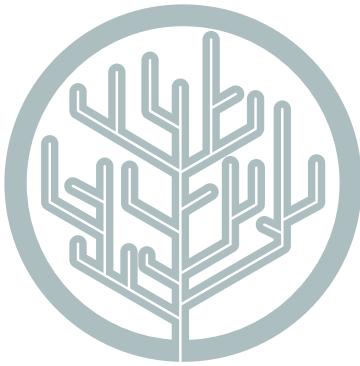


ECOSSISTEMAS DE CORAIS EM ÁGUAS CONTINENTAIS PROFUNDAS PORTUGUESAS



H A B M A R



H A B M A R

ECOSSISTEMAS DE CORAIS
EM ÁGUAS CONTINENTAIS
PROFUNDAS PORTUGUESAS

Coordenação e execução:



Financiado por:



UNIÃO EUROPEIA
Fundo Europeu
dos Assuntos Marítimos
e das Pescas

FARO
2021

Título

Ecossistemas de Corais em Águas Continentais Profundas Portuguesas

Autores

Frederico Oliveira¹

Márcio Coelho¹

Ester Serrão¹

Jorge M. S. Gonçalves¹

¹Centro de Ciências do Mar do Algarve, Universidade do Algarve

Coordenação Científica do Projecto HABMAR

Jorge M. S. Gonçalves e Ester Serrão

Citação recomendada

Oliveira, F., Coelho, M., Serrão, E., Gonçalves, J. M. S. (2021). Ecossistemas de Corais em Águas Continentais Profundas Portuguesas. Relatório técnico - Projeto HABMAR. Universidade do Algarve. Faro. Portugal.

ISBN 978-989-9023-72-7

*"The sea has always challenged the minds and imagination of men
and even today it remains the last great frontier of Earth"*

Rachel Carson

Bióloga Marinha

Índice

Lista de figuras	VII
Agradecimentos	XI
1. ECOSSISTEMAS DE CORAL NAS ZONAS PROFUNDAS DOS OCEANOS	1
2. CONHECIMENTO CIENTÍFICO DAS COMUNIDADES DE CORAIS E SUA BIODIVERSIDADE EM ÁGUAS DE PORTUGAL CONTINENTAL - Perspectiva histórica	4
3. CORAIS DE ÁGUAS PROFUNDAS DA COSTA CONTINENTAL PORTUGUESA - Definições, taxonomia e características gerais	17
3.1. HEXACORALLIA	17
3.1.1. ANTIPATHARIA	18
3.1.2. SCLERACTINIA	19
3.1.3. ZOANTHARIA	21
3.2. OCTOCORALLIA	22
3.2.1. ALCYONACEA	23
3.2.2. HELIOPORACEA	23
3.2.3. PENNATULACEA	23
3.3. STYLASTERIDAE	24
4. BIODIVERSIDADE DE CORAIS EM ÁGUAS CONTINENTAIS PORTUGUESAS	26
5. HABITATS DE CORAIS EM ÁGUAS CONTINENTAIS PORTUGUESAS	34
5.1. JARDINS DE GORGÓNIAS	35
5.2. BANCOS DE CORAL VERMELHO	37
5.3. FLORESTAS DE CORAIS NEGROS	40
5.4. CAMPOS DE ZOANTÍDEOS	41
5.5. BANCOS DE CORAIS MOLES	42
5.6. COMUNIDADES DE CORAIS EM FUNDOS MÓVEIS	44
6. IMPORTÂNCIA DOS HABITATS DE CORAL E SUA CONSERVAÇÃO	46
6.1. PAPEL ECOLÓGICO	46
6.2. PAPEL ECONÓMICO	47
6.3. CONSERVAÇÃO DE HABITATS DE CORAL	48

6.3.1. HABITATS ESSENCIAIS PARA PEIXES (HEP)	48
6.3.2. ECOSISTEMAS MARINHOS VULNERÁVEIS (EMV)	49
6.3.3. ÁREAS BIOLÓGICA E ECOLOGICAMENTE SIGNIFICATIVAS (ABES)	51
6.3.4. HABITATS AMEAÇADOS OU EM DECLÍNIO	52
7. IMPACTOS ANTROPOGÉNICOS E OUTRAS AMEAÇAS	56
7.1. EXPLORAÇÃO COMERCIAL / APANHA FURTIVA	56
7.2. PESCA	58
7.3. LIXO MARINHO	61
7.4. EXPLORAÇÃO DE HIDROCARBONETOS	62
7.5. MINERAÇÃO DE FUNDOS MARINHOS	63
7.6. ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS	65
8. RESTAURAÇÃO DE HABITATS DE CORAL PROFUNDOS	67
8.1. BENEFÍCIOS E IMPACTOS ECOLÓGICOS	68
8.2. IMPACTOS SOCIOECONÓMICOS	70
8.3. DESAFIOS TECNOLÓGICOS	73
9. CONSIDERAÇÕES FINAIS	75
10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	78

Lista de figuras

- Figura 1.** Pennatulacea do género *Pteroides* fixado em formol e conservado em álcool. Espécime recolhido em 1896 na costa de Portugal durante a primeira Campanha Oceanográfica a bordo do Yacht Amélia (Bragança, 1902). 7
- Figura 2.** Exemplar de *Callogorgia verticillata*, uma das espécies de gorgónias observadas nos montes submarinos do banco Gorringe e que atinge maiores dimensões. (Fotografia: Oceana ©) 12
- Figura 3.** Jardins de Stylasteridae observados no monte submarino Gettysburg a cerca de 500 metros de profundidade. (Fotografia: Oceana ©) 13
- Figura 4.** A gorgónia amarela do género *Paramuricea* é comum nas zonas de fundos rochosos ao longo da costa algarvia. (Fotografia: CCMAR/CFRG ©) 16
- Figura 5.** Diagrama da secção transversal dos pólipos dos principais *taxa* de corais, ilustrando as maiores diferenças. A área sombreada indica o exosqueleto; o círculo central representa a boca e a actino-faringe; as linhas radiais indicam os mesentérios: completos (ou perfeitos) quando atingem a actino-faringe e incompletos (ou imperfeitos) quando tal não acontece. As setas indicam regiões onde se formam mesentérios adicionais após os primeiros 6 ou 12. (Adaptado de Roberts *et al.*, 2009) 18
- Figura 6.** Colónia de coral negro chicote *Stichopates* sp. registado nos montes submarinos do banco Gorringe. (Fotografia: Oceana ©) 19
- Figura 7.** Colónia de *Dendrophyllia ramea*. Um dos poucos Scleratinia coloniais que na costa portuguesa podem ser observados a profundidades compatíveis com o mergulho recreativo. (Fotografia: CCMAR/CFRG ©) 20
- Figura 8.** *Parazoanthus axinellae*, uma das espécies representantes dos Zoantheria mais abundantes nas águas costeiras do Algarve. (Fotografia: CCMAR/CFRG ©) 21
- Figura 9.** Detalhes do *rachis* e pólipos de uma colónia de *Veretillum cynomorium* (Octocorallia: Pennatulacea) (esquerda) e pólipos de uma colónia de *Alcyonium acaule* (Octocorallia: Alcyonacea) (direita). (Fotografia: CCMAR/CFRG ©) 22
- Figura 10.** *Pennatula* cf. *rubra*, uma das espécies de Pennatulacea (Octocorallia) presentes nas zonas costeiras de Portugal sobre sedimento não consolidado. (Fotografia: CCMAR/CFRG ©) 25
- Figura 11.** Total de espécies de corais registados para águas portuguesas, Portugal continental e arquipélagos dos Açores e Madeira, agrupadas em *taxa* superiores. Os valores referem-se ao número total de espécies descritas na literatura científica (1864-2021) como ocorrendo em águas portuguesas definidas como a área correspondente às zonas económicas exclusivas de Portugal continental, Açores e Madeira. 27

Figura 12. Diagramas Euler indicando as relações dos números de espécies de corais agrupadas por *taxa* superiores, registados por região biogeográfica. Os valores referem-se ao número total de espécies descritas na literatura científica (1864-2021) como ocorrendo em águas portuguesas definidas como a área correspondente às zonas económicas exclusivas de Portugal continental (P), Açores (A) e Madeira (M). Os círculos negros indicam ausência de espécies registadas. 28

Figura 13. Espécies de coral-negro (*Antipatharia*) descritas para a costa de Portugal continental e sua distribuição batimétrica. A faixa sombreada reflete os limites batimétricos do projeto Habmar (50-200 metros de profundidade) e a negrito as espécies com maior probabilidade de ocorrer durante as campanhas de mapeamento e caracterização das comunidades de corais de águas profundas. 29

Figura 14. Espécies de corais *Scleratinia* descritas para as águas da costa continental portuguesa e sua distribuição batimétrica. A faixa sombreada reflete os limites batimétricos do projeto Habmar (50-200 metros de profundidade) e a negrito as espécies com maior probabilidade de ocorrer durante as campanhas de mapeamento e caracterização das comunidades de corais de águas profundas. 30

Figura 15. Espécies pertencentes aos *Zoantharia* com ocorrência documentada em águas continentais de Portugal e sua distribuição em profundidade. A faixa sombreada reflete os limites batimétricos do projeto Habmar (50-200 metros de profundidade) e a negrito as espécies com maior probabilidade de ocorrer durante as campanhas de mapeamento e caracterização das comunidades de corais de águas profundas. 31

Figura 16. Espécies de *Alcyonacea* registadas para as águas de Portugal continental e respetiva distribuição batimétrica. A faixa sombreada reflete os limites batimétricos do projeto Habmar (50-200 metros de profundidade) e a negrito as espécies com maior probabilidade de ocorrer durante as campanhas de mapeamento e caracterização das comunidades de corais de águas profundas. 31

Figura 17. Penas marinhas presentes na faixa continental portuguesa e correspondente distribuição em profundidade. A faixa sombreada reflete os limites batimétricos do projeto Habmar (50-200 metros de profundidade) e a negrito as espécies com maior probabilidade de ocorrer durante as campanhas de mapeamento e caracterização das comunidades de corais de águas profundas. 33

Figura 18. Jardins de Gorgónias multiespecíficos documentados ao largo de Sines, durante uma das missões realizadas pela Universidade do Algarve e o Centro de Ciências do Mar, no âmbito do projeto HABMAR em 2020. (Fotografia: CCMAR/CFRG ©) 35

Figura 19. Localização conhecida do habitat Jardins de Gorgónias e potenciais novas ocorrências com base nos registos de espécies indicadoras do género *Paramuricea* (Fonte: DGRM, 2019). As linhas batimétricas estão separadas por intervalos de 100 metros até aos 500 metros de profundidade e posteriormente por 1000 metros. 36

Figura 20. Comunidades faunísticas dos Bancos de coral vermelho (*Corallium rubrum*) observados ao largo de Lagos a cerca de 80 metros de profundidade. As colónias de coral vermelho, *C. rubrum* fixam-se e crescem na face inferior das saliências rochosas (em cima) onde co-ocorrem com outras espécies de coral como os corais duros coloniais *Dendrophilia ramea* e *D. cornigera* (em baixo à esquerda). A face superior destas saliências é muitas vezes colonizada por extensos jardins de gorgónias (em baixo à direita)(Fotografias: CCMAR/CFRG ©) 38

Figura 21. Localização conhecida dos bancos de coral vermelho (*Corallium rubrum*) em território nacional (Fonte: DGRM, 2019). As linhas batimétricas estão separadas por intervalos de 100 metros até aos 500 metros de profundidade e posteriormente por 1000 metros. 39

Figura 22. Comunidade dominada por corais *Antipathella subpinnata* nas vertentes do canhão de São Vicente, em Sagres. (Fotografia: Oceana ©) 40

Figura 23. Ocorrência de Florestas de Corais Negros em águas continentais portuguesas. (Fonte: DGRM, 2019). As linhas batimétricas estão separadas por intervalos de 100 metros até aos 500 metros de profundidade e posteriormente por 1000 metros. 41

Figura 24. Localização do habitat de campos monoespecíficas de *Parazoanthus axinellae* (DGRM, 2019). As linhas batimétricas estão separadas por intervalos de 100 metros até aos 500 metros de profundidade e posteriormente por 1000 metros. 42

Figura 25. Localização conhecida do habitat de Bancos de Corais Moles (CCMar, informação não publicada). As linhas batimétricas estão separadas por intervalos de 100 metros até aos 500 metros de profundidade e posteriormente por 1000 metros. 43

Figura 26. Banco de corais moles (Alcyonacea) observado durante as imersões com veículo de operação remota efectuadas pelo Centro de Ciências do Mar, para avaliação das comunidades de coral vermelho (*Corallium rubrum*) em frente a Lagos, Algarve. (Fotografias: CCMAR/CFRG ©) 43

Figura 27. Espécies formadoras de comunidades de corais em fundos móveis: a) *Spinimuricea atlantica*; b) Alcyonacea; c) e d) *Protoptilum* sp.; e) *Pteroeides* cf. *griseum*; f) *Pennatula* cf. *rubra*; g) *Flabellum chunii* e h) *Veretillum cynomorium*. (Fotografias: Oceana ©) 44

Figura 28. Registos de ocorrência de comunidades de corais sobre fundos sedimentares na costa portuguesa (DGRM, 2019).	45
Figura 29. Zonas de possível ocorrência de espécies indicadoras de Ecossistemas Marinhos Vulneráveis (EMV) (ICES, 2019) e áreas classificadas como EMV na plataforma de Portugal Continental (DGRM, 2019)	51
Figura 30. Áreas classificadas como Áreas Biológica e Ecologicamente Significativas (ABES) em águas continentais de Portugal (ICNF, 2019)	53
Figura 31. Habitats de coral existentes no ambiente marinho de Portugal continental e classificados segundo a Convenção OSPAR (EMODnet, 2019; DGRM, 2019). Apenas os habitats “Recifes de <i>Desmophyllum pertusum</i> ”, “Jardins de Coral” e “Campos de Penas Marinhais” são reconhecidos oficialmente como habitats ameaçados ou em declínio. Os restantes habitats são variações do habitat “Jardins de Coral” que preenchem os critérios necessários para se incluirem na classificação OSPAR pelo que a nível nacional são já considerados habitats pertencentes a estas categorias.	55
Figura 32. Captura ilegal de <i>Corallium rubrum</i> apreendida pela Polícia Marítima de Portimão em Abril de 2012. No conjunto foram contabilizadas 349 colónias com um peso total de 32 kg (Boavida <i>et al.</i> , 2016b). (Fotografia: Miguel Veterano Júnior © Correio da Manhã)	58
Figura 33. Distribuição espacial dos segmentos da frota pesqueira portuguesa em águas continentais, cujas artes apresentam elevado potencial de interação com os fundos marinhos: a) Arrasto de peixe; b) Arrasto de crustáceos; c) Armadilhas; d) Aparelho de Anzol; e) Redes de Emalhar de fundo e f) sobreposição de toda a frota (DGRM, 2019). A linha laranja corresponde à batimétrica de 200m.	60
Figura 34. As artes de pesca perdidas são um dos componentes do lixo marinho com maior impacto nas comunidades de corais. A potencial abundância de recursos pesqueiros que ocorrem nestes habitats contribui para que sejam um dos alvos preferenciais da actividade pesqueira industrial (Fotografias: CCMAR/CFRG ©).	62
Figura 35. Áreas atribuídas para a prospeção e exploração de hidrocarbonetos na Zona Económica Exclusiva de Portugal continental (DGRM, 2019).	64
Figura 36. Áreas potenciais para a exploração de fundos marinhos (DGRM, 2019). Potencial de ocorrência de recursos minerais metálicos e locais de ocorrência de crostas de ferro e manganés (FeMn).	66
Figura 37. Exemplos das soluções de baixo custo testadas nas experiências de restauração realizadas durante o projecto HABMAR. a) Colónias fixas em pedras ou blocos de cimento e b) mini-recifes em alvenaria.	74

Agradecimentos

F. Oliveira e M. Coelho foram apoiados por bolsas de investigação do projeto HABMAR referente ao Programa Operacional MAR2020 financiado pelo Fundo Europeu dos Assuntos Marítimos e das Pescas (FEAMP) para Portugal. Este trabalho recebeu também financiamento proveniente de fundos nacionais da Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT) através do projeto UIDB/04326/2020.

Os autores gostariam de estender os seus agradecimentos à DOCAPESCA Baleeira-Sagres pela cedência de infraestruturas essenciais para o trabalho de documentação da pesca acessória de corais e para o estudo piloto de transplantação, e ao Oceanário de Lisboa pelo apoio logístico concedido na manutenção de corais em cativeiro.

Agradecemos ainda aos investigadores Luís Bentes, Pedro Monteiro e Nuno Sales Henriques e ao técnico de pesca Isidoro Costa pela sua contribuição imprescindível nas campanhas de amostragem com ROV; aos vários alunos da Universidade do Algarve que contribuíram para este trabalho, em especial o Vítor Dias, Ana Carneiro, Sandra Costa, Candice Parkes e Ana Gheorghiu; e a Aschwin Engelen pelo apoio e discussões essenciais às atividades de resgate e transplante de corais. Estamos extremamente gratos ao mestre Casimiro e à tripulação da sua embarcação de pesca por todo o apoio e disponibilidade demonstrada durante a execução do projeto HABMAR.

1.

ECOSSISTEMAS DE CORAL NAS ZONAS PROFUNDAS DOS OCEANOS

Os fundos marinhos de todo o planeta permanecem largamente inexplorados. O conhecimento de que dispomos atualmente sobre os ecossistemas marinhos provém sobretudo do enorme volume de estudos realizados ao longo de uma faixa relativamente restrita e mais acessível do oceano, as regiões costeiras de pouca profundidade (Costello *et al.*, 2010; Webb *et al.*, 2010). Foi apenas a partir da segunda metade do séc. XX que, com a utilização de submersíveis, pudemos ter uma primeira visão de maior detalhe sobre as profundezas marinhas (Roberts *et al.*, 2009) e a complexidade de habitats e diversidade biológica que aí se encontram (Roberts *et al.*, 2009; Webb *et al.*, 2010; Roberts e Cairns, 2014; Rossi *et al.*, 2017). A escassez de informação é particularmente evidente se nos focarmos sobre os habitats e as comunidades de espécies que se desenvolvem a maiores profundidade (>50 metros) e reflete naturalmente as

dificuldades inerentes ao trabalho subaquático nestes ambientes. Neste contexto, e apesar de as águas profundas representarem a vasta maioria da superfície do nosso planeta, a distribuição, o papel ecológico, o estado de saúde, os processos e interações biológicas ou a biodiversidade de organismos que aí se encontram mantêm-se em grande parte desconhecidos (Freiwald *et al.*, 2004; Roberts e Cairns, 2014).

Graças aos avanços na tecnologia de exploração submarina, temos assistido nas últimas décadas a um interesse crescente da comunidade científica sobre os ambientes marinhos profundos, que se têm tornado cada vez mais acessíveis (Roberts *et al.*, 2009), em particular através da utilização de veículos submarinos não tripulados (*Autonomous underwater vehicle - AUV*) ou tripulados remotamente (*Remotely operated vehicle - ROV*). Os trabalhos realizados nesta zona do oceano têm

revelado a existência de uma multiplicidade de habitats e destes, os que envolvem “corais” são certamente dos que têm despertado maior interesse. A elevada diversidade e as relações de interdependência das espécies que compõe estas comunidades (Rogers, 1999; Buhl-Mortensen e Mortensen, 2004; Henry e Roberts, 2016; Capezzuto *et al.*, 2018; Rueda *et al.*, 2019) assemelham-se, em muitos casos, ao encontrado nos recifes pouco profundos de corais tropicais ou nas florestas terrestres (Freiwald *et al.*, 2004; Watling *et al.*, 2011; Rossi, 2013; Orejas e Jiménez, 2017, Rossi *et al.*, 2017). De facto, o termo “florestas animais” tem vindo a ser aplicado para descrever estas comunidades tipicamente dominadas por espécies filtradoras, tridimensionalmente complexas, estruturantes e frequentemente formadoras de habitat (Rossi *et al.*, 2017). Estes “engenheiros do ecossistema” (*sensu* Jones *et al.*, 1998) têm a capacidade de, direta ou indiretamente, influenciar a disponibilidade de recursos para as outras espécies, causando alterações no estado físico de recursos bióticos e abióticos.

Os trabalhos efetuados sobre os habitats de águas profundas também têm vindo a demonstrar os efeitos negativos das atividades humanas nestas comunidades. A pesca de fundo, as atividades de mineração, a prospeção e exploração de petróleo e gás, a poluição e o lixo marinho, as alterações climáticas e a acidificação dos oceanos estão entre as principais ameaças aos habitats de corais em águas profundas (Freiwald *et al.*,

2004; Roberts *et al.*, 2009; Watling *et al.*, 2011; Oliveira *et al.*, 2015; Gori *et al.*, 2017). De entre as regiões marinhas onde estes ecossistemas ocorrem, as águas continentais são as que se encontram sob maior pressão, enquanto simultaneamente fornecem uma grande parte dos serviços de ecossistema (Millenium Ecosystem Assessment, 2005; Barbier *et al.*, 2011).

Para Rossi (2013), o primeiro passo para o desenvolvimento de uma gestão responsável do espaço marinho, articulando de modo eficiente a utilização humana dos recursos marinhos com a conservação dos ecossistemas e das suas funções, é recolher informação base sobre a composição da comunidade, da sua estrutura populacional e identificar os organismos bentónicos principais e o seu estado de saúde. Neste sentido, a cartografia das comunidades bentónicas é um requisito essencial para um planeamento eficaz e gestão correta do espaço marinho (Sardá *et al.*, 2012).

Em Portugal continental têm sido efetuados alguns estudos com vista à caracterização e mapeamento das comunidades bentónicas marinhas e que têm fornecido informação de base sobre os habitats e espécies da zona costeira. Entre os habitats observados são particularmente relevantes os jardins de gorgónias, os campos de zoantídeos, os bancos de coral vermelho e as florestas de coral negro (Gonçalves *et al.*, 2008, 2013a, b; Oceana, 2011; Cúrdia *et al.*, 2013; Bentes *et al.*, 2013; Monteiro

et al., 2013; Boavida *et al.*, 2016a; 2016b). Ainda assim, a nível nacional, o estudo destes ecossistemas encontra-se ainda numa fase embrionária e a pouca informação existente está circunscrita a zonas geográficas particulares, devido essencialmente aos constrangimentos logísticos e financeiros do trabalho científico em águas profundas.

No presente documento pretendeu-se, através de pesquisa bibliográfica, efetuar o levantamento e sintetizar a informação científica existente sobre os ecossistemas de corais de águas profundas presentes ao longo da costa continental de Portugal, com ênfase na diversidade, funções, a sua conservação, os impactos antropogénicos e a sua restauração.

Terminologia

As expressões “recifes de corais de águas profundas” (*Deepwater Coral reefs*) ou “recifes de corais de águas frias” (*Coldwater coral reefs*) têm sido amplamente utilizadas para descrever as comunidades de corais encontradas a profundidades superiores a 200 metros e em certa medida distingui-las dos recifes de coral de regiões tropicais. Embora a linha batimétrica dos 200 metros seja o que é consensualmente considerado o limite superior de águas profundas, diversos autores têm utilizado os mesmos termos para se referir às comunidades de corais existentes desde a zona mesofótica, ao longo das plataformas continentais das regiões temperadas e subtropicais (Álvarez-Pérez *et al.*, 2005; Mortensen e Buhl-Mortensen, 2005; Hinderstein *et al.*, 2010; Bo *et al.*, 2012; Lastras *et al.*, 2016; Gori *et al.*, 2017; 2019; James *et al.*, 2017; entre outros), visto que a latitudes mais elevadas, algumas destas espécies e comunidades podem ocorrer

a profundidades bastante inferiores (aprox. 40 metros) (Freiwald *et al.*, 2004; Etnoyer e Morgan, 2005). Para efeitos desta revisão e em função dos objetivos do projeto Habmar, estabeleceu-se como área de interesse a zona de águas profundas compreendida entre a linha batimétrica dos 50 metros, além dos limites do mergulho não-técnico com escafandro, e a margem da plataforma continental portuguesa, a cerca de 200 metros de profundidade, i.e. a faixa circalitoral (costeira e profunda) correspondente aos limites de zona mesofótica na costa continental Portuguesa. Neste contexto, estes habitats e comunidades de espécies de águas profundas enquadraram-se na definição de “florestas animais” (*sensu* Rossi, 2013) como as comunidades descritas por Gori *et al.* (2017; 2019), Orejas e Jiménez (2017), Angiolillo e Canese (2018) ou Ponti *et al.* (2018) para outras regiões do globo.



2.

CONHECIMENTO CIENTÍFICO DAS COMUNIDADES DE CORAIS E SUA BIODIVERSIDADE EM ÁGUAS DE PORTUGAL CONTINENTAL

Perspetiva histórica

A ocorrência de corais na costa portuguesa, em particular no Algarve, é conhecida desde pelo menos a permanência muçulmana na região durante a época Omíada (sec. VII-VIII), quando o coral capturado, utilizado maioritariamente na joalharia, foi exportado ao longo das rotas comerciais de todo o norte de África para todo o califado (Gozalbes Cravioto, 1991; Gomes, 2002).

A procura deste material, considerado então como um artigo de luxo, manteve-se e durante os reinados de D. Afonso III e seu sucessor D. Dinis (séculos XIII e XIV), foi concedida licença e estabeleceu-se a pescaria de coral vermelho (*Corallium rubrum*) em Lagos (Andrade e Silva, 1790). Até 1711 existem evidências de uma pesca, mesmo que de natureza episódica, pelas licenças atribuídas pelo rei e publicadas por alvará, provisão ou

carta. No entanto, nesse mesmo ano, a pescaria parece cessar, ao que tudo indica por falta de rentabilidade (da Silva Lopes, 1841).

Do ponto de vista científico, só mais de um século depois surgiu interesse e se iniciou o estudo destas comunidades de espécies com os primeiros registos a serem publicados.

Em 1864, três anos após Milne-Edwards (1861) ter observado moluscos e corais vivos num cabo telegráfico removido de um vale submarino no Mediterrâneo a 1000-1500 braças, estava perto de ser rejeitada a teoria azóica proposta por Edward Forbes (1843) que enunciava as 300 braças (cerca de 550 metros de profundidade) como o limite batimétrico para a existência de vida marinha (Anderson e Rice, 2006). Nesse ano, J. V. Barboza du Bocage, na altura Diretor do Museu de História Natural

de Lisboa, surpreendeu a comunidade científica mundial com a descrição de uma nova espécie de esponja de profundidade do género *Hyalonema* (Bocage, 1864) capturada por pescadores de Setúbal a mais de 500 braças (perto de 1000 metros de profundidade) (Thomson, 1875). Nos anos seguintes, desenvolveu-se uma nova era no estudo do mar profundo, impulsionada por diversas expedições oceanográficas que decorreram ao longo da segunda metade do século XIX, até ao início da primeira guerra mundial.

Em Portugal continental, os primeiros documentos científicos sobre a ocorrência de corais em águas profundas remontam a este período, quando a pedido de Barboza du Bocage, Wright (1869) descreveu alguns exemplares de gorgónias recolhidos “a profundidades consideráveis” ao largo de Setúbal, e onde se incluía a descrição de um novo género de coral Alcyonacea (*Keratoisis*). Em 1869, o governo sueco enviou o navio H. M. S. “Josephine” numa expedição para explorar o Oceano Atlântico. Para além de descobrir o banco Josephine ao largo de Portugal e de onde Lindström (1877) descreveria a espécie *Calyptrophora josephinae*, nesta expedição, o navio recolheu também amostras de antozoários em águas profundas da costa continental portuguesa entre o cabo Espichel e o cabo de Sines (Lindström, 1877).

No ano seguinte foram publicadas as observações de Kent sobre os Madrepórcios (Kent, 1870a) (atualmente

os Scleractinia) e Alcyonacea (Kent, 1870b) recolhidos durante a expedição do navio “Norna”. Durante esse ano, também a segunda campanha do navio H. M. S. “Porcupine” contribuiu para o conhecimento das comunidades na costa portuguesa recolhendo espécimes ao largo da Nazaré, costa Alentejana e Algarve, entre as 248 e as 1095 braças. Com este material, Duncan viria posteriormente a registar a ocorrência de 13 espécies distintas incluindo a descrição de quatro novas espécies de coral Scleractinia: *Solenosmilia variabilis*, *Caryophyllia abyssorum*, *Caryophyllia calveri* (Duncan, 1873) e *Flabellum minus* (Duncan, 1878). Foi também em 1870 que Gray cita a ocorrência de *Pennatula rubra* ao largo de Lisboa no seu catálogo dos Pennatulidae da coleção do British Museum (Gray, 1870).

Três anos depois, as amostras recolhidas pelo H. M. S. “Challenger”, na sua breve passagem por Portugal durante a fase inicial da expedição oceanográfica que circum-navegou o globo (1872-1876), permitiram a Moseley ampliar o conhecimento das espécies presentes em águas continentais com a descrição de outra nova espécie do género *Flabellum* (Moseley, 1876; 1881). O sucesso das expedições britânicas, e particularmente a do H. M. S. “Challenger”, estimularam outros países a desenvolverem as suas próprias campanhas oceanográficas. Em 1882, a expedição francesa a bordo do “Travailleur” com a missão de explorar o Atlântico

(Folin, 1887; Milne-Edwards e Perrier, 1906), recolheu espécies de corais ao largo da costa portuguesa (Marion, 1906; Stephens, 1907), incluindo colónias de *Narella bellissima* e *Acanela arbuscula* a profundidades superiores a 1000 metros (Grasshoff, 1986).

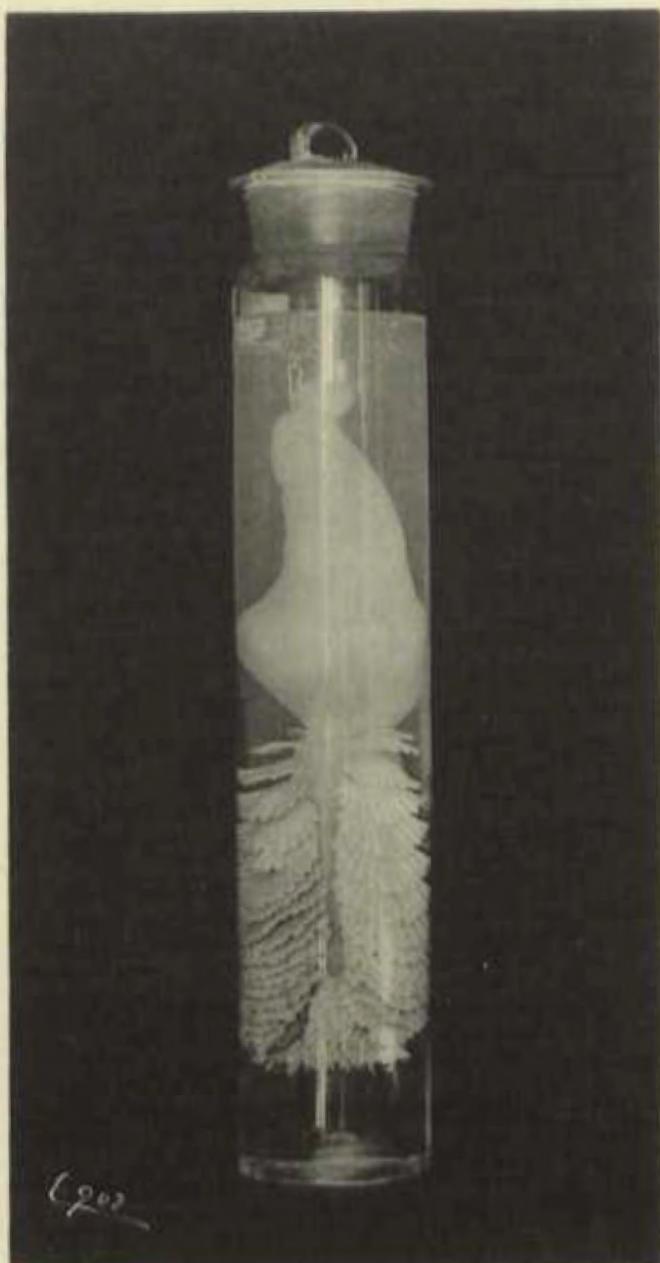
Estas sucessivas viagens científicas foram um fator determinante para as expedições desenvolvidas nos anos seguintes pelo príncipe Alberto I do Mónaco e até 1915, a bordo dos seus quatro navios, o príncipe visita com frequência as águas oceânicas portuguesas. Embora tivesse um interesse particular pelos Açores, as campanhas oceanográficas de Alberto I do Mónaco de 1894, 1895 e 1908 recolheram várias espécies de corais Alcyonacea (Thomson, 1927), Antipatharia (Roule, 1905; Gravier, 1921) e Scleractinia (então denominados Madreporaria) (Gravier, 1920) nas estações de amostragem dedicadas à costa continental portuguesa. As várias campanhas científicas estrangeiras efetuadas na costa portuguesa e a relação com Albert I do Mónaco, influenciaram a decisão de Carlos I de Portugal de iniciar a sua própria exploração oceanográfica nacional. Ao longo de uma década (1896-1907) o rei português efetuou recolhas em 290 estações ao longo da costa. Na sua primeira campanha (a única a ser publicada), dedicou-se a estudar a costa entre o Cabo da Roca e Sines onde esporadicamente recolheu amostras de Antozoários entre 34 e 300 m de profundidade (Figura 1). As amostras foram maioritariamente provenientes de

fundos móveis pelo que predominaram os Pennatulacea (Bragança, 1902).

Em 1903, Augusto Nobre publica simultaneamente "Subsídios para o estudo da Fauna marinha do norte de Portugal" (Nobre, 1903a) e "Subsídios para o estudo da Fauna marinha do sul de Portugal" (Nobre, 1903b) onde inicia a publicação de listas de espécies existentes na costa portuguesa, "Para que algum dia possa ser bem conhecida a fauna marinha (...) por em quanto incompletamente estudada em alguns grupos ou inteiramente ignorada em outros..." (Nobre, 1903a), e onde se incluem os registos dos Alcyonacea (alcionários, gorgónias e penatuláceos) por si encontrados ao longo do litoral.

A iniciativa internacional de exploração científica dos oceanos é interrompida com o início da primeira Grande Guerra e só em 1931 Nobre se debruça novamente sobre os Coelenterados (atualmente o Filo Cnidaria). Nessa sua monografia, descreve mais de 100 espécies deste Filo presentes na costa portuguesa, incluindo 43 espécies de corais, sendo que a vasta maioria ocorre em águas profundas (Nobre, 1931).

Oito anos depois, Stiasny (1939) publica "Gorgonaria de Portugal", recorrendo a amostras da coleção do Museu Bocage recolhidas na costa portuguesa desde 1867 até à data da publicação, a profundidades entre os 9 e os 1000 metros. O autor considera as águas portuguesas pouco exploradas e refere a existência de 20 espécies de gorgónias (Alcyonacea) em lugar



Alcyonaire (*Pteroides*)

Fixation au formol. Conservation à l'alcool

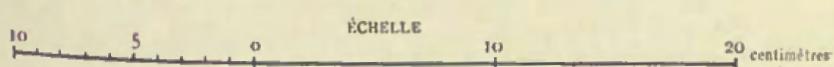


Figura 1. Pennatulacea do género *Pteroides* fixado em formol e conservado em álcool. Espécime recolhido em 1896 na costa de Portugal durante a primeira Campanha Oceanográfica a bordo do Yacht Amélia (Bragança, 1902).

das 7 descritas por Nobre. Apesar de não encontrar nenhuma espécie nova, seis destas espécies ainda não tinham sido documentadas em águas nacionais. Stiasny também reconheceu as afinidades existentes entre as comunidades de gorgónias lusitanicas com as encontradas nas áreas adjacentes do Atlântico Norte (mais semelhantes), mar Mediterrâneo e Norte de África até ao golfo da Guiné.

Seguiu-se novamente uma época conturbada na história mundial com o início da Segunda Guerra Mundial e que duraria até 1945. Porém, foi no seguimento deste período que se desenvolveram novas tecnologias, que embora tivessem inicialmente propósitos militares, como o equipamento de mergulho autônomo, o sonar ou os submersíveis, vieram revolucionar e proporcionar um avanço significativo no conhecimento científico das zonas mais profundas do oceano. Importa salientar, que até este momento, todo o conhecimento existente acerca das comunidades faunísticas de águas profundas tinha origem nas amostras recolhidas quer por artes de pesca (utilizadas com propósitos científicos ou comerciais) quer por dragagens, nunca por observações *in situ*.

Em 1956, as observações realizadas durante três mergulhos do batíscafo francês F. N. R. III no vale submarino da Malhada despertaram o interesse científico nacional (Pérès, 1964) e em agosto do ano seguinte foi realizada a campanha oceanográfica

lusofrancesa a bordo do N. R. P. "Faial". A campanha percorreu a costa continental portuguesa e documentou as comunidades bentónicas ao longo de diversas estações localizadas entre o cabo da Roca e o cabo de Santa Maria, recolhendo amostras entre os 50 e os 550 metros de profundidade (Rossi, 1960). Entre as espécies observadas, destacaram-se *Alcyonium acaule* (15 metros), *Pteroeides griseum* (80 metros), *Dendrophyllia ramea* (80 metros), *D. cornigera* (300-350 metros), *Bebryce mollis* (95-150 metros), *Parazoanthus axinellae* (50-60 metros), *Caryophyllia clavus* (165-350 metros), *Caryophyllia cyathus* (300-350 metros), *Caryophyllia arcuata* (300-350 metros) e *Coenocyathus cylindricus* (300-350 metros) (Pérès, 1959). Rossi (1960), que estudou a coleção de Scleractinia recolhida na expedição, faz referência a um recife de corais profundos de *Madrepore oculata*, localizado na baía de Setúbal (300-350 metros), com colónias "muito vivas e prósperas". Segundo Pérès (1959), a esta biocenose rica de corais profundos a sul da península de Tróia e maioritariamente composta por seis espécies de Scleratinia, estavam associadas comunidades ricas que incluíam espécies de esponjas, briozoários, crustáceos, moluscos e poliquetas. Em algumas secções da costa, para além dos 200 metros de profundidade e onde a cobertura sedimentar fosse fraca ou nula, Pérès (1959) considerou ainda a possibilidade da existência de grandes recifes de Scleratinia de profundidade ou pradarias de *Isidella* sp..

Em 1974, Saldanha publica o estudo dos povoamentos das rochas litorais da costa da Arrábida. O estudo realizado desde 1967, até à profundidade limite de 25 metros, baseou-se em observações *in situ* das comunidades recorrendo ao mergulho de escafandro autónomo. Ao longo de mais de 200 horas de observações subaquáticas, o autor identificou várias espécies de Octocorallia e Hexacorallia, algumas consideradas elementos característicos da biocenose coralígena circalitoral daquela zona de Portugal (que se estende até aos 42 metros de profundidade) (Saldanha, 1974).

Posteriormente, Zibrowius e Saldanha (1976) estudaram os Scleratinia recolhidos em mergulho de escafandro autónomo em Portugal continental e nos arquipélagos da Madeira e Açores. No continente, os autores focaram-se nos espécimes recolhidos em Setúbal, Sesimbra e cabo Espichel até à profundidade máxima de 42 metros. Para este limite batimétrico, Zibrowius e Saldanha descreveram a ocorrência de 11 espécies, incluindo a espécie *Cladocora caespitosa*, uma das poucas espécies Scleratinia com zooxantelas simbiontes e que ocorre nas águas temperadas da Europa e Mediterrâneo. Já em finais de 1976, decorreu a campanha "Hespérides 76" a bordo do navio N/O "Jean Charcot" que, entre outros objetivos, recolheu amostras de draga ao longo da costa da península Ibérica. Do material recolhido entre os 520 e os 3293 metros

de profundidade nas 11 estações de amostragem dedicadas à costa ocidental portuguesa, Monteiro-Marques e Andrade (1981) descreveram a presença de 3 espécies de corais duros (Scleratinia) para a fauna batalial de substratos rochosos: *Desmophyllum cristagalli*, *Flabellum alabastrum* e *S. variabilis*.

