6$  mm), sendo que, o valor mais baixo correspondeu ao rácio onde só estiveram presentes amêijoas-boas ( $8R_d+0R_p$ ) ( $17,0 \pm 3,0$  mm). Foi possível observar um aumento da  $L_{\text{máx}}$  atingida pelos organismos quando indivíduos de ambas as espécies co-habitavam no mesmo aquário (rácios  $6R_d+2R_p$ ;  $4R_d+4R_p$ ;  $2R_d+6R_p$ ) e com o aumento do número de amêijoas-japónicas.

Bioturbação de uma espécie de amêijoja nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

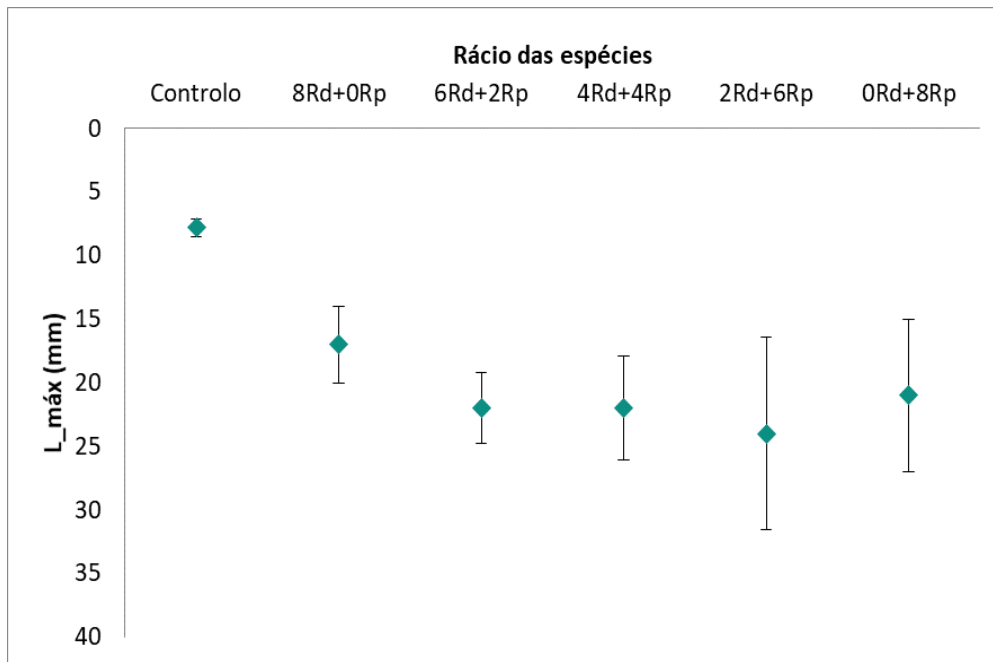


Figura 12. Profundidade máxima atingida pelos luminóforos ( $L_{máx}$ ) (mm) no sedimento, e respetivo desvio-padrão, como consequência da atividade de bioturbação das espécies *Ruditapes decussatus* (Rd) e *Ruditapes philippinarum* (Rp).

A análise estatística permitiu testar a influência do rácio de ambas as espécies na  $L_{máx}$  atingida pelos luminóforos ao serem remobilizados pelos organismos durante o seu processo de bioturbação. Ao testar a hipótese nula ( $H_0$ ) averiguou-se que não existem diferenças significativas na profundidade atingida pelos luminóforos a longo prazo entre os diferentes rácios, aceitando-se assim a  $H_0$  (pseudo- $F = 1,7550$ ;  $p = 0,1782$ ). Por sua vez, verificaram-se diferenças significativas na  $L_{máx}$  entre o controlo e os aquários com bivalves (Tabela IV).

Bioturbação de uma espécie de amêijoas nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

Tabela IV. PERMANOVA com valores de pseudo-*F*, e respetiva significância (*p*), obtidos no teste principal pela comparação entre o controlo (C) e os rácios das espécies *Ruditapes decussatus* (Rd) e *Ruditapes philippinarum* (Rp), para a variável profundidade máxima (L\_máx).

|                     | Pseudo- <i>F</i> | <i>p</i> |
|---------------------|------------------|----------|
| <b>C vs 8Rd+0Rp</b> | 57,758           | 0.0001   |
| <b>C vs 6Rd+2Rp</b> | 190,480          | 0.0001   |
| <b>C vs 4Rd+4Rp</b> | 93,790           | 0.0001   |
| <b>C vs 2Rd+6Rp</b> | 43,439           | 0.0002   |
| <b>C vs 0Rd+8Rp</b> | 48,110           | 0.0002   |

### 3.2.2. Profundidade mediana (L\_mediana)

Através da observação do gráfico da figura 13 verificou-se que o rácio 0Rd+8Rp apresentou os valores de L\_mediana mais elevados (10,0±3,2 mm). Por sua vez, no rácio 8Rd+0Rp a L\_mediana foi a mais reduzida (5,9±1,4 mm). O controlo apresentou os valores de L\_mediana mais baixos comparativamente aos aquários com bivalves (0,3±0,4 mm). De um modo geral, constatou-se uma tendência para o aumento da L\_mediana com o aumento do número de amêijoas-japónicas nos rácios (Figura 13).

Bioturbação de uma espécie de amêijoja nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

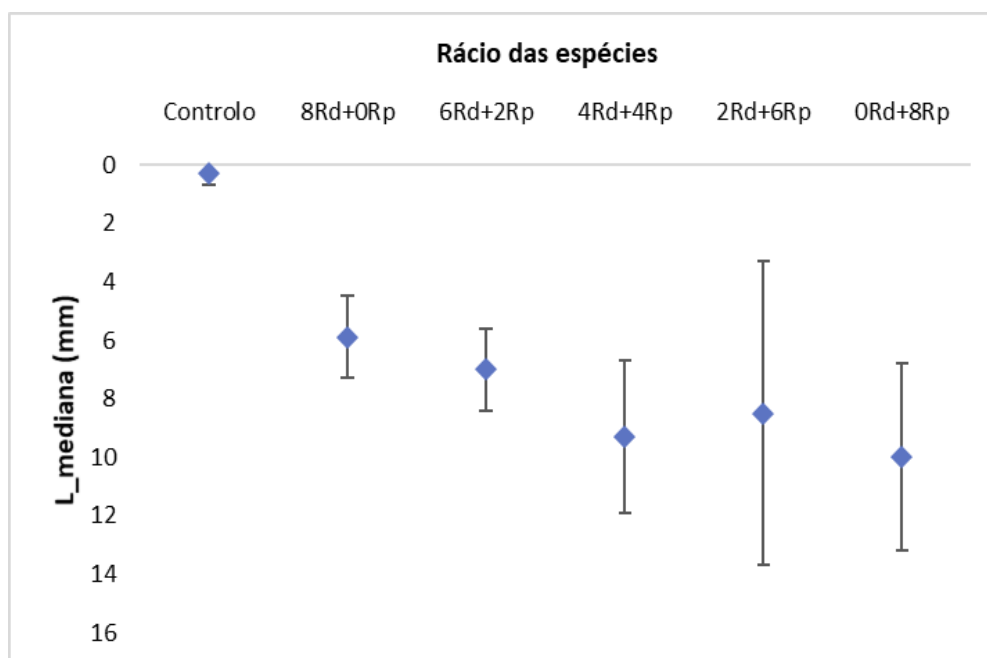


Figura 13. Profundidade mediana atingida pelos luminóforos ( $L_{mediana}$ ) (mm) no sedimento, e respetivo desvio-padrão, como consequência da atividade de bioturbação das espécies *Ruditapes decussatus* (Rd) e *Ruditapes philippinarum* (Rp).

