

## **DIRETIVA-QUADRO “ESTRATÉGIA MARINHA”**

### **Descritor 6 – Integridade dos fundos marinhos**

#### **Relatório do segundo ciclo de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas nas subdivisões do Continente e da Plataforma Continental Estendida**

**Outubro, 2018**

## 6. Descritor 6

“O nível de integridade dos fundos marinhos assegura que a estrutura e as funções dos ecossistemas são salvaguardadas e que os ecossistemas bentónicos, em particular, não são afetados negativamente” (Diretiva 2008/56/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 17 de junho de 2008).

A avaliação do Estado Ambiental do Descritor 6 foi realizada para a subdivisão do Continente e para a subdivisão da Plataforma Continental Estendida.

### 6.1 Introdução

Na Decisão da Comissão 2010/477/UE considerou-se que o objetivo do Descritor 6 é que “as pressões humanas sobre o leito marinho não devem impedir os componentes do ecossistema de conservar a sua diversidade natural, a produtividade e os processos ecológicos dinâmicos, tendo em conta a resiliência do ecossistema. A escala de avaliação para este descritor pode ser particularmente problemática devido à diversidade das características de determinados ecossistemas bentónicos e de várias pressões humanas. Após um exame inicial dos impactos e ameaças às especificidades da biodiversidade e das pressões humanas, é necessário realizar uma avaliação e monitorização e há que integrar os resultados das avaliações mais estritas nas avaliações em maior escala, que abrangem, se for caso disso, uma subdivisão, sub-região ou região.”

Na avaliação do estado inicial da integridade dos fundos marinhos da subdivisão do Continente, datada de outubro de 2012 (MAMAOT 2012a), as áreas de avaliação escolhidas dependeram da informação disponível para a avaliação de cada um dos indicadores. Foram consideradas três áreas de avaliação, A, B, C, por sua vez divididas nas subáreas A1, A2, A3, B1, B2; B3, B4, B5, C1, C2 e C3 (figura 6.1 e tabela 6.1), para a avaliação do estado dos povoamentos bentónicos do substrato móvel subtidal.

Para essa avaliação foram consideradas as atividades que causam perdas ou danos físicos e as áreas onde elas ocorrem e os critérios e indicadores previstos na Decisão da Comissão 2010/477/UE, a saber: o critério 6.1 (danos físicos, tendo em conta as características do substrato), com os indicadores 6.1.1 (tipo, abundância, biomassa e extensão da área do substrato biogénico pertinente) e 6.1.2 (extensão do leito marinho significativamente afetado por atividades humanas para os diferentes tipos de substrato), e o critério 6.2 (condição da comunidade bentónica), com os indicadores 6.2.1 (presença de espécies particularmente sensíveis e/ou tolerantes) e 6.2.2 (índices multimétricos de avaliação da condição e funcionalidade da comunidade bentónica, como a diversidade e riqueza das espécies e a proporção de espécies oportunistas em relação às espécies sensíveis).

Em relação ao critério 6.1 foram analisadas e quantificadas a extensão das pressões sobre o fundo marinho, nomeadamente as relacionadas com a pesca de arrasto costeiro de peixes e de crustáceos, com a pesca de moluscos bivalves com ganchorra, a existência de recifes artificiais, a instalação de cabos submarinos, a deposição de dragados na plataforma continental geológica, a extração de inertes, em particular, de areia para alimentação artificial de praias e a presença de portos e marinas. No entanto, não se conseguiu avaliar o impacto que estas tiveram sobre o fundo, porque se desconhecia a extensão do leito marinho afetado. Por carência de estudos dirigidos, consideraram-se desconhecidas a intensidade ou amplitude das perturbações físicas provocadas pelas atividades elencadas e, portanto, não foi possível fazer a avaliação do Bom Estado Ambiental deste critério (MAMAOT 2012a).

A avaliação do Bom Estado Ambiental deste descritor focou-se essencialmente na avaliação da condição das comunidades bentónicas por meio do indicador 6.2.2, através da determinação do índice de qualidade ecológica M-AMBI (Borja et al 2000) e do rácio entre espécies oportunistas e sensíveis. Adicionalmente foi efetuada a análise dos teores de oxigénio dissolvido junto ao fundo, considerados indicadores relevantes da condição da comunidade bentónica (e.g. HELCOM 2017). Em consequência da diminuição de oxigénio junto ao fundo, podem ocorrer mudanças significativas nas comunidades bentónicas e mortalidades elevadas dos organismos (Rice et al 2010). Os resultados obtidos na subdivisão do Continente concluíram pelo Bom Estado Ambiental Atingido para todas as áreas de avaliação com graus de confiança variáveis (baixo, médio e elevado), para os povoamentos bentónicos do substrato móvel subtidal, e elevado para as comunidades bentónicas nas áreas de pesca de bivalves com ganchorra. Os baixos rácios entre espécies oportunistas e espécies sensíveis, os valores do índice M-AMBI e os níveis do oxigénio dissolvido junto ao fundo (5,5 mg/l-8,8 mg/l), sugeriram uma boa qualidade ecológica das comunidades, compatível com uma boa integridade dos fundos que lhes servem de habitat (MAMAOT 2012a).

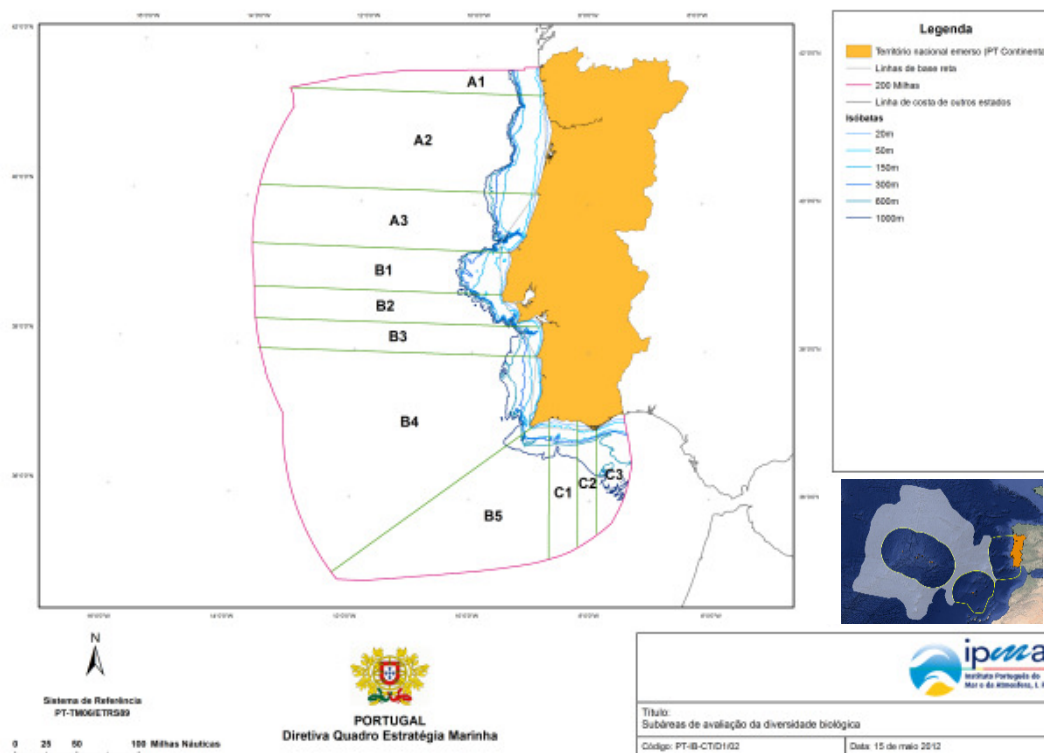
Em relação às áreas de avaliação da subdivisão da Plataforma Continental Estendida em 2012, não se identificaram ações antropogénicas que resultassem em alterações, permanentes ou temporárias, nas condições de integridade dos fundos marinhos (MAMAOT 2012b). Mesmo no que diz respeito a eventuais atividades de pesca de arrasto de fundo, que poderiam condicionar a estrutura e as funções das comunidades bentónicas, aquelas encontram-se, desde 2005, interditas em áreas NEAFC (Comissão de Pesca do Atlântico Nordeste) que coincidem total ou parcialmente com as Áreas Marinhas Protegidas (AMP) Monte Submarino Altair, Dorsal Médio-Atlântica a Norte dos Açores (MARNA) e Monte Submarino Antialtair. Também não foram registadas atividades de pesca nas áreas das AMP Monte Submarino Josephine e Campo Hidrotermal Rainbow.

Assim, considerou-se que as áreas de avaliação da subdivisão da Plataforma Continental Estendida atingiram o Bom Estado Ambiental no que diz respeito a este descritor, atribuindo-se, no entanto, um grau de confiança baixo a esta classificação, dada a natureza qualitativa da mesma e a escassez de dados disponíveis (MAMAOT 2012b).

## 6.2. Metodologia e dados

### 6.2.1. Áreas de avaliação

Para a realização da atual avaliação do descritor 6 “Integridade dos fundos marinhos” da subdivisão do Continente, foram consideradas as mesmas áreas de avaliação (figura 6.1; tabela 6.1) que na avaliação do estado inicial efetuada nos termos do artigo 8.º, n.º 1, da Diretiva 2008/56/CE. Os critérios utilizados para as divisões adotadas basearam-se na topografia e tipo de fundo (predominantemente arenoso, predominantemente lodoso ou dominado por afloramentos rochosos), na profundidade (em concordância com as comunidades bentónicas e piscícolas identificadas na costa portuguesa) e na intensidade do afloramento costeiro. Foi garantida a harmonização com as tipologias adotadas na Diretiva Quadro da Água (Bettencourt et al 2004).



**Figura 6.1.** Áreas de avaliação das comunidades bentónicas do substrato móvel subtidal na subdivisão do Continente (adaptado de MAMAOT 2012a).

**Tabela 6.1.** Áreas e subáreas de avaliação da subdivisão do Continente consideradas para o descritor 6 (MAMAOT 2012a).

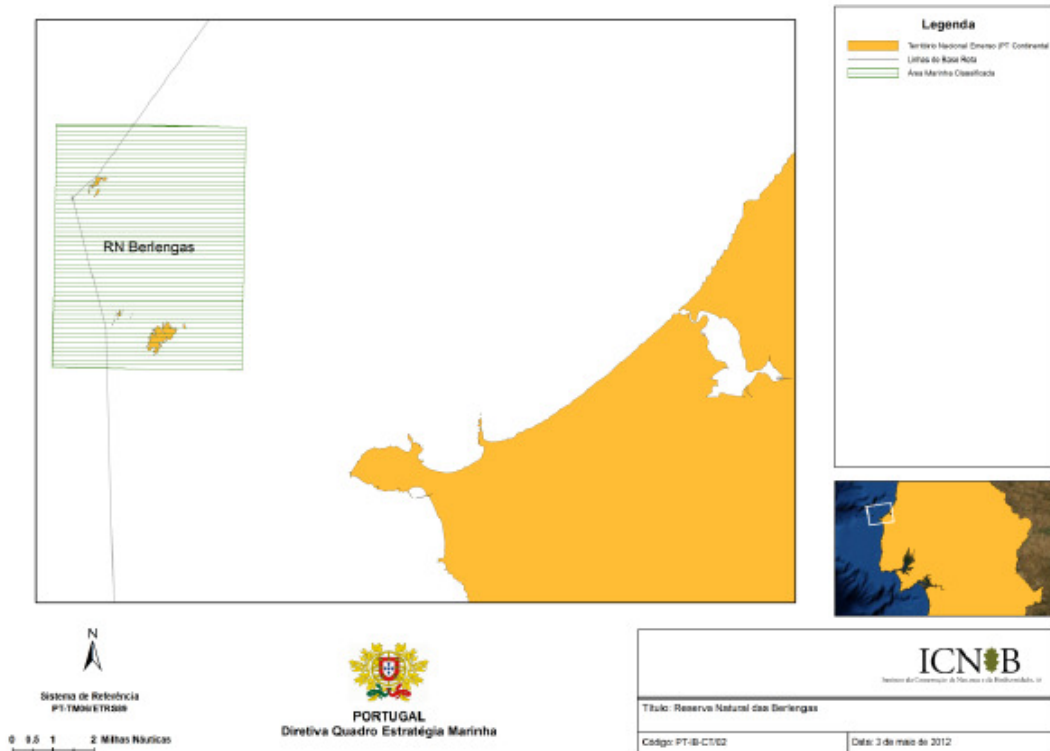
Áreas	Subáreas
A – Área compreendida entre a foz do rio Minho e Peniche	A1 – entre Caminha e Apúlia
	A2 – entre Apúlia e Figueira da Foz
	A3 – entre Figueira da Foz e Cabo Carvoeiro
B – Área compreendida entre Peniche e Foz do Rio Arade	B1 – entre Cabo Carvoeiro e Cabo da Roca
	B2 – entre Cabo da Roca e Cambalhão
	B3 – entre Cambalhão e Sines
	B4 – entre Sines e Cabo de S. Vicente
	B5 – entre Cabo de S. Vicente e Ponta da Piedade (Lagos)
C – Área compreendida entre a Foz do Rio Arade e a Foz do rio Guadiana	C1 – entre a Ponta da Piedade e Olhos d'Água
	C2 – entre Olhos d'Água e a Barra de Faro
	C3 – entre a Barra de Faro e Vila Real de Santo António

Nas áreas de avaliação referidas foram ainda alvo de avaliação específica:

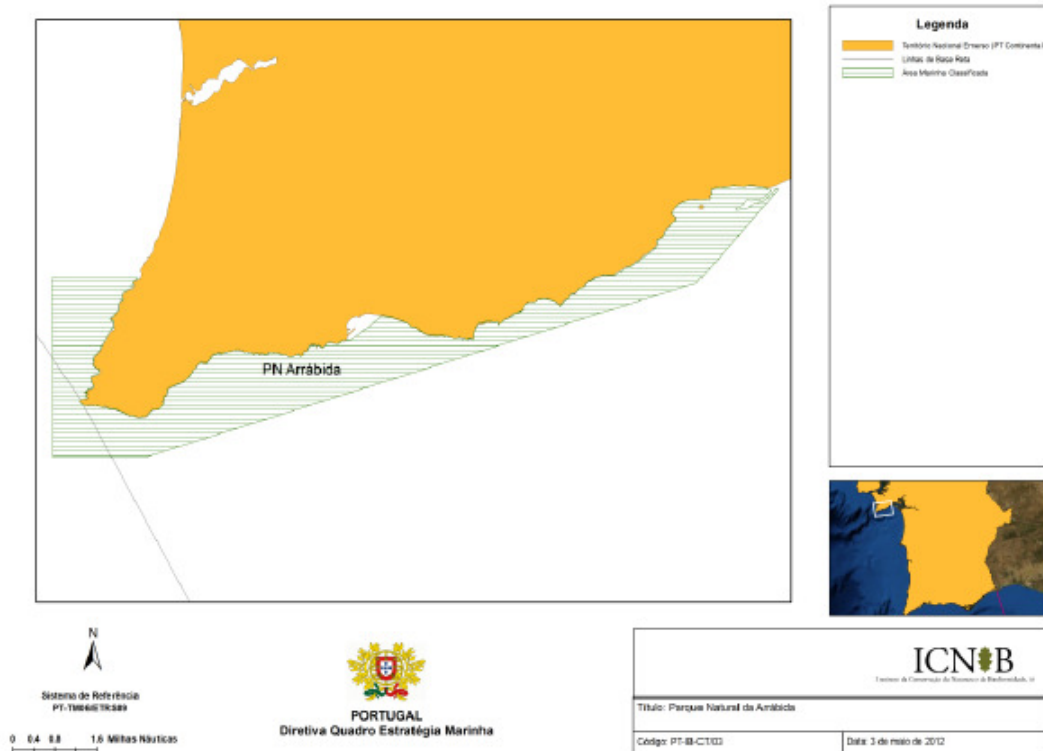
- O Banco Gorringe (subárea B4) classificado como Sítio de Importância Comunitária desde 2015 (Resolução do Conselho de Ministros n.º 59/2015 de 31 de julho), dada a sua importância para a conservação de habitats e espécies marinhas que constam da Diretiva “Habitats”.
- As cinco Áreas Marinhas Protegidas no âmbito da legislação nacional integradas na Rede Nacional de Áreas Protegidas: Parque Natural do Litoral Norte (figura 6.2), Reserva Natural das Berlengas (figura 6.3), Parque Marinho Professor Luiz Saldanha incluído no Parque Natural da Arrábida (figura 6.4), Reserva Natural das Lagoas de Santo André e da Sancha e Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (figura 6.5).