Entre 1977 e 1979, Monteiro-Marques dedicou-se ao estudo das biocenoses de substrato móvel da plataforma continental do Algarve (Monteiro-Marques, 1987). Nas mais de 300 estações da extensa grelha de amostragem, distribuídas desde o cabo de Santa Maria (Faro) e a Carrapateira (Aljezur), do litoral até à linha batimétrica dos 500 metros, Monteiro-Marques descreveu a ocorrência de 14 espécies de corais. De entre as espécies presentes o autor destacou três: *Paramuricea grayi*, já registada pela primeira vez anteriormente pelo autor e que ocorreu nas amostras recolhidas em substratos rochosos ao largo de Lagos; *Corallium rubrum*, uma espécie que à data era julgada extinta na costa portuguesa e foi encontrada pelo autor numa das estações de amostragem a cerca de 80 metros de profundidade numa zona de rocha aflorante também em frente Lagos; e *Coenocyathus cylindricus*, uma espécie de coral duro (Scleratinia) que o autor acreditava ser o primeiro registo em território nacional, mas que Pérès (1959) já havia descrito no âmbito da campanha do N. R. P. "Faial".

Um ano mais tarde, Helmut Zibrowius, publicou a sua

monografia sobre os Scleratinia do Mediterrâneo e do Atlântico nordeste. Nesta obra de referência para este grupo de corais, o autor atribuiu mais de 40 espécies de corais duros às águas continentais portuguesas (ver capítulo 2), muitas delas representantes das comunidades de águas profundas (Zibrowius, 1980).

As águas nacionais foram visitadas pela campanha do R. R. S. "Challenger" (7/86) em 1986 com o objetivo de estudar o talude continental português até à profundidade máxima de 4500 metros. No relatório do cruzeiro, Tyler (1986) refere a realização de arrastos de Agassiz de onde se recolheram espécimes de *Acanella* sp. e outros corais (não especificados). Nesse ano, mas em águas mais costeiras e no âmbito de um programa de cooperação Luso-francês, decorreu uma campanha de exploração das grutas marinhas subaquáticas existentes na região de Sagres (Boury-Esnault et al., 2001). Apesar das oito grutas exploradas (entre os 10 e os 16 metros de profundidade) apresentarem uma riqueza específica menor do que as grutas Mediterrânicas, os autores registaram a ocorrência de 11 espécies de corais Scleractinia e pelo menos duas espécies de gorgónias. A maioria das espécies presentes, típicas de zonas ensombradas ou de penumbra, eram já conhecidas da costa portuguesa mas os autores notaram com "surpresa" a ocorrência de *Coenocyathus antthophyllites*, *C. cylindricus* (registadas anteriormente a profundidades muito superiores: 75 a 300 metros) e *Pourtalo smilia*

anthophyllites (pelo tamanho anormal das colónias).

Boury-Esnault et al. (2001) referiram ainda a ausência de espécies esperadas como o coral laranja (*Astroides calicularis*) ou o coral vermelho (*C. rubrum*).

Em 1992, Grasshoff publicou a sua revisão das gorgónias de águas costeiras da Europa e África, onde faz referência à ocorrência de sete espécies deste grupo nas águas de Portugal continental. Todas estas espécies referidas pelo autor podem ocorrer para além dos 50 metros e cinco podem inclusivamente ser encontradas em zonas com profundidades superiores a 200 metros (e.g. *Acanthogorgia hirsuta*, *Eunicella verrucosa*, *Paramuricea grayi* e *Spinimuricea atlantica*). Neste ano, Zibrowius e Cairns publicaram a revisão dos Stylasteridae do Atlântico Nordeste e Mediterrâneo onde descreveram a ocorrência de *Lepidopora eburnea* e *Errina atlantica* nos montes submarinos do banco Gorringe. Para além destes dois registos entre 460 e 1180 metros de profundidade, não se conheciam ocorrências de Stylasteridae em águas da plataforma continental de Portugal.

Até final do séc. XX não foram realizados outros trabalhos de cariz científico que incidissem sobre espécies ou comunidades de corais na costa continental portuguesa. Só em 2005, por ocasião do cruzeiro científico efetuado pelo R. R. S. "Discovery" no âmbito dos projetos HERMES (EU FP6) e EuroSTRATAFORM (EU FP5), se voltariam a investigar as comunidades bentónicas na margem continental Portuguesa (Weaver, 2005). Este cruzeiro

foi dedicado maioritariamente à geobiologia de dois canhões submarinos, Nazaré e Setúbal, sendo um dos seus objetivos principais, compreender como as variáveis ambientais condicionam a biodiversidade, estrutura, função e dinâmica das comunidades faunísticas destes habitats. As observações preliminares das imagens recolhidas pelos sistemas de vídeo mostram a ocorrência regular de penas marinhas *Umbellula* sp. nas zonas de substrato vasoso em frente a Cascais. Também no canhão da Nazaré, entre os 700 e os 1000 metros, foi observada uma comunidade rica de megafauna, onde espécies de gorgónias (não identificadas) foram consideradas comuns (Weaver, 2005).

Entre 2004 e 2010, no âmbito de um projeto pioneiro de caracterização da biodiversidade e mapeamento de comunidades marinhas ao largo do Algarve Central (Gonçalves *et al.*, 2004; 2007; 2008; 2010), foram caracterizados e mapeados os primeiros biótopos de corais até aos 30 metros de profundidade. Este trabalho permitiu a identificação de habitats de corais de circalitoral (jardins de gorgónias) na zona entre a Galé e a ponta da Piedade (Lagos) e onde a abundância das espécies *Eunicella labiata*, *Eunicella gazella*, *E. verrucosa*, *Leptogorgia sarmentosa*, *P. axinellae* e *A. acaule* foi considerada uma característica da comunidade faunística local (Gonçalves *et al.*, 2008; 2010).

No centro do país, Rodrigues (2008) estudou as comunidades de gorgónias no Parque Marinho

Professor Luiz Saldanha (Parque Natural da Arrábida) e à semelhança de Gonçalves *et al.* (2004; 2007; 2008; 2010), a autora restringiu as suas observações a profundidades compatíveis com o mergulho recreativo (30 metros). Nesta faixa batimétrica, Rodrigues (2008) documentou seis espécies da Ordem Alcyonacea (*E. labiata*, *E. verrucosa*, *E. gazella*, *Leptogorgia lusitanica*, *L. sarmentosa* e *Paramuricea clavata*) que em algumas das estações de amostragem apresentaram densidades superiores a 1,5 colónias/m².

Os habitats bentónicos mesofóticos na costa do Algarve foram alvo de interesse da Organização Não-Governamental (ONG) Oceana no âmbito da sua expedição oceânica de 2011. Em colaboração com a Centro de Ciências do Mar e Universidade do Algarve, a ONG realizou 6 imersões com o seu ROV ao largo da costa sul de Portugal e rumou em seguida aos montes submarinos atlânticos do banco Gorringe, onde efetuou outras 9 imersões. Desta iniciativa resultaram mais de 35 horas de vídeo dos fundos marinhos das águas portuguesas cobrindo vários substratos em diversos estratos de profundidade: 70 metros de profundidade nos fundos móveis em Portimão e recifes rochosos de Sagres, entre os 90 e os 550 metros de profundidade no topo do canhão de S. Vicente e entre os 45 e os 500 metros de profundidade nos montes submarinos do banco Gorringe. Nas imagens recolhidas foram observadas comunidades já conhecidas da costa sul de

Portugal como os jardins multiespecíficos de gorgónias dos géneros *Eunicella* (*E. gazella*, *E. cf. singularis*, *E. labiata*, *E. verrucosa*), *Leptogorgia* (*L. sarmentosa* e *L. lusitanica*) e *Paramuricea* (*P. clavata*).

Porém, esta expedição revelou a existência de outros habitats de coral desconhecidos para águas portuguesas, como as agregações de *Kophobelemnon stelliferum* em fundos móveis (Portimão), os bancos de coral vermelho *C. rubrum* (S. Vicente), as florestas de corais negros *Antipathes subpinnata* (S. Vicente) e florestas mistas de

A. subpinnata e *Antipathella wollastoni*, e os jardins de *Callogorgia verticillata* (Figura 2) e de *Viminella flagellum* (banco Gorringe) (Oceana, 2011).

Também com recurso a imagens recolhidas com ROV e plataformas de vídeo arrastadas durante as campanhas dos projetos EuroSTRATAFORM, HERMES e HERMIONE, Huvenne *et al.* (2012) estudaram a influência da heterogeneidade do fundo na distribuição e abundância de megafauna epibêntica no canhão da Nazaré. Nas zonas rochosas do canhão superior (50-2000 metros

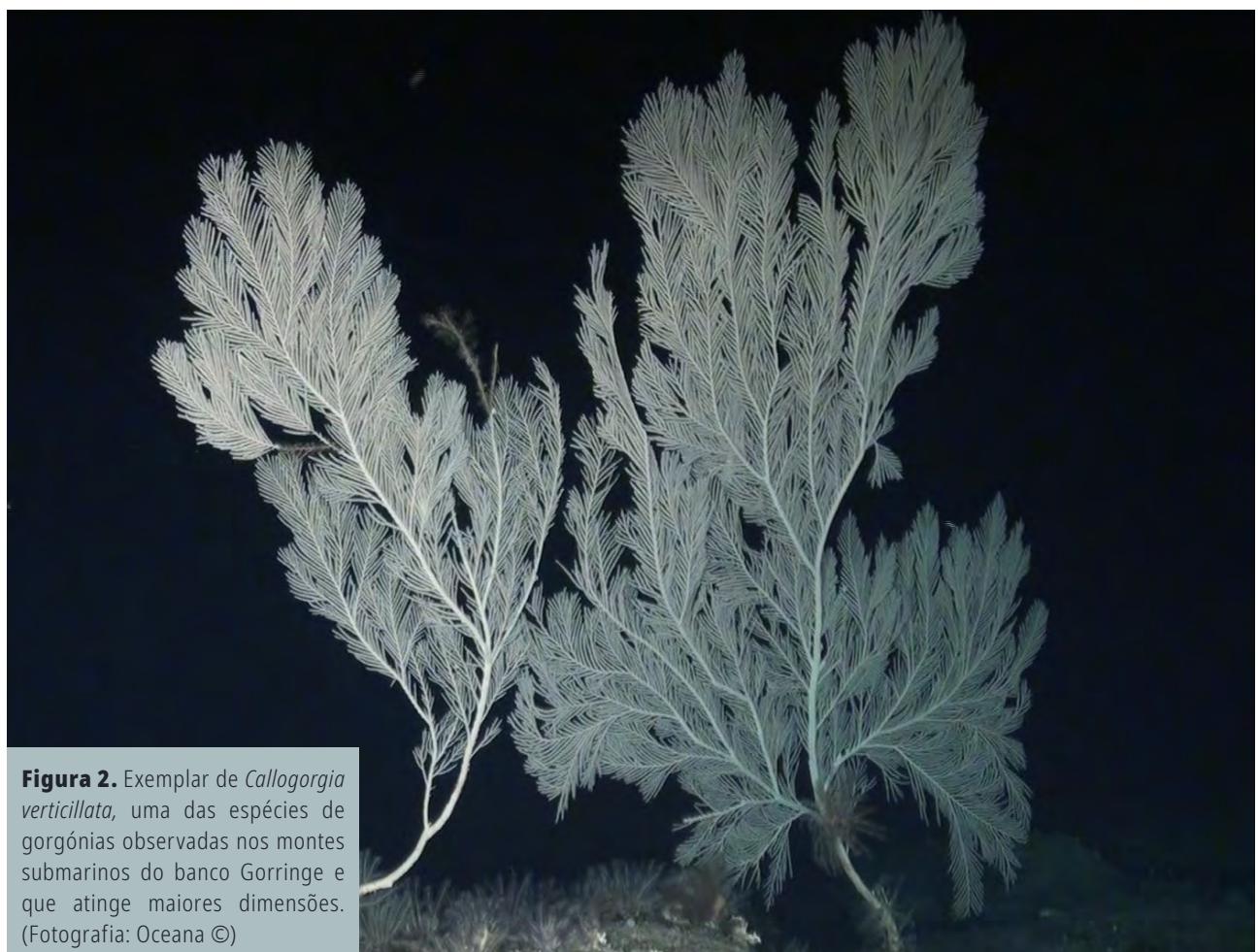


Figura 2. Exemplar de *Callogorgia verticillata*, uma das espécies de gorgónias observadas nos montes submarinos do banco Gorringe e que atinge maiores dimensões. (Fotografia: Oceana ©)

de profundidade), os autores observaram a ocorrência de corais *Desmophyllum pertusum*, *Gersemia* sp. e outros octocorais não identificados bem como exemplares de corais Stylasteridae. Perto dos 4000 metros de profundidade, na zona inferior do canhão, apenas foram registados alguns Pennatulacea (Huvenne *et al.*, 2012).

Ainda durante 2012, a ONG Oceana dedicou mais uma das suas campanhas oceânicas à exploração dos dois picos submarinos do banco Gorringe, Gettysburg e Ormonde. Nesta expedição, onde participaram investigadores do Centro de Ciências do Mar e

Universidade do Algarve, foram registadas cerca de 21 horas de vídeo ao longo de 11 mergulhos realizados entre os 60 e os 550 metros de profundidade. As imagens recolhidas permitiram adicionar novos habitats de coral ao escasso conhecimento existente sobre este ecossistema único, incluindo habitats com predomínio do Scleratinia *D. cornigera*, jardins de *Villogorgia bebrycoides*, jardins de hidrocorais Stylasteridae (Figura 3) e corais solitários *Flabellum chunii* em fundos detriticos (F.Oliveira, obs. pess.).

A vasta mediateca digital gerada durante as expedições



Figura 3. Jardins de Stylasteridae observados no monte submarino Gettysburg a cerca de 500 metros de profundidade. (Fotografia: Oceana ©)



da Oceana aos montes submarinos do banco Gorringe também permitiu a criação do primeiro guia fotográfico da fauna documentada neste ecossistema e onde se incluem perto de 40 espécies de corais Hexacorallia, Octocorallia e Stylasteridae (Oliveira *et al.*, 2017)

Entre 2010 e 2013 desenvolveu-se em território nacional o projeto MeshAtlantic. O projeto envolveu diversos parceiros europeus e visava, entre outros objetivos, a uniformização da cartografia marinha existente e a realização de campanhas para melhorar o conhecimento dos fundos marinhos do sul da Europa. Neste âmbito foi proposta a inclusão dos habitats de corais costeiros descritos por Gonçalves *et al.* (2008; 2010) no sistema europeu de classificação EUNIS (Monteiro *et al.*, 2013) e foram ampliados os seus limites conhecidos de distribuição para a região de Sagres (Bentes *et al.*, 2013). Na componente Algarvia deste projeto, para além da já mencionada colaboração com a ONG Oceana na realização de imersões com ROV na zona de Sagres, foram realizadas campanhas de ROV dedicadas aos habitats entre os 35 e os 60 metros localizados ao largo de Portimão e Lagos. Nas 23 imersões efetuadas foram observados habitats de coral dominados por Alcyonacea e Zoantharia como: jardins de gorgónias constituídos por diferentes combinações de *Eunicella* spp., *L. sarmentosa*, *P. clavata* e de onde sobressaiam ocorrências de espécies mais raras como a gorgónia *Ellisella paraplexaurooides*, o coral dourado *Savalia savaglia* ou o

coral duro *D. ramea*; bem como campos de zoantídeos dominados por *P. axinellae*, uma espécie com distribuição praticamente ubíqua nos mergulhos efetuados. Durante este projeto, em 2012, a Polícia Marítima de Portimão comunicou à Universidade do Algarve uma apreensão de um elevado volume de colónias de coral vermelho (*C. rubrum*) colhidos clandestinamente na costa algarvia por uma equipa de mergulhadores comerciais a cerca de 90 metros de profundidade (Boavida *et al.*, 2016b). No seguimento desta comunicação foram efetuados esforços nos locais identificados em frente à faixa costeira entre Portimão e Lagos, para averiguar a ocorrência desta espécie, que se julgava extinta na costa portuguesa (Boavida *et al.*, 2016b). Ao longo de três dias foram efetuados mergulhos com recurso a ROV que demonstraram a existência surpreendente de agregações densas dominadas quase exclusivamente por colónias de coral vermelho.

Apesar de se tratar de uma avaliação preliminar, as observações efetuadas permitiram inferir que os bancos de coral vermelho apresentavam colónias bastante saudáveis, de dimensões muito superiores às documentadas anteriormente na região de Sagres e com poucas evidências de danos (F. Oliveira e J. M. S. Gonçalves, obs. pess.), todavia foram registadas artes de pesca perdidas que, a par da apanha ilegal, constituem as maiores ameaças para estes frágeis organismos (Boavida *et al.*, 2016b).

Para além do coral vermelho, outras espécies foram observadas neste habitat como gorgónias *P. clavata* e *Eunicella* spp., o coral duro colonial *D. cornigera* e o coral dourado Zoantharia, *S. savaglia* (Boavida et al., 2016b). Também durante os mergulhos de pesquisa dos habitats de coral vermelho, foi observado numa ocasião, um diferente tipo de agregação de corais ainda não documentado. Este novo habitat era composto por densas associações monoespecíficas de corais moles Alcyonacea, provisoriamente identificados como pertencentes ao género *Paracyonium*, que ocupavam o topo dos afloramentos rochosos a 80 metros de profundidade (F. Oliveira e J. M. S. Gonçalves, obs. pess.). Este habitat ainda se mantém sem descrição oficial e só é conhecido naquela localização específica.

As comunidades de gorgónias descritas por Gonçalves et al. (2010) ao largo de Lagos foram também alvo de interesse por Cúrdia et al. (2013). Neste novo estudo, dedicado principalmente às populações de gorgónias presentes entre os 7,5 e os 27 metros de profundidade, os autores concluíram que na baía de Lagos, e das seis espécies que estruturavam a comunidade (*E. labiata*, *E. verrucosa*, *E. gazella*, *E. singularis*, *L. lusitanica* e *L. sarmentosa*), duas eram particularmente importantes (*E. verrucosa* e *E. labiata*) sendo responsáveis por cerca de 60% da abundância total de gorgónias documentada. Cúrdia et al. (2013) também verificaram que o aumento dos níveis de abundância e ocorrência para todas as

espécies presentes estava relacionado com o aumento de profundidade.

Nos últimos anos, o estudo dos habitats de corais na costa continental Portuguesa recaiu sobretudo nas comunidades mais costeiras compostas maioritariamente por espécies de gorgónias. Entre este grupo de espécies, *P. clavata* (Figura 4) foi a que mereceu maior destaque. De facto, os estudos mais recentes sobre corais da costa portuguesa focaram-se em diversos aspectos da biologia e ecologia da espécie, como a modelação do seu habitat e dos seus limites geográficos (Boavida et al., 2016c), a reprodução assexual e propagação clonal (Pilczynska et al., 2017a) e a diferenciação genética das populações do Atlântico e Mediterrâneo (Pilczynska et al., 2017b).

Apesar de um longo historial de registos científicos que têm contribuído para um melhor conhecimento da diversidade de espécies de coral em águas de Portugal continental, os trabalhos dedicados ao mapeamento dos habitats de coral e sua caracterização são ainda raros e os respeitantes a águas profundas são praticamente inexistentes. Neste contexto o projeto Habmar surge como um projeto pioneiro que visa obter uma primeira visão da diversidade biológica e genética dos organismos que compõe os ecossistemas de corais de águas profundas (50-200m) bem como da sua distribuição em águas continentais de Portugal.



Figura 4. A gorgónia amarela do género *Paramuricea* é comum nas zonas de fundos rochosos ao longo da costa algarvia. (Fotografia: CCMAR/CFRG ©)

3.

CORAIS DE ÁGUAS PROFUNDAS DA COSTA CONTINENTAL PORTUGUESA

Definições, taxonomia e características gerais

Historicamente a palavra coral já abrangeu na sua definição vários grupos de organismos incluindo briozoários, foraminíferos, esponjas e mesmo algas coralinas. Atualmente, de acordo com Cairns (2007), a definição mais consensual para o conceito de coral é a de um animal pertencente ao filo Cnidaria (classes Anthozoa e Hydrozoa) que seja capaz de produzir um esqueleto contínuo de carbonato de cálcio (aragonite ou calcite); que seja composto por numerosos escleritos individuais, muitas vezes microscópicos; ou que segregue um eixo esquelético orgânico, negro, flexível, de origem proteica (Figura 5).

De um modo geral, consideram-se corais os organismos pertencentes a duas Sub-classes dos Anthozoa, os Hexacorallia e os Octocorallia, e uma Sub-classe dos Hydrozoa, os Hydroidolina (Freiwald *et al.*, 2004;

Roberts *et al.*, 2006; Cairns, 2007; Daly *et al.*, 2007; Roberts e Cairns, 2014). Porém, entre os Hydroidolina, a família Stylasteridae é a melhor representante em zonas profundas. Do total de espécies conhecidas atualmente, pertencentes aos grupos taxonómicos acima mencionados, cerca de 65% são consideradas de águas profundas, i.e. que ocorrem a profundidades superiores a 50 metros, para além dos limites de distribuição batimétrica da grande maioria dos corais hospedeiros de simbiontes fotossintéticos (Cairns, 2007; Roberts *et al.*, 2009; Roberts e Cairns, 2014).

3.1. HEXACORALLIA

Os Hexacorallia incluem as formas mais familiares de corais, os corais duros ou verdadeiros (Scleractinia) que compõe a maioria dos recifes tropicais, os corais

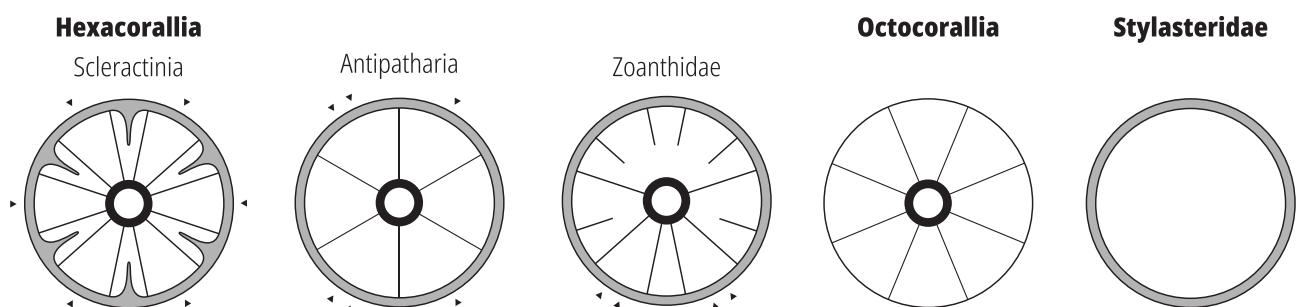


Figura 5. Diagrama da secção transversal dos pólipos dos principais *taxa* de corais, ilustrando as maiores diferenças. A área sombreada indica o exosqueleto; o círculo central representa a boca e a actino-faringe; as linhas radiais indicam os mesentérios: completos (ou perfeitos) quando atingem a actino-faringe e incompletos (ou imperfeitos) quando tal não acontece. As setas indicam regiões onde se formam mesentérios adicionais após os primeiros 6 ou 12. (Adaptado de Roberts *et al.*, 2009)

negros (Antipatharia), e também os denominados corais dourados (Zoantharia). Os membros desta Sub-classe podem ser solitários ou coloniais (Manuel, 1988; Cairns *et al.*, 2009; Altuna e Poliseno, 2019).

Os Hexacorallia apresentam variações na sua estrutura esquelética, que pode ser uma formação de carbonato de cálcio como nos Scleractinia, um eixo central proteico como nos Antipatharia ou inexistente como na grande maioria dos Zoantharia, mas nunca possuí escléritos (Manuel, 1988; Brito e Ocaña, 2004).

Comparativamente com os Octocorallia (ver secção 3.2), os Hexacorallia possuem maior variabilidade na morfologia dos pólipos (Daly *et al.*, 2007) que também são maiores e de maior complexidade (Manuel, 1988; Daly *et al.*, 2003), menos interdependentes (nas formas coloniais) e nunca apresentam polimorfismo (Manuel, 1988; Brito e Ocaña, 2004; Altuna e Poliseno, 2019).

Os Hexacorallia são corais que na sua maioria apresentam simetria hexamérica, e menos comumente simetrias octo ou decaméricas (Daly *et al.*, 2007; Braga-Henriques, 2014). Os pólipos adultos destes corais apresentam sempre mais de oito tentáculos, à exceção dos Antipatharia que apenas possuem seis (Brito e Ocaña, 2004; Daly *et al.*, 2007). Os tentáculos presentes nos pólipos podem apresentar formas variáveis mas só muito raramente apresentam pínulas (Brito e Ocaña, 2004), um atributo característico entre os Octocorallia.

3.1.1. Antipatharia

Os Anthipatharia, ou corais-negros, são antozoários genericamente coloniais, de aspecto arborescente ou filamentoso (Figura 6) e que segregam um esqueleto proteico sólido e escuro, decorado de espinhos ou botões. Os pólipos possuem seis tentáculos (Opresco, 2001; Daly

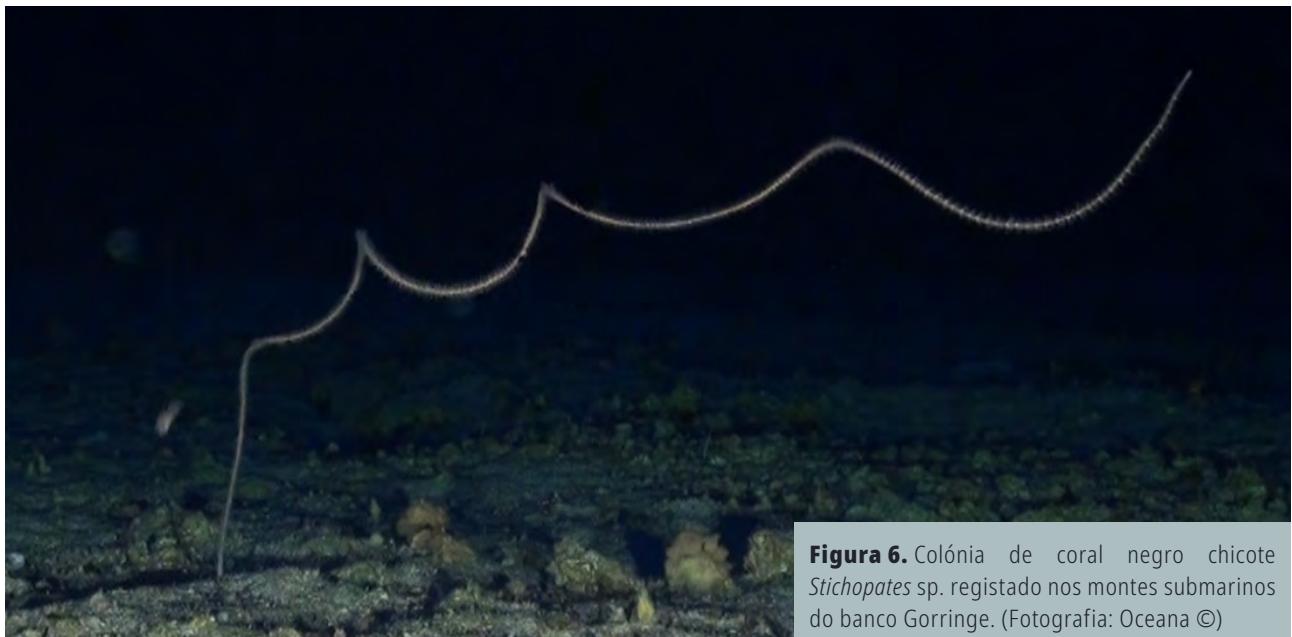


Figura 6. Colónia de coral negro chicote *Stichopates* sp. registado nos montes submarinos do banco Gorringe. (Fotografia: Oceana ©)

et al., 2007; Cairns et al., 2009; Braga-Henriques, 2014) que são contráteis mas não-retráteis (Daly et al., 2003, Brito e Ocaña, 2004), à exceção da espécie *Dendrobrachia fallax*, que possui tentáculos ramificados e retráteis (Opresco, 1972). Esta organização esquelética confere-lhes um eixo interno rígido, mas flexível (Roberts et al., 2009). A distinção taxonómica entre famílias de Antipatharia baseia-se na estrutura dos pólipos e na morfologia geral dos espinhos (Opresco, 2001; Daly et al., 2007). A classificação taxonómica do grupo foi considerada complexa (ver Opresco, 1972), mas a revisão de Opresco (2001; 2002; 2003; 2004; 2006) fornece a visão mais atual das famílias que compõe esta Ordem. Os corais negros estão entre os organismos vivos com maior longevidade conhecida nos oceanos, podendo algumas colónias atingir milhares de anos e

vários metros de altura (Roark et al., 2009; Roberts et al., 2009). Graças à sua longevidade e dimensões os corais negros também são considerados espécies formadoras de habitat, criando nichos para uma variedade de outros invertebrados e peixes (Roberts et al. 2009; Altuna e Poliseno, 2019).

3.1.2. Scleractinia

A ordem Scleractinia representa o maior grupo entre os Antozoários (Brito e Ocaña, 2004). A principal característica distintiva é a sua organização estrutural, composta por um esqueleto rígido de carbonato de cálcio (*corallum*) exterior ao tecido mole que permite ao pólipo retrair-se para se proteger (Daly et al., 2003; 2007). De facto, as características morfológicas do *corallum* estão na base taxonómica para a atual distinção

dos Géneros e Famílias deste grupo de corais (Braga-Henriques, 2014; Altuna e Poliseno, 2019).

Os Scleratinia não-simbióticos que ocorrem a mais de 50 metros de profundidade são ubíquos nos fundos oceânicos do planeta (Cairns *et al.*, 2009; Roberts *et al.*, 2009). Apenas 26% são considerados coloniais (Cairns, 2007) e entre estes, poucos têm a capacidade de desenvolver matrizes estruturais complexas (Roberts e Cairns, 2014). A maioria destes Scleratinia consiste num único pólipo de esqueleto calcário rígido e que vulgarmente se denominam corais solitários (Freiwald *et al.*, 2004; Cairns, 2007). Algumas espécies de corais duros podem inclusivamente ter vida livre, não necessitando de substrato para se fixarem (Cairns *et al.*, 2009)

Entre os Scleratinia não-simbióticos reconhecidos como formadores de habitat em águas profundas, encontram-se descritos em águas Portuguesas os géneros *Dendrophyllia* (Figura 7), *Madrepora*, *Enallopsammia* e *Solenosmilia*.

Nobre (1931) descreve ainda a presença em águas portuguesas do coral formador de recifes profundos mais conhecido, a espécie *Lophelia pertusa* (atualmente *D. pertusum*), que inclusivamente já foi observada *in situ* por Huvenne *et al.* (2012) nos fundos rochosos do canhão da Nazaré. Esta é uma espécie cosmopolita em águas Atlânticas e que se distribuí ao longo da margem continental do Atlântico Este desde o mar de Barents até à costa Oeste de África (Rogers, 1999;



Figura 7. Colónia de *Dendrophyllia ramea*. Um dos poucos Scleratinia coloniais que na costa portuguesa podem ser observados a profundidades compatíveis com o mergulho recreativo. (Fotografia: CCMAR/CFRG ©)

Freiwald, 2002; Freiwald *et al.*, 2004). Os recifes de águas profundas formados por estes grupos de espécies podem atingir vários metros de altura e vários quilómetros de extensão. Existem evidências de que estes habitats desempenham funções ecológicas complexas e apresentam elevada diversidade de espécies associadas, topografias tridimensionais e modos de crescimento muito semelhantes aos observados nos recifes tropicais pouco profundos (Rogers, 1999; Roberts *et al.*, 2006).

3.1.3. Zoantharia

Os Zoantharia são hexacorais coloniais, raramente solitários, que apresentam uma anatomia interna e arranjo dos mesentérios distinto entre os Hexacorallia (Figura 5)

(Daly *et al.*, 2007). Os membros desta ordem têm uma distribuição cosmopolita e podem ser encontrados na maioria dos ecossistemas marinhos (Low *et al.*, 2016; Altuna e Poliseno, 2019). De um modo geral são organismos clonais, com pólipos de duas fiadas de tentáculos marginais (Figura 8) e em regra de corpo mole (Daly *et al.*, 2007; Altuna e Poliseno, 2019) sendo as colónias formadas por pólipos unidos por uma massa de cenênquima (Manuel, 1988; Brito e Ocaña, 2004). No entanto, algumas espécies possuem capacidade de formar um eixo córneo denso (Gonzalez, 1993; Cairns *et al.*, 2009; Roberts *et al.*, 2009; Cerrano *et al.*, 2010; Altuna e Poliseno, 2019). Alguns membros dos Zoantharia podem estar associados a outros organismos que usam como substrato (Cairns *et al.*, 2009; Low *et al.*, 2016).



Figura 8. *Parazoanthus axinellae*, uma das espécies representantes dos Zoantharia mais abundantes nas águas costeiras do Algarve. (Fotografia: CCMAR/CFRG ©)



3.2. OCTOCORALLIA

Os Octocorallia, que incluem os corais moles verdadeiros e gorgónias (Alcyonacea), os corais azuis (Helioporacea) e as penas marinhas (Pennatulacea), representam uma sub-classe diversa de antozoários caracterizados tipicamente pela simetria octoradial dos seus pólipos, subdivididos em oito mesentérios (Altuna e Poliseno, 2019). Cada um dos seus oito tentáculos, com origem em cada um dos mesentérios está adornado de pínelas laterais (Manuel, 1988; Cairns *et al.*, 2009) que lhes

confere um aspetto de pena (Figura 9), embora possam existir exceções em algumas espécies (Alderslade e McFadden, 2007). Os Octocorallia são genericamente coloniais e os seus tecidos possuem elementos microesqueléticos embebidos denominados escleritos (Manuel, 1988; Freiwald *et al.*, 2004; Watling *et al.*, 2011; Altuna e Poliseno, 2019). Algumas formas possuem adicionalmente um eixo calcário ou córneo que proporciona maior rigidez a toda a colónia. Os pólipos das colónias de octocorais são sempre mutuamente

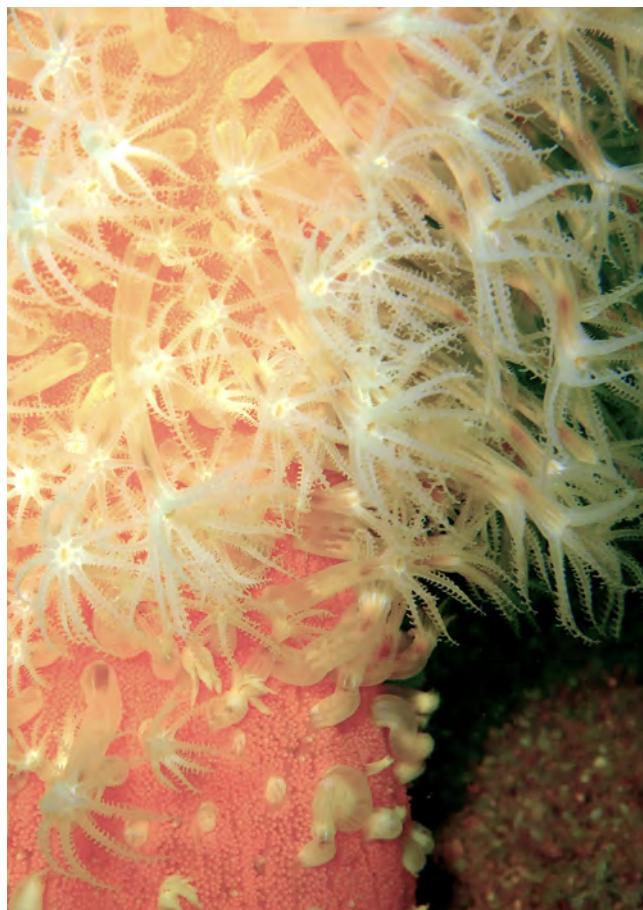


Figura 9. Detalhes do rachis e pólipos de uma colónia de *Veretillum cynomorium* (Octocorallia: Pennatulacea) (esquerda) e pólipos de uma colónia de *Alcyonium acaule* (Octocorallia: Alcyonacea) (direita). (Fotografia: CCMAR/CFRG ©)

interdependentes (Manuel, 1988).

Os Octocorallia, considerados o grupo de corais mais diverso (Cairns, 2017), apresentam formas variadas e podem assemelhar-se morfologicamente a árvores ou arbustos, espirais, penas ou cogumelos, e raramente apresentar formas incrustantes de rochas (Pérez *et al.*, 2016; Altuna e Poliseno, 2019; Sampaio *et al.*, 2019).

Cerca de 75% do número total de espécies atualmente reconhecidas como representantes dos Octocorallia são consideradas de águas profundas, isto é, ocorrem abaixo da linha batimétrica dos 50 metros de profundidade (Roberts *et al.*, 2009).

3.2.1. Alcyonacea

Entre os Alcyonacea, embora o esqueleto interno seja maioritariamente composto por escleritos calcificados, existe uma variabilidade de formas, desde os Alcyoniina, sem esqueleto axial, aos Holaxonina, cujo esqueleto permite alguma flexibilidade, e atinge o expoente de rigidez entre as espécies de coral precioso (Coralliidae) como o *C. rubrum* (Altuna e Poliseno, 2019), explorado desde a antiguidade para produção de joias e outros adornos (Balzan e Deidun, *in press*; Deidun *et al.*, 2010; Bruckner, 2016). Tal como os corais duros ou os corais negros, os corais moles e as gorgónias formam estruturas coloniais repletas de pólipos que, em muitos casos, hospedam fauna especializada e com a qual desenvolvem relações simbióticas (Freiwald *et al.*, 2004; Buhl-Mortensen e

Mortensen, 2005; Watling *et al.*, 2011). Os Alcyonacea podem formar densas agregações e são considerados componentes estruturantes nas comunidades dos ecossistemas de corais nas zonas temperadas (Freiwald *et al.*, 2004; Roberts *et al.*, 2006; Rossi, 2012; Cau *et al.*, 2017; Ponti *et al.*, 2017; Angiolillo e Canese, 2018; Galgani *et al.*, 2018). Entre as espécies formadoras de habitat destaca-se o género *Paragorgia* com uma distribuição cosmopolita e que pode atingir vários metros de altura. A espécie *Paragorgia arborea*, por exemplo, que foi descrita para a costa de Portugal através de espécimens capturados ao largo de Setúbal (Wright, 1869; Stiasny, 1939), já foi registada em montes submarinos na Nova Zelândia com dimensões que atingem 10 metros de altura (Smith, 2001).

3.2.2. Helioporacea

Os corais Helioporacea apresentam um esqueleto calcificado sob a forma de aragonite cristalina, o que é uma característica exclusiva entre os Octocorallia (Daly *et al.*, 2007; Braga-Henriques, 2014). Dentro desta ordem apenas os Lithotelestidae incluem uma espécie de águas profundas (Watling *et al.*, 2011). Em águas portuguesas não existem registo deste grupo de corais.