Apesar de os resultados anteriores tenderem para uma maior remobilização do sedimento a curto prazo nos aquários com maior número de amêijoas-japónicas (Figura 13), a análise estatística permitiu constatar que não existem diferenças significativas na  $L_{mediana}$  de remobilização de luminóforos no sedimento entre os diferentes rácios das espécies *Ruditapes decussatus* e *Ruditapes philippinarum*, aceitando-se a  $H_0$  (pseudo- $F = 1,0595$ ;  $p = 0,3977$ ). No entanto, verificou-se a existência de diferenças significativas na  $L_{mediana}$  entre o controlo e os diferentes rácios (Tabela V).

Bioturbação de uma espécie de amêijoia nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

Tabela V. PERMANOVA com valores de pseudo-*F*, e respetiva significância (*p*), obtidos no teste principal pela comparação entre o controlo (C) e os rácios das espécies *Ruditapes decussatus* (Rd) e *Ruditapes philippinarum* (Rp), para a variável profundidade mediana (L\_mediana).

|                     | Pseudo- <i>F</i> | <i>p</i> |
|---------------------|------------------|----------|
| <b>C vs 8Rd+0Rp</b> | 31,821           | 0.0005   |
| <b>C vs 6Rd+2Rp</b> | 35,330           | 0.0003   |
| <b>C vs 4Rd+4Rp</b> | 40,084           | 0.0006   |
| <b>C vs 2Rd+6Rp</b> | 24,446           | 0.0014   |
| <b>C vs 0Rd+8Rp</b> | 40,947           | 0.0003   |

### 3.2.3. Profundidade média (L\_média)

Os aquários correspondentes ao controlo apresentaram os valores de L\_média mais baixos ( $1,3 \pm 0,7$ ). No que diz respeito aos aquários com bivalves, os menores valores de L\_média foram registados no rácio 8Rd+0Rp ( $4,8 \pm 1,4$  mm) (Figura 14). Observou-se um aumento da L\_média nos rácios com ambas as espécies, sendo que, o valor mais elevado foi observado no rácio 2Rd+6Rp ( $9,6,0 \pm 4,9$  mm). Considerando o período total em que decorreu o estudo, os aquários com ambas as espécies de amêijoas e com maior número de amêijoas-japónicas, em média, atingiram maiores profundidades. Tendo em consideração os aquários em que apenas uma das espécies estava presente (8Rd+0Rp; 0Rd+8Rp), verificou-se uma tendência para os valores de L\_média diminuírem comparativamente aos aquários nos quais as duas espécies estavam presentes (Figura 14).

Bioturbação de uma espécie de amêijoja nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

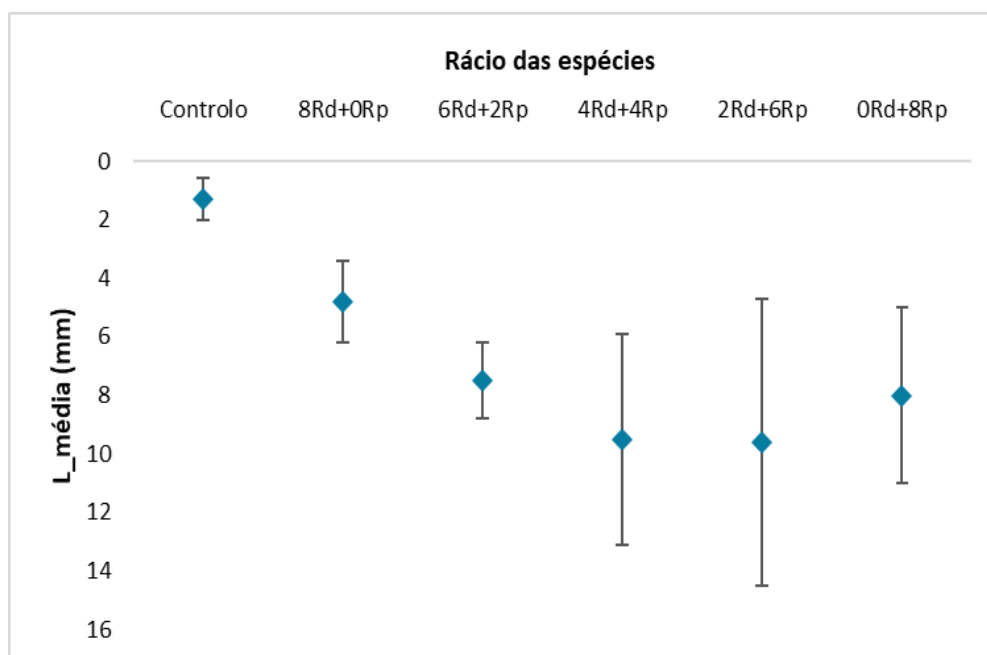


Figura 14. Profundidade média atingida pelos luminóforos ( $L_{\text{média}}$ ) (mm) no sedimento, e respetivo desvio-padrão, como consequência da atividade de bioturbação das espécies *Ruditapes decussatus* (Rd) e *Ruditapes philippinarum* (Rp).

A análise estatística permitiu testar a influência do rácio de ambas as espécies na  $L_{\text{média}}$  atingida pelos luminóforos, representando a profundidade à qual os organismos que encontraram na maior parte do período do estudo. Ao testar a hipótese nula ( $H_0$ ) para a variável  $L_{\text{média}}$  dos luminóforos remobilizados pelos organismos durante o seu processo de bioturbação, averiguou-se que não existem diferenças significativas nas profundidades dos luminóforos entre os diferentes rácios, aceitando-se assim a  $H_0$  (pseudo- $F = 1,3226$ ;  $p = 0,2891$ ). Por sua vez, verificaram-se diferenças significativas na  $L_{\text{média}}$  dos luminóforos entre o controlo e os aquários com bivalves (Tabela VI).

## Bioturbação de uma espécie de amêijoia nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

Tabela VI. PERMANOVA com valores de pseudo-*F*, e respetiva significância (*p*), obtidos no teste principal pela comparação entre o controlo (C) e os rácios das espécies *Ruditapes decussatus* (Rd) e *Ruditapes philippinarum* (Rp), para a variável profundidade média (L\_média).

|                     | Pseudo- <i>F</i> | <i>p</i> |
|---------------------|------------------|----------|
| <b>C vs 8Rd+0Rp</b> | 37,941           | 0.0004   |
| <b>C vs 6Rd+2Rp</b> | 47,331           | 0.0001   |
| <b>C vs 4Rd+4Rp</b> | 47,780           | 0.0005   |
| <b>C vs 2Rd+6Rp</b> | 38,309           | 0.0005   |
| <b>C vs 0Rd+8Rp</b> | 48,283           | 0.0002   |

### 3.3. Limite superficial de rugosidade (SBR)

No final da experiência foi analisado o SBR nos aquários com diferentes rácios de amêijoas (Rd) e amêijoas-japónicas (Rp) (Figura 15). De acordo com os resultados obtidos, foi no rácio 6Rd+2Rp que se obtiveram os valores mais baixos ( $6,7 \pm 4,0$  mm) de atividade superficial, e o rácio 2Rd+6Rp foi o correspondente ao rácio com os valores mais elevados ( $12,8 \pm 4,1$  mm). Nos rácios com ambas as espécies de amêijoas, os valores de atividade superficial foram máximos onde o maior número de amêijoas-japónicas esteve presente e mínimos com o menor número de amêijoas-boas (Figuras 15 e 16).