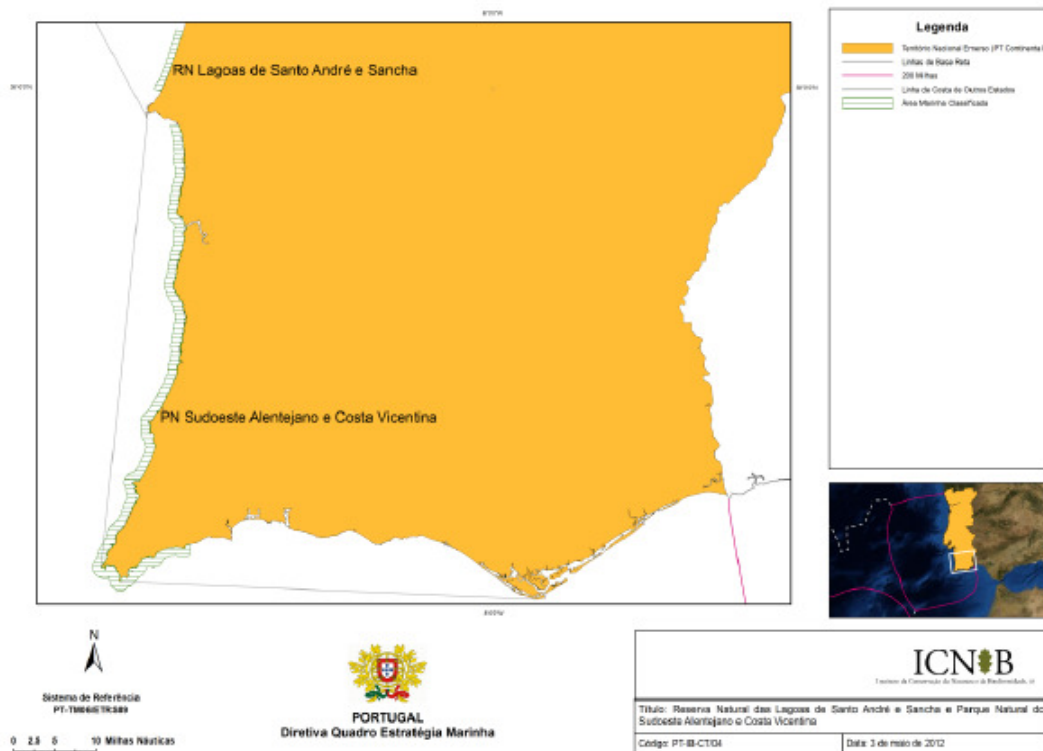
**Figura 6.2.** Parque Natural do Litoral Norte (retirado de MAMAOT 2012a).



**Figura 6.3.** Reserva Natural das Berlengas (retirado de MAMAOT 2012a).



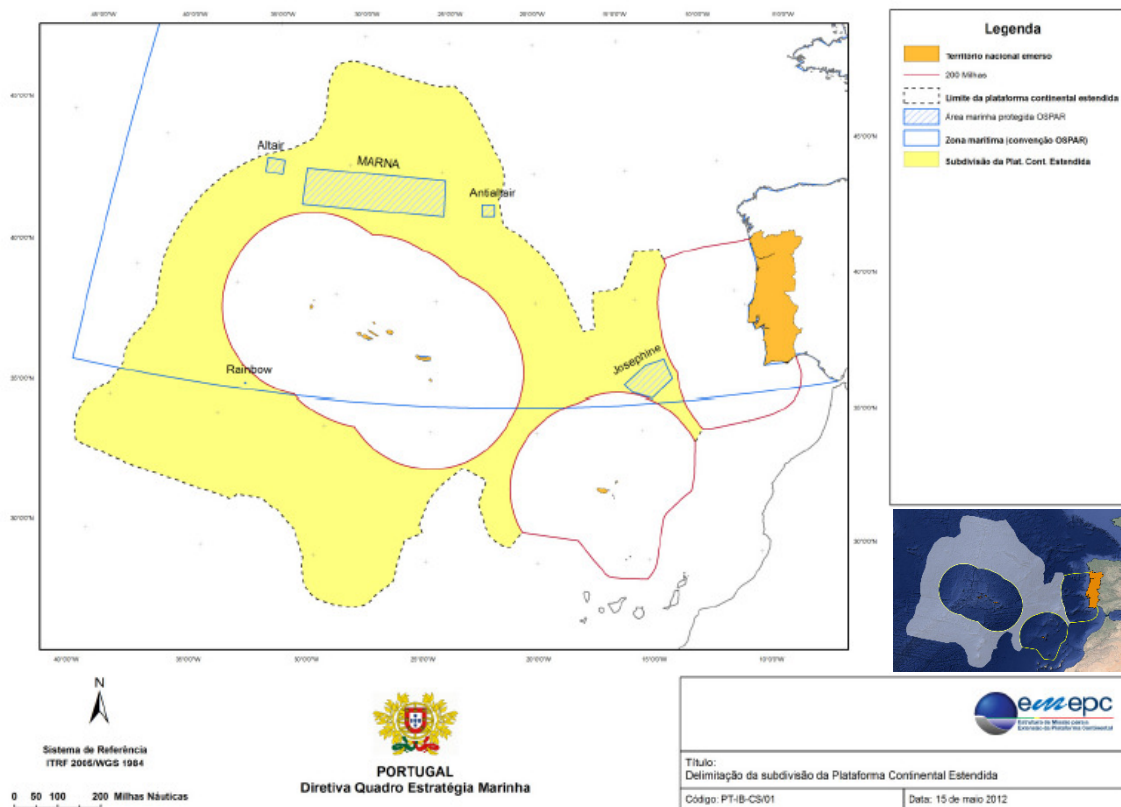
**Figura 6.4.** Parque Marinho Professor Luiz Saldanha (Parque Natural da Arrábida) (retirado de MAMAOT 2012a).



**Figura 6.5.** Reserva Natural das Lagoas de Santo André e Sancha e Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (retirado de MAMAOT 2012a).



As áreas de avaliação consideradas para a subdivisão da Plataforma Continental Estendida foram as AMP OSPAR: Monte Submarino Josephine, Campo Hidrotermal Rainbow, Monte Submarino Altair, Dorsal Médio-Atlântica a Norte dos Açores (MARNA) e Monte Submarino Antialtair (figura 6.6). Além destas áreas, foram considerados os montes submarinos Atlantis e Irving, localizados a sul da subdivisão dos Açores. Apesar de não possuírem qualquer estatuto de conservação e de não terem sido incluídos na avaliação inicial do Estado Ambiental, foram considerados para esta avaliação devido à existência de informação relevante obtida no período em análise.



**Figura 6.6.** Delimitação da subdivisão da Plataforma Continental Estendida e respetivas Áreas Marinhas Protegidas OSPAR, objeto de avaliação no âmbito da DQEM (adaptado de MAMAOT 2012b).

### 6.2.2 Critérios definidos pela Decisão 2017/848/UE da Comissão

A Decisão (UE) 2017/848 da Comissão que revogou a Decisão da Comissão 2010/477/UE considera como pressões antropogénicas pertinentes: i) perdas físicas (devido à alteração permanente do substrato ou da morfologia dos fundos marinhos e à extração de substrato do fundo do mar) e ii) perturbação física do fundo marinho (temporária ou reversível). Os critérios de avaliação definidos, incluindo os respetivos elementos e normas metodológicas são apresentados na tabela 6.2.



**Tabela 6.2.** Critérios de avaliação do descritor 6, incluindo os respetivos elementos e normas metodológicas.

<b>Elementos dos critérios</b>	<b>Critérios</b>	<b>Critérios Normas metodológicas</b>
Perdas físicas dos fundos marinhos (incluindo zonas intermareais).	D6C1 — Primário: Extensão e distribuição espacial das perdas físicas (alteração permanente) dos fundos marinhos.	Escala de avaliação: A mesma utilizada na avaliação dos tipos de habitats bentónicos no âmbito dos descritores 1 e 6. Utilização dos critérios: os resultados da avaliação do critério D6C1 (a distribuição e uma estimativa da extensão das perdas físicas) devem ser utilizados para avaliar os critérios D6C4 e D7C1. Os resultados da avaliação do critério D6C2 (a distribuição e uma estimativa da extensão das pressões das perturbações físicas) devem ser utilizados para avaliar o critério D6C3. Os resultados da avaliação do critério D6C3 (uma estimativa da extensão dos efeitos negativos causados pelas perturbações físicas por tipo de habitat em cada zona de avaliação) devem contribuir para a avaliação do critério D6C5.
As perturbações físicas dos fundos marinhos (incluindo zonas intermareais).	D6C2 — Primário: Extensão e distribuição espacial das perturbações físicas dos fundos marinhos.	
Tipos de habitats bentónicos ou outros tipos de habitats, tal como utilizados no âmbito dos descritores 1 e 6.	D6C3 — Primário: Extensão espacial de cada tipo de habitat que é afetado negativamente pelas perturbações físicas, através da alteração da sua estrutura biótica e abiótica e das suas funções (por exemplo, através de alterações da composição das espécies e da sua abundância relativa, da ausência de espécies particularmente sensíveis ou frágeis ou de espécies que asseguram uma função essencial, bem como da estrutura de tamanhos das espécies). Os Estados-Membros devem estabelecer limiares para os efeitos negativos das perturbações físicas por meio da cooperação regional ou sub-regional.	Escala de avaliação: Subdivisão da região ou sub-região, refletindo as diferenças biogeográficas na composição de espécies do tipo de habitat. Utilização dos critérios: Uma única avaliação por tipo de habitat, utilizando os critérios D6C4 e D6C5, servirá para avaliar tanto os habitats bentónicos no âmbito do descritor 1 como a integridade dos fundos marinhos no âmbito do descritor 6. O nível de consecução do bom estado ambiental deve ser expresso, para cada zona avaliada, como: (a) Relativamente ao critério D6C4, uma
Tipos de habitats bentónicos enumerados na <b>tabela 6.3</b> presentes na região ou sub-região, e outros tipos de habitats definidos no segundo parágrafo. Os Estados-Membros podem selecionar tipos de habitats suplementares, através da cooperação regional e sub-regional, de acordo com os critérios enunciados nas «especificações para a seleção de espécies e habitats», os quais podem incluir tipos de habitats enumerados na Diretiva 92/43/CEE	D6C4 — Primário: A extensão da perda do tipo de habitat, resultante de pressões antropogénicas, não excede uma proporção especificada da extensão natural do tipo de habitat na zona de avaliação. Os Estados-Membros devem estabelecer a extensão máxima admissível da perda de habitat em proporção da extensão natural total do tipo de habitat, através da cooperação a nível da União, tendo em conta as especificidades regionais ou sub-regionais.  D6C5 — Primário: A extensão dos efeitos negativos das pressões antropogénicas na condição do tipo de habitat, incluindo a alteração da sua estrutura biótica e abiótica e das suas funções (por exemplo, a sua composição de espécies típica e a abundância relativa das mesmas, a ausência de espécies particularmente sensíveis ou frágeis ou de espécies	

<p>ou em acordos internacionais como as convenções marinhas regionais, para efeitos de: (a) Avaliação de cada tipo de habitat abrangido pelo critério D6C5; (b) Avaliação destes tipos de habitats. Será utilizado um único conjunto de tipos de habitats para avaliar tanto os habitats bentónicos no âmbito do descritor 1 como a integridade dos fundos marinhos no âmbito do descritor 6.</p>	<p>que assegurem uma função essencial e a estrutura de tamanhos das espécies), não excede uma proporção especificada da extensão natural do tipo de habitat na zona de avaliação. Os Estados-Membros devem estabelecer limiares para os efeitos negativos sobre a condição de cada tipo de habitat, assegurando a compatibilidade com os valores conexos estabelecidos no âmbito dos descritores 2, 5, 6, 7 e 8, através da cooperação a nível da União, tendo em conta as especificidades regionais ou sub-regionais. Os Estados-Membros devem estabelecer a extensão máxima admissível desses efeitos negativos em proporção da extensão natural total do tipo de habitat, através da cooperação a nível da União, tendo em conta as especificidades regionais ou sub-regionais.</p>	<p>estimativa da proporção e da extensão das perdas por tipo de habitat e se o valor estabelecido para essa extensão foi atingido; (b) Relativamente ao critério D6C5, uma estimativa da proporção e da extensão dos efeitos negativos, incluindo a proporção das perdas relativas à alínea a) por tipo de habitat e se o valor estabelecido para essa extensão foi atingido; (c) O estado geral do tipo de habitat, utilizando um método acordado a nível da União com base nas alíneas a) e b), e uma lista dos tipos de habitats existentes na zona de avaliação que não foram avaliados.</p>
---	--	--

Os critérios D6C1, D6C2 e D6C3 estão unicamente relacionados com as pressões «perdas físicas» e «perturbações físicas» e os seus impactos, enquanto que os critérios D6C4 e D6C5 se referem à avaliação global do descritor 6, juntamente com a dos habitats bentónicos no âmbito do descritor 1.

As especificações e os métodos normalizados para a avaliação estabelecem que:

1. Os dados sejam agregados de modo a que:

- a) O D6C1 seja avaliado como área perdida em relação à extensão natural total dos habitats bentónicos existentes na zona de avaliação (por exemplo, por extensão da modificação antropogénica);
- b) O D6C3 seja avaliado em relação à extensão natural total de cada tipo de habitat bentónico avaliado. Para efeitos da avaliação deve entender-se que a composição das espécies se refere ao mais baixo nível taxonómico apropriado para a avaliação.

2. As perdas físicas devem ser entendidas como uma alteração permanente dos fundos marinhos, que tenha durado ou se preveja que dure dois ciclos de apresentação de relatórios (12 anos) ou mais.

3. As perturbações físicas devem ser entendidas como uma alteração dos fundos marinhos que pode ser recuperada se as atividades causadoras dessa pressão deixarem de existir.

4. O estado de cada tipo de habitat deve ser avaliado utilizando, sempre que possível, as avaliações (por exemplo dos subtipos dos tipos de habitat) efetuadas a título da Diretiva 92/43/CEE (Diretiva Habitats) e da Diretiva 2000/60/CE (Diretiva Quadro da Água).

5. A avaliação do critério D6C4 utilizará a avaliação efetuada a título do critério D6C1.

6. Os critérios D6C4 e D6C5 correspondem aos critérios de «área de distribuição/superfície coberta por tipo de habitat dentro dessa área de distribuição» e de «estruturas e funções específicas» da Diretiva 92/43/CEE.

7. Para o critério D6C5, devem ser tidas em conta as avaliações dos efeitos negativos das pressões, nomeadamente a título do critério D6C3 e, também, de critérios de outros descritores, nomeadamente: D2C3 (Descritor 2), D3C1, D3C2, D3C3 (Descritor 3), D5C4, D5C5, D5C6, D5C7, D5C8 (Descritor 5), D7C2 (Descritor 7), D8C2 e D8C4 (Descritor 8). Para efeitos da avaliação deve entender-se que a composição das espécies se refere ao mais baixo nível taxonómico apropriado para a avaliação.