3.2.3. Pennatulacea

Os Pennatulacea são antozoários coloniais que se distinguem dos demais Octocorallia pelo dimorfismo

dos pólipos (e mais raramente trimorfismo) (Williams, 1995; Daly *et al.*, 2007). Os Pennatulacea (Figura 10) são tipicamente formados por um único pólipo primário, o oozoíde, que cresce e forma o eixo central ou *rachis*, de onde se ramificarão pólipos secundários: os autozoóides (pólipos de maior dimensão para alimentação) e os sifonozoóides e mesozoóides (pólipos menores para circulação de água) (Manuel, 1988; Williams, 1995; 2011; Altuna e Poliseno, 2019). O pedúnculo do pólipo central assemelha-se a um bolbo que pode ser expandido ou contraído e que permite à colónia manter-se fixa no substrato. A maioria dos Pennatulacea possui um eixo central, maioritariamente de carbonato de cálcio, disposto, total ou parcialmente, ao longo do comprimento do organismo (Williams, 2011).

As penas marinhas encontram-se maioritariamente sobre substratos móveis (e.g. areia ou vasa), onde vivem parcialmente enterradas (Daly *et al.*, 2007). Embora possam formar aglomerados densos, as colónias tendem a crescer isoladas ao longo de grandes extensões (Gili e Pagès, 1987; Williams, 2011). As penas marinhas possuem luminescência, que pode manifestar-se sobre a forma de um clarão isolado ou de pulsos rítmicos ao longo da colónia (Manuel, 1988)

ramificado e delicado de carbonato de cálcio (*coenosteum*) (Bouillon *et al.*, 2006; Cairns, 2011; Altuna e Poliseno, 2019) que lhes confere o nome comum de corais de renda, do inglês “lace coral”. Os membros deste grupo possuem pólipos retráteis (Bouillon *et al.*, 2006) de dois tipos, cada um com funções distintas. Os pólipos de maior dimensão têm funções alimentares, capturando zooplâncton, enquanto os pólipos que os rodeiam são essencialmente defensivos e contêm células urticantes (Freiwald *et al.*, 2004).

Entre os Hydrozoa, os corais de renda são o segundo grupo com maior número de espécies (cerca de 247 espécies válidas) e em termos geográficos apresentam uma distribuição global e maioritariamente insular (Roberts *et al.*, 2009; Cairns, 2011). Do total de espécies, 90% ocorrem a profundidades superiores a 50 metros, embora sejam mais comuns entre os 200 e os 400 metros de profundidade (Cairns, 2007). No Atlântico Nordeste e Mediterrâneo são reconhecidas 19 espécies, todas elas ocorrendo abaixo dos 100 metros de profundidade (Zibrowius e Cairns, 1992).

Algumas espécies de Stylasteridae são consideradas espécies formadoras de habitat e desenvolvem associações com peixes e outros invertebrados, pelo que os corais renda podem ser considerados importantes componentes dos bancos e jardins de coral de águas profundas (Freiwald *et al.*, 2004; Roberts *et al.*, 2009; Cairns, 2011).

3.3. STYLASTERIDAE

Os Stylasteridae são hidrozoários coloniais que produzem um exosqueleto espesso, arborescente,



Figura 10. *Pennatula cf. rubra*, uma das espécies de Pennatulaceia (Octocorallia) presentes nas zonas costeiras de Portugal sobre sedimento não consolidado. (Fotografia: CCMAR/CFRG ©)



4.

BIODIVERSIDADE DE CORAIS EM ÁGUAS CONTINENTAIS PORTUGUESAS

No âmbito do projeto Habmar procurou-se examinar a literatura e informação científica publicada desde 1864 até à atualidade, presente em bases de dados bibliográficas eletrónicas (Google Scholar; PubMed; Web of Science) e em bases de dados de biodiversidade mundiais (World Register of Marine Species - WORMS; Ocean Biogeographic Information System – OBIS).

Foram considerados relevantes para esta revisão, todos os estudos que contivessem referência às espécies de corais pertencentes aos grupos taxonómicos descritos anteriormente e que estivessem geograficamente circunscritos às águas marinhas de Portugal. Embora o projeto Habmar tenha como área de estudo a margem continental portuguesa, pretendeu-se que a informação recolhida abrangesse as ocorrências documentadas de cada *taxon* ao longo de toda a Zona Económica Exclusiva (ZEE) Nacional, particularmente nas secções de Portugal

Continental e dos Açores, já que a informação existente para a região da ZEE da Madeira é menos detalhada e consiste maioritariamente de trabalhos publicados que remontam à segunda metade do séc. XIX (e. g. Duncan, 1882; Gray, 1860a; 1860b; 1862; 1867; Johnson, 1861; 1862; 1899a; 1899b; Kent, 1870c).

Esperou-se que, com esta estratégia fosse possível obter uma noção aproximada do potencial de ocorrência de cada espécie presente no inventário para a área de interesse para o projeto.

Com base nos critérios definidos, a pesquisa bibliográfica da informação existente sobre as espécies consideradas corais e que ocorrem em águas Portuguesas (continentais e insulares), resultou num total de 279 espécies válidas distribuídas pelos grupos taxonómicos mencionados anteriormente e reconhecidas para esta vasta área marinha. Do total de

espécies referidas na literatura e descritas para as águas portuguesas, cerca de 182 ocorrem dentro dos limites da Zona Económica Exclusiva continental, enquanto 174 podem ser encontradas na ZEE do arquipélago dos Açores e apenas 38 estão descritas para a ZEE do arquipélago da Madeira (Figura 11).

Em termos biogeográficos, a costa continental portuguesa demonstra maior afinidade com a região dos Açores com quem partilha 89 espécies (Figura 12). Os grupos que mais contribuem para esta semelhança são os corais duros (Scleratinia) seguidos dos corais moles e gorgónias (Alcyonacea) que em conjunto representam 89,9% das espécies comuns (80). Por outro lado, as penas marinhas (Pennatulacea) estão apenas

registadas para as águas continentais. Os Zoantharia e os Styleridae são os grupos de corais com menor representatividade em toda a área, provavelmente por serem os *taxa* de corais menos estudados em águas nacionais. De notar que todas as regiões demonstram a ocorrência de espécies que se restrigem às suas zonas de influência.

Para o projeto Habmar, são de particular interesse as espécies de corais encontradas nos limites das zonas circalitoral costeiro e profundo, e portanto determinadas pelo intervalo batimétrico entre os 50 e os 200 metros de profundidade. Deve ainda realçar-se que, a esta faixa batimétrica correspondem também aos limites operacionais dos equipamentos disponíveis para as

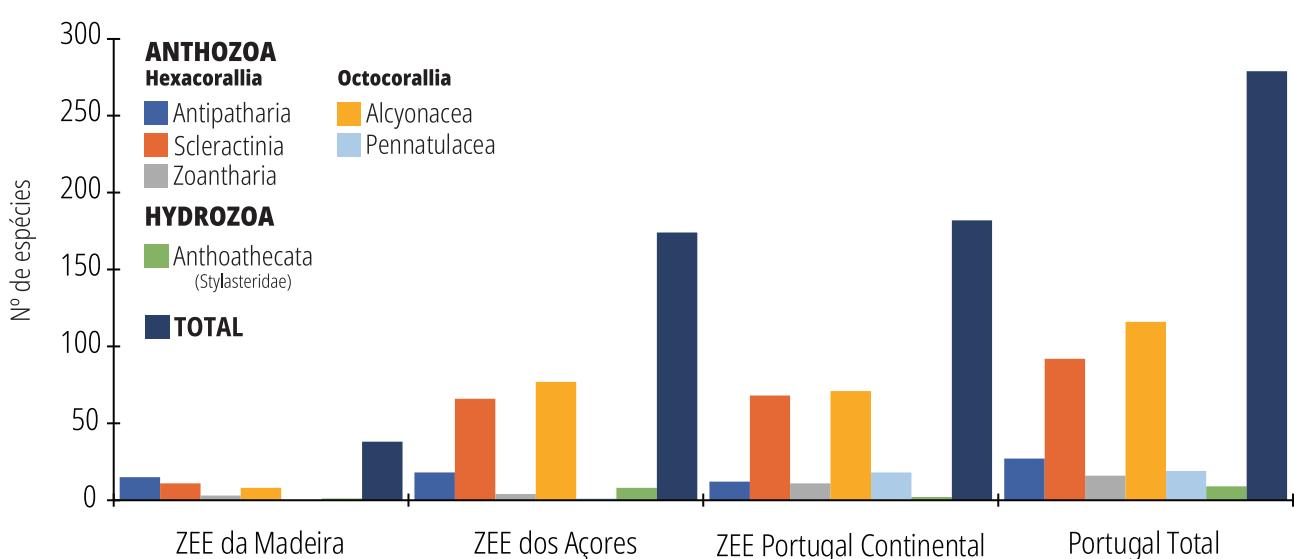
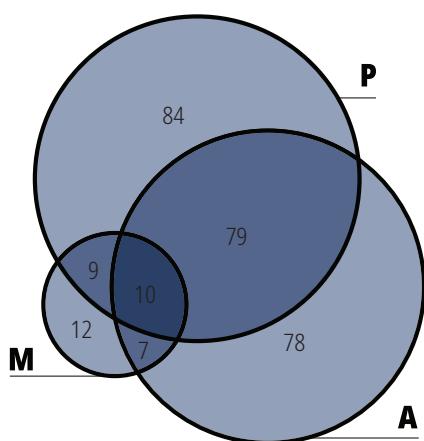
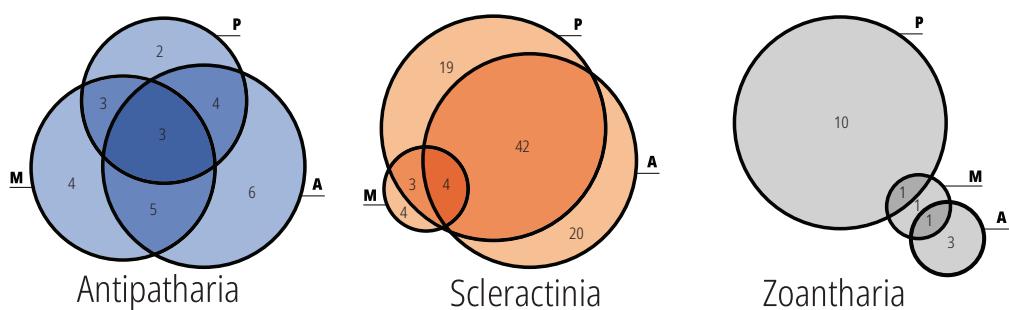


Figura 11. Total de espécies de corais registados para águas portuguesas, Portugal continental e arquipélagos dos Açores e Madeira, agrupadas em *taxa* superiores. Os valores referem-se ao número total de espécies descritas na literatura científica (1864-2021) como ocorrendo em águas portuguesas definidas como a área correspondente às zonas económicas exclusivas de Portugal continental, Açores e Madeira.

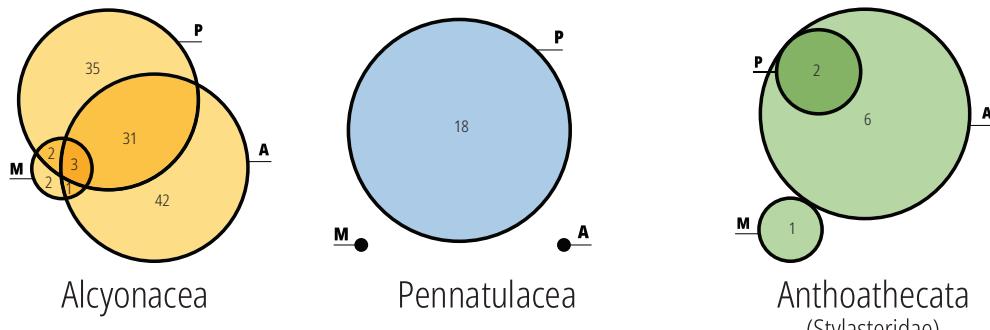
TOTAL



ANTHOZOA Hexacorallia



ANTHOZOA Octocorallia



HYDROZOA

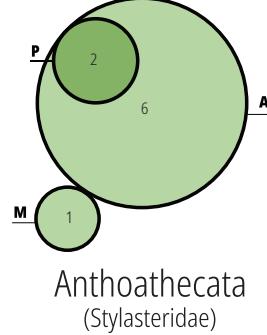


Figura 12. Diagramas Euler indicando as relações dos números de espécies de corais agrupadas por *taxa superiores*, registados por região biogeográfica. Os valores referem-se ao número total de espécies descritas na literatura científica (1864-2021) como ocorrendo em águas portuguesas definidas como a área correspondente às zonas económicas exclusivas de Portugal continental (P), Açores (A) e Madeira (M). Os círculos negros indicam ausência de espécies registadas.

campanhas de amostragem e mapeamento dos fundos marinhos a efetuar no decurso do projeto.

Para os Hexacorallia, nas águas continentais portuguesas, e dentro dos limites batimétricos definidos (profundidade máxima de 200 metros) estão documentadas 9 das 12 espécies de corais negros conhecidas para a região (Figura 13). Os corais duros (Scleratinia) representam o segundo grupo de maior diversidade de corais com um total de 48 espécies com potencial ocorrência na área de estudo (Figura 14). Entre os Zoantharia, a maioria das 11 espécies documentadas pertence ao Género *Epizoanthus*, um grupo de organismos que tipicamente vive associado a outros invertebrados (caranguejos-eremitas, gastrópodes), mas outra espécie desta Ordem é capaz de formar esqueleto rígido, o coral dourado *Savalia savaglia*.

Todas as espécies de Zoantharia documentadas para

as águas continentais se encontram dentro dos limites operacionais do projeto (Figura 15).

Das espécies de Octocorallia, os Alcyonacea (Figura 16) representam o grupo mais diverso de corais em águas continentais até aos 200 metros de profundidade (51 espécies), enquanto 14 das 18 espécies de penas marinhas (Pennatulaceae) poderão estar presentes na área de interesse para o projeto Habmar (Figura 17).

Na faixa continental e no intervalo de profundidade que se pretende investigar não existem até ao momento registo de espécies representantes dos Stylasteridae. Todavia, para a ZEE continental portuguesa reconhecem-se as ocorrências dos géneros *Lepidopora*, *Errina* e *Pedicularia* nos montes submarinos do banco Gorringe localizado a cerca de 270 quilómetros sudoeste do cabo de São Vicente (Zibrowius e Cairns, 1992; Oliveira *et al.*, 2017).

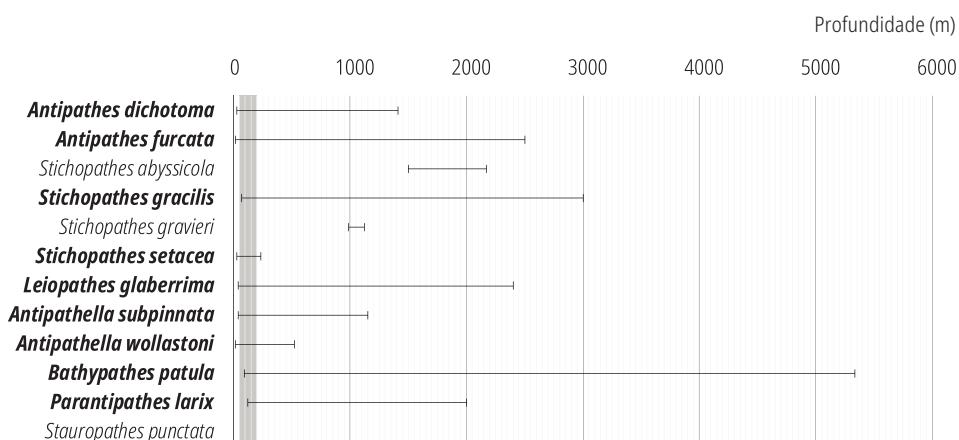


Figura 13. Espécies de coral-negro (Antipatharia) descritas para a costa de Portugal continental e sua distribuição batimétrica. A faixa sombreada reflete os limites batimétricos do projeto Habmar (50-200 metros de profundidade) e a negrito as espécies com maior probabilidade de ocorrer durante as campanhas de mapeamento e caracterização das comunidades de corais de águas profundas.

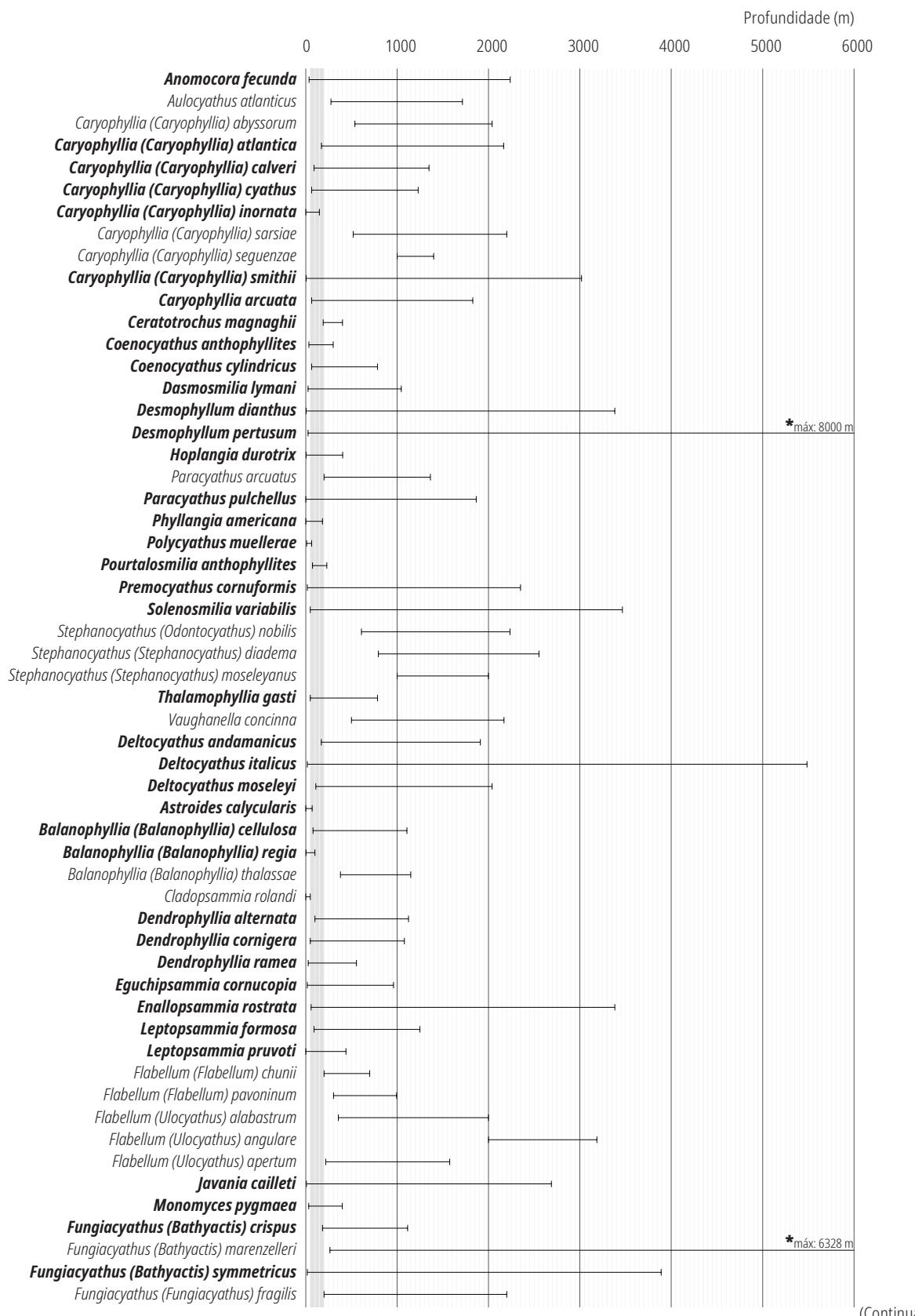


Figura 14. Espécies de corais Scleratinia descritas para as águas da costa continental portuguesa e sua distribuição batimétrica. A faixa sombreada reflete os limites batimétricos do projeto Habmar (50-200 metros de profundidade) e a negrito as espécies com maior probabilidade de ocorrer durante as campanhas de mapeamento e caracterização das comunidades de corais de águas profundas.

(Continuação)

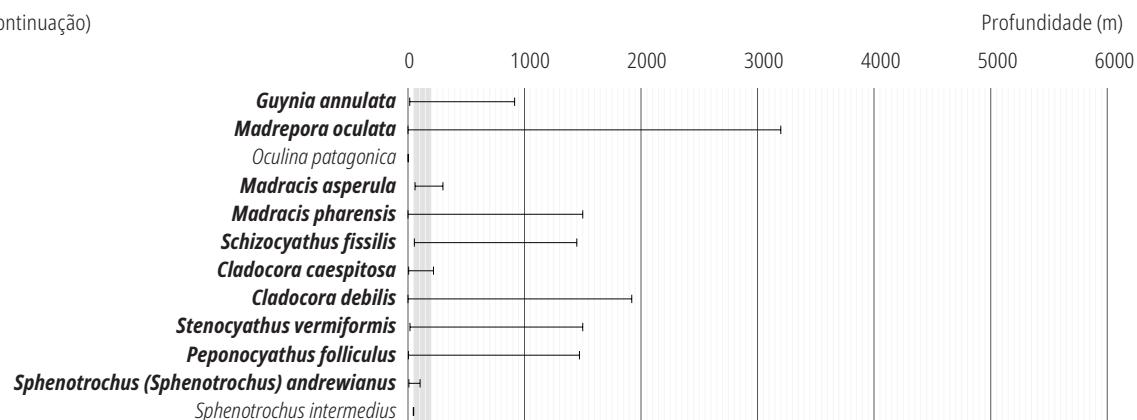


Figura 14 (cont.). Espécies de corais Scleratinia descritas para as águas da costa continental portuguesa e sua distribuição batimétrica. A faixa sombreada reflete os limites batimétricos do projeto Habmar (50-200 metros de profundidade) e a negrito as espécies com maior probabilidade de ocorrer durante as campanhas de mapeamento e caracterização das comunidades de corais de águas profundas.

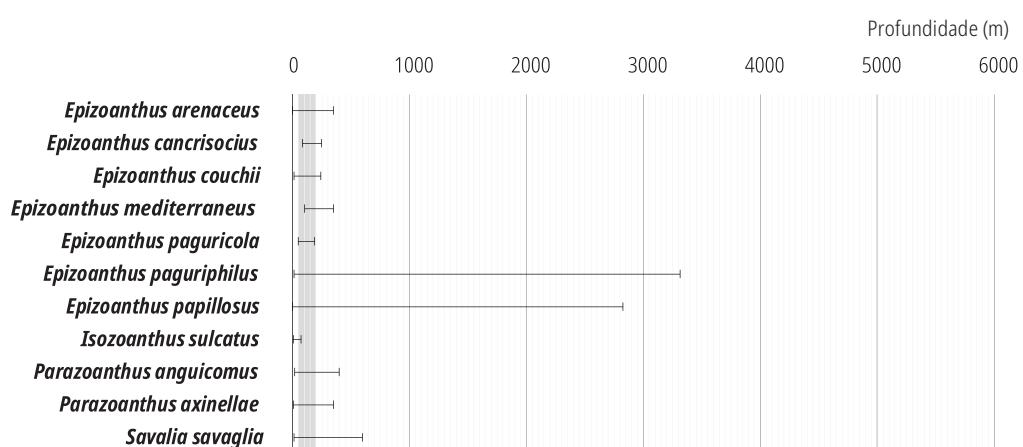
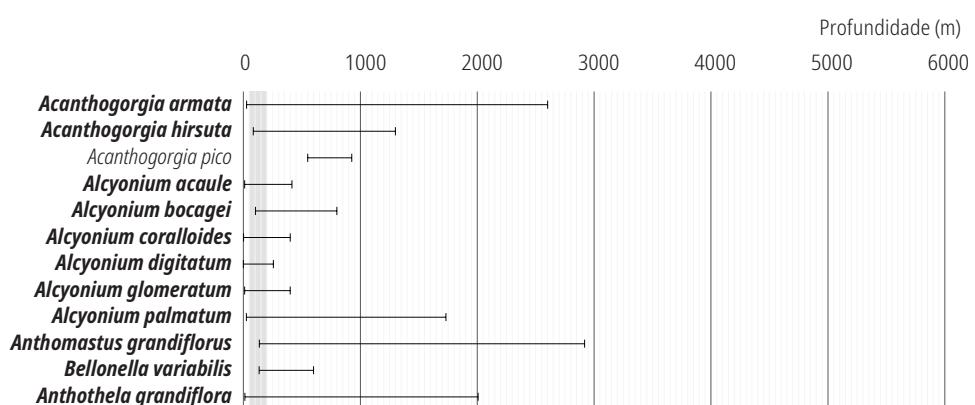


Figura 15. Espécies pertencentes aos Zoantharia com ocorrência documentada em águas continentais de Portugal e sua distribuição em profundidade. A faixa sombreada reflete os limites batimétricos do projeto Habmar (50-200 metros de profundidade) e a negrito as espécies com maior probabilidade de ocorrer durante as campanhas de mapeamento e caracterização das comunidades de corais de águas profundas.



(Continua)

Figura 16. Espécies de Alcyonacea registadas para as águas de Portugal continental e respetiva distribuição batimétrica. A faixa sombreada reflete os limites batimétricos do projeto Habmar (50-200 metros de profundidade) e a negrito as espécies com maior probabilidade de ocorrer durante as campanhas de mapeamento e caracterização das comunidades de corais de águas profundas.

(Continuação)

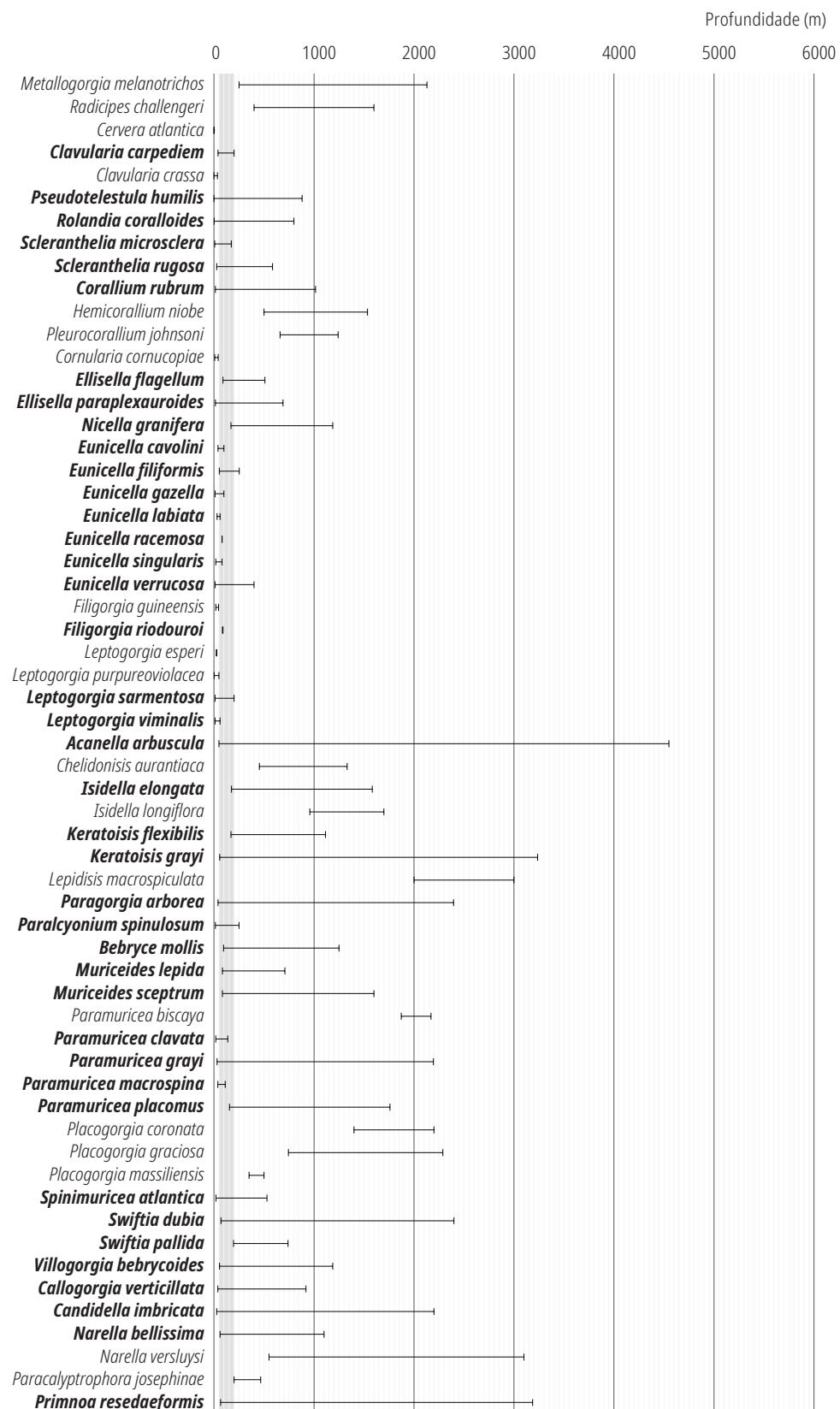


Figura 16 (cont.). Espécies de Alcyonacea registadas para as águas de Portugal continental e respetiva distribuição batimétrica. A faixa sombreada reflete os limites batimétricos do projeto Habmar (50-200 metros de profundidade) e a negrito as espécies com maior probabilidade de ocorrer durante as campanhas de mapeamento e caracterização das comunidades de corais de águas profundas.

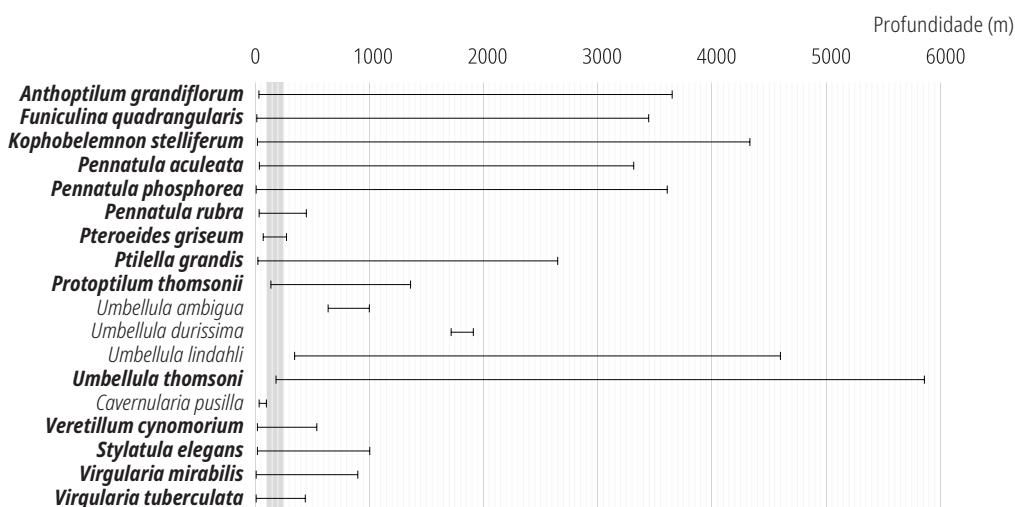


Figura 17. Penas marinhas presentes na faixa continental portuguesa e correspondente distribuição em profundidade. A faixa sombreada reflete os limites batimétricos do projeto Habmar (50-200 metros de profundidade) e a negrito as espécies com maior probabilidade de ocorrer durante as campanhas de mapeamento e caracterização das comunidades de corais de águas profundas.

5.

HABITATS DE CORAIS EM ÁGUAS CONTINENTAIS PORTUGUESAS

Como referido anteriormente, o conhecimento acerca da abundância, composição específica ou distribuição espacial dos habitats de corais em águas profundas existentes em Portugal continental é ainda muito incipiente.

Desde 2003 tem existido um esforço para realizar um mapeamento dos habitats marinhos costeiros na região sul de país. Embora essencialmente limitados à faixa costeira, os estudos realizados dão conta da existência de habitats dominados por comunidades de corais Alcyonacea (Gonçalves *et al.*, 2004; 2007; 2008; 2010; Bentes *et al.*, 2013; Cúrdia et al, 2013; Monteiro *et al.*, 2013). Outros estudos, recorrendo à utilização de robots submarinos ou mergulho técnico, confirmaram a ocorrência e a continuidade destes habitats para as zonas de maior profundidade, onde documentaram ainda a ocorrência de outros habitats como comunidades de corais vermelhos, de corais

negros, entre outros (Oceana, 2011; Oliveira *et al.*, 2015; Boavida *et al.*, 2016a; 2016b). As denominações utilizadas para descrever as diferentes agregações/comunidades de espécies reconhecidas para a área em estudo correspondem a denominações genéricas baseadas na composição taxonómica dominante e não a definições objetivas ou legais. De facto, com exceção das comunidades dominadas por Pennatulacea que são descritas como “campos de penas marinhas”, todas elas representam tipologias/variações do habitat “Coral-Gardens” (Jardins de Coral), listado na Convenção OSPAR (OSPAR, 2010a; Acordo 2008-6¹). Nesse sentido, com a nomenclatura utilizada, os autores pretendiam ilustrar com maior detalhe a variabilidade dos habitats de corais existente ao longo da costa continental Portuguesa.

1. <https://www.ospar.org/work-areas/bdc/species-habitats/list-of-threatened-declining-species-habitats>

5.1. JARDINS DE GORGÓNIAS

Os Jardins de gorgónias são habitats complexos existentes tipicamente em recifes rochosos e dominados por comunidades de espécies de Alcyonacea pertencentes às sub-ordens Calcaxonia e Holaxonaria, vulgarmente denominadas de gorgónias. Estes habitats podem ser compostos por comunidades monoespecíficas, quando predomina uma única espécie, ou multiespecíficas, quando várias espécies determinam a estrutura da biocenose. Estas biocenoses podem ser formadas por agregações tão densas que em casos extremos podem atingir várias colónias por m² (F. Oliveira, obs. pess.; Figura 18). Na costa

continental Portuguesa, as espécies dos géneros *Eunicella* (*E. gazella*, *E. labiata*, *E. verrucosa*), *Leptogorgia* (*L. sarmentosa*), *Paramuricea* (*P. clavata*) são as espécies mais comuns nestas comunidades (Oceana, 2011; Cúrdia *et al.*, 2013). A espécie *Ellisella paraplexaurooides*, uma espécie pouco conhecida e considerada rara no Mediterrâneo (Maldonado *et al.*, 2013) pode também a ocorrer nas zonas recifais ligeiramente mais profundas (F. Oliveira, obs. pess.). Os jardins de gorgónias apresentam uma alta variabilidade na sua composição visto que várias outras espécies podem formar jardins. A maiores profundidades, por exemplo, podem formar-se comunidades dominadas por *Callogorgia verticillata*,



Figura 18. Jardins de Gorgónias multiespecíficos documentados ao largo de Sines, durante uma das missões realizadas pela Universidade do Algarve e o Centro de Ciências do Mar, no âmbito do projeto HABMAR em 2020. (Fotografia: CCMAR/CFRG ©)



Villogorgia bebrycoides ou *Viminella flagellum* como as existentes nos montes submarinos do banco Gorringe (Oceana, 2011) ou nas ilhas dos Açores (Tempera *et al.*, 2013) mas que todavia ainda não foram observadas em águas continentais, embora haja indícios da sua existência na costa sudoeste (Dias *et al.*, 2020).

Nos jardins de gorgónias são comuns outros grupos de corais, como densos tapetes formados por *Parazoanthus*

axinellae (Zoantharia), colónias isoladas de *Alcyonium* spp. (Alcyoniina, Alcyonacea) e corais duros Scleratinia solitários (*Balanophyllia* spp., *Caryophyllia* spp.) ou coloniais (*Dendrophyllia* spp.) geralmente em menores densidades (Oceana, 2011; Boavida *et al.*, 2016a.)

Para a costa continental de Portugal (Figura 19), e até à data, apenas se encontram devidamente mapeados e documentados os jardins de gorgónias de pouca

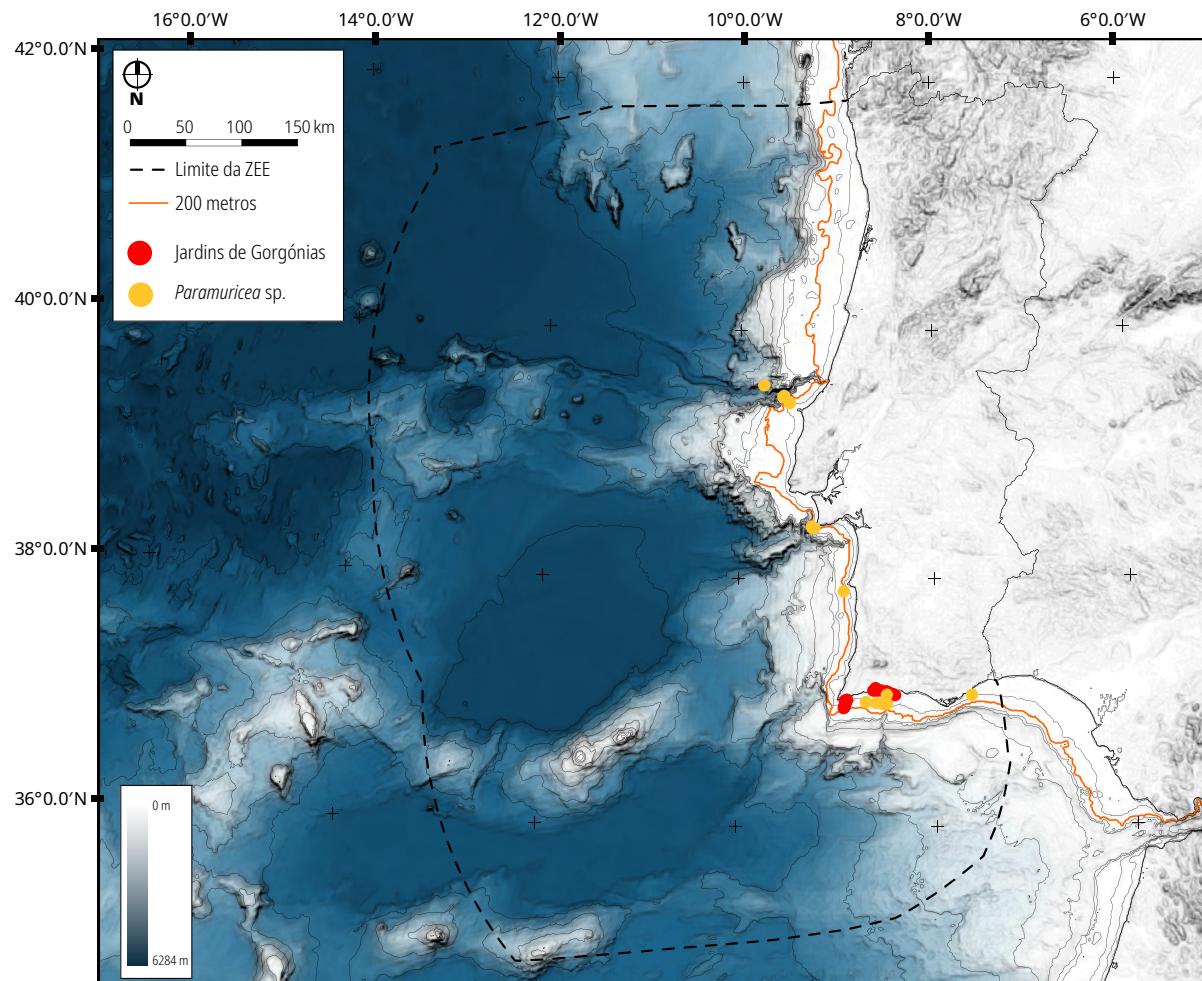


Figura 19. Localização conhecida do habitat Jardins de Gorgónias e potenciais novas ocorrências com base nos registos de espécies indicadoras do género *Paramuricea* (Fonte: DGRM, 2019). As linhas batimétricas estão separadas por intervalos de 100 metros até aos 500 metros de profundidade e posteriormente por 1000 metros.

profundidade existentes ao longo da costa sul Algarvia até profundidades de 80 metros (Gonçalves *et al.*, 2004; 2007; 2008; 2010; Bentes *et al.*, 2013; Cúrdia *et al.*, 2013; Monteiro *et al.*, 2013; Boavida *et al.*, 2016a). No entanto, existem relatos da ocorrência destes habitats de coral em outros locais do país e a maiores profundidades, particularmente no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (F. Oliveira, obs. pess.; Boavida *et al.*, 2016c; Pilczynska *et al.*, 2017a; 2017b), ao largo de Sines (F. Oliveira, obs. pess., Figura 18), no Parque Natural da Arrábida (Gonçalves *et al.*, 2015; Pilczynska *et al.*, 2017b) ou nas ilhas Berlengas (Boavida *et al.*, 2016c; Pilczynska *et al.*, 2017a; 2017b). Algumas das espécies que formam os jardins de gorgónias têm distribuições geográficas alargadas pelo que é esperável que este tipo de habitats esteja presente até ao limite norte das águas continentais de Portugal.