Bioturbação de uma espécie de amêijoja nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

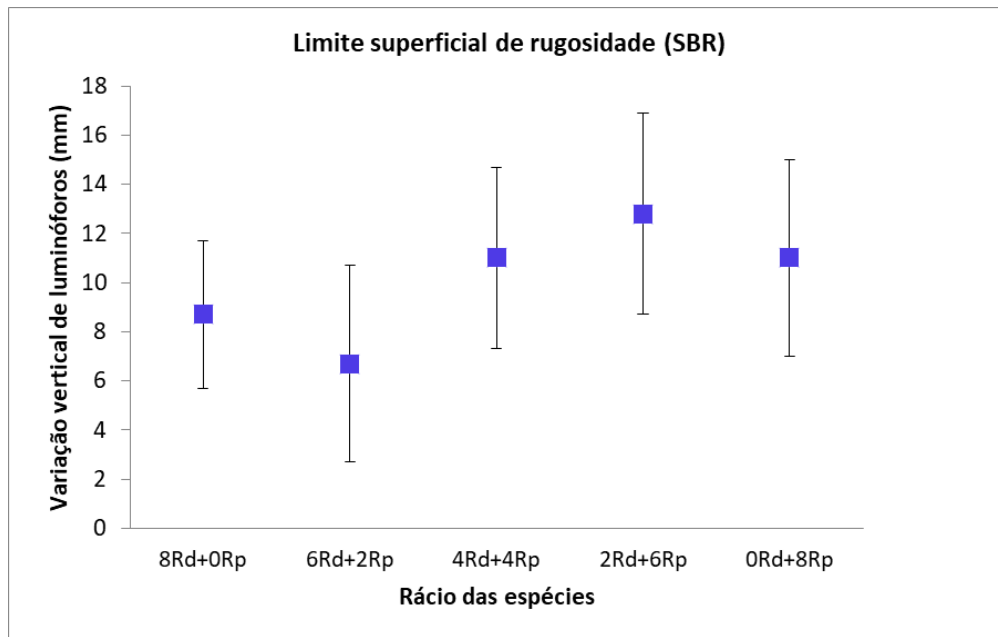


Figura 15. Limite superficial de rugosidade (mm) e respetivo desvio-padrão, associado à atividade superficial de diferentes rácios das espécies *Ruditapes decussatus* (Rd) e *Ruditapes philippinarum* (Rp).

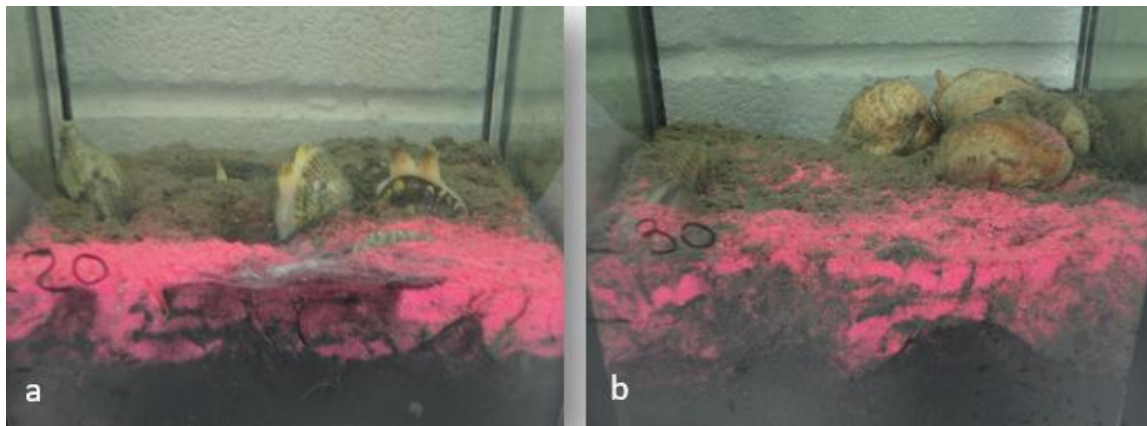


Figura 16. Remobilização do sedimento superficial num aquário exclusivamente com amêijoas-boas (8Rd+0Rp) (a) e num aquário exclusivamente com amêijoas-japónicas (0Rd+8Rp) (b).

Os resultados obtidos na análise estatística permitiram aceitar a  $H_0$ , uma vez que não se registaram diferenças nos valores de SBR entre os diferentes rácios de amêijoas-boas e amêijoas-japónicas (pseudo- $F = 0,8297$ ;  $p = 0,5237$ ).

## 4. Discussão

---

A análise da atividade de bioturbação contribui para o estudo do impacto que a introdução da espécie *Ruditapes philippinarum* na Ria de Aveiro pode causar em termos ecológicos (estrutura e função do ecossistema), caso se verifique a substituição da espécie nativa *Ruditapes decussatus* pela espécie invasora, e quais as implicações socioeconómicas (fonte de rendimento para a população local) que daí advêm.

### 4.1. Relação entre as variáveis indicadoras de bioturbação e as espécies

#### *Ruditapes decussatus* e *Ruditapes philippinarum*

Com este estudo foi possível, recorrendo a ensaios laboratoriais, avaliar as alterações ocorridas no sedimento e identificar o comportamento de bioturbação das amêijoas *Ruditapes decussatus* e *Ruditapes philippinarum* através da análise das variáveis profundidade máxima (L\_máx), profundidade mediana (L\_mediana), profundidade média (L\_mean) e SBR. Um estudo realizado *in situ* iria transmitir resultados mais realistas de acordo com os processos naturais que ocorrem no estuário da Ria de Aveiro, contudo, a realização deste estudo em mesocosmos permitiu ter um maior controlo das condições sob as quais a experiência foi realizada.

A existência de diferenças significativas entre o controlo e os rácios nas variáveis profundidade de remobilização (L\_máx, L\_mediana e L\_média) (Tabelas IV, V e VI) evidencia que a presença, por si só, destes bivalves bioturbadores provoca alterações significativas no sedimento, independentemente do rácio entre as espécies. Contudo, de acordo com os rácios testados neste estudo, não foram registadas diferenças significativas entre os rácios das amêijoas *Ruditapes decussatus* e *Ruditapes philippinarum* para as variáveis L\_máx, L\_mediana, L\_média e SBR, pelo que as condições de bioturbação no ecossistema não serão alteradas, nem a curto-prazo, nem a longo-prazo, se uma espécie for substituída pela outra.

As profundidades calculadas correspondem às profundidades do sedimento que as amêijoas remobilizam devido ao seu processo de bioturbação, constituindo um indicador da sua intervenção na estrutura dos ecossistemas (Queirós et al., 2011). O estudo de Vilela (1950) defende que as amêijoas-boas se podem enterrar até 120 mm de profundidade, indicando que

naturalmente as amêijoas-boas têm a capacidade de se enterrar a profundidades superiores relativamente às amêijoas-japónicas. Os resultados que permitiram estudar o comportamento de remobilização dos indivíduos sugerem que a curto-prazo ( $L_{\text{mediana}}$ ) a espécie invasora parece contribuir mais para a remobilização do sedimento na camada superficial (Figura 13). A longo-prazo ( $L_{\text{máx}}$ ), e quando ambas as espécies ocupam o mesmo sedimento, as amêijoas podem atingir maiores profundidades (Figura 12), devido à sua elevada intensidade de bioturbação. Para além disto, esta tendência também se verificou na profundidade média ( $L_{\text{média}}$ ), já que, a profundidade à qual as amêijoas se encontraram no sedimento, na maior parte do período em que decorreu o estudo, foi superior nos aquários com ambas as espécies e com maior número de indivíduos da espécie invasora (Figura 14). No entanto, de acordo com a análise estatística para os rácios testados, as profundidades de remobilização atingidas pela amêijoas-boas e pela amêijoas-japónica, resultantes da sua atividade de bioturbação, não foram estatisticamente diferentes. Por sua vez, ambas as espécies produzem um efeito significativo na remobilização do sedimento, evidenciado pela existência de diferenças significativas entre o controlo e os rácios (Tabelas IV, V e VI), pelo que a presença das amêijoas provoca a destabilização do mesmo. Esta tendência está de acordo com os estudos de Sgro et al. (2005) e Spencer et al. (1998) que aferiram que a quantidade de sedimento remobilizado é maior em sedimentos nos quais existe bioturbação por parte das amêijoas, sendo que os seus estudos demonstraram que as áreas ocupadas com maior densidade de amêijoas-japónicas são também áreas cujo sedimento é mais instável.