As unidades de medida para os critérios são:

— D6C1 (extensão da zona de avaliação fisicamente perdida): quilómetros quadrados (km<sup>2</sup>);

— D6C2 (extensão da zona de avaliação sujeita a perturbações físicas): quilómetros quadrados (km<sup>2</sup>);

— D6C3 (extensão de cada tipo de habitat afetado negativamente): quilómetros quadrados (km<sup>2</sup>), ou proporção (percentagem) da extensão natural total do habitat na zona de avaliação;

— D6C4 (extensão da perda de habitat): quilómetros quadrados (km<sup>2</sup>) e em proporção (percentagem) da extensão total do tipo de habitat;

— D6C5 (extensão de habitat negativamente afetada): quilómetros quadrados (km<sup>2</sup>) e em proporção (percentagem) da extensão total do tipo de habitat.

**Tabela 6.3.** Tipos de habitats bentónicos incluindo as comunidades biológicas a eles associadas (pertinentes para os critérios associados aos descritores 1 e 6), os quais correspondem a um ou mais tipos de habitats mencionados na classificação de habitats do Sistema Europeu de Informação sobre a Natureza (*European Nature Information System – EUNIS*) (Evans 2016). As atualizações da tipologia EUNIS devem refletir-se nos tipos de habitats utilizados para efeitos da Diretiva 2008/56/CE e da presente decisão.

Componente do ecossistema	Tipos de habitats	Códigos de habitats da EUNIS
Habitats bentónicos	Recifes litorais rochosos e biogénicos	MA1, MA2
	Sedimentos do litoral	MA3, MA4, MA5, MA6
	Infralitoral rochoso e recifes biogénicos	MB1, MB2
	Sedimentos infralitorais grosseiros	MB3
	Sedimentos infralitorais mistos	MB4
	Areias infralitorais	MB5
	Lamas infralitorais	MB6
	Circalitoral rochoso e recifes biogénicos	MC1, MC2
	Sedimentos circalitorais grosseiros	MC3
	Sedimentos circalitorais mistos	MC4
	Areias circalitorais	MC5
	Lamas circalitorais	MC6
	Fundos rochosos e recifes biogénicos circalitorais ao largo	MD1, MD2
	Sedimentos circalitorais grosseiros ao largo	MD3
	Sedimentos circalitorais mistos ao largo	MD4
	Areias circalitorais ao largo	MD5
	Lamas circalitorais ao largo	MD6
	Fundos rochosos e recifes biogénicos na zona batial superior*	ME1, ME2
	Sedimentos na zona batial superior	ME3, ME4, ME5, ME6
	Fundos rochosos e recifes biogénicos na zona batial inferior	MF1, MF2
Sedimentos na zona batial inferior	MF3, MF4, MF5, MF6	
Zona abissal	MG1, MG2, MG3, MG4, MG5, MG6	

\* Caso não esteja especificamente definida na classificação EUNIS, a fronteira entre a zona batial superior e inferior pode ser fixada como um determinado limite de profundidade.

Tal como na avaliação do estado inicial da integridade dos fundos marinhos, datada de outubro de 2012, o resultado da caracterização do estado ambiental atual associado a cada subárea, sempre que estimável, é acompanhado de um grau de confiança com três escalões – baixo, médio e elevado – o qual reflete as limitações encontradas ao nível da informação disponível e da análise realizada.

### 6.2.3 Inventário dos dados disponíveis

Os dados utilizados, correspondentes ao período entre 2012 e 2018, provieram de relatórios de campanha, relatórios de projetos de investigação, estudos de monitorização, artigos científicos e teses de mestrado e doutoramento.

### 6.2.3.1. Habitats bentónicos e comunidades associadas

Para a avaliação do critério D6C3 foram utilizados estudos de: monitorização de macrofauna bentónica em fundos sedimentares costeiros sujeitos a dragagens e deposição de dragados (Magalhães et al 2014; Martins et al 2014a; Tuaty-Guerra et al 2015a, b; Lopes et al 2016a, b, c; 2017; Oliveira et al 2018a, b); de classificação e mapeamento de habitats bentónicos em AMP segundo o sistema EUNIS (Monteiro et al 2013; Henriques et al 2015), em ecossistemas marinhos vulneráveis (ICES 2018) e em áreas de pesca (Henriques et al 2016); de avaliação da importância da criação de AMP no âmbito da extensão da Rede Natura 2000 ao meio marinho (Correia 2013); de distribuição da macrofauna bentónica relacionada com a dinâmica sedimentar (Carvalho et al 2018); de identificação de populações de espécies vulneráveis (Boavida et al 2016); de caracterização das pradarias marinhas ao longo da costa portuguesa (Cunha et al 2013a); de diversidade de macroalgas marinhas em fundos de *maerl* (Peña et al 2014); das principais mudanças nas macroalgas marinhas relacionadas com as alterações climáticas e a sua dispersão limitada (Assis et al 2017); e do valor biológico marinho ao longo da costa continental portuguesa (Gomes et al 2018). Foram ainda utilizados estudos comparativos da biodiversidade das comunidades bentónicas em áreas sujeitas a diferentes níveis de pressão por pesca de arrasto de fundo na subárea C2, numa zona a 500 m de profundidade entre Olhos de Água e Tavira (Alves 2013) e na subárea B3, numa zona entre 200 e 500 m de profundidade ao largo de Sines e na cabeça do Canhão de Setúbal (Ramalho 2017; Ramalho et al 2017, 2018).

Para a subdivisão da Plataforma Continental Estendida foi utilizada a informação obtida no âmbito do projeto BIOMETORE (dos Santos et al 2017) para os montes submarinos Atlantis e Irving e, também, em duas campanhas oceanográficas realizadas pela EMEPC e constante das respetivas bases de dados: campanha EMEPC/PEPC/LUSO2012 no monte submarino Josephine e campanha EMEPC/PEPC/LUSO2013 no monte submarino Antialtair.

### 6.2.3.2. Atividades humanas

Para a subdivisão do Continente foi considerado um estudo com a identificação e mapeamento das principais pressões humanas ao longo de toda a costa, onde se calculou o impacto cumulativo das mesmas de uma forma geral (Batista 2014). Também foi tido em conta o efeito que a poluição do estuário do Mondego tem nas comunidades bentónicas das áreas costeiras adjacentes (subáreas A2 e A3) (Gaspar et al 2017).

#### Pesca de moluscos bivalves com ganchorra

Não existem dados disponíveis posteriores a 2012 sobre estudos específicos que tenham sido desenvolvidos para avaliação do impacto da pesca com ganchorra no ecossistema.

## Pesca

Para a avaliação dos critérios D6C1, D6C2 e D6C3 nas subdivisões do Continente e da Plataforma Continental Estendida foi utilizada a informação disponível sobre a costa continental (Bueno-Pardo et al 2017; Eigaard et al 2017; Ramalho 2017; Ramalho et al 2017, 2018, Amoroso et al 2018) incluindo a análise de dados VMS disponibilizados pela Direção-Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos (DGRM), e sobre os complexos geológicos Madeira-Tore e Great Meteor (Correia 2013; Campos et al 2017; dos Santos et al 2017; Campos et al 2019).

## Recifes artificiais

Para a avaliação dos critérios D6C1, D6C2 e D6C3, foi utilizado o estudo sobre a caracterização do estado de colonização e impacto socioeconómico do recife artificial da Nazaré realizado pelo IPMA, I.P. (Gaudêncio et al 2015; Almeida et al 2016a, b) e dos efeitos do mergulho recreativo nas primeiras fases de colonização do recife artificial corveta NRP “Oliveira e Carmo” localizado no Algarve (Encarnação e Calado 2018).

## Dragagens e deposição de dragados

Para a análise relativa à deposição de dragados foi utilizada a informação disponibilizada por vários projetos, estudos de impacto ambiental e, mais recentemente, por títulos de utilização privativa do espaço marítimo (Portela 2018).

## Extração de inertes e manchas de empréstimo

Para a avaliação dos critérios D6C1 e D6C2, foi considerada a informação disponibilizada no relatório do Grupo de Trabalho do Litoral (Santos et al 2014), no relatório do Grupo de Trabalho dos Sedimentos (Andrade et al 2015) e no relatório técnico da Agência Portuguesa do Ambiente (Pinto et al 2018).

## **6.3 Resultados**

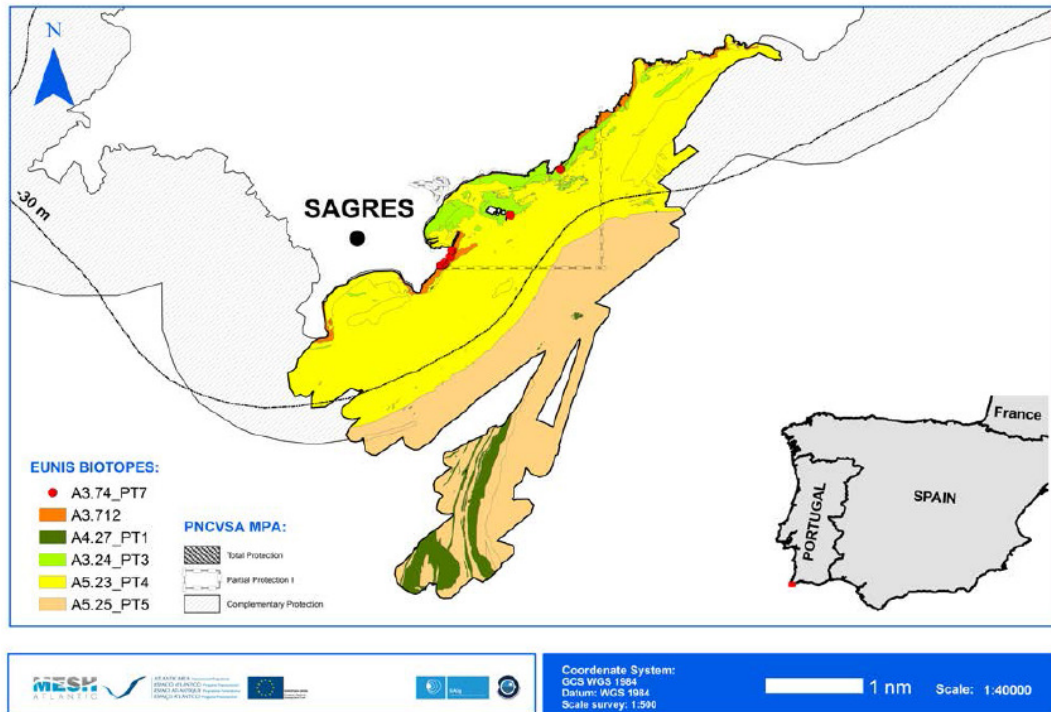
### **6.3.1 Caracterização de habitats e comunidades bentónicas**

#### Subdivisão do Continente

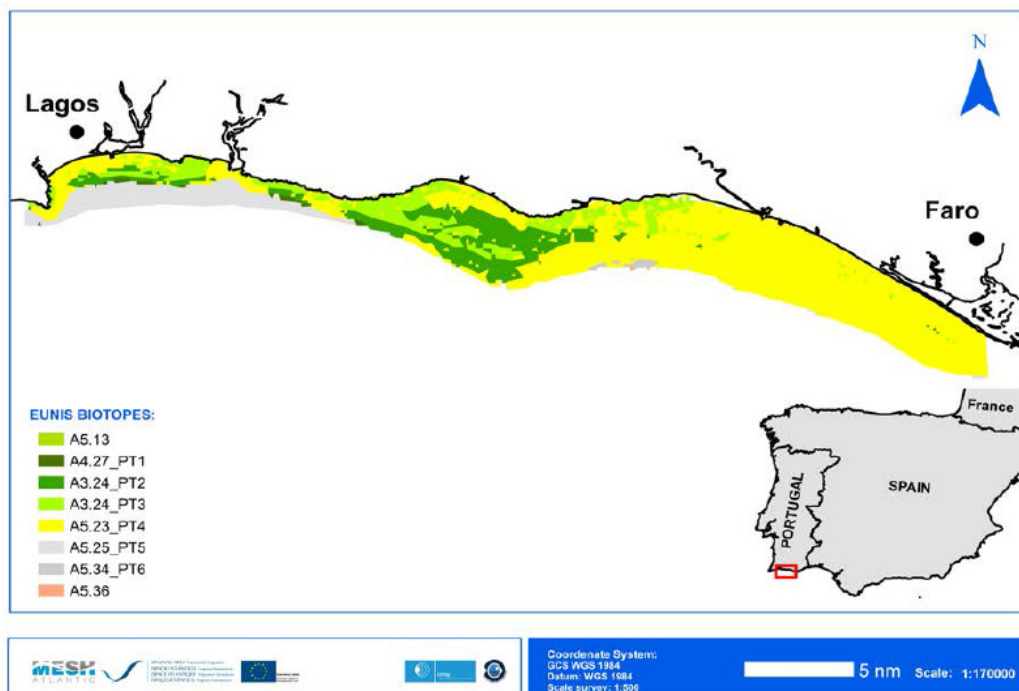
Como resultado de estudos de classificação e mapeamento de habitats bentónicos em AMP (Monteiro et al 2013, Henriques et al 2015), foram propostos novos habitats bentónicos classificados segundo o sistema EUNIS, no Algarve (subáreas B5, C1 e C2), no Parque Marinho Professor Luiz Saldanha (subárea B2) e no Parque Natural do Sudoeste Alentejano



e Costa Vicentina (subárea B4). No Algarve foram identificados 15 habitats bentónicos entre a linha de costa e 30 metros de profundidade, dos quais 7 são novas propostas para a classificação EUNIS. Destes novos habitats, 6 estão localizados na subárea B5 (figura 6.6) e 5 nas subáreas C1 e C2 (figura 6.7).



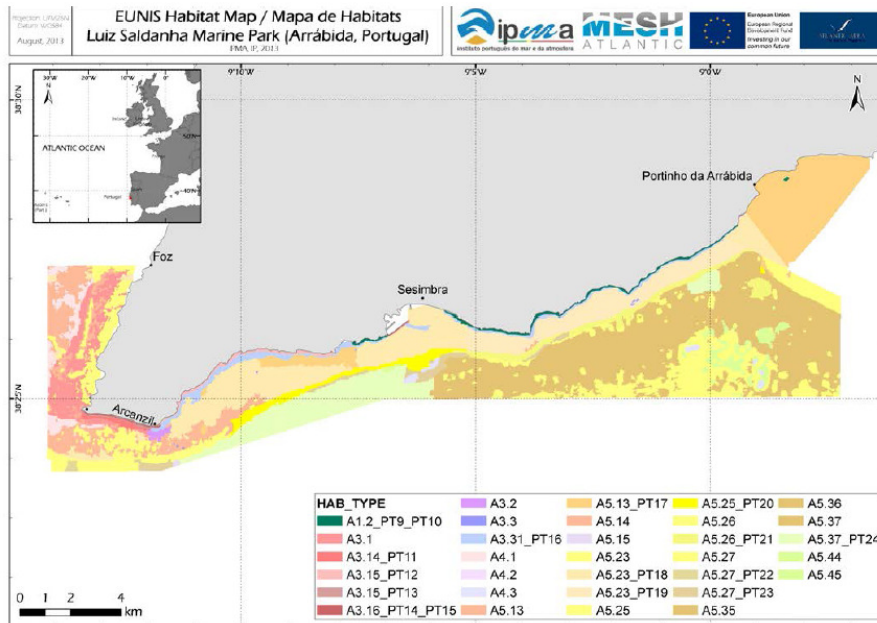
**Figura 6.6.** Localização dos habitats bentónicos da costa do Algarve (Sagres) classificados segundo o sistema EUNIS (PT – novos habitats). (Retirado de Monteiro et al 2013).