5.2. BANCOS DE CORAL VERMELHO

O coral vermelho, *C. rubrum* (Octocorallia, Alcyonacea) é uma espécie de coral conhecida na costa portuguesa desde a idade média, quando possivelmente teria sido tão abundante que o seu número permitiu suportar uma exploração comercial durante décadas.

A espécie tornou-se rara e nos últimos três séculos apenas 2 registos reconhecem a sua ocorrência (Nobre, 1931; Monteiro-Marques, 1987). Desde então,

a espécie julgava-se extinta e só em 2011 voltaria a ser observada nas águas continentais portuguesas quando em conjunto com a Universidade do Algarve (UAlg) e o Centro de Ciências do Mar (CCMAR), a organização não-governamental Oceana efetuou mergulhos com um veículo operado remotamente (ROV) na região de Sagres incluindo a zona superior do canhão de S. Vicente (Oceana, 2011; Oliveira *et al.*, 2015). Os bancos de coral vermelho aí observados eram essencialmente compostos por colónias de pequena dimensão associadas a paredes rochosas incrustadas com ostras de profundidade (*Neopycnodonte cf. cochlear*). Nestas paredes ocorriam também corais duros coloniais do Género *Dendrophyllia*, embora em menor abundância. Em 2012, um novo banco de coral foi “descoberto” ao largo de Portimão-Lagos, fruto de uma apreensão por parte da Polícia Marítima (PM) de cerca de 32 kg (349 colónias vivas) colhidos furtivamente por mergulhadores a cerca de 80 metros de profundidade (Boavida *et al.*, 2016b). As imersões realizadas com o ROV do CCMAR nas coordenadas fornecidas pela PM permitiram verificar a ocorrência de colónias de *C. rubrum* de dimensões muito superiores às observadas na zona de Sagres (Figura 20) e em densidades relativamente elevadas (Boavida *et al.*, 2016b). Neste local, o recife rochoso que servia de substrato ao banco de coral apresentava uma elevada complexidade tridimensional e uma comunidade faunística associada bastante diversa. Entre as espécies

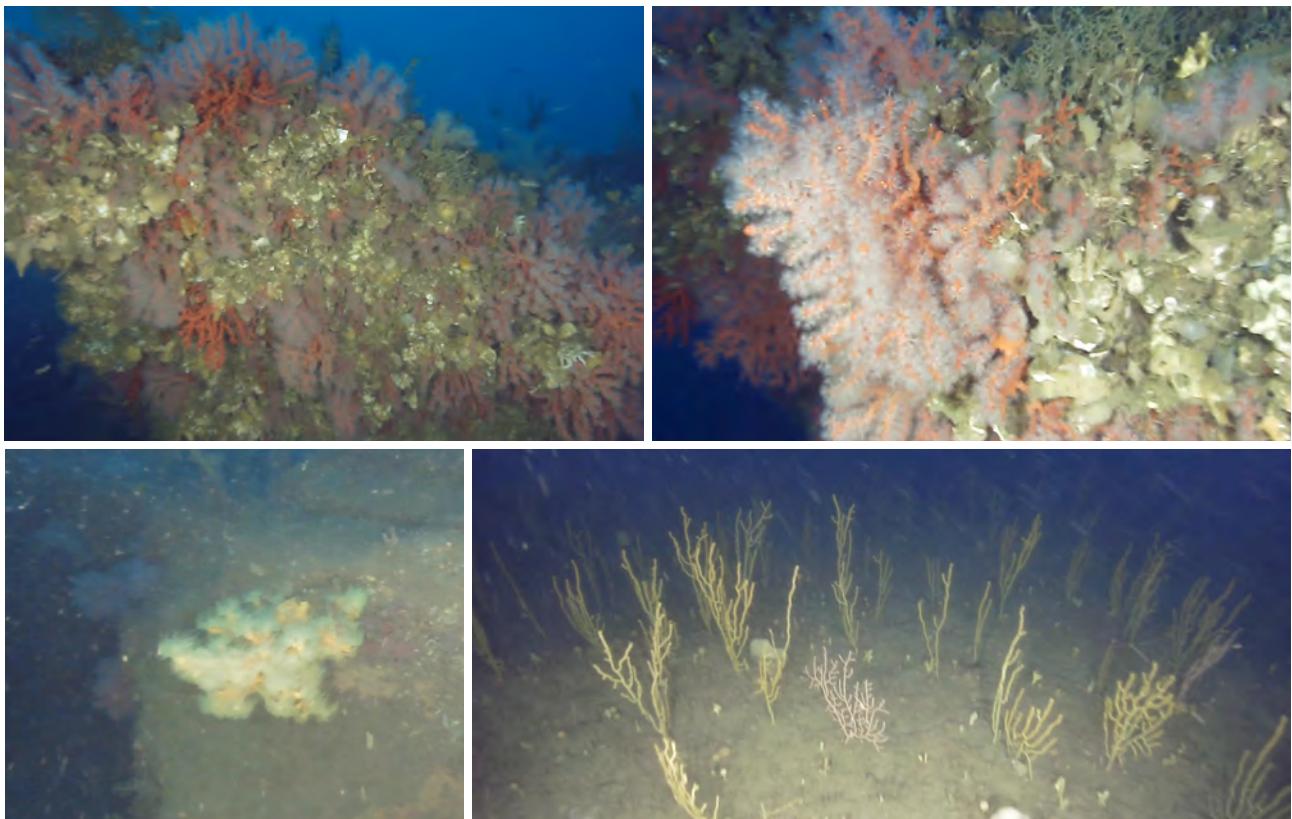


Figura 20. Comunidades faunísticas dos Bancos de coral vermelho (*Corallium rubrum*) observados ao largo de Lagos a cerca de 80 metros de profundidade. As colónias de coral vermelho, *C. rubrum* fixam-se e crescem na face inferior das saliências rochosas (em cima) onde co-ocorrem com outras espécies de coral como os corais duros coloniais *Dendrophilia ramea* e *D. cornigera* (em baixo à esquerda). A face superior destas saliências é muitas vezes colonizada por extensos jardins de gorgónias (em baixo à direita) (Fotografias: CCMAR/CFRG ©)

presentes destacaram-se os corais Alcyonacea *P. clavata* e *Eunicella* spp., o coral duro colonial *D. cornigera* e o coral dourado Zoantharia, *S. savaglia* (Boavida *et al.*, 2016b). O conhecimento sobre a abundância, distribuição ou composição faunística dos bancos de coral vermelho na costa de Portugal é ainda muito reduzido e atualmente apenas se conhecem as duas áreas de ocorrência (Figura 21). Em virtude do que foi observado nos locais agora conhecidos, espera-se que este habitat exista para além destes limites geográficos e ocorra noutras secções

da costa portuguesa, como descrito por Bruckner (2016), por exemplo em zonas de maior profundidade onde tenham existido condições para manter os corais vermelhos protegidos dos impactos antropogénicos e servido de refúgio para colónias saudáveis. Entre as espécies de corais existentes na costa portuguesa, *C. rubrum* é a única espécie incluída no anexo V da diretiva do conselho 92/43/EEC de 21 de Maio de 1992 para a conservação dos habitats naturais e de fauna e flora selvagens (Diretiva Habitats) e consta ainda

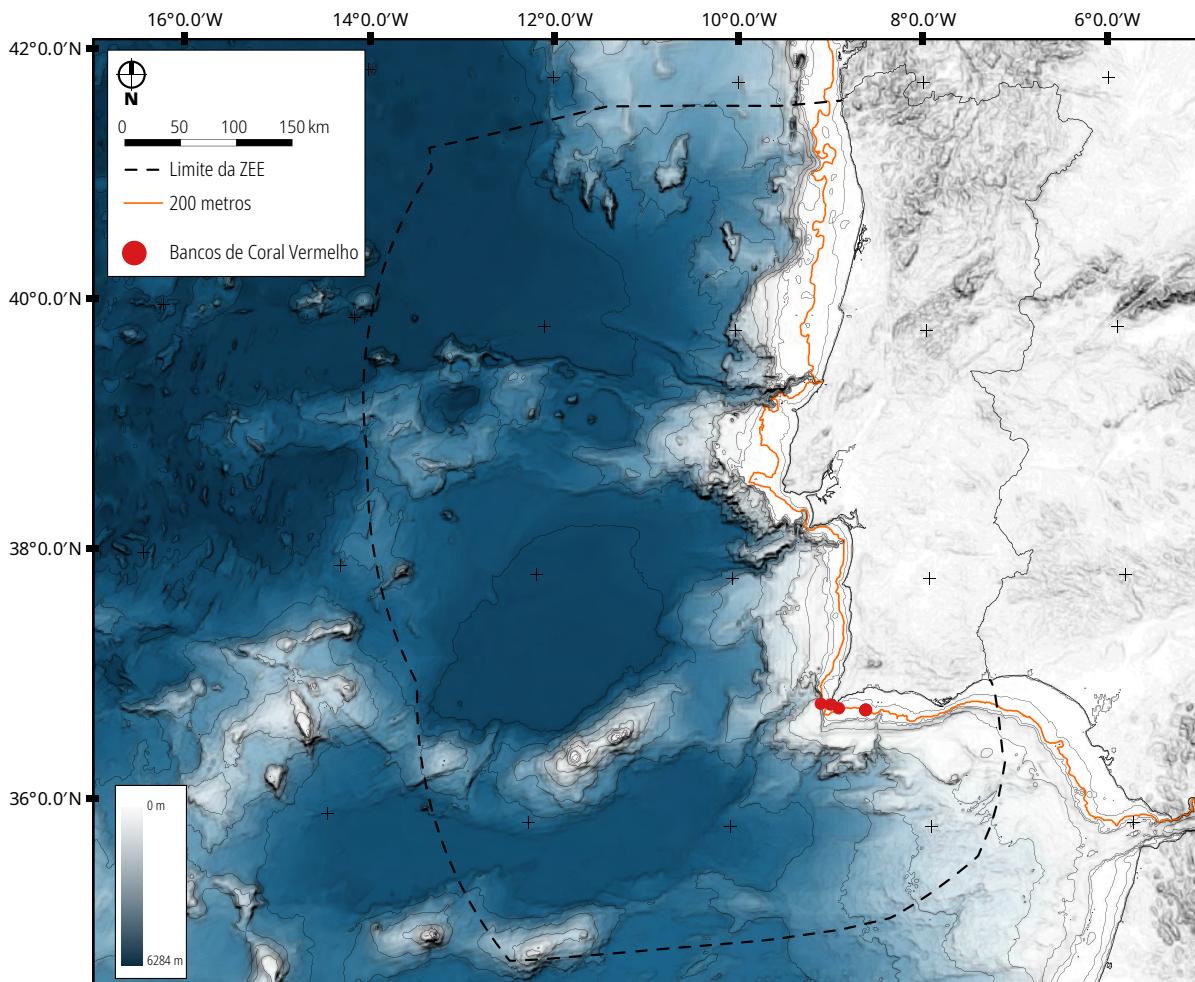


Figura 21. Localização conhecida dos bancos de coral vermelho (*Corallium rubrum*) em território nacional (Fonte: DGRM, 2019). As linhas batimétricas estão separadas por intervalos de 100 metros até aos 500 metros de profundidade e posteriormente por 1000 metros.

em outras convenções (SPAMI, Anexo III; Convenção de Berna, Anexo III e Convenção de Barcelona). Como medida adicional para a sua proteção, o governo de Portugal aprovou recentemente o regime jurídico para a proteção e conservação da flora e fauna selvagens, bem como dos habitats naturais das espécies enumeradas nas Convenções de Berna e de Bona (Decreto-Lei n.º 38/2021 de 31 de Maio). A entrada em vigor deste

decreto-lei implementará medidas especiais para a proteção e conservação de diversas espécies de coral, com destaque para o coral vermelho. Contudo, e apesar de estar sujeita a exploração comercial, esta espécie não consta em nenhum anexo da Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies da Fauna e da Flora Selvagem Ameaçadas de Extinção (CITES).

5.3. FLORESTAS DE CORAIS NEGROS

As florestas de corais negros são habitats que ocorrem em zonas de declive acentuado ou em paredes verticais com pouca sedimentação e são dominados essencialmente por espécies de Antipatharia.

De um modo geral, as espécies que compõem estes habitats apresentam uma distribuição vertical superior às espécies características dos habitats anteriores pelo que as florestas de corais negros tendem a ocorrer em zonas de maior profundidade.

As espécies que formam as florestas de corais negros apresentam geralmente uma morfologia arborescente que confere a estes habitats uma

elevada complexidade tridimensional. Estas espécies estão ainda entre os organismos de maior longevidade conhecida e de crescimento mais lento, o que os torna particularmente vulneráveis a distúrbios no ecossistema. À semelhança dos jardins de gorgónias, também as florestas de corais negros podem ser mono ou multiespecíficas dependendo do número de espécies dominantes. Em Portugal continental apenas estão documentadas as florestas de *Antipathes subpinnata* (Figura 22) existentes na zona do canhão submarino de S. Vicente (Figura 23), ao largo de Sagres (Oceana, 2011). De modo semelhante ao que sucede com o coral vermelho, também os corais negros estão actualmente abrangidos pelo Decreto-Lei n.º 38/2021 de 31 de Maio.



Figura 22. Comunidade dominada por corais *Antipathella subpinnata* nas vertentes do canhão de São Vicente, em Sagres. (Fotografia: Oceana ©)

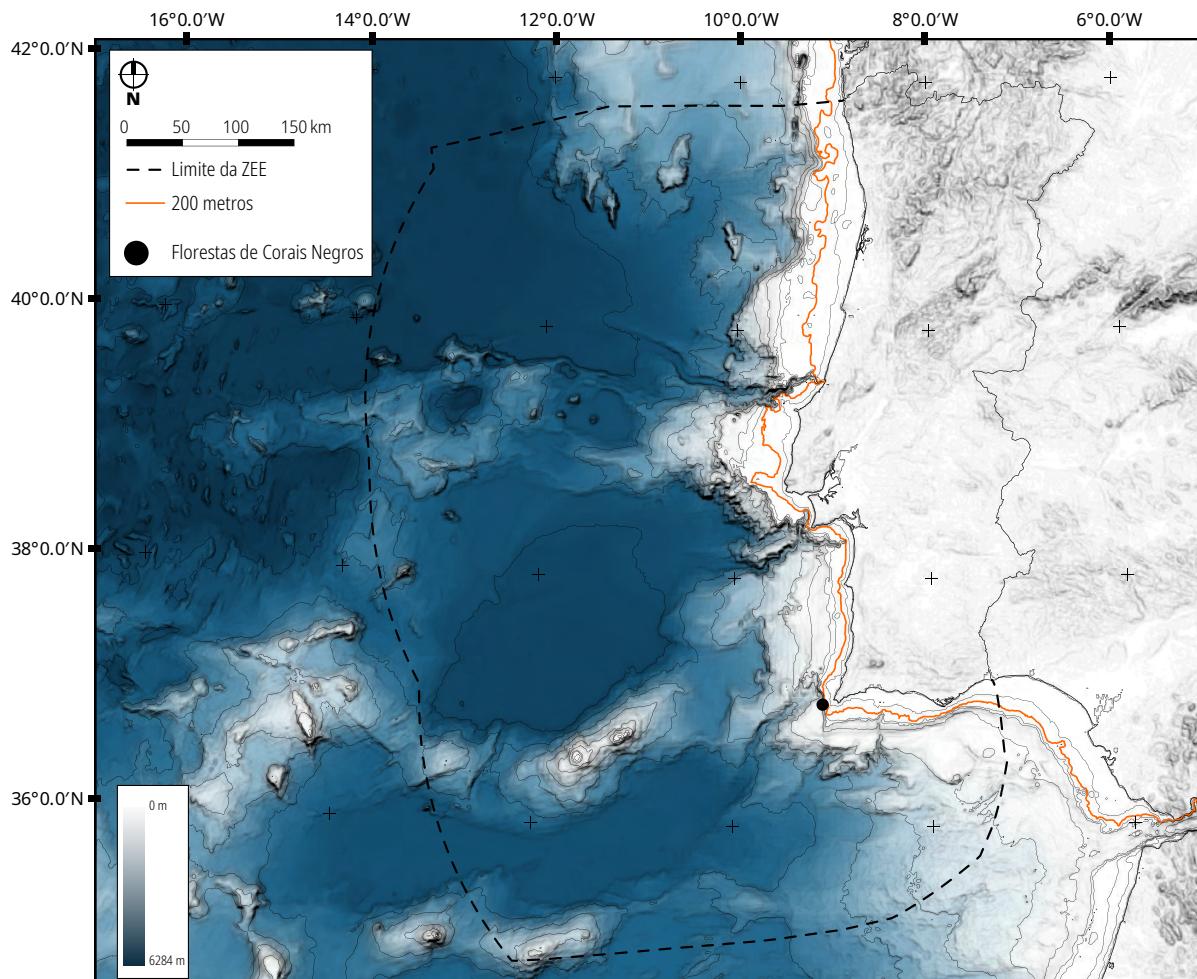


Figura 23. Ocorrência de Florestas de Corais Negros em águas continentais portuguesas. (Fonte: DGRM, 2019). As linhas batimétricas estão separadas por intervalos de 100 metros até aos 500 metros de profundidade e posteriormente por 1000 metros.

5.4. CAMPOS DE ZOANTÍDEOS

Os campos de zoantídeos são um habitat descrito recentemente por Gomes-Pereira *et al.* (2015) para a zona de Arrábida, mais concretamente para o Parque Marinho Luiz Saldanha (Figura 24).

Os campos de zoantídeos foram documentados a cerca de 60 metros de profundidade em zonas de afloramentos rochosos com evidências de deposição de

sedimentos. Estas comunidades foram caracterizadas como fácies monoespécíficas de *Parazoanthus axinellae* com densidades entre 1 e 9 colónias por m². De acordo com estes autores, outras espécies de corais dispersas na comunidade incluíam as gorgónias do Género *Eunicella* e da espécie *P. clavata* (Gomes-Pereira *et al.*, 2015). Sendo que a espécie dominante, *P. axinellae*, é abundante em outras secções da costa portuguesa,

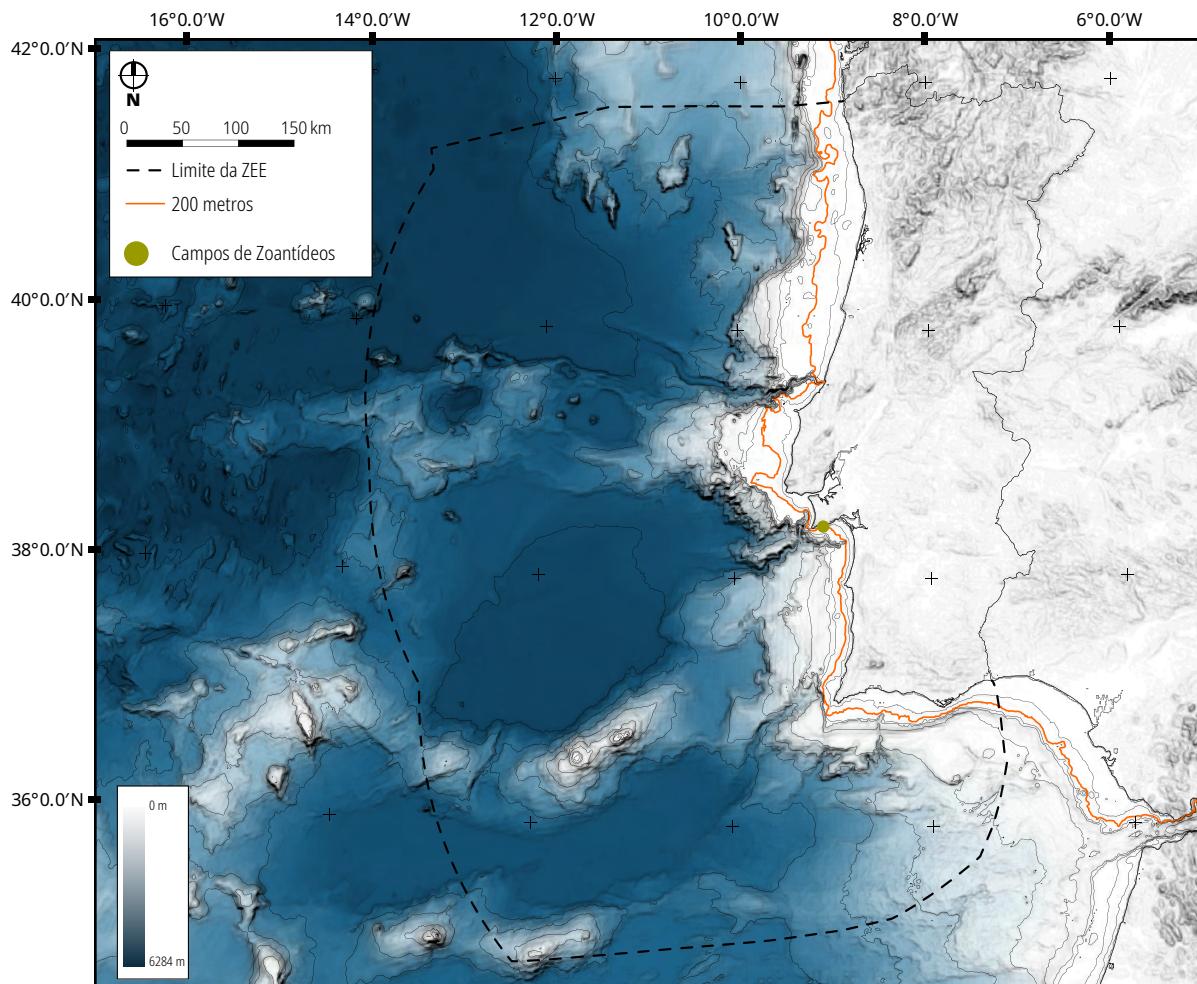


Figura 24. Localização do habitat de campos monoespecíficas de *Parazoanthus axinellae* (DGRM, 2019). As linhas batimétricas estão separadas por intervalos de 100 metros até aos 500 metros de profundidade e posteriormente por 1000 metros.

existe uma probabilidade elevada de que este habitat possa estar presente em outros locais.

De facto, apesar de ainda não estar oficialmente documentado para o Algarve, o habitat descrito por Gomes-Pereira *et al.* (2015) de campos de zoantídeos dominados por *P. axinellae* é conhecido desde pelo menos 2012, quando foi observado em imersões de ROV nos recifes rochosos na região costeira em frente a Portimão-Lagos. Esta espécie também apresenta uma

distribuição ubíqua em alguns habitats do circalitoral rochoso da costa algarvia (Gonçalves *et al.*, 2007; 2008; 2010).

5.5. BANCOS DE CORAIS MOLES

Os bancos de corais moles foram um habitat observado oportunisticamente durante imersões efetuadas pelo ROV do CCMAR, com intuito de documentar as comunidades de corais vermelhos já referidas e

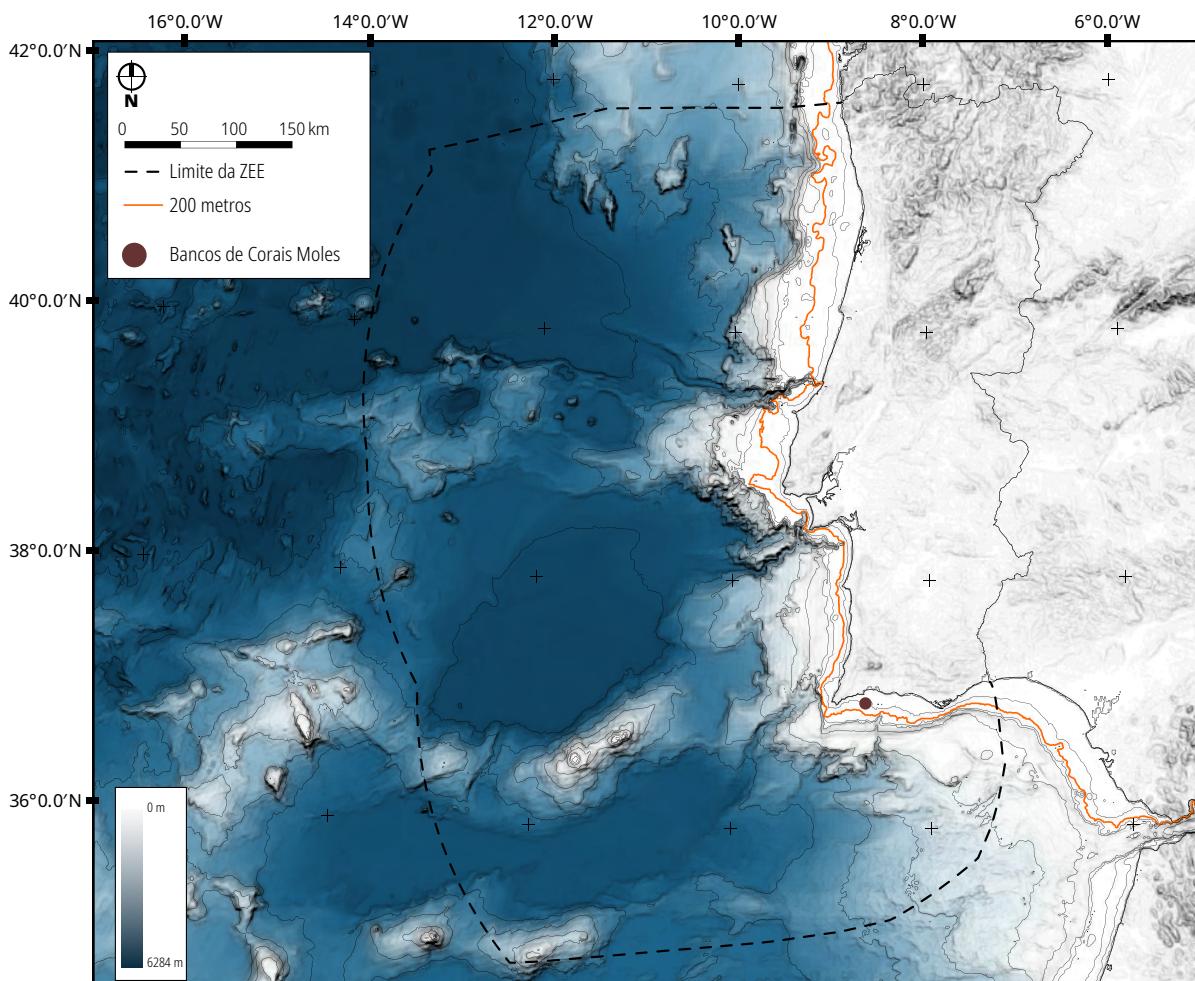


Figura 25. Localização conhecida do habitat de Bancos de Corais Moles (CCMar, informação não publicada). As linhas batimétricas estão separadas por intervalos de 100 metros até aos 500 metros de profundidade e posteriormente por 1000 metros.

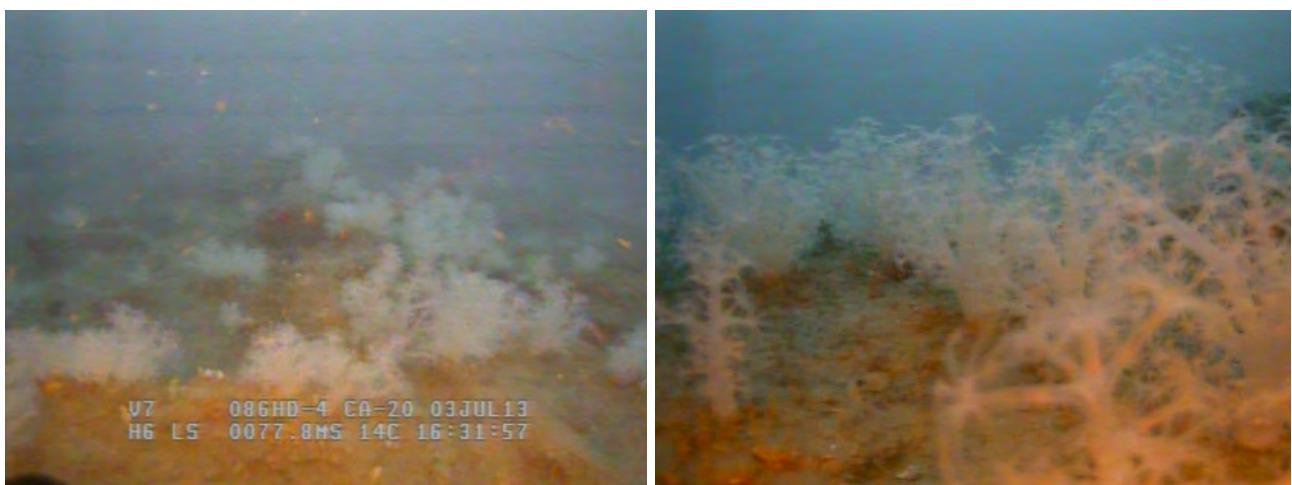


Figura 26. Banco de corais moles (*Alcyonacea*) observado durante as imersões com veículo de operação remota efectuadas pelo Centro de Ciências do Mar, para avaliação das comunidades de coral vermelho (*Corallium rubrum*) em frente a Lagos, Algarve. (Fotografias: CCMAR/CFRG ©)

que ocorrem na zona ao largo de Portimão-Lagos (Figura 25). Até ao momento, este habitat mantém-se relativamente desconhecido na nossa costa e a sua descrição detalhada ainda se encontra pendente. As primeiras observações *in situ* demonstraram um habitat que poderá ser relativamente extenso a cerca de 80 metros de profundidade, dominado por uma comunidade monoespecífica de alcionários ainda não identificados, possivelmente pertencentes ao género *Paracyonium* (Alcyonacea), que formavam aglomerados distribuídos pelo topo do recife rochoso, perto dos 80 metros de profundidade (Figura 26).

Este tipo de habitat carece de um estudo dedicado que permita aferir com maior rigor a sua composição taxonómica, abundância e distribuição espacial.

5.6. COMUNIDADES DE CORAIS EM FUNDOS MÓVEIS

Ainda que a maioria das comunidades formadas por espécies de corais estejam relacionadas com zonas de substrato rochoso, existem espécies que utilizam os fundos de substratos móveis como habitat preferencial (Figura 27). De um modo geral as comunidades de corais existentes em fundos móveis são relativamente

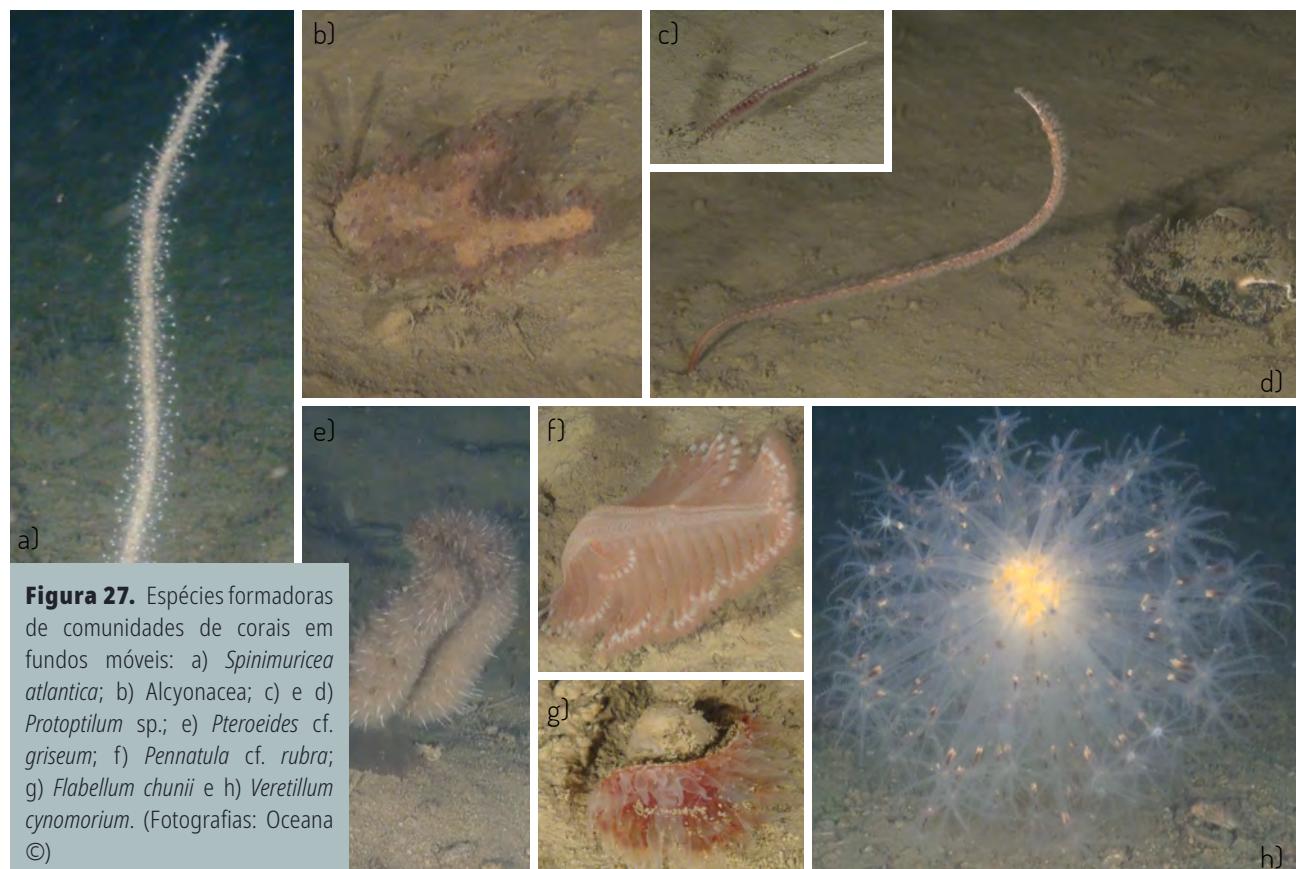


Figura 27. Espécies formadoras de comunidades de corais em fundos móveis: a) *Spinimuricea atlantica*; b) *Alcyonacea*; c) e d) *Protoptilum* sp.; e) *Pteroeides* cf. *griseum*; f) *Pennatula* cf. *rubra*; g) *Flabellum chunii* e h) *Veretillum cynomorium*. (Fotografias: Oceana ©)

pouco conhecidas pois a vasta maioria dos estudos realizados incide sobre as zonas dominadas por habitats rochosos. Ainda assim, nas raras ocasiões em que os habitats de substratos móveis foram observados, foram documentados maioritariamente corais Pennatulacea típicos destes ambientes, Scleratinia solitários de vida livre e mais raramente Alcyonacea (Figura 27).

Das áreas exploradas na costa continental portuguesa, este tipo de habitat encontra-se presente na zona

superior do canhão submarino de Portimão e nos habitats sedimentares do Mar da Beirinha de Fora, ao largo de Faro-Olhão para além dos 200 metros de profundidade (Figura 28) .

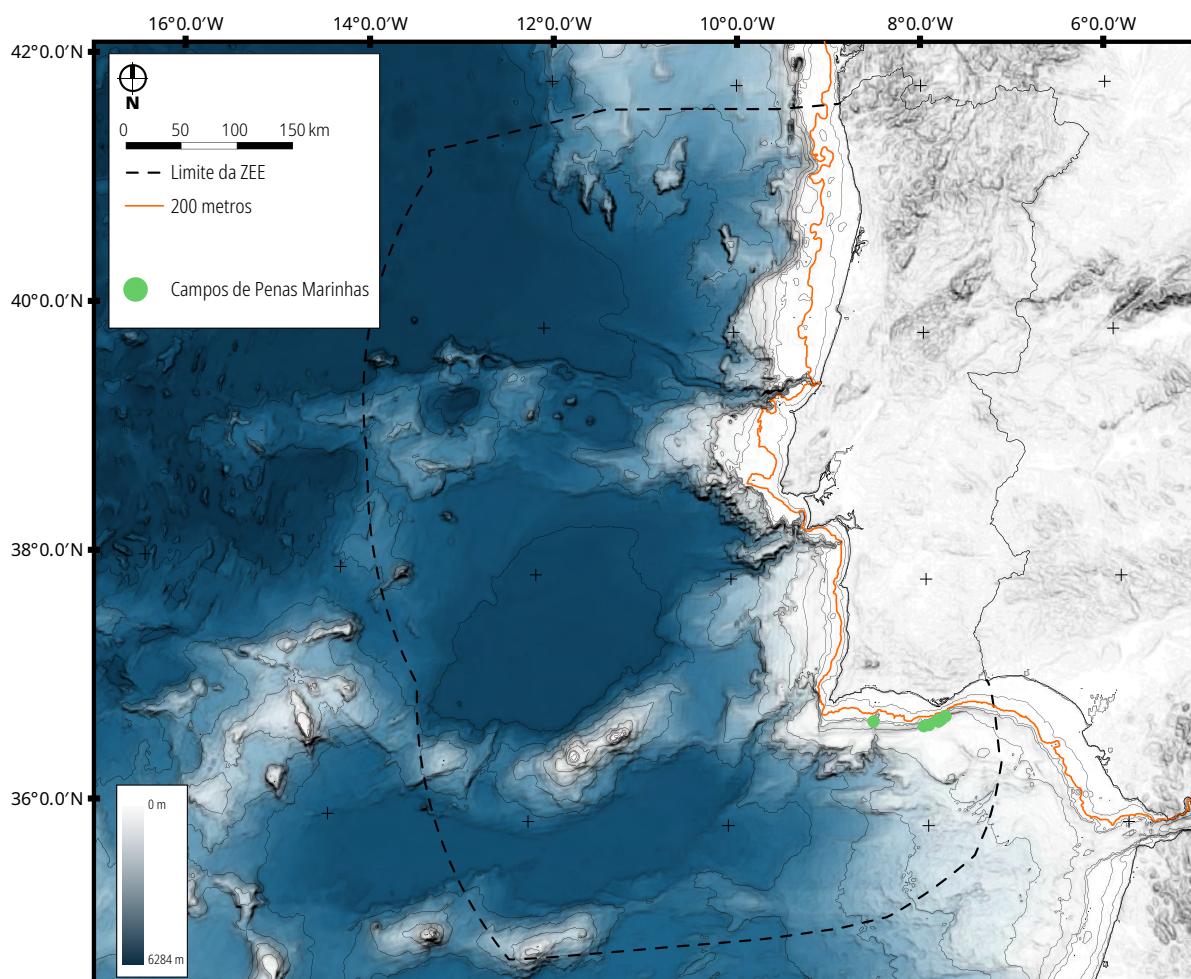


Figura 28. Registos de ocorrência de comunidades de corais sobre fundos sedimentares na costa portuguesa (DGRM, 2019).