As modificações biológicas efetuadas pelos organismos bioturbadores aumentam a rugosidade da interface água-sedimento e diminuem a estabilidade física do sedimento, o que induz stress noutros organismos (Rhoads e Young, 1970). Desta forma, a análise do limite superficial de rugosidade (SBR) contribui para a identificação dos impactos da bioturbação no sedimento. Um SBR elevado, resultante do aumento do transporte de fluidos pela atividade de bioturbação junto à interface água-sedimento, consiste numa zona crítica na qual se promovem intensas reações físicas e mecânicas de alterações no sedimento (diagénese) (Aller, 1988). Contudo, não foram registadas diferenças significativas nos valores de SBR entre os rácios das espécies *Ruditapes decussatus* e *Ruditapes philippinarum*.

#### *4.2. Impactos da bioturbação no funcionamento dos ecossistemas*

O estudo da bioturbação é fundamental para avaliar a importância de processos chave nos ecossistemas (ICES, 2017; Majdi et al., 2014). Um ecossistema que, durante muito tempo, esteve sujeito à intensidade de bioturbação de uma espécie nativa, que se tornou intrínseca no seu funcionamento, pode sofrer alterações devido à substituição da espécie nativa por uma espécie invasora, já que a presença de uma espécie invasora tem tendência a intervir em vários serviços nos ecossistemas (Vilà et al., 2010). Uma acentuada diminuição da população de uma espécie bentónica aliada ao domínio de uma espécie invasora, sendo as duas bivalves bioturbadores, pode assim conduzir a drásticas alterações nas funções dos ecossistemas (Vaughn e Hakenkamp, 2001). No entanto, o impacto que a atividade de bioturbação de um organismo bioturbador induz na comunidade e no próprio ecossistema não depende só da sua intensidade, tendo de ser também considerada a intensidade de bioturbação causada pelos organismos que constituem a comunidade (Bouma et al., 2009). Assim sendo, existiu a necessidade de realizar este estudo para serem comparadas as intensidades de bioturbação entre as duas espécies de amêijoas e identificar as suas diferenças a fim de se avaliar os potenciais impactos ao nível da bioturbação no ecossistema, como consequência da substituição da espécie nativa pela espécie invasora. Desta forma, com este estudo, foi possível verificar que, com base nos rácios testados, a intensidade de bioturbação da espécie invasora e da espécie nativa não apresenta diferenças significativas. Assim sendo, perante um eventual cenário de substituição da espécie nativa pela espécie invasora, a intensidade de bioturbação no ecossistema não irá sofrer alterações significativas.

Segundo Beauchard et al. (2017), a existência de bioturbação nos sistemas bentónicos normalmente é benéfica, se equilibrada, e os seus processos associados intervêm e influenciam positivamente as funções do ecossistema. Por exemplo, a capacidade de remobilização do sedimento efetuada pelas amêijoas influencia a bioquímica dos sedimentos e promove a obtenção de alimento, redistribuição da matéria orgânica e criação de habitats. Por sua vez, a profundidade de bioturbação está relacionada com o modo de procura de alimento, permite a proteção contra predadores epibentónicos e bento-pelágicos e provoca impactos biogeoquímicos. A criação de habitats promovida pela atividade de bioturbação contribui para a criação de nichos, refúgio, maternidades, e aumento da oxigenação no sedimento. Também a bioirrigação promove a obtenção de alimento, diminuição da hipoxia, redistribuição de matéria orgânica e criação de habitats. Em geral, uma intensa atividade de bioturbação por parte de uma espécie de bivalve

filtradora é mais benéfica para o crescimento da sua população, consistindo num atributo competitivo contra espécies congêneres.

A estabilidade do sedimento é uma função do ecossistema mediada pelo processo de bioturbação e que, quando promove a destabilização, pode resultar numa alteração temporal reduzida no equilíbrio do sedimento em zonas intertidais (ICES, 2017). Se por um lado a remobilização do sedimento realizada pelos organismos bioturbadores é um processo crucial para as comunidades bentónicas, pois promove a oxidação de camadas de sedimento mais profundas (Gouletquer et al., 1999), por outro lado, o impacto da bioturbação causada por elevadas densidades da espécie invasora *Ruditapes philippinarum* no sistema lagunar pode destabilizar gravemente o sedimento natural e aumentar a sua ressuspensão (Sgro et al., 2005). Ou seja, a bioturbação controlada traz efeitos favoráveis ao funcionamento do ecossistema, mas o seu aumento causado pela intensa ação mecânica, pode vir a causar um agravamento da perturbação física dos sedimentos intertidais e aumento da turbidez na água, o que pode conduzir a alterações no transporte de sedimentos e morfologia do estuário (Sgro et al., 2005). Os autores Rhoads e Young (1970) argumentaram que a instabilidade física da camada superficial causada pela atividade de remobilização é prejudicial para os organismos bentónicos filtradores, pois pode causar o bloqueio das suas estruturas filtradoras, ressuspender e enterrar larvas estabelecidas recentemente no sedimento, ou até mesmo impedir o estabelecimento de juvenis (Werner e Rothaupt, 2007). Como resposta ao estímulo físico causado pela movimentação do sedimento, a espécie nativa *Ruditapes decussatus* tende a diminuir a sua taxa de filtração, levando mesmo ao fecho periódico das valvas, sendo dificultada a capacidade dos indivíduos em manter a sua atividade de alimentação e a sua condição física (Sobral, 1995). Para além disto, a instabilidade na interface água-sedimento consiste numa barreira para a epifauna sésil em manter uma conexão firme com o sedimento mais profundo (Rhoads and young, 1970). Estas alterações podem trazer efeitos negativos para as espécies presentes na comunidade bentónica que habitam o sedimento e até mesmo para as aves, por diminuição da obtenção de invertebrados marinhos utilizados como suas presas, no sedimento intertidal (Shepherd e Clark, 1994; Spencer et al., 1998), conduzindo a uma reestruturação no ecossistema e tornando-se difícil a recuperação das espécies afetadas. A estabilidade do sedimento, na qual a bioturbação tem um efeito direto é, assim, um fator muito importante a ser assegurado para a recolonização de uma espécie (Spencer et al., 1998) e uma vez verificada a perda da população da amêijoia-boia na Ria de Aveiro, será difícil a sua recuperação e restabelecimento no sedimento do ecossistema devido à presença de grandes densidades da amêijoia-japónica. Um estudo efetuado na Lagoa de Veneza, Porto Poole e na Baía

de Arcachon indicou a espécie *Ruditapes philippinarum*, dentro de uma comunidade, como uma das maiores responsáveis pela bioturbação no ecossistema (Queirós et al., 2011), indicando a indução de um agravamento dos impactos causados pela bioturbação, estando perante um cenário eminente de substituição da espécie nativa pela espécie invasora.