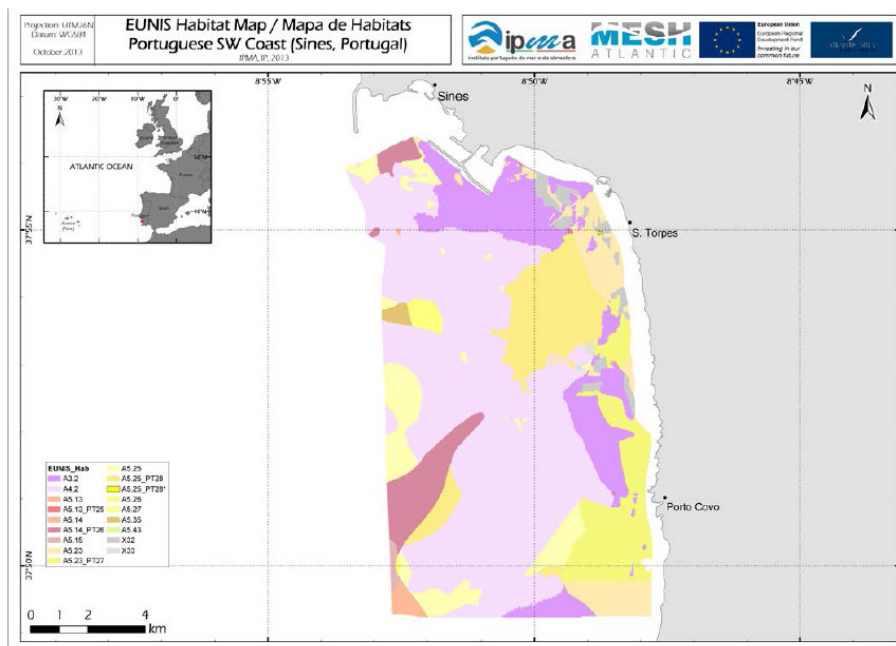
**Figura 6.7.** Localização dos habitats bentónicos da costa central do Algarve classificados segundo o sistema EUNIS (PT – novos habitats). (Retirado de Monteiro et al 2013).



No Parque Marinho Professor Luiz Saldanha foram identificados 35 habitats bentónicos (figura 6.8), dos quais 17 são novas propostas para o sistema EUNIS. No Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina foram identificados 18 habitats bentónicos (figura 6.9), dos quais 4 são novas propostas para o sistema EUNIS.



**Figura 6.8.** Localização dos habitats bentónicos no Parque Marinho Professor Luiz Saldanha, classificados de acordo com o sistema EUNIS (PT – novos habitats). (Retirado de Monteiro et al 2013).



**Figura 6.9.** Localização dos habitats bentónicos no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina, classificados segundo o sistema EUNIS (PT – novos habitats). (Retirado de Monteiro et al 2013).

Na zona costeira a sul de Sines, localizada na subárea B4, foi identificado um habitat circalitoral estendendo-se para a zona infralitoral numa área próxima das saídas de uma central termoelétrica. Os emissários podem causar perturbação do sedimento e, conseqüentemente, aumentar a turbidez e redução da penetração da luz. Essas condições tendem a favorecer o estabelecimento das comunidades bentónicas com afinidades circalitorais na zona infralitoral (Monteiro 2013).

No estudo realizado por Gomes et al (2018), foi calculado o valor biológico marinho ao longo da costa continental portuguesa, o qual incluiu a macrofauna bentónica, analisando o valor intrínseco da biodiversidade *per se*, independentemente de qualquer atividade humana. Nesta análise foram incluídos 145 locais distribuídos em linhas perpendiculares à linha de costa, entre 13 e 195 metros de profundidade (Martins et al 2013, 2014b). No total foram identificados até o nível da espécie 26315 organismos, resultando em 603 espécies. As zonas com maior valor biológico foram Aveiro (A2), Cabo Carvoeiro (A3 e B1), sul de Setúbal (B2 e B3) e região sul do país (subáreas B5, C1 e C2).

Na subárea C3, na ilha de Tavira, Carvalho et al (2018), analisaram a distribuição temporal das comunidades de macrofauna bentónica em relação à profundidade (7 a 22 metros) e à dinâmica sedimentar. A baixas profundidades, sob condições hidrodinâmicas intensas e maior período de remobilização de sedimentos, os sedimentos foram caracterizados por areia ligeiramente cascalhenta, com baixo teor em matéria orgânica e carbonato de cálcio, e as comunidades macrobentónicas apresentaram baixa abundância e riqueza de espécies, nomeadamente organismos que se alimentam de matéria em suspensão e herbívoros. A maior profundidade, com baixa remobilização, os sedimentos foram caracterizados por areia cascalhenta com alto teor em matéria orgânica e carbonato de cálcio, evidenciando uma elevada abundância e riqueza de espécies, o que reflete uma comunidade macrobentónica mais estável, composta principalmente por organismos detritívoros.

Em 2013 foi publicado um extensivo levantamento da distribuição e declínio das pradarias marinhas ao longo da costa portuguesa entre 1980 e 2010 (Cunha et al 2013a), o qual inclui também estuários e lagoas. Os resultados mostraram uma diminuição dramática da cobertura das pradarias marinhas nos últimos 20 anos, com tendências diferentes para as três espécies presentes na costa. Excluindo os estuários e lagoas costeiras, as únicas zonas onde as pradarias marinhas estavam presentes eram as praias de Alpochinhas, da Marinha, de Santa Eulália e dos Arrifes (subárea C1) e na praia de Armona (subárea C2), localizadas no Algarve. No entanto, entre 2007 e 2009 nenhuma espécie foi registada nestas zonas. Os autores deste estudo também identificaram os principais fatores de perda de habitat (construção de marinas, portos e outras construções costeiras; dragagens e manchas de empréstimo, aquacultura de bivalves, pesca de moluscos bivalves com

ganchorra, pesca de arrasto, resíduos urbanos e industriais, etc.) e as necessidades de gestão para melhorar o seu estado de conservação.

Foi realizado um estudo sobre a diversidade de macroalgas marinhas em fundos de *maerl* no Atlântico Nordeste com o intuito de chamar a atenção para as lacunas de informação e fornecer uma linha de base para futuras avaliações (Peña et al 2014). Este catálogo contém 60 espécies de macroalgas, registadas entre Armação de Pera e Lagos, no Algarve (subárea C1), incluindo duas novas ocorrências para Portugal: *Gelidiella calcicola* Maggs & Guiry, 1988 and *Gelidium maggsiae* Rico & Guiry, 1997. A biodiversidade relativamente baixa encontrada nestes fundos de *maerl* está relacionada com o facto de estes serem pequenos (cerca de 3 km<sup>2</sup>) e estarem confinados a águas mais profundas (13 – 23 metros) do que aquelas em que ocorrem normalmente as macroalgas (Peña et al 2009). Também, num estudo realizado por Assis et al (2017) sobre a distribuição das macroalgas marinhas ao longo do tempo, foram identificadas perdas na distribuição da macroalga *Saccorhiza polyschides* (Lightfoot) Batters, 1902 em Lagos (subárea C1), deslocando-se para o nordeste da península ibérica com ocorrências descontínuas no sudoeste de Portugal e em Marrocos ocidental, apenas em regiões de *upwelling*.

Boavida et al (2016), apresentaram a primeira descrição de populações do coral vermelho *Corallium rubrum* (Linnaeus, 1758) no sul do país, distribuídas pelas subáreas B4, B5 e C1, a profundidades desde 60 a 100 metros. Apesar desta espécie fazer parte da Diretiva 92/43/CEE (Diretiva Habitats), a falta de informação para as populações do Atlântico tem impedido a sua proteção até o presente. Recentemente foram descobertas atividades de pesca ilegal do coral vermelho nestes locais, onde também foram encontrados equipamentos de pesca perdidos. Além da pesca ilegal, a utilização e perda de artes de pesca, nomeadamente redes, são fontes de impactos diretos sobre estes ecossistemas bentónicos (Boavista et al 2016).

Nas subáreas B5, C1, C2 e C3, no golfo ibero-marroquino (também conhecido como golfo de Cádiz), foram analisadas vastas áreas batiais (até um máximo de 5000 m de profundidade) que abrigam uma grande diversidade de habitats bentónicos classificados como habitats naturais de interesse comunitário no âmbito da Rede Natura 2000. Estes incluem: (i) o Habitat 1180 “Estruturas submarinas originadas por emissões gasosas”, tais como vulcões de lama (por exemplo, Sagres, Carlos Ribeiro, Bonjardim, Porto, Mikhail Ivanov) a profundidades entre ca de 1500 e 4800m, e áreas de chaminés e crostas carbonatadas formando por vezes cristas e escarpas ao longo da margem sul portuguesa a profundidades entre 600 e 1200m; (ii) o Habitat 1170 “Recifes” formados por substratos de origem geológica e biológica incluindo recifes e colónias isoladas de corais pétreos [*Madrepora oculata* Linnaeus, 1758, *Desmophyllum pertusum* (Linnaeus, 1758) e *Dendrophyllia cornígera* (Lamarck, 1816)], agregações de gorgónias (por ex. *Callogorgia*

*verticillata* (Pallas, 1766) e *Acanthogorgia hirsuta* Gray, 1857) e de esponjas (ex. *Asconema setubalense* Kent, 1870), considerados como habitats vulneráveis (Thompson et al 2016). A biodiversidade destes habitats tem vindo a ser estudada nas duas últimas décadas dando origem a diversas publicações recentes (por ex: Cunha et al 2013b, Génio et al 2013, Rodrigues et al 2013, Ravara e Cunha 2016, Ravara et al 2017, Esquete e Cunha 2017, 2018), que atestam a singularidade destas comunidades bentónicas frequentemente associadas a ecossistemas quimiossintéticos e a um elevado grau de novidade taxonómica e com provável endemismo.

### Subdivisão da Plataforma Continental Estendida

O monte submarino Josephine é uma AMP criada em 2011 pela Convenção OSPAR e situa-se entre a subdivisão do Continente e a subdivisão da Madeira. Em 2012, no âmbito do Projeto de Extensão da Plataforma Continental (PEPC), foi realizada uma campanha oceanográfica denominada EMEPC/PEPC/LUSO2012. Esta campanha, realizada pela Estrutura de Missão para a Extensão da Plataforma Continental (EMEPC) selecionou vários locais preferenciais para a realização de mergulhos de investigação no âmbito dos recursos geológicos marinhos. Conjuntamente com a informação geológica, foi reunida informação biológica no local, que não só corrobora a informação já fornecida anteriormente para o relatório de avaliação inicial de 2012 (MAMAOT 2012b), como também acrescenta alguns registos para o local. Foram efetuados 4 mergulhos distintos a profundidades compreendidas entre 770 e 1620 metros aproximadamente, recorrendo a um veículo operado remotamente – o ROV LUSO. No habitat bentónico, mais especificamente na zona batial inferior (batimétrica acima dos 2000 metros de profundidade) registou-se a ocorrência dos seguintes espécimes de coral: *Acanella* cf. *arbuscula*, *Chrysogorgia* sp., *Metallogorgia* sp., *Narella* sp., *Sticopathes* sp., corais solitários (Scleractinia), corais chicote (Alcyonacea n.i.). Adicionalmente foram ainda registados exemplares de *Cidaris* sp. (Echinodermata), *Echinus* sp. (Echinodermata), *Endoxocrinus* sp. (Echinodermata), Comatulida (Echinodermata), Dendrobranchiata (Arthropoda), *Polymastia corticata* Ridley & Dendy, 1886 (Porifera), esponjas incrustantes, *Pheronema carpenteri* (Thomson, 1869) (Porifera) e *Brachyura* (Arthropoda).

O monte submarino Antialtair, constitui uma AMP criada em 2011, no Atlântico Norte, pela Convenção OSPAR, cujo conhecimento biológico é muito limitado. Após a campanha oceanográfica de 1999 (Muñoz et al, 2000), o monte submarino foi novamente alvo de investigação em 2013 aquando da realização da campanha oceanográfica EMEPC/PEPC/LUSO2013. Nesta campanha, realizada no âmbito do PEPC pela EMEPC, foi realizado um mergulho de oportunidade dentro da AMP Antialtair recorrendo à utilização do ROV LUSO. O mergulho durou cerca de sete horas e meia estando o solo marinho a uma

profundidade de cerca de 1100 metros. Neste local, o fundo marinho é dominado por sedimentos arenosos, por vezes, de origem biogénica, com ocorrência ocasional de seixos e blocos, alternando com zonas dominadas por lajes de rocha vulcânica. A fauna encontrada é dominada por *Cidaris* sp. (Echinodermata), *Acanella* cf. *arbuscula* (Cnidaria) e *Chrysogorgia* sp. (Cnidaria). Ocasionalmente ocorrem exemplares de *Lophelia* sp. (Cnidaria) e de esponjas incrustantes, sempre associados a blocos rochosos. Foram ainda registados espécimes de Comatulida (Echinodermata) e exemplares da Classe Demospongiae. Os habitats bentónicos identificados na zona batial inferior eram compostos por fundos rochosos e recifes biogénicos (MF1 e MF2) e sedimentos grosseiros, mistos, areias e lodos (MF3, MF4, MF5, MF6). Na zona abissal foram observados os mesmos tipos de habitats, isto é, fundos rochosos e recifes biogénicos (MG1 e MG2) e sedimentos grosseiros, mistos, areias e lodos (MG3, MG4, MG5, MG6).

Os montes submarinos Atlantis e Irving, localizados a sul da subdivisão dos Açores, apesar de não possuírem qualquer estatuto de conservação e de não terem sido incluídos na avaliação do Estado Ambiental, foram considerados para a sua caracterização devido à relevância dos dados obtidos. A sua biodiversidade e comunidades de megafauna bentónica foram caracterizadas no âmbito do projeto BIOMETORE (dos Santos et al 2017) com base em quatro transectos realizados com o ROV LUSO nos flancos noroeste dos dois montes, entre 300 e 1300 metros de profundidade. Esta informação foi complementada com dados obtidos em quatro mergulhos com o ROV LUSO levados a cabo pela EMEPC em 2008/2009 entre 300 e 2600 metros de profundidade (Ramos et al 2017). Observaram-se diversas comunidades de organismos sedentários que se alimentam de partículas em suspensão. Foram registadas 45 espécies de corais de água fria, nomeadamente octocorais e 67 morfotipos diferentes de esponjas. Destacaram-se diferenças entre as comunidades bentónicas em quatro níveis de profundidade (vertente continental, zona batial superior, intermédia e inferior) e seis tipos de substratos de fundo (duro, rochoso misto, areia mista, grosseiro, areia e lodo). Os dados revelaram que os flancos noroeste – sudoeste dos montes Atlantis e Irving são topograficamente complexos e abrigam habitats de jardins de corais e esponjas, confirmando-se assim a presença de ecossistemas marinhos vulneráveis.

### **6.3.2 Efeitos das atividades humanas nos habitats bentónicos e comunidades associadas**

Recentemente foi realizado um estudo onde se identificaram e mapearam as principais pressões humanas ao longo de toda a costa de Portugal Continental, entre a linha de costa e as 12 milhas náuticas, de forma a calcular o impacto cumulativo das mesmas (Batista 2014). Os valores mais altos de impacto cumulativo foram obtidos para as zonas mais perto da costa, onde estão também localizadas as AMP. A maioria das AMP está cercada por



zonas com impactos muito elevados, perto de grandes núcleos urbanos e regiões industrializadas. No entanto, como se tratou de uma análise global incidindo sobre todo o meio marinho, não permitiu avaliar apenas qual o impacto das pressões humanas sobre o fundo marinho.

Nas subáreas A2 e A3 foi observado um rápido crescimento de espécies de macroalgas oportunistas (*Ulva* spp.) devido à contaminação da água do estuário do Mondego (Gaspar et al 2017). Este crescimento poderia degradar outras macroalgas e comunidades bentónicas assim como pradarias marinhas, diminuindo a qualidade da água e alterando o ciclo do azoto (Teichberg et al 2010; Orlandi et al 2014). Gaspar et al (2017) apresentaram cenários de modelação em que a influência do Mondego consegue atingir as costas adjacentes ao longo de aproximadamente 7 km da foz do rio.

### Pesca de moluscos bivalves com ganchorra

A pesca de moluscos bivalves com arte de ganchorra é atualmente exercida em três grandes áreas: Zona Ocidental Norte (ZON), que se estende desde Caminha até ao paralelo que passa por Pedrógão (39°55'06"N; Zona Ocidental Sul (ZOS), delimitada a norte pelo paralelo que passa por Pedrógão e a sul pelo paralelo que passa pelo farol do Cabo de São Vicente (37°01'15"N); e Zona Sul (ZS), delimitada a norte pelo paralelo que passa pelo farol do Cabo de São Vicente e a oeste e leste pelos respetivos limites do mar territorial. Apesar de não existirem dados sobre estudos de avaliação do impacto que esta atividade humana tem nas comunidades bentónicas, sublinha-se que a pesca com ganchorra é exercida apenas entre os 5 e os 35 metros de profundidade nas subáreas A2 e A3, entre os 3 e os 25 metros de profundidade nas subáreas B2 e B3, e entre os 3 e os 15 metros de profundidade entre Vila Real de Santo António e Olhos d'Água (subáreas C2 e C3).