6.

IMPORTÂNCIA DOS HABITATS DE CORAL E SUA CONSERVAÇÃO

6.1. PAPEL ECOLÓGICO

Os corais estão entre os componentes mais importantes nas comunidades bentónicas profundas (Foley *et al.*, 2010a), mas é importante salientar que para além dos habitats compostos por espécies de corais, e mencionados nos capítulos anteriores, as espécies de corais criam elas próprias microhabitats específicos (Buhl-Mortensen *et al.*, 2010; Orejas e Jiménez, 2017).

Em termos estruturais, as espécies que compõem os habitats de coral atuam como engenheiros do ecossistema (*sensu* Jones *et al.*, 1994). Graças à sua arquitetura intrincada e extrema longevidade, estas comunidades de organismos sésseis criam ambientes tridimensionais complexos que, por sua vez, providenciam habitat, substrato e refúgio para diversas espécies de peixes e invertebrados (Husebø *et al.*, 2002; Krieger e Wing, 2002; Buhl-Mortensen e Mortensen, 2004; Auster, 2005; Costello *et al.*, 2005; Roberts *et al.*,

2006; Ross e Quattrini, 2007; Foley *et al.*, 2010b; Watling *et al.*, 2011; Bo *et al.*, 2015; Orejas e Jiménez, 2017; Rueda *et al.*, 2019). Simultaneamente, estas espécies sésseis de estratégias alimentares maioritariamente filtradoras ou suspensívoras, capturam zooplâncton e material orgânico particulado em suspensão e, como tal, desempenham também um papel funcional fundamental no fluxo de matéria e energia da coluna de água para o ambiente bentónico (Gili e Coma, 1998).

A elevada diversidade morfológica das colónias provoca localmente uma variabilidade de condições ambientais e hidrodinâmicas, e.g. no fluxo da corrente e na sua turbulência, na disponibilidade e tempo de residência de alimento e na sedimentação e ressuspensão de partículas (Gili e Coma, 1998; Roberts *et al.*, 2009), e que favorece a ocorrência de altos níveis de biodiversidade associada (Buhl-Mortensen e Mortensen, 2005; Roberts *et al.*, 2006; Buhl-Mortensen *et al.*, 2010; Roberts *et al.*,

al., 2009; Bongiorni *et al.*, 2010; Henry *et al.*, 2010; Roberts e Cairns, 2014; Capezzuto *et al.*, 2018). O nosso conhecimento sobre o papel funcional dos habitats de coral é ainda limitado, mas vários estudos apontam para um elevado número de espécies que beneficiam da diversidade e complexidade de microhabitats oferecidos por estas biocenoses profundas (Roberts e Cairns, 2014; Rueda *et al.*, 2019).

Adicionalmente, esta diversidade morfológica, genética e funcional contribui para a resiliência do ecossistema aumentando a sua capacidade de responder rapidamente a alterações no ambiente (Thurber *et al.*, 2014).

6.2. PAPEL ECONÓMICO

A importância dos habitats de coral profundos não se restringe apenas ao seu papel ecológico no ecossistema, o seu valor é intrínseco à sua existência e independente do uso direto ou indireto conferido pela sociedade. Porém, no aspecto económico, o valor atribuído aos recifes de coral profundos advém sobretudo da sua importância para muitas espécies comerciais (ver capítulo 6.3) pelo que tendem também a ser importantes alvos para a atividade pesqueira industrial (Foley *et al.*, 2010b). Estima-se que a destruição de habitats de coral profundo, em determinadas circunstâncias, possa implicar a perda anual de milhares de euros por cada km² de habitat perdido (Foley *et al.*, 2010b).

Outro aspecto económico relevante está relacionado com a exploração comercial de muitas espécies para servirem de matéria-prima de objetos de arte e joias em diversas regiões do globo (Tsounis *et al.*, 2010; Bruckner, 2014; 2016). Alguns corais de interesse ornamental têm origem em águas de baixa profundidade, mas muitas espécies existentes em águas profundas atingem valores monetários elevados. Os corais preciosos colhidos comercialmente ao largo das ilhas do Hawaii, podem atingir em leilão cerca de 880 dólares por Kg dependendo da espécie (Grigg, 2002).

Na costa Portuguesa, o coral vermelho (*C. rubrum*), com um longo historial de exploração em águas europeias, particularmente no mar Mediterrâneo, é uma das espécies consideradas preciosas. Apesar de não existirem licenças para a exploração comercial de corais a nível nacional, a apanha furtiva de coral vermelho foi documentada recentemente na costa algarvia (Boavida *et al.*, 2016b).

Os recifes profundos também representam uma vasta área de bioprospeção na procura e descoberta de novos compostos químicos com potencial aplicação no campo da farmacologia e medicina e outras aplicações industriais. Os cnidários, onde se incluem todas as formas de coral, estão entre os organismos marinhos que nas últimas décadas têm fornecido muitos compostos bioativos com funções citotóxicas, hemolíticas, analgésicas, anti-inflamatórias,

antitumorais, antiparasiticas e anti-infeciosas e que se revelaram potenciais fontes de drogas para a indústria farmacêutica (Mariottini, 2016).

Para além dos compostos produzidos, outro dos campos de aplicação dos corais Scleratinia no campo da medicina e da bioengenharia prende-se com as suas propriedades esqueléticas intrínsecas. A composição, estrutura, propriedades mecânicas, bem como a sua biocompatibilidade, entre outras características, fazem do esqueleto destes organismos dos mais promissores substitutos de ossos sintéticos (Manassero *et al.*, 2016).

6.3. CONSERVAÇÃO DE HABITATS DE CORAL

Nas últimas décadas o conhecimento científico adquirido sobre os ecossistemas do mar profundo motivou a comunidade internacional a expressar a sua preocupação sobre a degradação destes habitats em consequência da atividade humana e a necessidade de criação de ferramentas de gestão e de promoção de medidas com vista à sua proteção e conservação, incluindo a criação de Áreas Marinhas Protegidas.

Do ponto de vista ambiental, foram criadas diferentes medidas onde a classificação de zonas do oceano como Habitats Essenciais para Peixes (HEP/EFH), Ecossistemas Marinhos Vulneráveis (EMV/VME), Áreas Biológica e Ecologicamente Significativas (ABES/EBSA) e Habitats Ameaçados ou em Declínio são as mais relevantes.

6.3.1. Habitats Essenciais para Peixes (HEP)

O conceito de Habitats Essenciais para Peixes, do inglês *Essential Fish Habitats*, surge inicialmente na emenda do documento *Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act* elaborado pelo congresso dos Estados Unidos e definido como as "águas ou substratos necessários para a desova, criação, alimentação ou crescimento até a maturidade das espécies de peixes" (USC, 1996) como forma de realçar a importância de habitats saudáveis para a manutenção dos recursos no contexto da atividade pesqueira. Nos últimos anos, o estudo dos HEP tem despertado maior interesse globalmente e reflete a necessidade de compreendermos as inter-relações entre as espécies de peixes e o ambiente envolvente (físico e biológico) para promover a exploração sustentável das espécies e a implementação de uma abordagem ecossistémica aos modelos de gestão dos recursos marinhos.

Vários estudos sobre populações de peixes e o seu habitat apontam para que áreas de concentração ou agregação de diversas espécies tende a coincidir com a ocorrência de habitats de coral (Koslow *et al.*, 2000; Fosså *et al.*, 2002; Husebø *et al.*, 2002; Auster, 2005; D'Onghia *et al.*, 2012). Todavia a classificação de habitats de coral como HEF ainda é motivo de debate, uma vez que as relações funcionais entre estes habitats de coral e as populações de peixes permanecem por esclarecer (Auster, 2005;

2007; Ross e Quattrini, 2007; Harter *et al.*, 2009). Alguns autores sugerem que o uso destes habitats complexos por espécies de peixes podem ter apenas caráter facultativo, servindo como refúgio de predadores, de zonas oportunísticas de alimentação, ou simplesmente porque as condições que possibilitam a ocorrência de comunidades de corais são as mesmas que favorecem as agregações de peixes e não existe necessariamente uma associação direta (Auster, 2007; Harter *et al.*, 2009). Ainda assim, vários estudos fornecem evidências que parecem suportar a inclusão dos habitats de coral de águas profundas na categoria de HEP (Costello *et al.*, 2005; Ross e Quattrini, 2007; Foley *et al.*, 2010b; Baillon *et al.*, 2012; Gomes-Pereira *et al.*, 2017; Capezzuto *et al.*, 2018). Mas, mesmo que a utilização destes ecossistemas seja facultativa, i.e. que é importante nos processos biológicos da espécie mas que a ausência não resulta na sua extinção, existem indícios que os habitats de coral são preferenciais para diferentes etapas do ciclo de vida dos peixes e que a sua destruição obrigaría estes animais a uma segunda escolha, levando a menores taxas de reprodução, crescimento ou sobrevivência e com potenciais consequências económicas (Foley *et al.*, 2010a; 2010b)

Para Austin (2007), a generalidade de estudos efetuados sobre este tema representam imagens temporais limitadas. Para obtermos uma visão exata do papel dos habitats de coral é necessário que existam estudos que

incluam uma observação durante um período temporal alargado que permita reconhecer as utilizações diárias, sazonais e espaciais que as populações de peixes fazem dos recifes profundos.

Quer a utilização dos habitats de coral por populações de peixes seja essencial, facultativa, oportunista ou seja apenas semelhante à utilização de outros habitats tridimensionais, os habitats de coral são fundamentais para a estrutura e complexidade dos ambientes marinhos profundos (Roberts *et al.*, 2006; Harter *et al.*, 2009). Atualmente, a nível nacional só os Estados Unidos incluíram o termo HEP na sua legislação, mas o conceito está presente na Política Comum de Pescas da União Europeia (Aguilar *et al.*, 2017). Apesar do objetivo europeu de designar e proteger os HEP através das políticas de pesca, em Portugal, e embora existam alguns estudos dedicados à identificação de habitats essenciais para peixes (e.g. Serra-Pereira *et al.*, 2014; Rodríguez-Climent *et al.*, 2017; Gomes-Pereira *et al.*, 2017; Milisenda *et al.*, 2021), o mapeamento oficial destas áreas ainda não foi iniciado. A nível nacional também não existem trabalhos que incidam sobre o papel dos habitats de coral nas populações de peixes em águas continentais.

6.3.2. Ecossistemas Marinhos Vulneráveis (EMV)

Num esforço para proteger a biodiversidade do mar profundo dos impactos da atividade pesqueira,

diversos fóruns internacionais, e.g. Assembleia Geral das Nações Unidas (UNGA), Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), Convenção para a Diversidade Biológica (CBD), alertaram para a necessidade de serem tomadas medidas urgentes de proteção de ecossistemas marinhos vulneráveis (EMV) contra práticas de pesca altamente destrutivas, como é o caso do arrasto de fundo (Auster *et al.*, 2010; Rogers e Gianni, 2010; FAO, 2016). A UNGA adotou desde 2002, uma série de resoluções (57/141; 58/14; 59/25; 61/105; 64/72; 66/88) que incluíam medidas específicas a serem adotadas pelas Organizações Regionais de Gestão das Pescas (RFMO) e pelos Estados (FAO, 2016). Em 2008 foi elaborado um conjunto de linhas orientadoras para a gestão sustentável das pescas de fundo em alto mar (FAO, 2008) que simultaneamente ajudasse os Estados e RFMO na implementação da Resolução 61/105 da UNGA (Auster *et al.*, 2010; Rogers e Gianni, 2010).

Ecossistemas Marinhos Vulneráveis são definidos como “ecossistemas marinhos facilmente danificados devido à sua fragilidade física e funcional” (UNEP-WCMC 2014), “cuja recuperação é lenta ou inexistente” (FAO, 2008) e a sua identificação tem por base uma lista de critérios definidos no documento para a gestão das pescas de fundo em alto mar, mencionado anteriormente: 1) Unicidade ou raridade; 2) Significância funcional do habitat; 3) Fragilidade; 4) Características biológicas das espécies; 5) Complexidade estrutural.

Neste contexto, os corais são um dos grupos primordiais abrangidos pela definição de EMV. Entre os sete tipos de habitat indicador de EMV referidos na Recomendação 19/2014 da Comissão das Pescas do Atlântico Nordeste (CPAN/NEAFC), três dizem respeito a comunidades de coral: recifes de coral de águas profundas; jardins de coral (em substratos rochosos e móveis); e campos de penas marinhas. Todos estes habitats sensíveis, raros e facilmente afetados pelos impactos e perturbações antropogénicas são de difícil recuperação, que, a ser possível, só ocorre num período de tempo extremamente longo (Brock *et al.*, 2009). Para além destes aspectos, e como já referido anteriormente, o papel funcional destes habitats como substrato e refúgio para outras espécies, áreas de agregação para alimentação ou reprodução e o benefício direto e indireto que estas comunidades proporcionam fazem com que a sua conservação constitua uma prioridade global, reconhecida internacionalmente (Brock *et al.*, 2009).

Presentemente e no contexto do projeto Habmar, os EMV não são particularmente relevantes, sendo que o termo atualmente tende a ser quase exclusivamente aplicado a habitats presentes em águas para além das jurisdições nacionais (Portal e base de dados EMV¹). No entanto, a ocorrência disseminada de habitats

1. www.fao.org/in-action/vulnerable-marine-ecosystems/en

e espécies indicadoras de EMV na ZEE de Portugal continental (Morato *et al.*, 2018; ICES, 2019) (Figura 29) poderá futuramente influenciar a decisão de adotar os protocolos e critérios de classificação de áreas em águas continentais portuguesas como EMV (DGRM, 2019). Aliás, a classificação de habitats de coral como EMV dentro da ZEE tem vindo a ser utilizada no Arquipélago dos Açores (Pham *et al.*, 2015).

6.3.3. Áreas Biológica e Ecologicamente Significativas (ABES)

Reconhecendo a importância do meio marinho, a Convenção para a Diversidade Biológica (CDB) tentou desde a sua origem, em 1992, desenvolver medidas e linhas de orientação para enfrentar os desafios e combater as perdas e danos no ecossistema marinho.

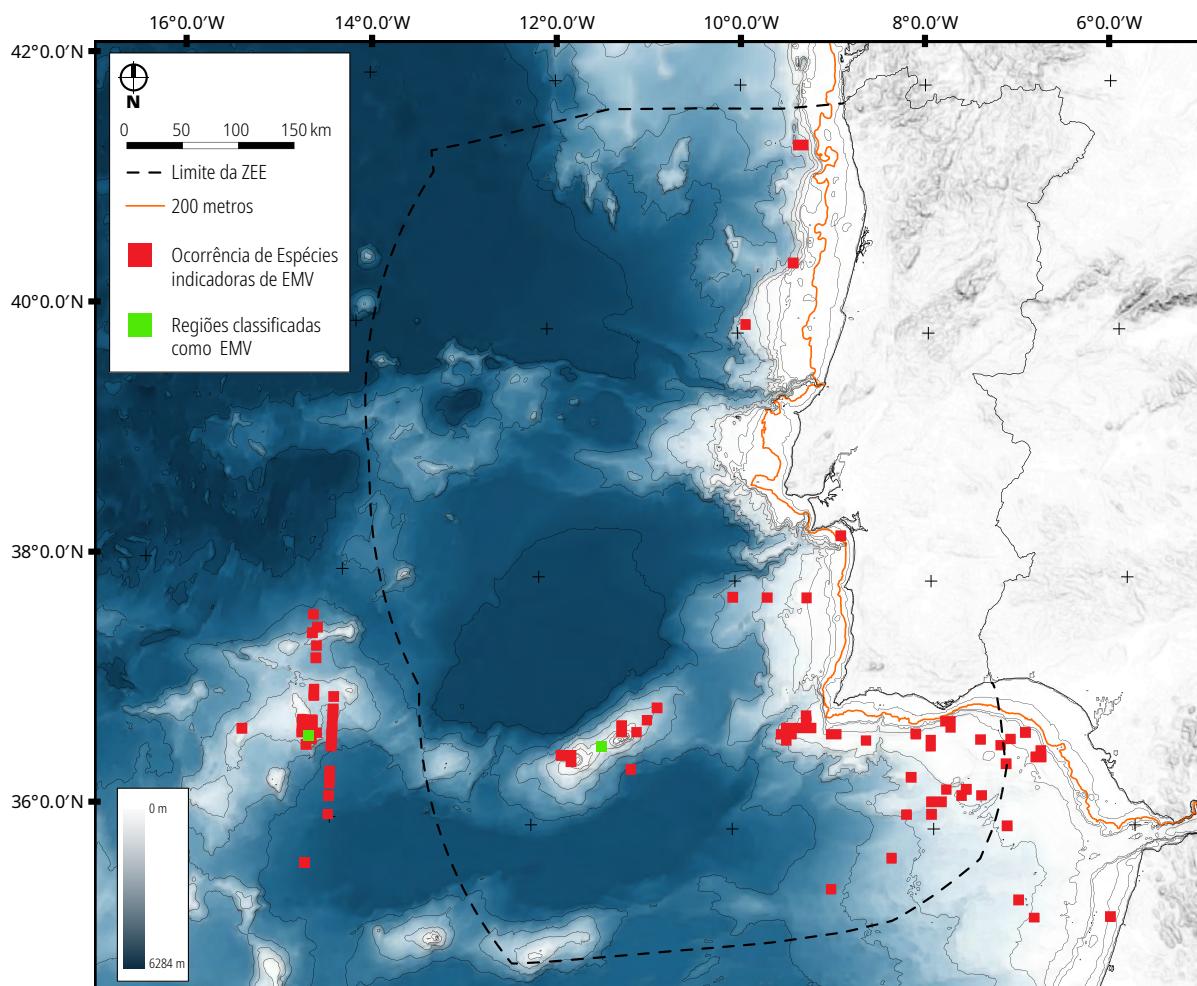


Figura 29. Zonas de possível ocorrência de espécies indicadoras de Ecossistemas Marinhos Vulneráveis (EMV) (ICES, 2019) e áreas classificadas como EMV na plataforma de Portugal Continental (DGRM, 2019)

Porém, só em 2009, na nona Conferência das Partes para a Convenção para a Diversidade Biológica (COP 9) foram determinados e adotados os critérios científicos para a identificação de Áreas Biológica e Ecologicamente Significativas (CBD, 2009). As ABES apresentam especial importância pelas suas características ecológicas e biológicas, que são consideradas cruciais para a boa saúde e funcionamento dos ecossistemas (CBD, 2009).

São consideradas ABES “áreas geograficamente ou oceanograficamente distintas que providenciem importantes serviços para uma ou mais espécies/populações de uma parte do ecossistema ou no seu todo, comparativamente com as áreas adjacentes ou com áreas de características ecológicas semelhantes, ou que cumpram os requisitos constantes no Anexo I da Decisão IX/20²”: 1) Unicidade ou raridade; 2) Especial importância para os ciclos de vida de espécies; 3) Importante para espécies e/ou habitats ameaçados, em perigo ou declínio; 4) Vulnerabilidade, fragilidade, sensibilidade ou recuperação lenta; 5) Produtividade Biológica; 6) Diversidade Biológica; 7) Naturalidade. À semelhança do que acontece com os EMV, os habitats de coral preenchem a quase totalidade dos requisitos para serem consideradas ABES e como tal são um dos habitats onde os esforços de gestão e conservação devem ser prioritários.

2. <https://www.cbd.int/decision/cop/?id=11663>

Em Portugal existe uma vasta área definida como ABES e que se estende até à ZEE de Portugal Continental (ICNF, 2019). Esta área, embora ainda não reconhecida internacionalmente³, abrange ecossistemas únicos, como os vários montes submarinos que ocorrem em águas portuguesas (Figura 30).

6.3.4. Habitats Ameaçados ou em Declínio

A proteção de habitats vulneráveis e ameaçados tem sido um dos temas centrais nas políticas ambientais internacionais. Na região do nordeste Atlântico, a convenção OSPAR para a conservação de ecossistemas e diversidade biológica no ambiente marinho definiu diversos habitats e espécies considerados ameaçados ou em declínio e cuja proteção e conservação deverá ser prioritária.

De modo análogo ao que sucede com a classificação de EMV e ABES, a inclusão de habitats na lista OSPAR está associada ao cumprimento de 6 critérios (critérios Texel-Faial, Acordo 2019-03⁴): 1) Importância Global; 2) Importância Regional; 3) Raridade; 4) Sensibilidade; 5) Significância ecológica e 6) Estado de Declínio. Tendo por base esta avaliação, a lista da convenção (Acordo 2008-6) inclui desde 2003 as primeiras definições dos habitats de corais como as “Penas Marinhas e Fauna Enterrada”

3. <https://www.cbd.int/ebsa/>

4. <https://www.ospar.org/documents?v=40948>

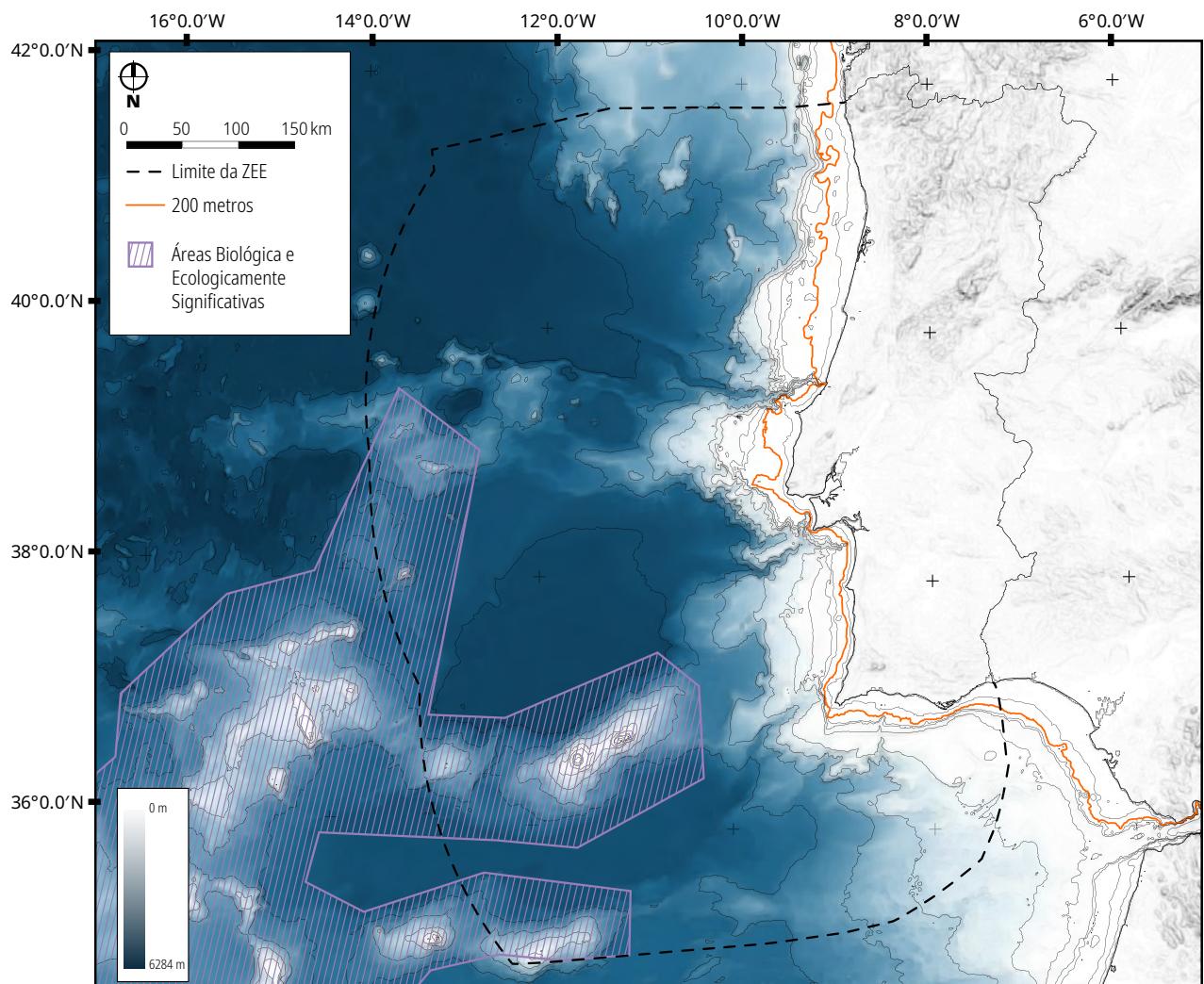


Figura 30. Áreas classificadas como Áreas Biológica e Ecologicamente Significativas (ABES) em águas continentais de Portugal (ICNF, 2019)

(OSPAR, 2010b) e os “Recifes de *Lophelia pertusa*” (actualmente *Desmophyllum pertusum*) (OSPAR, 2009) e, mais tarde, em 2008, os “Jardins de Coral” (OSPAR, 2010a). As definições dos habitats de coral ao abrigo da convenção OSPAR encontram-se em geral alinhadas com outras ferramentas que visam a conservação (EMV e ABES) e classificação (*European Habitat Classification Scheme - EUNIS*) destes habitats frágeis. No entanto,

para o mar profundo, a definição das categorias mantém-se vaga e levanta alguns problemas na sua aplicação prática e coordenada, particularmente para o habitat Jardins de Coral (Bullimore *et al.*, 2013). Ainda assim, e reconhecendo a ausência de medidas diretas para proteger estes habitats, a comissão recomenda uma estratégia de avaliação e monitorização, bem como a definição de indicadores e Objetivos de Qualidade

Ecológica dos habitats (OSPAR 2009; 2010a; 2010b). Alinhada com esta visão, a Directiva Quadro Estratégia Marinha de 2008, transposta para a legislação portuguesa desde de 2010 (Decreto-Lei n.º 108/2010, alterado pelo Decreto-Lei n.º 201/2012, de 27 agosto, pelo Decreto-Lei n.º 136/2013, de 7 de outubro, e pelo Decreto-Lei n.º 143/2015, 31 de julho), estabeleceu uma abordagem comum aos países da União Europeia para a prevenção, proteção e conservação do meio marinho, através da inclusão de medidas com vista à proteção do ecossistema marinho e garantindo a sustentabilidade das actividades económicas relacionadas. As medidas visaram obter ou manter o bom estado ambiental no meio marinho de cada estado membro até 2020, i.e. “oceanos e mares ecologicamente diversos e dinâmicos que são limpos, saudáveis e produtivos” (Directiva 2008/56/CE). No âmbito do Programa de Medidas desta directiva, foi definida a zona de condicionamento à pesca de fundo (Portaria n.º 114/2014, de 28 de maio) que permitiu a implementação de medidas que visam a proteção dos fundos marinhos profundos, em particular locais de ocorrência de ecossistemas marinhos vulneráveis, do impacte da atividade pesqueira. Estas medidas incluem, por exemplo, a interdição da utilização e a manutenção a bordo de artes de pesca susceptíveis de impactar os habitats bentónicos de profundidade, a interrupção da actividade pesqueira em caso de se ultrapassar o valor limite de capturas de corais e/ou esponjas (60 e 200

kg, respectivamente) e a obrigatoriedade de registo e comunicação espécies de corais e esponjas capturadas. Em Portugal, para além da classificação OSPAR (Figura 31), os habitats de coral que ocorrem em substratos rochosos estão enquadrados na categoria “1170 – Recifes” da Diretiva Habitats (Diretiva 92/43/CEE do Conselho de 21 de Maio de 1992) criada com vista à preservação de habitats naturais e dos habitats das espécies. Todavia, as comunidades de corais que ocorrem em zonas de sedimento, como os campos de penas marinhas considerados Ecossistemas Marinhos Vulneráveis, não são abrangidas por nenhuma das categorias existentes.

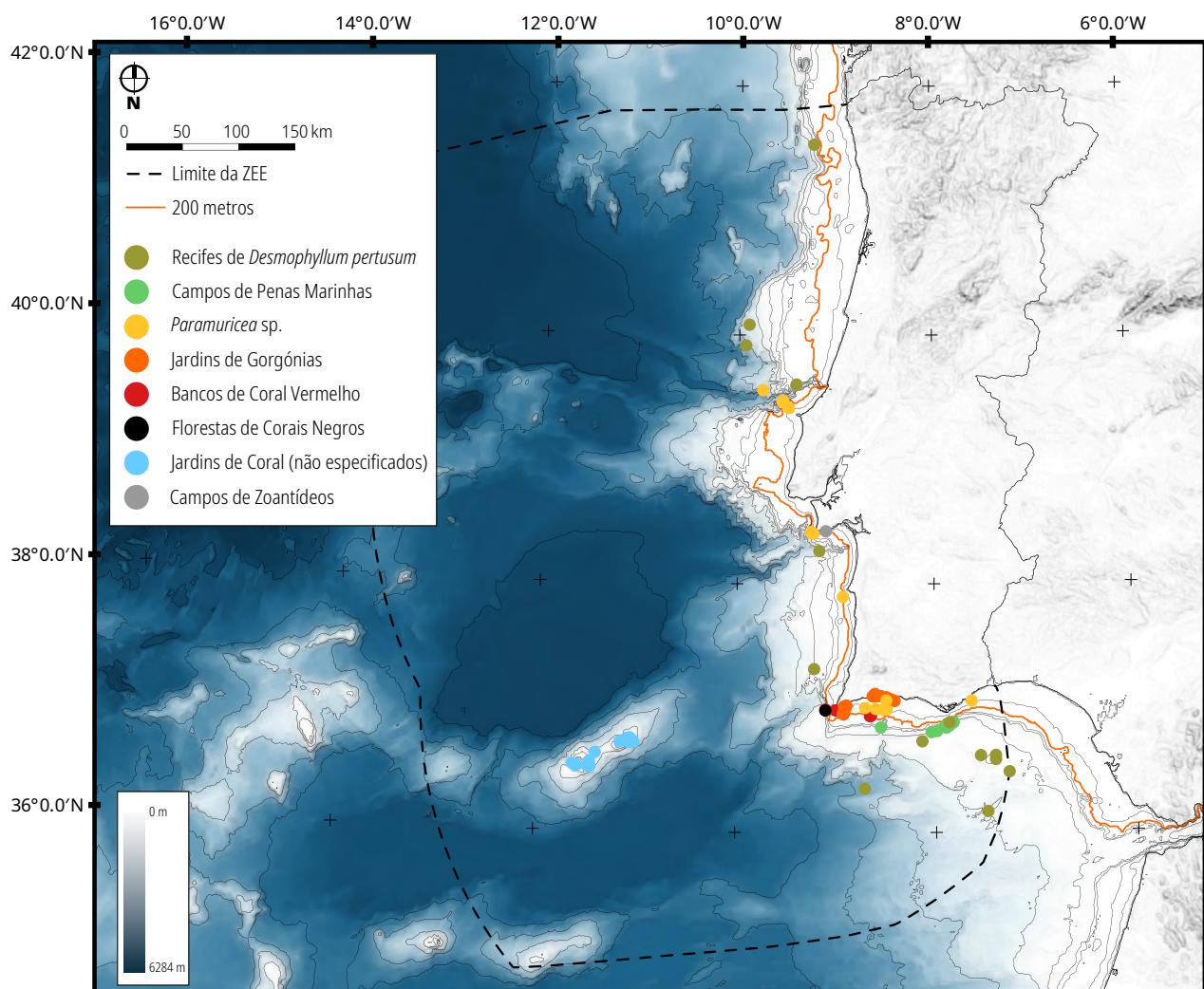


Figura 31. Habitats de coral existentes no ambiente marinho de Portugal continental e classificados segundo a Convenção OSPAR (EMODnet, 2019; DGRM, 2019). Apenas os habitats “Recifes de *Desmophyllum pertusum*”, “Jardins de Coral” e “Campos de Penas Marinhas” são reconhecidos oficialmente como habitats ameaçados ou em declínio. Os restantes habitats são variações do habitat “Jardins de Coral” que preenchem os critérios necessários para se incluirem na classificação OSPAR pelo que a nível nacional são já considerados habitats pertencentes a estas categorias.

7.

IMPACTOS ANTROPOGÉNICOS E OUTRAS AMEAÇAS

A longa longevidade associada a taxas de crescimento lentas, idades de maturação tardias, baixas taxas de recrutamento e elevada mortalidade juvenil tornam as espécies que constituem as comunidades de habitats de coral, dos organismos bentónicos mais suscetíveis aos impactos e alterações no ambiente.

Atualmente e embora os habitats de corais de águas profundas se encontrem ao abrigo da convenção OSPAR (2010a; 2010b; 2009), estarem entre os habitats definidos como EMV (UNGA Resolução 61/105; FAO, 2008) e ABES (CBD Anexo I da Decisão IX/20) e se enquadrem na categoria “recifes” da lista da Diretiva Habitats (92/43/EEC) continuam a enfrentar inúmeras ameaças.

As atividades humanas, como a exploração comercial, a pesca de fundo, o lixo marinho, a exploração de hidrocarbonetos e minérios do fundo marinho e as alterações climáticas são as principais causas de perturbação e de declínio destas comunidades únicas.

7.1. EXPLORAÇÃO COMERCIAL / APANHA FURTIVA

Algumas espécies de corais são apreciadas enquanto matérias-primas valiosas para objetos ornamentais desde há vários séculos. Ainda que a exploração atual de coral para produção de joalharia seja uma atividade global, no contexto histórico, a pescaria de coral vermelho no Mediterrâneo e sul da Europa é a que assume maior destaque com cerca de 5000 anos de história (Grigg, 1984). Estes corais considerados preciosos e semi-preciosos incluem uma grande variedade de antozoários de esqueleto rígido e, em águas nacionais, embora estejam descritos diversos *taxa* de interesse, como os corais negros (*Antipatharia*) ou o coral dourado (*Zoantharia*), o género *Corallium* (*Alcyonacea*), onde se inclui o famoso coral vermelho (*C. rubrum*), é sem dúvida o mais valioso e importante.

Na Europa, a captura de corais envolveu diversos métodos

desde as suas origens. Na Antiguidade as capturas eram realizadas com mergulho livre e estavam limitadas aos primeiros 80 metros das águas costeiras, mas a utilização de métodos de arrasto com redes tornou-se a prática mais comum ao longo das épocas posteriores (Bruckner, 2014; Cannas *et al.*, 2019). O arrasto como forma de captura foi gradualmente sendo modificado por versões maiores e mais pesadas que podiam operar em águas mais profundas. Outras formas de captura, como dragas rebocadas foram também adaptadas para o efeito, mas todas elas eram consideradas extremamente ineficientes (Cannas *et al.*, 2019). Em 1994, a União Europeia banou a utilização destes métodos altamente destrutivos nas suas águas (Regulamento UE 1626/94¹) e desde então, a captura é maioritariamente realizada por apanha manual de mergulhadores (Roberts *et al.*, 2009; Cannas *et al.*, 2019).

Em águas continentais de Portugal, a exploração comercial de corais ocorreu até ao início do sec XVIII e restringiu-se à captura e comércio de *C. rubrum*. Os relatos históricos parecem apontar para uma atividade de fraca expressão económica e de caráter local, o que terá contribuído para o seu desaparecimento (Andrade e Silva, 1790; da Silva Lopes, 1841). De resto, até 2012, quando 32 kg de coral vermelho foram apreendidos

pela Polícia Marítima de Portimão² depois de colhidos ilegalmente (Figura 32), não existia qualquer evidência da ocorrência de populações de coral que pudessem ser alvo ou sustentar exploração comercial. A nível nacional, o coral vermelho encontra-se ao abrigo dos Anexos I e V da Diretiva Habitats³. No entanto, a ausência de medidas ou ferramentas oficiais de gestão tornou-o um alvo vulnerável e extremamente apetecível tendo em conta o elevado valor de mercado (estimado em 1000 euros/kg de material bruto). Actualmente, espera-se que o recente Decreto-Lei n.º 38/2021 de 31 de Maio venha a contribuir para a proteção e conservação deste destes frágeis organismos, não só de coral vermelho como de outras espécies de corais existentes em águas nacionais.

O maior impacto desta atividade foca-se sobretudo nas espécies consideradas valiosas. A proibição da utilização de artes arrastantes para a captura de corais na Europa foi um passo importante para a conservação destas comunidades. Ainda assim, as espécies de corais com interesse comercial têm taxas de crescimento extremamente lentas e só atingem a maturidade sexual com mais de 10 anos (Bruckner, 2014). Tendo em conta que ainda existem lacunas no nosso conhecimento da

1. Regulamento (CE) N.º 1626/94 do Conselho de 27 de Junho de 1994

2. <https://www.publico.pt/2012/04/28/local/noticia/detidas-seis-pessoas-por-captura-illegal-de-coral-vermelho-raro-no-algarve-1543929>

3. Directiva 92 /43 /CEE do Concelho de 21 de Maio de 1992



Figura 32. Captura ilegal de *Corallium rubrum* apreendida pela Policia Marítima de Portimão em Abril de 2012. No conjunto foram contabilizadas 349 colónias com um peso total de 32 kg (Boavida *et al.*, 2016b). (Fotografia: Miguel Veterano Júnior © Correio da Manhã)

biologia destas espécies e que muitas pescarias de coral são caracterizadas por ciclos “boom-bust”⁴ (Freiwald *et al.*, 2004; Roberts *et al.*, 2009; Bruckner, 2014; Roberts e Cairns, 2014; Cannas *et al.*, 2019), mesmo restringindo a captura a métodos teoricamente mais seletivos e com práticas mais sustentáveis (captura com mergulho de escafandro, tamanho mínimo legal, manter o pedúnculo intacto, limites de capturas, etc.) estas comunidades continuam a estar sob forte ameaça e em risco de extinção em muitos locais da sua distribuição geográfica. É importante salientar que apesar do

4. Expressão inglesa que caracteriza uma atividade económica com ciclos alternados de rápido crescimento seguida de abrupto declínio

declínio de *C. rubrum* resultante de uma longa história de (sobre)exploração dos bancos, a sua captura tem vindo a aumentar nos últimos anos. Em 2016, mais de 57 toneladas foram extraídas das águas do Mediterrâneo por múltiplos países (Cannas *et al.*, 2019).

7.2. PESCA

O efeito nocivo das práticas de pesca de fundo nos ecossistemas de coral encontra-se relativamente bem documentado, particularmente em regiões onde os habitats de coral de águas profundas são abundantes como na Noruega (Fosså *et al.*, 2002), Mediterrâneo (Fabri *et al.*, 2013; Bo *et al.*, 2014; Lastras *et al.*, 2016;

Capezzuto *et al.*, 2018), Austrália (Koslow *et al.*, 2001; Althaus *et al.*, 2009), Nova Zelândia (Clark e Rowden, 2009) ou Estados Unidos (Reed *et al.*, 2007).

De facto, como referido anteriormente, a atividade da pesca e o seu impacto no fundo dos oceanos estão na origem de medidas atualmente em vigor para a proteção dos ecossistemas do mar profundo.