Apesar de as populações de amêijoia-boia serem escassas, a sua presença na Ria de Aveiro (Projeto Gepeto, 2014) ainda garante que a amêijoia-boia possa continuar a ser produzida e promover a continuidade da sua espécie, sendo necessário existir uma proteção prioritária da espécie *Ruditapes decussatus* neste ecossistema. Visto que a espécie invasora provoca um forte impacto no sedimento e no ecossistema com consequências para as comunidades dos sistemas que a mesma invadiu, evidencia-se que a sua presença num ecossistema, devido ao rápido crescimento das suas populações, é um problema grave que deve ser corrigido, já que a origem da espécie no ecossistema não ocorreu naturalmente e foi sim introduzida por ação humana.

Terá de ser também a ação humana a tomar medidas de controlo da espécie e evitar o desaparecimento de outras espécies, como também já se tem vindo a verificar.

#### 4.3. Substituição da espécie nativa *Ruditapes decussatus* pela espécie invasora *Ruditapes philippinarum*

Uma vez que estas espécies ocupam o mesmo habitat, existe competição entre elas por obtenção de recursos e por espaço, a qual se verifica tanto em áreas de produção como no meio natural (Bautista-Parejo, 1989; Usero et al., 1997; FAO, 2005b). Apesar de a Ria de Aveiro ser um ecossistema rico em clorofila *a*, a qual constitui uma fonte de alimento para os bivalves (Lopes et al., 2017), a produção primária pode ser insuficiente para sustentar toda a biomassa de amêijoas que habita na laguna. Por sua vez, a matéria orgânica presente no sedimento ressuspendido pelas amêijoas constitui outra fonte de alimento, existindo uma relação positiva entre a bioturbação e a obtenção de alimento (Pranovi et al., 2003). A amêijoia-boia alimenta-se essencialmente da produção primária (fitoplâncton) e microbentos existente na coluna de água e na superfície do sedimento (Page e Lastra, 2003). Por sua vez, a espécie *Ruditapes philippinarum* não é tão seletiva quanto a espécie nativa, pois possui um maior espetro trófico, no qual se incluem diatomáceas bentónicas e detritos, o que, aliado ao seu potencial de bioturbação, proporcionará à espécie invasora otimizar a obtenção de alimento (Sorokin e Giovanardi, 1995; Pranovi et al., 2003). Os resultados deste estudo são indicativos de que não existem diferenças na intensidade de

bioturbação entre as espécies *Ruditapes decussatus* e *Ruditapes philippinarum*, porém, a amêijoja-japónica beneficia mais da atividade de bioturbação para a captação de alimento.

Por sua vez, a atividade de bioturbação de uma espécie pode garantir-lhe refúgio (Beauchard et al., 2017) pelo que, a capacidade da amêijoja-boia em atingir grandes profundidades pode consistir numa vantagem relativamente à espécie invasora, visto que a espécie invasora se encontra mais vulnerável à predação, por habitar geralmente nas camadas superficiais do sedimento (até 40 mm) (Bidegain et al., 2015; Lee, 1996).

De acordo com Delgado e Pérez-Camacho (2007), a espécie *Ruditapes philippinarum* tem uma maior atividade reprodutora comparativamente com a espécie *Ruditapes decussatus*, devido à sua elevada taxa de desenvolvimento das gónadas. Para além disto, a espécie invasora exibe um maior desenvolvimento, até mesmo em condições adversas (Delgado e Pérez-Camacho, 2007), e pode exercer duas posturas anuais. Posto isto, uma maior capacidade reprodutiva e maior obtenção de recursos por parte da espécie invasora consistem em vantagens adaptativas que permitem um maior e mais rápido crescimento da população, determinando o seu sucesso sobre a espécie nativa.

#### 4.3.1. Impactos socioeconómicos para as produções de amêijoas

A produção de bivalves é uma importante fonte de rendimento para as populações junto de sistemas litorais, pelo que estes estudos se tornam ainda mais importantes quando as espécies têm um elevado valor comercial e é prioritária uma gestão do seu cultivo sustentável para remediar eventuais perdas económicas (Vincenzi et al., 2006; Vilà et al., 2010; Bidegain et al., 2015). Como a produtividade é um fator limitante, a introdução de espécies economicamente mais competitivas muitas vezes é a solução para superar as limitações de uma baixa produção de bivalves, como é o caso da introdução da espécie *Ruditapes philippinarum* em Portugal (FAO, 2005b). Ambas as espécies de amêijoas *Ruditapes decussatus* e *Ruditapes philippinarum* possuem uma elevada importância ecológica e valor socioeconómico nos ecossistemas costeiros desde o Oceano Atlântico e Mar Mediterrâneo até aos Oceanos Índico e Pacífico. Todavia, o crescimento das populações de amêijoja-japónica é maior e ocorre até mesmo em condições adversas, o que torna esta espécie economicamente vantajosa, pelo que seria de esperar que os produtores optassem pela sua produção. Contudo, a preferência pelo cultivo da espécie invasora pode significar uma incontornável perda da população da espécie nativa na Ria de Aveiro, para além de

## Bioturbação de uma espécie de amêijoia nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

que a cultura da amêijoia-japónica é mais dispersa e ocorre em mais regiões do Mundo (FAO, 2005b) comparativamente com a amêijoia-boa, sendo-lhe atribuído menor valor comercial. O facto de a espécie *Ruditapes decussatus* ter um maior valor comercial, também devido à melhor qualidade nutricional que lhe é atribuída (Anacleto et al., 2014), e estar eminente o seu desaparecimento, começa a alertar a população para a necessidade de controlar o crescimento da espécie invasora e parar a sua cultura nos ecossistemas ameaçados (Cháinho, 2015).

Bioturbação de uma espécie de amêijoia nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

## 5. Conclusão

---

Este estudo permitiu concluir que a intensidade de bioturbação da amêijoia-boia e da amêijoia-japónica, com base nos rácios testados, não apresenta diferenças significativas, pelo que, perante um eventual cenário de substituição da espécie nativa pela espécie invasora, o ecossistema não irá sofrer alterações ao nível da bioturbação do sedimento.

Um maior espetro trófico e a evidência de uma relação positiva entre a bioturbação e a obtenção de alimento, constituem vantagens adaptativas da espécie invasora que, aliada à sua elevada taxa reprodutiva, lhe permite exibir um maior crescimento das suas populações. O contínuo aumento das populações da espécie invasora implica uma progressiva diminuição das populações da amêijoia nativa. A bioturbação é favorável à própria espécie e pode sê-lo, também, para a restante comunidade, se controlada, uma vez que promove a criação de habitats, proteção contra predadores e a oxigenação do sedimento. Uma elevada intensidade de bioturbação tende a agravar a perturbação física do sedimento, podendo causar a perda de coesão e aumentar o seu transporte, provocando o aumento da turbidez da água. Desta forma pode ser dificultado o estabelecimento das espécies que habitam o sedimento e até mesmo de larvas, demonstrando o impacto negativo que elevadas densidades da espécie invasora podem causar nas comunidades bentónicas, perante uma eventual substituição da espécie nativa pela espécie invasora no ecossistema.