### Pesca

Na subdivisão do Continente foi avaliado o esforço de pesca por arrasto de fundo da secção da frota licenciada para o arrasto de crustáceos nos anos de 2012 a 2014, utilizando os dados do Sistema de Monitorização Contínua da Atividade da Pesca (VMS) (Bueno-Pardo et al 2017). A frota de arrasto de crustáceos representa apenas 20% dos arrastões licenciados (25 em 128 licenças, nos anos estudados), e captura também, acessoriamente, espécies de peixes e de cefalópodes. As principais espécies capturadas são os crustáceos *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758) e *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846), os cefalópodes *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 e *Sepia officinalis* Linnaeus, 1758, e os peixes *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758), *Micromesistius poutassou* (Risso, 1827) e *Trachurus trachurus* (Linnaeus, 1758). As áreas do fundo afetadas por esta atividade foram estimadas em 12262, 13815 e 11349 km<sup>2</sup>, respetivamente em 2012, 2013 e 2014. O esforço de pesca mais

elevado recaiu sobre a zona sul (subáreas B5, C1, C2 e C3) com uma média anual de 10,26-11,93 h/ano/cel (1 cel = 1,006 km<sup>2</sup>), correspondendo a uma percentagem cumulativa de área afetada por célula de 453-527%. Segue-se a subárea B4 (3,91-5,84 h/ano/cel, 173-258%) e a subárea A3 (1,74-2,36 h/ano/cel, 77-104%). Os habitats EUNIS afetados na subárea A3, onde ocorre principalmente pesca de peixe por arrasto de fundo, foram, por ordem decrescente de área afetada, sedimentos circalitorais mistos (MC4), areias circalitorais ao largo (MD5) e areias circalitorais (MC5). Já a sul (subáreas C1, C2, C3 e B5) e na subárea B4, predomina a pesca de arrasto de crustáceos, sendo que os habitats afetados foram principalmente habitats da zona batial superior sul: (i) lodos (ME6), areias (ME5) e indeterminados (granulometria não determinada/desconhecida) nas subáreas C1, C2, C3 e B5; e (ii) areias lodosas (ME5), lodos (ME6), areias (ME5) e indeterminados na subárea B4. Sublinha-se que estas estimativas não consideram o esforço nem a pressão exercida sobre os fundos pelo conjunto das frotas de arrasto de fundo de crustáceos e de peixes, pelo que a área total impactada é consideravelmente maior.

O estudo das comunidades bentónicas realizado por Alves (2013) numa área a 500 m de profundidade entre Olhos de Água e Tavira, incluída na subárea C2, teve como objetivo avaliar os impactos da pesca de arrasto nestes ecossistemas marinhos. Os resultados foram inconclusivos relativamente à aplicação de índices de biodiversidade (riqueza taxonómica, índice de Shannon-Wiener) em zonas sujeitas a atividade de pesca e em zonas sem pesca. No entanto, as análises da estrutura funcional da macrofauna mostram uma tendência para a predominância de detritívoros generalistas nas zonas afetadas pela pesca, tolerância essa que foi interpretada como uma resposta a uma maior homogeneidade dos sedimentos e de matéria orgânica associada, assim como de organismos oportunistas com maior mobilidade (incluindo necrófagos e predadores), os quais respondem rapidamente a perturbações físicas, ressuspensão dos sedimentos e fontes de alimento irregulares. Nas zonas não afetadas pela pesca foi observada uma maior abundância de organismos sésseis e tubícolas, menos tolerantes a perturbações físicas, e de grupos tróficos mais seletivos em resposta a uma maior heterogeneidade do habitat (Alves 2013). Durante o mesmo estudo foi detetado, numa zona sem pesca, um campo de crinóides que pode ser considerado como um habitat sensível indicador de ambientes não perturbados (Fonseca et al 2014).

O estudo realizado na subárea B3 foi bastante mais abrangente tendo incluído a análise da composição, biodiversidade e estrutura trófica das comunidades de mega-epifauna e da macrofauna bentónica em áreas de pesqueiro de lagostim, áreas adjacentes e áreas não impactadas por pesca de arrasto, bem como a observação de alterações nos fundos marinhos e a avaliação da manutenção de funções do ecossistema (por ex. reciclagem de nutrientes, bioturbação e respiração) (Ramalho 2017). As imagens recolhidas com um veículo submersível evidenciaram alterações no leito marinho em zonas de pesqueiro



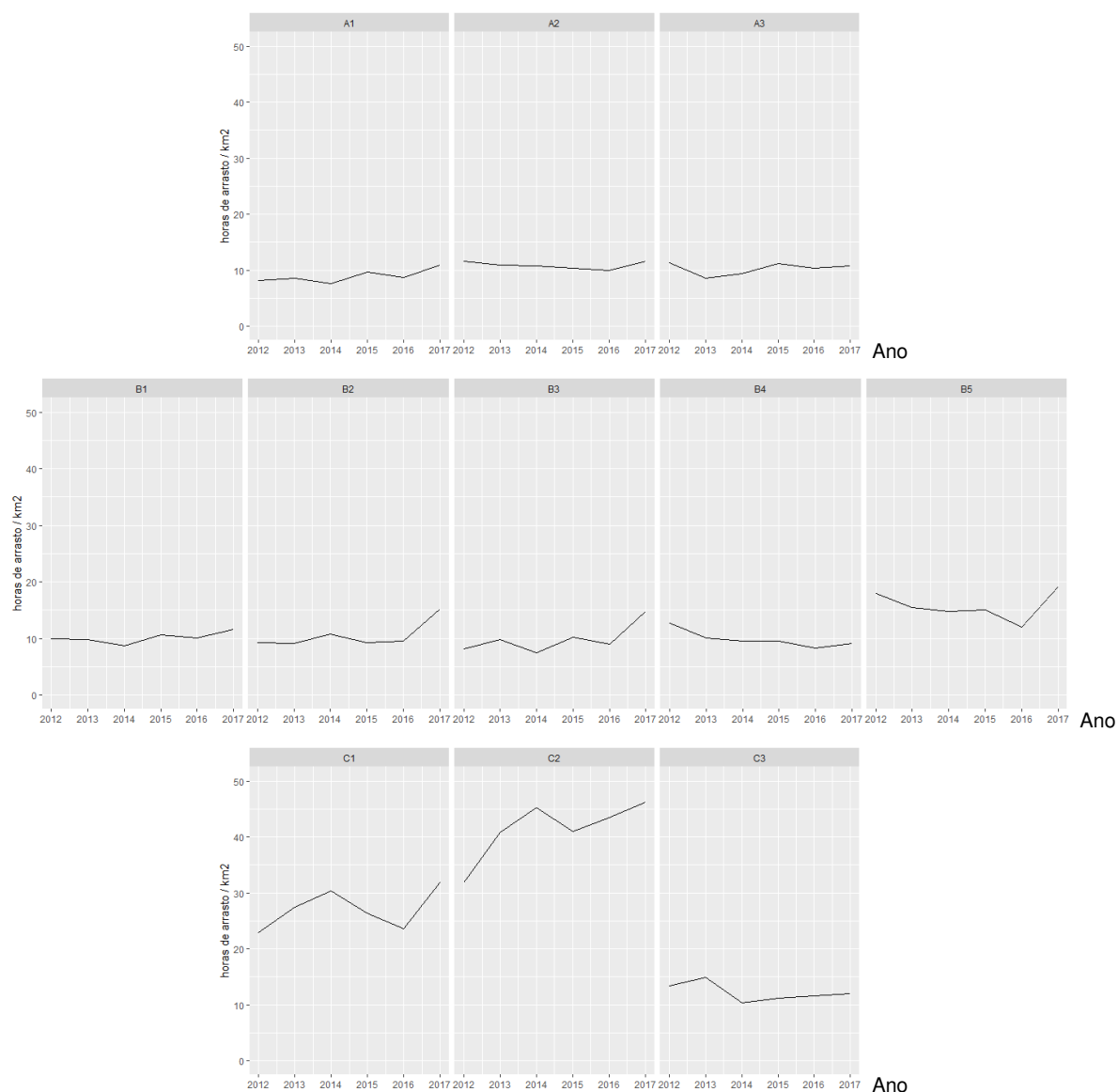
incluindo uma topografia aplanada, elevada frequência de marcas de portas e redes de arrasto e pouca evidência de bioturbação. A riqueza específica, o índice diversidade de Shannon-Wiener e o índice de rarefação de Hurlbert (número esperado de grupos tróficos) da mega-epifauna mostraram correlações negativas significativas com a pressão por pesca de arrasto (h/ano/cel). Só foram observados organismos sensíveis, tais como várias espécies de Pennatulacea (octocorais), em zonas não afetadas por arrasto, enquanto que outras espécies de cnidários, como a anémone *Actinauge richardi* (Marion, 1882), permanecem em zonas de grande intensidade de arrasto aparentando alta resistência à perturbação causada por aquela arte de pesca. No estudo da macrofauna, a baixa dissimilaridade entre comunidades de áreas de pesqueiro e de áreas adjacentes sugere que alguns dos impactos da pesca de arrasto (por exemplo a pluma de sedimentos suspensos) se podem estender para além da área diretamente afetada. Apesar das diferenças na composição e estrutura das comunidades, evidentes nas várias análises multivariadas, os índices de biodiversidade determinados não exprimiram qualquer relação estatisticamente significativa com a pressão por pesca. A complexidade trófica foi mantida nas áreas de pesqueiro, mas a redundância trófica diminuiu, o que traduz uma maior vulnerabilidade a perturbações adicionais e/ou continuadas (Ramalho et al 2018). Nas zonas mais perturbadas foi observada a depleção de várias funções regulatórias do ecossistema (por exemplo, produção secundária microbiana, bio-irrigação, bioturbação) que são normalmente mediadas pela fauna afetada e podem estar relacionadas com alterações na sua composição e espetro de tamanhos (Ramalho 2017).

Com base na análise de dados VMS para o período 2012-2017 na subdivisão do Continente (excetuando o Banco Gorringe) foi feita uma estimativa da percentagem de área impactada pela pesca de arrasto de fundo nas subáreas de avaliação do descritor 6 (tabela 6.4). Salienta-se que esta análise foi feita apenas com base na frota de pesca de arrasto nacional, não inclui os dados VMS dos barcos espanhóis que operam ao abrigo do acordo entre Portugal e Espanha. As áreas mais impactadas são as localizadas no Sul (as subáreas C1 e C2 com uma média de aproximadamente 12% e a subárea C3 com uma média de aproximadamente 20%). A intensidade de pesca sofreu um aumento, principalmente nas áreas B e C no final do período em apreço, sendo que a área C, principal zona de pesca da frota de crustáceos, apresenta os níveis de intensidade de pesca mais elevados (figura 6.10).

**Tabela 6.4.** Áreas impactadas (%) pela pesca de arrasto de fundo nacional no período 2012-2017 na subdivisão do Continente (Banco Gorringe não incluído), calculadas a partir dos dados VMS da frota de pesca nacional.

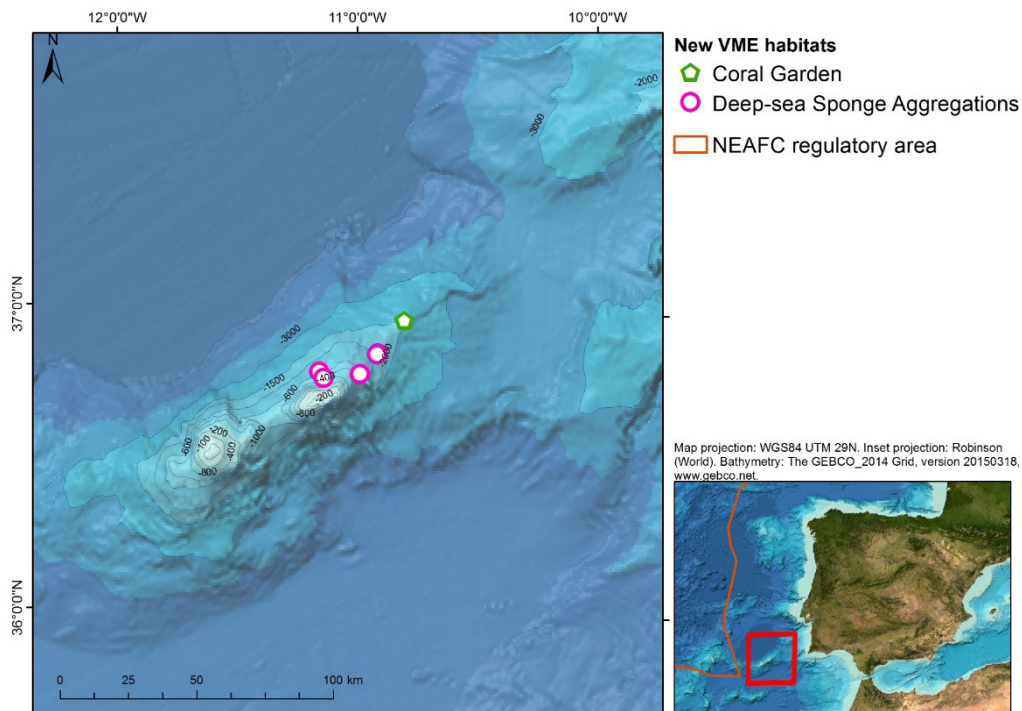
Subáreas de avaliação	Área impactada (%)						Mínimo	Máximo	Média 2012-2017
	2012	2013	2014	2015	2016	2017			
A1-A3+B1	6,10	6,13	5,70	6,25	5,94	5,92	5,70	6,25	6,01
B2-B5	2,54	2,38	2,35	2,39	2,20	2,26	2,20	2,54	2,35
C1-C2	12,65	12,51	12,42	11,78	11,31	11,29	11,29	12,65	11,99
C3	20,39	19,66	20,83	21,61	19,85	18,50	18,50	21,61	20,14

Nota: a agregação das subáreas de avaliação foi feita com base em percentagens de áreas impactadas semelhantes.



**Figura 6.10.** Variação do esforço de pesca de arrasto de fundo da frota nacional por unidade de área nas áreas de avaliação da subdivisão do Continente no período 2012-2017.

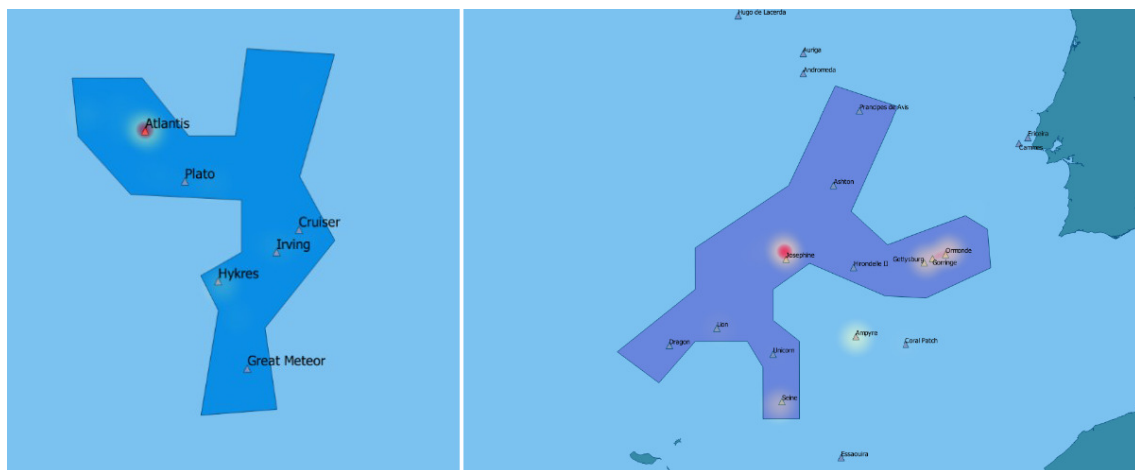
No Banco Gorringe foram avaliados os habitats e biodiversidade presente nas zonas de recife rochoso nos intervalos de profundidade 0–50, 50–150, 150–300, 300–600 e mais de 600m (Correia 2013). Neste estudo foi identificada a origem dos impactos nestes habitats de recife rochoso: i) perturbação biológica (extração seletiva de espécies, incluindo espécies-alvo e acessórias) e, ii) outra perturbação física (lixo marinho), estando a origem destas pressões na atividade piscatória polivalente e na poluição causada pelas embarcações. Recentemente também foram identificados novos ecossistemas marinhos vulneráveis no monte submarino Ormonde, no Banco Gorringe (ICES 2018) (figura 6.11).