De entre os vários tipos de artes de pesca, o arrasto de fundo é certamente o mais preocupante pelo potencial impacto (Roberts *et al.*, 2009). Para além do impacto direto provocado pela interação física/mecânica nos corais, o arrasto causa alterações dramáticas na distribuição, densidade e diversidade da megafauna bentónica (Koslow *et al.*, 2001; Althaus *et al.*, 2009; Clark e Rowden, 2009). Outros impactos secundários incluem a suspensão de elevadas quantidades de sedimento que se propagam para áreas adjacentes (Rogers, 1999; Fosså *et al.*, 2002; Roberts *et al.*, 2009). A pluma gerada é sentida nos ecossistemas em redor, aumentando os níveis de sedimentação e sufocando colónias de coral quando as condições hidrodinâmicas não sejam suficientes para uma eficaz remoção dessa cobertura (Rogers, 1999; Lastras *et al.*, 2016).

Embora a operação de outras artes de pesca mais seletivas possa apresentar efeitos menos impactantes nestes ecossistemas vulneráveis como referido por Pham *et al.* (2014a), a continua captura destes organismos por este tipo de artes não deve ser negligenciada (Muñoz *et*

al., 2011; Sampaio *et al.*, 2012).

A pesca é também um dos maiores contribuidores para os elevados níveis de lixo marinho que se encontram no fundo dos oceanos (Pham *et al.*, 2014b entre outros) e que impacta muitos dos habitats dominados por espécies de coral (Bo *et al.*, 2014; Oliveira *et al.*, 2015). Desde 1970, os contínuos avanços na tecnologia permitiram alargar o raio de ação das operações de pesca, quer em termos geográficos quer nos limites batimétricos. À medida que os bancos de pesca atingiram níveis de sobre-exploração e se esgotaram os recursos, a atividade começou a ser direcionada para novos pesqueiros, mais fundos e em locais potencialmente prístinos, onde a composição do fundo se mantém ainda desconhecida.

A relação dos ecossistemas de coral com a indústria pesqueira é paradoxal, visto que a elevada importância destas comunidades faunísticas para a sustentabilidade dos recursos pescados é simultaneamente uma das principais razões para o seu declínio.

Em Portugal, a pesca é uma atividade vital no contexto sócio-económico. Os vários segmentos da frota demonstram uma distribuição ubíqua nas águas continentais e exercem a sua atividade na totalidade da área de interesse do projeto Habmar (Figura 33). Contudo e até à data, na costa portuguesa não tinham sido efetuados estudos direcionados à avaliação do impacto dos vários segmentos da frota pesqueira nas

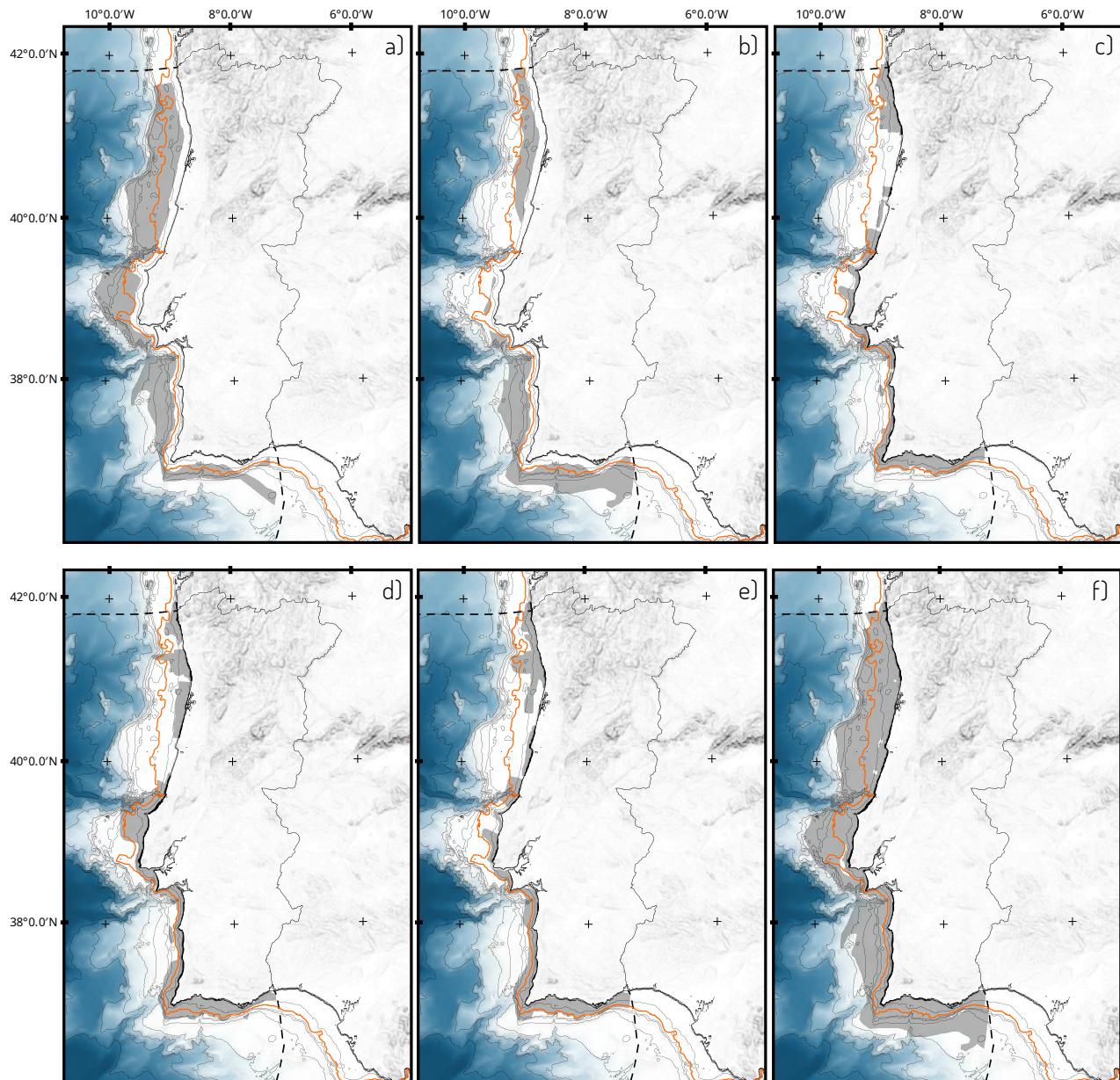


Figura 33. Distribuição espacial dos segmentos da frota pesqueira portuguesa em águas continentais, cujas artes apresentam elevado potencial de interação com os fundos marinhos: a) Arrasto de peixe; b) Arrasto de crustáceos; c) Armadilhas; d) Aparelho de Anzol; e) Redes de Emalhar de fundo e f) sobreposição de toda a frota (DGRM, 2019). A linha laranja corresponde à batimétrica de 200m.

biocenoses coralígenas profundas. No âmbito do projeto Habmar, foi desenvolvido um trabalho paralelo com vista a avaliar o efeito da pesca com redes de emalhar nas comunidades de coral ao largo da região de Sagres (Dias

et al., 2020). Os resultados deste estudo pioneiro, que seguiu uma embarcação de pesca artesanal ao longo de duas épocas de pesca (42 dias), demonstraram os efeitos profundamente negativos de artes de contacto com o

fundo. Em 85% dos eventos de pesca documentados neste estudo, os autores recolheram colónias de corais (inteiras ou fragmentadas). Com base nas suas observações, Dias *et al.* (2020) estimaram que uma única embarcação de redes de emalhar poderá capturar accidentalmente mais de 25 000 colónias anualmente.

7.3. LIXO MARINHO

A contaminação do leito marinho por detritos de origem humana e os seus efeitos diretos nas comunidades bentónicas são temas que têm recebido atenção nas últimas décadas (Bo *et al.*, 2014; Pham *et al.*, 2014b; Oliveira *et al.*, 2015; Galgani *et al.*, 2018 entre outros).

O lixo, independentemente da sua origem, dimensão, forma ou composição, uma vez introduzido no ecossistema marinho, acabará inevitavelmente por afundar e acumular-se no fundo do oceano. Os estudos efetuados têm vindo a demonstrar que, uma vez no fundo, o lixo tende a acumular-se nas zonas de maior relevo e onde a complexidade tridimensional do ambiente é maior (Watters *et al.*, 2010; Schlining *et al.*, 2013; Pham *et al.*, 2014b; Oliveira *et al.* 2015). Neste sentido e tendo em conta a morfologia da grande maioria de espécies de corais e os substratos propícios ao seu desenvolvimento, os habitats formados por espécies de corais profundos estão entre as principais comunidades bentónicas a sofrer os efeitos e impactos diretos da contaminação por lixo (Angiolillo *et al.*, 2015; Oliveira *et al.* 2015). O

enlear, cobrir ou mesmo o simples contacto dos vários componentes do lixo marinho com as espécies de coral causam diversos efeitos negativos que afetam os organismos. Os impactos mais comuns, que incluem a quebra de ramificações, feridas e necrose de tecidos, a epibiose e a redução na capacidade de alimentação, aumentam drasticamente a probabilidade de morte de toda a colónia (Yoshikawa e Asoh, 2004). Dos diversos materiais que compõem o lixo marinho encontrado no fundo do oceano, o plástico, em todas as suas formas, é de longe o elemento mais abundante (Schlining *et al.*, 2013; Pham *et al.*, 2014b). Todavia, entre a panóplia de objetos plásticos já documentados, as artes de pesca perdidas ou descartadas (APPD) representam, em muitos locais, a maior proporção de lixo observado. As APPD (redes, linhas, armadilhas e cordas) constituem possivelmente a forma de lixo de maior ameaça direta para as comunidades de corais (Figura 34) pela reduzida taxa de degradação no mar profundo, utilização disseminada, configuração extremamente longa (podem ter vários km de comprimento) e relativo baixo custo. Adicionalmente estes habitats, como já referido, exibem geralmente elevada complexidade tridimensional, o que aumenta consideravelmente a probabilidade de contacto com as APPD, e tendem também a ser alvo preferencial da atividade pesqueira pela potencial maior abundância de recursos.

Em Portugal continental, existem poucos trabalhos

sobre os efeitos do lixo marinho nas comunidades bentónicas. Os trabalhos de Mordecai *et al.* (2011) e Oliveira *et al.* (2015) nos canhões da plataforma continental e de Vieira *et al.* (2015) no banco Gorringe, demonstram que os habitats profundos estão contaminados maioritariamente com utensílios de plástico perto de centros urbanos (Lisboa, Setúbal, Cascais) e com artes de pesca em regiões mais isoladas ou com maior importância para o sector (Nazaré, Sagres, banco Gorringe). Onde as artes de pesca são a forma

dominante de lixo, as comunidades de corais, a par das esponjas de profundidade, estão entre os grupos de organismos que demonstram maiores níveis de impacto.

7.4. EXPLORAÇÃO DE HIDROCARBONETOS

De modo semelhante ao que sucedeu com a indústria pesqueira, os avanços tecnológicos, com o desenvolvimento de melhores e maiores navios e



Figura 34. As artes de pesca perdidas são um dos componentes do lixo marinho com maior impacto nas comunidades de corais. A potencial abundância de recursos pesqueiros que ocorrem nestes habitats contribui para que sejam um dos alvos preferenciais da actividade pesqueira industrial (Fotografias: CCMAR/CFRG ©).

instrumentos, permitiram à indústria de exploração de hidrocarbonetos expandirem a sua atividade para águas cada vez mais profundas. Estas inovações colocaram a exploração de combustíveis fósseis cada vez mais próximas dos ecossistemas de coral profundos. Atualmente, as maiores preocupações do impacto da exploração de hidrocarbonetos em águas profundas estão relacionadas com a possibilidade de ocorrerem acidentes nestes ambientes extremos e os resultados serem imprevisíveis. O melhor exemplo provém do acidente na plataforma *Deepwater Horizon*, no Golfo do México, onde passados 4 meses do poço ter sido selado, uma pluma de 100 metros de espessura gerada no derrame continuou a afetar comunidades de coral a cerca de 11 km de distância (White *et al.*, 2012). Estudos posteriores verificaram que o impacto acabaria por se estender a comunidades a mais de 20 km do ponto de origem do derrame, perto dos 1950 metros de profundidade (Fisher *et al.*, 2014). A verdadeira extensão do impacto e os efeitos deste acidente nas comunidades de coral de águas profundas talvez nunca venham a ser completamente conhecidos.

Mesmo na ausência de acidentes, e para além dos impactos mecânicos que advêm dos processos de engenharia associados à exploração comercial de combustíveis fósseis (ancoragem, colocação de estruturas dos poços, etc.), existem outras fontes de impacto que incluem a contaminação da água e do sedimento pela

eliminação de lamas de perfuração ou sedimentos contaminados na coluna de água (Rogers, 1999; Roberts *et al.*, 2009). Estes resíduos, que contém na sua composição vários compostos químicos, para além de representarem fontes adicionais de sedimentação, estão muitas vezes contaminados com metais pesados (mercúrio, crómio, zinco, cádmio, cobre, chumbo, níquel ou bário). Pequenas fugas de hidrocarbonetos são ainda outra fonte de impacto que tende a ocorrer durante o processo de produção (Rogers, 1999). Apesar destes impactos serem geralmente localizados, a área de impacto está dependente de diversos fatores. A modelação da extensão deste tipo de impactos é complexa, mas as experiências já realizadas indicam que o potencial de contaminação pode atingir uma área de 100 km² e, em casos extremos, até 90 km de distância (Rogers, 1999). Em Portugal existem atualmente várias concessões para a exploração de hidrocarbonetos em águas profundas (Figura 35). Contudo, ainda não foram iniciados processos de instalação de infraestruturas de exploração. Convém referir que a legislação nacional prevê a execução de estudos de impacto ambiental antes do início do processo.

7.5. MINERAÇÃO DE FUNDOS MARINHOS

A sugestão do potencial da mineração dos fundos marinhos data pelo menos a década de 1960, mas só

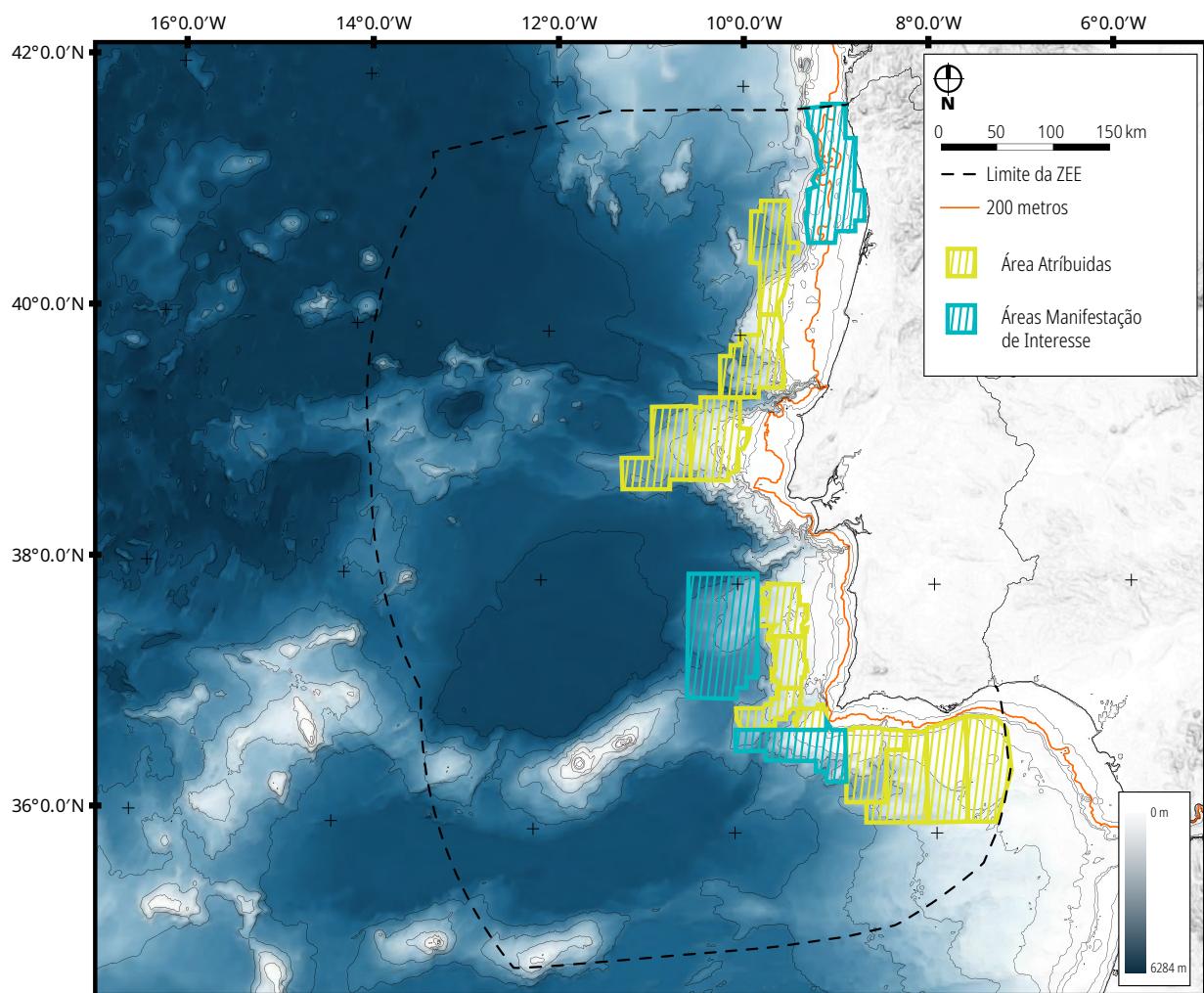


Figura 35. Áreas atribuídas para a prospeção e exploração de hidrocarbonetos na Zona Económica Exclusiva de Portugal continental (DGRM, 2019).

recente foram reunidas as condições técnico-económicas para o inicio da exploração comercial que se prevê que a curto prazo venha a adquirir uma importância vital no domínio da indústria e da exploração de metais raros. O conhecimento adquirido sobre os efeitos da mineração nos fundos marinhos é escasso e as raras experiências científicas efetuadas neste contexto sugerem um efeito drástico nos fundos e nas

comunidades faunísticas sujeitas a este tipo de atividade (Gjerde *et al.*, 2016; Vanreusel *et al.*, 2016). De facto, os impactos teóricos desta atividade nos ecossistemas profundos assemelhar-se-ão aos provocados pelas operações de pesca industrial de arrasto em águas profundas com a adicional toxicidade proveniente das plumas geradas durante as operações de extração do minério (Boschen *et al.*, 2013).

Atualmente ainda não existem planos conhecidos para a exploração comercial de minerais no solo oceânico da plataforma de Portugal. No entanto, de acordo com a Estrutura de Missão para a Extensão da Plataforma Continental⁵ (EMPC/PEPC) "na plataforma continental de Portugal estão documentadas ocorrências de nódulos polimetálicos nas Planícies Abissais. Segundo os dados da Autoridade Internacional dos Fundos Marinhos, foram identificadas crostas de Fe-Mn na Crista Madeira-Tore, a norte do Arquipélago da Madeira, e junto à Crista Média-Atlântica no limite norte da ZEE dos Açores. Mais recentemente, os cruzeiros dedicados do PEPC permitiram igualmente identificar ocorrências de crostas de Fe-Mn nos montes submarinos a sul dos Açores, bem como comprovar a sua existência na Crista Madeira-Tore" pelo que a atividade poderá vir a desenvolver-se em águas portuguesas num futuro próximo (Figura 36).

7.6. ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS

As alterações climáticas globais derivadas das emissões de carbono antropogénico para a atmosfera são atualmente consensuais entre a comunidade científica (Stoker *et al.*, 2013) mas o seu efeito na vasta maioria dos ecossistemas do planeta permanece uma incógnita. Os ecossistemas marinhos, e em particular os habitats de coral profundos, serão mais suscetíveis a duas componentes das alterações

climáticas: o aumento da temperatura da água e a progressiva acidificação dos oceanos (Roberts *et al.*, 2009; Roberts e Cairns, 2014).

Os poucos estudos sobre a sensibilidade de espécies de coral de águas profundas a variações prolongadas de temperatura (Torrents *et al.*, 2008; Brooke *et al.*, 2013; Gori *et al.*, 2014) apontam para efeitos negativos nas taxas de crescimento, calcificação e respiração, quando as colónias são mantidas para além do seu limite térmico, podendo em casos extremos levar à necrose do tecido e posterior morte da colónia. Os fenómenos de elevada mortalidade em populações de coral vermelho do Mediterrâneo observados em 1999 e 2003, por exemplo, foram atribuídos a eventos extremos de aumento da temperatura da água do mar (Torrents *et al.*, 2008). Estima-se também, que o aumento das concentrações de CO₂ na atmosfera e, consequentemente, em solução nos oceanos, venha a alterar o equilíbrio do ciclo do carbonato no ambiente marinho. A longo prazo, embora a água do mar seja bem tamponizada, o contínuo aumento das concentrações de CO₂ dissolvido produzirá um efeito de redução nos valores de pH, aumentando a acidez da água. Estas alterações ao equilíbrio químico da relação do pH e do carbonato poderão ter efeitos negativos em funções fundamentais e pouco conhecidas da biologia da maioria das espécies de corais de águas profundas, como os mecanismos de calcificação (Freiwald *et al.*, 2004; Roberts *et al.*, 2009; Roberts *et al.*, 2016). É ainda possível que as alterações climáticas

5. <https://www.emepc.pt/recursos-marinhos>

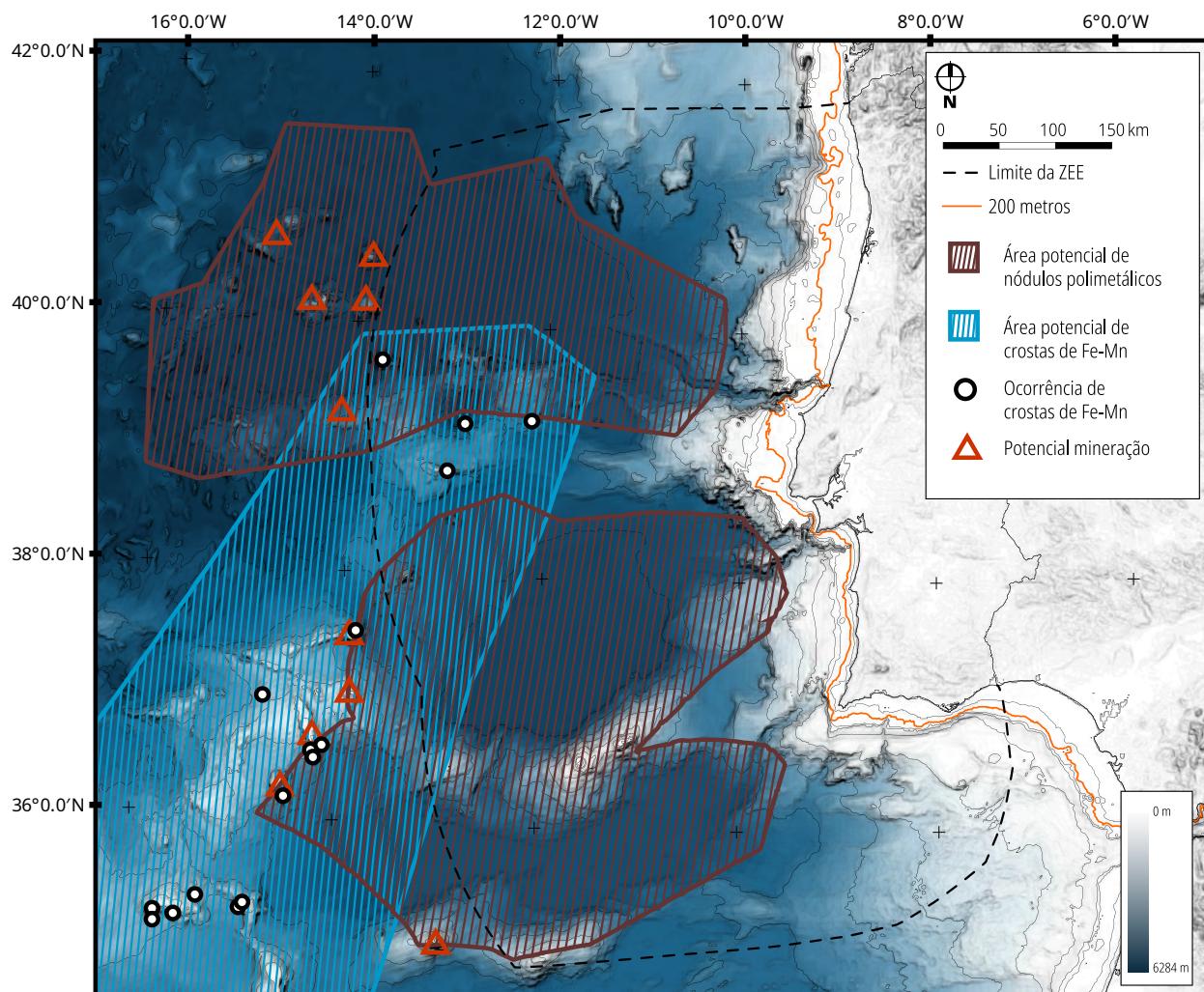


Figura 36. Áreas potenciais para a exploração de fundos marinhos (DGRM, 2019). Potencial de ocorrência de recursos minerais metálicos e locais de ocorrência de crostas de ferro e manganés (FeMn).

venham a desempenhar outros efeitos indiretos sobre as populações de corais através de, entre outros fatores, mudanças drásticas na composição das comunidades, na conectividade entre populações, alterações na produção primária e na cadeia trófica e consequentemente na disponibilidade de alimento em águas profundas (Roberts *et al.*, 2009; Roberts *et al.*, 2016). A “tropicalização” de fauna de alguns sistemas costeiros da costa portuguesa (Horta

e Costa e Gonçalves, 2013; Horta e Costa *et al.*, 2014) pode ser já um indício dos efeitos das alterações climáticas nas comunidades biológicas. Neste âmbito, torna-se necessário criar uma linha de base dos povoamentos de mar profundo para se compreenderem os efeitos destas alterações globais nestes ambientes e no contexto nacional.

8.

RESTAURAÇÃO DE HABITATS DE CORAL PROFUNDOS

Perante a magnitude e diversidade de perturbações que têm contribuído para o declínio global dos habitats de coral profundos, o desenvolvimento de intervenções que visem restaurar a integridade e função ecológica destes ecossistemas é cada vez mais urgente. De facto, existe um número crescente de especialistas e gestores a salientar que medidas de gestão passivas como a criação de AMPs, apesar de cruciais para remover ou aliviar impactos, são insuficientes para assegurar a continuidade de muitos ecossistemas marinhos (Mumby e Steneck, 2008; Abelson *et al.*, 2015; Da Ros *et al.*, 2019). O reconhecimento desta ameaça é manifesto no anúncio recente da Assembleia Geral das Nações Unidas que declarou 2021-2030 a “década de restauração de ecossistemas” (ver Waltham *et al.*, 2020).

De um modo geral, o objetivo das atividades da ecologia de restauração é a de assistir na recuperação de um ecossistema que tenha sido danificado (alterações pontuais e óbvias), degradado (alterações graduais à

integridade e saúde) ou completamente destruído por atividades humanas e/ou fenómenos naturais (SER, 2004). Historicamente, as iniciativas de restauração marinha têm procurado recuperar os atributos do sistema para um estado pré-perturbação, particularmente aos níveis da estrutura da comunidade e habitat, biodiversidade e serviços de ecossistema (e.g., Epstein *et al.*, 2001; Carney *et al.*, 2005; Marion e Orth, 2008). Esta noção ideológica de reestabelecer o estado passado de um ecossistema tem contudo sido gradualmente abandonada (Aronson *et al.*, 2016) por motivos que entre outros incluem: 1) a falta de conhecimento sobre a linha base de muitos sistemas (i.e. ecossistema de referência), particularmente para o mar profundo (Da Ros *et al.*, 2019); 2) o reconhecimento da natureza dinâmica dos ecossistemas e trajetórias ecológicas alternativas que podem seguir após as intervenções de restauração (Suding, 2011; Abelson *et al.*, 2015); e 3) a necessidade crescente de considerar

resiliência às condições ambientais futuras face às alterações climáticas (van Oppen *et al.*, 2015; Coleman 2020).

O tipo de intervenção, estratégia, motivação e escala de implementação (i.e. população, comunidade ou ecossistema) da restauração marinha varia consideravelmente entre projetos (Bayraktarov *et al.*, 2019; 2020). Para ecossistemas dominados por corais, a maioria dos esforços de restauração das últimas três décadas têm consistido em aumentar as populações de uma ou mais espécies-alvo de coral através do transplante de novos indivíduos para o local impactado, tentando assim restabelecer os engenheiros de ecossistema chave (revisto em Ladd *et al.*, 2019; Boström-Einarsson *et al.*, 2020). Na sua grande maioria, os avanços no campo de restauração de coral resultantes destes esforços foram até à data promovidos por iniciativas focadas em habitats costeiros, notavelmente recifes de coral tropicais (revisto em Rinkevich, 2005; 2008; Boström-Einarsson *et al.*, 2020). Neste contexto, a restauração de habitats marinhos profundos, e em particular aqueles dominados por corais, representa uma nova fronteira para a ecologia de restauração devido à falta de conhecimento generalizado sobre o funcionamento destes ecossistemas, bem como dos custos e desafios tecnológicos inerentes à implementação de intervenções eficientes (Van Dover *et al.*, 2014; Da Ros *et al.*, 2019). O desafio em determinar a viabilidade de um projeto de

restauração para o mar profundo pode ser categorizado em pelo menos três parâmetros decisórios: ecológico, socioeconómico e tecnológico.

8.1. BENEFÍCIOS E IMPACTOS ECOLÓGICOS

Do ponto de vista ecológico, o derradeiro objetivo da restauração de coral é a de iniciar a recuperação da estrutura, função e serviços do ecossistema (Abelson *et al.*, 2015). A replantação de corais, a principal abordagem usada em intervenções de restauração, quando implementada a uma escala suficientemente grande contribui para o aumento imediato da complexidade estrutural do habitat restaurado (Ladd *et al.*, 2018; Hein *et al.*, 2020b), e a longo-termo da população local da(s) espécies(s) alvo (Ladd *et al.*, 2019; Hein *et al.*, 2020a). A expectativa implícita a este aumento da estrutura física conferida pelos corais é a de que facilita o desenvolvimento de comunidades de corais (além das espécies-alvo) e de organismos associados (e.g. invertebrados e peixes), que por sua vez promovem funções ecológicas importantes como a produtividade, ciclagem de nutrientes, herbivoria, entre outras (Abelson *et al.*, 2015; Ladd *et al.*, 2018; 2019).

Para recifes de coral tropicais, existem vários estudos a documentar o efeito positivo das ações de restauração na densidade, biomassa e diversidade das comunidades biológicas associadas, principalmente de peixes (e.g.,

Yap, 2009; Opel *et al.*, 2017; Ladd *et al.*, 2019; Hein *et al.*, 2020a). No entanto e até à data, as evidências sugerem que o efeito a longo-termo destas intervenções é bastante complexo, variando tanto a nível regional como local (Hein *et al.*, 2020a). A ausência de efeitos positivos da restauração de coral nas comunidades de peixes, em particular, parece estar relacionada com vários fatores, incluindo o design da intervenção de restauração (e.g., densidade e tamanho dos corais transplantados) (Agudo-Adriani *et al.*, 2016; Huntington *et al.*, 2017), os atributos bentónicos do habitat (e.g. diversidade e complexidade estrutural e cobertura de coral) (Hein *et al.*, 2020a) e a conectividade com habitats saudáveis que possam facilitar a recuperação (Doropoulos e Babcock 2018; Hein *et al.*, 2020a).

Para recifes e jardins de coral profundos, as baixas taxas de crescimento e de recrutamento natural das espécies dominantes (e.g., Gass e Roberts, 2006; Brooke e Young, 2009; Prouty *et al.*, 2016; Girard *et al.*, 2019) fazem prever que a recuperação da estrutura, função e serviços destes ecossistemas após a restauração será bastante mais lenta (Van Dover *et al.*, 2014; Da Ros *et al.*, 2019). Por exemplo, em montes submarinos ao largo da Tasmânia e Escócia não existem sinais evidentes da recuperação das comunidades de corais destruídas pela pesca de fundo 5 e 8 anos após a sua cessação, respetivamente (Althaus *et al.*, 2009; Huvenne *et al.*, 2016).

Atualmente, existem muito poucos estudos a

demonstrar os benefícios ecológicos (i.e. eficácia) da restauração de habitats de coral profundos, parcialmente devido a tratar-se de uma atividade de gestão relativamente recente em que o foco principal tem incidido sobre a testagem e validação de diferentes metodologias (e.g., Brooke *et al.*, 2006; Montseny *et al.*, 2019; Boch *et al.*, 2019; Montseny *et al.*, 2020). Ainda assim, Brooke *et al.* (2006) forneceu evidência de um aumento das populações de peixes locais associadas a módulos de substrato artificial (alguns contendo fragmentos de coral) usados no programa de restauração implementado para bancos do coral *Oculina varicosa* ao largo do sudeste da Florida (EUA). Os autores relacionaram este aumento com a complexidade estrutural providenciada pelos módulos de restauração, observando também o recrutamento de novos corais no substrato artificial implantado.

Um aspeto que ganha cada vez mais relevo na literatura de restauração de corais diz respeito à necessidade de capturar processos ecológicos chave que reponham respostas positivas que facilitem a recuperação do ecossistema após as intervenções de restauração (Mumby e Steneck, 2008; Shaver e Silliman, 2017; Ladd *et al.*, 2018; Ladd e Shantz, 2020). Em ecossistemas de coral costeiros, por exemplo, o processo de facilitação trófica mediada por herbívoros (e.g., peixes e ouriços-do-mar), que reduzem a abundância de macroalgas suprimindo desse modo a competição por espaço, é considerado



crucial para o sucesso da restauração e já faz parte de alguns programas (Shaver e Silliman, 2017; Ladd *et al.*, 2018; Ladd e Shantz, 2020).

Para habitats de coral profundos, não é claro que processos ecológicos podem mediar respostas positivas para acelerar a recuperação do ecossistema. Em locais onde a estrutura física do recife tenha sido completamente destruída, a utilização de substrato artificial para aumentar a complexidade do habitat parece ser benéfico. Para além de servir de substrato para os transplantes e recrutamento de novos corais, contribui para o aumento das populações locais de peixe (i.e. promove agregações) (Brooke *et al.*, 2006) que podem por sua vez aumentar a transferência de nutrientes localmente, beneficiando assim o crescimento dos corais (Shantz *et al.*, 2015; Huntington *et al.*, 2017). Neste contexto, a proteção dos habitats restaurados de impactos adicionais pela pesca de fundo ganha um papel preponderante na recuperação do ecossistema (Van Dover *et al.*, 2014).

Outros mecanismos ecológicos de facilitação potencialmente importantes para a restauração de recifes e jardins de coral profundos, incluem por exemplo 1) dependência de densidade positiva em que o sucesso de corais coespecíficos transplantados pode aumentar a densidades elevadas (i.e. efeito de Allee) (Ladd *et al.*, 2016; Shaver e Silliman, 2017; Huntington *et al.*, 2017); e 2) o efeito de portefólio e redundância funcional em que

o restabelecimento da biodiversidade de coral alcançado com a replantação de comunidades de espécies mistas melhora a sobrevivência e crescimento dos transplantes (e.g. Dizon e Yap, 2005; Cabaitan *et al.*, 2015), reduz os impactos negativos da coralivoria (Johnston e Miller, 2014) e pode promover o recrutamento de novos corais (Montoya Maya *et al.*, 2016).

Em Portugal, os projetos MERCES (Linares *et al.*, 2020) e HABMAR têm vindo a considerar alguns destes processos ecológicos nas suas experiências de restauração de habitats de corais profundos e circalitorais, respetivamente. No projeto HABMAR, em particular, Dias *et al.*, (in prep) testaram o efeito da densidade dos transplantes e composição de espécies na sobrevivência e crescimento de gorgónias resgatadas de capturas acidentais pela pesca artesanal.

8.2. IMPACTOS SOCIOECONÓMICOS

À semelhança de outros ecossistemas marinhos, os recifes e jardins de coral profundos fornecem vários bens e serviços que contribuem para o bem estar humano direta e indiretamente (i.e. serviços de ecossistema) (UNEP, 2007; Foley *et al.*, 2010; Armstrong *et al.*, 2012). De um modo geral, a definição destes serviços de ecossistema inclui bens tangíveis e intangíveis que são categorizados em quatro tipos principais de serviços: aprovisionamento, regulação, cultural e suporte

(Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Os serviços de aprovisionamento, que correspondem aos produtos usados pelos humanos que são obtidos diretamente a partir destes ecossistemas (e.g., peixe e marisco, compostos bioativos com aplicações industriais e medicinais), são os serviço em que o seu valor para a sociedade é evidente e que suportam um número significativo de indústrias e economias locais (Foley *et al.*, 2010; Armstrong *et al.*, 2012).

Para os restantes serviços de ecossistema, existe um desconhecimento generalizado entre a população sobre o valor dos seus benefícios socioeconómicos, em particular aqueles provenientes do mar profundo. Os serviços de regulação, por exemplo, incluem benefícios obtidos a partir da regulação natural de processos de ecossistema essenciais para a vida na terra, entre os quais o sequestro e armazenamento de carbono e regulação climática (Armstrong *et al.*, 2012; Danovaro *et al.*, 2017). Os serviços culturais, incluem benefícios não-materiais desde a promoção de educação e conhecimento científico à inspiração cultural e satisfação/admiração estética (e.g. livros e documentários) (van den Hove e Moreau, 2007; Foley *et al.*, 2010; Armstrong *et al.*, 2012). Por fim, os serviços de suporte, que afetam o bem-estar humano indiretamente mas são necessários para a produção de todos os outros serviços de ecossistema, incluem serviços como habitat, ciclagem de nutrientes e resiliência (op. cit.).

É importante ressalvar que perante o número crescente de evidências a suportar a ligação dos ecossistemas do mar profundo ao resto do planeta (e.g. com a troca de matéria, energia e biodiversidade) (Dell'Anno e Danovaro, 2005; van den Hove e Moreau, 2007), é provável que estejamos a subestimar a verdadeira extensão do impacto da perda de biodiversidade no mar profundo no apropriação global de bens e serviços. Neste contexto, os benefícios socioeconómicos da restauração de ecossistemas de coral profundos são evidentes devido à dependência do sistema económico e sociedade humana da sua estabilidade e integridade funcional. Ainda assim e até à data, existem muito poucos projetos de restauração de coral a considerar a dimensão socioeconómica nas suas atividades. Na sua revisão da literatura científica sobre a restauração de coral, Hein *et al.* (2017) refere que nenhum dos 83 estudos avaliados indicou aspectos socioeconómicos como o objetivo primário do projeto, e que a adoção de indicadores de avaliação do sucesso da restauração que tenham cariz social (e.g., educação ambiental, envolvimento da comunidade local, proteção comunitária) ou económico (e.g., criação de emprego, aumento dos rendimentos do setor pesqueiro) são raros (Hein *et al.*, 2017; Bayraktarov *et al.*, 2019). Estes resultados contrastam no entanto com a percepção dos intervenientes locais de quatro projetos de restauração de recifes de coral tropicais em diferentes partes do mundo (a operarem há 8-12 anos),

que em 72,4% e 18,9% dos casos identificaram aspectos socioculturais e económicos como um dos benefícios das intervenções de restauração (Hein *et al.*, 2019).