A avaliação dos impactos ecológicos e económicos provocados pela invasão de uma espécie suporta a relevância deste estudo, já que normalmente são analisados em separado, apesar de estarem fortemente correlacionados (Vilà et al., 2010). As conclusões retiradas deste estudo são muito importantes para ajudar a identificar problemas na produção de amêijoas na Ria de Aveiro, devido à sua importância ecológica e socioeconómica. De acordo com os resultados obtidos, são necessárias medidas para o controlo da disseminação da espécie invasora *Ruditapes philippinarum* na Ria de Aveiro, o que ajudará a suportar os impactos causados no ecossistema (Gabriel et al., 2014) e, conseqüentemente, poderá contribuir para o restabelecimento das populações da espécie nativa, com maior valor comercial (Vilà et al., 2010). Este estudo é um alerta para os produtores aquícolas no que respeita à introdução de espécies não autóctones com rápidas taxas de crescimento no ecossistema. Em suma, este estudo constitui mais uma contribuição para o conhecimento dos perigos que estas espécies representam, devendo, assim, serem tomadas medidas de prevenção, já que se torna menos dispendioso se o problema for

Bioturbação de uma espécie de amêijoia nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

evitado atempadamente (Gabriel et al., 2014). É importante ainda salientar a necessidade de realizar mais estudos que abordem também outras componentes, a fim de se ter uma noção mais completa de como é que as espécies perturbam os ecossistemas bentónicos e os seus efeitos biogeoquímicos (Majdi et al., 2014).

## 6. Referências Bibliográficas

---

- Abecasis, C. K., 1961. As formações lagunares e seus problemas de engenharia do litoral (contribuição de um estudo sistemático). Lisboa: Junta de Investigação do Ultramar.
- Aller, R. C., 1988. Benthic fauna and biogeochemical processes in marine sediments: the role of burrow structures. *Nitrogen cycling in coastal marine environments*, 301-338.
- Alveirinho Dias, J. M., 2004. A análise sedimentar e o conhecimento dos sistemas marinhos – Uma introdução à Oceanografia geológica. Disponível em: [http://w3.ualg.pt/~jdias/JAD/eb\\_Sediment.html](http://w3.ualg.pt/~jdias/JAD/eb_Sediment.html) [Consultado em julho de 2017].
- Amorim, I., 2014. Recursos e infra-estruturas portuárias: gestão e funcionalidade de um porto: Aveiro (1756-1857). *Revista da Faculdade de Letras: História, III Série*, vol. 9 (2008), 141-168.
- Anacleto, P., Maulvault, A. L., Bandarra, N. M., Repolho, T., Nunes, M. L., Rosa, R., e Marques, A., 2014. Effect of warming on protein, glycogen and fatty acid content of native and invasive clams. *Food research international*, 64, 439-445.
- Anderson, M. J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral ecology*, 26(1), 32-46.
- Anderson, M. J., Gorley, R. N. e Clarke, K. R., 2008. PERMANOVA+ for PRIMER Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth, UK, 214.
- Bautista-Parejo, C., 1989. *Moluscos, tecnología de cultivo (Mollusks, culture technology)*. Mundi-Prensa, Madrid.
- Beauchard, O., Veríssimo H., Queirós, A. M. e Herman, P. M. J., 2017. The use of multiple biological traits in marine community ecology and its potential in ecological indicator development. *Ecological indicators*, 76, 81–96.
- Bidegain, G., Bárcena, J. F., García, A., e Juanes, J. A., 2015. Predicting coexistence and predominance patterns between the introduced Manila clam (*Ruditapes philippinarum*)

Bioturbação de uma espécie de amêijoja nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

and the European native clam (*Ruditapes decussatus*). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 152, 162-172.

Bouma, T. J., Olenin, S., Reise, K., e Ysebaert, T., 2009. Ecosystem engineering and biodiversity in coastal sediments: posing hypotheses. *Helgoland Marine Research*, 63(1), 95.

Castro, H., Ramalheira, F., Quintino, V., e Rodrigues, A. M., 2006. Amphipod acute and chronic sediment toxicity assessment in estuarine environmental monitoring: an example from Ria de Aveiro, NW Portugal. *Marine Pollution Bulletin*, 53(1), 91-99.

Chainho, P., Fernandes, A., Amorim, A., Ávila, S. P., Canning-Clode, J., Castro, J. J., Costa, A. C., Cruz, T., Gollash, S., Grazziotin-Soares, C., Melo, R., Micael, J., Parente, M. I., Semedo, J., Silva, T., Sobral, D., Sousa, M., Torres, P., Veloso, V. e Costa, M. J., 2015. Non-indigenous species in Portuguese coastal areas, coastal lagoons, estuaries and islands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167, 199-211.

Chiesa, S., Chainho, P., e Ruano, F., 2016. Country report from Portugal. Relatório de Pesquisa da Organização de Pesquisa e Educação da Pesca. *Bulletin of Japan Fisheries Research and Education Agency*, (42), 121-123.

Clarke, K. R., e Gorley, R. N., 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth, UK, 190.

Crespo, D., Dolbeth, M., Leston, S., Sousa, R., e Pardal, M. Â., 2015. Distribution of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the invaded range: a geographic approach with notes on species traits variability. *Biological Invasions*, 17(7), 2087-2101.

Crespo, D., Grilo, T. F., Baptista, J., Coelho, J. P., Lillebø, A. I., Cássio, F., Fernandes, I., Pascoal, C., Pardal, M. A., e Dolbeth, M., 2017. New climatic targets against global warming: will the maximum 2° C temperature rise affect estuarine benthic communities?. *Scientific reports*, 7(1), 3918.

Cunha, M. R., Sorbe, J. C., e Moreira, M. H., 1999. Spatial and seasonal changes of brackish peracaridan assemblages and their relation to some environmental variables in two tidal channels of the Ria de Aveiro (NW Portugal). *Marine Ecology Progress Series*, 69-87.

Dame, R. F., 1996. *Ecology of Marine Bivalves: anecosystem approach*. CRC PRESS.

Bioturbação de uma espécie de amêijoia nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

- Davis, M. A., 2009. *Invasion biology*. Oxford University Press on Demand.
- Delgado, M., e Pérez-Camacho, A., 2007. Comparative study of gonadal development of *Ruditapes philippinarum* (Adams and Reeve) and *Ruditapes decussatus* (L.) (Mollusca: Bivalvia): Influence of temperature. *Scientia Marina*, 71(3), 471-484.
- DGRM, 2017. Direção-Geral dos Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos. Disponível em: [https://www.dgrm.mm.gov.pt/xportal/xmain?xpid=dgrm&actualmenu=1470669&selecte dmenu=1476137&xpgid=genericPageV2&conteudoDetalhe\\_v2=168786](https://www.dgrm.mm.gov.pt/xportal/xmain?xpid=dgrm&actualmenu=1470669&selecte dmenu=1476137&xpgid=genericPageV2&conteudoDetalhe_v2=168786) [Consultado em Setembro de 2017].
- Dias, J. M. S. S., 2001. Contribution to the study of the Ria de Aveiro hydrodynamics. (Tese de Doutoramento, Universidade de Aveiro). Disponível em: <http://hdl.handle.net/10773/4939> [Consultado em setembro de 2017].
- Dias, J. M., e 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.
- Doeglas, D. J., 1968. Grain-size indices, classification and environment. *Sedimentology*, 10(2), 83-100.
- Eisma, D., de Boer, P. L., Cadee, G. C., Dijkema, K., Ridderinkhof, H., e Philippart, C., 1998. Intertidal Deposits: River Mouths, Tidal Flats, and Coastal Lagoons. *The Quarterly Review of Biology* 2000, 75(3), 335-335.
- INE, I. P, 2015. Estatísticas da Pescas 2014.
- FAO, 2005a. Cultured Aquatic Species Information Programme. *Ruditapes decussatus*. FAO Fisheries and Aquaculture Department, 2017. Rome. Disponível em: [http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Ruditapes\\_decussatus/en](http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Ruditapes_decussatus/en) [Consultado em junho de 2017].
- FAO, 2005b. Cultured Aquatic Species Information Programme. *Ruditapes philippinarum*. FAO Fisheries and Aquaculture Department, 2017. Rome. Disponível em:

Bioturbação de uma espécie de amêijoia nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

[http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Ruditapes\\_philippinarum/en](http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Ruditapes_philippinarum/en) [Consultado em junho de 2017].