**Figura 6.11.** Novos habitats bentónicos propostos para inclusão na lista de ecossistemas marinhos vulneráveis (retirado de ICES 2018).

No âmbito do projeto BIOMETORE, foram analisados os dados relativos a pressões antropogénicas, incluindo a pesca, nas áreas correspondentes a dois polígonos inscritos nos complexos geológicos Madeira-Tore e Great Meteor (dos Santos et al 2017). No primeiro polígono (figura 6.12, direita), a área correspondente à ZEE portuguesa correspondeu a 73% (42 e 31% da ZEE continental e da Madeira, respetivamente) enquanto que o segundo (figura 6.12, esquerda) se encontra maioritariamente em águas internacionais. A informação disponível para este estudo foi extraída de diários de pesca eletrónicos (DPE), no período de 2012 a 2014, bem como dados do Sistema de Monitorização Contínua da Atividade da Pesca (VMS) no mesmo período. Esta análise restringiu-se às embarcações de pesca portuguesas (Continente, Madeira e Açores) com comprimento superior a 15 metros operando nestas áreas. No entanto, a análise preliminar de um conjunto de dados AIS para

o mesmo período, na área do Madeira-Tore, sugere atividade de pesca por parte de um grande número de navios estrangeiros. A frota de pesca portuguesa identificada nestas áreas correspondeu quase totalmente a palangreiros, licenciados para palangre de fundo e palangre derivante, com um padrão de pesca bem definido, alternando temporalmente a utilização destas duas artes (Campos et al 2019). O palangre de fundo, dirigido às espécies demersais congro *Conger conger* (Linnaeus, 1758) e cherne *Polyprion americanus* (Bloch & Schneider, 1801), é operado fundeado na proximidade de montes submarinos, nos meses de primavera e de verão, enquanto que a pesca com o palangre derivante afeta uma área muito maior, tendo lugar no outono e no inverno (dos Santos et al 2017). O palangre para espada-preto (*Aphanopus carbo* Lowe, 1839) opera em profundidade, mas não afeta diretamente o fundo, sendo referenciado no DPE como palangre derivante. No complexo geológico Great Meteor, a atividade da pesca foi realizada principalmente com palangre derivante. A intensidade dos eventos de pesca associados aos palangreiros de fundo entre 2012 e 2014 é mapeada na figura 6.12, correspondendo a um total de 1108 eventos de pesca registados na área do Madeira-Tore e 89 no Great Meteor. No complexo geológico Madeira-Tore, a pressão da pesca foi identificada principalmente nos montes submarinos Josephine, Gorringe e Seine, enquanto que no Great Meteor os navios portugueses operaram principalmente no monte submarino Atlantis (dos Santos et al 2017).



**Figura 6.12.** Intensidade de pesca de palangre de fundo entre 2012 – 2014 tendo como base o início do evento de pesca registado no diário de pesca eletrónico. À direita – complexo Madeira-Tore; à esquerda – complexo Great Meteor. (Retirado de dos Santos et al 2017).

O estudo realizado por Vieira et al (2015) nos montes submarinos Gettysburg e Ormonde, que fazem parte do banco Gorringe, mostra que as atividades piscatórias contribuem para o lixo marinho com uma elevada frequência de materiais de pesca perdidos (cabos, palangres e redes), especialmente no topo dos montes (ca. de 4 itens por km linear), sendo a tipologia do lixo alterada para objetos de metal, vidro e plástico e diminuindo em frequência nos

flancos até profundidades de 3000 m (1-2 itens por km). Estes valores são comparativamente mais baixos do que os encontrados nas margens continentais.

### Recifes artificiais

Após a implantação em 2011 do recife artificial da Nazaré, localizado na subárea A3, foi realizada uma caracterização da comunidade incrustante (Almeida et al 2016a). A fauna observada exibiu elevada diversidade de taxa (31), dos quais 30 pertenceram a animais (taxa sésseis, tais como poríferos, cnidários, anelídeos poliquetas, moluscos bivalves, artrópodes cirrípedes, briozoários, tunicados e, taxa móveis como platelmintas, nemertíneos, nemátodes, anelídeos poliquetas, moluscos gastrópodes, artrópodes, sipunculídeos, equiurídeos e equinodermes) e 1 ao grupo das macroalgas. Os taxa mais representativos foram a espécie de poliqueta *Sabellaria spinulosa* (Leuckart, 1849), estando presente em todas as amostras, os actiniários, os decápodes braquiuros e grupos incrustantes, tais como cirrípedes, briozoários e hidrozoários.

No Algarve, na subárea de avaliação C1, foi afundada a corveta NRP Oliveira e Carmo em outubro de 2012 para fins de mergulho recreativo. Recentemente foi publicado um estudo onde foram investigados os efeitos do mergulho nas primeiras fases de colonização das comunidades bentónicas neste recife artificial (Encarnação e Calado 2018). As gorgónias, nomeadamente as espécies *Leptogorgia sarmentosa* (Esper, 1789) e *Eunicella verrucosa* (Pallas, 1766), foram os taxa mais afetados negativamente pelo mergulho, apresentando menor tamanho e cobertura. Contrariamente, o cirrípede *Amphibalanus amphitrite* (Darwin, 1854) apresentou uma correlação positiva com os impactos. Os autores sublinham a utilidade destes resultados na aplicação dos planos de gestão de ecossistemas naturais, como por exemplo a restrição de visitas durante o período em que as comunidades bentónicas estão ainda a estabelecer-se.

### Dragagens e deposição de dragados

Os locais conhecidos de deposição de dragados no mar, associados a 6 portos comerciais e a 12 portos de pesca do continente, representam uma área total de cerca de 20 km<sup>2</sup> (Portela 2018). Trata-se de um valor próximo do que se obteria admitindo uma área média de 1 km<sup>2</sup> por porto. No porto de Lisboa, localizado na subárea B2, a imersão de sedimentos silto-argilosos e mistos verifica-se principalmente no sector inferior do estuário; nos restantes portos, a imersão destes sedimentos faz-se no mar, a profundidades geralmente entre 20 e 50 m e, por vezes, superiores. No caso das areias limpas, estas são utilizadas na alimentação de praias ou repostas no trânsito sedimentar litoral. Relativamente à reposição de areias no trânsito sedimentar litoral, que mais diretamente pode afetar os fundos marinhos, é proposta tipicamente a profundidades da ordem de 5 m ZH (Portela 2011,

2018). Na Costa Nova em Aveiro (subárea A2) e na Caparica em Lisboa (subárea B2), as áreas envolvidas são da ordem de 1-2 km<sup>2</sup>.

No porto da Figueira da Foz foram realizadas três campanhas de monitorização de comunidades bentónicas com uma periodicidade anual, no período compreendido entre 2014 e 2016 (Tuaty-Guerra et al 2015a; Lopes et al 2016b, c; Oliveira et al 2018b). Da análise dos resultados registados na primeira campanha, verificou-se que não foram observadas diferenças acentuadas na estrutura das comunidades de macrofauna bentónica presentes na zona de deposição e na zona de controlo. A forte ação hidrodinâmica a que estão sujeitos os habitats poderá contribuir para uma curta permanência dos dragados na zona de deposição, limitando os presumíveis impactos da deposição a um curto período de tempo. As características de adaptabilidade das espécies presentes a meios muito hidrodinâmicos dificultam o reconhecimento dos presumíveis impactos da intervenção, mas facilitam a rápida recolonização da zona após a dispersão dos dragados (Tuaty-Guerra et al 2015a). Na segunda e terceira campanhas verificou-se que a recuperação da zona de deposição não estava ainda completa, embora os indicadores de diversidade e qualidade ecológica apontassem para uma recuperação das comunidades (Oliveira et al 2018b).

No porto de Aveiro, localizado na subárea A2, foram caracterizadas as comunidades bentónicas em zonas sujeitas a operações de dragagem e de deposição de dragados (Magalhães et al 2014; Martins et al 2014a; Tuaty-Guerra et al 2015b; Lopes et al 2016a, 2017; Oliveira et al 2018b). A partir de 2014, ano em que tiveram início as dragagens de manutenção (fase de exploração), foram efetuadas as intervenções descritas na tabela 6.5.

**Tabela 6.5.** Volumes e períodos das dragagens de manutenção realizadas na fase de exploração, assim como os períodos em que foram amostrados sedimentos para monitorizar o impacto das atividades sobre as comunidades bentónicas (retirado de Oliveira et al 2018b).

Período de dragagem e imersão de dragados	Volumes dragados (m3)	Local de dragagem	Volumes dragados (m3)	Data da amostragem das comunidades bentónicas
2014 setembro a dezembro	358934		358934	9-10/02/2015
2015 maio	137775		137775	
novembro	37396		37396	
2016 outubro	541443	Barra e anteporto	100000	18 e 22/04/2016
		Canais e Bacias	441443	29/11/2016
		Portuárias		
2017 julho e outubro	247440	Barra e anteporto	187368	19-20/06/2017
		Canais e Bacias	60072	5-6/12/2017
		Portuárias		

A análise temporal demonstrou uma melhoria notável de todos os indicadores em 2017 face aos anteriores anos amostrados (Oliveira et al 2018b). A magnitude dos impactos nas comunidades de macrofauna bentónica devido às dragagens e deposição dos dragados foi



reduzida e as medidas previstas no Estudo de Impacto Ambiental e na Declaração de Impacto Ambiental, e que foram adotadas, foram consideradas adequadas, não havendo necessidade de implementar novas medidas de minimização (Oliveira et al 2018b). No entanto, o estudo anteriormente referido recomenda a continuidade das monitorizações de futuras intervenções de longa duração e no âmbito do cumprimento do título de Utilização Privativa do Espaço Marítimo Nacional (TUPEM).

No estuário do Tejo, localizado na subárea B2, foram realizados estudos nos quais foram reportados aumentos das concentrações de metais pesados em sedimentos durante operações de dragagem com a duração de 5 meses. A ressuspensão dos sedimentos e a turbidez desencadeada pelo processo de dragagem interferiu na estrutura da comunidade fitobentónica através da deslocação das diatomáceas bentónicas para a coluna de água, mantendo-se a diversidade de espécies, apesar das espécies sensíveis terem desaparecido (Cabrita, 2014). Num estudo anterior realizado no mesmo local, também se verificou que o aumento da concentração de metais pesados, assim como a turbidez causada pela ressuspensão sedimentar associada às dragagens, influenciaram a estrutura da comunidade fitobentónica local, embora não se tivesse registado redução de biomassa (Brogueira et al 2007). Assim, apesar da riqueza de espécies ter sido mantida, os índices utilizados para avaliação dos impactos ocasionados pelas dragagens não conseguiram pôr em evidência as alterações ocorridas na comunidade, pelo que não se revelaram adequados à análise efetuada.

#### Extração de inertes e manchas de empréstimo

O recurso a manchas de empréstimo para alimentação de praias na plataforma continental da subdivisão do Continente tem ainda pouca expressão e centra-se principalmente no Algarve (área de avaliação C). A partir de 2010, o volume total depositado foi de 9,3 Mm<sup>3</sup> no âmbito de 42 intervenções efetuadas até 2017, das quais 15 foram realizadas na costa do Algarve (Pinto et al 2018). Porém, o relatório do Grupo de Trabalho do Litoral (Andrade et al 2014) preconizou a identificação de manchas de empréstimo a profundidades entre 20 e 35 m em diversos trechos, nomeadamente, Espinho-Torreira, Praia da Barra-Mira, Figueira da Foz-Leirosa e Costa da Caparica, para a realização futura de operações de extração de areia de elevada magnitude. A identificação e as dimensões das manchas de empréstimo potenciais são apresentadas na tabela 6.6.



**Tabela 6.6.** Identificação e características das manchas de empréstimo potenciais (Andrade et al 2014).

<b>Troço costeiro</b>	<b>Designação</b>	<b>Classificação textural</b>	<b>Área (km<sup>2</sup>)</b>
Espinho-Torreira (subárea A2)	EG1	Areia Grosseira	4,8
	TG1	Areia Grosseira	65
	TM1	Areia Média	5,7
	TM2	Areia Média	
	TM3	Areia Média	
Praia da Barra – Mira (subárea A2)	MG1	Areia Grosseira	6,4
	MM1	Areia Média	45
	LG1	Areia Grosseira	5,6
	LM1	Areia Média	5,5
Figueira da Foz-Leirosa (subárea A3)	LGR1 (reserva)	Areia Grosseira	4,2
	LMR1 (reserva)	Areia Média	1,1
	CG1	Areia Grosseira	0,3
Costa da Caparica (subárea B2)	CM1	Areia Média	5,1
	CGR1 (reserva)	Areia Grosseira	4,2

Atualmente, encontra-se em desenvolvimento o projeto ECOEXA, que tem como objetivo caracterizar o impacto da extração de areias nos ecossistemas marinhos em zonas localizadas nas subáreas C1 e C2 e, simultaneamente, avaliar a respetiva taxa de recuperação. Apesar de ainda não existirem resultados disponíveis, este projeto irá fornecer informação útil para o próximo ciclo da DQEM.

## 6.4 Determinação do Bom Estado Ambiental

Para a análise do Descritor 6 foram utilizados os critérios D6C1, D6C2 e D6C3, cuja avaliação foi realizada com base em julgamento pericial, já que ainda não foram estabelecidos, pelos Estados-Membros, os valores limiar para cada um destes critérios. Os critérios D6C4 e D6C5 não foram considerados. Sendo a sua escala de avaliação regional ou sub-regional, refletindo as diferenças biogeográficas na composição de espécies de cada habitat, a mesma terá que ser decidida a nível sub-regional, isto é, conjuntamente com Espanha e França, o que ainda não foi possível. Acresce que a informação disponível sobre os tipos de habitats é insuficiente para avaliar aqueles critérios.

Os resultados obtidos nas subdivisões do Continente e da Plataforma Continental Estendida estão resumidos na tabela 6.7 e na tabela 6.8, respetivamente.

### 6.4.1 Subdivisão do Continente

Nas AMP Parque Natural do Litoral Norte, Reserva Natural das Berlengas e Reserva Natural das Lagoas de Santo André e Sancha, apesar de não existir nova informação para a reavaliação do estado ambiental foi decidido atribuir a classificação de BEA atingido - uma

vez que são áreas sujeitas a medidas de conservação - mas com um grau de confiança baixo devido à inexistência de novos dados.

Nas subáreas A1 e B1 apenas é conhecida a percentagem da área impactada pela pesca de arrasto de fundo nacional (com VMS), a qual representa aproximadamente 6% das áreas totais. No entanto, desconhece-se o efeito desta atividade nas estruturas biótica e abiótica dos habitats e nas funções. Assim, foi decidido não avaliar o BEA nestas subáreas.