Outros aspectos socioeconómicos relevantes para a restauração de coral e particularmente importante para habitats profundos dizem respeito aos custos e incentivos financeiros (Edwards e Gomez, 2007; Barbier *et al.*, 2014; Van Dover *et al.*, 2014; Bayraktarov *et al.*, 2016). A restauração de ecossistemas marinhos profundos vai certamente ter custos bastante elevados, com estimativas recentes a indicar valores de 2-3 ordens de magnitude superiores aos custos de restaurar habitats costeiros (Van Dover *et al.*, 2014). A título de exemplo, o cenário hipotético de restauração de corais profundos do monte submarino Darwin (ao largo da Escócia) apresentado por Van Dover *et al.* (2014) teria um custo na ordem dos 75 milhões de USD ha⁻¹, comparativamente com a estimativa de ~ 5.5 M de USD ha⁻¹ em média da restauração de recifes de coral tropicais (Bayraktarov *et al.*, 2016). Cerca de 80% destes custos diretos são relativos ao tempo de navio, incluindo o uso de AUVs (Van Dover *et al.*, 2014).

A elevada relação de custo-benefício da restauração de ecossistemas de coral profundos, em parte derivado às dificuldades inerentes a estimar o verdadeiro valor monetário destes ecossistemas (em particular de bens sem valor de mercado como os valores de existência e de legado para gerações futuras) (van den Hove

e Moreau, 2007; Foley *et al.*, 2010), não favorecem a decisão de restaurar (Van Dover *et al.*, 2014). Contudo e apesar dos custos elevados, existem vários tipos de incentivos financeiros que têm vindo a ser propostos, incluindo o princípio de “poluidor pagador” – i.e. contribuições voluntárias ou a imposição de impostos/taxas a setores económicos cujas atividades destruem ou degradem estes ecossistemas –, a mobilização de capitais internacionais com a emissão de títulos a longo prazo, e o apelo a donativos da população, que mesmo perante a falta de conhecimento sobre o mar profundo, apresenta disponibilidade para pagar intervenções de restauração de coral (Barbier *et al.*, 2014; Van Dover *et al.*, 2014; Da Ros *et al.*, 2019; O’Connor *et al.*, 2020).

No âmbito do projeto HABMAR e com vista a realizar os ensaios de restauração realizados por Dias *et al.* [(in prep)] e as colaborações estabelecidas (e.g., DOCAPESCA e pescadores locais), está a ser desenvolvida uma iniciativa de restauração de jardins de corais circalitorais com um modelo de financiamento que assenta em donativos de cidadãos agentes do oceano (do inglês “ocean steward”) (<http://plantacoral.org>). Esta iniciativa, que irá envolver diferentes categorias de donativos para a adoção de corais resgatados de capturas acidentais pela pesca artesanal em Sagres, contempla também a educação ambiental com o aumento da percepção, por parte dos cidadãos e sociedade em geral, da importância destes ecossistemas.

8.3. DESAFIOS TECNOLÓGICOS

Apesar de já existirem vários estudos piloto a demonstrar a viabilidade de transplantar espécies de corais profundas, algumas das quais a apresentarem elevadas taxas de sobrevivência (e.g., Brooke *et al.*, 2006; Brooke e Young, 2009; Dahl, 2013; Montseny *et al.*, 2019; 2020), a restauração das funções e serviços de ecossistema destes habitats é possivelmente um dos maiores desafios tecnológicos para a ecologia de restauração (Van Dover *et al.*, 2014; Da Ros *et al.*, 2019). As condições ambientais extremas (e.g. pressões hidrostáticas elevadas e temperaturas baixas) e a sua natureza remota requerem, na grande maioria dos casos, o recurso a infraestruturas e equipamento especializados com custos bastante elevados de utilização e manutenção (e.g., navios oceanográficos, sonar, AUVs, ROV e submersíveis) (Van Dover *et al.*, 2014; Danovaro *et al.*, 2017; Da Ros *et al.*, 2019).

Para além destes desafios logísticos, muitos organismos do mar profundo estão adaptados a condições ambientais extremas, o que dificulta a sua manutenção em cativeiro, uma vez que variações grandes de pressão e temperatura durante a amostragem comprometem a sua capacidade de manter funções biológicas cruciais à sobrevivência (Somero, 1992; Bartlett *et al.*, 1995; Pradillon *et al.*, 2004). Para corais em particular, a temperatura parece ser o parâmetro ambiental mais importante de controlar visto que a grande maioria das

espécies ocorrem a faixas batimétricas acima dos 1000 m onde a adaptação a pressões hidrostáticas elevadas é menos pronunciada (Pradillon *et al.*, 2004; Lunden *et al.*, 2014). A este respeito, os desenvolvimentos tecnológicos das últimas duas décadas têm contribuído para um melhoramento substancial das condições de manipulação e manutenção de corais em tanques (Lunden *et al.*, 2014; Orejas *et al.*, 2019).

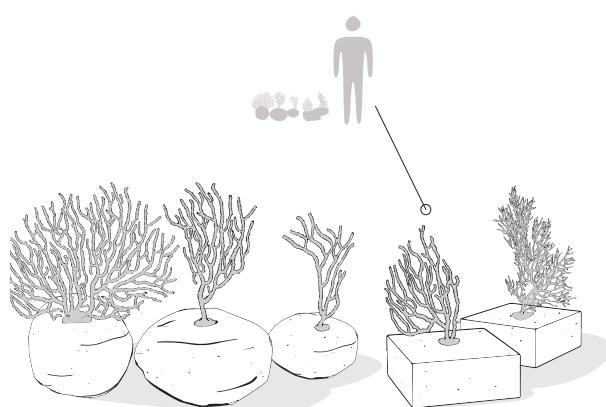
O desenvolvimento de soluções tecnológicas eficientes (logística e financeiramente) que permitam a restauração do mar profundo a larga escala continua a representar o maior obstáculo até à data (Van Dover *et al.*, 2014; Da Ros *et al.*, 2019). A fixação de transplantes a substratos artificiais, incluindo estruturas de elevada dimensão e complexidade estrutural, é possivelmente uma das forma mais práticas de transplantar um número elevado de corais (e.g., Brooke *et al.*, 2006; Montseny *et al.*, 2019; Boch *et al.*, 2019). Ainda assim, o uso de substratos artificiais para a restauração de corais é alvo de debate uma vez que existem evidências de que as comunidades biológicas que se desenvolvem em recifes artificiais diferem daquelas encontradas em recifes naturais (Clark e Edwards, 1999; Rilov e Benayahu, 2000; Burt *et al.*, 2009). Soluções inovadoras como a iniciativa "Coralbots", que está a desenvolver robots submarinos autónomos para replantar (e monitorizar) fragmentos de corais em massa de forma coordenada (inteligência de enxame) (<https://www.indiegogo.com/projects/>)

coralbots-restoring-and-conserving-coral-reefs-with-robots#/), fornecem alternativas com elevado potencial para o futuro. Independentemente da abordagem de restauração usada, a integração de conhecimento de várias áreas científicas com a cooperação internacional entre a indústria, investigadores e intervenientes locais vai ser crucial para reduzir os custos da restauração de ecossistemas de corais profundos (Van Dover *et al.*, 2014; Da Ros *et al.*, 2019).

Recentemente, Montseny *et al.* (2020) desenvolveu uma metodologia de baixo custo para a restauração de jardins de coral com potencial para ser aplicado a larga escala. A técnica, que se baseia numa prática usada por pescadores das Ilhas Baleares (Espanha), consiste em

afixar colónias de gorgónias recuperadas de capturas acidentais pela pesca artesanal a uma base (pedra ou bloco de cimento) que pode ser largada diretamente a partir de um barco (Figura 37a). A forma ramificada das colónias retarda a descida do transplante pela coluna de água forçando uma aterragem na vertical (Montseny *et al.*, 2020). Apesar de não ser possível controlar o local de aterragem do transplante, o que pode causar danos indesejados aos corais existentes no local, esta abordagem é uma solução eficiente e de baixo custo que pode ser usada para recuperar populações severamente impactadas. O projeto HABMAR tem vindo a testar este método, assim como o uso de recifes artificiais de baixo custo construídos com tijolos de alvenaria (Figura 37b).

a)



b)

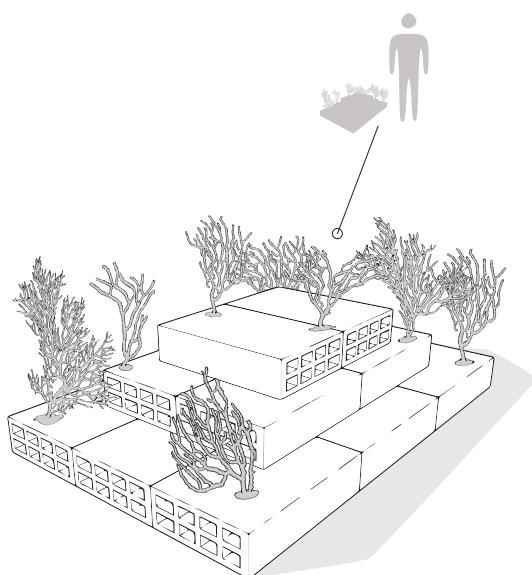


Figura 37. Exemplos das soluções de baixo custo testadas nas experiências de restauração realizadas durante o projecto HABMAR.
a) Colónias fixas em pedras ou blocos de cimento e b) mini-recifes em alvenaria.

9.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os recifes de coral são universalmente reconhecidos na sua vertente tropical, onde exibem uma grande beleza e extraordinária biodiversidade. Nos mares temperados como o que banha a costa portuguesa, esses corais são menos exuberantes, pois não constroem recifes extensos, antes ocupando de forma mais ou menos esparsa os fundos rochosos naturais pré-existentes. Contudo, os corais não deixam de ser muito importantes enquanto formadores de habitat para outros organismos e enquanto elementos filtradores de água e reguladores dos ecossistemas marinhos.

Menos conhecidos que os seus familiares tropicais, os corais temperados têm sido desvendados paulatinamente, em articulação próxima com o desenvolvimento de meios tecnológicos que permitem a exploração do oceano em profundidade.

Os corais entram na história do território ocupado por Portugal, através dos romanos e muçulmanos que comercializavam e exploravam o coral vermelho,

inclusivamente na costa algarvia. O coral vermelho foi, muito provavelmente, uma das primeiras espécies marinhas a ser extinta comercialmente em Portugal. De facto, o relato da sua pesca perde-se por volta do século XVII, só retomando no século XXI, e estando desde 2021 proibida a sua exploração a nível nacional. O interesse pelos corais, ultrapassou este coral joia e amuleto, e sobretudo a partir do final do século XIX, ilustres biólogos de Bocage a Grasshoff, passando por muitos outros, deram a conhecer a maior parte das espécies que existem na nossa costa.

No levantamento realizado no projeto HABMAR, de entre as 279 espécies referidas na literatura e descritas para as águas portuguesas, cerca de 182 ocorrem dentro dos limites da Zona Económica Exclusiva continental, enquanto 174 podem ser encontradas na ZEE do arquipélago dos Açores e apenas 38 estão descritas para a ZEE do arquipélago da Madeira.

Os habitats de coral na costa portuguesa mais relevantes,

entre os 30 e os 200m de profundidade, são os jardins de gorgónias, os campos de zoantídeos, os bancos de coral vermelho e as florestas de coral negro. Existem ainda bancos de corais moles (*Alcyonacea*), e bancos de espécies formadoras de comunidades de corais em fundos móveis (areias e vasas), como os campos de penas marinhas, que ainda estão a ser documentados. Estes corais possuem uma arquitetura complexa e uma grande longevidade, funcionando como espécies engenheiras do meio marinho, formando microhabitats para outras espécies e proporcionando no seu conjunto, habitat e refúgio para muitas espécies de peixes e de invertebrados. Sendo espécies filtradoras ou suspensívoras, capturam plâncton e material orgânico particulado em suspensão desempenhando um papel funcional crucial no fluxo de matéria e energia da coluna de água para os fundos marinhos, prestando assim serviços de ecossistema de grande valor. A sua vulnerabilidade deve-se sobretudo às suas taxas de crescimento lentas, baixas taxas de recrutamento e elevada mortalidade juvenil.

A pesca de fundo, sobretudo com artes arrastantes, a poluição e o lixo marinho, a exploração de hidrocarbonetos em águas profundas e as alterações climáticas estão entre as maiores ameaças para estas espécies. No decurso deste projeto foi demonstrado que uma única embarcação de redes de emalhar poderá capturar accidentalmente, na costa sul portuguesa, mais

de 25000 colónias de corais por ano. Pela sua importância para muitas espécies comerciais exploradas pela pesca, estima-se que a destruição e ou degradação de habitats de coral profundo, em determinadas circunstâncias, possa implicar a perdas económicas substanciais, para além das perdas ambientais.

Para contrabalançar esta situação foram criadas várias classificações e estatutos para espécies e habitats, como o livro vermelho da IUCN e as listas de espécies e habitats protegidas da Diretiva Europeia Habitats, Convenção OSPAR, Convenção de Berna ou da ONU. Em Portugal, seguem-se e aplicam-se estas e outras diretrizes, ajustando-se a aplicação de medidas à evolução do conhecimento espacial dos habitats dos nossos mares. Os Habitats Essenciais para Peixes, os Ecossistemas Marinhos Vulneráveis, as Áreas Biológica e Ecologicamente Significativas e os Habitats Ameaçados da rede Natura 2000 aplicada ao mar têm sido identificados e designados, mas falta ainda implementar em pleno, os programas de gestão que promovam uma conservação efetiva.

Por outro lado, a captura dirigida aos corais foi proibida em Portugal em 2021, constituindo um passo relevante para salvaguardar estes importantes habitats.

Um maior controlo e redução da poluição que se faz em terra e que desagua no mar, com uma atenção especial para os plásticos, e uma diminuição do lixo marinho produzirá resultados que se querem para os corais e

para todo o ambiente marinho. A potencial exploração de hidrocarbonetos em águas profundas ao largo de Portugal, carecerá sempre da execução de estudos de impacte ambiental, vitais para se poderem preservar os ecossistemas marinhos vulneráveis.

Quando a prevenção não resulta e face a uma miríade de perturbações que fazem declinar os habitats de coral profundos a nível global, há que investir no restauro da integridade e função ecológica destes ecossistemas.

No HABMAR foram dados passos consistentes nesse sentido, com experiências de restauração de habitats de corais circalitorais, tendo sido demonstrada a viabilidade dos transplantes de gorgónias resgatadas de capturas acidentais pela pesca artesanal.

10.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abelson, A., Halpern, B. S., Reed, D. C., Orth, R. J., Kendrick, G. A., Beck, M. W., Belmaker, J., Krause, G., Edgar, G. J., Airolidi, L., Brokovich, E., France, R., Shashar, N., de Blaeij, A., Stambler, N., Salameh, P., Shechter, M., Nelson, P. A. (2015). Upgrading Marine Ecosystem Restoration Using Ecological-Social Concepts. BioScience, 66:156–163.

Agudo-Adriani, E. A., Cappelletto, J., Cavada-Blanco, F., Croquer, A. (2016). Colony geometry and structural complexity of the endangered species *Acropora cervicornis* partly explains the structure of their associated fish assemblage. PeerJ, <4:e1861–23.

Aguilar, R., Perry, A. L., López, J. (2017). Conservation and management of vulnerable marine benthic ecosystems. Marine Animal Forests: the ecology of benthic biodiversity hotspots, 1165-1208.

Alderslade, P., McFadden, C. S. (2007). Pinnule-less polyps: a new genus and new species of Indo-Pacific Clavulariidae and validation of the soft coral genus *Acrossota* and the family Acrossotidae (Coelenterata: Octocorallia). Zootaxa, 1400(1), 27-44.

Althaus, F., Williams, A., Schlacher, T. A., Kloser, R. J., Green, M. A., Barker, B. A., Bax, N. J., Brodie, P., Schlacher-Hoenlinger, M. A. (2009). Impacts of bottom trawling on deep-coral ecosystems of seamounts are long-lasting. Marine Ecology Progress Series, 397, pp.279-294.

Altuna, A., Poliseno, A. (2019). 14. Taxonomy, Genetics and Biodiversity of Mediterranean Deep-Sea Corals and Cold-Water Corals. In Mediterranean Cold-Water Corals: Past, Present and Future (pp. 121-156). Springer, Cham.

Álvarez-Pérez, G., Busquets, P., De Mol, B., Sandoval, N. G., Canals, M., Casamor, J. L. (2005). Deep-water coral occurrences in the Strait of Gibraltar. In *Cold-water corals and Ecosystems* (pp. 207-221). Springer, Berlin, Heidelberg.

Anderson, T. R., Rice, T. (2006). Deserts on the sea floor: Edward Forbes and his azoic hypothesis for a lifeless deep ocean. *Endeavour*, 30(4), 131-137.

Andrade e Silva, J.B. (1790). Memória sobre a pesca das baleias e extracção do seu azeite: com algumas reflexões a respeito das nossas pescarias. *Mem. econ. Acad. real Sci. Lisboa*, 2 : 389-412

Angiolillo, M., Canese, S. (2018). Deep Gorgonians and Corals of the Mediterranean Sea. *Corals in a Changing World*, 29. IntechOpen.

Angiolillo, M., di Lorenzo, B., Farcomeni, A., Bo, M., Bavestrello, G., Santangelo, G., Cau, A., Mastascusa, V., Cau, A., Sacco, F., Canese, S. (2015). Distribution and assessment of marine debris in the deep Tyrrhenian Sea (NW Mediterranean Sea, Italy). *Marine pollution bulletin*, 92(1-2), pp.149-159.

Armstrong, C. W., Foley, N. S., Tinch, R., van den Hove, S. (2012). Services from the deep: Steps towards

valuation of deep sea goods and services. *Ecosystem Services*, 2:2-13.

Aronson, J., Clewell, A., Moreno-Mateos, D. (2016). Ecological restoration and ecological engineering: Complementary or indivisible? *Ecological Engineering*, 91:392-395.

Auster, P. J. (2005). Are deep-water corals important habitats for fishes?. In *Cold-water corals and ecosystems* (pp. 747-760). Springer, Berlin, Heidelberg.

Auster, P. J. (2007). Linking deep-water corals and fish populations. *Bulletin of Marine Science*, 81(3), 93-99.

Auster, P. J., Gjerde, K., Heupel, E., Watling, L., Grehan, A., Rogers, A. D. (2011). Definition and detection of vulnerable marine ecosystems on the high seas: problems with the “move-on” rule. *ICES Journal of Marine Science*, 68(2), 254-264.

Baillon, S., Hamel, J. F., Wareham, V. E., Mercier, A. (2012). Deep cold-water corals as nurseries for fish larvae. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(7), 351-356.

Balzan F., Deidun A. (*in press*) Notes for a history of coral fishing and coral artefacts in Malta. *Journal of the Historical Society of Malta*.

- Barbier, E. B., Moreno-Mateos, D., Rogers, A. D., Aronson, J., Pendleton, L., Danovaro, R., Henry, L. A., Morato, T., Ardon, J., Van Dover, C. L.** (2014). Protect the deep sea. *Nature*, 505:475–477.
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., Silliman, B. R.** (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological monographs*, 81(2), 169-193.
- Bartlett, D. H., Kato, C., Horikoshi, K.** (1995). High pressure influences on gene and protein expression. *Research in microbiology* 146:697–706.
- Bayraktarov, E., Brisbane, S., Hagger, V., Smith, C. S., Wilson, K. A., Lovelock, C. E., Gillies, C., Steven, A. D. L., Saunders, M. I.** (2020). Priorities and Motivations of Marine Coastal Restoration Research. *Frontiers in Marine Science*, 7:e0215350–14.
- Bayraktarov, E., Saunders, M. I., Abdullah, S., Mills, M., Beher, J., Possingham, H. P., Mumby, P. J., Lovelock, C. E.** (2016). The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological applications*, 26:1055–1074.
- Bayraktarov, E., Stewart-Sinclair, P. J., Brisbane, S., Boström-Einarsson, L., Saunders, M. I., Lovelock, C. E., Possingham, H. P., Mumby, P. J., Wilson, K. A.** (2019). Motivations, success, and cost of coral reef restoration. *Restoration Ecology*, 27:981–991.
- Bentes, L., Monteiro, P., Oliveira, F., Afonso, C., Mata Chacón, D., Sanz Alonso, J. L., Aguilar, R., Gonçalves, J. M. S.** (2013). Predicting Coral Gardens habitats in the Southwest coast of Portugal. Poster apresentado no congresso anual Marine Geological and Biological Habitat Mapping - GEOHAB, 4-10 de Maio. Roma, Itália.
- Bo, M., Bava, S., Canese, S., Angiolillo, M., Cattaneo-Vietti, R., Bavestrello, G.** (2014). Fishing impact on deep Mediterranean rocky habitats as revealed by ROV investigation. *Biological Conservation*, 171, 167-176.
- Bo, M., Bavestrello, G., Angiolillo, M., Calcagnile, L., Canese, S., Cannas, R., Cau, A., D'Elia, M., D'Oriano, F., Follesa, M.C., Quarta, G.** (2015). Persistence of pristine deep-sea coral gardens in the Mediterranean Sea (SW Sardinia). *PLoS One*, 10(3), p.e0119393.
- Bo, M., Canese, S., Spaggiari, C., Pusceddu, A., Bertolino, M., Angiolillo, M., Giusti, M., Loreto, M. F., Salvati, E., Greco, S., Bavestrello, G.** (2012). Deep coral oases in the South Tyrrhenian Sea. *PloS one*, 7(11), p.e49870.

Boavida, J., Assis, J., Reed, J., Serrão, E. A., Gonçalves, J. M. S. (2016a). Comparison of small remotely operated vehicles and diver-operated video of circalittoral benthos. *Hydrobiologia*, 766(1), 247-260.

Boavida, J., Assis, J., Silva, I., Serrão, E. A. (2016c). Overlooked habitat of a vulnerable gorgonian revealed in the Mediterranean and Eastern Atlantic by ecological niche modelling. *Scientific reports*, 6, 36460.

Boavida, J., Paulo, D., Aurelle, D., Arnaud-Haond, S., Marschal, C., Reed, J., Gonçalves, J. M. S., Serrão, E. A. (2016b). A well-kept treasure at depth: Precious red coral rediscovered in Atlantic deep coral gardens (SW Portugal) after 300 years. *PLoS One*, 11(1), p.e0147228.

Boch, C. A., DeVogelaere, A., Burton, E., King, C., Lord, J., Lovera, C., Litvin, S. Y., Kuhnz, L., Barry, J. P. (2019). Coral Translocation as a Method to Restore Impacted Deep-Sea Coral Communities. *Frontiers in Marine Science*, 6:E10275.

Bongiorni, L., Mea, M., Gambi, C., Pusceddu, A., Taviani, M., Danovaro, R. (2010). Deep-water scleractinian corals promote higher biodiversity in deep-sea meiofaunal assemblages along continental margins. *Biological Conservation*, 143(7), 1687-1700.

Boschen, R. E., Rowden, A. A., Clark, M. R., Gardner, J. P. (2013). Mining of deep-sea seafloor massive sulfides: a review of the deposits, their benthic communities, impacts from mining, regulatory frameworks and management strategies. *Ocean & coastal management*, 84, 54-67.

Boström-Einarsson, L., Babcock, R. C., Bayraktarov, E., Ceccarelli, D., Cook, N., Ferse, S. C. A., Hancock, B., Harrison, P., Hein, M., Shaver, E., Smith, A., Suggett, D., Stewart-Sinclair, P. J., Vardi, T., McLeod, I. M. (2020). Coral restoration – A systematic review of current methods, successes, failures and future directions. *PLoS ONE* 15:e0226631–.

Bouillon, J., Gravili, C., Pagès, F., Gili, J.-M., Boero, F. (2006). An introduction to Hydrozoa. *Muséum national d'Histoire naturelle*, Paris, 591 p. (Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle; 194).

Boury-Esnault, N., Harmelin, J. G., Ledoyer, M., Saldanha, L., Zibrowius, H. (2001). Peuplement benthique des grottes sous-marines de Sagres (Portugal, Atlantique nord-oriental). *Bol. Mus. Mun. Funchal, Sup.* N.º 6, 15-38.

Bragança, C. D. (1902). Rapport préliminaire sur les campagnes de 1896 à 1900, v. 1. Introduction. *Campagne*

de 1896. Bulletin des campagnes scientifiques accomplies sur le yacht Amelia par D. Carlos de Bragança.

Brito, A., Ocaña, B. (2004). Corales de las Islas Canarias: antozoos con esqueleto de los fondos litorales y profundos. Francisco Lemus, Editor.

Brock, R., English, E., Kenchington, E., Tasker, M. (2009). The alphabet soup that protects cold-water corals in the North Atlantic. *Marine Ecology Progress Series*, 397, 355-360.

Brooke, S., Koenig, C. C., Shephard, A. N. (2006). *Oculina* banks restoration project: description and preliminary assessment. In Proceedings of the 57th Gulf and Caribbean Fisheries Institute, St. Petersburg, FL. 607–620.

Brooke, S., Ross, S. W., Bane, J. M., Seim, H. E., Young, C. M. (2013). Temperature tolerance of the deep-sea coral *Lophelia pertusa* from the southeastern United States. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 92, 240-248.

Brooke, S., Young, C. M. (2009). *In situ* measurement of survival and growth of *Lophelia pertusa* in the northern Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, 397:153–161.

Bruckner, A. W. (2014). Advances in management of precious corals in the family Corallidae: are new measures adequate? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 7, 1-8.

Bruckner, A. W. (2016). Advances in management of precious corals to address unsustainable and destructive harvest techniques. In *The Cnidaria, past, present and future* (pp. 747-786). Springer, Cham.

Buhl-Mortensen, L., Mortensen, P. B. (2004). Symbiosis in deep-water corals. *Symbiosis*, 37(1), 33-61.

Buhl-Mortensen, L., Mortensen, P. B. (2005). Distribution and diversity of species associated with deep-sea gorgonian corals off Atlantic Canada. In *Cold-water corals and ecosystems* (pp. 849-879). Springer, Berlin, Heidelberg.

Buhl-Mortensen, L., Vanreusel, A., Gooday, A.J., Levin, L. A., Priede, I.G., Buhl-Mortensen, P., Gheerardyn, H., King, N. J., Raes, M. (2010). Biological structures as a source of habitat heterogeneity and biodiversity on the deep ocean margins. *Marine Ecology*, 31(1), 21-50.

Bullimore, R. D., Foster, N. L., Howell, K. L. (2013). Coral-characterized benthic assemblages of the deep

Northeast Atlantic: defining “Coral Gardens” to support future habitat mapping efforts. ICES Journal of Marine Science, 70(3), 511-522.

Burt, J., Bartholomew, A., Usseglio, P., Bauman, A., Sale, P. F. (2009). Are artificial reefs surrogates of natural habitats for corals and fish in Dubai, United Arab Emirates? *Coral Reefs*, 28:663–675.

Cabaitan, P. C., Yap, H. T., Gomez, E. D. (2015). Performance of single versus mixed coral species for transplantation to restore degraded reefs. *Restoration Ecology*, 23:349–356.

Cairns, S. D. (2007). Deep-water corals: an overview with special reference to diversity and distribution of deep-water scleractinian corals. *Bulletin of marine Science*, 81(3), 311-322.

Cairns, S. D. (2011) Global Diversity of the Stylasteridae (Cnidaria: Hydrozoa: Athecatae). *PLoS ONE* 6(7): e21670.

Cairns, S. D., Gerhswin, L. A., Brook, F., Pugh, P., Dawson, E. W., Ocaña, O., Vervoort, W., Williams, G., Watson, J., Opresco, D. M., Schuchert, P., Hine, P. M., Gordon, D. P., Campbell, H. J., Wright, A. J., Sanchez, J., Fautin, D. G. (2009). Phylum Cnidaria: Corals, Medusae, Hydroids, Myxozoa. in New Zealand Inventory of Biodiversity.

Volume 1. Kingdom Animalia: Radiata, Lophotrochozoa, Deuterostomia, edited by Gordon, Dennis P., 59–101. Christchurch: Canterbury University Press.

Cannas, R., Follesa, M. C., Cau, Alessandro, Cau, Angelo, Friedman, K. (2019). Global Report on the Biology, Fishery and trade of Precious Corals. FAO Fisheries and Aquaculture Circular No. 1184. Rome, FAO.

Capezzuto, F., Ancona, F., Carlucci, R., Carluccio, A., Cornacchia, L., Maiorano, P., Ricci, P., Sion, L., Tursi, A., D’Onghia, G. (2018). Cold-water coral communities in the Central Mediterranean: aspects on megafauna diversity, fishery resources and conservation perspectives. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, 29(3), pp.589-597.

Carney, L. T., Waaland, J. R., Klinger, T., Ewing, K. (2005). Restoration of the bull kelp *Nereocystis luetkeana* in nearshore rocky habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 302:49–61.

Carpine, C., Grasshoff, M. (1975) Les gorgonaires de la Méditerranée. *Bulletin Institute Océanographique* (Monaco); 71: 1-140

Cau, A., Moccia, D., Follesa, M.C., Alvito, A., Canese, S., Angiolillo, M., Cuccu, D., Bo, M., Cannas, R. (2017).

Coral forests diversity in the outer shelf of the south Sardinian continental margin. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers, 122, pp.60-70.

CBD (2009). Azores Scientific Criteria and Guidance for Identifying Ecologically or Biologically Significant Marine Areas and Designing Representative Networks of Marine Protected Areas in Open Ocean Waters and Deep Sea Habitats. Brochure for the Scientific Criteria and Guidance for Identifying EBSAs and Designing Representative Networks of Marine Protected Areas in Open Ocean Waters and Deep Sea Habitats, Convention on Biological Diversity. Montreal.

Cerrano, C., Danovaro, R., Gambi, C., Pusceddu, A., Riva, A., Schiaparelli, S. (2010). Gold coral (*Savalia savaglia*) and gorgonian forests enhance benthic biodiversity and ecosystem functioning in the mesophotic zone. Biodiversity and Conservation, 19(1), 153-167.

Clark, M. R., Rowden, A. A. (2009). Effect of deepwater trawling on the macro-invertebrate assemblages of seamounts on the Chatham Rise, New Zealand. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers, 56(9), 1540-1554.

Clark, S., Edwards, A. J. (1999). An evaluation of artificial

reef structures as tools for marine habitat rehabilitation in the Maldives. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 9:5–21.

Colaço, A., Carreiro e Silva, M., Giacomello, E., Gordo, L., Vieira, A., Adão, H., Gomes-Pereira, J. N., Menezes, G., Barros, I. (2017). Ecossistemas do Mar Profundo. DGRM, Lisboa, Portugal.

Coleman, M. A. (2020). Restore or Redefine: Future Trajectories for Restoration. fmars-07-00237.tex:1–12.

Costello, M. J., Coll, M., Danovaro, R., Halpin, P., Ojaveer, H., Miloslavich, P. (2010). A census of marine biodiversity knowledge, resources, and future challenges. PloS one, 5(8), p.e12110.

Costello, M. J., McCrea, M., Freiwald, A., Lundälv, T., Jonsson, L., Bett, B. J., van Weering, T. C., de Haas, H., Roberts, J. M., Allen, D. (2005). Role of cold-water *Lophelia pertusa* coral reefs as fish habitat in the NE Atlantic. In Cold-water corals and ecosystems (pp. 771–805). Springer, Berlin, Heidelberg.

Cúrdia, J. (2012) Gorgonians of the South of Portugal: Biology, Ecology and Conservation. PhD thesis, Universidade de Aveiro.

Cúrdia, J., Monteiro, P., Afonso, C. M., Santos, M. N., Cunha, M. R., Gonçalves, J. M. S. (2013). Spatial and depth-associated distribution patterns of shallow gorgonians in the Algarve coast (Portugal, NE Atlantic). *Helgoland marine research*, 67(3), 521.

Da Ros, Z., Dell'Anno, A., Morato, T., Sweetman, A. K., Carreiro-Silva, M., Smith, C. J., Papadopoulou, N., Corinaldesi, C., Bianchelli, S., Gambi, C., Cimino, R., Snelgrove, P., Van Dover, C. L., Danovaro, R. (2019). The deep sea: The new frontier for ecological restoration. *Marine Policy*, 108:103642.

da Silva Lopes, J. (1841). Corografia ou memória económica, estatística e topográfica do Reino do Algarve. Academio.

Dahl, M. (2013). Conservation genetics of *Lophelia pertusa*. Ph. D. Thesis. Faculty of Science Department of Biological and Environmental Sciences, University of Gothenburg.

Daly, M., Brugler, M.R., Cartwright, P., Collins, A.G., Dawson, M.N., Fautin, D.G., France, S.C., Mcfadden, C.S., Opresco, D.M., Rodriguez, E., Romano, S.L. (2007). The phylum Cnidaria: a review of phylogenetic patterns and diversity 300 years after Linnaeus. *Zootaxa*, 1668, 127-182.

Daly, M., Fautin, D. G., Cappola, V. A. (2003). Systematics of the hexacorallia (Cnidaria: Anthozoa). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 139(3), 419-437.

Danovaro, R., Corinaldesi, C., Dell'Anno, A., Snelgrove, P. V. R. (2017). The deep-sea under global change. *Current Biology*, 27:R461–R465.

Deidun, A., Tsounis, G., Balzan, F., Micallef, A. (2010). Records of black coral (Antipatharia) and red coral (*Corallium rubrum*) fishing activities in the Maltese Islands. *Marine Biodiversity Records*, 3.

Dell'Anno, A., Danovaro, R. (2005). Extracellular DNA plays a key role in deep-sea ecosystem functioning. *Science*, 309:2179.

DGRM (2019). Geoportal do Mar Português. Disponível em <https://webgis.dgrm.mm.gov.pt/>. Acedido em Dezembro 2019.

Dias, V., Oliveira, F., Boavida, J., Serrão, E.A., Goncalves, J. M. S., Coelho, M.A. (2020). High Coral Bycatch in Bottom-Set Gillnet Coastal Fisheries Reveals Rich Coral Habitats in Southern Portugal. *Frontiers in Marine Science*, 7:993.

Dizon, R. M., Yap, H. T. (2005). Coral responses in single- and mixed-species plots to nutrient disturbance. *Marine Ecology Progress Series*, 296:165–172.

Doropoulos, C., Babcock, R. C. (2018). Harnessing connectivity to facilitate coral restoration. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16:558–559.

du Bocage, J. V. B. (1864). Note sur la découverte d'un zoophyte de la famille Hyalochaetides sur la côte du Portugal. *Proceedings of the Zoological Society of London*. XXII: 265–269.

Duncan, P. M. (1873). A Description of the Madreporaria dredged up during the Expeditions of "HMS Porcupine" in 1869 and 1870. *The Transactions of the Zoological Society of London*, 8(5), 303-344.

Duncan, P. M. (1882). On some Recent Corals from Madeira. *In Proceedings of the Zoological Society of London* (Vol. 50, No. 1, pp. 213-221).

Duncan, P. M. (1878). A Description of the Madreporaria dredged up during the Expedition of HMS "Porcupine" in 1869 and 1870. *The Transactions of the Zoological Society of London*, 10(5), 235-249.

Edwards, A. J., Gomez, E. D. (2007). Reef restoration

concepts and guidelines: making sensible management choices in the face of uncertainty. Pages 1–40. *Coral Reef Targeted Research & Capacity Building for Management Programme*, St. Lucia, Australia.

EMODnet (2019). European Marine Observation and Data Network - EMODnet Seabed Habitats Web Services. Disponível em: https://ows.emodnet-seabedhabitats.eu/emodnet_view/wms. Acedido em Dezembro 2019

Epstein, N., Bak, R. P. M., Rinkevich, B. (2001). Strategies for Gardening Denuded Coral Reef Areas: The Applicability of Using Different Types of Coral Material for Reef Restoration. *Restoration Ecology*, 9:432–442.

Etnoyer, P., Morgan, L. E. (2005). Habitat-forming deep-sea corals in the Northeast Pacific Ocean. *In Cold-water corals and ecosystems* (pp. 331-343). Springer, Berlin, Heidelberg.

Fabri, M. C., Pedel, L., Beuck, L., Galgani, F., Hebbeln, D., Freiwald, A. (2014). Megafauna of vulnerable marine ecosystems in French mediterranean submarine canyons: Spatial distribution and anthropogenic impacts. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 104, 184-207.

FAO (2008). International guidelines for the management

of deep-sea fisheries in the high seas. Food and Agriculture Organization. Rome, Italy.

FAO (2016). Vulnerable Marine Ecosystems: Processes and Practices in the High Seas. Anthony Thompson, Jessica Sanders, Merete Tandstad, Fabio Carocci, Jessica Fuller, eds. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 595. Rome, Italy.

Fisher, C. R., Hsing, P. Y., Kaiser, C. L., Yoerger, D. R., Roberts, H. H., Shedd, W. W., Cordes, E. E., Shank, T. M., Berlet, S. P., Saunders, M. G., Larcom, E. A. (2014). Footprint of Deepwater Horizon blowout impact to deep-water coral communities. Proceedings of the National academy of sciences, 111(32), pp.11744-11749.

Foley, N. S., Kahui, V., Armstrong, C. W., Van Rensburg, T. M. (2010b). Estimating linkages between redfish and cold water coral on the Norwegian coast. Marine Resource Economics, 25(1), 105-120.

Foley, N., van Rensburg, T., Armstrong, C. W. (2010a). The ecological and economic value of cold-water coral ecosystems. Ocean & Coastal Management. 53. 313-326.

Folin, A. G. L. (1887). Sous les mers: campagnes d'exploration du "Travailleur" et du "Talisman". Librairie J.-B. Baillière et fils.

Freiwald, A. (2002). Reef-forming cold-water corals. In Ocean margin systems (pp. 365-385). Springer, Berlin, Heidelberg.

Freiwald, A., Fosså, J. H., Grehan, A., Koslow, T., Roberts, J. M. (2004). Cold-water Coral Reefs. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.

Galgani, F., Pham, C. K., Claro, F., Consoli, P. (2018). Marine animal forests as useful indicators of entanglement by marine litter. Marine pollution bulletin, 135, 735-738.

Gass, S. E., Roberts, J. M. (2006). The occurrence of the cold-water coral *Lophelia pertusa* (Scleractinia) on oil and gas platforms in the North Sea: colony growth, recruitment and environmental controls on distribution. Marine Pollution Bulletin, 52:549–559.

Gili, J. M., Coma, R. (1998). Benthic suspension feeders: their paramount role in littoral marine food webs. Trends in ecology & evolution, 13(8), 316-321.

Gili, J. M., Pagès, F. (1987). Pennatuláceas (Cnidaria, Anthozoa) recolectados en la plataforma continental catalana (Mediterráneo occidental). Miscellània Zoològica, 11, 25-39.

Girard, F., Cruz, R., Glickman, O., Harpster, T., Fisher, C.R., Thomsen, L. (2019). *In situ* growth of deep-sea octocorals after the Deepwater Horizon oil spill. Elementa: Science of the Anthropocene, 7.

Gjerde, K. M., Weaver, P., Billet, D. S. M., Paterson, G., Colaco, A., Dale, A. W. (2016). Implications of MIDAS results for policy makers: Recommendation for future regulations. Seascapes Consultants, Romsey.

Gomes, R. V. (2002). Silves (Xelb), uma cidade do Gharb Al-Andalus: território e cultura. Lisboa: Instituto Português de Arqueologia.

Gomes-Pereira, J. N., Carmo, V., Catarino, D., Jakobsen, J., Alvarez, H., Aguilar, R., Hart, J., Giacomello, E., Menezes, G., Stefanni, S., Colaço, A. (2017). Cold-water corals and large hydrozoans provide essential fish habitat for *Lappanella fasciata* and *Benthocometes robustus*. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 145, pp.33-48.