Fernández, A., García, T., Asensio, L., Rodríguez, M. Á., González, I., Céspedes, A., Hernández, P. E., e Martín, R., 2000. Identification of the clam species *Ruditapes decussatus* (grooved carpet shell), *Venerupis pullastra* (pullet carpet shell), and *Ruditapes philippinarum* (Japanese carpet shell) by PCR-RFLP. *Journal of agricultural and food chemistry*, 48(8), 3336-3341.

Gabriel, R. G., Ré, A., Gonçalves, F., Costa, R., e Pereira, J. L., 2014. Monitorização e controlo da amêijoia invasora *Corbicula fluminea* em indústrias hidro-dependentes. *Revista Captar: Ciência e Ambiente para Todos*, 4(1).

Gofas, S., 2014a. *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758). MolluscaBase, 2017. World Register of Marine Species. Disponível em: <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=231749> [Consultado em setembro de 2017].

Gofas, S., 2014b. *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850). MolluscaBase, 2017. World Register of Marine Species. Disponível em: <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=231750> [Consultado em setembro de 2017].

Google maps, 2017a. Disponível em: <https://www.google.pt/maps/@39.6608117,-8.9872729,598227m/data=!3m1!1e3?hl=pt-PT> [Consultado em outubro de 2017].

Google maps, 2017b. Disponível em: <https://www.google.pt/maps/@40.6823198,-8.6742576,40748m/data=!3m1!1e3?hl=pt-PT> [Consultado em outubro de 2017].

Google maps, 2017c. Disponível em: <https://www.google.pt/maps/@40.6008021,-8.7378085,424m/data=!3m1!1e3?hl=pt-PT> [Consultado em outubro de 2017].

Gouletquer, P., 1997. A bibliography of the Manila clam *Tapes philippinarum*. IFREMER, RIDRV-97.021RN La Tremblade, 122.

Bioturbação de uma espécie de amêijoia nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

- Gouletquer, P., Robert, R., e Trut, G., 1999. Manila clam *Tapes philippinarum* culture: Sediment-clam interactions. *Aquatic Living Resources*, 12(1), 45-56.
- Hakenkamp, C. C., Ribblett, S. G., Palmer, M. A., Swan, C. M., Reid, J. W., e Goodison, M. R., 2001. The impact of an introduced bivalve (*Corbicula fluminea*) on the benthos of a sandy stream. *Freshwater Biology*, 46(4), 491-501.
- Hale, R., Mavrogordato, M. N., Tolhurst, T. J., e Solan, M., 2014. Characterizations of how species mediate ecosystem properties require more comprehensive functional effect descriptors. *Scientific reports*, 4.
- ICES, 2017. Report of the Benthos Ecology Working Group (BEWG), 8–12 May 2017, Gdynia, Poland. ICES CM 2017/SSGEPD:03. 37 pp.
- IUCN, 2000. Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland.
- Jones, C. G., Lawton, J. H., e Shachak, M., 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Ecosystem management*, 130-147. Springer New York.
- Kim, W. S., Huh, H. T., Huh, S. H., e Lee, T. W., 2001. Effects of salinity on endogenous rhythm of the Manila clam, *Ruditapes philippinarum* (Bivalvia: Veneridae). *Marine biology*, 138(1), 157-162.
- Komorita, T., Kajihara, R., Tsutsumi, H., Shibamura, S., Yamada, T., e Montani, S., 2014. Food sources for *Ruditapes philippinarum* in a coastal lagoon determined by mass balance and stable isotope approaches. *Plos one*, 9(1), 86732.
- Kristensen, E., e Andersen, F. Ø., 1987. Determination of organic carbon in marine sediments: a comparison of two CHN-analyzer methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 109(1), 15-23.
- Lee, S. Y., 1996. Distribution pattern and interaction of two infaunal bivalves, *Tapes philippinarum* (Adams and Reeve) and *Anomalocardia squamosa* (Linnaeus) (Bivalvia: Veneridae). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 201, 253-273.
- Lillebø, A. I., Queiroga, H., Dias, J. M., Alves, F., e Cleary, D. F. R., 2011. Ria de Aveiro: Uma visão dos processos ambientais, ecológicos e socioeconómicos. *Actas das Jornadas da Ria de*

Bioturbação de uma espécie de amêijoia nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

Aveiro, Universidade de Aveiro, CESAM-Centro de Estudos do Ambiente e do Mar, 334-339.

Lopes, M. L., Marques, B., Dias, J. M., Soares, A. M. V. M., e Lillebø, A. I., 2017. Challenges for the WFD second management cycle after the implementation of a regional multi-municipality sanitation system in a coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Science of the Total Environment*, 586, 215–225.

Maire, O., Lecroart, P., Meysman, F., Rosenberg, R., Duchêne, J. C., e Grémare, A., 2008. Quantification of sediment reworking rates in bioturbation research: a review. *Aquatic Biology*, 2(3), 219-238.

Majdi, N., Bardon, L., e Gilbert, F., 2014. Quantification of sediment reworking by the Asiatic clam *Corbicula fluminea* Müller, 1774. *Hydrobiologia*, 732(1), 85-92.

Martins, C., 2011. A laguna de Aveiro (Centro de Portugal) no século XIX: uma abordagem através da geomorfologia histórica. *Estudos do Quaternário*, 7(1), 61–72.

Matias, D., Joaquim, S., Matias, A. M., Moura, P., de Sousa, J. T., Sobral, P., e 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.

Mistri, M., 2004. Effect of *Musculista senhousia* mats on clam mortality and growth: much ado about nothing?. *Aquaculture*, 241(1), 207-218.

Moura, P., Garaulet, L. L., Vasconcelos, P., Chainho, P., Costa, J. L., e Gaspar, M. B., 2017. Age and growth of a highly successful invasive species: the Manila clam *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) in the Tagus Estuary (Portugal). *Aquatic Invasions*, 12(2), 133-146.

Nogaro, G., Charles, F., de Mendonça, J. B., Mermillod-Blondin, F., Stora, G., e François-Carcaillet, F., 2008. Food supply impacts sediment reworking by *Nereis diversicolor*. *Hydrobiologia*, 598(1), 403-408.

Page, H. M., e Lastra, M., 2003. Diet of intertidal bivalves in the Ria de Arosa (NW Spain): evidence from stable C and N isotope analysis. *Marine Biology*, 143(3), 519-532.