Na Costa Nova em Aveiro (subárea A2), tal como na Costa da Caparica (subárea B2), as zonas sujeitas a operações de dragagem têm entre 1 e 2 km<sup>2</sup> de superfície. No porto de Aveiro (subárea A2) verificou-se uma redução da magnitude dos impactos nas comunidades de macrofauna bentónica provocados pelas dragagens e deposição dos dragados, com uma melhoria notável de todos os indicadores analisados em 2017 face aos anteriores anos amostrados (Oliveira et al 2018b). No entanto, verificou-se um rápido crescimento de espécies de macroalgas oportunistas devido à contaminação da água do estuário do Mondego, a qual poderá atingir até 7 km a norte e a sul da foz do rio (Gaspar et al 2017). Embora não existam novos dados sobre o impacto da pesca com ganchorra nas comunidades bentónicas destas duas subáreas, salienta-se que esta atividade é exercida apenas entre 5 e 35 m de profundidade na subárea A2 e entre 3 e 25 m na subárea B2, e que em 2012, foi atribuído o BEA às zonas onde é exercido este tipo de pesca (MAMAOT 2012a). Finalmente, a percentagem da área impactada pela pesca de arrasto de fundo nacional com VMS é aproximadamente 6% na subárea A2 e 2,4% na subárea B2. Assim, a superfície afetada pelas atividades antropogénicas aparenta ser proporcionalmente pouco representativa em relação à superfície total das subáreas (<10%), mas em face da escassez de informação sobre os efeitos nos habitats e comunidades associadas, considerou-se não ser possível avaliar o BEA nas subáreas A2 e B2.

Na subárea A3 a área impactada pela pesca de arrasto de fundo nacional com VMS representa aproximadamente 6% da superfície total da subárea. Nesta mesma subárea foi registada uma elevada diversidade de *taxa* na zona do recife artificial da Nazaré (Almeida et al 2016a, b) e, tal como em A2, foi registado um rápido crescimento de espécies de macroalgas oportunistas devido à contaminação da água do estuário do Mondego, podendo atingir até 7 km a norte e a sul da foz do rio (Gaspar et al 2017). Apesar da aparente baixa proporção da área impactada foi considerado que a escassez de informação de carácter biótico e abiótico não permite avaliar o BEA.

Nas subáreas B4, B5, C1, C2 e C3 a área impactada pela pesca de arrasto de fundo nacional com VMS representa aproximadamente 2% das subáreas B4 e B5, 12% das subáreas C1 e C2 e 20% da subárea C3. No entanto, não há informação sobre os efeitos nas estruturas biótica e abiótica dos habitats, assim como nas suas funções relativamente ao período de avaliação. Nas subáreas C1 e C2 foram registadas perdas de habitat de

pradarias marinhas entre os anos 2007 e 2009 (Cunha et al 2013a). Por outro lado, os habitats naturais de interesse comunitário do golfo ibero-marroquino, localizados nas subáreas B5, C1, C2 e C3, têm sido alvo de estudos para avaliar a sua biodiversidade. Nestes habitats não se têm identificado impactos de origem antropogénica, provavelmente por estarem localizados em zonas de grande profundidade e difícil acesso. Considerando o carácter pontual e a insuficiência da informação disponível, considerou-se não ser possível avaliar o BEA das subáreas B4, B5, C1, C2 e C3.

Na subárea B3 a área impactada pela pesca de arrasto de fundo nacional com VMS representa apenas cerca de 2% da sua superfície total. Nesta subárea foram identificadas alterações no leito marinho em zonas de pesqueiro localizadas entre 200 e 500 m de profundidade, ao largo de Sines e na cabeça do Canhão de Setúbal. A riqueza específica, o índice diversidade de Shannon-Wiener e o índice de rarefação de Hurlbert das comunidades mega-epibentónicas mostraram correlações negativas significativas com a pressão por pesca de arrasto. Pelo contrário, os índices de diversidade determinados para a macrofauna não exprimiram qualquer relação estatisticamente significativa com a pressão por pesca (Ramalho et al 2017). Tal como acontece nas subáreas A2 e B2 relativamente à pesca de bivalves com ganchorra, embora não existam dados sobre o impacto que esta tem no ecossistema, salienta-se que a área em que esta atividade é exercida se confina ao estrato batimétrico 3 - 25 metros. Face ao carácter pontual da informação disponível considerou-se não ser possível avaliar o BEA na subárea B3.

No Banco Gorringe, apesar de terem sido identificados impactos nos habitats de recife rochoso (extração seletiva de espécies acessórias e capturas, assim como lixo marinho) (Correia 2013), não foi possível determinar o Bom Estado Ambiental devido à escassez de informação relativamente à área de cobertura do habitat e ao seu padrão de distribuição.

O Parque Marinho Professor Luiz Saldanha e a área marinha do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina têm sido alvo de alguns estudos direcionados para a avaliação da biodiversidade nas duas últimas décadas e não se têm identificado impactos de origem antropogénica nestas áreas. Portanto, considera-se o BEA atingido, com um grau de confiança médio, pois embora persistam lacunas de conhecimento, não se afigura plausível a existência de atividade humana causadora de efeitos adversos em habitats protegidos.

**Tabela 6.7.** Avaliação do Bom Estado Ambiental das subáreas, do Banco Gorringe e das cinco Áreas Marinhas Protegidas da subdivisão do Continente, com base nos critérios D6C1, D6C2 e D6C3.

Subárea de avaliação	Avaliação do Bom Estado Ambiental	Grau de Confiança
A1	Não avaliado	-
A2	Não avaliado	-
A3	Não avaliado	-
B1	Não avaliado	-
B2	Não avaliado	-
B3	Não avaliado	-
B4	Não avaliado	-
B5	Não avaliado	-
C1	Não avaliado	-
C2	Não avaliado	-
C3	Não avaliado	-
Banco Gorringe	Não avaliado	-
Parque Natural do Litoral Norte	Bom Estado Ambiental Atingido	Baixo
Reserva Natural das Berlengas	Bom Estado Ambiental Atingido	Baixo
Parque Natural da Arrábida	Bom Estado Ambiental Atingido	Médio
Reserva Natural das Lagoas de Santo André e Sancha	Bom Estado Ambiental Atingido	Baixo
Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina	Bom Estado Ambiental Atingido	Médio

#### 6.4.2 Subdivisão da Plataforma Continental Estendida

Relativamente à informação disponível para os complexos geológicos Madeira-Tore e Great Meteor, foi avaliado o Bom Estado Ambiental para várias Áreas Marinhas Protegidas incluindo a Dorsal Médio-Atlântica a Norte dos Açores (MARNA), o Campo Hidrotermal Rainbow e os montes submarinos Josephine, Altair e Anti-Altair. Apesar de subsistirem as lacunas de informação mencionadas no relatório de avaliação inicial (MAMAOT 2012b), considerou-se que o Bom Estado Ambiental foi atingido, uma vez que se desconhecem atividades que condicionem ou alterem a integridade dos fundos marinhos, tais como a pesca de arrasto de fundo que está interdita nestas zonas. O grau de confiança desta avaliação é, naturalmente, baixo.

Para os montes submarinos Atlantis e Irving (complexo geológico Great Meteor), apesar de haver uma caracterização preliminar da biodiversidade bentónica e dos tipos de substrato de fundo, a mesma não foi considerada suficiente para avaliar o Bom Estado Ambiental destas zonas. Salienta-se ainda que estes montes não possuem nenhum tipo de estatuto de conservação.

**Tabela 6.8.** Avaliação do Estado Ambiental das Áreas Marinhas Protegidas da subdivisão da Plataforma Continental Estendida e dos montes submarinos Atlantis e Irving.

Subárea de avaliação	Avaliação do Estado Ambiental	Grau de Confiança
<b>AMP Monte Submarino Josephine</b>	<b>Bom Estado Ambiental Atingido</b>	Baixo
<b>AMP Campo Hidrotermal Rainbow</b>	<b>Bom Estado Ambiental Atingido</b>	Baixo
<b>AMP Monte Submarino Altair</b>	<b>Bom Estado Ambiental Atingido</b>	Baixo
<b>AMP MARNA</b>	<b>Bom Estado Ambiental Atingido</b>	Baixo
<b>AMP Monte Submarino Antialtair</b>	<b>Bom Estado Ambiental Atingido</b>	Baixo
<b>Monte Submarino Atlantis</b>	<b>Não avaliado</b>	-
<b>Monte Submarino Irving</b>	<b>Não avaliado</b>	-

## 6.5 Referências

- Almeida M, Raposo AC, Tuaty-Guerra M, Gaudêncio MJ (2016a) Caracterização da comunidade incrustante do recife artificial da Nazaré após 5 anos de implantação. Relatório para a elaboração de estudos de caracterização do estado de colonização e impacto socioeconómico do recife artificial da Nazaré. IPMA, 22p.
- Almeida M, Raposo AC, Guerra MT, Gaudêncio M, Maranhão P, Rodrigues NV, Leandro S (2016b). Macrobenthic assemblages in an artificial reef in central-west Portugal: Preliminary results. *Front. Mar. Sci. Conference Abstract: XIX Iberian Symposium on Marine Biology Studies*. doi: 10.3389/conf.FMARS.2016.05.00138
- Amoroso RO, Pitcher CR, Rijnsdorp AD, McConnaughey RA, Parma AM, Suuronen P, Eigaard OR, Bastardie F, Hintzen NT, Althaus F, Baird SJ, Black J, Buhl-Mortensen L, Campbell AB, Catarino R, Collie J, Cowan JH, Durholtz D, Engstrom N, Fairweather TP, Fock HO, Ford R, Gálvez PA, Gerritsen H, Góngora ME, González JA, Hiddink JG, Hughes KM, Intelmann SS, Jenkins C, Jonsson P, Kainge P, Kangas M, Kathena JN, Kavadas S, Leslie RW, Lewis SG, Lundy M, Makin D, Martin J, Mazor T, Gonzalez-Mirelis G, Newman SJ, Papadopoulou N, Posen PE, Rochester W, Russo T, Sala A, Semmens JM, Silva C, Tsolos A, Vanelslander B, Wakefield CB, Wood BA, Hilborn R, Kaiser MJ, Jennings S (2018) Bottom trawl fishing footprints on the world's continental shelves. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115 (43); E10275-E10282.
- Alves F (2013) Traits of benthic assemblages subjected to different trawling pressure. Tese de Mestrado em Biologia Marinha, Universidade de Aveiro, 43 p + Annexes
- Andrade C, Rodrigues Bizarro A, Pinto CA, Taborda R, Couto A, Portela LI, Pina C, Ramos L, Rodrigues A, Terrinha P, Brito P, Caldeirinha V, Santos Ferreira A (2015) Grupo de Trabalho dos Sedimentos - Relatório Final. Disponível em:

[https://www.researchgate.net/publication/317580063\\_Grupo\\_de\\_Trabalho\\_dos\\_Sedimentos\\_-\\_Relatorio\\_Final\\_Sediment\\_Working\\_Group\\_-\\_Final\\_Report](https://www.researchgate.net/publication/317580063_Grupo_de_Trabalho_dos_Sedimentos_-_Relatorio_Final_Sediment_Working_Group_-_Final_Report).

- Assis J, Berecibar E, Claro B, Alberto F, Reed D, Raimondi P, Serrão EA (2017) Major shifts at the range edge of marine forests: the combined effects of climate changes and limited dispersal. *Scientific Reports*, 7, 44348.
- Bettencourt A, Bricker SB, Ferreira JG, Franco A, Marques JC, Melo JJ, Nobre A, Ramos L, Reis CS, Salas F, Silva MC, Simas T, Wolff W (2004) Typology and Reference Conditions for Portuguese Transitional and Coastal Waters. Final report of project TICOR - development of guidelines for the application of the European Union Water Framework Directive. IMAR/INAG, Lisboa. ISBN 972-9412-67-7, 100 p.
- Boavida J, Paulo D, Aurelle D, Arnaud-Haond S, Marschal C, Reed J, Gonçalves JMS, Serrão EA (2016) A well-kept treasure at depth: Precious red coral rediscovered in Atlantic deep coral gardens (SW Portugal) after 300 years. *PloS one*, 11(1), e0147228.
- Borja A, Franco J, Pérez V (2000) A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine pollution bulletin*, 40(12), 1100-1114.
- Brogueira MJ, Oliveira MR, Cabeçadas G (2007) Phytoplankton community structure defined by key environmental variables in Tagus estuary, Portugal. *Mar. Environ. Res.* 64, 616-628.
- Bueno-Pardo J, Ramalho SP, García-Alegre A, Morgado M, Vieira RP, Cunha MR, Queiroga H (2017) Deep-sea crustacean trawling fisheries in Portugal: quantification of effort and assessment of landings per unit effort using a Vessel Monitoring System (VMS). *Scientific Reports* 7, 40795.
- Cabrita MT (2014) Phytoplankton community indicators of changes associated with dredging in the Targus estuary (Portugal). *Environmental Pollution*, v. 191, 17-24.
- Campos A, Lopes P, Fonseca P, Araújo G, Figueiredo I (2017) Fishing patterns for a Portuguese longliner fishing at the Goringe seamount – a first analysis based on AIS data and onboard observations. IMAM Conference 2017. Guedes Soares & Santos (Eds), Taylor & Francis Group, London.
- Campos A, Lopes P, Fonseca P, Figueiredo I, Henriques V, Gouveia N, Delgado J, Gouveia L, Amorim A, Araújo G, Drago T, dos Santos A. (2019) Portuguese fisheries in seamounts of Madeira-Tore (NE Atlantic). *Marine Policy*, 99, 50-57.
- Carvalho AN, Pereira F, Bosnic I, Taborda R, Drago T, Gaspar MB (2018) Sedimentary dynamics and benthic macrofauna distribution: Insights from the shoreface in southern Portugal. *Journal of Sea Research*, 137, 9-25.
- Correia M (2013) Avaliação da importância, potencial e constrangimentos da designação do Banco Goringe como Sítio de Interesse Comunitário. Dissertação de Mestrado em



- Ecologia. Universidade de Lisboa Faculdade de Ciências, Departamento de Biologia Animal.
- Cunha AH, Assis JF, Serrão EA (2013a) Seagrasses in Portugal: a most endangered marine habitat. *Aquatic Botany*, 104, 193-203.
- Cunha MR, Rodrigues CF, Génio L, Hilário A, Ravara A Pfannkuche O (2013b) Macrofaunal assemblages from mud volcanoes in the Gulf of Cadiz: abundance, biodiversity and diversity partitioning across spatial scales. *Biogeosciences* 10, 2553–2568.
- DECISÃO DA COMISSÃO de 1 de Setembro de 2010 relativa aos critérios e às normas metodológicas de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas [notificada com o número C(2010) 5956] (Texto relevante para efeitos do EEE) (2010/477/UE). *Jornal Oficial da União Europeia* L 232/14, de 2 de setembro de 2010.
- DECISÃO (UE) 2017/848 DA COMISSÃO de 17 de maio de 2017 que estabelece os critérios e as normas metodológicas de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas, bem como especificações e métodos normalizados para a sua monitorização e avaliação, e que revoga a Decisão 2010/477/UE (Texto relevante para efeitos do EEE). *Jornal Oficial da União Europeia*, L 125/43, 18 de maio de 2017.
- Diretiva 2008/56/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 17 de junho de 2008. *Jornal Oficial da União Europeia*, L164, 25-06-2008: 19-40.
- dos Santos A, Menezes G, Biscoito M, Giacomello E, Campos A, Teixeira A, Delgado J, Carreiro Silva M, Tuaty Guerra M, Silva M, Caldeira R, Morato T, Cartaxana A, Silva AD, Peliz A, Moreno A, Dâmaso C, Bartilotti C, Sousa-Pinto I, Figueiredo I, Afonso P, Moura T (2017) BIOMETORE - Biodiversity in seamounts: the Madeira-Tore and Great Meteor (PT02\_Aviso2\_001). Final Report, 306 p. (<http://www.biometore.pt/divulgacao/comunicacoes-cientificas>).
- Eigaard OR, Bastardie F, Hintzen NT, Buhl-Mortensen L, Buhl-Mortensen P, Catarino R, Dinesen GE, Egekvist J, Fock HO, Geitner K, Gerritsen HD, González MM, Jonsson P, Kavadas S, Laffargue P, Lundy M, Gonzalez-Mirelis G, Nielsen JR, Papadopoulou N, Posen PE, Pulcinella J, Russo T, Sala A, Silva C, Smith CJ, Vanellander B, Rijnsdorp AD (2017) The footprint of bottom trawling in European waters: distribution, intensity, and seabed integrity. *Ices Journal of Marine Science*, 74 (3), 847–865.
- Encarnação J, Calado G (2018) Effects of recreational diving on early colonization stages of an artificial reef in North-East Atlantic. *Journal of Coastal Conservation*, 1-8.
- Esquete P; Cunha MR (2017) The Apseudomorpha (Crustacea: Tanaidacea) of the Gulf of Cadiz and Horseshoe Continental Rise (NE Atlantic): A taxonomic review with new records, species, and ecological data. *Zootaxa* 4276(1), 61-95.