Gomes-Pereira, J. N., Vasco-Rodrigues, N., Afonso, A., Albuquerque, M., Berecibar, E., Bernardes, L., Calado, A., Castanheira, A., Tojeira, I., Tempera, F., Dias, F. C. (2015) Mono-specific facies of *Parazoanthus axinellae* in Luiz Saldanha Marine Park. Marine Biodiversity Records. 8.

Gonçalves, E., Serrão, E., Erzini, K., Henriques, M., Cunha, A., Horta e Costa, B., Silva, C., Abecasis, D., Rodrigues, D., Paulo, D., Sousa, I., Boavida, J., Assis, J., Gaudêncio, M. J., Klein, M., Guerra, M., Frias, P., Nogueira Mendes, R. M., Borges, R., Henriques, V. (2015). Implementação do Parque Marinho Professor Luiz Saldanha (Parque Natural da Arrábida): Ponto de situação realizado no âmbito do Projeto de conservação e gestão BIOMARES.

Gonçalves, J. M. S., Bentes, L., Monteiro, P., Oliveira, F. (2012). Biotope identification and groundtruthing of acoustic surveys in Sagres and Portimão coastal areas. Collaborative ROV surveys Oceana-UALG. MeshAtlantic Internal report nº3/2012, CCMAR, University of Algarve, Faro 18p.

Gonçalves, J. M. S., Boavida, J., Oliveira, F., Afonso, C. M. L., Chacón, D. M., Monteiro, P., Bentes, L., Aguilar, R., Sanz Alonso, J. L. (2013a). Biotope identification in deep rocky reefs offshore Portimão and Sagres. MeshAtlantic Final Conference - Mapping Atlantic Area Seabed Habitats for better marine management. University of Aveiro, 15-17 September.

Gonçalves, J. M. S., Monteiro, P., Afonso, C., Almeida, C., Oliveira, F., Rangel, M., Ribeiro, J., Machado, M., Veiga, P., Abecasis, D., Pires, F., Fonseca, L., Erzini,

K., Bentes, L. (2008). Cartografia e caracterização das biocenoses marinhas da Reserva Ecológica Nacional Submarina entre a Galé e a foz do rio Arade. Relatório Final CCDR Algarve. Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 144 pp. + Anexos.

Gonçalves, J. M. S., Monteiro, P., Afonso, C., Oliveira, F., Rangel, M., Machado, M., Veiga, P., Leite, L., Sousa, I., Bentes, L., Fonseca, L., Erzini, K. (2010). Cartografia e caracterização das biocenoses marinhas da Reserva Ecológica Nacional Submarina entre a foz do Rio Arade e a Ponta da Piedade. Relatório Final CCDR Algarve. Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 122 pp. + Anexos.

Gonçalves, J. M. S., Monteiro, P., Coelho, R., Afonso, C., Almeida, C., Veiga, P., Machado, M., Machado, D., Oliveira, F., Ribeiro, J., Abecasis, D., Primo, L., Tavares, D., Fernández-Carvalho, J., Abreu, S., Fonseca, L., Erzini, K., Bentes, L. (2007). Cartografia e caracterização das biocenoses marinhas da Reserva Ecológica Nacional Submarina entre a Galé e a barra Nova do Ancão. Relatório Final. Faro, CCDR Algarve, Universidade do Algarve, CCMAR. 250p. +anexos.

Gonçalves, J. M. S., Monteiro, P., Coelho, R., Afonso, C., Ribeiro, J., Almeida, C., Veiga, P., Machado, D., Berecibar, E., Oliveira, F., Bentes, L. (2004). Mapeamento

de biocenoses marinhas da Reserva Ecológica Nacional Submarina entre Albufeira e Vale do Lobo. Faro, CCDR Algarve, Universidade do Algarve, CCMAR. 182p.

Gonçalves, J. M. S., Monteiro, P., Oliveira, F., Afonso, C. M. L., Bentes, L., Aguilar, R. (2013b). Biotope identification in S. Vicente and Portimão submarine canyons. MeshAtlantic Final Conference - Mapping Atlantic Area Seabed Habitats for better marine management. University of Aveiro, 15-17 September

Gori, A., Bavestrello, G., Grinyó, J., Dominguez-Carrió, C., Ambroso, S., Bo, M. (2017). Animal forests in deep coastal bottoms and continental shelf of the Mediterranean Sea. Marine animal forests: The ecology of benthic biodiversity hotspots, 1-27.

Gori, A., Grinyó, J., Dominguez-Carrió, C., Ambroso, S., López-González, P.J., Gili, J.M., Bavestrello, G., Bo, M. (2019). 20. Gorgonian and Black Coral Assemblages in Deep Coastal Bottoms and Continental Shelves of the Mediterranean Sea. In Mediterranean Cold-Water Corals: Past, Present and Future (pp. 245-248). Springer, Cham.

Gori, A., Reynaud, S., Orejas, C., Gili, J. M., Ferrier-Pages, C. (2014). Physiological performance of the cold-water coral *Dendrophyllia cornigera* reveals its preference for temperate environments. Coral Reefs, 33(3), 665-674.

Gozalbes Cravioto, E. (1991) - Algunos datos sobre el comercio entre al-Andalus y el norte de África en la época omeya; los puertos de contacto. *Sharq Al-Andalus*. Teruel. 8, p. 25-42.

Grasshoff, M. (1986). Die Gorgonaria des Expeditionen von «Travailleur» 1880-1882 und «Talisman» 1883 (Cnidaria, Anthozoa). *Bulletin du Muséum national d'histoire naturelle. Section A, Zoologie, biologie et écologie animales*, 8(1), 9-38.

Gravier, C. (1920). Madrepores provenant des campagnes des yachts "Princesse-Alice" et "Hirondelle II"(1893-1913). Monaco.

Gravier, C. (1921). Antipathaires provenant des campagnes des yachts "Princesse-Alice" et "Hirondelle II"(1903-1913). Monaco.

Gray, J. (1860a). Description of a new coral (*Corallium johnsoni*) from Madeira. *In Proceedings of the Zoological Society of London* (Vol. 28, pp. 393-394).

Gray, J. (1860b). Notice of new corals from Madeira. *Annals and Magazine of Natural History* (3) 6:311

Gray, J. (1862). XIV. Notice of a second species of Paragorgia discovered in Madeira by Mr. James Yate

Johnson. *Annals and Magazine of Natural History*, 10(56), 125-126.

Gray, J. (1867). Additional note on *Corallium johnsoni*. *In Proceedings of the Zoological Society of London* (Vol. 35, pp. 125-127).

Gray, J. (1870). Catalogue of sea-pens or Pennatulariidae in the collection of the British Museum. order of the Trustees [by Taylor and Francis].

Grigg, R. W. (1984). Resource management of precious corals: a review and application to shallow water reef building corals. *Marine Ecology*, 5(1), 57-74.

Grigg, R. W. (2002). Precious corals in Hawaii: discovery of a new bed and revised management measures for existing beds. *Marine Fisheries Review*, 64(1), 13-20.

Harter, S. L., Ribera, M. M., Shepard, A. N., Reed, J. K. (2009). Assessment of fish populations and habitat on *Oculina* Bank, a deep-sea coral marine protected area off eastern Florida. *Fishery Bulletin*, 107(2), 195-206.

Hein, M. Y., Beeden, R., Birtles, A., Chase, T. J., Couture, F., Haskin, E., Marshall, N., Ripple, K., Terry, L., Willis, B. L., Willis, R., Gardiner, N. M. (2020a). Effects of coral restoration on fish communities:

snapshots of long-term, multiregional responses and implications for practice. *Restoration Ecology*, 28:1158–1171.

Hein, M. Y., Beeden, R., Birtles, A., Gardiner, T., Le Berre, N. M., Levy, J., Marshall, N., Scott, C. M., Terry, L. B., Willis, L. (2020b). Coral Restoration Effectiveness: Multiregional Snapshots of the Long-Term Responses of Coral Assemblages to Restoration. *Diversity*, 12:153–22.

Hein, M. Y., Birtles, A., Willis, B. L., Gardiner, N., Beeden, R., Marshall, N. A. (2019). Coral restoration: Socio-ecological perspectives of benefits and limitations. *Biological Conservation*, 229:14–25.

Hein, M. Y., Willis, B. L., Beeden, R., Birtles, A. (2017). The need for broader ecological and socioeconomic tools to evaluate the effectiveness of coral restoration programs. *Restoration Ecology*, 25:873–883.

Henry, L. A., Davies, A. J., Roberts, J. M. (2010). Beta diversity of cold-water coral reef communities off western Scotland. *Coral Reefs*, 29(2), 427-436.

Henry, L. A., Roberts, J. M. (2017). Global biodiversity in cold-water coral reef ecosystems. *Marine Animal Forests: The Ecology of Benthic Biodiversity Hotspots*, 235-256.

Hinderstein, L. M., Marr, J. C. A., Martinez, F. A., Dowgiallo, M. J., Puglise, K. A., Pyle, R. L., Zawada, D. G., Appeldoorn, R. (2010). Theme section on "Mesophotic coral ecosystems: characterization, ecology, and management". *Coral Reefs* 29, 247

Horta e Costa, B., Gonçalves, E. J. (2013). First occurrence of the Monrovia doctorfish *Acanthurus monroviae* (Perciformes: Acanthuridae) in European Atlantic waters. *Marine Biodiversity Records*, 6.

Horta e Costa, B., Assis, J., Franco, G., Erzini, K., Henriques, M., Gonçalves, E. J., Caselle, J. E. (2014). Tropicalization of fish assemblages in temperate biogeographic transition zones. *Marine Ecology Progress Series*, 504, 241-252.

Huntington, B. E., Miller, M. W., Pausch, R., Richter, L. (2017). Facilitation in Caribbean coral reefs: high densities of staghorn coral foster greater coral condition and reef fish composition. *Oecologia*, 184:247–257.

Husebø, Å., Nøttestad, L., Fosså, J. H., Furevik, D. M., Jørgensen, S. B. (2002). Distribution and abundance of fish in deep-sea coral habitats. *Hydrobiologia*, 471(1-3), 91-99.

Huvenne, V. A., Bett, B. J., Masson, D. G., Le Bas, T.

P., Wheeler, A. J. (2016). Effectiveness of a deep-sea cold-water coral Marine Protected Area, following eight years of fisheries closure. *Biological Conservation*, 200, pp.60-69.

Huvenne, V. A., Pattenden, A. D., Masson, D. G., Tyler, P.A. (2012). Habitat heterogeneity in the Nazaré deep-sea canyon offshore Portugal. In *Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat* (pp. 691-701). Elsevier.

ICES (2019). Vulnerable Marine Ecosystems. Disponível em <http://vme.ices.dk/webservices.aspx>. Acedido em Dezembro de 2019.

ICNF (2019). Sistema de informação Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. Disponível em: <http://si.icnf.pt:80/geoserver/wfs>. Acedido em Dezembro 2019.

James, L. C., Marzloff, M. P., Barrett, N., Friedman, A., Johnson, C. R. (2017) Changes in deep reef benthic community composition across a latitudinal and environmental gradient in temperate Eastern Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 565, 35-52.

Johnson, J. Y. (1861). Description of a second species of *Acanthogorgia* from Madeira. In *Proceedings of the Zoological Society of London* (Vol. 29, pp. 296-298).

Johnson, J. Y. (1862). Descriptions of some New Corals from Madeira. In *Proceedings of the Zoological Society of London* (Vol. 30, pp. 194-197).

Johnson, J. Y. (1899a). Notes on the Coralliida of Madeira, with Descriptions of two new Species. In *Proceedings of the Zoological Society of London* (Vol. 67, No. 1, pp. 57-64).

Johnson, J. Y. (1899b). Notes on the antipatharian corals of Madeira, with descriptions of a new species and a new variety, and remarks on a specimen from the West Indies in the British Museum. In *Proceedings of the Zoological Society of London* (Vol. 67, pp. 813-824).

Johnston, L., Miller, M. W. (2014). Negative indirect effects of neighbors on imperiled scleractinian corals. *Coral Reefs*, 33:1047–1056.

Jones, C. G., Lawton, J. H., Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69: 373-386.

Kent, W. S. (1870a). XLVII.—Observations on the Madreporaria or "Stony Corals" taken, in the late expedition of the Yacht 'Norna,' off the Coast of Spain and Portugal. *Annals and Magazine of Natural History*, 6(36), 459-461.

Kent, W. S. (1870b). Memoirs: On two New Genera of Alcyonoid Corals, taken in the recent Expedition of the Yacht Norna off the Coast of Spain and Portugal. *Journal of Cell Science*, 2(40), 397-399.

Kent, W. S. (1870c). XIV. On a new genus of the Madreporaria or stony corals (*Stenohelia*). *Journal of Natural History*, 5(26), 120-123.

Koslow J. A., Gowlett-Holmes K., Lowry J. K., O'Hara T., Poore G. C. B., Williams A. (2001) Seamount benthic macrofauna off southern Tasmania: community structure and impacts of trawling. *Marine Ecology Progress Series*, 213, 111–125.

Krieger, K. J., Wing, B. L. (2002). Megafauna associations with deepwater corals (*Primnoa* spp.) in the Gulf of Alaska. *Hydrobiologia*, 471(1-3), 83-90.

Ladd, M. C., Burkepile, D.E., Shantz, A.A. (2019). Near-term impacts of coral restoration on target species, coral reef community structure, and ecological processes. *Restoration Ecology*, 27(5):1166–1176.

Ladd, M. C., Miller, M.W., Hunt, J.H., Sharp, W.C., Burkepile, D.E. (2018). Harnessing ecological processes to facilitate coral restoration. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(4):239–247

Ladd, M. C., Shantz, A. A. (2020). Trophic interactions in coral reef restoration: A review. *Food Webs*, 24:e00149.

Ladd, M.C., Shantz, A. A., Nedimyer, K., Burkepile, D.E. (2016). Density dependence drives habitat production and survivorship of *Acropora cervicornis* used for restoration on a Caribbean coral reef. *Frontiers in Marine Science*, 3:261.

Lastras, G., Canals, M., Ballesteros, E., Gili, J. M., Sanchez-Vidal, A. (2016) Cold-Water Corals and Anthropogenic Impacts in La Fonera Submarine Canyon Head, Northwestern Mediterranean Sea. *PLoS ONE* 11(5): e0155729

Linares, C., Gori, A., Carreiro-Silva, M., Montseny, M., Bilan, M., Afonso, P., Fontes, J., Godinho, A., Rakka, M., Martins, I., Morato, T. (2020). D4.3. Effectiveness of tools/techniques for restoration in the deep-sea. *Marine Ecosystem Restoration in Changing European Seas MERCES*. Technical report, Pages 1–84.

Lindström, G. (1877). Contributions to the actinology of the Atlantic Ocean (Vol. 14). PA Norstedt , söner.

Low, M.E.Y., Sinniger, F., Reimer, J.D. (2016). The order Zoantharia Rafinesque, 1815 (Cnidaria, Anthozoa: Hexacorallia): supraspecific classification

and nomenclature. *ZooKeys*, 641: 1–80.

Lunden, J. J., Turner, J. M., McNicholl, C. G., Glynn, C. K., Cordes, E. E. (2014). Design, development, and implementation of recirculating aquaria for maintenance and experimentation of deep-sea corals and associated fauna. *Limnology and Oceanography: Methods*, 12(6), pp.363-372.

Maldonado, M., López-Acosta, M., Sánchez-Tocino, L., Sitjà, C. (2013). The rare, giant gorgonian *Ellisella paraplexauroides*: demographics and conservation concerns. *Marine Ecology Progress Series*, 479, 127-141.

Manassero, M., Decambron, A., Guillemin, N., Petite, H., Bizios, R., Viateau, V. (2016). Coral Scaffolds in Bone Tissue Engineering and Bone Regeneration. In The Cnidaria, Past, Present and Future (pp. 691-714). Springer, Cham.

Manuel, R. L. (1988). British Anthozoa (Coelenterata; Octocoralia, Hexacorallia): Keys and Notes for the Identification of the Species. Volume 18 of Synopses of the British fauna, Edition

Marion, S. R., Orth, R. J. (2008). Innovative Techniques for Large-scale Seagrass Restoration Using *Zostera marina* (eelgrass) Seeds. *Restoration Ecology*, 18:514–526.

Mariottini, G. L. (2016). The role of Cnidaria in drug discovery. In *The Cnidaria, Past, Present and Future* (pp. 653-668). Springer, Cham.

Milisenda, G., Garofalo, G., Fiorentino, F., Colloca, F., Maynou, F., Ligas, A., Musumeci, C., Bentes, L., Gonçalves, J. M. S., Erzini, K., Russo, T., D'Andrea, L., Vitale, S. (2021) Identifying Persistent Hot Spot Áreas of Undersized Fish and Crustaceans in Southern European Waters: Implication for Fishery Management Under the Discard Ban Regulation. *Frontiers in Marine Science*, 8:610241. doi: 10.3389/fmars.2021.610241.

Millennium Ecosystem Assessment (2005). Chapter 19 – Coastal Systems Island Press, Washington, DC World Resources Institute.

Milne-Edwards, A. (1861). Observations on the existence of various Mollusca and zoophytes at very great depths in the Mediterranean. *Annals and Magazine of Natural History*, 8(45), 270-271.

Milne-Edwards, A., Perrier, E. (1906). *Expéditions scientifiques du Travailleur et du Talisman pendant les années 1880, 1881, 1882, 1883*. G. Masson.

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, J.L., Guerra, M. T., Gaudêncio, M. J., Mendes, B., Henriques, V., Bajjouk, T., Bernard, M., Hily, C., Vasquez, M., Populus, J., Gonçalves, J. M. S. (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.

Monteiro-Marques, V. (1987). A plataforma continental do Algarve. Definição qualitativa das biocenoses de Substrato Móvel. Instituto Hidrográfico, Lisboa, Documentos técnicos, 31.

Monteiro-Marques, V., Andrade, F. (1981). Contribution à l'étude du bathyal rocheux des cotes ibériques. Arquivos do Museo Bocage, 81-96.

Morato, T., Pham, C. K., Pinto, C., Golding, N., Ardon, J. A., Durán Muñoz, P., Neat, F. (2018). A Multi Criteria Assessment Method for Identifying Vulnerable Marine Ecosystems in the North-East Atlantic. *Front. Mar. Sci.* 5:460.

Mordecai, G., Tyler, P. A., Masson, D. G., Huvenne, V. A. (2011). Litter in submarine canyons off the west coast of Portugal. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 58(23-24), 2489-2496.

Mortensen, P. B., Buhl-Mortensen, L. (2005). Deep-water corals and their habitats in The Gully, a submarine canyon off Atlantic Canada. In *Cold-water corals and ecosystems* (pp. 247-277). Springer, Berlin, Heidelberg.

Maya, P. H. M., Smit, K. P., Burt, A. J., Frias-Torres, S. (2016). Large-scale coral reef restoration could assist natural recovery in Seychelles, Indian Ocean. *Nature Conservation*, 16:1-17.

Montseny, M., Linares, C., Viladrich, N., Olariaga, A., Carreras, M., Palomeras, N., Gracias, N., Istenič, K., Garcia, R., Ambroso, S., Santín, A. (2019). First attempts towards the restoration of gorgonian populations on the Mediterranean continental shelf. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(8):1278–1284.

Montseny, M., Linares, C., Viladrich, N., Capdevila, P., Ambroso, S., Díaz, D., Gili, J. M., Gori, A. (2020). A new large-scale and cost-effective restoration method for cold-water coral gardens. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(5):977-987.

Moseley, H. N. (1876). III. Preliminary report to Professor Wyville Thomson, F.R.S., Director of the Civilian Scientific Staff, on the true corals dredged by H.M.S. 'Challenger' in deep water between the dates Dec. 30th, 1870, and August 31st, 1875. *Proceedings*

of the Royal Society of London, 24(164-170), 544-569.

Moseley, H. N. (1881). Report on certain Hydroid, Alcyonarian and Madreporarian Corals procured during the voyage of HMS Challenger. Longmans.

Mumby, P., Steneck, R. (2008). Coral reef management and conservation in light of rapidly evolving ecological paradigms. Trends in Ecology & Evolution, 23:555–563.

Muñoz, P. D., Murillo, F. J., Sayago-Gil, M., Serrano, A., Laporta, M., Otero, I., Gómez, C. (2011). Effects of deep-sea bottom longlining on the Hatton Bank fish communities and benthic ecosystem, north-east Atlantic. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 91(4), 939-952.

Nobre, A. (1903a). Subsidios para o estudo da fauna marinha do norte de Portugal. Annaes de Sciencias Naturaes, 8, 37-94.

Nobre, A. (1903b). Subsidios para o estudo da fauna marinha do sul de Portugal. Annaes de Sciencias Naturaes, 8, 153-160.

Nobre, A. (1931). Contribuições para o estudo dos Coelenterados de Portugal. Instituto de Zoologia da Universidade do Porto, 82 p.

OCEANA (2011). OSPAR Workshop on the improvement of the definitions of habitats on the OSPAR list. Background document for discussion: "Coral gardens", "Deep sea sponge aggregations"and "Seepen and burrowing megafauna communities". 20-21 October, 2011. Bergen, Norway. 82 p.

O'Connor, E., Hynes, S., Chen, W. (2020). Estimating the non-market benefit value of deep-sea ecosystem restoration: Evidence from a contingent valuation study of the Dohrn Canyon in the Bay of Naples. Journal of Environmental Management, 275:111180.

Oliveira, F., Aguilar, R., Monteiro, P., Bentes, L., Afonso, C. M. L., García, S., Xavier, J. R., Ocaña, O., de Matos, V., Tavares, A. M., Gonçalves, J. M. S. (2017). A photographic guide of the species of the Gorringe bank. Centro de Ciências do Mar (CCMAR)/Oceana, Faro, Portugal, 312 pp

Oliveira, F., Monteiro, P., Bentes, L., Henriques, N. S., Aguilar, R., Gonçalves, J. M. S. (2015). Marine litter in the upper São Vicente submarine canyon (SW Portugal): Abundance, distribution, composition and fauna interactions. Marine pollution bulletin, 97(1-2), 401-407.

Opel, A. H., Cavanaugh, C. M., Rotjan, R. D., Nelson,

J. P. (2017). The effect of coral restoration on Caribbean reef fish communities. *Marine Biology*, 164(12), pp.1-16.

Opresko, D. M. (1972). Biological results of the University of Miami Deep-Sea Expeditions. 97. Redescriptions and reevaluations of the antipatharians described by LF de Pourtales. *Bulletin of Marine Science*, 22(4), 950-1017.

Opresko, D. M. (2001). New species of antipatharians (Cnidaria Anthozoa) from Madeira, with the establishment of a new genus. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 114(2), 349-358.

Opresko, D. M. (2001). Revision of the Antipatharia (Cnidaria: Anthozoa). Part I. Establishment of a new family, Myriopathidae. *Zoologische Mededelingen*, Leiden.

Opresko, D. M. (2002). Revision of the Antipatharia. (Cnidaria: Anthozoa). Part II. Schizopathidae. *Zoologische Mededelingen*, Leiden.

Opresko, D. M. (2003). Revision of the Antipatharia. (Cnidaria: Anthozoa). Part III. Cladopathidae. *Zoologische Mededelingen*, Leiden.

Opresko, D. M. (2004). Revision of the Antipatharia (Cnidaria: Anthozoa). Part IV. Establishment of a new

family, Aphanipathidae. *Zoologische Mededelingen*, Leiden.

Opresko, D. M. (2006). Revision of the Antipatharia (Cnidaria: Anthozoa). Part V. Establishment of a new family, Stylopathidae. *Zoologische Mededelingen*, Leiden.

Orejas, C., Jiménez, C. (2017). The Builders of the Oceans—Part I: Coral Architecture from the Tropics to the Poles, from the Shallow to the Deep. *Marine Animal Forests: The Ecology of Benthic Biodiversity Hotspots*, 1-30.

Orejas, C., Taviani, M., Ambroso, S., Andreou, V., Bilan, M., Bo, M., Brooke, S., Buhl-Mortensen, P., Cordes, E., Dominguez Carrió, C., Ferrier-Pagès, C., Godinho, A., Gori, A., Grinyó, J., Gutiérrez Zárate, C., Hennige, S., Jiménez, C., Larsson, A. I., Lartaud, F., Lunden, J., Maier, C., Maier, S. R., Movilla, J., Murray, F., Peru, E., Purser, A., Rakka, M., Reynaud, S., Roberts, J. M., Siles, P., Strömberg, S. M., Thomsen, L., van Oevelen, D., Veiga, A., Carreiro-Silva, M. (2019). Cold-Water Coral in Aquaria: Advances and Challenges. A Focus on the Mediterranean. 38: 435–471. *In Mediterranean Cold-Water Corals: Past, Present and Future*. Springer, Cham.

OSPAR (2009). OSPAR - Biodiversity Series. Background Document for *Lophelia pertusa* reefs. OSPAR Commission, 2009. Publication number: 423.

OSPAR (2010a). OSPAR - Biodiversity Series. Background Document for Coral gardens. OSPAR Commission, 2010. Publication number: 486.

OSPAR (2010b). OSPAR - Biodiversity Series. Background Document for Seapen and Burrowing megafauna communities. OSPAR Commission, 2010. Publication number: 481.

Pérès, J. M. (1959). Aperçu bionomique sur les communautés benthiques des côtes sud du Portugal. Résultats scientifiques de la Campagne du N.R.P. "Faial" dans les eaux cotières du Portugal (1957). N°. 1. Gabinete de Estudos das Pescas.

Pérès, J. M. (1964). Résultats scientifiques des campagnes de la Calypso VI. Campagne de la Calypso en mer d'Alboran et dans la baie Ibéro-Marocaine (1958) (suite). Contribution à l'étude des peuplements benthiques du Golfe Ibéro-Marocain. Annales de l'Institut Océanographique 41(XX) 3-30. Institut Océanographique Monaco.

Pérez, C. D., de Moura Neves, B., Cordeiro, R. T.,

Williams, G. C., Cairns, S. D. (2016). Diversity and distribution of Octocorallia. In *The Cnidaria, Past, Present and Future* (pp. 109-123). Springer, Cham.

Pham, C. K., Diogo, H., Menezes, G., Porteiro, F., Braga-Henriques, A., Vandeperre, F., Morato, T. (2014a). Deep-water longline fishing has reduced impact on Vulnerable Marine Ecosystems. *Scientific reports*, 4, 4837.

Pham, C. K., Ramirez-Llodra, E., Alt, C. H., Amaro, T., Bergmann, M., Canals, M., Company, J. B., Davies, J., Duineveld, G., Galgani, F., Howell, K. L. (2014b). Marine litter distribution and density in European seas, from the shelves to deep basins. *PloS one*, 9(4).

Pham, C. K., Vandeperre, F., Menezes, G., Porteiro, F., Isidro, E., Morato, T. (2015). The importance of deep-sea vulnerable marine ecosystems for demersal fish in the Azores. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 96, 80-88.

Pilczynska, J., Boavida, J., Cocito, S., Lombardi, C., Peirano, A., Queiroga, H. (2017a). Low clonal propagation in Atlantic and Mediterranean populations of the red gorgonian *Paramuricea clavata* (Octocorallia). *Scientia Marina*, 81(1), 103-110.

Pilczynska, J., Cocito, S., Boavida, J., Serrão, E. A., Queiroga, H. (2017b). High genetic differentiation of red gorgonian populations from the Atlantic Ocean and the Mediterranean Sea. *Marine Biology Research*, 13(8), 854-861.

Ponti, M., Turicchia, E., Ferro, F., Cerrano, C., Abbiati, M. (2018). The understorey of gorgonian forests in mesophotic temperate reefs. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(5), 1153-1166.

Pradillon, F., Shillito, B., Chervin, J.C., Hamel, G., Gaill, F. (2004). Pressure vessels for in vivo studies of deep-sea fauna. *High Pressure Research*, 24(2):237–246.

Reed, J. K., Koenig, C. C., Shepard, A. N. (2007). Impacts of bottom trawling on a deep-water Oculina coral ecosystem off Florida. *Bulletin of Marine Science*, 81(3), 481-496.

Roark, E. B., Guilderson, T. P., Dunbar, R. B., Fallon, S. J., Mucciarone, D. A. (2009) Extreme longevity in proteinaceous deep-sea corals. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106:5204–5208

Roberts, J. M., Cairns, S. D. (2014). Cold-water corals

in a changing ocean. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 7, 118-126.

Roberts, J. M., Murray, F., Anagnostou, E., Hennige, S., Gori, A., Henry, L. A., Fox, A., Kamenos, N., Foster, G. L. (2016). Cold-Water Corals in an Era of Rapid Global Change: Are These the Deep Ocean's Most Vulnerable Ecosystems?. In *The Cnidaria, Past, Present and Future* (pp. 593-606). Springer, Cham.

Roberts, J. M., Wheeler, A. J., Freiwald, A. (2006). Reefs of the deep: the biology and geology of cold-water coral ecosystems. *Science*, 312(5773), 543-547.

Roberts, J. M., Wheeler, A., Freiwald, A., Cairns, S. (2009). Cold-water corals: the biology and geology of deep-sea coral habitats. Cambridge University Press.

Rodrigues, S. (2008) Dados Ecológicos de Gorgónias (Octocorallia, Alcyonaria) – Contributo para a conservação e gestão de actividades subaquáticas no Parque Marinho Professor Luiz Saldanha (Portugal). M. Sc. Thesis. Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Departamento de Biologia Animal. Lisboa 92 pp.

Rodríguez-Climent, S., Angélico, M. M., Marques, V., Oliveira, P., Wise, L., Silva, A. (2017). Essential habitat

for sardine juveniles in Iberian waters. *Scientia Marina*, 81(3), 351-360.

Rogers, A. D. (1999). The Biology of *Lophelia pertusa* (Linnaeus 1758) and Other Deep Water Reef Forming Corals and Impacts from Human Activities. *International review of hydrobiology*, 84(4), 315-406.

Rogers, A. D., Gianni, M. (2010) The Implementation of UNGA Resolutions 61/105 and 64/72 in the Management of Deep-Sea Fisheries on the High Seas. Report prepared for the Deep-Sea Conservation Coalition. International Programme on the State of the Ocean, London, United Kingdom, 97pp

Rossi, L. (1960). Madréporaires. Résultats scientifiques de la campagne du N. R. P. 'Faial' dans les eaux côtières du Portugal (1957). *Gabinete de Estudos das Pescas* 3: 1-13.

Ross, S., Quattrini, A. M. (2007). The fish fauna associated with deep coral banks off the southeastern United States. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 54(6), 975-1007.

Rossi, S. (2013). The destruction of the 'animal forests' in the oceans: towards an over-simplification of the benthic ecosystems. *Ocean, coastal management*, 84, 77-85.

Rossi, S., Bramanti, L., Gori, A., Orejas, C. (2017). An overview of the animal forests of the world. *Marine Animal Forests: The Ecology of Benthic Biodiversity Hotspots*, 1-26.

Roule, L. (1905). Description des Antipathaires et Cérianthaires recueillis par SAS le Prince de Monaco dans L'Atlantique nord (1886-1902). Fascicule XXX. Imprimerie de Monaco, Monaco.

Rueda, J. L., Urra, J., Aguilar, R., Angeletti, L., Bo, M., García-Ruiz, C., González-Duarte, M. M., López, E., Madurell, T., Maldonado, M., Mateo-Ramírez, Á. (2019). 29 Cold-Water Coral Associated Fauna in the Mediterranean Sea and Adjacent Areas. In *Mediterranean Cold-Water Corals: Past, Present and Future* (pp. 295-333). Springer, Cham.

Saldanha, L. (1974). Estudo do povoamento dos horizontes superiores da rocha litoral da costa da Arrábida (Portugal). Ph. D. Thesis. Arquivos do Museu Bocage, (2^a Série), 5 (1): 382 pp.

Sampaio, I., Braga-Henriques, A., Pham, C., Ocaña, O., De Matos, V., Morato, T., Porteiro, F. M. (2012). Cold-water corals landed by bottom longline fisheries in the Azores (north-eastern Atlantic). *Journal of the Marine Biological Association*

of the United Kingdom, 92(7), 1547-1555.

Sampaio, I., Freiwald, A., Porteiro, F.M., Menezes, G., Carreiro-Silva, M. (2019). Census of Octocorallia (Cnidaria: Anthozoa) of the Azores (NE Atlantic) with a nomenclature update. *Zootaxa*, 4550(4), pp.451-498.

Sardá, R., Rossi, S., Martí, X., Gili, J. M. (2012). Marine benthic cartography of the Cap de Creus (NE Catalan Coast, Mediterranean Sea). *Scientia Marina*, 76(1), 159-171.

Schlaining, K., Von Thun, S., Kuhnz, L., Schlaining, B., Lundsten, L., Stout, N.J., Chaney, L., Connor, J. (2013). Debris in the deep: Using a 22-year video annotation database to survey marine litter in Monterey Canyon, central California, USA. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 79, pp.96-105.

Serra-Pereira, B., Erzini, K., Maia, C., Figueiredo, I. (2014). Identification of potential essential fish habitats for skates based on fishers' knowledge. *Environmental management*, 53(5), 985-998.

Smith, P. (2001). Managing biodiversity: Invertebrate by-catch in seamount fisheries in the New Zealand Exclusive Economic Zone. World Fisheries Trust, IRRC/CRDI, UNEP.

Stephens, J. (1907). Alcyonarian and Madreporarian corals of the Irish coasts. *Fisheries, Ireland, Scientific Investigations*, N°V, 1-28.

Stiasny, G. (1939). *Gorgonaria von Portugal (Sammlung des Museu Bocage)*. Arquivos do Museu Bocage, 10: 15-38

Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G. -K., Alexander, L. V., Allen, S. K., Bindoff, N. L., Bréon, F. -M., Church, J. A., Cubasch, U., Emori, S., Forster, P., Friedlingstein, P., Gillett, N., Gregory, J. M., Hartmann, D. L., Jansen, E., Kirtman, B., Knutti, R., Kumar, K. K., Lemke, P., Marotzke, J., Masson-Delmotte, V., Meehl, G. A., Mokhov, I. I., Piao, S., Ramaswamy, V., Randall, D., Rhein, M., Rojas, M., Sabine, C., Shindell, D., Talley, L. D., Vaughan, D. G., Xie, S.-P. (2013): Technical Summary. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Tempera, F., Atchoi, E., Amorim, P., Gomes-Pereira, J., Gonçalves, J. M. S. (2013). Atlantic Area Marine Habitats: Adding new Macaronesian habitat types

from the Azores to the EUNIS Habitat Classification. Technical Report No.4/2013 - MeshAtlantic. IMAR/DOP-Universidade dos Açores. 128pp

Thomson, C. W. (1875). Les abîmes de la mer: expéditions de dragage des vaisseaux le Porcupine et le Lightning. Hachette.

Thomson, J. A. (1927). Fascicule LXXIII: Alcyonaires provenant des campagnes scientifiques du Prince Albert I^{er} de Monaco. Résult. Camp. scient. Prince Albert I de Monaco 73: 1–77.

Thurber, A. R., Sweetman, A. K., Narayanaswamy, B. E., Jones, D. O., Ingels, J., Hansman, R. L. (2014). Ecosystem function and services provided by the deep sea. Biogeosciences, 11(14), 3941-3963.

Torrents, O., Tambutté, E., Caminiti, N., Garrabou, J. (2008). Upper thermal thresholds of shallow vs. deep populations of the precious Mediterranean red coral *Corallium rubrum* (L.): Assessing the potential effects of warming in the NW Mediterranean. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 357(1), 7-19.

Tsounis, G., Rossi, S., Grigg, R., Santangelo, G., Bramanti, L., Gili, J. M. (2010). The exploitation and

conservation of precious corals. Oceanography and marine biology: an annual review, 48, 161-212.

Tyler, P. A. (1986). The Portuguese Slope. R.R.S. Challenger cruise 7/86 report. University College of Swansea. 34 pp.

U.S.C. (1996). The sustainable fisheries act of 1996. An Act to amend the Magnuson Fishery Conservation and Management Act to authorize appropriations, to provide for sustainable fisheries, and for other purposes. 16 U.S.C.:Conservation. 104th United States Congress.

UNEP-WCMC (2014). Vulnerable Marine Ecosystems (VME). Biodiversity A-Z website, UNEP-WCMC, Cambridge, UK. Disponível em www.biodiversitya-z.org. Acedido em Dezembro 2019.

Van Dover, C.L., Aronson, J., Pendleton, L., Smith, S., Arnaud-Haond, S., Moreno-Mateos, D., Barbier, E., Billett, D., Bowers, K., Danovaro, R. and Edwards, A. (2014). Ecological restoration in the deep sea: Desiderata. Marine Policy, 44:98–106.

Van Oppen, M. J., Oliver, J. K., Putnam, H. M., Gates, R. D. (2015). Building coral reef resilience through assisted evolution. Proceedings of the National Academy of Sciences, 112(8):2307–2313.

Vanreusel, A., Hilario, A., Ribeiro, P. A., Menot, L., Arbizu, P. M. (2016). Threatened by mining, polymetallic nodules are required to preserve abyssal epifauna. *Scientific reports*, 6, p.26808.

Vieira, R. P., Raposo, I. P., Sobral, P., Gonçalves, J. M., Bell, K. L., Cunha, M. R. (2015). Lost fishing gear and litter at Gorringe Bank (NE Atlantic). *Journal of sea research*, 100, 91-98.

Watling, L., France, S. C., Pante, E., Simpson, A. (2011). Biology of deep-water octocorals. In *Advances in Marine Biology* (Vol. 60, pp. 41-122). Academic press.

Watters, D. L., Yoklavich, M. M., Love, M. S., Schroeder, D. M. (2010). Assessing marine debris in deep seafloor habitats off California. *Marine Pollution Bulletin*, 60(1), 131-138.

Webb, T. J., Berghe, E. V., O'Dor, R. (2010). Biodiversity's big wet secret: the global distribution of marine biological records reveals chronic under-exploration of the deep pelagic ocean. *PLoS One*, 5(8), e10223.

White, H. K., Hsing, P. Y., Cho, W., Shank, T. M., Cordes, E. E., Quattrini, A. M., Nelson, R. K., Camilli, R., Demopoulos, A. W., German, C. R., Brooks, J. M. (2012). Impact of the Deepwater Horizon oil spill on a deep-water

coral community in the Gulf of Mexico. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(50), pp.20303-20308.

Williams, G. C. (1995). Living genera of sea pens (Coelenterata: Octocorallia: Pennatulacea): illustrated key and synopses. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 113(2), 93-140.

Williams, G. C. (2011). The global diversity of sea pens (Cnidaria: Octocorallia: Pennatulacea). *PLoS one*, 6(7), e22747.

Wright, E. P. (1869). VIII.—On a new genus of Gorgonidæ from Portugal. *Journal of Natural History*, 3(13), 23-26.

Yoshikawa, T., Asoh, K. (2004). Entanglement of monofilament fishing lines and coral death. *Biological Conservation*, 117(5), 557-560.

Zibrowius, H. (1980). Les Scléractiniaires de la Méditerranée et de l'Atlantique nord-oriental. Mémoires de l'Institut océanographique, Monaco.

Zibrowius, H. W., Saldanha, L. (1976). Sclératinaires récoltés en plongée au Portugal et dans les archipels de Madère et des Açores. *Boletim da Sociedade portuguesa de Ciências naturais*, 16:91-114

Zibrowius, H., Cairns, S. D. (1992). Revision of the northeast Atlantic and Mediterranean Stylasteridae (Cnidaria: Hydrozoa). Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, Séries A-Zoologie.