Bioturbação de uma espécie de amêijoia nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

- PDM Ílhavo, 2013. Camara Municipal de Ílhavo. Biofísico. Disponível em: <http://www.cm-ilhavo.pt/pages/315> [Consultado em agosto de 2017].
- Pereira, H. M., Domingos, T., Marta-Pedroso, C., Proença, V., Rodrigues, P., Ferreira, M., Teixeira, R., Mota, R., e Nogal, A., 2009. Uma avaliação dos serviços dos ecossistemas em Portugal: cenários. *Ecossistemas e bem-estar humano: resultados da avaliação para Portugal do millennium ecosystem assessment*. Escolar Editora, Lisboa, Portugal, 709-711. Disponível em: [https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/downloadFile/3779574685780/Cap20\\_ptMA.pdf](https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/downloadFile/3779574685780/Cap20_ptMA.pdf). [Consultado em outubro de 2017].
- Pimentel, D., Pimentel, M., e Wilson, A., 2007. Plant, Animal, and Microbe Invasive Species in the United States and World, in: Nentwig, W. (Ed.), *Biological Invasions*. Springer Berlin Heidelberg, 315-330.
- Pólis Litoral da Ria de Aveiro, 2011. Estudo da Caracterização da Qualidade Ecológica da Ria de Aveiro. *Ria de Aveiro POLIS LITORAL, AMBIECO 226*. Disponível em: <http://www.polisriadeaveiro.pt/pg02.php?cat=3&scat=1&module=0&itemID=8> [Consultado em agosto de 2017].
- Portaria nº 1026/2004. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas, 2014. *Diário da República: I Série-B ; N.º 186. 2004-08-09, 5153*.
- Pranovi, F., Libralato, S., Raicevich, S., Granzotto, A., Pastres, R., e Giovanardi, O., 2003. Mechanical clam dredging in Venice Lagoon: effects on ecosystem stability evaluated with a trophic mass-balance model. *Marine Biology*, 143, 393–403.
- Projeto BioMar PT, 2016. Curso: Identificação das espécies de moluscos não indígenas da costa portuguesa. IPMA (Instituto Português do Mar e da Atmosfera). Disponível em: [http://biomarpt.ipma.pt/pdfs/2159CURSO11\\_Guia\\_tecnico.pdf](http://biomarpt.ipma.pt/pdfs/2159CURSO11_Guia_tecnico.pdf) [Consultado em outubro de 2017].
- Projeto Gepeto, 2014. Caso de Estudo - Apanha de bivalves na Ria de Aveiro. Distribuição e abundância dos moluscos bivalves com maior interesse comercial na Ria de Aveiro. IPMA (Instituto Português do Mar e da Atmosfera).

Bioturbação de uma espécie de amêijoia nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

- Queirós, A. M., Hiddink, J. G., Johnson, G., Cabral, H. N., e Kaiser, M. J., 2011. Context dependence of marine ecosystem engineer invasion impacts on benthic ecosystem functioning. *Biological Invasions*, 13(5), 1059-1075.
- Queirós, A. M., Birchenough, S. N., Bremner, J., Godbold, J. A., Parker, R. E., Romero-Ramirez, A., Reiss, H., Solan, M., Somerfield, P. J., Colen, S. V., Hoey, G. e Widdicombe, S., 2013. A bioturbation classification of European marine infaunal invertebrates. *Ecology and evolution*, 3(11), 3958-3985.
- Quintino, V., Sangiorgio, F., Ricardo, F., Mamede, R., Pires, A., Freitas, R., Rodrigues, A. M., e Basset, A., 2009. In situ experimental study of reed leaf decomposition along a full salinity gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85(3), 497-506.
- Ramajal, J., Picard, D., Costa, J., Carvalho, F. B., Gaspar, M. B., e Chainho, P., 2016. Amêijoia-japonesa, uma nova realidade no estuário do Rio Tejo: pesca e pressão social e impacto sócio-económico. BRASPOR.
- REA, 2017. Relatório do Estado do Ambiente. Agência Portuguesa do Ambiente. Disponível em: <https://rea.apambiente.pt/content/produ%C3%A7%C3%A3o-em-aquicultura> [Consultado em Setembro, 2017].
- Rhoads, D. C., e Young, D. K., 1970. The influence of deposit-feeding organisms on sediment stability and community trophic structure. *Journal of Marine Research*, 28, 150-178.
- Rhoads, D. C., e Germano, J. D., 1982. Characterization of organism-sediment relations using sediment profile imaging: an efficient method of remote ecological monitoring of the seafloor (Remots™ System). *Marine Ecology Progress Series*, 115-128.
- Rodríguez-Moscoso, E., Pazo, J. P., Garcia, A., e Cortés, F. F., 1992. Reproductive cycle of Manila clam, *Ruditapes philippinarum* (Adams and Reeve 1850) in Ria of Vigo (NW Spain). *Scientia Marina*, 56(1), 61-67.
- Schiffers, K., Teal, L. R., Travis, J. M. J., e Solan, M., 2011. An open source simulation model for soil and sediment bioturbation. *PLoS One*, 6(12), e28028.
- Sgro, L., Mistri, M., e Widdows, J., 2005. Impact of the infaunal Manila clam, *Ruditapes philippinarum*, on sediment stability. *Hydrobiologia*, 550(1), 175-182.

Bioturbação de uma espécie de amêijoia nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

- Shepherd, M., e Clark, N. A., 1994. The effect of commercial cockling on the numbers of wintering waterfowl on the Solway estuary. British Trust for Ornithology.
- Silva, J. F., 1994. Circulação da água na Ria de Aveiro, contribuição para o estudo da qualidade da água. (Tese de Doutoramento, Universidade de Aveiro).
- Sobral, M. P. O., 1995. Ecophysiology of *Ruditapes decussatus*. (Tese de Doutoramento, Universidade de Lisboa), 179.
- Solan, M., Wigham, B. D., Hudson, I. R., Kennedy, R., Coulon, C. H., Norling, K., Nilsson, H. C., e Rosenberg, R., 2004. In situ quantification of bioturbation using time-lapse fluorescent sediment profile imaging (f-SPI), luminophore tracers and model simulation. Marine Ecology Progress Series, 271, 1-12.
- Sorokin, Y. I., e Giovanardi, O., 1995. Trophic characteristics of the Manila clam (*Tapes philippinarum* Adams and Reeve). ICES Journal of Marine Science, 52(5), 853-862.
- Sousa, R., Gutiérrez, J. L., e Aldridge, D. C., 2009. Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers. Biological Invasions, 11(10), 2367-2385.
- Sousa, L. P., Lillebø, A. I., Gooch, G. D., Soares, J. A., e Alves, F. L., 2013. Incorporation of local knowledge in the identification of Ria de Aveiro lagoon ecosystem services (Portugal). Journal of Coastal Research, 65(sp1), 1051-1056.
- Spencer, B. E., Kaiser, M. J., e Edwards, D. B., 1998. Intertidal clam harvesting: benthic community change and recovery. Aquaculture Research, 29(6), 429-437.
- Teixeira, S. L. R. B., 1994. Dinâmica morfossedimentar da Ria de Aveiro (Portugal). (Tese de doutoramento, Universidade de Lisboa), 396.
- Usero, J., González-Regalado, E., e Garcial, I., 1997. Trace metals in the bivalve molluscs *Ruditapes decussatus* and *Ruditapes philippinarum* from the Atlantic coast of Southern Spain. Environment International, 23, 291-298.
- Vaughn, C. C., e Hakenkamp, C. C., 2001. The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. Freshwater Biology, 46(11), 1431-1446.

Bioturbação de uma espécie de amêijoia nativa e uma invasora em simpatria: implicações nas funções de um ecossistema estuarino

- Vincenzi, S., Caramori, G., Rossi, R., e De Leo, G. A., 2006. Estimating clam yield potential in the Sacca di Goro lagoon (Italy) by using a two-part conditional model. *Aquaculture*, 261(4), 1281-1291.
- Vilà, M., Basnou, C., Pyšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Nentwig, W., Olenin, S., Roques, A., Roy, D., e Hulme, P. E., 2010. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(3), 135-144.
- Vilela, H., 1950. Vida bentónica de *Tapes decussatus* (L.). *Travaux de la station de Biologie Maritime de Lisbonne*, 13, 1-120.
- Werner, S., e Rothhaupt, K. O., 2007. Effects of the invasive bivalve *Corbicula fluminea* on settling juveniles and other benthic taxa. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(4), 673-680.