- Esquete P, Cunha MR (2018) Additions to the Tanaidomorpha (Crustacea:Tanaidacea) from mud volcanoes and coral mounds of the Gulf of Cadiz and Horseshoe Continental Rise. *Zootaxa* 4377(4), 517–541.
- Evans D (2016) Revising the marine section of the EUNIS Habitat classification — Report of a workshop held at the European Topic Centre on Biological Diversity, 12 & 13 May 2016. ETC/BD Working Paper N° A/2016.
- Fonseca P, Abrantes F, Aguilar R, Campos A, Cunha MR, Ferreira D, Fonseca TP, Henriques V, Machado M, Mechos A, Pérez S, Relvas P, Rodrigues CF, Salgueiro E, Vieira RP, Weetman A, Castro M (2014) A deep-water crinoid *Leptometra celtica* bed off the Portuguese south coast. *Marine Biodiversity* 44, 223-228.
- Gaspar R, Marques L, Pinto L, Baeta A, Pereira L, Martins I, Marques JC, Neto JM (2017) Origin here, impact there—The need of integrated management for river basins and coastal areas. *Ecological indicators*, 72, 794-802.
- Gaudêncio MJ, Tuaty-Guerra M, Pereira AM (2015) Granulometria, matéria orgânica, macrofauna sedimentar e incrustante. In: *Caracterização do estado de colonização e impacto socioeconómico do recife artificial da Nazaré após 5 anos de implantação. Relatório IPMA*, 44p.
- Génio L, Warén A, Matos FL, Cunha MR (2013) The snails' tale at deep-sea habitats in the Gulf of Cadiz (NE Atlantic). *Biogeosciences* 10, 5159-5170.
- Gomes I, Pérez-Jorge S, Peteiro L, Andrade J, Bueno-Pardo J, Quintino V, Rodrigues AM, Azevedo M, Vanreusel A, Queiroga H, Deneudt K (2018) Marine biological value along the Portuguese continental shelf; insights into current conservation and management tools. *Ecological Indicators*, 93, 533-546.
- HELCOM (2017) The integrated assessment of biodiversity – supplementary report to the first version of “The State of the Baltic Sea” report 2017. Disponível em: <http://stateofthebalticsea.helcom.fi/about-helcom-and-the-assessment/downloads-and-data/>
- Henriques V, Tuaty Guerra M, Mendes B, Gaudêncio MJ, Fonseca P (2015) Benthic habitat mapping in a Portuguese Marine Protected Area using EUNIS: an integrated approach. *Journal of Sea Research* 100, 77-90.
- Henriques V, Tuaty Guerra M, Gaudêncio MJ (2016) HABITMAP – “Classificação e mapeamento de habitats marinhos em áreas de pesca da costa alentejana”. Relatório de projeto IPMA, 123 p.
- ICES (2018) Report of the ICES/NAFO Joint Working Group on Deep-water Ecology (WGDEC), 5–9 March 2018, Dartmouth, Nova Scotia, Canada. ICES CM 2018/ACOM:26. 126 p.

- Lopes S, Martinho J, Vingada J, Ferreira BP, Alves F, Pereira A, Roxo A (2016a) Monitorização ambiental das dragagens de manutenção do Porto de Aveiro. Monitorização das comunidades bentónicas. Relatório 6 MONITAR, LDA., 42 p.
- Lopes S, Martinho J, Vingada J, Ferreira BP, Alves F, Pereira A, Roxo A (2016b) Monitorização ambiental das dragagens de manutenção do Porto da Figueira da Foz. Monitorização da comunidade bentónicas. Relatório 5 MONITAR, LDA., 37 p.
- Lopes S, Martinho J, Vingada J, Ferreira BP, Pereira A (2016c) Monitorização ambiental das dragagens de manutenção do Porto da Figueira da Foz. Monitorização das comunidades bentónicas. Relatório 3 MONITAR, LDA., 40 p.
- Lopes S, Martinho J, Vingada J, Ferreira BP, Alves F, Pereira A (2017) Monitorização ambiental das dragagens de manutenção do Porto de Aveiro. Monitorização das comunidades bentónicas. Relatório 4 MONITAR, LDA., 51 p.
- Magalhães L, Martins R, Pires A, Loureiro S, Soares A, Freitas R (2014) Monitorização da empreitada de reconfiguração da barra do Porto de Aveiro. Relatório Universidade de Aveiro, 55p.
- MAMAOT (2012a) Estratégia Marinha para a subdivisão do Continente. Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. Outubro de 2012, 906 p.
- MAMAOT (2012b) Estratégia Marinha para a subdivisão da Plataforma Continental Estendida. Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. Outubro de 2012, 200 p.
- Martins R, Quintino V, Rodrigues AM (2013) Diversity and spatial distribution patterns of the soft-bottom macrofauna communities on the Portuguese continental shelf. *Journal of Sea Research*, 83, 173-186.
- Martins R, Pires A, Loureiro S, Soares AMVM, Freitas R (2014a) Monitorização da macrofauna bentónica no âmbito da empreitada de intervenção na zona da barra de Aveiro. Relatório Universidade de Aveiro, 48 p.
- Martins R, Sampaio L, Quintino V, Rodrigues AM (2014b) Diversity, distribution and ecology of benthic molluscan communities on the Portuguese continental shelf. *Journal of Sea Research*, 93, 75-89.
- Monteiro P, Bentes L, Oliveira F, Afonso C, Rangel M, Alonso C, Mentxaka I, Germán Rodríguez J, Galparsoro I, Borja A, Chacón D, Sanz Alonso JL, Guerra MT, Gaudêncio MJ, Mendes B, Henriques V, Bajjouk T, Bernard M, Hily C, Vasquez M, Populus J, Gonçalves JMS (2013) Atlantic Area Eunis Habitats. Adding new habitat types from European Atlantic coast to the EUNIS Habitat Classification. Technical Report No.3/2013 - MeshAtlantic, CCMAR-Universidade do Algarve, Faro, 72 p.

- Muñoz PD, Román E, González F (2000) Results of a deepwater experimental fishing in the North Atlantic: an example of cooperative research with the fishing industry. ICES CM 2000/W: 04.
- Oliveira T, Maia J, Rocha C, Avelas F, Lidónio E (2018a) Monitorização ambiental das dragagens de manutenção do porto de Aveiro. Monitorização das comunidades bentónicas. Relatório SMALLMATEK, LDA., 74 p.
- Oliveira T, Maia J, Rocha C, Avelas F, Lidónio E (2018b) Obras de melhoria das condições de abrigo nos cais do sector comercial e manutenção do canal de acesso ao Porto da Figueira da Foz. Monitorização das comunidades bentónicas. Relatório SMALLMATEK, LDA., 61 p.
- Orlandi L, Bentivoglio F, Carlino P, Calizza E, Rossi D, Costantini ML, Rossi L (2014)  $\delta^{15}N$  variation in *Ulva lactuca* as a proxy for anthropogenic nitrogen inputs in coastal areas of Gulf of Gaeta (Mediterranean Sea). Marine Pollution Bulletin 84, 76-82.
- Peña V, Bárbara I, Bercibar E, Santos R (2009) Present distribution of maërl beds in the Atlantic Iberian Peninsula. In Museologia scientifica e Naturalistica, volumen speciale 6th Regional Symposium of the International Fossil Algae Association (Vol. 46).
- Peña V, Bárbara I, Grall J, Maggs CA, Hall-Spencer JM (2014) The diversity of seaweeds on maerl in the NE Atlantic. Marine Biodiversity, 44(4), 533-551.
- Pinto CA, Silveira TM, Teixeira SB (2018) Alimentação artificial de praias na faixa costeira de Portugal continental: enquadramento e retrospectiva das intervenções realizadas (1950-2017). Relatório Técnico. Agência Portuguesa do Ambiente, 60p.
- Portela LI (2011) Dragagens nos portos comerciais de Portugal Continental: dados preliminares. In: 7as Jornadas Portuguesas de Engenharia Costeira e Portuária, Porto, 6 e 7 de Outubro de 2011, 9 p.
- Portela LI (2018) Avaliação das áreas de imersão de dragados em Portugal Continental. Documento em versão provisória, LNEC, 5 p.
- Ramalho SP (2017) Tolerance of deep-sea benthic ecosystems to trawling disturbance. Tese de Doutoramento Erasmus Mundus Doctoral Programme in Marine Ecosystem Health and Conservation (MARES), Universidade de Aveiro e Universidade de Ghent, 207p + anexos.
- Ramalho SP, Lins L, Bueno-Pardo J, Cordova EA, Amisi JM, Lampadariou N, Vanreusel A, Cunha MR (2017) Deep-sea mega-epibenthic assemblages from the SW Portuguese margin (NE Atlantic) subjected to bottom trawling fisheries. Frontiers in Marine Science 4, 350.
- Ramalho SP, Almeida M, Esquete P, Génio L, Ravara A, Rodrigues CF, Lampadariou N, Vanreusel A, Cunha MR (2018) Bottom-trawling fisheries influence on standing stocks,

- composition, diversity and trophic redundancy of macrofauna assemblages from the West Iberian Margin. Deep-Sea Research I.
- Ramos M, Morato T, Buhl-Mortensen P, Buhl-Mortensen L, Pham C, Sampaio I, Carreiro Silva M (2017) Biodiversity in seamounts: Preliminary data on deep-sea habitats of the Atlantis and Irving Seamounts - Great Meteor Seamounts complex, NE Atlantic. BIOMETORE Report. Annex WP2\_3\_8, 28 p. In: dos Santos et al (2017) BIOMETORE - Biodiversity in seamounts: the Madeira-Tore and Great Meteor (PT02\_Aviso2\_001). Final Report, 306 p.
- Ravara A, Cunha MR (2016) Two new species of scale worms (Polychaeta: Aphroditiformia) from deep-sea habitats in the Gulf of Cadiz (NE Atlantic). *Zootaxa* 4097(3), 442-450.
- Ravara A, Ramos D, Teixeira MA, Costa FO, Cunha MR (2017) Taxonomy, distribution and ecology of the order Phyllodocida (Annelida, Polychaeta) in deep-sea habitats around the Iberian margin. *Deep-Sea Research II* 137, 207-231.
- Rodrigues CF, Hilário A, Cunha MR (2013) Chemosymbiotic species from the Gulf of Cadiz (NE Atlantic): distribution, life styles and nutritional patterns. *Biogeosciences* 10, 2569-2581.
- Rice J, Arvanitidis C, Borja A, Frid C, Hiddink J, Krause J, Lorance P, Ragnarsson SÁ, Sköld M, Trabucco B (2010) Marine Strategy Framework Directive. Task Group 6 Report. Seafloor integrity. April 2010. Joint Report. Prepared under the Administrative Arrangement between JRC and DG ENV (no 31210 – 2009/2010), the Memorandum of Understanding between the European Commission and ICES managed by DG MARE, and JRC's own Institutional funding. JRC Scientific and Technical Reports, EUR 24334 N – 2010. Editor: H. Piha, 73 p.
- Santos FD, Lopes AM, Moniz G, Ramos L, Taborda R (2014) Gestão da Zona Costeira. O Desafio da Mudança. Relatório Técnico do Grupo de Trabalho do Litoral, 237 p.
- Teichberg M, Fox MT, Olsen YO, Valiela I, Martinetto P, Iribarne O, Muto EY, Petti MAV, Corbisier TN, Soto-Jiménez M, Páez-Osuna F, Castro P, Freitas H, Zitelli A, Cardinaletti M, Tagliapietra D (2010) Eutrophication and macroalgal blooms in temperate and tropical coastal waters: nutrient enrichment experiments with *Ulva* spp. *Global Change Biology* 16, 2624-2637.
- Thompson A, Sanders J, Tandstad M, Carocci F, Fuller J (2016) Vulnerable marine ecosystems: Processes and practices in the high seas. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, (595), I.
- Tuaty-Guerra M, Gaudêncio MJ, Pereira AM (2015a) Monitorização ambiental das dragagens de manutenção do porto de Aveiro. Porto da Figueira da Foz. Relatório de monitorização na zona costeira da Figueira da Foz. Monitorização das comunidades bentónicas. 12º Relatório PROMAN, 27 p.

Tuaty-Guerra M, Gaudêncio MJ, Pereira AM (2015b) Monitorização ambiental das dragagens de manutenção do porto de Aveiro e do porto da Figueira da Foz. Porto de Aveiro. Relatório de Monitorização na Zona Costeira de Aveiro. Monitorização das Comunidades Bentónicas. 9º Relatório PROMAN, 35 p.

Vieira RP, Raposo IP, Sobral P, Gonçalves JMS, Bell KLC, Cunha MR (2015) Lost fishing gear and litter in the Gorringe Bank (NE Atlantic). Journal of Sea Research 100, 91-98.



## Ficha técnica

**Coordenação e elaboração:** Jorge Lobo Arteaga<sup>1</sup>

**Supervisão:** Miriam Tuaty Guerra<sup>1</sup>

**Revisão técnico-científica:** Antonina dos Santos<sup>2</sup>, Maria de Fátima Borges<sup>3</sup>, Miguel Caetano<sup>1</sup>, Miriam Tuaty Guerra<sup>1</sup>, Yorgos Stratoudakis<sup>3</sup>.

**Colaboração:** Aida Campos<sup>3</sup>, Cristina Silva<sup>3</sup>, Henrique Queiroga<sup>4</sup>; Inês Tojeira<sup>5</sup>; Luís Ivens Portela<sup>6</sup>; Maria da Natividade Ribeiro Vieira<sup>7</sup>; Maria José Gaudêncio<sup>1</sup>; Maria Manuel Cruz<sup>8</sup>; Marina Ribeiro da Cunha<sup>4</sup>; Miriam Tuaty Guerra<sup>1</sup>; Mónica Albuquerque<sup>5</sup>; Pedro Lopes<sup>3</sup>; Teresa Drago<sup>9</sup>; Teresa Rafael<sup>5</sup>; Uirá Oliveira<sup>7</sup>; Victor Quintino<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Instituto Português do Mar e da Atmosfera, I.P. (IPMA, I.P), Departamento do Mar e Recursos Marinhos (DMRM), Divisão de Oceanografia e Ambiente Marinho (DivOA).

<sup>2</sup> Instituto Português do Mar e da Atmosfera, I.P. (IPMA, I.P), Departamento do Mar e Recursos Marinhos (DMRM).

<sup>3</sup> Instituto Português do Mar e da Atmosfera, I.P. (IPMA, I.P), Departamento do Mar e Recursos Marinhos (DMRM), Divisão de Modelação e Gestão de Recursos da Pesca (DivRP).

<sup>4</sup> Universidade de Aveiro (UA): Departamento de Biologia e Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM).

<sup>5</sup> Estrutura de Missão para a Extensão da Plataforma Continental – EMEPC.

<sup>6</sup> Laboratório Nacional de Engenharia Civil – LNEC. Departamento de Hidráulica e Ambiente.

<sup>7</sup> Universidade do Porto. Faculdade de Ciências. Departamento de Biologia.

<sup>8</sup> APA - Administração do Porto de Aveiro, S.A; APFF - Administração do Porto da Figueira da Foz, S.A.

<sup>9</sup> Instituto Português do Mar e da Atmosfera, I.P. (IPMA, I.P), Departamento do Mar e Recursos Marinhos (DMRM), Divisão de Geologia e Georrecursos Marinhos (DivGM).